

Rapport nr. 206

Reetablering av sjøaure, laks og ål i Nesttunvassdraget

Ulrich Pulg, Gunnar Lehmann



Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI)

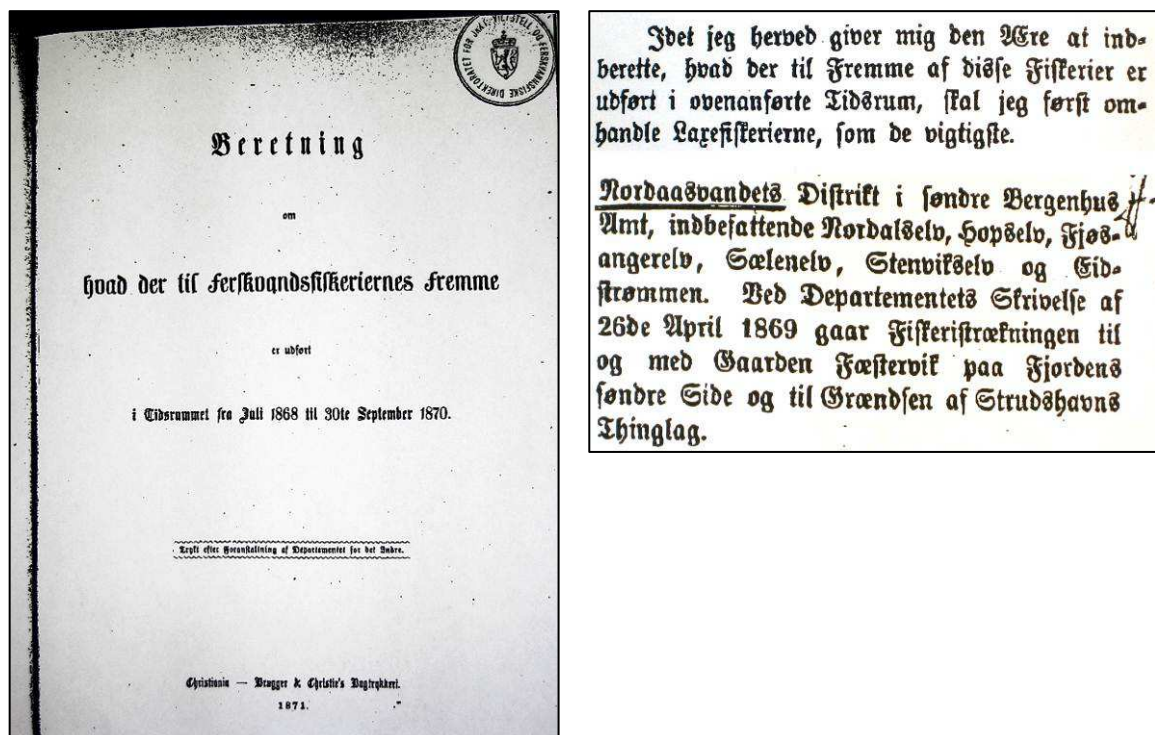
LABORATORIUM FOR FERSKVANNSØKOLOGI OG INNLANDSFISKE, LFI UNI MILJØ THORMØHLENSGATE 49b 5006 BERGEN		TELEFON: 55 58 22 28 E-POST: lfi@uni.no
ISSN NR ISSN-1892-889	LFI-Rapport Nr. 206	
TITTEL: Reetablering av sjøaure, laks og ål i Nesttunvassdraget	DATO: 22.10. 2012	
FORFATTERE: Ulrich Pulg, Gunnar Bekke Lehmann	GEOGRAFISK OMRÅDE: Hordaland	
Oppdragsgiver: Nesttunvassdragets venner	Sider: 47	
<p>Sammendrag:</p> <p>En rekke interessegrupper (sportsfiskere og naturverner) og vannregionsmyndighetene (Bergen kommune, Fylkeskommune) har foreslått å reetablere laks, sjøaure, ål og eventuell elvemusling i Nesttunvassdraget. Ideen er gammel og har vært diskutert siden 1920-tallet men har fått ny drivgrunnet arbeidet med vannforskriften.</p> <p>Denne utredningen viser at Nesttunvassdraget har et stort potensial for å reetablere sjøaure, laks og ål – større enn Arnassdraget der årets lakseinnsig har vært historisk (fangst 2012 > 2,4 t). I hovedsak trengs det en fiskepassasje ved Hopsfossen og en styrt reetablering av en ønsket laksestamme via rognplanting. Sjøaure og ål vil etablere seg selv. Ved siden av fiskepassasjen i Hopsfossen anbefales en rekke andre habitattiltak som vil fremme reetableringen, først og fremst gjenåpning og restaurering av deler av Nestunelven, Storelven og mindre fiskepassasjer i Midttunelven og ved Myrdalsvannet. Det foreslås en fremdriftsplan som medfører at de ønskete artene vil dukke opp i vassdraget fra år 2 etter prosjektstart og være ferdig etablert etter 9-10 år. Ved siden av en bedre miljøtilstand vil prosjektet medføre muligheter for å fiske etter laks og sjøaure i Nesttunvassdraget og Nordåsvannet, en bærekraftig byutvikling og vannforvaltning (i følge vannforskriften). Ved siden av restaureringstiltak anbefales det å beskytte det resterende vassdraget for inngrep. Fremdeles vurderes habitatforholdene som gode eller svært gode på ca. 50 % av vassdragets areal. Økt fortetting, byggeaktiviteter og flomvern kan ha alvorlige konsekvenser for vassdraget dersom de ikke utformes på en miljøvennlig måte.</p>		
EMNEORD: Sjøaure, laks, ål, reetablering, restaurering, gjenåpning, fiskepassasje, vannforskrift		
FORSIDEFOTO: Hoppende laks i Arnassdraget 2011, Tore Wiers		

Innhold

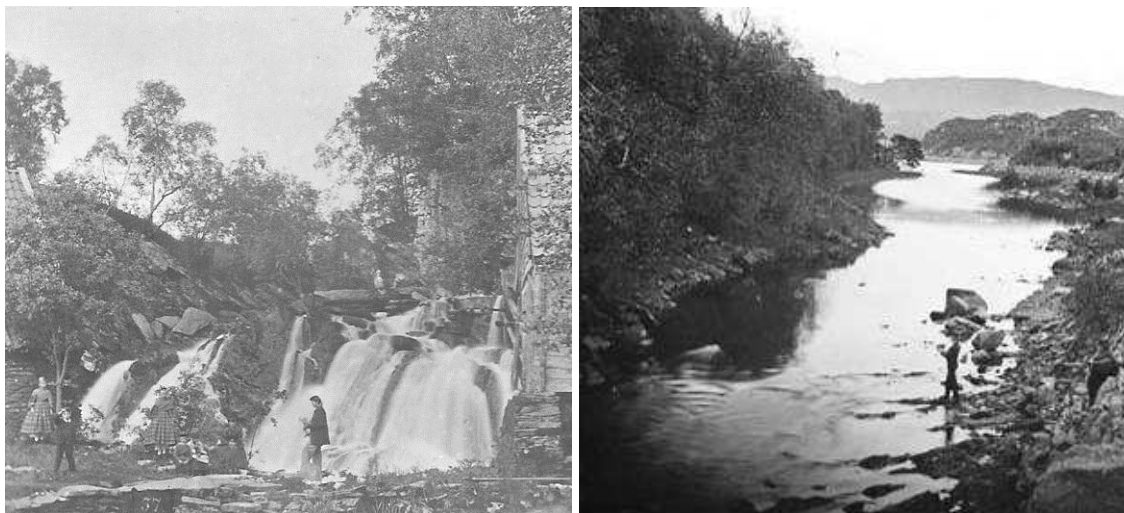
1	Innledning og bakgrunn.....	4
2	Metoder.....	6
2.1	Kartlegging.....	6
2.2	El-fiske	12
3	Resultater og diskusjon	14
3.1	Kartlegging av habitatforhold.....	14
3.2	Fisk i Nesttunvassdraget.....	19
3.3	Flaskehalsler og tiltak	25
3.4	Reetablering av fisk.....	26
3.5	Overvåking	27
3.6	Fiskeforvaltning	28
3.7	Vassdragsforvaltning.....	28
3.8	Fremdrift.....	37
3.9	Fiskepassasje ved demning Hopsfossen.....	38
4	Sammendrag	41
5	Litteratur	42

1 Innledning og bakgrunn

Nesttunvassdraget (Hopselv) er i dag ikke lakseførende. Dette skyldes at Hopsfossen er et oppvandringshinder for anadrom fisk. Anadrom fisk er fiskearter som vandrer mellom sjø og elv, og som gyter i ferskvann, slik laks og sjøaure gjør. Hopsfossen har i dag en samlet fallhøyde på 11 m (ved flo), men av disse utgjør demningen som er bygget over fossen 7 m. Uten demning er fallhøyden ved fossen om lag 3-4 m (flo-fjære), og muligens ikke høyere enn at laks og sjøaure kan klare å hoppe opp ved en svært gunstig vannføring. Historiske bilder viser at det opprinnelig var et fossestryk i Hopsfossen med flere 1-2 m høye trinn som synes å være passerbare for anadrom fisk. Historiske kilder fra siste halvdel av 1800-tallet oppgir også Nesttunvassdraget som et lakseførende vassdrag sammen med de øvrige vassdragene med utløp i Nordåsvatnet (Dep. f. d. Indre 1871, se fig 1). Fra 1920-tallet er det kjent planer om å reintrodusere laks og sjøaure i vassdraget (NVE 2010, Lehmann 1991, Hopkins 2002, TA 2009, Pulg et al. 2011). Nesttunvassdragtes venner har tatt initiativet opp igjen, inkludert vandring for ål, og har satt i gang et forprosjekt sammen med LFI Uni Miljø. Forprosjektet skulle utrede de grunnleggende habitatforholdene og betingelser for en reintroduksjon. Resultatene er presentert i denne rapporten. Den viser i hvilken grad Nesttunvassdraget er egnet for reintroduksjon av artene og hva som er nødvendig for å få det til. Tiltakene beskrives og prioriteres i kap.Figur 16. Det er lagt særlig vekt på et av de viktigste tiltakene som er en fiskepassasje i Hopsfossen.



Figur 1 Beretning om fiskeforhold til Departementet for det Indre 1871. "Hopselv" (Nesttunvassdraget) er her oppført som lakseførende ved siden av Nordåselv (Apletunvassdraget), Steinsvikselv og Sælenselv.



Figur 2 Historiske bilder fra Hopsfossen med lekende barn og mølle (venstre bildet) og fiske i Nesttunelven ved Hopsbroen (1864, Foto: Knut Knudsen). Bildet av Hopsfossen tyder på at fossen opprinnelig hadde flere 1-2 m høye trinn (antatt at barna er 1-1,5 m høye). Dersom dette var tilfelle var fossen passerbar for laks og sjøaure før demningen ble bygget på fossen.

2 Metoder

2.1 Kartlegging

Sjøaurens og laksens habitatkrav er beskrevet i flere studier (Crisp et al. (1989), Rubin & Glimsæter (1996), Harris & Milner (2007), Armstrong et al. (2003), Klemetsen et al. (2003), Barlaup et al. (2008), Pulg et al. (2011B), Aas et al. (2011), Jonsson et al. (2011). Her skal bare det mest relevante for denne studien sammenfattes.

Laks (*Salmo salar*) gyter i elver. Ungfiskten vokser opp der (2-4 år) og vandrer så (som smolt) ut til havs der de igjen tilbakelegger lange vandringer mot beiteområder ved Færøyene, Grønland og i Norskehavet. Aure (*Salmo trutta*) har stor variasjon i individuell livssyklus. Mens en del fisk er forholdsvis stasjonære og tilbringer hele sitt liv i nærheten av sin gyteplass i en elv, vandrer andre lange strekninger til næringsområder i både elv, innsjø og sjø. Sistnevnte blir ofte større og har en bedre reproduksjonssuksess. De fiskene som vandrer ut fra elven til sjøen for å spise kalles "sjøaure". Livsstrategien kalles "anadrom" (gyter i ferskvann, vandrer til næringsområder i sjøen). Habitatkravene til ungfisken er uavhengige av om fisken er anadrom eller resident. I vassdrag der fisk har tilgang til sjøen (ingen vandringshinder som fosser eller demninger) dominerer som regel sjøvandring som livsstrategi. Auren utvikler lokalt tilpassete populasjoner med genetisk forankret preferanse for anadrom eller stasjonær atferd. Den delen av et vassdrag som er tilgjengelig for aure fra sjøen kalles "anadrom del". I denne rapporten kalles aure i den androme delen "sjøaure", i strekninger ovenfor "aure". Ungfisk omtales generelt som "aure".

På Vestlandet gyter sjøauren hovedsakelig i oktober og delvis i november. Laks i november. Gytehabitatet til aure og laks ligner og har spesielle morfologiske, sedimentologiske og hydrauliske egenskaper. Gytingen skjer i bekker og elver på rennende vann, som regel på steder hvor vannhastigheten er mellom 0,2 og 0,8 m/s og vanddypet er mellom 0,1 og 0,8 m. Gytesubstratet er grus med en gjennomsnittlig korndiameter mellom 5 og 50 mm og lite finsediment. Et gyteområde må ha løst substrat av en tykkelse/dybde som gjør at sjøaure kan lage en gytegropp og grave ned eggene. Gravedypet er avhengig av hunnfiskens størrelse siden større fisk graver dypere, og i hovedsak vil gravedypet variere fra ca 5 cm og ned til ca 25 cm. Gyteplasser ligger ofte i utløp av kulper (på et "brekk"), der strømforholdene sørger for frisk vanntilførsel til eggene som ligger nede i grusen.

Yngelen klekker om våren, dvs. ca. 4-6 måneder etter gytingen. Klekketidspunktet er avhengig av vanntemperaturen gjennom vinteren. Etter klekking blir yngelen liggende i gytegroppen i flere uker mens den bruker næring fra plommesekken. Når yngelen er kommet opp av grusen livnærer den seg hovedsakelig av insekter og krepsdyr. Yngel er territoriell og forsvaret en egnet standplass, gjerne i tilknytning til grov grus, rullestein eller vegetasjon. Yngelen trenger skjul for å unnsnippe predasjon (hovedsaklig større aure og fugl som hegre, siland og laksand). Næringsrike vassdrag med høyt morfologisk mangfold, mange standplasser og mye skjul vurderes som gunstige oppvekstområder for sjøaureyngel.

Både gyteareal, stryk og renner kan gi gode skjul- og oppvekstforhold. Busker og trær langs elven ("kantvegetasjon") er gunstig, siden dette bidrar til skygge, skjul og standplasser og gir trofisk grunnlag for næringsnett. Dette gjelder også for dødt tremateriale som ligger i elven (kvister, tømmerstokker, hele trær). I løpet av de første tre årene vandrer som regel ungfiskene til sjøen. Utvandringmønsteret kan variere både innen og mellom bekker hos aure. Noen fisk viser en klar nedvandringssatferd og smoltifiserer som laks, mens andre vandrer gradvis nedover. Noen vandrer helt ut i sjøen, og noen blir stående i munningsområdet. En del av fiskene vandrer ikke til sjøs men blir stående i elven (resident aure). All ungfisk av laks vandrer derimot ut til sjøen.

Ål gyter i Sargassohavet og vandrer med golfstrømmen mot Europas kyst der den enten vokser opp kystnær i sjøen eller i elver. Glassål (10-15 cm) kan forsere vandringshinder på veien opp elvene ved å gå et kort stykke på land (på våt mose og gress). Ålen lever av bunndyr og fisk og blir vanligvis 5-15 år i ferskvann før den returnerer til sjøen og videre til gyteplassene i Sargassohavet (0,5-1,5 m lengde). Ål foretrekker næringsrike stilleflytende elvestrekninger og grunne innsjøer og tjern med mye skjul.

Habitatkartlegging

Fiskehabitatet ble kartlagt til de første varige naturlige vandringsbarrierene høsten 2011. Kartleggingsmetoden orienterer seg etter behovet av laks- og sjøaureyngel og bygger på metoder av Frisell et al. (1986), Jungwirth et al. (2003), Gabrielsen & Wiers (2003), Borsanyi et al. (2004) og Pulg (2009) men har blitt justert etter forholdene i Nesttunvassdraget (Pulg et al 2011).

Bekkearealet blir visuelt delt inn i 4 mesohabitattyper: gyteareal, stryk, renne og kulvert. Visuell vurdering av en tilstand kan være raskt og effektiv, men gir et mindre nøyaktig bilde som i mindre grad er reproducerbart enn målinger, for eksempel av substrat og skjul (Finstad et al. 2007). Når det gjelder dekningsgrad har visuell vurdering vist seg å gi et tilstrekkelig representativt og reproducerbart mål. Visuell vurdering av dekningsgrad brukes regelmessig innen botanikk og vegetasjonsøkologi (Braun-Blanquet 1928). Derfor baseres metoden for å vurdere habitat på visuell vurdering av dekningsgrad av forskjellige mesohabitattyper eller habitatkvaliteter (rullestein, kantvegetasjon, homogene betongflater m.fl.).

Mesohabitattype blir skilt på følgende måte: Elveareal dominert av typisk gytegrus for sjøaure (grus med middels diameter 10-40 mm og > 50 % dekning) kategoriseres som gyteareal. Bekkeareal som ikke domineres av grus inndeles etter dominerende vannhastighet og vannoverflatens ruhet (som igjen indikerer gradienten). Partier med dominerende vannhastigheter over ca. 0,3 m/s og ru vannoverflate kategoriseres som stryk. Partier med lavere hastighet og glatt vannoverflate blir kategorisert som renne. Det skilles ikke mellom kulp og renne. Kulvert (lukket bekk/rør) vurderes som en egen kategori.

Habitategenskaper blir vurdert på samme måte som stryk eller renner, avhengig av kulvertens gradient.

Mesohabitatets kvalitet vurderes etter de 3 morfologiske habitategenskaper som har vist seg å være mest vesentlig for gyting (Barlaup et al. 2008, Pulg et al. 2011B) og ungfisktetthet av sjøaure: Morfologi, substrat og kantvegetasjon (Pulg et al. 2011A). Kvaliteten til disse egenskapene blir kategorisert i 4 trinn og tildelt verdier mellom 1-4 (Tabell 1). Deretter blir verdier summert og delt inn i 5 vurderingskategorier: 12-11 svært gode habitatforhold for sjøaure, 10-9 gode habitatforhold, 8-7 moderate habitatforhold, 6-5 dårlige habitatforhold og 4-3 svært dårlige habitatforhold. Kriterier for vurderingene er presentert nedenfor. Oversikt finnes i Tabell 1. Eksempler er presentert i Figur 3). Habitatkartleggingen gjennomføres ved medianvannføring.

Areal – før og etter inngrep

Elveareal defineres med grunnlag i FKB-data (N5), ortofoto og oppmålinger i felt (lasermåler og GPS ved medianvannføring). Feltmålingene er avgjørende for selve arealberegningen. For å estimere det opprinnelige elvearealet (før inngrep) ble historiske kart og flyfoto tatt i bruk, dersom de finnes. Erfaringer med bekker i Bergen har vist at en flyfotoserie fra 1951 ga tilstrekkelig informasjon for å vurdere det opprinnelige innsjø- og bekkearealet (før bekkelukking og kanalisering).

Plasseringen til kunstige vandringsbarrierer kan gi informasjon om elvearealet som ikke lengre er tilgjengelig for fisk, men som bidro til produksjon før barrieren ble satt opp. Effekter av arealreduksjon på grunn av reguleringer (som for eksempel fraføring av vann, kanalisering, utretting) kan estimeres gjennom sammenligning med upåvirkete strekninger ovenfor/nedenfor, ved hjelp av historiske data eller ved hydrauliske modelleringer.

Informasjon om nedbørsfeltetenes areal disponeres av NVE, kommuner og er delvis gitt i NVE sin nett-atlas (www.nve.no). Med dette og middels årsavrenning fra samme kilde kan middel vannføring estimeres dersom det ikke finnes bedre målinger.

Tabell 1. Vurderingsskjema for habitatkartlegging og -vurdering

Mesohabitattype	Habitategenskap	Vurdering av habitatkvalitet	
Gyteareal <ul style="list-style-type: none"> • Typisk gytegrus dominerer substratet (middels korndiameter 10 - 50 mm > 50% dekning) 	Morfologi	1 dårlig egnet: $v < 0,1$ m/s eller $v > 1$ m/s eller $d < 5$ cm	
		2 mindre egnet: $v \approx 0,1-0,2$ m/s eller $v \approx 0,8-1$ m/s eller $d < 10$ cm	
		3 egnet: $v \approx 0,2-0,8$ m/s, $d < 20$ cm	
		4 velegnet: $v \approx 0,2-0,8$ m/s, $d > 20$ cm	
	Substrat	1 dårlig egnet: $F > 20$ % eller pakket eller dekket med vegetasjon (100-75 % dekning)	
		2 mindre egnet: $F > 10$ % eller delvis pakket/ dekket med vegetasjon (75-50% dekning)	
		3 egnet: $F < 10$ % og lite pakket/dekket med vegetasjon (50-25 %)	
		4 velegnet: $F < 10$ % og knapt pakket/dekket med vegetasjon (25-0%)	
	Kantvegetasjon eller døde trær	1 lite: dekning 0-25 %	
		2 middels: dekning 25-50 %	
3 mye: dekning 50-75 %			
4 tett: dekning 75 – 100 %			
Stryk <ul style="list-style-type: none"> • Gytegrus dominerer ikke men kan forekomme flekkvis • Dominerende vannhastigheter > 0,3 m/s 	Morfologi	1 Standplasser, skjul og hulrom finnes knapt (0-25 % dekning) For eksempel: Kanalisering med fast forbygging, betong, plastring uten hulrom	
		2 Få standplasser skjul og hulrom (25 -50% dekning) For eksempel: Utretting med løse stein som forbygging	
		3 Mange standplasser, skjul og hulrom (50-75 % dekning) For eksempel: Elvestrekninger med mye rullestein og hulrom, døde trær og enkelte forbygginger	
		4 Standplasser, skjul og hulrom finnes nesten overalt (75-100 % dekning) For eksempel: Strekninger preget av rullestein med hulrom, naturlige bredder, døde trær/undervannsvegetasjon.	
	Substrat	1 dårlig : Bare en homogen substrattype, fjell, sand eller betong	
		2 middels: To substrattyper, fjell/steinblokker/sand og rullestein/døde trær	
		3 god: tre typer, fjell/steinblokker/sand, grus og rullestein/døde trær	
		4 svært god: flekkvis grus til stede og dessuten mer enn to typer substrat, fjell, steinblokker, rullestein, døde trær eller sand.	
	Kantvegetasjon	1 lite: dekning 0-25 %	
		2 middels: dekning 25-50 %	
		3 mye: dekning 50-75 %	
		4 tett: dekning 75 – 100 %	
	Renne <ul style="list-style-type: none"> • Gytegrus dominerer ikke men kan forekomme flekkvis • Dominerende vannhastigheter < 0,3 m/s 	Morfologi	1 Standplasser, skjul og hulrom finnes knapt (0-25 % dekning) For eksempel: Kanalisering med fast forbygging, betong, plastring uten hulrom
			2 Få standplasser skjul og hulrom (25 -50% dekning) For eksempel: Utretting med løse stein som forbygging
3 Mange standplasser, skjul og hulrom (50-75 % dekning) For eksempel: Elvestrekninger med mye rullestein og hulrom, døde trær og enkelte forbygginger			
4 Standplasser, skjul og hulrom finnes nesten overalt (75-100 % dekning) For eksempel: Strekninger preget av rullestein med hulrom, naturlige bredder, døde trær/undervannsvegetasjon.			
Substrat		1 dårlig : en substrattype, bare finsediment eller bare fjell/betong	
		2 middels: to substrattyper, finsediment og rullestein/blokker/fjell/grus/trær	
		3 god: tre typer, finsediment og rullestein og blokker/grus/trær	
		4 svært god: mer enn tre typer, finsediment og rullestein og grus og blokker/trær	
Kantvegetasjon og døde trær		1 lite: dekning 0-25 %	
		2 middels: dekning 25-50 %	
		3 mye: dekning 50-75 %	
		4 tett: dekning 75 – 100 %	
Kulvert • Vassdrag lukket		Ble vurdert på samme måte som stryk eller som renne, avhengig av gradient	

F = finsedimentandel [korndiameter < 1 mm]

v = strømhastighet ved medianvannføring og i 40 % av vanddyp sett fra overflaten

d = vanddyp

Figur 3 Eksempler fra (Pulg et al. 2011A):



Gyteareal i Apeltunvassdraget: Morfologi – 4, substrat – 4, vegetasjon – 4, samlet verdi 12, svært god habitatkvalitet



Strykparti i Steinsvikvassdraget: Morfologi – 4, substrat – 4, vegetasjon – 4, samlet verdi 12, svært god habitatkvalitet



Renne i Apeltunvassdraget: Morfologi - 4, substrat - 3, vegetasjon – 4, samlet verdi 11, svært god habitatkvalitet



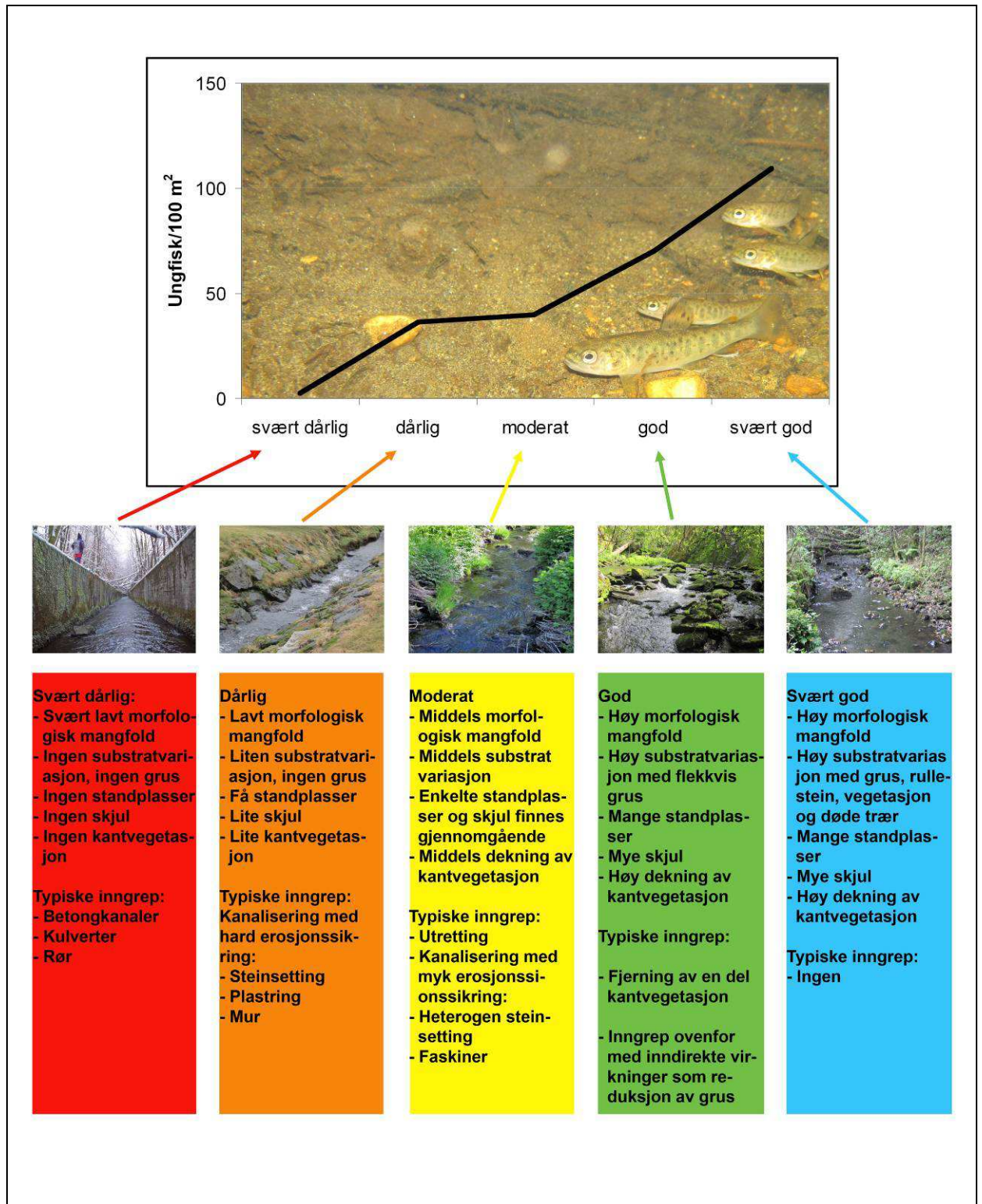
Kanalisert stryk i Apeltunvassdraget: Morfologi – 1, substrat – 1, vegetasjon – 1, samlet verdi 3, svært dårlig habitatkvalitet



Steinsatt stryk i Gravidalselven: Morfologi – 3, substrat – 3, vegetasjon – 1, samlet verdi 7, moderat habitatkvalitet



Kanalisert stryk i Gravidalselven: Morfologi – 2, substrat – 3, vegetasjon – 1, samlet verdi 6, dårlig habitatkvalitet



Figur 4 Ungfisktetthet (median) og habitatkvalitet på 58 el-fiskestasjoner i sjøarebeker i Bergen og omegn ($p < 0,001$, Kruskal-Wallis-test, Pulg et al. 2011A)

2.2 El-fiske

For å undersøke tettheten av ungfisk ble det gjennomført et kvantitativt elektrisk fiske (10.10.2012) med tre gangers overfiske på stasjoner i Nesttunelven og Midttunelven i henhold til standard metode beskrevet av Bohlin et al. (1989). Sædalselven ble elfisket med transekt el-fiske etter Forseth et al (2008, engangsoverfiske). All fisk samlet inn ved elektrisk fiske ble artsbestemt, lengdemålt og levende satt tilbake.

Estimering av ungfiskproduksjon

Antall fisk som kan produseres i et vassdrag er ved siden av vannkvalitet, antall gytefisk, areal og ungfisktetthet avhengig av habitatbetingelser, og er godt egnet for å vurdere eventuelle endringer i vassdragsmiljøet (Elliot 1994, Jungwirth et al. 2003). Vannforskriften baserer sin evaluering på kvalitetselement fisk i elver med morfologiske endringer som hovedpåvirkning på nettopp endringer i fiskeproduksjon.

Å estimere fiskeproduksjon i et vassdrag krever omfattende undersøkelser og kostbare redskap som f.eks. smoltfeller, og vil som oftest ikke være mulig å finansiere. Det er derfor vanlig å modellere ungfiskproduksjonen ut i fra el-fiske-stikkprøver i et bestemt areal som oppskaleres til hele vassdragsareal. Ved slik oppskalering bør det tas hensyn til at ungfisktettheter ofte varierer svært mye mellom forskjellige mesohabitatyper og habitatkvaliteter (Einum et al. 2005, Forseth et al. 2008). Modellering av smoltproduksjon er fristende siden dette gir et årlig estimat av et viktig livsstadium. I motsetning til laks har sjøaure en varierende livshistorie hvor det er vanskelig å generalisere med tanke på utvandringmønster. Dette gjør at smoltestimater for sjøaure basert på el-fiske eller fangst-gjenfangst metodikk innebærer en stor grad av usikkerhet.

For å omgå disse problemene ble det valgt et alternativ som baserer seg på resultatene til Forseth et al (2008). Målet var å etablere en modell som gir et lettfattelig tall som representerer habitatbetingelsene i et vassdrag. Modellen beregner antall ungfisk som en forventer å finne i vassdraget ved tidspunktet for el-fiske (september/oktober 2010, flere årsklasser). Ungfisktetthet blir oppskalert avhengig av tilhørende mesohabitat, dets arealandel i vassdraget og dets habitatkvalitet. Det viktigste grunnlaget for ungfiskestimatet er kvalitet og kvantitet av de forskjellige habitattypene så vel som målte ungfisktettheter. Det forutsettes at målt ungfisktetthet er representativt for habitattypen i hele vassdraget.

I de undersøkte bekkene ble all fisk under 19 cm (antatt alder 0+, 1+, 2+) kategorisert som ungfisk. Det betraktes som sannsynlig at en stor del av de fiskene med lengder fra 9-19 cm (1+, 2+) vil vandre ut som smolt i følgende år. Andel eldre ungfisk kan derfor gi et estimat for å sammenligne ungfiskestimatet med smoltmodeller som ellers er brukt, eller med smoltmålinger der de finnes. Smoltestimater for sjøaure er som nevnt ovenfor knyttet til

stor variasjon og usikkerhet. For å vurdere habitatbetingelsene i vassdragene tas det derfor utgangspunkt i ungfiskestimatet.

Elfiskedata varierer pga. mange faktorer (fangbarhet, temperatur mm) og har derfor stor varians. Ungfiskestimatet gjenspeiler elvehabitatets kvalitet og størrelse. Resultatene fra ungfiskmodellen kan derfor bare betraktes som et redskap for å angi en størrelsesorden for ungfiskproduksjonen, og som gjør det mulig å sammenligne elvehabitatbetingelser og -størrelser mellom vassdrag eller før og etter en endring.

Tabell 1. Skjema for beregning av antall ungfisk i et vassdrag

Grunnlagsdata			Estimat
Ungfisktetthet [ind./100m ²]	Mesohabitattyper [areal, m ²]	Habitatkvalitet [kartlegging, 3-12]	Antall ungfisk i det anadrome elvearealet ved et tidspunkt

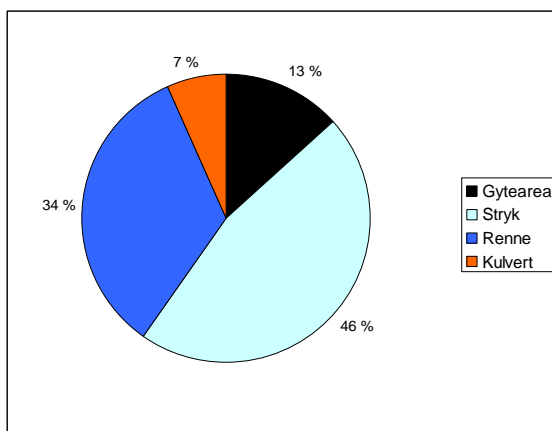
Følgende fremgangsmåte ble brukt for å beregne ungfiskestimatet: Ungfisktetthet ble oppskalert med arealet av den tilsvarende habitattype i vassdraget (ved median vannføring). Siden ungfisktetthet varierte avhengig av habitatkvalitet ble oppskaleringen gjennomført atskilt for to undergrupper: For habitater med en kvalitetsverdi 10-12 og for de med 3-9. Beregnet ungfisktall fra nabovassdraget Apeltunelven (anadrom del) ble lagt til grunn for hver mesohabitattype og kvalitet og blir til slutt summert til et samlet ungfiskestimat for vassdraget (Pulg et al. 2011).

3 Resultater og diskusjon

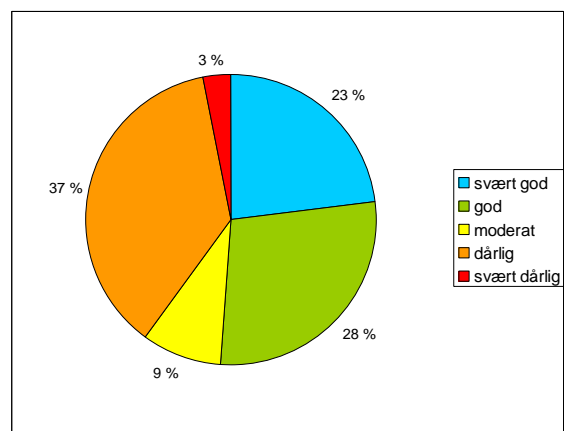
3.1 Kartlegging av habitatforhold

Det totale elvearealet til det antatt opprinnelig anadrome (dvs. laks- og sjøaureførende) delen av vassdraget ble estimert til 80.500 m² (8,05 ha, ved medianvannføring). Innsjøarealet utgjør i tillegg rundt 1.700.000 m² (170 ha). Samlet gir dette et vanddekket areal på 1.780.500 m² (178 ha). Til sammenligning har Arnavassdraget som hadde en historisk lakseinnsig i år (fangst 2012, > 2,4 t) ca. 20.000 m² (ca.65.000 m² med fisketrapp fra 2009). Nesttunvassdragets elveareal domineres av stryk (46 %). Deretter følger renner (34 %), gyteareal (13 %) og kulverter (7 %). Gytemuligheter finnes dessuten flekkvis i strykpartier med ”god” og ”svært god” habitatkvalitet. Gytemuligheter er godt fordelt i midtre og øvre deler vassdraget og finnes særlig i Midtunelven, Sædalselven og Storelven mot Birkelandsvannet. Dessuten er flere mindre tilløpsbekker til Grimevannet og Myrdalsvannet godt egnet til gyting og oppvekst av yngel, særlig for sjøaure. I nedre deler av vassdraget, særlig i Nesttunelven, er gytemuligheter og skjul redusert pga. kanalisering og bekkelukking. Habitatkvalitet på 51 % av arealet ble estimert til god eller svært god. 40 % ble kategorisert som dårlig eller svært dårlig, 9 % som moderat (Figur 5-Figur 16).

Det finnes forurensing i varierende grad i hele vassdraget. Nedre deler viser tydelige tegn til eutrofiering og forhøyet innhold av næringstoffer (plantevekst). Vannkvaliteten, med fokus på tarmbakterier som indikerer kloakkutslipp, ble vurdert som god i øvre deler av Midtunelven, i Grimevannet og ovenfor. Vannkvaliteten i Myrdalsvannet ble vurdert som moderat, mens Nesttunelven og Nesttunvannet ble vurdert som dårlig (TA 2009). Akutt fiskedød har ikke blitt observert i de senere år. Perioder med kritisk oksygenmangel eller forsurening er heller ikke kjent. Vassdragets vannkvalitet vurderes dermed som påvirket av forurensing og delvis næringsrik, men fortsatt egnet til både sjøaure og laks.



Figur 5 Fordeling av habitattyper i elvearealet



Figur 6 Elveareal og tilhørende habitatkvalitet

Det ble kartlagt flere kunstige vandringshindre i vassdraget. Den 7 meter høye demningen over Hopsfossen gir sammen med den naturlige fossen nedenfor en total fallhøyde på ca. 11 m mellom nedre Hopsvannet og sjøen. Demningen er i dag ikke passerbar for oppvandrende fisk, kanskje med unntak av ål som muligens kan bruke sprøytesonen og mose for å "åle" seg opp. Demningen og kraftverksdriften i Hopsfossen er trolig årsaken til at laks og sjøaure er forsvunnet fra vassdraget, og er årsak at artene ikke kan reetablere seg på naturlig måte. Nedenfor Midtuntjernet er det en ca. 7 m høy demning. Heller ikke denne er passerbar for oppvandrende fisk, med mulig unntak av ål. Rundt 2,4 ha opprinnelig anadromt elveareal ligger ovenfor demningen. Dette tilsvarer ca. 25 % av det totale opprinnelige androme arealet. Demningen ved Myrdalsvannet har også rundt 7 m høyde og er ikke passerbar for oppvandrende laks og aure. Rundt 4300 m² (5 %) opprinnelig anadromt elveareal ligger ovenfor. Resten av elvearealet (70%) er tilgjengelig for fisk dersom demningen i Hopsfossen kan passeres.

Det finnes i tillegg flere kunstige terskler i vassdraget som virker som periodiske hindringer for fisk ved middels og lave vannføringer men som vurderes som passerbar ved

Flomvannføring, for eksempel i nesttunnelven ovenfor Nesttun senter. Nesten alle vassdragsavsnitt har et naturlig vandringshinder (foss) som begrenser anadrom del.

Dersom ungfisketetthet er avhengig av habitattype og -kvalitet, slik som i nabovassdragene Apeltunvassdraget, Steinsvikbekken, Grimseidbekken og Sælenvassdraget (Pulg et al. 2010), kan vi estimere et samlet potensial på ca. 80.000 ungfisk av laks og aure for hele det antatt opprinnelige anadrome Nesttunvassdraget.. Dette kan gi en laksesmoltproduksjon på ca. 20.000 individer med utgangspunkt i fiskefordeling målt i nabovassdragene. Regner vi i tillegg med en produksjonseffekt i innsjøene, og antar en produksjon på 7 smolt/ha (Gabrielsen et al. 2010) kan vi plusse på 1000 smolt. Forekomsten av rovfisk som gjedde og abbor vil ha en negativ effekt på smoltproduksjonen. Tilstedeværelsen av disse artene er likevel ikke uforenlig med laks og sjøaureproduksjon, som blant annet vist i nabovassdragene Arnavassdraget og Grimseidelven. Bruker vi en tommelfingerregel av Degermann et al. 2008 (- 25% pga. predasjon fra rovfisk) så kommer vi på et estimat på 16.000 laksesmolt. Litt mindre (12.000) får vi når vi bruker en annen estimeringsmetode som går ut i fra at vi kan regne med 15 smolt/100 m² i vassdrag som Nesttunvassdraget. Er produksjonen bare 10 eller 5 per 100 m² får vi henholdsvis 8000 og 4000 smolt. Estimater varierer etter metoden, og den virkelige produksjonen vil variere mellom år. Ut fra erfaringer i lignende elver og våre estimerer forventes en varierende laksesmoltproduksjon som ligger i størrelsesorden mellom 4000 og 21000, og en tilsvarende mengde sjøauresmolt. Aurebestanden vil derimot fortsatt ha individer som ikke går ut som sjøaure men velger en stasjonær livsstrategi ("bekkaure"). Ingen kan på forhånd si hvor stor andelen av sjøaure vil bli. Sannsynligvis vil den variere mellom år, og den kan øke etter hvert. Siden laks og aure delvis overlapper hverandre i habitattbruk, vil heller ikke smoltproduksjonen for begge arter ligge i maksimalområdet. Forholdet er oftest antiporsjonalt: Enten lavt antall sjøauresmolt + høyt antall laksesmolt, høyt antall

sjøauresmolt + lav antall laksesmolt eller et middels antall for begge arter. Sistnevnte er ikke usannsynlig siden det kan forventes at laksen har fordeler i større områder av vassdraget mens sjøauren har fordeler i mindre bekker. Begge habitater finnes i Nesttunvassdraget.



Figur 7 Hopsfossen med demning 2011, samlet fallhøyde er 11,45 m.



Figur 8 Nesttunelven mellom Hopsvannet og Nesttunvannet. Store deler er kanalisert og forbygget.



Figur 9 Nesttunelven i Nesttun sentrum er kanalisert, delvis lukket og har kunstig redusert avløpstverrsnitt.



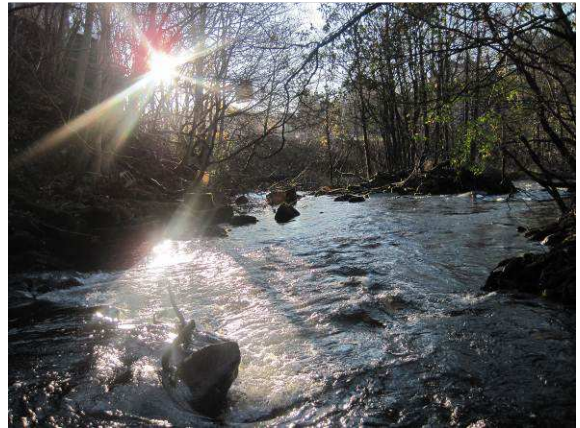
Figur 10 Øvre delen av den potensiell anadrome strekning av Sædalselven med produktive habitatforhold for sjøaure og laks.



Figur 11 Nedre deler av Sædalselven er delvis kanalisert. Likevel finnes det fortsatt gode substratforhold for laksefisk.



Figur 12 Utløp av Nesttunvannet med sivbelte og frodig undervannsvegetasjon.



Figur 13 Nesttunelven ved Midtun skole med gode habitatforhold for laksefisk. Omtrent her er inntaket til en ev. flomtunnel planlagt.



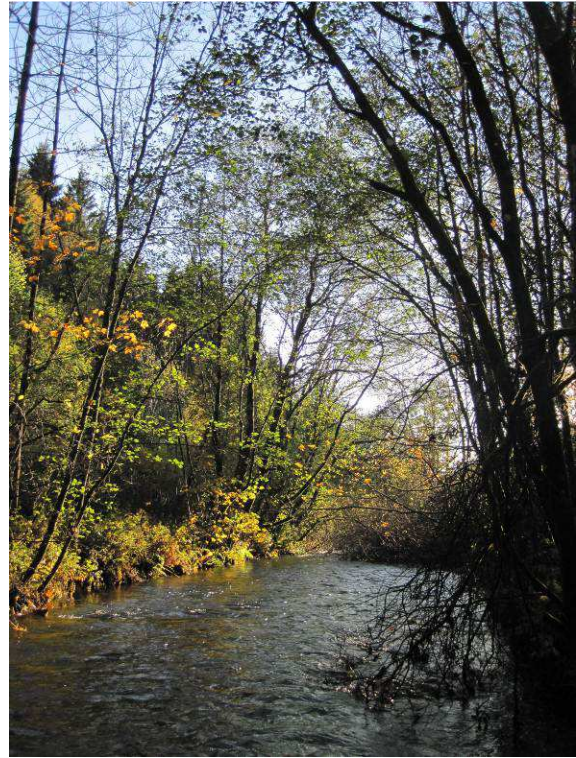
Figur 1 Grimevannet



Figur 2 Nordlig tilløpsbekk til Grimevannet (Erdal) med gode habitatforhold for sjøaure.



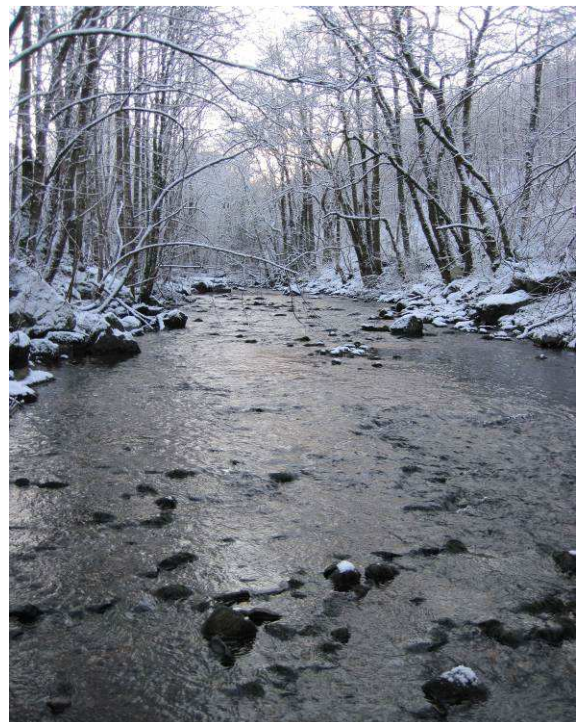
Figur 3 Midttunelva med demning (Midttundemma) som er en vandringsbarriere for oppvandrende fisk.



Figur 4 Midttunelva mot Grimevannet er utrettet men har fortsatt gode habitatforhold for laksefisk i det resterende elvearealet



Figur 5 Nedre deler av Storelven mot Birkeladsvannet er sterkt kanalisert og har dårlige habitatforhold for laksefisk (ved kirkegården).



Figur 6 Ovenfor kanalisert strekning har Storelven meget gode habitatforhold for laksefisk.



Figur 7 Demning ved Myrdalsvannet er en vandringsbarriere for oppvandrende fisk.



Figur 8 Tilløpsbekkene til Myrdalsvannet har gode habitatforhold for sjøaure (her Myrdalselven)

3.2 Fisk i Nesttunvassdraget

Ut i fra tidligere prøvafiske (Wiers & Aarsand 2000) er det kjent at det finnes aure, gjedde, abbor, stingsild, karuss, ål og røye i vassdraget. Gjedde, karuss og abbor ble kunstig introdusert. Gjedde og abbor har spredd seg i nesten hele den opprinnelig anadrome delen av vassdraget. Laks og sjøaure ble trolig utryddet gjennom bygging av demningen i Hopsfossen. Ål og karuss hadde egnede habitater på våre prøvafiskestasjoner men ble ikke påvist i vårt prøvafiske (Figur 10 til Figur 13). Ål kan muligens fortsatt forsere Hopsfossen og demningen der (på mose og planter på bredden/fjellet), men vandringsbetingelser vurderes som svært ugunstig.

På elfiskestasjoner i Sædalselven (nederst og 1 km ovenfor munning) i Midttunelven og i Nesttunelven ble det i all hovedsak tatt stasjonær aure (10.10. 2012). Størst tetthet fant vi i øvre Sædalselven (91 ind./100m³) og i Midttunelven (74 ind./100m³). Nederst i Sædalselven og Nesttunelven var tettheten rund 40 ind./100m². Dessuten ble det funnet enkelte mindre gjedder i både nedre Sædalselven og Nesttunelven, dessuten enkelte småabbor i Nesttunelven. El-fiskedatatene tyder på at det finnes gode habitatforhold for juvenil aure (og dermed sjøaure- og lakseyngel) i både Sædalselven og Midttunelven og bekrefter vurderingene fra habitatkartleggingen.

I Nesttunvannet ble det gjennomført garnfiske i regi av Nesttunvassdragets Venner med 2 nordiske standard fleromfarsgarn og to ferskavannsgarn med 40 mm maskevidde (alle 30 m, bunn-garn, 20 timers fiske, 26-27.09. 2012). Det ble fanget 87 abbor (5-41 cm) og to gjedder (52 cm og 65 cm). Artsammensetning ligner fangsten av Wiers & Aarsand (2000) men abbor synes å ha økt i både individuell størrelse (maks. 28 cm i 2000, maks. 41 cm i

2012) og antall (41 ind. i 8 garn i 2000, 87 i fire garn 2012 derav bare to fleromfarsgarn). Fangst av gjedde er på samme nivå som i 2000 og tetthetene av aure i Sædalselven er litt lavere enn 2000 (91 istedenfor 169 per 100 m²). Variasjon i resultatene kan også ha årsak i metodikken og sesongvariasjon særlig siden fiskeinnsatsen var lav.

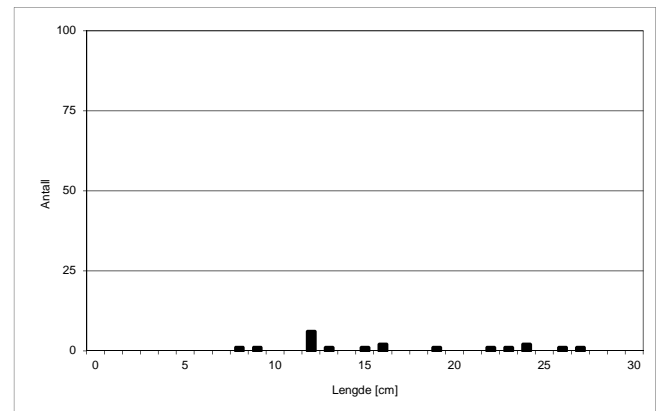
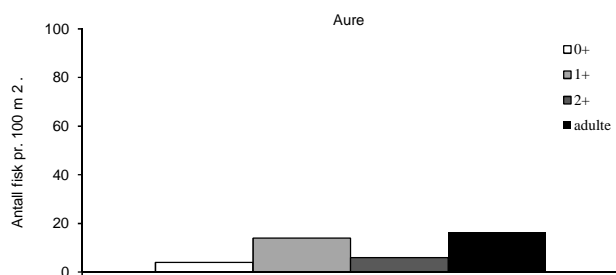
Forekomst av abbor og gjedde betraktes som ugunstig for reetablering av laks og sjøaure men er ingen hindring. Smoltproduksjon kan bli større uten disse arter men også i andre vassdrag med disse arter finnes det store og stabile laks- og sjøaurepopulasjoner (Arnavassdraget, Grimseidavssdraget, gjedde, Østlandet, Sverige). Utrydding av abbor og gjedde i Nesttunvassdraget betraktes som urealistisk. Habitattiltakene og fiskepassasjedesign som er foreslatt vil derimot redusere habitatbetigelsene for abbor og gjedde og fremme betingelser for sjøaure, laks og elvemusling. Inngrep i vassdraget og feildimensjonert flomvern derimot kan fremme abbor og gjedde, s.n..

Artsammensetning ligner fangsten av Wiers & Aarsand (2000) men abbor synes å ha økt i både individuell størrelse (maks. 28 cm i 2000, maks. 41 cm i 2012) og antall (41 ind. i 8 garn i 2000, 87 i fire garn 2012 derav bare to fleromfarsgarn). Fangst av gjedde er på samme nivå som i 2000 og tetthetene av aure i Sædalselven er litt lavere enn 2000 (91 istedenfor 169 per 100 m²).

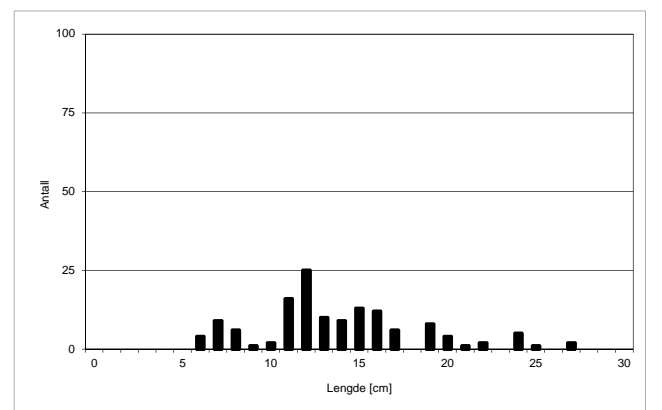
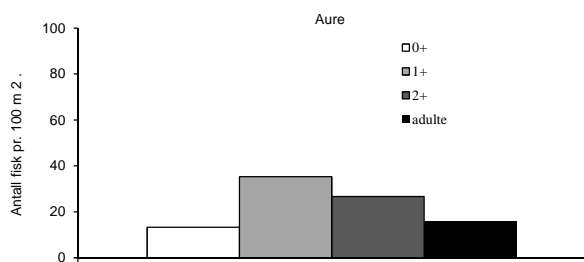


Figur 9 Aure fra øvre Sædalselven. Flest fisk ble tatt i områder med mye skjul, døde trær, rullestein og grus.

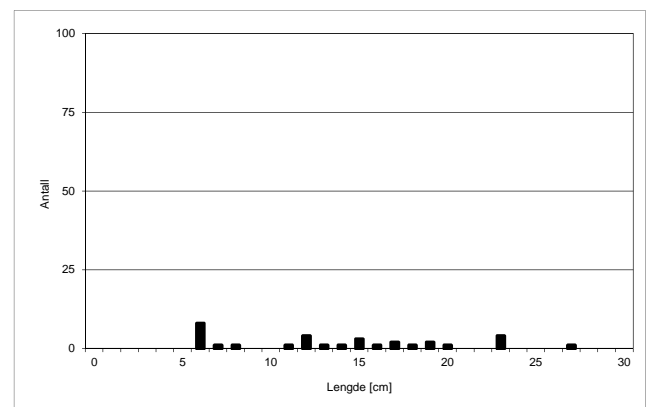
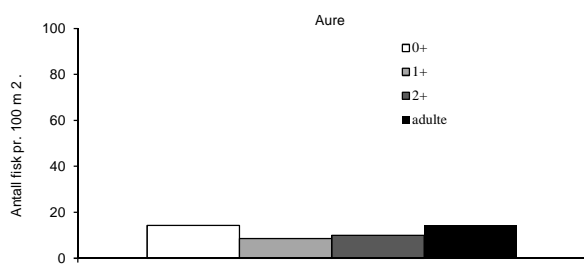
Tabell 2. El fiske data (10.10.2012)



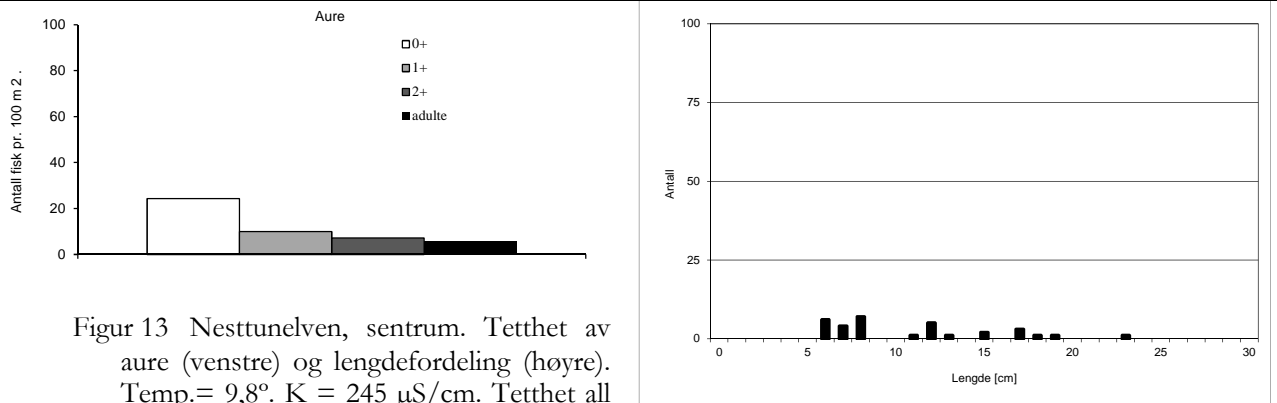
Figur 10 Sædalselven, nederst. Tetthet av aure (venstre) og lengdefordeling (høyre). Temp.= 9,8°. Konduktivitet = 115 μ S/cm. Tetthet all aure = 40 ind./100m². To gjedder (12 cm, 48 cm).



Figur 11 Sædalselven, øvre. Tetthet av aure (venstre) og lengdefordeling (høyre). Temp.= 9,9°. K = 93 μ S/cm. Tetthet all aure = 91 ind./100m². Ingen andre arter.



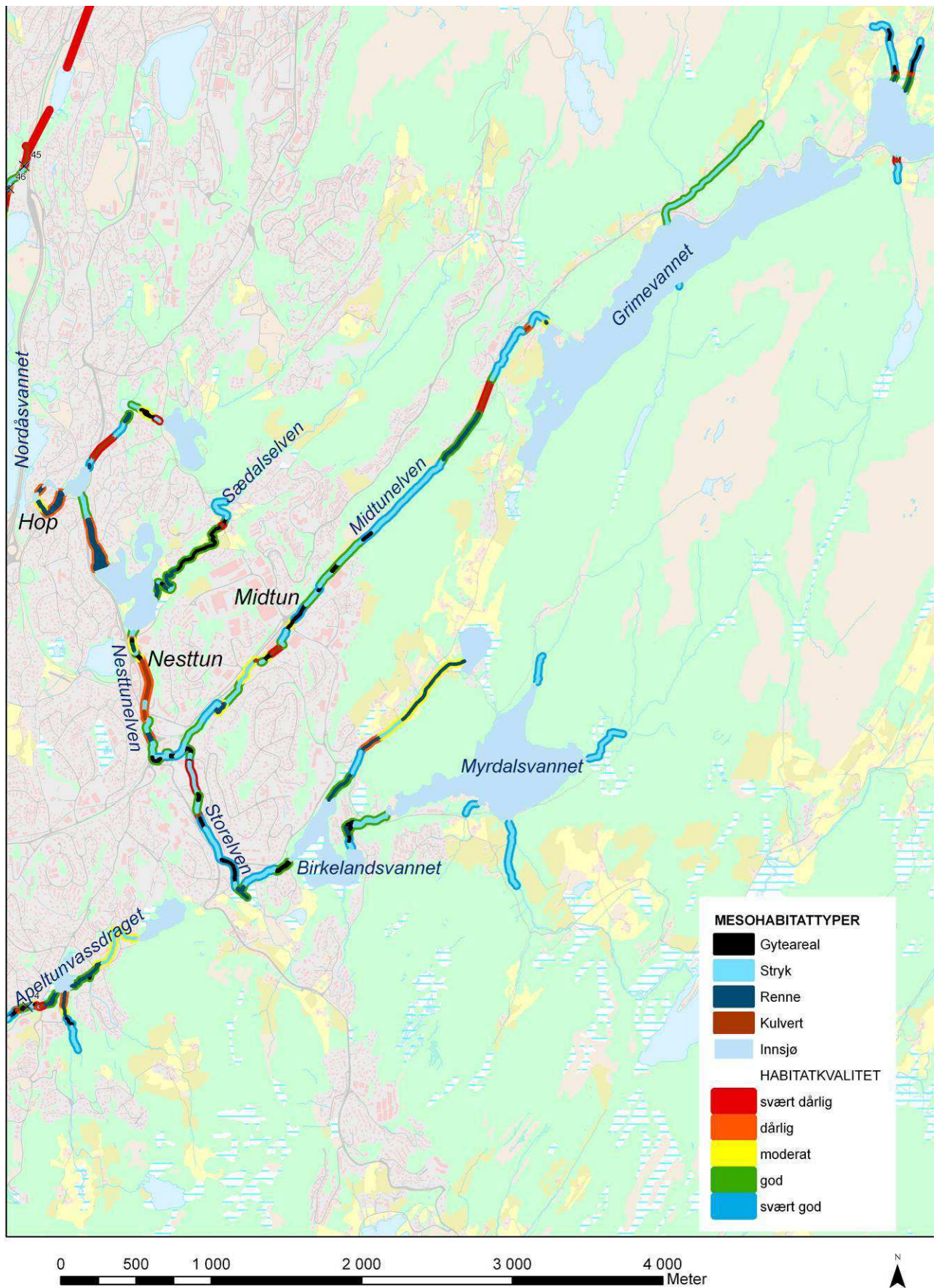
Figur 12 Midttunelven. Tetthet av aure (venstre) og lengdefordeling (høyre). Temp.= 9,2°. K = 39 μ S/cm. Tetthet all aure = 74 ind./100m². Ingen andre arter.



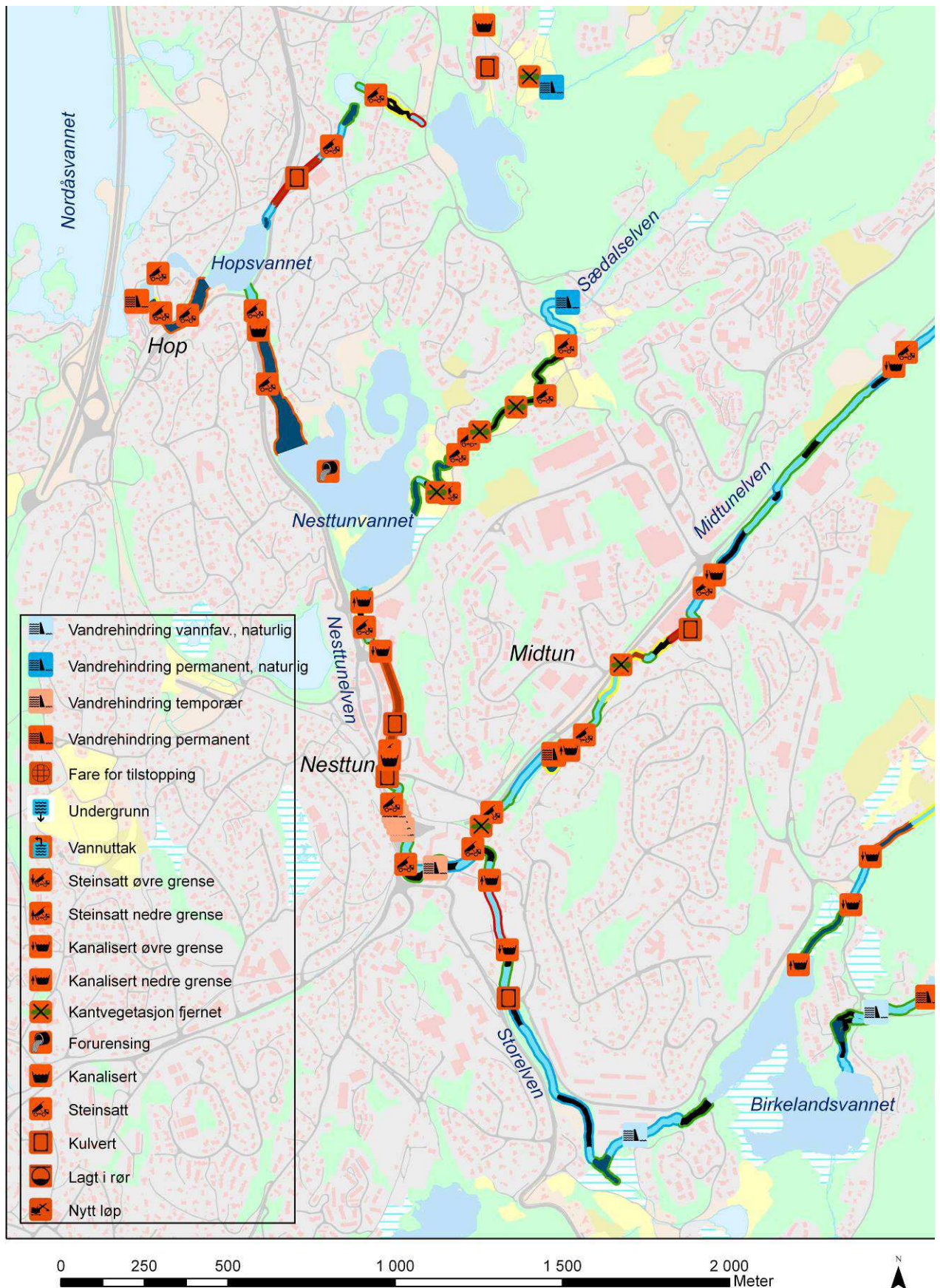
Figur 13 Nesttunelven, sentrum. Tetthet av aure (venstre) og lengdefordeling (høyre). Temp.= 9,8°. K = 245 μ S/cm. Tetthet all aure = 39 ind./100m². En gjedde (23 cm), fem abbor (10-14 cm).



Figur 14 Abbor og gjedde fra Store Nesttunvannet.



Figur 15 Kart over antatt opprinnelig anadrom del av Nesttunvassdraget, med habitattyper og -kvalitet 2012



Figur 16 Kartlagte inngrep i midre og nedre deler av vassdraget Reetablering

3.3 Flaskehalsar og tiltak

Resultatene fra forrige kapittel vurderes i det følgjende - særleg med hensyn til faktorer som kan begrense fiskeproduksjon for laks og aure (flaskehalsar). Dessuten blir reetableringsprosessen beskrevet, inkludert nødvendige tiltak og deres rekkefølge.

Ut fra kartleggingen ble hovudflaskehalsar i det fysiske habitatet identifisert (Tabell 3). For å kunne prioritere tiltak ble det beregnet hvilken endring i ungfiskeestimatet (basert på areal, habitatkvalitet og –type) som kan forventes som følge av fjerning av flaskehalsen. Kostnaden ble anslatt ut fra erfaring med lignende prosjekter. Anslaget er grovt siden det mangler detaljerte grunnlagsinformasjonar. Særleg gjenåpninga av vandringsmulighet for anadrom fisk er vanskelig å prisfeste per i dag siden dette tiltaket også er avhengig av mange andre tilgrensende prosessar, f.eks. byutvikling, flomvern og arealbruk.

Det mest effektive tiltaket i forhold til gevinst for fiskehabitat vil vere en fiskepassasje ved demning Hopsfossen. Siden denne er helt sentral for reetableringsprosjektet ble den vurdert og planlagt nærmere, se kap. 3.9. På andre plass følger en fiskepassasje ved demning Midtuntjørnet, så reetablering av gyteareal, gjenåpning og restaurering av Nesttunelven. Deretter følger mindre habitattiltak som justering av terskler i Nesttunelven ovenfor Nesttun senter (lavvansrenne og v-Profil) planting av kantvegetasjon, fjerning av forbygningar og fyllingar. Til slutt følger en fiskepassasje ved Myrdalsvannet.

Tabell 3. Flaskehalsar, tiltak og forventet effekt på produksjon av laks og sjøaure

Flaskehals	Tiltak	Forventet effekt mht, endring av ungfiskeestimat anadrom fisk	Kostnader
Demning Hopsfossen	Fiskepassasje	+ 42.000	2-4 MNOK
Demning Midtun	Fiskepassasje	+ 18.000	1-2 MNOK
Redusert gyte- og oppvekstareal Nesttunelven	Restaurering Gyteplasser	+ 6.000	0,1-0,2 MNOK
Redusert gyte- og oppvekstareal Nesttunelven	Gjenåpning og eleverestaurering	+ 6.000	1-10 MNOK
Mindre habitattiltak	Kantvegetasjon, justering av terskler, fjerning av forbygningar og lignende	+ 5.000	0,1-0,5 MNOK
Demning Myrdalsvannet	Fiskepassasje	+ 3.000	1-2 MNOK
Sum av alt		+ 80.000	5,2 – 18,7 MNOK

3.4 Reetablering av fisk

I det følgende beskrives de biologisk nødvendige tiltak dersom anadrome fisk skal reetableres i vassdraget. Forutsatt her er at de nødvendige fysiske tiltakene gjennomføres.

Sjøaure

Reetablering av sjøaure bør overlates til å skje på naturlig måte, ved at den lokale aurestammen over tid reetablerer en sjøvandrende form i vassdraget. Utviklingen vil settes i gang av fisk som tilfeldigvis vandrer nedover til sjøen/Nordåsvatnet og kommer tilbake som større og mer produktiv gytefisk. Det er også sannsynlig at fisk fra nærliggende vassdrag vil søke opp og gyte i vassdraget. Denne prosessen vil kunne begynne så snart fiskepassjen ved Hopsfossen er i drift. Regner vi med at de første gytefiskene kommer inn samme året som trappen åpner (se Tabell 4, år 2) så vil de første sjøauresmoltene være klar for utvandring tre år senere (to-års-smolt, år 5). Den første smoltutvandringen som er basert på anadrom atferd kan forventes når tre årsklasser av anadrom ungfisk er til stede, altså tidligst i år 7. Samme år kan de første sjøaurene som har fullført hele livsyklusen som anadrom fisk i Nesttunvassdraget etter reetableringen forventes tilbake. Fiske på bestanden bør imidlertid ikke startes før den er stabilt reetablert og produserer et ”høstbart overskudd”. Overvåking vil gjøre det mulig å vurdere når dette skjer. Går alt som planlagt, kan det være mulig å begynne fisket i år 8-10.

Laks

Reetablering av laks bør ikke overlates til å skje av seg selv, siden laksen som vil søke opp i vassdraget i stor grad vil være rømt oppdrettsfisk (Skoglund et al. 2008, fangstmeldinger ved Hopsfossen på www.bergenssportsfiskere.no). Det er ikke sannsynlig at disse har de ønskelige genetiske egenskaper for laks som skal reetableres i en bestand i Nesttunvassdraget. Siden den opprinnelige bestanden er forsvunnet bør man heller introdusere en bestand av villaks som kan forventes å ha passende genetiske egenskaper. Dette kan for eksempel være en bestand fra et lignende nabovassdrag. Spørsmålet bør vurderes nærmere, inkludert bruk av genetiske metoder for å vurdere egnethet av en stamme. Ut fra likehetstrekk vedr. klima, nedbørsfelt, habitatstruktur, vassdragets størrelse, hydrologi og vannkvalitet er det nærliggende å tenke på laksen fra Arnavassdraget. I Arnaelven finnes det klekkeri, et overskudd av fisk og en infrastruktur for å skaffe det nødvendige antall lakseegg.

Så snart stammen er valgt, bør rognproduksjon og utplanting av rogn i vassdraget startes. Dette gjennomføres på egnede habitater i vassdraget og bør startes på eksisterende og restaurerte gyteplasser der laks skal gyte senere. Basert på vassdragets karakter er det naturlig å ta utgangspunkt i et gytebestandsmål/eggtetthet på 6 egg/m² elvebunn (Hindar et al. 2007). Dette tilsvarer 336.000 egg for arealet ovenfor Hopsfossen, 120.000 egg for arealet ovenfor Midtuntjernet og 24.000 egg for arealet ovenfor Myrdalsvannet, til sammen

480.000 egg. Planter rognen ut på ettervinteren i år 2, så vil den første smolten være klar for utvandring om våren i år 4 (to-års-smolt). Tre-års-smolten vil være klar året etter. En fullskala utvandring basert på 3 årsklasser ungfisk som stammer fra rognplanting vil være mulig fra år 6. Den første smoltårsklassen som stammer fra naturlig gyting kan være klar for utvandring fra år 9. De første voksne laksene (ensjøvinter laks/"tert") kan returnere til vassdraget sommeren i år 5. Tert, mellomlaks (tosjøvinter) og storlaks (tresjøvinter) kan være til stede fra år 7. Gytefisk som har hatt en helt naturlig livsyklus i vassdraget, inkludert naturlig gyting av foreldrene, kan forventes fra år 10. Fiske bør ikke startes før bestanden er etablert stabilt og produserer et "høstbart overskudd". Overvåking vil gjøre det mulig å vurdere dette. Er utviklingen gunstig kan det være mulig å begynne fisket fra år 8-10. Fiskepassasjen i Hopsfossen muliggjør å ha full kontroll over all oppvandrende fisk. Dette vil gi et godt grunnlag for bestandsforvaltning der en bl.a. kan hindre at rømt oppdrettslaks kommer opp i vassdraget.

Ål

Fisketrappene utrustes med en ålepassasje (fuktige børster på vegene og hull ved bassengbunn) slik at glassål vil kunne vandre opp. Med dette vil ålen kun spre seg naturlig i vassdraget. Nedvandrende ål kan ende opp i kraftverket ved Hopsfossen. Men siden det kan regnes med mye vannføring over demningen og lange perioder med kraftverkstans (løv, drivgods, planter) i ålens vandringstid (høst) forventes at de fleste ålene vil klare nedvandringen. Med dette kan Nesttunvassdraget igjen bli et produktivt habitat for arten.

3.5 Overvåking

Kunnskap om vassdraget og om utvikling av fiskebestander er en vesentlig forutsetning for å kunne styre prosjektet. Mange arbeidstrinn er avhengige av informasjon om situasjonen i vassdraget, for eksempel rognplanting, habitattiltak, drifting av fiskepassasjer og fiskeforvaltning. Dessuten vil data fra overvåkingen kunne brukes i arbeidet med vannforskriften, andre vassdragsrelaterte spørsmål og i media. Overvåkingen bør inneholde:

- Overvåking av ungfisktetthet gjennom el-fiske på stasjoner i hele vassdraget
- Overvåking av gytebestanden gjennom vandringskontroll ved Hopsfossen (kamera/fisketeller/ruse)
- Overvåking av smoltutvandring ved Hopsfossen inkludert kraftverkspassasje (kamera/fisketeller)
- Overvåking av gyteplasser og eggoverlevelse (prøver, kartlegging)
- Overvåking av gytefiskens fordeling og habitatbruk (gytefisktelling)

- Overvåking av andre arter som ål, gjedde, abbor og andel stasjonær aure (ruse-, garn- og el-fiske) inkludert predasjon på smolt
- Overvåking av vannkvalitet (prøver)
- Overvåking av habitatkvalitet (kartlegging, prøver)

3.6 Fiskeforvaltning

I Lov om laksefisk og innlandsfisk m.v. er det fastsatt at fiskeforvaltningen består av a)Departementet (miljøverndept.), b)Direktoratet for naturforvaltning, c)Fylkesmannen, d)Fylkeskommunen og e)Kommunen. Det er samtidig fastsatt at det er grunneier som har fiskerett etter anadrome laksefisk i vassdrag.

Langs Nesttunvassdraget er det svært mange grunneiere. Disse vil være fordelt på enkeltpersoner, bedrifter og offentlige/kommunale eiere. For å få til en effektiv og god forvaltning av vassdraget og fisket i en såpass kompleks situasjon mht rettigheter, vil det være avgjørende at grunneiere med fiskerett i vassdraget finner fram til felles enighet og løsninger.

For å fremme en forsvarlig og rasjonell forvaltning av fiskeressursene bør fiskeforvaltningen arbeide for felles organisering. Der utnyttelsen av fiskeressursene tilsier det, plikter fiskerettshaverne etter loven å gå sammen om felles forvaltning av fiskeressursene. Fiskerettshaverne organiserer selv arbeidet, om nødvendig med bistand fra fiskeforvaltningen. Utarbeidelse av driftsplan for vassdraget vil stå sentralt i dette arbeidet. Driftsplanen bør bl.a. inneholde oversikt over fiskeressursene i det aktuelle området med forslag til kultiverings- og utnyttelsesplan.

Det finnes flere eksempler på at grunneiere/elveeiere har delegert myndighet til forvaltning av vassdraget til lokale fiskeforeninger, lokallag av NJFF o.l. En slik løsning kan også vurderes for Nesttunvassdraget, for å forenkle og effektivisere prosessene rundt forvaltningen, ikke minst fordi det nok kan forventes interesse og pågang fra allmennheten når fisket kommer i gang.

3.7 Vassdragsforvaltning

Forurensing

Forurensing betraktes per i dag ikke som tilstrekkelig for ønsket miljøtilstand etter vannforskriften (TA 2009) men ikke akutt kritisk for fisk i Nesttunvassdraget. Siden større utslipp i kombinasjon med perioder med lav vannføring og små fortynningsmuligheter ikke kan utelukkes, er det imidlertid fremedeles risiko for fiskedød. Dessuten kan miljøgifter

akkumuleres, og utslipp av næringsstoffer kan medføre nedslamming og gjengroing av viktige habitater som gyteplasser og hulrom for ungfisk. Det vil derfor være gunstig å redusere forurensingen i vassdraget. Dette samsvarer med Bergen kommune sine bestrebelser for en bedre vannkvalitet, ikke minst i sammenheng med vannforskriften.

Gjenåpning og restaurering av Nesttunelven

Gjenåpning av lukkede elvedeler på Nesttun er ingen forutsetning for reetableringsprosjektet. Alle fiskeartene vil kunne vandre gjennom den lukkede delen. Gjenåpning og restaurering av Nesttunelven vil derimot medføre mange fordeler for reetablering av sjøaure, laks, ål og generelt for artsmangfoldet i området. Effekter for ungfiskestimatet for laks og sjøaure er anslatt til + 6000 med grunnlag i gjenvunnet elveareal og + 6000 med grunnlag i bedret habitatkvalitet. Dette alene kan altså gi et større bidrag til sjøaureproduksjonen enn det som dagens største sjøaurevassdrag rundt Nordåsvannet gir til sammen (Apeltunvsdr. 4700 ungfisk, Steinsvikvsdr. 2500, Sælensvsdr. 2700, Pulg et al. 2011). Utover dette vil gjenåpningen bidra til en bærekraftig flomvern, vannforvaltning og byutvikling. En gjenetablering av et naturlig elvemiljø, og med gytende laks og sjøaure midt i sentrum kan også i seg selv bli en attraksjon på Nesttun (Forvaltningplan vassdrag 2005, TA 2009).

Kraftverk

Kraftverksdrift er ikke gunstig for vandrende arter som laks, sjøaure og ål siden fisk kan vandre inn i kraftverket der mange blir drept av turbinen. Kraftverket ved Hopsfossen har en finrist (25 mm) som utelukker stor fisk (ca. >25 cm) men smolt og ål kan vandre inn. Andel av vassdragets vannføring som går via kraftverket er imidlertid forholdsvis liten. Middelvannføringen ved Hopsfossen er beregnet til 3,3 m³/s, maks. turbinkapasitet til 2 m³/s (med dagens situasjon: en Francisturbin) og middel turbinkapasitet til 0,9 m³/s (basert på 2011-data fra kraftverk Hopsfossen). I perioder mellom middelvannføring og årsflom, dvs. når mesteparten av all fiskevandring skjer, vil altså bare mellom 4 % og 60 % av vannet passere kraftverket, resten står til rådighet for fisketrappen eller renner over demningen. Ved medianvannføring og lavvannføring vil derimot mesteparten av vannet gå gjennom turbinen. I slike perioder vil det normalt være lite fiskevandring. Likevel kan det oppstå ugunstige forhold for fisk, for eksempel dersom trappen i en varm/tørr periode mister vannføringen eller en temperaturøkning i vannet om våren utløser smoltutvandring og dette sammenfaller med en tørkeperiode. Slike effekter kan avbøtes med følgende tiltak: For å unngå tørrlegging av fisketrappen ble det valgt en spesiell utforming og dimensjonering av trappen, se kap. 3.9. Nedvandrende laks- og auresmolt kan ledes mot demningen/trappen og bort fra kraftinntaket vha. ledeskjerm og strobelys på inntaket. Ål vil vandre ned ved flomsituasjoner om høsten når mesteparten av vannet går over

demningen og kraftverket ofte er stoppet pga. drivgods, hovedsakelig løv og planter. Høsten 2011 var f.eks. kraftverket ikke i drift fra 26. 09. til 06.11.

Det er sannsynlig at en del av den nedvandrende fisken vil bli skadet eller drept i kraftverket, men med avbøtende tiltak vil andelen kunne holdes lav. Erfaringer fra andre steder med lignende forhold tilsier at det er realistisk å regne med en overlevelse av 97 % - 80 % av all nedvandrende fisk dersom avbøtende tiltak settes i verk. Reetablering er altså mulig til tross for dagens kraftverksdrift.

Vanndirektivet

Som del av Nordåsvannet vannområde er Nesttunvassdraget med i pilotfasen av impenetering av Vanndirektivet i Norge. Som i EU skal disse vannforekomstene ha god miljøtilstand innen 2015 mens resten av vannforekomstene i Norge har frist 2021. Per i dag dominerer moderat og dårlig tilstand i store, først og fremst nedre deler av vassdraget (fisk, vannkvalitet, morfologiske endringer, s.kap. 3 og tiltaksanalysen TA 2009). Våre funner bekrefter vurderingene i tiltaksanalysen.

Der og i den politisk vedtatte forvaltningsplanen anbefales følgende tiltak for å nå målestingene:

- Bedring av vannkvalitet
- Gjenåpning av lukkede elvestrekninger
- Tiltak mot fremmede arter (abbor/gjedde)
- Bedre vannstand i Myrdalsvannet
- Reetablering av elvemusling, laks og sjøaure
- Biotopjusterende tiltak

Den foreliggende rapporten gir forutsetningene til å realisere eller å bidra til 4 av disse 6 punkter: Gjenåpning, reetablering av laks/sjøaure/elvemusling, tiltak mot fremmede arter, biotopjusterende tiltak. Realiseres tiltakene fra 2013 er det mulig å skape forutsetningene til «god miljøtilstand» innen 2015 (se kap. 3.8).

Flom

Bergen kommune planlegger flomtunnel i Nesttunvassdraget. Siden tiltaket er aktuelt og vil ha konsekvenser for reetablering av laks, sjøaure og elvemusling behandles det mer omattende i denne kapittel.

Tunellen er definert av rammene gitt i NVE (2010) og i detaljtegninger fremlagt av COWI AS (ved Vebjørn Kristofferson). For vurderingen tas utgangspunkt i dagens fiskebestand og habitattilstand i Nesttunvassdraget og den planlagte reetablering av elvemusling, laks og sjøaure (Forvaltningsplan vannregion Vestlandet 2010, TA 2009).

Den planlagte flomtunnelen vil ha direkte og indirekte virkninger på fiskebestanden. Direkte virkninger er først og fremst fysiske endringer i elven som kan virke som vandringshinder for oppvandrende fisk (1). Dessuten kan nedvandrende fisk ende opp i tunellen og skades der (2). Indirekte effekter er faren for uønsket spredning av arter gjennom tunellen (3) og endringer i vassdragets hydrologi som igjen kan ha effekt på habitatforhold og fiskepopulasjoner (4).

1. Oppvandring av fisk

Innløpsterskelen vil ha en fallhøyde på maks. ca. 2,7 m (avhengig av vannføring) og kan virke som vandringshinder for oppvandrende fisk. For å unngå denne virkningen bør det lages 4 ytterlige terskeltrinn i elven nedenfor slik at det skapes 5 trinn som hver har en fallhøyde på 0,5-0,6 m (0,54 m i gjennomsnitt). Tersklene bør ha en lavvannsrenne i midten som er minst 0,5 m lavere enn terskelkanten ved elvebreddene. Lengdeavstand mellom tersklene bør minst være 6 m. Samlet sett vil anlegget være minst 24 m langt. Tersklene kan ha betongkjerne, men skal ha stein på utsiden for å skape høy ruhet. Alternativt kan det lages en fiskepassasje. Den medfører derimot økt vedlikeholdsbehov og er mer utsatt for ødeleggeleser.

Konklusjon: Med en terskel som beskrevet, eller en velstelt fiskepassasje, vil oppvandringen ved inntaket ikke være vanskeligere enn i dag.

2. Nedvandring av fisk

Både aure, abbor, gjedde, stingsild, røye og ål vandrer nedover i elver i perioder. Særlig for aure og ål er større og aktive vandringsmønstre nedover kjent. Slike vandringsmønstre finnes i Nesttunvassdraget i dag men vil øke i omfang dersom laks og sjøaure reetableres.

Nedvandringsbevegelser faller ofte sammen med høy vannføring i elven. Det er derfor sannsynlig at fisk kan ende opp i flomtunnelen. Dette er i utgangspunktet ikke ønskelig, siden det kan bidra til å spre fremmede arter (s.n.) og siden laks- og sjøauresmolt da ikke preges på elvens naturlig utløp som de må finne igjen som voksen fisk. For å redusere antall fisk som ender opp i tunellen bør innløpsterskelen være bredest mulig og ha lavest mulig vanddyb, helst gjennomgående under 10 cm. I tillegg bør det settes opp en rist på innløpet som bør ha lavest mulig stavavstand, helst under 10 mm. Dersom fisk likevel ender opp i tunellen vil den trolig overleve uskadd dersom veggene er relativt glatte (som naturlig fjell) og vannstrålen ikke ledes mot fast fjell men alltid i vann.

Konklusjon: Flomtunnelen vil ha uønskete effekter på nedvandring av fisk. Virkningen kan derimot avbøtes på en tilstrekkelig måte med de nevnte tiltakene.

3. Uønsket spredning av arter

Flomtunnelen vil lede vann til sørøstenden av Nordåsvannet. Avstand til nærmeste vassdragsmunning (Apeltunvassdraget) er ca. 400 m. Denne elvemunningen ligger ca. 2800 m fra dagens utløp i Hopsfossen. Det er svært sannsynlig at både gjedde og abbor havner i

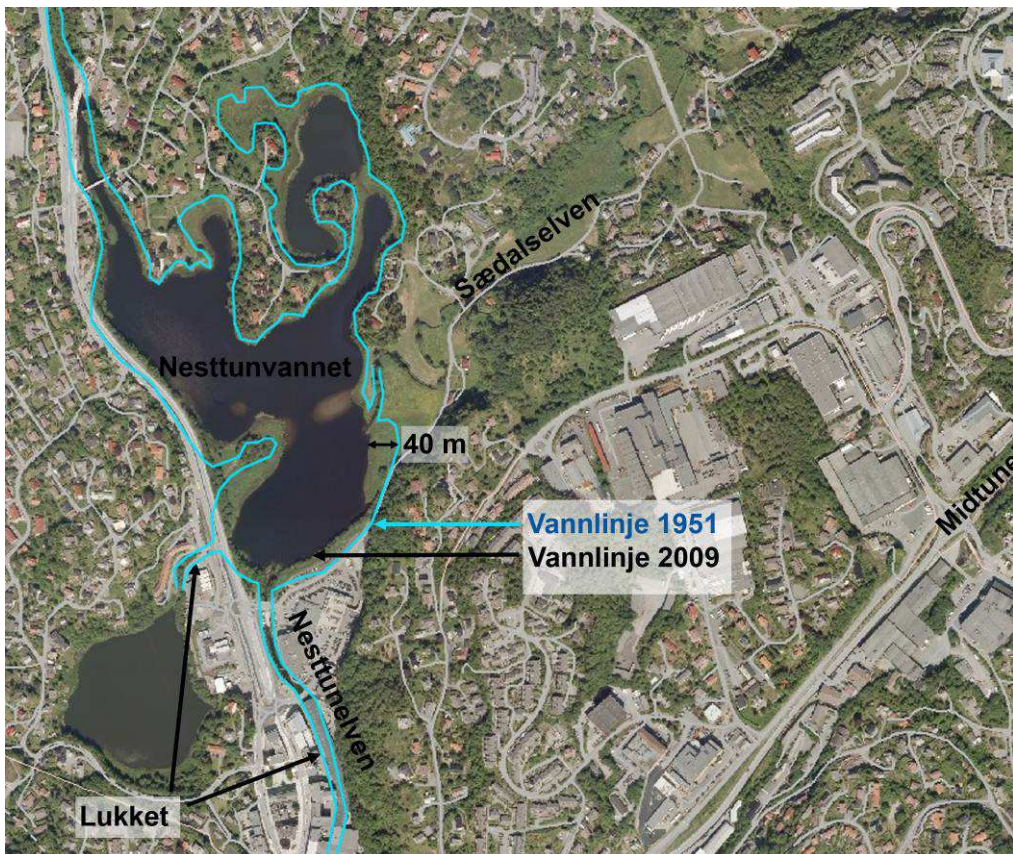
flomtunellen og transporteres til Nordåsvannet før eller senere. Begge artene betraktes som fremmede arter på Vestlandet og begge er moderat salttolerante og kan overleve en periode i brakkvann. Dersom det er et brakkvannslag i overflaten av Nordåsvannet (som ofte er tilfelle) vil artene kunne spre seg til det nærliggende Apeltunvassdraget og muligens også til flere andre elver rund Nordåsvannet. Denne muligheten finnes allerede i dag via Hopsfossen men sannsynligheten for spredning fra flomtunellen vurderes som større siden avstanden til Apeltunvassdraget er betydelig lavere (-86 %). Å konstruere tunellen slik at all fisk drepes krever svært omfattende anlegg og er ikke ønskelig med tanke på ål, sjøaure, laks og dyrevelferd. Konklusjon: Flomtunellen vil øke risiko for spredning av fremmede arter i Nordåsvannet og vassdragene rundt.



Figur 17 Nesttunelven med Nesttunvannet på flyfoto fra 1951.



Figur 18 Nesttunelven med Nesttunvannet på flyfoto fra 2009



Figur 19 Nesttunvannet (store og lille) og Nesttunelven 2009 med vannlinje fra 1951. Bildet illustrerer elvelukking, fyllinger, kanalisering og gjengroing.

4. Endringer i hydrologi og habitatforhold

Flomtunnellens dimensjonering vil etter NVE (2010) sin konsesjon være slik at ”Flomtunnelen vil først tilføres vann når vannføringen ved inntaket passerer ca. 7 m³/s. Ved vannføringer over 7 m³/s vil en stadig økende andel av vannet gå i tunnelen. Ved en årsmiddelflom på ca. 48 m³/s vil ca. 22 m³/s gå i elva. Ved en fremtidig 500-årsflom vil ca. 40 m³/s av totalt 120 m³/s gå i elva.”.

Bortføring av så mye flomvann vil ha konsekvenser for vassdraget nedenfor.

Utforming av et elvefar blir hovedsakelig bestemt av flomvannføringer. Disse tilfører de nødvendige krefter som resulterer i erosjon og faststofftransport. Substratsammensetning og forekomst av vegetasjon er avhengig av flomvannføringer. Dette har direkte konsekvenser for habitatkvaliteten. Gyteplasser som har grus med lav andel finsediment, og ungfiskhabitater i form av hulrom mellom stein, krever flomvannføringer av og til for å bli rensset. Uten denne effekten kan de sedimenteres ned og gro igjen, -avhengig av bl.a. vannkvalitet, hydrologi, dynamikk og gradient (Hauer et al. 2011, Pulg et al. 2011). Størrelsen på vannføringer som trengs for å vedlikeholde habitategenskaper er avhengig av lokale betingelser. Det er ikke uvanlig at det kreves vannføringer mellom årsflom og 10-årsflom for den ønskete vedlikeholdseffekten. Større vannføringer medfører gradvis mer men ofte kortvarige ulemper, f.eks. reduserte årsklasser av fisk eller utspyling av grus. Men også store flommer kan over tid være gunstige for habitatsammensetningen i naturlige vassdrag dersom de ikke forekommer for ofte.

Ved dagens dimensjonering (nye beregninger av COWI 2012) vil flomtunnelen redusere årsflommen til ca. 39 %, 5-årsflom til 37 %, 10-årsflom til 35 % og 20-årsflom til 34 %. Maksimal vannføring i elven ved 500-årsflom vil være ca. 38 m³/s, dvs. ikke en gang 80 % av dagens årsflom. Den fremtidige årsflommen vil være ca. 19 m³/s, dagens årsflom er 48 m³/s. Bare vannføringer under ca. 7 m³/s, altså ca. det dobbelte av middelvannføringen ved utløpet, vil være uforandret.

Flomtunnelen medfører derfor en vesentlig kapping av flomtopper som sannsynligvis er relevante for vedlikehold av habitater for fisk, og ikke bare kapping av de store ”skadeflommene”. Habitatkvaliteten for elvemusling, aure og laks kan da bli betydelig redusert. Særlig utsatt er grusbanker, gyteplasser og ungfiskhabitat. Muligheter for å reetablere disse artene i følge arbeidet med vannforskriften (Forvaltningsplan 2010) reduseres samtidig.

Økt plantevekst kan på den annen side bedre betingelsene for gjedde og abbor som begge er tolerante mot eutrofiering, lavere oksygennivåer og sedimentering av finstoffer. Begge arter er fremmede på Vestlandet og skal i utgangspunktet ikke gis gunstigere livsbetingelser (Forvaltningsplan 2010, Vannforskriften m.m.).

Kapping av flommer kan dessuten ha effekter på plantevekst i strekningen nedenfor tunnelen. Allerede i dag finner vi mye undervannsplanter i Nesttunvassdraget. Uten flomtopper kan begroingen øke, særlig hvis næringsstoffer er rikelig til stede, området er grunt og temperaturen er høy. Alt dette er tilfelle i Nesttunelven (TA 2009). Dagens gjengroing uten flomtunnel illustreres godt i en sammenligning av flyfoto fra 1951 og 2009 (www.bergenskart.no) i Figur 17 til Figur 19. En bred stripe (5 til >40 m) langs Nesttunvannet er gjengrodd i de siste 60 årene. Med flomtunnel kan deler av Nesttunvannet og Hopsvannet inkludert utløpene i verste fall gro helt igjen. Dette vil medføre en redusert hydraulisk kapasitet i utløpene og kan føre til høyere vannstand. I verste fall kan oversømmelsesfare lokalt i nedre deler av Nesttunelven øke. Allerede i dag finnes konflikter pga. vannstandvariasjoner rundt Hopsvannet og kraftverkstans på grunn av mye plantevekst og -driv i perioder (kraftverkseier Jostein Warpe, muntlig).

Utover dette kan vannkvaliteten reduseres grunnet økt oppholdstid av det næringsrike vannet i innsjøene og gjennom opphopning og nedbryting av en større plantebiomasse pga. mindre dynamikk. Muligheter for friluftsliv (bading, båt, fiske) og kraftverksdrift (drivende plantemateriale) vil også kunne reduseres gjennom tilgroing.

Det finnes mange eksempler på øket gjengroing i norske elver etter at flomtoppene ble kappet gjennom for eksempel regulering. Gjengroing og/eller sedimentering i slike vassdrag har skapt vedlikeholdsbehov i flere-millioner-kroner-klassen i for eksempel Mandalselva, Kvina, Otra, Matreeleva, Teigdalselva, Ekso og Aurlandselva. Forskjellen er bare at omfang av flomkappingen, konsentrasjon av næringsstoffer og bosetninger rundt er generelt mindre i disse elver enn i Nesttunelven. Skadevirkningen i Nesttunelven kan altså bli stor. For å kvantifisere effekten nøyaktig bør konsekvensene nedenfor flomtunnelen modelleres med en hydrobiologisk modell som integrerer hydraulisk modellering og biologiske effekter. Med dette grunnlaget vil det være mulig å vurdere i hvilken grad hydrologiske endringer har effekter på gjengroing, eutrofiering, vannstand, bruksinteresser og habitatkvalitet. Notatet som omhandler tunnelens biologiske virkninger (Rådgivende Biologer 2010) tar ikke utgangspunkt i et fundert hydrobiologisk grunnlag men sammenligner istedenfor Nesttunvassdraget med Suldalslågen og anslår på denne måten at 7 m³/s er nok for en spyleflom. Denne fremgangsmåten er faglig ikke tilstrekkelig for å vurdere konsekvensene i Nesttun, siden lokale hydrologiske og biologiske betingelser er avgjørende – ikke vassdragsvise. Dessuten er vassdragene svært forskjellig både med tanke på trofi, størrelse, gradient, reguleringsrad, stofftransport, hydrologi, geologi m.m.

Dersom flomtunnelen bygges som planlagt kan det oppstå behov for vedlikehold av vassdraget nedenfor; Hovedsakelig fjerning av planter og rensing av substrat. Avhengig av omfanget kan dette medføre betydelige kostnader særlig dersom det skulle dukke opp

miljøgifter i sedimentet. Dessuten må det regnes med negative effekter på naturmiljø, kraftproduksjon, friluftsliv og bymiljø.

Gjengroings- og sedimenteringseffekter kan unngås dersom flomtunnelen ikke realiseres til fordel for andre måter for flomvern, for eksempel gjenåpning av Nesttunelven og utvidelse av elvefaret på utsatte steder. Slike alternativer ble vurdert (Opticonsult 2008), men uten å ta hensyn til de ovenfor nevnte effekter av en så pass omfattende flomkapping.

En annen måte å redusere uønskete effekter er å endre dimensjonering av flomtunnelens inntak, slik at mindre flommer (for eksempel 5- til 20- års flom, dvs. 60 m³/s-77 m³/s) forblir i vassdraget mens de store ”skadeflommene” ledes forbi. Dette kan skje gjennom en justert utforming av inntaket eller styrbare flomluker.

Konklusjon:

Flomtunnelen medfører hydrologiske endringer som sannsynligvis har uønskete effekter på gjengroing, sedimentering, vannkvalitet, habitatkvalitet, vannstand og bruksinteresser. Det kan oppstå et stort vedlikeholdsbehov (fjerning av planter og rensing). For å vurdere omfanget av disse effekter bør forholdene simuleres i en fundert hydraulisk modell som knyttes mot biologiske data. Viktige kriterier i modellen er:

- Detaljert oppmåling/ topografiske data av vassdraget nedenfor
- Skjærspenninger før/etter
- Stofftransport før/etter
- Oppholdstid før/etter
- Simulering av endringer i plantevekst
- Vannstandsendringer før/etter, inkludert effekt av plantevekst
- Simulering av endringer i habitatforhold og biologiske konsekvenser

Avhengig av resultatene bør flomtunnelen revurderes mot alternative løsninger eller dimensjoneres på en annen måte.

Samlet sett:

Flomtunnelens påvirkninger på fiskevandring kan avbøtes med en fiskepassasje og en fiskevennlig utforming. Tunnelen vil medføre økt risiko for spredning av uønskete arter. Flomkapping av den planlagte tunnelen derimot er så omfattende at det må regnes med konsekvenser for gjengroing, sedimentering, vannkvalitet, habitatkvalitet, vannstand og bruksinteresser nedenfor. Siden dette står i motsetning til målene etter vannforskriften inkludert reetablering av sjøaure, laks og elvemusling (TA 2009) og siden dette kan medføre betydelige kostnader, bør disse hydrobiologiske effektene utredes nærmere og inkluderes i flomtunnelens samlede virkning. Avhengig av resultatene bør flomtunnelen revurderes mot alternative løsninger (gjenåpning og utvidelse av elvens avløpstverrsnitt) eller dimensjoneres på en annen måte.

3.8 Fremdrift

Det foreslås å dele opp reetableringsprosessen i 5 faser (Tabell 4):

Fase 1: Planlegging og forberedelser (år 1).

Her avklares alle forutsetninger for prosjektet i samarbeid med fagfolk, grunneiere og forvaltning. Viktige spørsmål som må besvares vil gå på finansiering, fremtidig fiskeforvaltning, valg av laksestamme, rammer for fiskepassasjer. I denne fasen tas den avgjørende beslutningen om reetableringen startes eller ikke.

Fase 2: Initialperiode (år 2-3)

Start av overvåking. Planlegging av tiltakene konkretiseres, særlig rognplanting og fiskepassasjer. Rognplanting settes i gang (første utlegging februar/mars i år 2). Fiskepassasjen i Hopsfossen bygges (år 2).

Fase 3: Elverestaurering (år 3-5)

Fortsettelse av overvåking og rognplanting. Bygging av fiskepassasje Midttuntjernet, restaurering av gyteareal i Nesttunelven. Gjenåpning og restaurering av elveløpet på Nesttun. Mindre habitattiltak i hele vassdraget. Eventuell bygging av fiskepassasje ved Myrdalsvannet. Ved slutten av fase 3 skal de vesentlige habitattiltakene være utført. Vedlikehold av fiskepassasjer.

Fase 4: Fisk tilbake (år 5-7)

Fortsettelse av rognplanting men eventuelt justert med grunnlag i overvåking. Naturlig gyting prioriteres. Habitattiltak som enda ikke er realisert utføres. Overvåking. Vedlikehold av fiskepassasjer.

Fase 5: Full syklus (fra år 8)

Eventuell utfasing av rognplanting basert på overvåking. Vurdering av trinnvis åpning for fiske. Vedlikehold av fiskepassasjer.

Tabell 4. Fremdriftsplan: Mørklegging indikerer intensitet

År	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Fase	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Forberedelser	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Planlegging/Overvåking	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Rognplanting	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Fisketrapp Hopsfossen	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Restaurering Gyteareal	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Fisketrapp Midtuntnet	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Fisketrapp Myrdalsvt. (ev.)	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Gjenåpning av Nesttunelven	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Andre habitattiltak	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Smoltutvandring laks	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Laks returnerer	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Smoltutvandring sjøaure	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Sjøaure returnerer	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Muligheter laksefiske	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Muligheter sjøaurefiske	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■

3.9 Fiskepassasje ved demning Hopsfossen

En fiskepassasje ved Hopsfossen skal først og fremst sørge for at glassål, voksen sjøaure og laks kommer opp i vassdraget. Vandringsforsinkelser skal helst unngås, trappen skal altså kunne ta opp store mengder fisk i korte perioder. Med utgangspunkt i ålens behov var det først vurdert en spaltetrapp med gjennomgående bunnsstrat. Denne trappetypen hadde imidlertid medført at også gjedde og abbor kunne vandre i trappen. Som i Østersjøen kunne dette ha bidratt til at disse artene ble spredt til brakkvannsområder og andre lokaliteter i/ved Nordåsvannet. Dessuten er spaltetrappen utsatt for tørrlegging ved svært lave vannføringer. Dette kan forekomme i Hopsfossen ved lav naturlig vannføring kombinert med kraftverksdrift. For å unngå slike problemer foreslås det derfor i stedet en kulpetrapp med følgende dimensjonering:

Bassenlengde: 2,8 m

Bassengbredde: 1,8 m

Bassengdyp: 1,5 m

Høydeforskjell basseng: 0,5 m

Overlapp utsparing: 0,1 m

Samlet fallhøyde: 11,45 m

Antall trinn: 23

Antall bassenger: 22

Q dimensjonerende : 400 l/s

Q optimale forhold: 100-700 l/s (og mer i fossen)

Turbulens: 100-400 W/m³, 260 W/m³ ved Q dimensjonerende

Inngangen til trappen bør ligge ved utløpet av fossekulpen for raskest å tiltrekke mest mulig fisk. Med dette grunnlaget kan den øvrige utformingen av trappen variere og ta hensyn til andre behov. På et møte med grunneier og kraftverkseier ble det framlagt ønske om å integrere trappen best mulig i terrenget. En sånn løsning er vist i planen i Figur 20. Trappen utrustes med en ålepassasje og hull i ved bassengbunn for å muliggjøre oppvandring av glassål.

For å beskytte nedvandrende fisk bør det etableres en ledeskjerm som fører fiskene diagonal mot demningen eller fisketrappen. Dessuten bør det settes oppstrobelys når smolten vandrer (vår) for å skremme smoltene vekk fra inntaket og mot overløp ved demning (Kroglund et al. 2011). Utover dette kan etablering av en enda finere rist i kraftinntaket vurderes.



Figur 20 Utkast til en kulpetrapp som oppfylder de ønskete fiskebiologiske kravene og som integreres i fjellet på nordsiden av Hopsfossen.

4 Sammendrag

En rekke interessegrupper (sportsfiskere og naturverner) og vannregionsmyndighetene (Bergen kommune, Fylkeskommune) har foreslått å reetablere laks, sjøaure, ål og eventuell elvemusling i Nesttunvassdraget. Ideen er gammel og har vært diskutert siden 1920-tallet men har fått ny driv grunnet arbeidet med vannforskriften.

Denne utredningen viser at Nesttunvassdraget har et stort potensial for å reetablere sjøaure, laks og ål – større enn Arnavassdraget der årets lakseinnsig har vært historisk (fangst 2012 > 2,4 t). I hovedsak trengs det en fiskepassasje ved Hopsfossen og en styrt reetablering av en ønsket laksestamme via rognplanting. Sjøaure og ål vil etablere seg selv. Ved siden av fiskepassasjen i Hopsfossen anbefales en rekke andre habitattiltak som vil fremme reetableringen, først og fremst gjenåpning og restaurering av deler av Nestunelven, Storelven og mindre fiskepassasjer i Midttunelven og ved Myrdalsvannet. Det foreslås en fremdriftsplan som medfører at de ønskete artene vil dukke opp i vassdraget fra år 2 etter prosjektstart og være ferdig etablert etter 9-10 år. Ved siden av en bedre miljøtilstand vil prosjektet medføre muligheter for å fiske etter laks og sjøaure i Nesttunvassdraget og Nordåsvannet, en bærekraftig byutvikling og vannforvaltning (etter vannforskriften). Ved siden av restaureringstiltak anbefales det å beskytte det resterende vassdraget for inngrep. Fremdeles vurderes habitatforholdene som gode eller svært gode på ca. 50 % av vassdragets areal. Økt fortetting, byggeaktiviteter og flomvern kan ha alvorlige konsekvenser for vassdraget dersom de ikke utformes på en miljøvennlig måte.

5 Litteratur

- Armstrong, J. D., Kemp, P.S., Kennedy G.J.A., Ladle, M., Milner, N.J. 2003: Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries Research* 62 (2003) 143-170.
- Bahlo, K. & Wach, G. 1996: *Naturnahe Abwasserreinigung*. Økobuch Verlag, Staufen bei Freiburg.
- Barlaup, B.T., Gabrielsen, S. E., Skoglund, H., Wiers, T. 2008: Addition of spawning gravel – a means to restore spawning habitat of Atlantic salmon, anadromous and resident trout in regulated rivers. *River research and applications*, 24, 543-550
- Bengt Finstad og Ingebrigt Uglem (NINA), Steinar Kålås, Barlaup. B. 2010: *Lakselusinfeksjonen på vill laksefisk langs Norskekysten i 2010*. Rapport 13-2010 Havforskningsintitutttet Bergen.
- Bergen kommune 2005: *Forvaltningsplan Vassdragene i Bergen*. Grønn etat, Bergen kommune
- 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.
- Borsanyi, P., Knudsen, A., Harby, A., Ugedal, O., Kraxner, C. 2004: A Meso-scale Habitat Classification Method for Production Modelling of Atlantic Salmon in Norway. *Hydroécol. Appl.* (2004) 14 Vol. 1, pp. 119-138
- Clay, C. H.1995: *Design of fishways and other fish facilities*. CRC-Press, Boca Raton, Florida
- Crisp DT, Carling PA. 1989. Observation on siting, dimensions and structure of salmonid redds. *Journal of Fish Biology* 34: 119–134.
- Degermann, E., Nyberg, P. Naeslund, I., Jonasson, D. 1998: *Ekologisk Fiskevård*. Sveriges Sportsfiske- och Fiskevårdsforbund
- Departmentet for det Indre 1871: *Beretning om hva der til for ferskvandsfikseriernes fremme*. Bragger og Christie's Bogtrykkeri. Christiania
- DN 2002: *Direktoratet for naturforvaltning, 2002, Fisketrapper i Norge Notat 2002-3*.
- DN 2002: *Slipp fisken fram! Fiskens vandringsmulighet gjennom kulverter og stikkrenner*. Håndbok 22-2002. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim

- DN 2009: Veileder 01:2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Direktorsgruppa Vanndirektivet, Direktorat for Naturforvaltning. Trondheim. www.vannportalen.no
- Dumont et al. 2005: Handbuch Querbauwerke. MUNLV Nordrhein-Westfalen, ISBN 3-9810063-2-1
- DV 2007: Metodikk for karakterisering av vannforekomster i Norge. . Direktorsgruppa Vanndirektivet, Direktorat for Naturforvaltning. Trondheim. www.vannportalen.no
- DV 2009: Veileder 01:2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Direktorsgruppa Vanndirektivet, Direktorat for Naturforvaltning. Trondheim. www.vannportalen.no
- Einum, S., Nislow, K.H. 2005: Local-scale density-dependent survival of mobile organisms in continuous habitats: an experimental test using Atlantic salmon, *Oecologia* (2005) 143: 203–210
- Elliot, J. M. 1994: Quantitative Ecology and the Brown Trout. Oxford University Press. Oxford, New York, Tokyo.
- FAO 2002: Fish passes - design dimensions and monitoring. Food and Agriculture organization of the United Nations. ISBN 92-5-104894-0. Roma
- Forseth, T. & Forsgren, E 2008: El-fiskemetodikk – Gamle problemer og nye utfordringer. NINA Rapport 488, 74 s.
- Forvaltningsplan for vassregion Vestlandet 2010. Fylkesmannen i Hordaland. www.vannportalen.no
- Frisell C.A., Liss W.J., Warren C.E., Hurley M.D., 1986, “A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context”, *Environmental Management*, Vol.10, 199-214
- Gabrielsen, S-E., Barlaup B. T., Skoglund, H., Wiers, T. 2007: Rognplanting, etablering av et nytt gyteområde og gytefisktelinger i Flekke og Guddalsvassdraget. Rapport Laboratorium for Ferskvannøkologi og Innlandsfiske, Universitetet i Bergen, Bergen
- Gabrielsen, S-E., Wiers, T. 2003: Registrering av sjøarevassdrag i Masfjorden kommune, Hordaland. Masfjorden kommune
- Grande, R. 2010: Håndbok for fisketrapp. Tapir forlag. Trondheim
- Hanfland, S., Schnell, J. Ekart, C., Pulg, U. 2010: Lebensraum Fließgewässer entwickeln und restaurieren. 2. Auflage, Landesfischereiverband Bayern e.V. Muenchen. 76 s. <http://www.lfvbayern.de/arten-und-gewaesserschutz/veroeffentlichungen/>
- Harris, G., Millner (Hrsg.) 2007: Sea trout: Biology, Conservation and Management. Blackwell publishing. Oxford, UK.

- Hauer, C., Unfer, G., Tritthart, M., Habersack, H. 2011: Effects of stream channel morphology, transport processes and effective discharge on salmonid spawning habitats. *Earth Surf. Process. Landforms* 36, 672–685 (2011)
- Hopkins, K.A. 2002: Laks i Nesttunvassdraget. Hovedprosjekt ved Linje for Miljø og Havbruk, Høyskole i Bergen.
- Johannesen, P.J., Sætre, R. Hjelle, H. & Kryvi, H. (eds) 2010: Bergensfjordene – natur og bruk. Publisert av Havforskningsinstituttet, Uni Research, Universitetet i Bergen and Bergen Kommune 2010. ISBN 978-82-7129-247-8.
- Jonsson, B., Jonsson, N. 2011: Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout. Fish and Fisheries series, Volume 33. Springer Heidelberg, London, New York. DOI 10.1007/978-94-007-1189-1
- Jungwirth, M., Haidvogel, G., Moog, O., Muhar, S., Schmutz, S. 2003: Angewandte Fischökologie an Fließgewässern, Facultas Universitätsverlag, Wien
- Klemetsen A., Amundsen P.-A., Dempson J. B., Jonsson B., Jonsson N., O’Connell M. F., Mortensen E. 2003: Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life Histories. *Ecology of Freshwater Fish* 2003: 12: 1–59
- Kolbinger, A. 2002: Die Durchwanderbarkeit der Fließgewässer Niederbayerns. Dissertation am Lehrstuhl fuer Tierhygiene, Arbeitsgruppe Fischbiologie. TU Muenchen.
- Kommuneplanens arealdel 2007: Bergen. Kommuneplanens Arealdel 2006-2017. Bergen kommune.
<http://www.bergenskart.no/braplan/planInnsyn.jsp?planid=19430000&kildeid=1201>
- Lehmann, G. 1991: *Salmo bergensis?* Rett på våk, 6/1991. Bergens Sportsfiskere. Bergen
- NVE 2010: Vassdragskonsesjon for etablering av flomtunell i Nesttunvassdraget, NVE 201001224-15 ki/mbi
- Patt P., Kraus W.; Jürging H. 2004: Naturnaher Wasserbau. Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern. Springer, Berlin
- Pulg, U. 2003: Förderung der Durchwanderbarkeit der Isar in Landshut, Diplomarbeit am Lehrstuhl für Landschaftsökologie, Technische Universität München. München
- Pulg, U. 2009: Laichplaetze der Bachforelle (*Salmo trutta*) in der Moosach – die Bewertung ihrer Funktionsfaehigkeit, ihre Degradierung und ihre Restaurierung. Dissertation am lehrstuhl fuer Landschaftsoekologie der Technischen Universitaet München. München <http://mediatum2.ub.tum.de/node?id=680304>

- Pulg, U., Barlaup, B., Gabrielsen S.-E. & Skoglund, H. 2011: Sjøaurebekker i Bergen og omegn. LFI-rapport nr. 181, 295 s. Uni Research, Uni Miljø LFI, Bergen.
- Pulg, U., Unfer, G., Barlaup, B., Trepl, L. Sternecker, K. 2011B: RESTORATION OF SPAWNING HABITATS OF BROWN TROUT (*Salmo trutta*) IN A REGULATED CHALK STREAM. River Research and Applications, published online DOI: 10.1002/rra.1594
- Rådgivende Biologer 2010: Konsekvenser for biologisk mangfold. Notat for COWI AS, 1. mars 2010, Rådgivende Biologer AS, Bergen
- Rubin J.F., Glimsäter C. 1996: Characteristics and rehabilitation of spawning habitats of the sea trout in Gotland (Sweden), Fisheries Management and Ecology, 2004, Band 11, S. 15-22
- Rubin, J-F.1994: Survival and development of sea trout eggs in Baltic Sea water. Fisheries Research 20, s. 1-12
- Schiechl, H.M. & Stern, R. 2002: Naturnaher Wasserbau. Ernst & Sohn Verlag. Berlin
- SFT 1997: Veiledning 97:04. Statens forurensingstilsyn (i dag KLIF), Oslo
- Statens Vegvesen 2006: Kjemisk tilstand i vegnære innsjøer. Påvirkning fra avrenning av vegsalt, tungmetaller og PAH. Rapportnr. UTB 2006/06. Statens Vegvesen, Oslo.
- Steine, I. 1991: Skjønn Øygarden kommune, Storavatnet – Sakkundig Fråsegn om Innlandsfisket. Nordhordalands Heratsrett Sak. Nr. 10/1990 B
- TA 2009: Vannregion vestlandet – Tiltaksanalyse Nordåsvannet. Grønn eatat, bergen kommune
- Vassdragshåndboka 1998, Tapir forlag, Trondheim. ISBN 82-519-1290-3
- VF 2006: Forskrift om rammer for vannforvaltningen. Miljøverndepartementet. <http://www.lovddata.no/for/sf/md/md-20061215-1446.html>