

2017:00723 - Åpen

Rapport

Sikker toveis fiskevandring forbi vannkraftverk

Kunnskapsoppdatering og mønsterpraksis

Forfattere

Hans-Petter Fjeldstad, Sintef Energi

Ulrich Pulg, LFI, UNI Research Miljø

Torbjørn Forseth, NINA



SINTEF Energi AS

Postadresse:
Postboks 4761 Torgarden
7465 TrondheimSentralbord: 73597200
Telefaks: 73597250energy.research@sintef.no
www.sintef.no/energi
Foretaksregister:
NO 939 350 675 MVA

Rapport

Sikker toveis fiskevandring forbi vannkraftverk

Kunnskapsoppdatering og mønsterpraksis

EMNEORD:
Fiskevandring
VannkraftVERSJON
1.0DATO
2018-02-01FORFATTERE
Hans-Petter Fjeldstad
Ulrich Pulg, LFI, UNI Research Miljø
Torbjørn Forseth, NINAOPPDRAGSGIVER
Rapport fra forskningsprosjektet SafePass

OPPDRAGSGIVERS REF.

PROSJEKTNR
502000131-13ANTALL SIDER OG VEDLEGG:
69

SAMMENDRAG

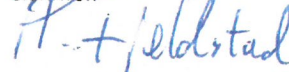
Denne rapporten gir en oppsummering av kunnskap om toveis fiskevandring forbi vannkraftverk. Basert på oppsummeringen og internasjonal praksis anbefales mønsterpraksis for fiskepassasjer. Rapporten er en del av SafePass-prosjektet, som primært omhandler fiskeartene laks, ørret, harr og ål, og fokuserer spesielt på oppvandring hos harr og innlandsørret og nedvandring hos ål og laks. Andre fiskearter omtales der det finnes relevant litteratur og kunnskap.

Etter internasjonale anbefalinger har mange norske fisketrapper for oppvandring ikke optimal utforming. Dette gjelder særlig denil- og kulpetrapper i innlandselver med arter som harr og ørret. Det anbefales å benytte ramper, naturtypiske omløp og spaltetrapper for disse artene og å halvere høydeforskjell mellom bassenger i kulpetrapper, samt å redusere energitetthet i forhold til kulpetrapper for laks.

For nedvandring av fisk finnes det i Norge få passasjer. En rekke internasjonale studier viser at fisketilpassede varegrinder med fluktåpninger og omløpsarrangement gir gode resultater for nedvandring, særlig for ørret og laks og i de siste årene også for blankål.

UTARBEIDET AV
Hans-Petter Fjeldstad

SIGNATUR

KONTROLLERT AV
Tor Haakon Bakken

SIGNATUR

GODKJENT AV
Knut Samdal

SIGNATUR

RAPPORTNR
2017:00723ISBN
978-82-14-06617-3GRADERING
ÅpenGRADERING DENNE SIDE
Åpen



SINTEF Energi AS

Postadresse:
Postboks 4761 Torgarden
7465 Trondheim

Sentralbord: 73597200
Telefaks: 73597250

energy.research@sintef.no

www.sintef.no/energi

Foretaksregister:

NO 939 350 675 MVA



Historikk

VERSJON	DATO	VERSJONSBEKRIVELSE
1.0	2018-02-01	Endelig versjon

Innholdsfortegnelse

1	Innledning og målsetning	5
2	Fiskevandring forbi kraftverk.....	7
2.1	Vandringsmønster hos fisk og atferd i regulerte vassdrag	7
2.2	Ørret, med spesielt fokus på innlandsørret	8
2.3	Harr	10
2.4	Ål	12
2.5	Atlantisk laks	13
3	Oppstrøms vandring og vandringsanlegg	15
3.1	Kunnskapsstatus	15
3.2	Mønsterpraksis og generelle anbefalinger	15
3.2.1	Oversikt over egnethet og prioritering av trappetyper	15
3.2.2	Generelle utformingskriterier.....	19
3.3	Fiskepassasjer til oppvandring	24
3.3.1	Naturtypiske ramper, brekk og celleterskler.....	24
3.3.2	Passerbar dypål – elv i elv.....	29
3.3.3	Naturtypisk omløp	31
3.3.4	Spaltetrapp	34
3.3.5	Kulpetrapp	37
3.3.6	Ålepassasjer	40
3.3.7	Andre trappetyper:.....	42
4	Nedstrøms vandring og vandringsanlegg	44
4.1	Kunnskapsstatus	44
4.2	Mønsterpraksis og generelle anbefalinger – nedvandring	46
4.2.1	Generelle utformingskriterier.....	46
4.3	Fiskepassasjer til nedvandring	47
4.3.1	Omløp og finmasket varegrind foran vanninntak	47
4.3.2	Alfa- og beta rister med omløp.....	48
4.3.3	Coanda-riste	52
4.3.5	Andre typer finmaskete varegrind	54
4.3.4	Tiltak ved eksisterende konvensjonelle inntak.....	55
4.3.4	Andre løsninger for å bedre forhold for nedvandring av fisk.....	57
5	Overvåking av vandringsanlegg	62
6	Litteratur.....	63

1 Innledning og målsetning

Fisk vandrer i vassdrag for å benytte seg av ulike habitater i forskjellige livsstadier. Laksens vandring fra gyteplasser og ungfiskområder i elver til beiteområder til havs (anadrom atferd) er godt kjent, og i utgangspunktet vandrer alle fiskearter mellom forskjellige habitattyper som gyte-, oppvekst-, overvintrings- og beiteområder. For mange arter foregår disse vandringene i samme vassdrag, og for arter det forskes på i SafePass-prosjektet gjelder dette innlandsørret og harr. Vandringslengde kan variere mye. Mens for eksempel stingsild kan finne nødvendige habitattyper i en avstand av noen meter kan harrens vandring gå over flere mil. Ål er den eneste arten i Norge med katadrom atferd. Gyteplassen ligger i Sargassohavet mens beiteområder ligger langs kysten og i elver og innsjøer i Europa. Vandring er en viktig faktor for utbredelse av fiskearter og naturlige vandringsbarrierer har definert rammer for artssammensetning og forekomst av fisk i ferskvann.

Vassdragsregulering kan introdusere konstruksjoner som påvirker fiskevandring. Dammer, kraftverk, terskler og kulverter kan være vandringshindre eller barrierer for fisk, og vannførings- og vanntemperaturendringer kan påvirke vandringsatferden. Stans av fiskevandring fører til fragmentering av habitater, fiskepopulasjoner og begrensning for utbredelse av fisk. Dette kan på sikt føre til en betydelig reduksjon og i noen tilfeller utrydding av fiskebestander og arter. Passerbarhet for fisk i vassdrag er en viktig forutsetning for å opprettholde fiskebestanden og for å oppnå god økologisk tilstand/potensial i henhold til vannforskriften. Reetablering av økologisk konektivitet (sammenhengende elvestrekninger uten vandringsbarrierer mellom viktige habitater) skal ha høy prioritet i vannforvaltningen i tråd med vannforskriften. I forskningsprosjektet SafePass er det et mål at artene laks, ørret, harr og ål trygt skal kunne passere vannkraftverk og dammer for å ha tilgang til sine naturlige habitater for å fullføre sin livssyklus. I tillegg inkluderes funksjonsevne av passasjetyper for andre arter der dette er kjent fra litteraturen. Effektive vandringsanlegg kan også være viktig for å begrense tap av kraftproduksjon, ved at man i mindre grad behøver å slippe vann for å få fisken forbi vandringsbarrierene (Sørensen 2013).

Denne rapporten er en kunnskapsoppsummering om fiskevandring, og spesielt forbi kraftverkskonstruksjoner, med fokus på prosjektets målarter i Norge. I forbindelse med denne oppsummeringen er det samlet inn relevant litteratur fra både Norge og utlandet. Artikler, rapporter og håndbøker er samlet fra forskningspartnere i SafePass og andre kilder, og er samlet i en "database" som kan benyttes av de involverte institusjonene. SafePass arbeider nå aktivt med å tette flere kunnskapshull som er identifisert (se kapittel 3 og 4).

I denne rapporten har vi benyttet begrepet "*mønsterpraksis*". Naturmangfoldloven § 12 legger opp til anvendelse av god praksis, når den krever at tiltak og driftsmåter skal gi de «beste samfunnmessige resultater». Valgt tiltakstype skal være godt egnet til formålet og ha vist miljøforbedrende effekt i sammenlignbare vassdrag. Flere europeiske land har innført generelle krav om «best practice»-løsninger, som i denne sammenhengen tilsvarer mønsterpraksis (f.eks. Østerrike, BMLFUW 2012). Mønsterpraksis er den beste tilgjengelige løsning ut fra dagens kunnskap, og som gir høy passasjeeffektivitet. I utgangspunktet er målet at all vandringsvillig fisk skal kunne passere med minst mulig forsinkelse. Det er imidlertid ikke hensiktsmessig å bruke 100 % av fiskene som målsetting for passasjeeffektivitet siden det også finnes naturlig mortalitet på vandring, overvåkingsbetinget mortalitet samt at enkelte fisk kan være «i mål» ved barrieren. Internasjonalt har det derfor blitt vanlig å bruke minst 90 % som målsetting for passasjeeffektiviteten (Calles m.fl. 2013, Nyquist m.fl. 2017, Silva m.fl. 2017).

Løsningene som anbefales som mønsterpraksis i denne kunnskapsoppsummeringen gjelder på generelt nivå. De har til felles at de kan oppnå 90 % passeringseffektivitet forutsatt at nødvendige designkriterier, dimensjonering og riktig beliggenhet er overholdt. For enkeltsituasjoner i vassdrag anbefales å konkretisere målsettinger med fiskepassasjer. Her bør vassdrags- og bestandsspesifikke faktorer hensyntas, for eksempel opprinnelig konektivitet før barrieren ble satt opp, habitatfordeling i vassdraget, og om det er flere barrierer på vandringsveien og med dette akkumulert dødelighet eller om det er nok å lage en passasje for deler av bestanden (f. eks. gytefisk).

Det er en forvaltningsmessig avgjørelse om det skal stilles krav om mønsterpraksis ved en gitt struktur. En generell kost-nytte vurdering har ikke blitt gjennomført og bør avgjøres for hvert tilfelle og tilpasses lokale forhold. Vi har kun unntaksvis angitt gjennomsnittlige, relative kostnader når dette gir mening (f. eks. for tekniske fisketrapp). Kostnader vil variere sterkt fordi fiskepassasjer må tilpasses forskjellige barrierer og lokale forhold. Kostnadmessig spiller det også en stor rolle om barrierer og fiskepassasjer bygges på nytt og i sammenheng eller om eksisterende barrierer skal få en fiskepassasje eller finmasket varegrind i etterkant.

2 Fiskevandring forbi kraftverk

Fragmentering av elver som følge av vannkraftreguleringer er en hovedgrunn til nedgang og redusert utbredelse av fiskebestander i ferskvann (Hart & Poff 2002, Fahrig 2003, Nilsson m. fl 2005 og Poulet 2007). Konstruksjon av dammer kan medføre redusert vannføring på fiskevandringstreknings og manglende vandringsmulighet for fisk forbi konstruksjonene (Kraabøl m.fl. 2008, Calles & Greenberg 2009 og Haltunen 2011). De siste tiårene har det vært stort fokus på å oppnå bærekraftige fiskebestander ved å gjenopprette elvenes konnektivitet, og spesielt med ønske om å redusere skader og dødelighet ved turbinpassasje (Katopodis & Williams 2012, Coutant & Whitney 2000, Cada 2001, Cada m.fl. 2006, Östergren & Rivinoja 2008, EPRI-DOE 2011 og Pedersen m.fl. 2012). Både norske og internasjonale studier viser at mange av dagens fisketrappene ikke fungerer godt (Noonan m.fl. 2011 og Fjeldstad m.fl. 2013), samtidig som det anses som et viktig mål at passeringseffektiviteten, både opp og ned, bør være over 90 % for vandrende fisk (Noonan 2012, Ferguson & Williams 2002, Lucas & Baras 2001 og Quigley & Harper 2006). Lav effektivitet ved vandringsfasiliteter er knyttet til både teknisk design og fiskens atferd i forhold til stimuli og omgivelser (Roscoe & Hinch 2010, Clay 1995 og Arnekleiv m.fl. 2007). Videre er det en kjensgjerning at det finnes mange gode løsninger for fisketrappene, men ofte fungerer de dårlig for mindre fisk eller fisk med lav svømmekapasitet (Kraabøl 2012, Jansen m.fl. 2007, FAO 2002, Williams m.fl. 2011 og Mallen-Cooper & Brand 2007). For nedstrøms vandring kan man oppnå effektiv passasje forbi turbinene både med atferdstiltak og stengsler, men for atferdstiltak er tiltakene artsavhengige (Katopodis & Williams 2012), og effektive stengsler (Calles m.fl. 2012, Greenberg m.fl. 2012 og Larinier m.fl. 2002) i form av fingrinder innebærer tekniske utfordringer pga. falltap og vedlikehold (Chatellier m.fl. 2011, Raynal m.fl. 2014, Tsikata m.fl. 2014 og Szabo-Meszaros m.fl. 2018). Dette gjelder særlig når grinder og nedstrøms vandringskorridorer etableres etter at kraftverk og inntak er ferdigstilt. Disse erfaringene har medført en erkjennelse av at effektiv nedvandring hos fisk, og spesielt ved tilstedeværelsen av flere vandrende fiskearter, bør baseres på en kombinasjon av atferdstiltak og fysiske stengsler (Allen m.fl. 2012, Noatch. & Suski 2012, Larinier & Travade, 2002, Thorstad 2010 og Liao 2007).

2.1 Vandringsmønster hos fisk og atferd i regulerte vassdrag

Vandringsmønstre er avhengig av både biologiske faktorer og abiotiske habitatforhold. Biologisk motiverte vandringer som gyte- eller næringsvandring bestemmer i hvilken tidsperiode fisken vil vandre og hvilke habitattyper fisken oppsøker. Hydromorfologiske forhold avgjør om fisken kan passere en strekning, og både vannføring og temperatur er med på å bestemme når fisk kan vandre. Reetablering av konnektivitet krever

derfor kunnskap om artssamfunn, habitatfordeling, vannføringsmønster og temperaturregime i et vassdrag (Gough m.fl. 2012 og Seifert 2016).

For artene SafePass fokuserer på (innlandsørret, harr, ål og atlantisk laks) er relevante atferdsaspekter sammenfattet i det følgende kapittelet.

2.2 Ørret, med spesielt fokus på innlandsørret

Innlandsørret har en livssyklus med store variasjoner. Den kan være elvestasjonær og leve på noen få meter i en bekk eller elv så lenge gyteplasser og vinterstandplasser er tilstede, men den kan også vandre mange titalls km fra innsjøer og elver til gyteplasser (Pulg 2009, Jonsson & Jonsson 2011 og DWA 2014).

Vandrende ørretstammer nyttiggjør seg ofte av næringsressurser i større avstand fra gyte- og oppvekstområder. Det er disse stammene som ofte har storvokst ørret og er kjente fiskeressurser (Kraabøl 2012). Velkjent er storørretstammene som vandrer til beiteområder i innsjøer (Hunderørreten i Mjøsa), men også næringsvandring til elver og innenfor elvesystemer er utbredt og kjent fra Hardangervidda (Sømme 1941) og til Glomma (van Leeuwen m.fl. 2016 og Museth m.fl. 2016). Barrierer som stopper vandringen kan føre til at slike ørretstammer og fiskeressurser reduseres, selv om arten ofte vil kunne overleve lokalt som småvokst stasjonær ørret. Felles for alle ørretbestander er at yngel betraktes som relativt stedbundet (< 100 m forflytning) med behov for gode habitatbetingelser i nærheten av gyteplassen (Elliot 1954 og Jonsson & Jonsson 2011). Eldre ungfisk (parr) er kjent for å kunne vandre flere kilometer i elven for å finne egnet habitat og standplasser. En relativt stor andel av ørret som registreres i fisketrappene i f.eks. Glomma er eldre ungfisk, noe som viser at disse livsstadiene også vandrer (Museth m.fl. in prep.). Samme type vandring gjennomføres av voksen stasjonær brunørret og kan strekke seg over flere titalls km (Jonsson & Jonsson 2011).

Atferden til individer i innenlands ørretbestander kan likne de man ser ved sjøørretens vandring. I noen bestander finnes det en form for smoltifisering med et høydepunkt av vandring om våren, mens andre har en mer gradvis vandring av ungfisk. Vandringen hos ungfisk kan skje til næringsressurser opp- og nedstrøms. Atferden til nedvandrende ungfisk av ørret ligner laksesmoltens atferd (Dumont m.fl. 2005). I innsjøer finner ørret ofte både beite- og overvintringshabitat. Voksen fisk vandrer fra beiteområder tilbake til gyteplasser på grusbanker i elver og bekker, ofte til de områdene de ble klekket. Denne vandringen skjer vanligvis om sommeren og høsten. Gyting skjer fra september i Nord-Norge til oktober og november i Sør-Norge. Voksen fisk overlever som regel gytingen. Fisken kan da oppholde seg i noen timer eller dager i småbekker, men også flere måneder i større elver med kulper og innsjøer. Deretter vandrer de tilbake til beiteområdet, ofte i

innsjøer. Også voksen ørret vandrer nedover elver og mange storørretstammer er kjent for slike nedvandringar av store støinger. Utover dette finnes overordnede utbredelsesbevegelser som er relevant for utbredelsen av arten, genetisk utveksling og rekolonialisering etter katastrofer (Seifert 2016). I store innlandselver som Glomma og Gudbrandsdalslågen registreres det opp- og nedstrøms vandringar til ørret gjennom hele den isfrie sesongen og nøkkelbetegnelse i beskrivelsen av disse vandringssystemene er «variasjon» og «kompleksitet» (van Leeuwen m.fl. 2016 e.g. Museth m.fl. 2013)

Stasjonær brunørret kan være kjønnsmoden ved ca. 15-20 cm lengde, men når vanligvis lengder på 20-50 cm. Enkeltindivider kan også bli betydelig større. Elve- og innsjølevende ørret når ofte lengder mellom 30 og 90 cm (Seifert 2016).

Svømmekapasitet og størrelse

Blant Norges ferskvannsfisker hører ørret til de relativt sterke svømmerne. Ørret kan svømme med hastigheter opptil 10 kroppslengder/s ved 15-18 graders vanntemperatur. Ved 2 grader reduseres dette til ca. 3,5 kroppslengder/s (DWA 2014). Ørreten kan dessuten hoppe, og i gunstige fosser med minst like store dyp som fallhøyde er det beskrevet at stor ørret kan hoppe minst 1 m (Kolbinger 2000). Data fra gytetellingar i bratte Vestlandselver tyder på at ørretens hoppeevne ligner laksens og det ble funnet sjøørret og laks ovenfor fosser med fallhøyder på 2-3 m og like dype kulper (Skoglund m.fl. 2016). Fallhøyde i fosser varierer med vannføringen, og observasjonar tyder på at store fisker (> 60 cm) kan forsere fosser med 2-3 meters høyde dersom det er gunstige forhold, blant annet en kulp som er like dyp som fossens høyde nedenfor og ikke overkritisk strøm på overkanten av fossen.



Figur 1 Laks og ørret kan hoppe dersom betingelse er gunstig (bl.a. kulp som er minst like dyp som fallhøyden). Bildet er tatt i Arnaelva/Bergen, der laks og sjørret forserer fosser med 2 m fallhøyde (Foto: Tore Wiers).

2.3 Harr

Harrens livshistorievariasjon er mindre mangfoldig en ørretens, selv om denne arten også finnes i en rekke ulike miljøer og utviser variasjon i bl.a. vandringsmønstre. Harryngel er mindre enn lakse- eller ørretynge og blir i liten grad stående på eller ved gyteplasser da den i hovedsak drifter nedover etter klekking. Avstanden den drifter kan variere mellom noen meter og mange kilometer, og er avhengig av elvens størrelse og morfologi (Jungwirth m.fl. 2003). I regi av RIVERCONN-prosjektet ble drift av harryngel undersøkt i Ottaelva, som gjennomgående har relativt høy vannhastighet. På den 15 km lange strekningen mellom samløpet med Gudbrandsdalslågen og Eidefoss kraftverk ble det påvist flere store gyteområder for harr, men forekomsten av ung harr i elva var svært beskjeden. I denne elva ble det påvist driftende harryngel i slutten av juni /begynnelsen av juli (ca. 10-dagers periode) og dette forklarer trolig den beskjedne forekomsten av ung harr i Ottaelva (van Leeuwen m.fl. 2017 og Museth m.fl. 2013). Typisk ungfiskhabitat finnes i grunne viker med svak strøm og munningsområder av innsjøer. Eldre ungfisk trekker tilbake til mer strømmende vann i elven, der de lever i stimer og vandrer mellom beiteområder og overvintringsplasser fram til de er voksne. Harr lever og vandrer hovedsakelig i elvesystemer også når de er voksne (Näslund m.fl. 2005) og

foretrekker å vandre i stimer (Jungwirth m.fl. 2003). Næringsvandringene kan strekke seg over flere mil (Jungwirth m.fl. 2003, Heggnes m.fl. 2006 og Museth m.fl. 2012, 2013). Genetiske undersøkelser i Sentral-Europa (Gum m.fl. 2009) tyder på en metapopulasjonsstruktur i store elvesystemer, der storskala vandringene over 100 km forekommer regelmessig. Disse studiene, men også hydromorfologiske rammebetingelser, tyder på at vandringsbevegelser og distanser er større i store elvesystemer enn i mindre. Dette gjelder både neddrifting av yngel, men også næringsvandringene og gytevandringene oppstrøms. I Gudbrandsdalslågen viste genetiske undersøkelser av harr genetiske forskjeller opp- og nedstrøms naturlige vandringsbarrierer, men ingen genetisk strukturering på elvestrekninger mellom naturlige vandringshindre, noe som ble funnet for ørret i samme elvesystem (Junge m.fl. 2014, Van Leeuwen m.fl. 2017b).

Voksen harr trekker til gyteplasser på grusbanker i rennende vann om våren (Pulg 2009 og Hauer m.fl. 2011). Som for elvelevende ørret i de store innlandselvene registreres at oppstrøms vandringene ikke bare forekommer i forkant av gyteperioden om våren, men gjennom hele den isfrie sesongen (van Leeuwen m.fl. 2016). Vandringene om våren foregår i lave vanntemperaturer. Dette er viktig kunnskap i forbindelse med design av effektive vandringsløsninger. Som for laks og ørret er det også hos harr beskrevet "homing" (Jungwirth m.fl. 2003), men det er mye som tyder på at i store elvesystemer er ikke «homing» like sterk som hos ørret, og individer av harr kan velge ulike gyteområder i to påfølgende år (Van Leeuwen m.fl. 2017b). Gytevandring er ofte rettet oppover, men delvis også nedover (Näslund m.fl. 2005). Utgytt fisk overlever vanligvis gytingen og vandrer tilbake til beiteområder. Også hos harr forekommer det altså vandring av utgytt fisk, ofte rettet nedstrøms. Utover dette finnes overordnede utbredelsesbevegelser som er relevant for utbredelsen av arten, genetisk utveksling og rekolonisering etter katastrofer. En av hovedkonklusjonene fra RIVERCONN-prosjektet var at harrvandringene må sees i et livsløpsperspektiv og inkluderer nedstrøms drift av yngel, oppstrøms vandringene til eldre ungfisk gjennom flere etterfølgende sesonger («kompensasjonsvandringene») og gytevandringene (opp- og nedstrøms).

Svømmekapasitet

Harr er en relativt sterk svømmer blant norske ferskvannsfisk, men kapasiteten er sterkt avhengig av temperatur. Dumont m.fl. (2005), Seifert (2016) og BMLFUW (2012) betrakter vannhastigheter på inntil 1,6 m/s som passerbar for unge voksne og voksne harr også ved temperaturer mellom 6-8 grader. Harr hopper vanligvis ikke når den vandrer. Harryngel drifter aktiv nedover med strømmen etter klekking og svømmekapasiteten er ukjent.

2.4 Ål

Europeisk ål vandrer mange tusen km fra gyteplassen i Sargassohavet til beiteområder i Vest-Europas elver og innsjøer, men også i kystvann i Europa og Nord-Afrika (Frischmann 1924 og Thorstad m.fl. 2011). Mengden ål som ankommer Europa er betydelig redusert siden basisperioden 1960-79. Ifølge siste ICES rapport ankom det til Nordsjøområdet i 2016 ca. 2,7 % av basisbestanden, mens innsiget til resten av Europa var på 10,7 %. Dette er noe bedre enn årene forut, men fortsatt lavt (WGEEL, 2017). Hele Europa deler en felles ålebestand. Dette innebærer at tiltak i det enkelte vassdrag eller land ikke alene bidrar til å berge ålen, men summen av tiltak lokalt, nasjonalt og internasjonalt vil ha betydning. Årsakene til bestandsnedgangen er kjent, men deres relative betydning er usikker og vil sannsynligvis variere mellom vassdrag og land. Forhold som miljøgifter, svømmeblæremark, overfiske, endringer i marine forhold og oppveksthabitat, deriblant vandringsbarrierer og vannkraftverk regnes som de viktigste påvirkningsfaktorene. I Norge påvirkes ål også av forsuring (Larsen m.fl., 2014).

I vandringsperioden som foregår i elver begynner arten som glassål om våren, mindre enn 8 cm lang. I gjennomsnitt er lengden mellom 6 og 7 cm og vekten da mellom 0,3 og 0,5 g. I Sør-Norge har glassål blitt observert i april. Oppvandrende ål i elver kan ha svært varierende størrelse og vanligvis er det gulål (pigmentert, men ennå ikke kjønnsmoden) i lengder mellom 8 og 45 cm som registreres under oppvandring i Norge.

Oppvandrende ål har blitt registrert mellom juni og august, og mest fisk i juni og juli (Thorstad m.fl. 2011). I Dalälven i Sverige er det vist at den oppvandrende ålen i gjennomsnitt er omlag 40 cm lang (Wickström 2002). Fiskene vandrer til egnede beiteområder, ofte sakteflytende elvepartier og innsjøer med mudderbunn eller mye skjul. Disse kan ligge over 1000 km oppstrøms i ferskvann (Frischmann 1924), men i Norge pleier arten sjeldent å være over 300 moh. og antall avtar med avstand til kysten. Basert på registreringer i artskart er hele 65% av de registrerte åleforekomstene < 10 km fra kystlinja og 95% er <40 km fra kysten. På samme måte er 60% av alle kjente forekomster av ål i innsjøer < 100 moh. og 95% er under 300 moh. (Thorstad m.fl. 2011). Dette innebærer at behovet for tiltak først og fremst gjelder en relativt smal stripe langs kysten. I løpet av ferskvannsperioden vil ål forflytte seg mellom innsjø/bekk og bekk/elv flere ganger (Rosten m.fl., 2013). Barrierer vil hemme/hindre ålens mulighet for å utnytte hele sitt naturlige utbredelsesområde. Huitfeldt-Kaas beskrev allerede i 1904 at fløtningsdemninger hemmet oppvandring og at hver dam mange dobbelt avtaket i tetthet (Huitfeldt-Kaas, 1904).

Etter 5-24 år i ferskvann, noen ganger enda lenger, begynner ålen å utvikle kjønnsorganer og pleier å vandre tilbake til sjøen, og kalles da blankål. Blankålvandringer skjer hovedsakelig om høsten. I Norge har blankål blitt fanget mellom august og november. Blankålvandringene kan ha høy intensitet i korte perioder og disse

varierer mellom elver. Ofte forekommer vandringstoppene i mørke høstnetter med nymåne eller skydekke og ofte i forbindelse med høy vannføring (DWA 2014).

Svømmekapasitet

En oversikt over ålens kritiske svømmekapasitet (hastighet som ålen kan stå imot over tid) og kroppsbredde finnes i Tabell 1 basert på Environment Agency (2011) og DWA (2014). Åleyngel (glassål) (<8 cm) har en kritisk svømmekapasitet på 0,1-0,25 m/s og maksimal svømmekapasitet på 0,3 m/s, men har vist seg å ha evne til å ta seg opp fuktige fjell og damvegger dersom overflaten er ru eller dekket med vegetasjon. Viktig er at det finnes en fuktig struktur med sammenhengende hulrom f.eks. våt gress eller våte børster. Større åler har ikke den samme evnen, men foretrekker også strukturer med sammenhengende hulrom der de kan «åle» seg opp og kan unntaksvis også gå over «land» dersom det er vått og mye skjul. Antakelig har ålens evne til å ta seg oppover vassdrag blitt overvurdert utfra iakttagelser av enkelte individer som har klart å ta seg langt opp i vassdraget og forbi en serie av vandringshindre. Det er mulig at bare en ubetydelig andel av rekruttene klarer å vandre så langt (Porcher 2002). Eldre juvenile ål (gulål 8-20 cm) klarer å svømme med hastigheter opp til 0,8 m/s (DWA 2014), kritisk svømmekapasitet er 0,15-0,3 m/s . Ål over 25 cm pleier å vandre i og langs elvebunnen og foretrekker gjennomgående ru elvebunn. Ål som vandrer tilbake til sjøen er vanligvis mellom 0,3 og 1,5 m lange og trenger vannhastigheter under 0,5 m/s for å kunne motstå å bli trukket inn i kraftinntak eller bli presset mot rister og bli hengende der (DWA 2014, Calles m.fl. 2013).

Tabell 1 Kritisk svømmekapasitet og kroppsbredde ved kraftverksinntak for forskjellige ålestadier etter Environment Agency (2011)

<i>Ål, livsstadium</i>	<i>Kritisk svømmekapasitet</i>		<i>Kritisk spaltevidde/kroppsbredde</i>	
	<i>Vinkel* 21-90°</i>	<i>Vinkel* < 20°</i>	<i>Vinkel* 21-90°</i>	<i>Vinkel* < 20°</i>
<i>Glassål (< 8 cm)</i>	<i>10 cm/s</i>	<i>25 cm/s**</i>	<i>1-2 mm</i>	<i>1-2 mm</i>
<i>Gulål (14 cm)</i>	<i>15 cm/s</i>	<i>30 cm/s</i>	<i>3 mm</i>	<i>3 mm</i>
<i>Gulål (30 cm)</i>	<i>20 cm/s</i>	<i>40 cm/s</i>	<i>9 mm</i>	<i>12.5 mm</i>
<i>Blankål (50 cm)</i>	<i>40 cm/s</i>	<i>50 cm/s</i>	<i>15 mm</i>	<i>20 mm</i>

*Vinkel: strømretning-varegrind

** maksimal lengde på varegrind for glassål: 10 m

2.5 Atlantisk laks

Laksesmolt vandrer fra oppvekstområder i elver og innsjøer til beiteområder i havet. Denne vandringen foregår i hovedsak synkront om våren og tidlig sommer (Hvidsten m.fl. 1995, Rikardsen & Dempson, 2011,

Otero m.fl. 2014). Vandringsmønsteret til smolten varierer i tid og rom mellom vassdrag, og skjer generelt senere på året i nord enn i sør, og mekanismene som setter i gang vandringsmønsteret er blant annet knyttet til vanntemperatur og vannføring i elva, samt endringer i disse. Smolten (12-15 cm) følger strømmen aktivt nedover elva. I stilleflytende områder eller innsjøer leter smoltene aktivt etter veien nedover. Smolt kan nå kortvarige svømmehastigheter på ca. 8-10 kroppslengder/s (dvs. 0,9-1,5 m/s), men trenger for eksempel varige vannhastigheter under 0,5 m/s for å kunne motstå å bli suget inn i inntak over en lengre periode (timer og dager). Smolten orienterer seg etter hovedstrømmen og kan i varierende grad ledes med atferdsbarrierer (lys, lyd, el-spenning) og i større grad med finrister (Dumont m.fl. 2005, Adam m.fl. 2007 og Calles m.fl. 2013).

Voksen laks har høy svømmekapasitet og vandringsmotivasjon. I havet vandrer laksen tusenvis av kilometer, og i noen av de norske elvene kan den vandre flere hundre kilometer fra sjøen til gyteplassene (eks Tana og Målselva). Evnen til å forsere stryk og fosser er stor, og spurthastigheter på 8-10 m/s hos storlaks ansees som sannsynlig (Thorstad m.fl. 2001). Litteraturen om laksens svømme- og hoppeevnen i elv er likevel svært sparsom og baserer seg ofte på lokale observasjoner. Løkensgård (1984) beskrev at laks kan forsere fosser på 5 meter, men la i tillegg til at maksimal spranghøyde bestemmes av lokale parametere ved selve fossen, slik som dybde under fossen og fossens helning. Det må ikke glemmes at fallhøyden i fosser er avhengig av vannføring og at den ofte reduseres under flommer grunnet oppstuvningseffekter. I de fleste tilfeller og vannføringer vil fossesprang over 2-3 m virke som vandringshinder. I tillegg styres svømmekapasitet og spranget av vanntemperatur, hvor det i mange laksetrapp og fossestryk er kjent at det vandrer lite eller ingen fisk før temperaturen passerer 7-8°C.

3 Oppstrøms vandring og vandringsanlegg

3.1 Kunnskapsstatus

Internasjonalt har forskning på fisketrapper og oppvandring blitt et stort og flerfaglig fagfelt (Katopodis & Williams 2012), og kunnskapen er også økende i Norge. Mer enn 500 fisketrapper (Fjeldstad 2012) er bygget her til lands, og laksetrappene har tilsammen økt lakseførende strekninger med over 2000 km. Likevel er det ikke utviklet et godt rammeverk for hvordan man skal utforme norske fisketrapper. I de fleste norske elver og bekker finnes det kunstige vandringshindre og barrierer, først og fremst kulverter, terskler, demninger og kraftverk. Slike kan både begrense utbredelsen av fiskearter og fragmentere bestander. Vannforskriften krever god økologisk tilstand eller godt økologisk potensial og i mange tilfeller vil det bety en reetablering av konnektivitet i elvene.

Ved gunstig utforming av inn- og utganger samt gunstige hydrauliske forhold i passasjen kan effektiviteten i tekniske fisketrapper ligge innenfor 90 % målet (Kolbinger 2002, Dumont m.fl. 2005, BMLFUW 2012, Calles m.fl. 2013). I Tabell 2 og Tabell 3 finnes en kunnskapsoppsummering for oppvandringsløsninger for artene laks, harr, ørret og ål.

3.2 Mønsterpraksis og generelle anbefalinger

I de følgende avsnittene presenteres løsninger som regnes som mønsterpraksis for oppvandring for ål, harr, ørret og laks i forbindelse med oppstrøms fiskevandring forbi kraftverksstrukturer, basert på dagens kunnskap. Kapittelet begynner med en oversikt over egnethet og prioritering av forskjellige løsninger. Deretter følger kunnskapsoppsummeringer om generelle trekk som inngang, lokkestrøm, vannstyring og bunnsubstrat i fiskepassasjer. Deretter presenteres de vesentlige passasjetyper i enkeltkapitler.

3.2.1 Oversikt over egnethet og prioritering av trappetyper

Med utgangspunkt i erfaringer fra de siste tiårene med tiltak gjennomført i Europa for bedring av konnektivitet, anbefaler BMLFUW 2012, Calles m.fl. (2013), Seifert 2016 og Pulg m.fl. (2017) følgende prioritering:

- Dersom konnektivitet skal reetableres, bør det i utgangspunktet vurderes om vandringsbarrieren kan fjernes. Det er ofte den beste og mest langvarige løsningen hvis målet er å gjenskape konnektivitet. SafePass fokuserer på kraftregulerte elver der demninger i utgangspunktet skal bestå. Men også i

kraftregulerte elver finnes ofte muligheter til fjerning av vandringshinder. Særlig terskler har blitt fjernet i restfelt eller minste vannføringsstrekninger i Norge med god suksess.

- Hvis fjerning av barrieren ikke er mulig, kan fiskepassasjer gjøre barrieren passerbar for fisk. De beste løsningene fungerer både for opp- og nedvandring, går over hele elvebredden og inkluderer hele vannføringen. Eksempler på slike løsninger er ramper, terskeltrinn og celleterskler. Fisk finner disse raskt og kan bruke dem i begge vandringsretninger. Dersom slike løsninger reetablerer full konnektivitet, er naturtypiske og ikke krever vedlikehold utenom et eventuelt vanlig og generelt vassdragsvedlikehold, betraktes disse som restaurering av konnektivitet.
- Hvis situasjonen medfører at bare deler av vannføringen kan brukes i fiskepassasjen, eller fallhøyden er for stor for ramper og terskeltrinn, så benyttes i stedet forskjellige former for omløp. Dette er ulike typer omløp og fisketrapper som velges etter formål og lokale forhold. De må ha en vel plassert inn- og utgang for å fungere. Inngangen må være lokalisert der fiskene naturlig søker etter en vandringsvei. Ofte er dette rett ved vandringsbarrieren, men dette varierer mellom arter og aldersklasser. Det kan derfor være nødvendig med flere innganger. I tillegg kreves forskjellig utforming for opp- og nedvandring. Omløpet må ha en tilstrekkelig god utforming for å kunne fungere, og det kreves at det har tilstrekkelig vannføring ved ulike vannføringer i elva, samt vedlikehold. Fisketrapper og omløp betraktes som tiltak for å fremme konnektivitet. De krever vedlikehold og en form for drift, er kunstige anlegg og betraktes derfor ikke som restaureringstiltak.

Tabell 2 sammenfatter kunnskap om hvilken type fisketrapp som er egnet for artene SafePass fokuserer på. Dessuten inkluderes andre arter der det finnes kunnskap. I del to av tabellen sammenfattes designkriterier som skal legges til grunn slik at trappene kan fungere.

Tabell 2 Calles m.fl. (2013), BMLFUW 2012, Seifert (2016) og Pulg m.fl. (2017) foreslår følgende prioritering ved løsninger for å fremme oppvandring.

Prioritering	Fiskepassasje	Arter	Anmerkninger
1	Fjerning av barrieren	Alle fiskearter i ferskvann	Fungerer også for nedvandring. Ved kraftverk vil barrierer ofte ikke kunne fjernes. I restfelt og minstevannføringsstrekninger kan dette være en effektiv og realistisk løsning.
2	Naturtypiske ramper og celleterskler	Alle fiskearter i ferskvann	Fungerer også for nedvandring. Lengde vil variere med høyden av barrieren og løsningen brukes oftest for barrierer under 5 m høyde.
3	Naturtypiske omløp	Alle fiskearter i ferskvann	Trenger mere plass enn trapper men gir i tillegg habitatfunksjon som f. eks. gyteplasser
4	Spaltetrapper	Alle fiskearter i ferskvann	Trenger mindre plass en naturtypiske omløp og kan likevel gi god passasjeeffektivitet.
5	Kulpetrapp	Laks, sjøørret, storørret Med bunnutsparring også gulål	Kan være enda kortere enn spaltetrapper men er best egnet for svømmesterke arter og aldersklasser
6	Andre trappeløsninger	Ofte selektiv for få arter og størrelser	Bør bare velges i spesielle tilfeller og under særegne forhold



Figur 2 Fjerning av kunstige vandringsbarrierer kan gi full konnektivitet for fisk og bunndyr. Bildet viser fjerning av terskler i den kraftregulerte elva Tokkeåni (Foto: Ulrich Pulg).

Tabell 3 Designkriterier for tekniske trapper oppstrøms basert på retningslinjer i Tyskland (Nordrhein-Westfalen, Bayern og nasjonalt, Østerrike. Dumont m.fl. 2005, DWA 2014, BMLFUW 2012, Seifert 2016, Grande 2010).

"*godt egnet*": Full konnektivitet mulig. Ved riktig utforming kan potensielt alle aldersklasser av arten vandre med en passasjeeffektivitet større enn 90 %.

"*delvis egnet*": Selektiv konnektivitet. Ved gunstig utforming kan visse størrelsesklasser vandre i visse tider av året.

"*ikke egnet*": Ingen konnektivitet. Fisk kan bare unntaksvis passere.

Type tiltak	Laks	Resident Ørret	Harr	Gulål³⁾	Glassål
<i>Andre arter/økotyper</i>	<i>Sjøøret, storørret</i>	<i>Røye</i>	<i>Sik, stam, mort, gullbust, lake, asp</i>	<i>Brasme, sørv, abbor, gjedde, gjørs</i>	
<i>Fjerning av barrieren</i>	<i>godt egnet</i>	<i>godt egnet</i>	<i>godt egnet</i>	<i>godt egnet</i>	<i>godt egnet</i>
<i>Naturtypiske ramper og celleterskler</i>	<i>godt egnet</i>	<i>godt egnet</i>	<i>godt egnet</i>	<i>godt egnet</i>	<i>godt egnet</i>
<i>Naturtypiske sideløp</i>	<i>godt egnet</i>	<i>godt egnet</i>	<i>godt egnet</i>	<i>godt egnet</i>	<i>godt egnet</i>
<i>Spaltetrapper</i>	<i>godt egnet</i>	<i>godt egnet</i>	<i>godt egnet</i>	<i>godt egnet</i>	<i>Ikke egnet</i>
<i>Kulpetrapp</i>	<i>godt egnet</i>	<i>delvis egnet</i>	<i>delvis egnet</i>	<i>ikke egnet</i>	<i>ikke egnet</i>
<i>Kulpetrapp med bunnutsparing</i>	<i>godt egnet</i>	<i>delvis egnet</i>	<i>delvis egnet</i>	<i>delvis egnet</i>	<i>Ikke egnet</i>
<i>Deniltrapp</i>	<i>delvis egnet</i>	<i>delvis egnet</i>	<i>Ikke egnet</i>	<i>ikke egnet</i>	<i>ikke egnet</i>
Hydrauliske karakteristika i tekniske trapper					
<i>Anbefalt maks. høyde²⁾ mellom bassenger (dh) [cm]</i>	<i>20-50</i>	<i>18-20</i>	<i>15-20</i>	<i>13-15</i>	<i>Trenger spesiell glassål-passasje</i>
<i>Anbefalt maks. Energitetthet [W/m³]</i>	<i>160-250</i>	<i>160-250</i>	<i>120-200</i>	<i>100-150</i>	
<i>Minste bassenglengde [cm]</i>	<i>280-400</i>	<i>210-310</i>	<i>150-250</i>	<i>150-250</i>	
<i>Minste bassengbredde [cm]</i>	<i>170-225</i>	<i>140-150</i>	<i>170-185</i>	<i>140-180</i>	
<i>Minste vanddyb [cm]</i>	<i>50-105</i>	<i>50-105</i>	<i>60-70</i>	<i>75</i>	
<i>Minste spaltebredde i spaltetrapper [cm]</i>	<i>30</i>	<i>15</i>	<i>20</i>	<i>25-30</i>	
<i>Minste utsparingshøyde (h) og – bredde (b) i kulpetrapper [cm]</i>	<i>h: 50-60 b: 40-60</i>	<i>h: 30-50 b: 20-50</i>	<i>h: 30-50 b: 25-50</i>	<i>h: 30-60 b: 35-60 m. bunnutsparing</i>	

Noter:

- 1) I BMLFUW (2012) argumenteres for at hvis fiskepassasjen er bygget etter retningslinjene trengs det ikke ytterligere dokumentasjon om passasjen fungerer. Dersom retningslinjene ikke tilfredsstilles bør funksjonsevnen dokumenteres med overvåking.
- 2) Det bør legges merke til at anbefalingene for maksimal høyde mellom bassenger har blitt redusert betydelig de siste 20 årene, basert på erfaringer med mange hundre fiskepassasjer i Østerrike, Sveits og Tyskland. Mens det ble anbefalt dh 30-50 cm i retningslinjene fra DVWK (1996) (= FAO 2002), ligger anbefalingene i de siste retningslinjer mellom 13 og 20 cm for ørret, ål og harr (Dumont m.fl. 2005, DWA 2014, BMLFUW 2012, Seifert 2016).

- 3) *Verdiene for ål er delvis sammenfattet med hele artssamfunn inkludert ål i typiske elvesoner for ål («epipotamal») i litteraturen.*

3.2.2 Generelle utformingskriterier

Fiskepassasjens inngang og vannføring

Oppvandrende laksefisk søker seg generelt mot den kraftigste vannstrømmen, og ved kraftverksdammer er ofte vannhastighetene større ved utløpet av turbinene enn gjennom fisketrappen (Linlökken 1993, Laine m.fl. 1998, Rivinoja m.fl. 2001, Williams 1998, Thorstad m.fl. 2003, 2008). Inngangen til en fisketrapp, et naturtypisk omløp eller en rampe kan være avgjørende for trappas funksjon og bør plasseres i det området fisken må stanse under vandringshinderet, og generelt inntil en fossefot eller utløpet fra et kraftverk. Inngangen bør ikke under noen omstendighet plasseres for langt nedenfor vandringshinderet, slik at inngangen ikke oppdages der fisken samler seg. Dersom vannføringen fra trappas inngang (lokkevannet) er liten i forhold til vannføringen i elva skal man forsøke å styre lokkevannet ut mot elvas hovedstrøm, mens ved stor lokkevannføring bør utstrømmingen skje mer parallelt med hovedstrømmen (NOAA 2012). For å lokke fisk inn i fisketrappa bør vannføring i fisketrapp i forhold til elvas vannføring ifølge ICPDR (2013) være i henhold til tallene i Tabell 4.

Tabell 4 Anbefalt vannføring i fiskepassasjer

Vannføring i elva [m^3/s]	Vannføring i fiskepassasje [m^3/s]	Andel av elvas vannføring i passasje [%]
5	0,25	5
10	0,5	5
20	0,8	4
50	1	2
100	1,5	1,5
200	2	1

Tallene i Tabell 3 stemmer med anbefalinger fra blant andre Larinier m.fl. (2002) som generelt anbefalte at lokkevannet bør representere 2-5 % av elvas vannføring, mens Turnpenny m.fl. (1998) anbefalte at lokkevannet bør være minst 2 % av turbinvannføringen for laksefisk. Andre studier peker mot at det trengs ytterligere lokkevann for å få fisk til å søke inn i fisketrapper. Arnekleiv & Kraabøl (1996) fant at vandringen hos Hunderørreten stoppet opp når lokkevannet kom under 9 % av turbinvannføringen. I fisketrappa ved Marieberg i svenske Mørrumsån er vannføringen ca. $1 m^3/s$, men ved vannføringer i elva på over $20 m^3/s$ viste det seg at trappa ikke tiltrakk seg laks og sjørret effektivt. Vannføringen i trappa representerte da 3,5-5 % av den totale vannføringen. Anbefalingene og studiene over viser at vannføringen i norske trapper i mange

tilfeller er for liten. Dette kan avbøtes ved å slippe en økt lokkevannføring gjennom egne rør ved siden av trappa, slik at man får ekstra attraksjonsvann i nærheten av fisketrappinngangen. Ved innledningen av attraksjonsvannet skal det skapes en tydelig og rettlinjert strøm mot inngangen. Ved dammer i store vassdrag (> ca. 100 m³ Q_M) viser mange undersøkelser at stedsspesifikke studier er nødvendig for å finne tilfredsstillende mengde lokkevann fra trappa. Clay (1995) og Grande (2010) foreslår at man ved store dammer kan behøve flere innganger til fisketrappa, eller flere trapper, eksempelvis en trapp på hver side av elva. ICPDR (2013) oppgir som retningslinje at i elver bredere enn 100 m bør det være minst to trapper, men for laks har det vist seg at en enkelt trapp kan fungere godt (Fjeldstad m.fl. 2013). Typiske situasjoner hvor flere innganger eller trapper er nødvendig er når:

- nedstrøms vannivå ved vandringshinderet varierer mye med elvas vannføring, der fisken vandrer langs bredder og har vanskeligheter med å krysse elvas hovedløp ved høy vannføring,
- når elva er så bred at fisk ikke oppdager lokkvannet fra en fisketrapp på den ene siden av elva (Washington Department of Fish and Wildlife 2000a) og
- når de aktuelle fiskeartene vandrer på ulikt dyp; for eksempel ål og laksefisk (Robson m.fl. 2011).

Fergusson (m.fl. 2006) foreslo at det er optimalt med store åpninger og høy vannføring for laksefisk, noe som stemmer overens med norske erfaringer. Vannhastigheten, som også er en funksjon av lokkevannsmengde, anses å være avgjørende. Pavlov (1989) har gjennom studier fastslått at lokkevannets hastighet bør være omkring 70–80 % av respektive individs maksimale svømmehastighet. DWA (2014) angir at i utløpet av trappa (ikke i selve trappa) bør vannhastigheten være minst 1 m/s, og egentlig enda høyere for laksefisk som harr, ørret og laks.

Kraftverksutløp (gjelder også utløp direkte til fjord eller innsjø) bør forsynes med fysisk stengsel i form av en varegrind, med spalteåpning tilpasset de minste fiskene man antar er tilstede på sin oppstrøms vandring. Slike varegrinder finnes på en del norske kraftverksutløp, men det er også mange eksempler på utløp hvor varegrinder er utelatt, og hvor det har vist seg at fisken vandrer inn i utløpstunnelen. Ved å hindre fisk i å vandre inn i utløpskanalen reduseres vandringsforsinkelsen, og man forhindrer at fisken svømmer inn i potensielt farlige områder som kan gi fysiske skader eller hvor de kan eksponeres for gassovermetning og undertrykk.

Dersom fisk skal vandre forbi kraftverksutløpet må det i tillegg etableres et attraktivt vandringsalternativ i form av en lokkestrøm med tilstrekkelig vannhastighet og vannføring så nært utløpet som mulig, eller i det området fisk samler seg, slik som beskrevet over. Om man ikke kan styre fisk med lokkevann kan det være aktuelt å etablere et fysisk ledegjerde. Dette er brukt med en viss suksess ved noen anlegg i Danmark (Koed

m.fl. 1996) og i Storbritannia (Gowans m.fl. 1999b), men slike rister har ikke vært brukt i for eksempel Norge eller Sverige. En ulempe med slike konstruksjoner er at de kan tette seg til eller ødelegges av flom og is, og dessuten kan det være vanskelig å dokumentere at slike rister faktisk har en effekt.

Det bør være en gradvis overgang mellom elvebunn og bunn i trappens inntak, og det bør være naturtypisk ruhet på den overgangen. Dette gjelder inn- og utgang av trappen og særlig for ål og andre arter som vandrer langs bunnen (DWA 2014).

Vanninntak (= utgang) til fiskepassasjer

Ramper og celleterskler tåler stor variasjon i vannføringer og med dette vannstandsvariasjon. Naturtypiske omløp tåler vannføringsvariasjon i et visst omfang. Det er imidlertid et kjent problem at vannføringen i fisketrapper kan bli enten for liten eller for stor, dette gjelder særlig kulpetrapper som i utgangspunktet trenger en stabil vannstand for å fungere optimalt. Dersom vannstanden oppstrøms dammen varierer mye, bør man generelt velge spaltetrapper framfor kulpetrapper med overflateoverløp, fordi spaltene i trappen regulerer vannføringen i forhold til oppstrøms vannivå, samtidig som spranghøyden mellom kulpene forblir konstante. Vannføringen i trappa påvirker ikke bare vandringen i selve trappa, men også lokkevannstrømmen fra trappa ved vandringshinderet. Det anbefales generelt å etablere en reguleringsmulighet i trappas øvre ende. Med den kan vannføringen optimaliseres i forhold til trappas dimensjonering og vannføringen kan stenges helt for å gjennomføre vedlikehold eller installasjon av fisketeller.

I Norge er det oftest en luke med bunnjustering som har vært benyttet (horisontal luke). En slik luke medfører imidlertid meget ugunstige vandringsbetingelser når det forekommer relativt store vannstandsforskjeller siden den reguleres til en smal åpning med stor vannhastighet langs bunnen. I sånne tilfeller kan selve luken bli et vandringshinder (for eksempel Høyegga, Jørpelsåsåna; Figur 3). Det anbefales derfor i utgangspunktet å bruke luker som stenger inntaket fra siden, slik at det skapes en vertikal spalte (vertikale luker) eller en nålestengsel som også skaper en vertikal spalteåpning. Horisontale luker som lukker opp-ned mot bunnen anbefales kun der vannstandsvariasjonen er så liten at det alltid kan sikres en passerbar luke. Alle reguleringstyper må tilpasses lokale hydrauliske forhold og skal ikke ha dårligere passerbarhet enn andre trinn i fiskepassasjen. De skal altså ha lignende høydeforskjell, vannhastighet og energitetthet.

Utgangen til fiskepassasjer bør ligge langt nok fra kraftverksinntak eller vandringsbarrieren slik at fisk som nettopp har vandret opp ikke faller tilbake over luker eller inn i kraftverk. Hvor langt den avstanden må være avhenger av lokale hydromorfologiske forhold. Generelt sett bør vannhastigheter i elva ovenfor trappen være lavere enn i trappen slik at fisk kan fortsette vandringen oppover. Vannhastigheter under 0,5 m/s betegnes

som trygge. Det bør være en gradvis overgang mellom elvebunn og bunn i trappens inntak, og det bør være naturtypisk ruhet på den overgangen. Dette gjelder inn- og utgang av trappen og særlig for ål og andre arter som vandrer langs bunnen (Dumont m. fl. 2005, DWA 2014, Seifert 2016).



Figur 3 Venstre bilde: Inntak til fiske-trapp ved Høyegga i Glomma med horisontal luke. Ved høy vannstand ovenfor ble luken stengt til en 2-5 cm høy åpning med meget høy vannhastighet som virket som vandringshinder.

Høyre bilde: Nålestengsel ved spaltetrapp Nedre Foss i Akerselva til finjustering av vannføring og stenging ved behov. Ved alle aktuelle vannføringer er det en passerbar vertikal spalte som har minst samme passerbarhet som trinn inne i trappen (Foto: Ulrich Pulg).

Helning, fallhøyde og energitetthet i fiskepassasjer

Ramper og naturtypiske omløp utformes generelt sett som naturlige vassdrag. Utformingen rettes etter naturlige morfologiske forbilder (Pulg m.fl. 2017). Høydeforskjeller (dh) mellom kulper er avhengig av vassdragstype og fiskearter som skal vandre. Det anbefales å følge oversikten gitt i Tabell 2. Det vil si at dh bør ligge mellom 10 og 20 cm for gulål, harr og innlandsørret, og mellom 20 og 50 cm for laks og sjøørret. Gradienten bør maksimalt ligge ved 0,1 (laks) og 0,08 - 0,05 for ørret og harr. Høy ruhet langs bunnen gir

generelt bedre muligheter for vandring siden det oppstår et nettverk av vandringskorridorer i forskjellig målestokk som også kan være egnet for ungfisk og svømmesvake arter.

Det store flertallet av norske trapper består av støpte eller sprengte kulptrapper (tekniske trapper), som i mange tilfeller og med riktig utforming har vist seg effektive for voksen laks og sjøørret. Ved siden av at fisk vandrer i slike trapper, har tekniske trapper den fordel at de ikke krever like mye plass som naturtypiske omløp og lar seg tilpasse i terrenget, også i trangt lende, slik det ofte er i Norge. På bakgrunn av kunnskapsoppsummeringen over er det likevel mye som antyder at mange norske trapper ikke har ideell utforming, og spesielt for mindre fisk. Dette gjelder særlig spranghøyden mellom kulpene. Voksen laks har i Norge vist seg å vandre i tradisjonelle kulptrapper med spranghøyde på 0,5 meter mellom kulpene, men dette kan vise seg å være i høyeste laget (Grande 2010), og spesielt med tanke på vandring ved lave temperaturer. Dette kan forklare hvorfor enkelte trapper kan forårsake forsinkelser i oppvandringen. Calles m.fl. (2013) anbefaler at spranghøyden for laks ikke bør overstige 30 cm, og støtter seg særlig på Degermann (2008). Den brede norske erfaringen med fisketrapper tilsier likevel at dette bør kunne økes til 40 cm (Fjeldstad 2012) for tradisjonelle kulpetrapper, men at spranghøyden ikke bør overstige 30 cm i kulpetrapper med spalter (vertical slot). Basslengde og dyp må da økes for å unngå høy energitetthet. I en rekke kulpetrapper registreres oppvandring av flere hundre laks, også med 50 cm høydeforskjell mellom bassengene (Arnaelva, Hålandselva), delvis også 60 cm (Ekso) og 60-80 cm i Gaula (Osfossen). Her er samlet høyde imidlertid begrenset (4 m til 11 m) og bassengene er minst 1,2 m dype. Dessuten må det forventes at trappene ville fungert betydelig bedre med lavere høydeforskjell, med lengre funksjonsevne gjennom sesongen og mindre forsinkelse. For innlandsørret og ikke minst for harr bør spranghøyden halveres, og der harr er tilstede vil det være nødvendig med spalter mellom kulpene fordi harren ikke hopper under vandring. I spaltetrapper for harr bør det etableres et grovt bunnsstrat som sikrer lave vannhastigheter langs bunnen (se Figur 13). Lav høydeforskjell er også nødvendig for at harren skal kunne vandre på lave vanntemperaturer i sin oppvandringsperiode om våren.

Kulpenes størrelse bestemmes av høydeforskjellen mellom kulpene og trappas vannføring. For laks og sjøørret bør ikke energiomsetningen i kulpene overstige $200\text{-}250\text{ W/m}^3$, og for mindre innlandsørret og harr bør den ikke overstige $150\text{-}200\text{ W/m}^3$. For kulpetrapper med spalter bør slissbredden være minst tre ganger bredden på den største fisken som skal vandre i trappen. Tilsvarende bør kulplengden i slike trapper være minst ti ganger slissbredden eller tre ganger fiskelengden til den lengste fisken (DWA 2014, Katopodis 1992), og kulpbredden minst 8 ganger slissbredden. Trappas helning gis av kulpstørrelsen og spranghøyden, og typiske helninger både i Norge og mange europeiske land er 7-10%.

Lysforhold

Lysforholdene kan være viktige i fisketrapper. I Norge finnes eksempler der laks, ørret og ål har passert flere hundre meter lange mørke kulverter eller lukninger (bl.a. Apeltunelva, sjøørret, 200 m, Akerselva, laks og sjøørret, 580 m). I Lærdalselva ble det dokumentert at vandringen hos laks ikke ble forsinket i en 200 meter lang tunnel i fullt mørke (Romundstad, 1991) og Fjeldstad m.fl. (2013) viste at vandring i helt mørke tunneler kan fungere, mens det andre steder har vist seg å være nødvendig med kunstig lys. Vandrende fisk vil ikke eksponere seg unødvendig, men samtidig må den være i stand til å se selv. Lindmark & Gustavsson (2008) fant at flere ørret vandret i en fiskekanal når den ble malt mørk. Turnpenny m.fl. (1998) viste at laksefisk unntar en naturlig omløpsvei som ikke slapp inn dagslys. En rekke internasjonale retningslinjer (bl.a. fra USA og Australia) anbefaler lyssetting for en rekke arter, inkludert laksefisk. Dette inkluderer også inn- og utgang av passasjer for å unngå bratte overganger i lysintensitet. Generelt anbefales at fisketrapper bør ha dagslys og ingen brå endring av lysforholdene. (ICPDR 2013). DN-veilederen (2002) konkluderer imidlertid med at det ikke trengs lys i det hele tatt. Årsaken til de tilsynelatende motsigende standpunkt er at erfaringene er basert på forskjellige forventninger om effektivitet, forskjellige arter og ikke minst forskjellige passasjetyper og hydraulikk.

Som tommelfingerregel anbefales for norske forhold (Pulg m.fl. 2017):

- Skarpt lys bør unngås, skygge og indirekte lys er å foretrekke ved innganger og inne i passasjer
- Ved hydraulisk enkle passasjer, for eksempel naturlig elvebunn i kulverter og lav gradient ($< 0,05$) trengs det vanligvis ikke kunstig lys
- Ved hydraulisk krevende og bratte passasjer anbefales moderat lyssetting inne om dagen (artsavhengig, gradient $> 0,05-0,1$; $E > 150-300 \text{ W/m}^3$)

3.3 Fiskepassasjer til oppvandring

I dette kapittelet gis en nærmere beskrivelse av fiskepassasjer som anbefales som mønsterpraksis, med opplysninger om egnethet og rammebetingelser samt vesentlige utformingskriterier. Tegninger er hentet fra Pulg m.fl. (2017).

3.3.1 Naturtypiske ramper, brekk og celleterskler

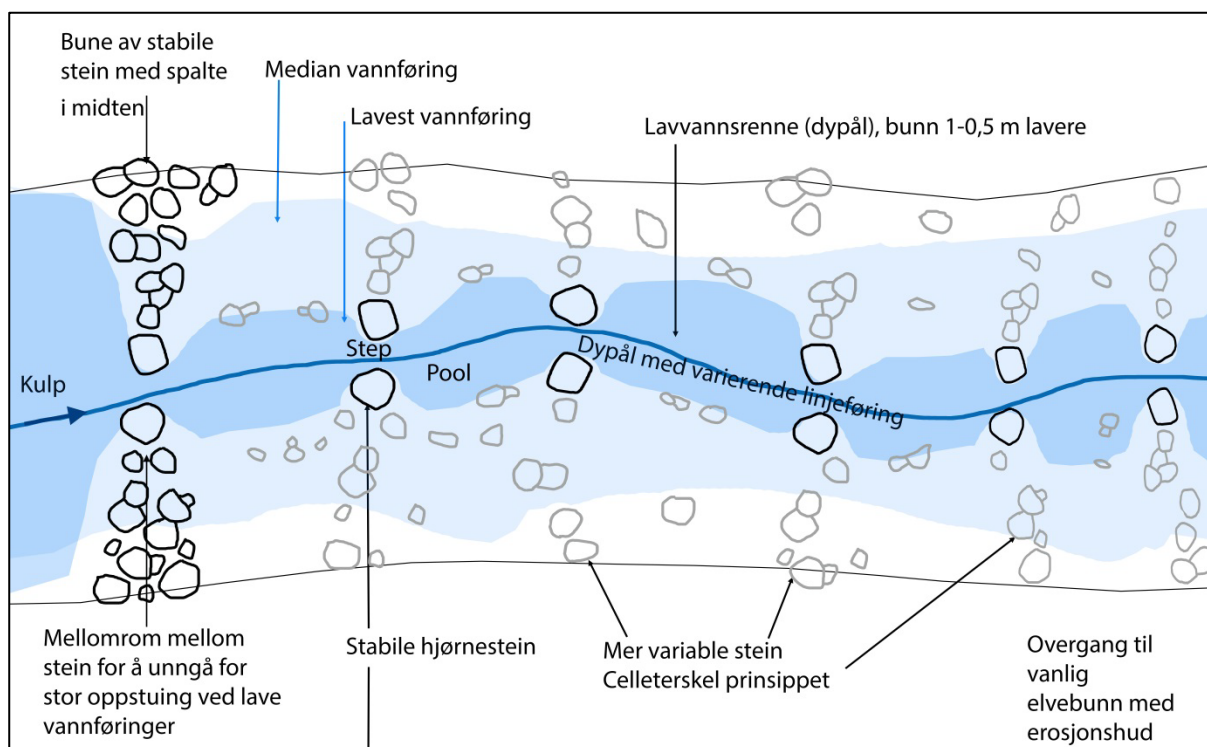
Faktaboks

- Reetablering av konnektivitet for opp- og nedvandring, god funksjonsevne for alle arter og aldersklasser
- Tåler vannstandsendringer og er selvrensende
- Miljømessig bedre alternativ til terskler eller demninger dersom vannstand og bunnivå ovenfor skal sikres.
- Spesielt egnet ved lave barrierer med 0,5-10 m høydeforskjell

Konstruksjonen består av en rampe eller flere små terskeltrinn (celleterskel) som plasseres nedenfor en barriere. Den etterligner naturlige, passerbare stryk. Helningen bør tilsvare naturtypiske passerbare elvestrekinger og bør være 5-10 % i laks- og ørretelver og 1-5 % i lavlandselver med karpefisk (lavlandselver gradient < 0,5 %). Rampen utformes etter gitte hydromorfologiske rammer som kaskade, trinn-kulp type eller jevnt stryk (Montgomery & Buffington 1997) med høy hydraulisk ruhet. Det etableres en lavvannsrenne og V-formet tverrprofil slik at vannet samles ved lave vannføringer og danner en vandringskorridor. Det anbefales at mellomterskler har spalteformete overløp og maks. 50 cm høydeforskjell (dh) i laks- og ørretelver, og 10-20 cm i lavlandselver med karpefisk. I større eller bratte anadrome elver kan høydeforskjell økes til 1-1,5 m hvis det er en dyp kulp nedenfor og det bare er voksen fisk som skal vandre opp. Vanddyppet i lavvannsrennen bør tilsvare vanddyppet i dypålen i elva ovenfor og nedenfor. Energitetthet (i praksis forteller dette noe om turbulens) i vandringskorridoren ved typiske vannføringer i de viktigste vandringsperioder bør ligge under 250-300 W/m³ i lakseelver, og under 100-150 W/m³ i lavlandselver med karpefisk (DWA 2014, Seifert 2016).



Figur 4 Djupa, utløp fra Langesjøen på Hardangervidda 2015. En geometrisk terskel fra 1960-tallet ble ombygget til en naturtypisk rampe med buner og lavvannsrenne. Høydeforskjellen er 2 meter (Foto: Ulrich Pulg).

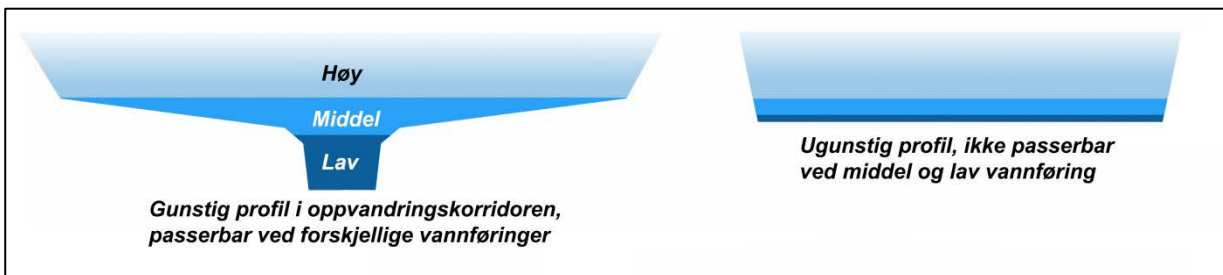


Figur 5 Prinsipløsning i planskisse for en rampe med buner langs siden (og) med step-pool-struktur i dypålen (lavvannsrenne).

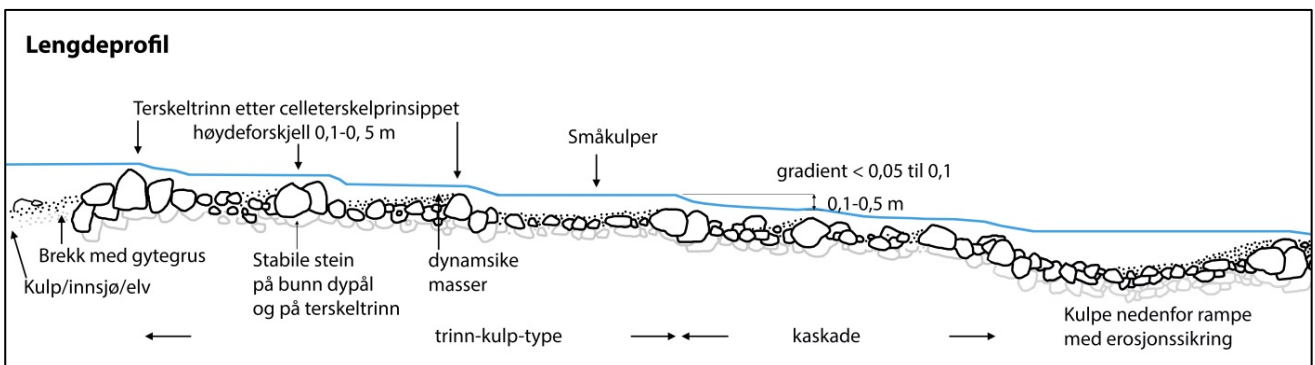
Dersom vandringshinder ikke kan fjernes, er dette en løsning som kan sikre en god funksjonsevne for opp- og nedvandring av alle arter og størrelsesklasser. Ramper er godt egnet ved lave barrierer (0,5-5 m) og når

hele vannføringen kan disponeres. Ved økende høydeforskjell blir løsningen lengre og større og trenger uforholdsmessig mye volum.

Som tradisjonelle terskler egner tiltaket seg også til å stabilisere elvebunnen og opprettholde ønsket vannspeil ovenfor. Ved menneskeskapte vandringshindre kan slike anlegg representere ett av få steder på elvestrekningen med betydelig fall, og dermed økte vannhastigheter. I slike tilfeller kan ramper og celleterskler utformes slik at det skapes andre kvaliteter i tillegg til vandringsmuligheter, slik som gyteplasser og skjulrike oppvekstarealer. Valg av steinstørrelse anbefales å orienteres etter elvestrekningens morfologi. Det er lite hensiktsmessig å bruke for store steinblokker i en liten bekk med lav gradient eller finmasser i en bratt elv. En oversikt over dimensjoneringsmetoder og planlegging finnes i Jenssen m.fl. (2009) og i Fergus m.fl. (2010).



Figur 6 Prinsippkisse av tverrprofil: Det anbefales en V-formet profil med dypål (lavvannsrenne) som sikrer vandringsmuligheter ved varierende vannføringer.



Figur 7 Lengdeprofil gjennom dypålen i en rampe utformet som trinn-kulp-type (venstre del) og kaskade (høyre del). Det anbefales en kulp med sikring rett nedenfor rampen for å unngå uønsket erosjon.



Figur 8 Detaljer fra lavvannsrennen i Djupa. Den er utformet som trinn-kulp-type med spalteformete overløp, til venstre ved en vannføring omkring medianvannføring, til høyre ved lavvannføring om vinteren. Vandringsmuligheter for fisk finnes ved alle forekommende vannføringer (Foto: Ulrich Pulg).

En rampe må dimensjoneres for flommer med tanke på stabilitet og hydraulisk kapasitet. For å ivareta fiskevandring må dimensjoneringen også tilpasses typisk vannføring i vandringsperioder (f. eks. medianvannføring sommer) og lavvannføring (f. eks. Q_{90}). Stabilitet sikres med tilstrekkelig dimensjonering og forankring av stein. Fiskevandring sikres med høy ruhet, altså sterkt varierende steinoverflate, ingen glatt plastring, og et V-formet tverrsnitt med lavvannsrenne som samler vannet ved mindre vannføringer. Som ved terskler kan det være nødvendig med en tetning (f.eks. trekjerne, duk), særlig der det forekommer meget lave vannføringer på porøs undergrunn. Det anbefales å utforme et naturtypisk brekk ovenfor rampen. Dette gir mer skjul enn geometriske terskelkanter. Steinutlegg ovenfor kan dessuten sikre rampen ytterligere. På brekket er det vanligvis gode gytemuligheter for grusgytende fisker, dersom det er gytegrus tilstede. Et eksempel finnes i Figur 7.

Hvor og når?

- For å gjenskape mulighet for fiskevandring når vandringshindre ikke kan fjernes helt. Spesielt egnet for relativt lave barrierer (< 5 m)
- Vanligvis bedre enn omløpsløsninger
- Som erstatning for tradisjonelle terskler - stabiliserer elvebunn og sikrer vannspeil ovenfor

Effekt

- Løsningen anbefales som mønsterpraksis dersom nødvendige rammebetingelser er til stede og nødvendige utformingskriterier er overholdt.
- Kan gjenskape full konnektivitet for fisk og bunndyr året rundt.
- Kan fremstå som en naturtypisk del av elven, ved tilsvarende planlegging.

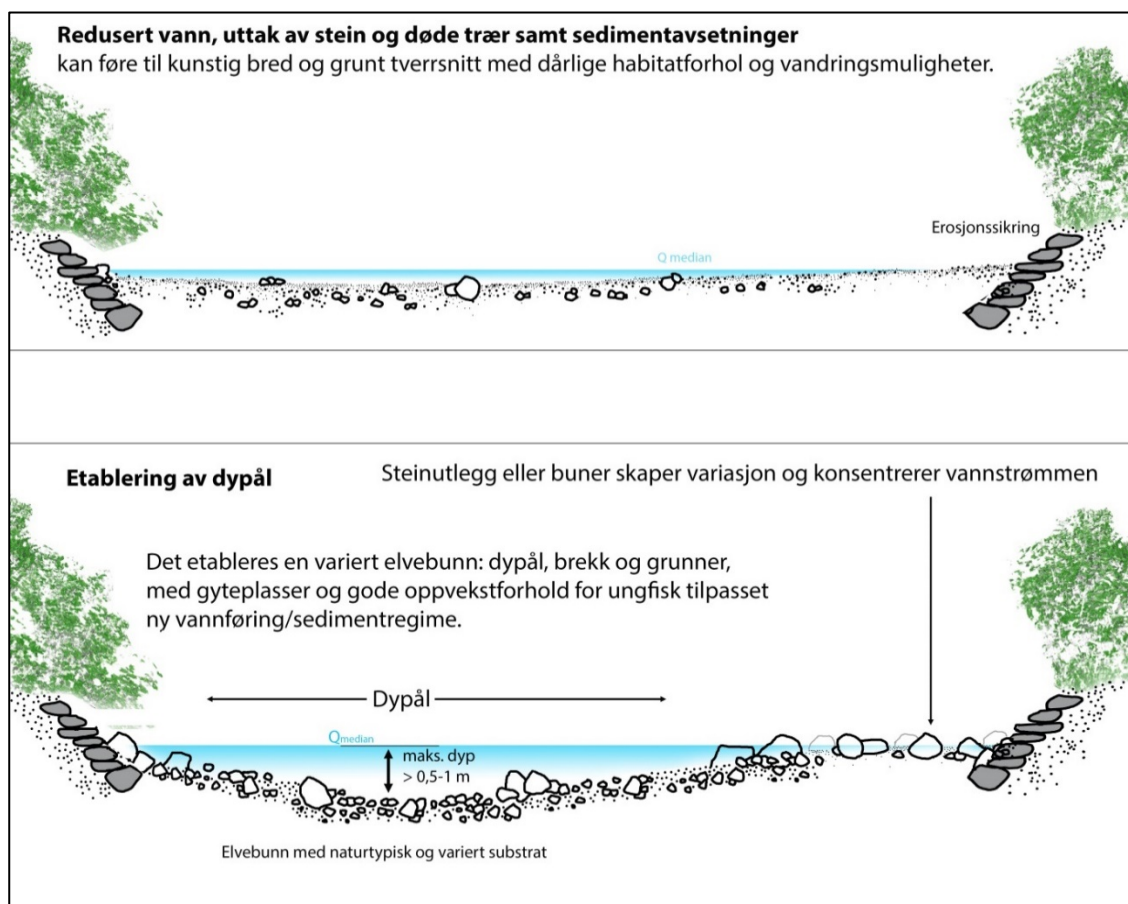
- Kan bidra til å demme opp elven og redusere sedimentdynamikk ovenfor. Dette kan være ønskelig, men det kan også føre til dårligere habitatforhold og bør avveies mot dette.

Varighet og vedlikehold

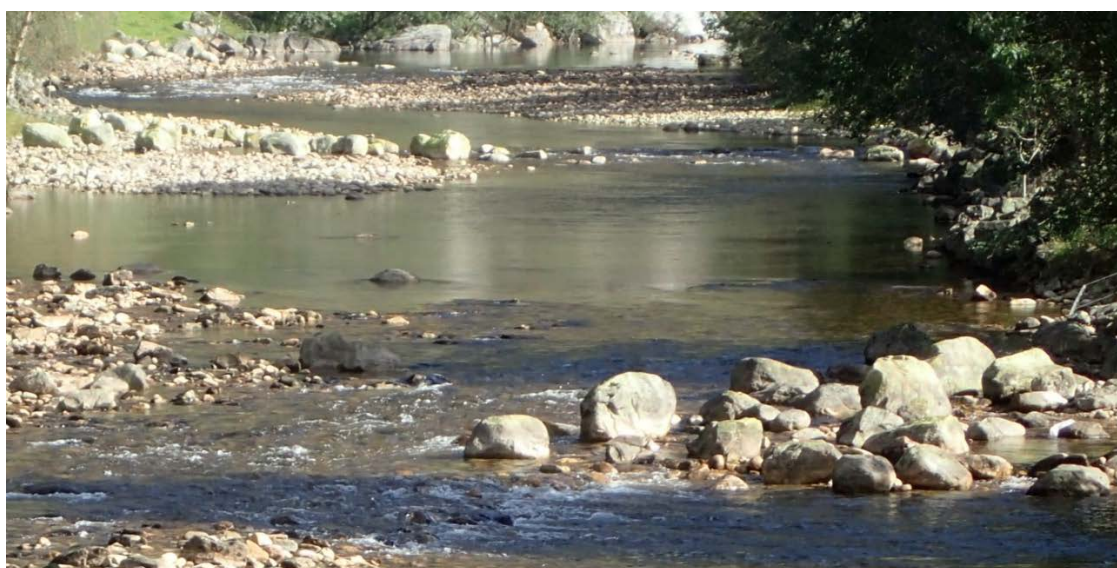
Forventet varighet kan sammenlignes med tilsvarende konstruksjoner i vassdrag (terskler). Ved tilstrekkelig dimensjonering og utføring kan det forventes en potensiell levetid på mange tiår eller mer. For vedlikehold av konstruksjonen gjelder det samme som for lignende tekniske anlegg i elver. Ved behov må erodert stein, forankringer og tetninger erstattes. Det trengs oppsyn og reparasjon ved behov, særlig etter større flommer. Dette kan integreres i vanlig vassdragsvedlikehold. Vandringsforhold for fisk i seg selv trenger vanligvis lite vedlikehold siden konstruksjonen er selvrensende ved flom.

3.3.2 Passerbar dypål – elv i elv

Redusert vannføring, sedimentavsetninger, utretting av elveløp, uttak av stein og døde trær samt utvidelse av vassdragsbredde kan føre til at det oppstår et unaturlig homogent, bredt og grunt avløpstverrsnitt. Slike tverrsnitt har ofte dårligere habitatforhold for fisk, og kan også virke som vandringsbarriere. Dette gjelder særlig når maksimalt vanddyb er lik eller mindre enn kroppshøyde til fisk som skal passere. Dersom årsakene til denne utviklingen ikke kan fjernes ved elverestaurering, kan det gjennomføres habitattiltak for å tilpasse elvesengen til endrete hydromorfologiske rammer. Med hjelp av buner og steinutlegg ledes vannet slik at det oppstår en mer konsentrert vannstrøm med varierende naturtypisk vassdragsmorfologi (kulper, renner, stryk, brekk m.m., avhengig av gradient og sedimentregime). Det anbefales å utforme dypålen direkte med naturtypisk variasjon ved utgraving. Dersom de hydrauliske rammene rundt dimensjoneres tilstrekkelig, vil disse kunne vedlikeholde dypålen over tid. Tiltaket gir ofte et redusert vanddekt areal, men betydelig bedre habitat- og vandringsforhold for fisk, som i summ oppveier for tapt areal. Resultatet ser ofte ut som en mindre elv i en større elveseng, derfor blir dette også betegnet som «elv i elv». Ved siden av miljømessige fordeler er tiltaket ofte egnet til å kunne håndtere store flommer, siden det store avløpstverrsnittet fortsatt vil ha effekt ved stor vannføring. Løsningen anbefales som mønsterpraksis dersom nødvendige rammebetingelser er til stede og nødvendige utformingskriterier overholdt.



Figur 9 Øvre tverrsnitt: Redusert vannføring, uttak av stein og døde trær, samt sedimentavsetninger kan gi et kunstig bredt tverrsnitt med dårlige habitatforhold og vandringsmuligheter. Nedre tverrsnitt: Habitatforholdene kan bedres med en variert dypål som har naturtypiske habitattyper og som er tilpasset de nye vannførings- og sedimentforholdene (Foto: Ulrich Pulg).



Figur 10 Buneformete steinutlegg som bidrar til dypål og variasjon i en tidligere homogen del av Frafjordelva (Foto: Ulrich Pulg).

3.3.3 Naturtypisk omløp

Faktaboks

- Bypassløsning utformet som en naturtypisk sidebekk eller elv
- Kan gi full konnektivitet for oppvandring ved riktig plassering, dimensjonering, og utforming
- Innganger skal ligge ved barrieren
- Opp- og nedvandring trenger oftest forskjellig design
- Gir også habitatfunksjon
- Trenger mer plass enn tekniske fiskepassasjer

Naturtypiske omløp etterligner naturlige sideløp og plasseres ved siden av vandringsbarrierer. Et naturtypisk omløp bør være førstevalg når en barriere verken kan fjernes eller kombineres med rampe, og det er tilstrekkelig plass til omløpet. Det har blitt dokumentert god funksjonsevne for oppvandring av fisk, også for svømmesvake arter, ungfisk og bunndyr (DWA 2014, Calles m.fl. 2013, Calles m.fl. 2015, Silva m.fl. 2017). Også for nedvandring kan denne typen omløp benyttes, men krever da oftest tilleggsstrukturer i hovedelven (f. eks fysiske hindringer og ledeelementer for nedvandrende fisk). I tillegg til å fungere som vandringsvei skapes det også naturtypiske habitater i omløpet.



Figur 11 Omløp kan ha større omfang, slik som f.eks. «Blekeløpet» i Otra. Det er 460 m langt, utformet som naturtypisk elveløp av kulp-stryk-type, har dynamisk substrat i erosjonssikre rammer, og 7- 24 m bredde. $Q_{\text{dimensjonerende}}$ 3-15 m³/s, gradient 0,002-0,008.



Figur 12 Eksempel på et lite omløp ved terskel med vanninntak i Apeltunelva, Bergen. Sideløpet til venstre for vanninntaket ble åpnet og sikret med stein. Fisk kan nå vandre fritt ved de fleste vannføringer. Tidligere kunne fisk bare passere ved større flommer (vannføringsavhengig vandringshinder). Sideløpet ble lagt slik at vanninntaket fortsatt fungerer etter hensikten (bidrag til sirkulering av brakkvannspoll), Bilder: Ulrich Pulg.

Inngangen til passasjen bør ha en tydelig lokkestrøm for fisk, og ligge like ved vandringsbarrieren og i vandringsveien til fisken. Dette øker sannsynligheten for at vandrede fisk finner inngangen til passasjen. Inngangsområdets beliggenhet kan variere ved forskjellige vannføringer og for ulike arter, og dette bør tas hensyn til ved utformingen, f.eks. med V-formet profil, spalteformete overganger i dypålen og høy ruhet. I større elver og i flerartssamfunn kan flere innganger være nødvendig. Også ved vanninntaket er en spalteformet utforming som går ned til elvebunnen gunstig, siden en slik utforming tåler et bredt spekter av vannføringer. Det trengs ikke nødvendigvis luker som kan styre vannføringen i omløpet, men slike kan være praktiske. Luker må imidlertid ikke stenge vandringsveien. Derfor bør luken åpne utsparingen fra siden slik at det oppstår en vertikal spalte ved åpning. Også nålestengsler tillater denne typen reguleringsmulighet og har gitt gode resultater (se Fig. 14). Mange luker som går opp-ned virker som vandringshindre i eldre fisketrapper.

Selve omløpet føres som en elvestrekning forbi vandringshinderet og ledes inn i eller ovenfor det oppstuede området. Mange naturtypiske omløp har blitt utformet som trinn-kulp-type med stabile terskel-kulp sekvenser. Med dette kan omløpet være relativt kort (gradient = 0,1 for laks). Det er imidlertid også mulig å utforme omløpet med lavere gradient som stryk, eller med kulp stryk-sekvenser med dynamisk substrat, innenfor erosjonssikre grenser. For laks og ørret kan høydeforskjellen på enkeltrinn ligge på opptil 50 cm (gradient 0,05-0,1, energitetthet $< 250 \text{ W/m}^3$). For voksen laks og sjøørret i bratte elver og store omløp ($> 1 \text{ m}^3/\text{s}$) kan høydeforskjellen unntaksvis også være opptil 75 cm hvis det er en dyp kulp nedenfor. For harr og innlandsørret anbefales høydeforskjeller på maksimalt 20 cm (gradient ca. 0,05-0,08 og med energitetthet $< 200 \text{ W/m}^3$) og for karpefisker 10-15 cm (gradient 0,01-0,05 og med energitetthet $< 100-150 \text{ W/m}^3$).

Det er ofte gunstig å etablere kantvegetasjon langs omløpet for å skape skjul for vandrende fisk. Dimensjonerende vannføring velges slik at det skapes en vandringskorridor med tilstrekkelig vanddyb. For de fleste arter i Norge vil dette ligge mellom 1 m i kulper og minst 0,3 m på stryk og terskler. Dumont m.fl. 2005 anbefaler som dimensjonerende vannføring i naturtypiske omløp minst $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ for laks, $0,35 \text{ m}^3/\text{s}$ for harr og $0,2 \text{ m}^3/\text{s}$ for ørret. Vannføring er også avhengig av vassdragets størrelse. I Østerrike anbefales en vannføring i naturtypiske omløp som tilsvarer minst 5 % av middelvannføringen for vassdrag med normalvannføring $\leq 20 \text{ m}^3/\text{s}$ og minst 1 – 2 % for større vassdrag (AG-FAH 2011). Vi anbefaler å bruke dette som orientering, og å legge mest vekt på elvtypen, artssamfunn og vannføring i hovedperiodene for vandring. Tiltaket må dimensjoneres slik at det tåler flomvannføring. Dette kan bl.a. gjøres ved å skjerme omløpet bak inntaket for store flomvannføringer. Hjelp til dimensjonering og planlegging finnes i vassdragshåndboka (Fergus m.fl. 2010).

Hvor og når?

- Førstevalg dersom barrieren ikke kan fjernes og det ikke kan bygges rampe
- Trenger mer plass og ofte mer vann enn tekniske fiskepassasjer

Effekt

- Løsningen anbefales som mønsterpraksis dersom nødvendige rammebetingelser er til stede og nødvendige utformingskriterier overholdt.
- Bra funksjonsevne; i beste fall full konnektivitet for oppvandrende fisk og bunndyr
- Gir ekstra gyte- og oppvekstareal

Varighet og vedlikehold

Varighet kan sammenlignes med et kunstig elveløp. Ved tilstrekkelig dimensjonering og vedlikehold, samt skjerming mot flommer og sedimenttransport, kan det medregnes en varighet på mange tiår. Fiskepassasjen

trenger vedlikehold, særlig ved inntaket og utløpet. Også selve løpet trenger regelmessig tilsyn, særlig etter flommer. Drivgods eller sediment som tilstopper løpet eller fyller kulper må fjernes. Ved behov må eroderte stein, forankringer, tetning og kantvegetasjon erstattes.

3.3.4 Spaltetrapp

Faktaboks

- Bypassløsning med teknisk design
- Fisk svømmer opp gjennom spalter i tverrvegger
- Kan gi full konnektivitet for oppvandring ved riktig plassering, dimensjonering, og utforming
- Spesielt egnet ved varierende vannstander
- Spesielt egnet for fiskearter med svak svømmekapasitet, ungfisk og bunndyr.
- Innganger skal ligge ved barrieren
- Tar vanligvis mindre plass enn naturtypiske bypass, men tar samtidig litt mer plass enn tradisjonelle kulpetrapp med samme vannføring

Spaltetrappen ble opprinnelig utviklet i USA for å håndtere store variasjoner i vannstanden (Clay 1995), og har i de siste tiårene blitt en av Europas mest populære trappetyper. På grunn av spalter i tverrvegger og gjennomgående ru bunnssubstrat, kan også svømmesvake arter og livsstadier av fisk komme seg opp langs bunnen av trappen. Fisk kan svømme opp gjennom en spaltetrapp, uten at den trenger å hoppe. Trappetypen tåler høy grad av vannstandsendringer, og betraktes som lite selektiv for arter og størrelsesklasser. Det er viktig å ha høy ruhet i bunnen som sikrer at småfisk kan vandre opp i strømskyggen. Det er ikke risiko for at fisk hopper mot betongvegger eller ut av en spaltetrapp, hvilket kan forekomme i kulpetrapp.

Utforming

Løsningen er godt egnet dersom vandringshinder ikke kan fjernes, ramper er uaktuelle og det er lite plass. Som ved andre omløpløsninger er det avgjørende å velge rett plassering av inngangen. Den skal ligge der fisken leter etter en vandringsvei, hvilket ofte er like ved barrieren. Inngangen kan også plasseres utenfor en turbulent sone eller virvler dersom dette virker som selve barrieren. Spaltene skal ha samme høyde og bredde gjennom hele trappen, inkludert inntak. Siden gradienten kan avvike ved inntaket anbefales en justerbar spalte der, for eksempel et nålestengsel (se Fig. 13). Vannstrømmen i spalten blir ledet med en hake på tverrvegg og en deflektor på sideveggen. Disse hindrer at vannstrømmen «kortsletter» fra spalte til spalte, men i stedet svinger inn diagonalt i bassenget nedenfor og stuer seg opp der. Bunnssubstrat festes ved å støpe fast større stein (10-40 cm) og å legge grovgrus innimellom (5-10 cm, kan variere etter elvetype). Det anbefales å ha en jevn overgang fra bunnen i trappen til elvebunnen ovenfor og nedenfor. For voksne

anadrome laksefisk er den maksimale anbefalte vannstandsforskjellen mellom kulper 0,3 m, spaltebredden minst 0,3 m, bassenglengden minst 3 x fiskelengden eller 10 ganger slissbredden. Vanddyb bør være minst 0,8 m, vannføring minst 0,4 m³/s og energitetthet i basseng maks 250-300 W/m³ (Dumont mfl. 2005, DWA 2014, Seifert 2016). Med dette ligger gradienten for spaltetrapper for laks og stor ørret vanligvis maks. på 0,1.

For innlandstrapper med flerartssamfunn dominert av harr og resident ørret, anbefales en høydeforskjell på 20 cm, maks energitetthet på 150 W/m³ og spaltebredde minst 0,2 m. Gradienten vil da vanligvis ligge rundt 0,07-0,09. I lavlandselver med karpefisk som dominerende arter anbefales en høydeforskjell på 10-15 cm, energitetthet på maks 150 W/m³ og med spaltebredde minst 0,2 m. Gradienten vil da vanligvis ligge rundt < 0,08. Spaltetrapper med gjennomgående bunnsstrat fungerer også for ål eldre enn glassål.

Hvor og når?

- Godt egnet hvis verken fjerning av barriere eller konstruksjon av rampe kan realiseres
- Når vannstanden oppstrøms er svært varierende
- Når mye fisk skal kunne vandre raskt, skånsomt og uten å hoppe.
- Når også mindre fisk, ungfisk eller svømmesvake arter skal kunne vandre

Effekt

- Løsningen anbefales som mønsterpraksis dersom nødvendige rammebetingelser er til stede og utformingskriterier overholdt.
- Bra funksjonsevne; i beste fall full konnektivitet for oppvandrende fisk og bunndyr

Varighet og vedlikehold

Varighet kan sammenlignes med betongkulverter og levetid er i stor grad avhengig av betongkvalitet, sedimenttransport og isgang. Ved tilstrekkelig dimensjonering, fundament og betongkvalitet (veggtykkelse vanligvis 20-30 cm) kan det regnes med en varighet på mange tiår.

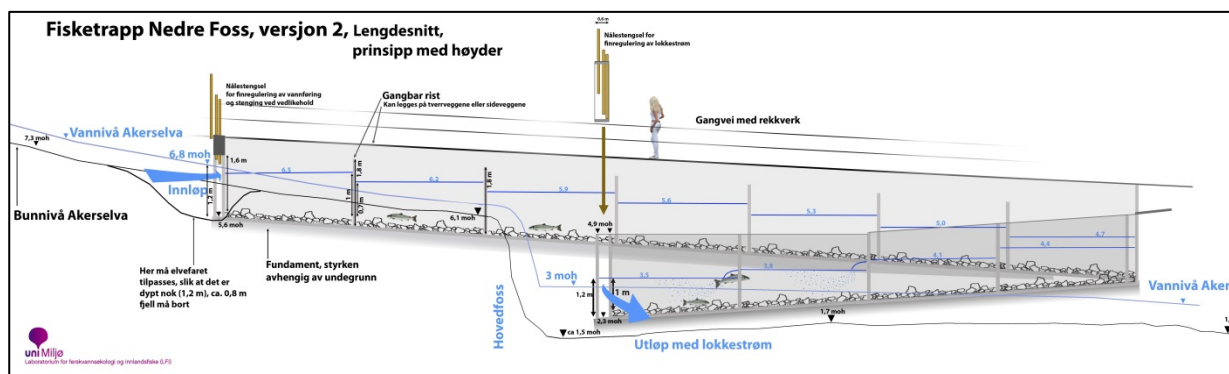
Fiskepassasjen trenger drift og vedlikehold, da særlig i inntak og utløp, men også bassengene trenger regelmessig tilsyn, f.eks. etter flommer. Drivgods eller sediment som tilstopper spalter eller fyller bassenger må fjernes. Ved behov må erosjonsskader i betongvegger repareres.

Kostnader

Byggekostnader avhenger av en rekke forhold, deriblant nødvendige terrengtilpasninger og -egenskaper. Erfaringsmessig ligger prisen per m³ byggvolum (ikke betongvolum) på ca. 10.000 NOK per 2016.



Figur 13 Norges første spaltetrapp i Akerselva Oslo med typisk diagonalt strømningsmønster, gjennomgående bunnsstrat og nålestengsel ved inntaket til finregulering av vannføring (Foto: Ulrich Pulg).



Figur 14 Lengdeprofil gjennom spaltetrappen i Akerselva ved middel vannføring.



Figur 15 Bilder fra ombygging av kulpetrappen på Høyegga/Glomma til en spaltetrapp i rammen av SafePass-prosjektet (CEDREN, Foto: Ulrich Pulg).



Figur 16 Harr tok i bruk de nye spaltene med en gang og svøm opp under byggearbeidet. Det er registrert en økning i antall passeringer av ørret og harr etter ombygging, men spesielt stor er økningen i antall vandrende sik. I tillegg er det registrert to nye arter i fisketrappa etter ombygging: Lake og gjedde. Prosjektet evalueres fortsatt og resultater vil rapporteres i løpet av vinteren 2018 (Foto: Ulrich Pulg).

3.3.5 Kulpetrapp

Faktaboks

- Bypassløsning med teknisk design
- Fisk svømmer og hopper opp gjennom utsparinger i tverrvegger
- Fungerer bra for voksen laks og ørret
- Krever relativt stabil vannstand og inntaksregulering.
- Ikke egnet for svømmesvake arter
- Innganger skal ligge ved barrieren
- Kan være kortere enn spaltetrapper med samme vannføring

Kulpetrappen er per i dag Norges vanligste fiskepassasje (Direktoratet for naturforvaltning, 2002, Fjeldstad 2012). Den består av bassenger som er skilt av tverrvegger med utsparing. Passasjen kan fungere bra for svømmesterke arter som voksen laks og ørret, mens den ofte har redusert funksjonsevne for andre fiskearter og ungfisk. Bunnedyr kan vanligvis ikke passere gjennom kulpetrapper. Bunnutsparinger som skal bedre

forholdene for disse artene har tendens til å tettes fort (DWA 2014) og er vanligvis ikke egnet for ål og niøyer (Armstrong m.fl., 2010). Passasjen krever stabil vannstand for å fungere. Horisontale luker kan skape stabil vannføring ved varierende vannstand, men ofte er det da selve luken med liten åpning som danner et vandringshinder (se s. 22). Trappetypen kan være velegnet for voksen laks og stor ørret også når disponibelt terreng er bratt.



Figur 17 Klassisk kulpetrapp for laks i Bergebyelva, Finnmark. (Foto: Hans-Petter Fjeldstad)

Utforming

Høydesprang mellom bassenger varierer fra 15 til 50 cm, maks 75 cm (for laks). Det anbefales at bassenger skal være minst 1,5 m lange for ørret og 2,8 m lange for laks (Seifert 2016, DWA 2014), helst større.

Energitetthet skal ligge under 250-300 W/m³. For spranghøyde anbefales maksimalt 50 cm for laks og ørret.

Unntaksvis kan opptil 75 cm fungere for voksen laks og sjørørret i bratte elver, men da bør bassengdyp være minst 1,5 m. For resident ørret og harr anbefales maks. 20 cm, for karpefisker 10-15 cm høydeforskjell, men helst bør man lage spaltetrapp om man lager passasje for disse. Utsparingene bør være dypere enn fallhøyden mellom bassenger, slik at utsparingens underkant ligger under vann. Med dette kan fisken delvis svømme opp og er ikke nødvendigvis tvunget til å hoppe (DWA 2014). For laks og stor ørret ligger trappens gradient mellom 0,1 og 0,2. For resident ørret og karpefisk bør den ligge under 0,1. Grovt bunnsstrat vil hjelpe til med å skape hvilesteder i bassengene, men må avveies mot redusert volum og vanddyp.

Hvor og når?

- Egnet hvis verken fjerning av barriere eller konstruksjon av rampe kan realiseres, dersom det er lite plass og voksen laks, sjøørret og storørret er målartene
- Når det er for bratt for andre løsninger
- Ved relativt stabil vannstand i inntak eller tilpasset inntaksløsning.

Effekt

- Kan fungere bra for svømmesterke arter som laks og ørret
- Er ofte selektiv og fungerer mindre bra eller dårlig for andre fiskearter og ungfisk.
- Løsningen anbefales som mønsterpraksis dersom nødvendige rammebetingelser er til stede, utformingskriterier overholdt samt oppvandring av voksen laks og stor ørret er målet.

Varighet og vedlikehold

Varighet kan sammenlignes med betongkulverter og levetid er i stor grad avhengig av betongkvalitetet, sedimenttransport og isgang. Ved tilstrekkelig dimensjonering, fundament og betongkvalitet (veggstyrke vanligvis 20-30 cm) kan det regnes med mange tiårs varighet.

Fiskepassasjen trenger vedlikehold, særlig inntak og utløp. Kulpetrappen er mer utsatt for tilstopping enn andre trappetyper. Også bassengene trenger regelmessig tilsyn, særlig etter flommer. Drivgods eller sediment som tilstopper utsparinger eller fyller bassenger må fjernes. Ved behov må erosjonsskader i betongvegger repareres.

Kostnader

Byggekostnadene avhenger av en rekke forhold, deriblant nødvendige terrengtilpasninger og –egenskaper. Erfaringsmessig ligger prisen per m³ bygget volum på ca. 10.000 NOK/m³ per 2016.



Figur 18 Store gulål kan passere både ramper, naturtypiske omløp og spaltetrapper men ikke i tradisjonelle kulpetrapper. Glassål og små gulålstadier trenger egne ålepassasjer. For nedvandrende blankål presenteres løsninger i følgende kapittel, s. 50 (Foto: Ulrich Pulg).

3.3.6 Ålepassasjer

Avhengig av livsstadiet og passasjens utforming kan ål bruke oppvandringstøpninger nevnt ovenfor, bortsett fra tradisjonelle kulpetrapper. Ål kan passere naturtypiske ramper og omløp på samme måten som i lignende elvestrekninger i naturen. Viktig er at passasjene også har en naturtypisk utforming av breddene, med vegetasjon og ru, variert substrat – ikke glatte vegger. Gulål og blankål kan vandre oppover langs bunnen i spaltetrapper så lenge det er gjennomgående ru bunnssubstrat. I kulpetrapper kan disse stadiene vandre dersom det finnes bunnutspringer. Disse skal ha en børstestruktur på minst en side, slik at også mindre gulål kan «åle» seg gjennom. De yngste stadier i vassdrag (< 8 cm, glassål) samt små gulål krever imidlertid en annen type passasje siden deres atferd er forskjellig fra eldre ål. Glassål vandrer nær overflaten og kan bare forsere lave vannhastigheter. De kan overkomme hindringer ved å «åle» seg opp direkte på substratoverflaten, også utenfor vannet, så lenge overflaten er fuktig og ru, for eksempel på mosekledd fjell. For å etterligne slike betingelser er det utviklet egne åleleder eller ålepassasjer. Disse består av en kanal med børster, kunstgress eller andre strukturer med gjennomgående hulrom som holdes fuktige (Armstrong m.fl. 2010, Environment Agency 2011 og DWA 2014). For hydrauliske detaljer for utformig og dimensjonering av ålepassasjer anbefales den engelske veilederen for ålepassasjer (Environment Agency 2017).

Ålepassasjer anbefales som mønsterpraksis dersom glassål og små gulålstadier skal kunne vandre opp og nødvendige utformingskriterier overholdes.



Figur 19 Ålpassasje ved kraftverk i Frankrike. Her ledes oppvandrende ål til en rampe fylt med «kunstgress» og vann. Denne og lignende metoder er benyttet på mange kraftverk i Frankrike, Tyskland, Irland og England. (Foto: Frode Kroglund).

3.3.7 Andre trappetyper:

Deniltrapp

Deniltrapper betegnes også som «motstrømstrapp» siden den består av spesielle deflektorer som fører til spiralformede motstrømmer, stor energiomvandling og reduserte vannhastigheter i hovedstrømmen.

Svømmesterke fisker kan svømme rett opp i vannstrømmen og trappen kan konstrueres relativt bratt for laks (gradient 0,2-0,25). De resterende strømforholdene er imidlertid fortsatt turbulente og ofte ligger vannhastigheter over 2 m/s. Det har blitt vist at motstrømsplasser er uegnet for de fleste fiskearter og ungfisk, deriblant alle karpefisker, ål, sik og harr (DWA 2014). AG-FAH (2011) viser til at fiskepassasjen ikke har vist seg å fungere i praksis. Armstrong m.fl. (2010) skriver at spesielt utformede Deniltrapper med lav gradient kan fungere for flere arter, men de krever bestemte hydrauliske forhold og er derfor ikke egnet ved varierende vannstander (Armstrong m.fl., 2010). Fiskepassasjen kan brukes i spesielle situasjoner og kan være egnet for voksen laks og ørret ved begrenset plass og bratt terreng.

I de fleste tilfeller bør imidlertid andre trappetyper velges og trappen anbefales ikke som generell mønsterpraksis.

Sluser og heis

Sluser for fisk fungerer i prinsippet som sluser for skip, mens heiser for fisk ligner vanlige heiser i hus.

Begge metoder krever teknisk omfangsrike konstruksjoner. De er kostbare og krevende driftsmessig, men bruker relativt sett lite vann. Løsningen har blitt brukt særlig ved store høydeforskjeller og lite disponibelt areal. I sluser blir oppvandrende fisk ledet inn i et kammer, så stenges inngangen og vannstanden økes til den er på samme nivå som ovenfor barrieren. Så åpnes en utgang oppover og fisken kan svømme ut. I heiser blir fisk ledet og fanget i bassenger som så heises opp og tømmes i vannet ovenfor barrieren. Også fiskepumper har blitt brukt for å transportere opp fisk. Løsningene er ofte selektive siden en og samme fangstinnretning sjelden fungerer for alle forekommende arter og aldersklasser. Dessuten har selve anlegget avskrekkende effekt på en del fisk. I England, Tyskland og Frankrike har funksjonsevnen til slike anlegg blitt vurdert som lav, ettersom bare en liten del av fiskene fant veien opp (Armstrong m.fl. 2010). Oss bekjent finnes det bare ett slikt eksempel i Norge; en sluse som betegnes som «fiskeheis» i Vegårdvassdraget /Agder (Saltveit m.fl. 2007). Laks har vandret opp denne, men effektiviteten vurderes som usikker og mindre enn forventet.

Passasjetyperne kan betraktes som selektive, men kan bidra til passasje for en del fisk over store vandringshindre som er ikke egnet for vanlige fiskepassasjer. Løsningen brukes i særegne tilfeller og anbefales ikke som mønsterpraksis. Mer informasjon finnes i DWA (2014) og Armstrong m.fl. (2010).

Fangst og transport

Ved store vandringsbarrierer, og særlig der det er en serie barrierer etter hverandre, har det blitt brukt fangst av fisk og transport i lastebiler og lignende. Metoden kan brukes for opp- og nedvandring og har blitt brukt for ål, glassål og laksesmolt. I Norge har dette blitt brukt for å sette ut voksen laks og sjørret ovenfor kunstige og naturlige barrierer, for å sikre eller øke fiskeproduksjonen. Metoden er avhengig av god fangsteffektivitet og krever relativt stor innsats. Den er i utgangspunktet meget selektiv, kortvarig og krever gjentakelser på sikt, men kan likevel bidra til forekomst eller fiskeproduksjon av en art når andre varige løsninger ikke er realiserbare. Fangst og transport kan også brukes som midlertidig løsning, inntil en varig løsning er på plass. Løsningen brukes i spesielt tilfeller og anbefales ikke som mønsterpraksis.



Figur 20 Naturtypisk omløp i Ätran ved kraftverk Herting (Foto: Fiskevårdsteknik AB, Sverige, med tillatelse)

4 Nedstrøms vandring og vandringsanlegg

4.1 Kunnskapsstatus

Fokuset på nedvandring hos fisk skyldes den økende bevisstheten og kunnskapen om at turbinvandring innebærer uakseptabel dødelighet (Kroglund m.fl. 2011, Fjeldstad m.fl. 2012, Calles m.fl. 2013). Sikker nedvandring forbi vannkraftstrukturer og inntak er komplisert fordi fisken i stor grad følger hovedvannstrømmen, som ofte går inn i overføringstunneler og turbininntak. Samtidig er nedstrøms vandring avgjørende for at fisk kan fullføre alle stadier av sin livssyklus. Effektiv nedvandring er derfor en betingelse dersom fisken kan vandre opp. I følge en oppsummering basert på vurderinger fra Fylkesmennene (Direktoratet for naturforvaltning 2012) finnes det 27 norske lokaliteter hvor det er fare for skader og forsinkelser i forbindelse med nedvandring av anadrom smolt og vinterstøing, mens det samme tallet for ål var 23. Fylkesmennene understreker likevel at dette kan være et underestimat på grunn av manglende kjennskap til alle lokalitetene. For innlandsfisk er tallet ukjent, men det finnes hundrevis av bekkeinntak i Norge som potensielt er en fare for fisk som vandrer inn i dem. Vandring gjennom turbiner innebærer dødelighet, og tradisjonelle, bratte varegrinder er generelt lite egnet for å hindre fisk i å vandre inn i kraftverksinntak, spesielt dersom det ikke finnes et alternativt, fisketilpasset omløpsalternativ.

Spesielt skadelig er turbinpassasje for voksen fisk (Montén 1985). Turbindødeligheten er avhengig av både fiskens størrelse, og turbinens spesifikasjoner. Størst overlevelse er observert hos liten fisk i store Kaplan lavtrykksturbiner i Nord-Amerika, med direkte dødelighet fra treff av turbinbladene i område 2-10 %. Dette samsvarer med undersøkelser i Norge og Sverige hvor sannsynlighet for turbinbladtreff både er modellert og studert i felt (se for eksempel Montén, 1985). Sannsynligheten for at fisk treffes av turbinblader øker lineært med fiskens lengde, og kan bli opp mot 100 % for stor fisk. Det er utviklet "fiskevennlige" turbiner, som generelt innebærer en utforming med økt turbinstørrelse, og dermed lavere vannhastigheter forbi løpehjulene (Hogan m.fl. 2014). Dødeligheten øker med kraftverkets fallhøyde, og er størst i små turbiner. I tillegg kan det være forsinket dødelighet, hovedsakelig som følge av:

- Kavitasjon og turbulens
- Trykkfall
- Skjærspenninger og skrapeskader

Flere forskere påpeker at fiskens vandringsforsinkelse ved kraftverksmagasiner i seg selv er problematisk fordi fisken går glipp av sitt "environmental window" for vandring, som er avgjørende for at fisken skal gjennomføre en mest mulig gunstig vandring. Dette kan skape energitap og i verste fall at fisk velger å ikke vandre, som igjen gir økologiske effekter (Cada 1997 og Acau m.fl. 2008).

Utfordringen med sikker nedvandring hos fisk er global, og flere myndigheter har utarbeidet manualer og retningslinjer for å hindre vandring inn i inntak, og i noen tilfeller også å sikre nedvandring for fisk forbi vanninntak og dammer (Se for eksempel Calles m.fl. 2013 for Sverige, Environment Agency 2011 for England og Dumont m.fl. 2005 for Nordrhein-Westfalen, Tyskland).

Selv om tradisjonelle varegrinder i seg selv ikke er effektive fiskestengsler, kan forbivandringen av fisk øke betydelig dersom man utformer et fisketilpasset omløp til side for inntaket (Arnekleiv m.fl. 2007). Det finnes i dag tekniske løsninger for å hindre fisk i å svømme inn i inntak, hovedsakelig basert på forskjellige typer finmaskede varegrinder, herunder tradisjonelle varegrinder med liten spalteåpning og såkalte coandainntak.

Situasjonen for nedvandrende ål i Norge er stort sett ukjent, men basert på situasjonen i andre land må det antas betydelig dødelighet hos ål i en rekke turbiner (Thorstad m.fl. 2011, Thorstad 2010). For innlandsørret er situasjonen noe av det samme, mens antall lokaliteter med forekomst av harr er mer begrenset, men fortsatt ukjent. For laks er det kjent at det vandrer smolt og støinger gjennom turbiner, i stor grad uten at man kjenner omfanget, men dødeligheten følger trolig de samme resultatene man har sett fra internasjonale undersøkelser (Montén 1985, Deng m.fl. 2011). Lovende forsøk har vært gjennomført og pågår for tiden i Sverige og Danmark (Calles m.fl. 2012, DTA Aqua 2011), mens det i dag ikke finnes finmaskede varegrinder for å hindre anadrom fisk i å vandre inn i kraftverksinntak i Norge. Coandainntak, selv om de i utgangspunktet ikke benyttes med tanke på fiskevandring, tas imidlertid i stadig større omfang i bruk på mindre inntak med forekomst av innlandsørret. For anadrom fisk og ål er det likevel ikke nok å kun stanse vandringen foran inntakene, det må etableres alternative vandringskorridorer for at fisken kan fullføre vandringen forbi sperringen (fluktåpninger og omløp). Her finnes et stort spekter av tekniske løsninger, og ved mange lokaliteter har de vist seg å fungere godt, men løsningene er i stor grad stedsspesifikke. Spesielt kan det være vanskelig å oppnå god effektivitet dersom den alternative vandringsveien befinner seg langt unna vanninntaket/stengselet. Nyere forskning viser at en kombinasjon av lokketiltak og skremmetiltak/stengsler er nødvendig for å oppnå suksessfull nedvandring i slike tilfeller.

I noen grad har man oppnådd effekt av skremmetiltak med lys og lyd, mens man i andre forsøk ikke har sett en slik effekt. Dette kan være knyttet til de forskjellige artenes generelle atferd, og også stedlige forhold og hvilken tid på døgnet fisken vandrer. I Mandalselva ga for eksempel strobelys en skremmeeffekt på nedvandrende laksesmolt om natten, men ikke om dagen (Fjeldstad m.fl. 2012). Elektriske felt i forbindelse med nedvandring har vist seg å være problematisk både med tanke på omgivelser, og faren ved at fisk kan

lammes og drive inn i inntak. Fysiske atferdsstengsler, eksempelvis ledegjerder eller såkalte "louvres" har gitt gode resultater på enkelte lokaliteter, der disse er utformet sammen med omløpskonstruksjoner (Scruton m.fl. 2008, se også kap. 4.3). I de neste kapitlene beskrives de enkelte passasjetyper, med henvisninger til litteratur for ytterligere detaljer.

4.2 Mønsterpraksis og generelle anbefalinger – nedvandring

4.2.1 Generelle utformingskriterier

Nedvandringsløsninger forbi vannkraftverk må utformes annerledes enn oppvandringsomløp fordi fisken i stor grad følger hovedvannstrømmen, som ved kraftverk oftest går i vanninntaket til turbinen. For nedstrømspassasje anbefales det derfor varegrind / ledeelementer for å lede fisken til en eller flere fluktåpninger der den kan passere trygt inn i et omløp forbi kraftverket (Larinier & Travade 2002). Med fluktåpning menes inngangen til omløpspassasjen, altså der man ønsker at fisken skal vandre. Spalteåpningene i varegrinden må være så små at fisken ikke kan passere mellom dem. Fisk skal helst ikke komme i direkte kontakt med ledeenheten, for å unngå at de blir skadet. Sannsynlighet for god funksjon av varegrind er større jo mindre vinkelen på risten avviker fra retningen til hovedstrømmen. Calles m.fl. (2013) anbefaler en vinkel på 35 grader eller mindre, relativt til hovedstrømmen. Det ble i 2010 igangsatt tiltak for å lede ål utenom kraftverksturbiner ved Fosstveit kraftverk i Storelva (Kroglund m.fl., 2014). Når fluktruten var etablert benyttet en betydelig andel av ålen denne. Dødeligheten forbi kraftverket ble redusert fra 80 % til ca 40 %. Særlig viktig er plassering av fluktåpninger. Generelt skal disse ligge nært varegrinder, men må tilpasses stedsavhengige hydrauliske forhold. Utforming og plassering varierer også mellom arter. Omløpsløsninger for laksesmolt og ørret mår ofte utformes annerledes enn for ål, særlig i store vassdrag. Som veiledere anbefales Calles m.fl. (2013), Environemt Agency (2011) og Calles m.fl. (2014).

Løsninger som skal avskrekke og på denne måten lede fisk (strøm, lys, lyd, luftbobler) har vist delvis men ikke full effekt. De anbefales bare i kombinasjon med andre tiltak, eller om rister ikke er gjennomførbare. Både avskrekking og lokkeløsninger (som ekstra lokkestrøm) har blitt brukt i kombinasjon, særlig dersom vandringsveien ikke var i nærheten av kraftverksinntaket, for å hjelpe fisken til å finne vandringsveien (Økland m.fl. 2013). Svært lange rister/ledeelementer bør utstyres med flere fluktåpninger. Calles m.fl. (2013) anbefaler åpninger hver tiende meter. I nærheten av fluktåpningen bør det ikke være turbulens eller markerte endringer i vannhastighet, for å unngå fluktreaksjoner fra fluktåpningen (Ebel 2013). Ved fluktåpningen, i og ved omløp kan det være områder med økt tetthet av fisk. Disse fiskene kan være desorienterte etter å ha passert gjennom ledeenheten og turbulente soner og være lett bytte for predatorfugler og -fisk (Bureau of reclamation 2006). Økt dødelighet på grunn av predasjon ved vandringsbarrierer og

oppdemte strekninger kan i noen tilfeller gi større dødelighet enn turbinpasseringer (Jepsen m.fl. 1998 og Koed m.fl. 2002). Predasjon kan reduseres ved å tilrettelegge for rask nedvandring med jevn og rask strøm, uten bakevjer og med lite turbulens. Det kan lønne seg å lede omløp til nedvandring forbi kraftverkskulpen til raskere stryk nedenfor. Ved inn- og utgang av omløp bør fysisk vern som netting mot fugl samt skremsel vurderes. Det må sikres at fisk som vandrer ned i omløp ikke blir stående og snur oppover igjen.

Stoppesteder som kulper eller bakevjer i nedvandringssløp bør derfor unngås. Fisk bør skånsomt og raskt ledes nedover til en lokalitet i elva der de kan fortsette sikker nedvandring (Ebel 2013). Løsninger for transport som har vist seg å fungere er flomluker (<10 m fall), rørtransport (vannhastighet <12 m/s), og også tanktransport (trap and truck) når fisken må passere flere vannkraftverk.

Konklusjon: Sikker nedvandring handler om 1) å hindre fisk i å trenge inn i kraftverkinntak, og 2) å lede den raskt forbi kraftverksstrukturer, slik som dammer. Nedenfor presenteres løsninger som regnes som mønsterpraksis for nedstrøms fiskevandring forbi kraftverksstrukturer for ål, harr, ørret og laks, basert på dagens kunnskap.

4.3 Fiskepassasjer til nedvandring

4.3.1 Omløp og finmasket varegrind foran vanninntak

Den eneste sikre løsningen for å hindre at fisk går inn i vannkraftinntak er en finmasket varegrind, med spalteåpning mindre enn fiskens bredde. For smolt av laks og ørret betyr det at spalteåpningen må være maksimum 15 mm, noe som samsvarer med praksis i Sverige og Tyskland (Calles m.fl. 2013 og DWA 2014). En slik rist vil også være en fullstendig barriere for nedvandrende ål, samt voksen harr, ørret og laks. Både horisontale og vertikale spalter kan benyttes, og valget avhenger blant annet av utformingen av et omløpssystem og praktisk vedlikehold og installasjon. Vannhastigheten vinkelrett på varegrinda bør ikke overstige 0,5 m/s for smolt av laks, ørret, harr og voksen ål. Både for å redusere vannhastigheten normalt på varegrinden, og samtidig lede fisken mot et omløp anbefales det at grinden har en helning på mindre enn 35-40° på strømningsretningen, helst under 30°, enten man velger horisontalt eller vertikalt hellende varegrind (såkalte β -varegrind og α -varegrind; Figur 16). Yngel og egg av harr kan ikke stoppes fysisk foran kraftverksinntak, men overlevelsen ved turbinvandring til både egg og yngel har vist seg å være høy (over 90%) i flere studier.

En suksessfull nedvandring er avhengig av at fisken fortsetter sin nedvandring forbi dammens lokalisering eller kraftverksinntaket. Danske studier har vist at så få som 10-20% av voksen ål vandrer trygt forbi dammer og helt ned til havet (Pedersen m.fl. 2012), til tross for at inntak var forsynt med en finmasket

varegrind, noe som understreker utfordringen med et riktig utformet omløp. Omløpet kan enten 1) være umiddelbart til side for kraftverksinntaket eller det kan 2) være plassert ved dammen, som kan være lokalisert nedstrøms inntaket. Den første situasjonen gir den beste muligheten for en effektiv løsning fordi fisken lettere oppfatter den alternative vandringsveien (omløpet), og fluktåpningen til omløpet bør i slike tilfeller plasseres på det stedet hvor fisken mest sannsynlig oppdager den. Noen få meters feilplassering har vist seg å redusere effektiviteten betydelig (Kroglund m.fl. 2014). For smolt av laks og ørret betyr dette at fluktåpningen til omløpet bør plasseres i overflaten og for ål ved bunnen umiddelbart i nærheten av kraftverksinntaket. Den vanligste anbefalingen er at åpningen bør være suksessivt avsmalnende og ha avrundede sider og bunn, slik at man oppnår jevn vannaksellerasjon lavere enn 1,0 m/s pr. meter utløpskanal, og med minst mulig turbulens. Åpningsbredden til omløpet bør være 0,5- 1,0 m, mens dybden ikke skal være grunnere enn 0,4 m. Ved begrensninger til utforming bør dyp prioriteres foran bredde (DWA 2005). Ved brede inntak bør det være minst en åpning til omløpet for hver tiende meters bredde (Calles m.fl 2013). Avhengig av lokaliteten og varegrindas utforming anbefales at vannføringen i omløpet bør være 2-10 % av totalvannføringen på stedet. Finmaskede grunder som er skråstilt mot fluktruten reduserer behovet for vannslipp.

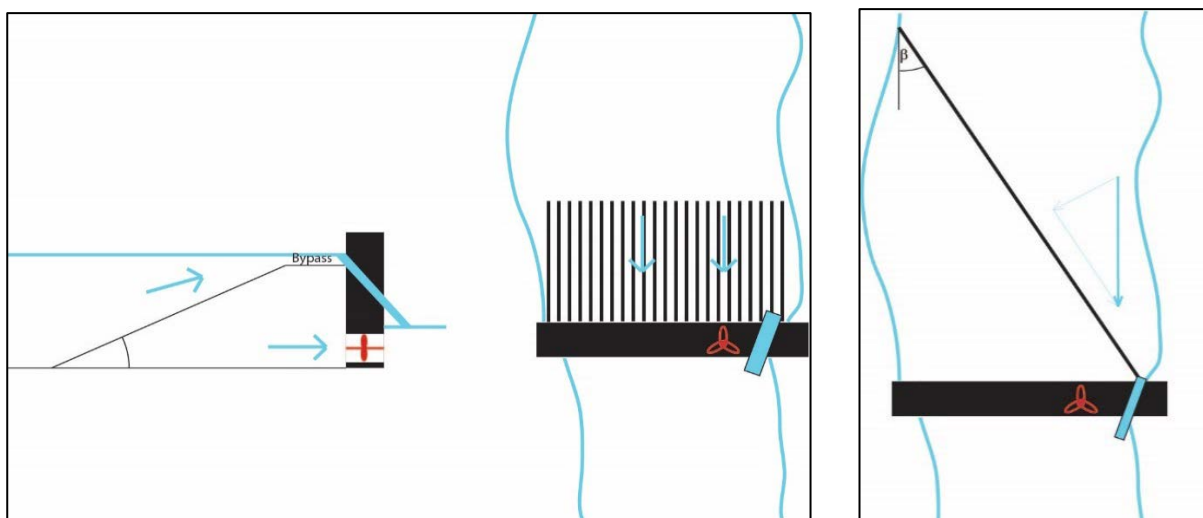
Dersom inngangen til omløpet befinner seg lenger unna kraftverksinntaket er det aktuelt å vurdere en rekke forskjellige lokke- eller skremmetiltak for at fisken skal finne den ønskede vandringsveien. Dette må tilpasses den enkelte lokalitet, og inkluderer både lys, lyd, ledeanordninger og ekstra vannslipp over dammen. Bruk av elektriske felt ansees ikke som et anbefalt skremmetiltak. Det må her bemerkes at forsøk med ål viser at det kan være vanskelig å oppnå en høy nedvandringseffektivitet i de tilfellene utløpsåpningen befinner seg langt unna kraftverksinntaket, og at det her bør vurderes om fisken kan lokkes inn i spesielle omløpssystemer plassert inntil inntaket.

Når fisken er lokket inn i et omløp må den håndteres slik at den skånsomt transporteres videre til en lokalitet hvor den naturlig og effektivt kan fortsette sin nedvandring. Gode løsninger inkluderer flomluker med fall lavere enn ca. 10 meter, rørtransport med vannhastigheter lavere enn 12 m/s, og tanktransport med bil. I den grad det er teknisk mulig bør alle nedvandringsanlegg forsynes med utstyr for telling av fisk eller annen overvåking, slik som for oppvandringsanlegg. I følgende kapittel beskrives typer av finmaskete varegrind.

4.3.2 Alfa- og beta rister med omløp

Faktaboks

- Alfa-rist: Liggende rist med vinkel $< 45^\circ$ mot bunnen, helst $< 30^\circ$
- Beta-rist: Stående rist med vinkel $< 45^\circ$ mot bredden, helst $< 30^\circ$
- Vinkelen gjør at vannhastigheten langs risten er større enn gjennom risten, og slik leder fisken langs risten
- Anbefalt spaltevidde 10-18 mm for laksesmolt og blankål
- Kombineres alltid med en eller flere fluktåpninger og bypass.


Figur 21 Alpha-rist i lengdeprofil og plan
Beta-rist i plan
Generell beskrivelse og anvendelse

Fisketilpassede varegrind er utformet med en vinkel på $< 45^\circ$, helst $\leq 30^\circ$, mot elvebunnen (α) eller elvebredden (β) og har en eller flere fluktåpninger ved overflaten i umiddelbar nærhet av risten. Vinkelen fører til at vannhastigheten som virker parallelt med risten er større enn den som virker 90° gjennom risten. Dette minker risikoen for at fisken skades av eller setter seg fast i risten. Fisken blir ikke bare hindret i å vandre inn i turbinen, men blir også ledet aktivt mot fluktåpningen av selve vannstrømmen. Alfa-rister er sammen med vinklede beta-rister i dag sett på som blant de mest effektive nedvandringsløsningene for fisk forbi vanninntak (Calles m.fl. 2013 og Forum Fischschutz 2014).

Utforming

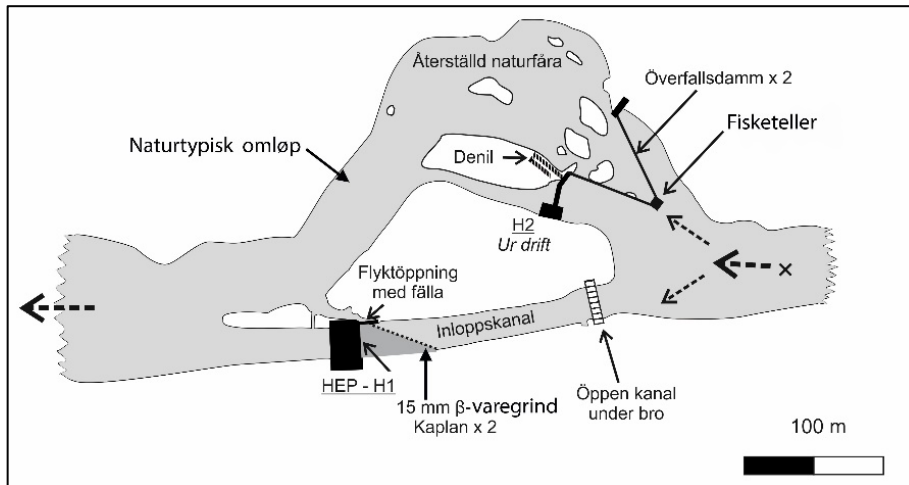
I henhold til litteraturoversikt i Calles m.fl. (2013) kan høy passasjeeffekt, der opptil 90 % av fisken passerte uskadet, oppnås med følgende utforming:

- Vinkel mot bunnen $\leq 30^\circ$
- Dimensjonering slik at vinkelrett vannhastighet holdes under 0,5 m/s.

- Spaltevidde i rist: 10--18 mm, avhengig av art og vinkel.
- 0,9-3 % av vannføringen i fluktåpning



Figur 22 Vannkraftverk Herting i Ätran med beta-varegrind foran inntak, fluktåpning og omløp. Løsningen har meget gode resultater for nedvandring av blankål (95 %), laksestøinger (96 %) og laksesmolt (91-98 %, Foto: Fiskevårdsteknik AB, Sverige, med tillatelse, Calles m.fl. 2015, Nyquist m.fl. 2017).



Figur 23 Planskisse av kraftverk Herting i Ätran med naturtypisk omløp (nordlig løp) og 15 mm beta-varegrind med fluktåpning i det sørlige løp. Den gamle Deniltrappen er ikke i bruk lengre. Omløpet vises også på bilde i Fig. 20 (modifisert fra Calles m.fl. 2015, med tillatelse).

Dumont m.fl. 2005 anbefaler lignende vinkler og strømhastigheter som Calles m.fl. (2013), men anbefaler 10 mm spaltevidde i varegrind for smolt og ål, basert på erfaringer i Tyskland og Frankrike. DWA (2005) anbefaler 12 mm spaltevidde for laksesmolt. Calles m.fl. (2015) og Nyquist m.fl. (2017) rapporterer om høy passasjeeffektivitet for blankål (95 %), laksestøinger (96 %) og laksesmolt (91-98 %) ved kraftverk Herting (Ätran, Sverige) etter at en beta-varegrind med 15 mm spaltevidde og omløp ble installert. Studiene ved Herting er omfattende, metodisk avansert og inkluderer før- og etter-data. Løsningen betraktes som «beste mulige praksis» i Sverige (se Fig. 20, Fig. 22, Fig. 23). Varegrinden er 40 m lang, og har hydrodynamiske horisontale staver av kompositt (CompRack, Halmstad, Sverige). Vinkel mot elvebredden er 30 grader. Varegrinden er 2 m høy og har et totalt areal på 80 m². Kraftverket en maks. slukeevne på 40 m³/s.

En nylig publisert studie fra 3 elvekraftverk med nedvandringstiltak i Tyskland beskriver høy passasjeeffektivitet for blankål (Økland m.fl. 2017). Ved kraftverk Unkelmuehle (elven Sieg) passerte 96 % og 92 % (2014 og 2015) av ålene. Kraftverket har en α -varegrind, 10 mm spaltevidde og fluktåpning ved overflaten og flere ved bunnen. Maks. slukeevne er 27 m³/s. De fleste ålene passerte over dammen og spyleluken ved varegrinden. Bunnstrukturene ble knapt tatt i bruk. Ingen ål ble trukket inn i turbinen. Turbinen ved kraftverk Gengenbach (20 m³/s) i elven Kinzig er bevegelig og ligger innfor et kammer beskyttet av en 15 mm bøyet rist. Her passerte minst 84 % av blankålene. Ved kraftverk Kuhlemuehle i elven Diemel var det installert en «fiskevennlig» vannkraftskruer (Archimedesskruer, se lenger ned). Her passerte 76 % av blankålene, for resten kunne det ikke skilles om fiskene ble værende, spist av rovdyr eller døde i turbinen. Resultatene bekrefter at det kan nås over 90 % passasjeeffektivitet også for ål ved bruk av nedvandringstiltak, særlig finmasket varegrind og fluktmuligheter.

Hvor og når?

- Ved barrierer med vanninntak som skader nedvandrende fisk og/eller hindrer nedvandring av fisk, f. eks. elvekraftverk, inntak for drikkevanns- eller landbaserte oppdrettsanlegg.
- Ved siden av vinklede varegrind trengs det fluktåpninger og omløp for å lede fisk trygt nedover.
- Etterinnstallasjon ved gamle kraftverk/inntak kan være utfordrende. α - og β - rister krever stor overflate og ofte omfattende ombygninger eller nybygg av inntak.

Effekt

- Løsningen anbefales som mønsterpraksis dersom nødvendige rammebetingelser er gitt og nødvendige utformingskriterier overholdes.
- Hindrer fisk i å vandre inn i vanninntak.
- Leder fisk til fluktåpninger
- Fluktåpninger og omløp sørger for trygg nedvandringmulighet
- Fluktåpninger tilpasses lokale forhold og må være på riktig sted, gjelder særlig for ål, delvis trengs flere.
- Høy passasjeeffektivitet mulig, med trygg passasje av 90 % - 100 % av nedvandrende laksesmolt og ål.

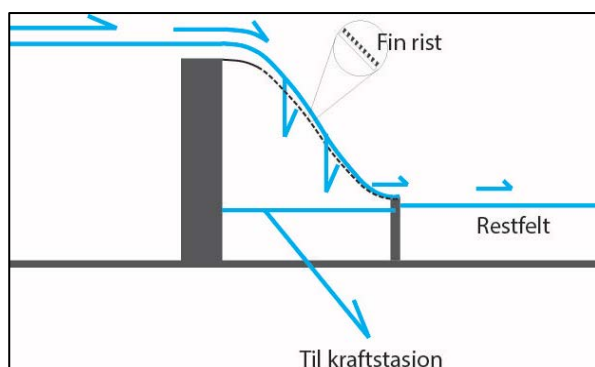
Varighet og vedlikehold

Omløp, rist og tilbehør som ristrensker og eventuelt netting mot fiskespisende fugl i omløpet, er tekniske installasjoner som krever drift og regelmessig vedlikehold. Finrist må renses hyppig for å opprettholde gjennomstrømming og lave vannhastigheter ved risten. Det anbefales automatisk ristrensker.

4.3.3 Coanda-rister

Faktaboks

- Vannet renner over en spesiell, bøyet finrist, dropper gjennom og videre til et inntak.
- Risten kan være meget fin med spaltevidder på 0,5-6 mm
- Fisken sklir nedover på risten.
- Høy overlevelse og lite skaderisiko for nedvandrende fisk
- Risten er selvrensende, tåler is og beskytter også mot drivgods



Figur 24 Prinsipptegning av Coanda rist i lengdeprofil

Generell beskrivelse og anvendelse

Coanda-inntak er et overfallsinntak som ligner norske bekkeinntak, der vannet løper over en terskel og så gjennom en rist. Coanda risten er imidlertid bøyet slik at den er selvrensende og kan bygges med liten spaltevidde på 0,5-6 mm. Det meste av vannet går gjennom risten, mens fisk, drivgods og en del vann (restvann) spyles videre nedover. Buell (2000) fant at både laksesmolt og yngel kan passere Coanda-risten uskadet.

Utforming

Risten har åpninger som er mellom 0,5-6 mm, med vertikale staver i strømrretningen. Vannet kan renne gjennom staven mens fisk, sedimenter og drivved spyles over og videre nedover. For å sikre at fisken ikke blir skadet bør det graves ut en samlekupe nedstrøms inntaket, slik at fisken lander i vann og ikke på stein eller lignende. Denne kulpene kan også fungere som energidreper ved flom. Eventuell predasjon bør overvåkes og håndteres ved behov. Inntaket må dimensjoneres slik at vannstrøm opprettholdes langs hele risten, både for å sikre restvann og at fisken ikke strander på risten. Om vannføringer kan bli mindre enn dimensjonerte verdier, må funksjonsevnen sikres ved at ristoverløp innsnevres gradvis eller at restvann sikres med f. eks. lavvannsluke (Bureau of reclamation 2006). Fisk på risten kan være utsatt for predasjon fra fugl og det bør vurderes netting. Systemet kan også brukes til å telle nedvandrende fisk (som en Wulf-felle). I så fall må fisk ledes til en fisketeller eller lagringsbasseng til manuell telling.

Hvor og når?

- Ved barrierer med vanninntak som hindrer nedvandring av fisk, f. eks. vannkraftverk.
- Ved nybygging av inntak.
- Spesielt gunstig ved stor fallhøyde eller transport av mye sediment/drivved

Effekt

- Løsningen anbefales som mønsterpraksis dersom nødvendige rammebetingelser er gitt
- Hindrer at fisk vandrer inn i inntak. Gjelder både laks, ørret, harr og ål men det finnes lite kunnskap om svært små stadier.
- Leder fisk trygt nedover.
- Ved tilstrekkelig utforming kan overlevelse av nedvandrende fisk økes betydelig, opptil 100 % effektivitet.
- Gir falltap på 1-2 m
- Selvrensende, tåler is, sedimenttransport og drivgods

Varighet og vedlikehold

Risten bør renses for hånd eller med ristrensker ved jevne men sjeldne mellomrom (ca. 1 gang per måned). Det trengs relativt lite vedlikehold og rensing i forhold til andre risttyper. Drivgods og sedimenter blir transportert nedover i restfeltet. Risten er selvrensende og har ingen bevegelige deler. Bureau of reclamation (2006) nevner at funksjonsevnen opprettholdes også selv under kalde værforhold med isdannelse.

4.3.5. Andre typer finmaskete varegrind

Det finnes en rekke andre typer varegrind som er tilpasset store elver eller trykkrør. Resultatene er delvis lovende, men delvis ikke bra nok. Et utvalg er nevnt under og det henvises til litteraturen for nærmere detaljer. Disse løsningene kan være egnet under norske forhold men det kreves ytterligere testing før de kan anbefales som mønsterpraksis.

Eicher rister er høyhastighetsavledninger som brukes for avledning av fisk i trykkrør. En akse i midten av risten gjør det mulig å vippe risten for rensning. EPRI (1992) rapporterer >90 % overlevelse for Coho, Chinook og Steelhead smolt og yngel ved hastigheter på 2 m/s ved risten i en kraftstasjon med 147-170 m³/s slukeevne. Risten hadde dimensjonen 14,2 x 7,2 m ((L x B), en vinkel på 16° og 0,9-3,2 mm spaltevidde.

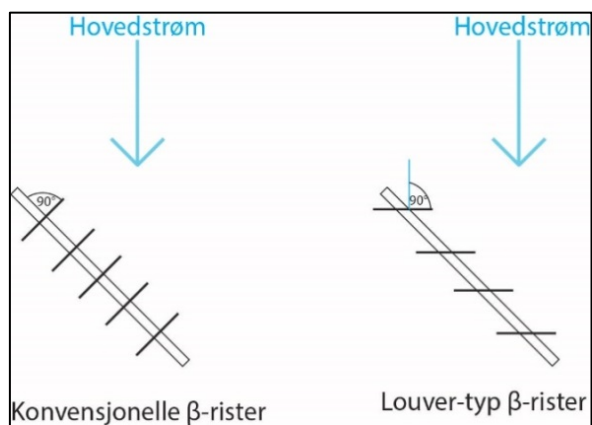
«**Partial depth fine screens**» dekker bare en del av vannsøylen og brukes delvis i USA for å avlede overflateorienterte laksesmolt (Peven & Mosey 1999).

Louver betarist lager en «louver» (et spjeld) av turbulens langs hele risten. Spilene er rettet 90° mot hovedstrømmen, i motsetning til andre rister der spilene er rettet 90° mot ristflaten (se figur under). Når vannet passerer forbi spilene, må det passere i en 90° sving som forårsaker turbulens ved hver spile.

Mange fiskearter unngår turbulente soner og svømmer derfor langsmed, men ikke inne i- det turbulente området mot fluktåpningen. Derfor kan louver-rister ha en større spaltevidde enn tilsvarende konvensjonelle rister, og fisk som fysisk ville kunne passere gjennom risten gjør likevel ikke dette. Vannhastigheten kan også være høyere enn ved vanlige rister. I Nord-Amerika utgjør louver-rister en betydelig andel av rister. Et problem med louvers med stor spaltevidde er at ikke alle fisker viser en avvikende respons til turbulens og kan dermed passere videre mot turbinen.

I Holyoke canal i Connecticut river viste undersøkelser av en louver-rist med $\beta=15^\circ$, 76 mm spaltevidde, 0,8 m/s vannhastighet og 2 % vann for fluktåpningen en gjennomsnittlig passasjeeffektivitet på 91 % for laksesmolt. Det samme anlegget ble testet med 305 mm spaltevidde, og da sank passasjeeffektiviteten til 80

% (Harza & RMC 1992). Teknikken blir beskrevet som lovende og velfungerende i Amerika, men siden spaltevidden ikke virker som fysisk barriere bør funksjonsevnen overvåkes. Kriewitz (2015) fant at modifiserte bar-racks med $\alpha=15-30^\circ$, en spilevinkel på 45° og 5 cm spaltevidde viste best resultater for fem arter (78% effektivitet for ørret).

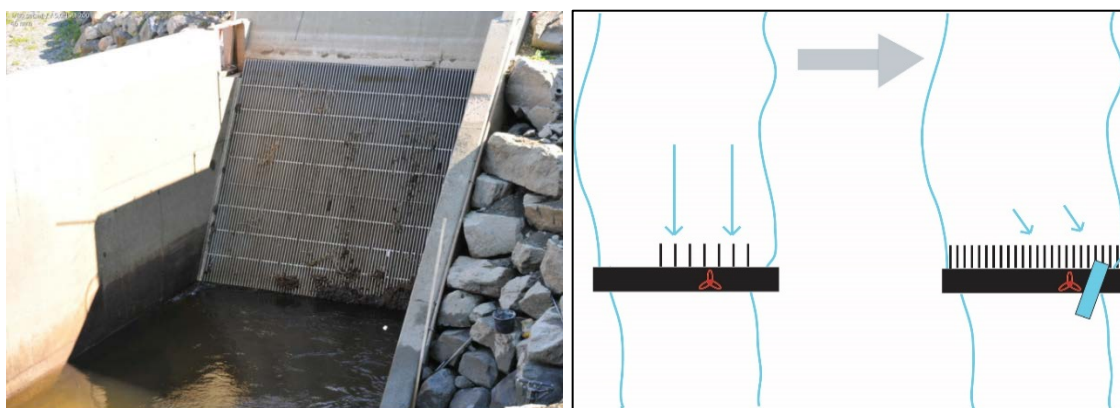


Figur 25 Konvensjonell og louver-typ betarist

4.3.4 Tiltak ved eksisterende konvensjonelle inntak

Faktaboks

- Ofte er det teknisk og kostnadmessig utfordrende å installere mønsterpraksis passasjer for nedvandring i eksisterende kraftverk. Men også her kan nevandringsmuligheter forbedres.
- Etterinstallasjon av fluktåpninger og omløp ved konvensjonelle inntak kan redusere mortalitet for nedvandrende fisk.
- Innganger til omløpssystem bør ligge like rett ved varegrinden
- Passesjeeffektivitet over 90 % krever vanligvis andre typer varegrind med lavere vinkel (s.n. α - og β -rister)
- Varegrind med lavest mulig spaltevidde og vannhastighet øker effektivitet.
- Større behov for lokkevann inn i fluktåpninger enn ved α - og β -rister



Figur 26 Inntaksvaregrind med fluktåpninger (bilde venste side, Foto: Frode Kroglund) og skjematisk tegning (høyre)

Generell beskrivelse og anvendelse

De fleste eksisterende kraftverk er utstyrt med varegrind for å hindre at turbinen skades av eventuell drivved. Avstanden mellom spilene på ristene er vanligvis såpass stor at fisk kan vandre mellom dem og inn i kraftverksinntaket. Ofte finnes ingen nedvandringsspassasje. Det er teknisk og kostnadmessig utfordrende å installere passasjer for nedvandring av fisk som oppfyller krav til mønsterpraksis i eksisterende kraftverk. Men også dersom mønsterpraksis ikke kreves eller utsettes i tid, kan nedvandringssmuligheter forbedres. Etterinstallasjon av fluktåpninger og omløp ved konvensjonelle inntak kan redusere mortalitet for nedvandrende fisk. Hovedtiltak er å skape fluktåpninger for fisk ved inntaket. Effekten kan økes ytterligere ved å redusere spaltevidde og vannhastighet i varegrinden.

Utforming

Konvensjonelle rister har vanligvis en vinkel mot vannets strømreretning som er større enn 45° og en spaltevidde mellom 50 og 100 mm eller større. Hovedfunksjonen er ofte å samle drivgods før det når inntaket. Dette gir en vannhastighet gjennom risten som er større enn den vannhastigheten som går på langs av risten. Det er da en risiko for at fisken kan trekkes mot og gjennom risten og skades. Ved å balansere vannføring mot hydraulisk tverrsnitt, riststørrelse og spaltevidde, kan man holde vannhastigheten foran risten lav. Dette minimerer risikoen for at fisken suges inn i risten, og det gjør at fisken lettere finner en fluktåpning. Vannhastigheten vinkelrett på risten bør ikke overstige 0,5 m/s for smolt av laks og ørret, og voksen ål (DWA 2005, Calles m.fl. 2013). Fluktåpningen må plasseres i nærheten av risten for at fisken skal kunne finne veien inn i den. Larinier & Travade (2002) og Dumont m.fl. (2005) anbefaler at konvensjonelle rister ikke bør ha mer enn 10 mm mellomrom mellom spilene. DWA (2005) anbefaler maks 12 mm for 12 cm lange laksesmolt. Men også ved større avstand vil fluktåpninger bidra å redusere mortalitet av fisk.

Om ristens mellomrom skulle være større enn dette, opptil ca. 20 mm, kan en stor del av fisken likevel ledes til fluktåpningen, siden risten har avskrekkende effekt opptil ca. 20 mm. Andel fisk som finner fluktåpningen kan økes dersom vannføringen gjennom den økes. Vanlige grovrister (> 50-100 mm) har mindre avskrekkende effekt på fisk, men større (og evt. flere) fluktåpninger kan delvis kompensere for dette.

Fluktåpningen for laksefisk bør ligge i vannoverflaten, og bør ha bredde >0.5 m og dybde >0.4 m. For ål har åpninger ved bunn og spalteformete åpninger fungert, men dette er avhengig av lokale strømforhold dog tverrsnitt. Ved bruk av rister som er skråstilte mot fluktåpningen kreves det mindre vannslipp i åpningen enn ved konvensjonelle rister, siden fisken ledes mot åpningen. Erfaringer fra norske vassdrag finnes i Kroglund m.fl. (2011), Kroglund m.fl. (2013) og Kroglund m.fl. (2014).

Hvor og når?

- Ved eksisterende barrierer med vanninntak som hindrer nedvandring av fisk, f. eks. elvekraftverk, inntaksdammer for drikkevanns- eller landbaserte oppdrettsanlegg.
- Der det kreves uforholdsmessig mye innsats å installere skrånne alpha- eller beta- rister, f. eks. ved eldre anlegg og begrenset avløpstverrsnitt.

Effekt

- Regnes ikke som mønsterpraksis men bidrar å redusere mortalitet derom mønsterpraksis ikke kreves eller utsettes
- Reduserer andel fisk som vandrer inn i kraftverksinntak.
- Bidrar å lede fisk til fluktåpninger og trygt nedover.
- Ved tilstrekkelig utforming kan overlevelse av nedvandrende fisk økes betydelig.
- Virker bare delvis, fortsatt kan en del fisk skades ved rist og trekkes i inntak.
- Falltapet er avhengig av ristdesign og vannføring.

Varighet og vedlikehold

Bypass, rist og tilbehør som ristrensker og evt. netting, er tekniske installasjoner som krever drift og regelmessig vedlikehold. Finrist må renses ofte for å opprettholde god gjennomstrømming og lave vannhastigheter ved risten. Det anbefales automatisk ristrensker.

4.3.4 Andre løsninger for å bedre forhold for nedvandring av fisk

Vannslipp

Vannslipp over demninger og luker, delvis kombinert med periodisk stans av kraftverk, har blitt brukt for å få nedvandrende fisk forbi kraftverk. Metoden egner seg for periodiske fiskevandring, for eksempel laksesmolt under vårfloppen og ål under høstflopper. Disse vandringene sammenfaller ofte med flommer der vannføringen overstiger slukeevnen til kraftverket. Ved elvekraftverk i Nord-Amerika er denne metoden hyppig brukt for å slippe ned smolt, både for atlantisk laks og arter av stillehavslaks. I Tyskland har det blitt brukt for å slippe ned ål (Adam 2000, Egg m.fl. 2017). Vannslipp forbi turbininntak anses som et langt tryggere alternativ enn turbinpassasje, men også ved bruk av slippluker kan det forekomme skader på fisk. Tapet er likevel lavt (2 % etter Coutant & Whitney 2000).

Det bør bemerkes at forholdet mellom vannslipp og fiskevandring ikke er lineært, dvs. at økt spill ikke nødvendigvis betyr en proporsjonal økning i vandring gjennom luken. Viktigere for dens effektivitet er plassering av luken i forhold til hovedstrøm og kraftinntak (Coutant & Whitney 2000, Fjeldstad m.fl. 2011). Løsningen kan være aktuell i spesielle tilfeller men anbefales ikke generelt som mønsterpraksis.

Delvis dykket ledevegg

Installasjoner som skal lede fisk til et omløp og som bare rekker delvis ned i vannsøylen betegnes som ledevegger. Ledevægger har blitt laget av betong, metall og plast og installeres flytende eller ved overflaten for å lede smolt. Samtidig kan ledevegger bidra til å stoppe drivved og is. De er mindre egnet for bunnvandrende fisk. Metoden fungerer bare for deler av den nedvandrende fisken, men den er forholdsvis prisgunstig og enkel å installere, også ved eksisterende kraftverk. Det finnes kommersielle leverandører som også tilbyr flytende ledevegger (f. eks. tuffboom.com). Det kan oppstå problemer med flomsikkerhet for ledevegger.

Løsningen kan bidra å øke effektivitet av andre tiltak til å fremme nedvandring, men anbefales ikke i seg selv som mønsterpraksis.

«Wire screen»

I Østerrike testes et system bestående av horisontalt spente ståltråder som virker som en rist når ståltråden er spent. Lav trådavstand gjør systemet egnet for å lede fisk ned til smoltstørrelse. Risten settes opp stående, altså som en beta rist. Ved enden trengs det et omløp som fører fisk trygt nedover. Ved siden av selve den fysiske barrieren forventes det at vibrasjoner i ståltrådene har en avskrekkende virkning på fisken. Systemet kan renses ved å redusere spennet på ståltrådene og lar vannstrømmen fjerne drivgods som løv, greiner, avfall o.l.

Løsningen er lovende, men er ikke tilstrekkelig testet og anbefales derfor ikke som mønsterpraksis.



Figur 27 Laks- og sjøørretsmolt på vei nedover elva. Smolten vandrer i hovedsak med halen først når stimen vandrer nedover i rennende vann (Foto: Tore Wiers).

Styring av fisk mot sikker nedvandingsvei vha. luft, lyd, lys og elektriske barrierer

Faktaboks

- Atferdsbaserte, ikke-fysiske barrierer som avskrekker fisk
- Bør kombineres med tiltak som lokker fisk til trygge omløp (reject & attract)
- Kan benyttes i kombinasjon med fysiske barrierer
- Kan øke effekten av andre tiltak
- Virker vanligvis bare på deler av vandrende fisk
- Selektiv, avhengig av art og størrelse
- Tilvenning og avtagende effekt har blitt dokumentert

Generell beskrivelse og anvendelse

Fisk lar seg avskrekke av en rekke tiltak, deriblant blinkende lys, støy, luftbobler og elektrisk strøm. Dette kan brukes for å styre fisk unna farlige nedvandingsveier, som f.eks. inntak til turbiner. Tiltaket fungerer i utgangspunktet bare hvis fisken har alternative vandingsveier, f. eks. fluktåpninger og trygge omløp. Ledeeffekten kan forbedres med lokketiltak som økt vannstrøm til omløp (reject & attract). Felles for avskrekkingstiltak er at de oftest bare virker for deler av vandrende fisk, at de virker mindre bra ved flom og er selektive mht. arter og størrelser. Fisk kan også over tid venne seg til avskrekkingstiltakene, slik at disse får lavere effektivitet.

Utforming

Utforming varierer mellom metodene og det henvises til litteraturen nedenfor. De viktigste avskrekkingsmetodene er:

- elektriske «sperrer»
- blinklys (stroboskop)
- boblegardiner
- akustisk avskrekking, f.eks. BAFF (bio-acoustic fish fence), som er en perforert slange plassert under overflaten som avgir lyd og komprimert luft, som skal virke avstøtende på fisk.

Hvor og når?

- Når man vil øke andelen fisk som vandrer forbi vandingshinder (inntak, turbiner o.l.)
- Bør benyttes i kombinasjon med lokketiltak, omløp og fysiske barrierer, ikke som eneste tiltak.

Effekt

- Kan øke effekten av andre tiltak
- Virker vanligvis bare på deler av den vandrende fisken
- Selektiv, avhengig av art og størrelse
- Tilvenning og avtagende effekt har blitt dokumentert

- I Mörrumsån oppnådde man en gjennomsnittlig avledningseffektivitet på 10 % med BAFF, og på det beste 50 % avledningseffektivitet for radiomerket laksesmolt og 20 % for ørret (Johlander & Tielman, 1999).
- Ved å installere stroboskop foran inntaket til en pumpestasjon i Nederland klarte man å betydelig redusere tilstedeværelse av ål i nærheten av inntaket, da ålen trolig opplevde slike lyspulser som avskrekkende. Stroboskop har også vært benyttet i USA for å sikre sikker nedvandring av amerikansk maisild (Calles m.fl., 2013) og i Norge for å øke andel nedvandrende smolt i Mandalselva (Økland m.fl. 2013).
- Ved forsøk med elektriske barrierer på stillehavslaks har man oppnådd høy avledningseffektivitet, men effektiviteten sank fort med økende vannstand (Pugh m.fl. 1970). Også i Norge er det gjort erfaringer med bruk av elektriske fiskesperrer, f.eks. i Telemarkskanalen og i Nidelva, se referanser.

Konklusjon: Løsningen kan bidra å øke effektivitet av andre tiltak til å fremme nedvandring, men anbefales ikke i seg selv som mønsterpraksis.

Fiskevennlige turbiner

Fiskevennlige turbiner optimeres i geometri og drift slik at man i størst mulig grad unngår skade på fisk. Forskjeller fra vanlige turbiner er lav rotasjonshastighet, stor diameter og lite mellomrom mellom turbinblader og turbinhuset (Ebel 2013). Pga. høyere investeringskostnader blir fiskevennlige turbiner relativt sjeldent bygget. Det finnes imidlertid eksempler på konvensjonelle turbiner med redusert avstand mellom turbinblader og hus («minimum gap runner») og forskjellige utforminger (Alden 2008, Meijnen og Grünig 2013, Fisher m.fl. 2000).

Vannkraftskruer er egnet for mindre vannføringer og fallhøyder, og er generelt fiskevennlige, men avhengig av type er det risiko for skader pga. mellomrom og skarpe kanter (Ebel 2013). En videreutvikling av vannkraftskruen som fungerer for ned- og oppvandring, er dobbeltskruen («Hydroconnect»). Denne bruker en del av energien til å pumpe vann og fisk oppstrøms i den indre skruen, som ikke har noen bevegelige deler. Overvåking av denne typen vannkraftskruer har delvis ikke vist skade på opp- og nedvandrende fisk i studien til Grigull (2015) men skader for fisk kan ikke utelukkes i vannkraftskruer (Ebel 2013). Ved



Figur 28 Dobbeltskruer (kilde: Hydroconnect)

Ham kraftstasjon i Albertkanalen (11 meter fall) ble 50-70 % av fisken skadet (Johan Coeck, pers.medd.), noe som ble tilskrevet både utforming og trykkhøyde. Ved vurdering av slike turbiner bør også tilleggseffekter avveies, for eksempel effekter på lokkestrøm og lokkevirkning, selektivitet for visse arter og størrelser samt potensial for predasjon ved inntak og utløp.

Løsningen kan bidra til å fremme nedvandring i spesielle tilfeller, men det kreves ytterligere testing og en vurdering av total passasjeeffektivitet før den kan anbefales som mønsterpraksis.

5 Overvåking av vandringsanlegg

I alle oppvandringsanlegg må det vurderes om de bør forsynes med utstyr for telling eller annen overvåking for å dokumentere effekt. Dette gir for det første data som kan fortelle noe om anleggets effektivitet og en langsiktig funksjonskontroll. For det andre gir oppvandringsanlegg essensiell informasjon for forvaltning av fiskeressursene. Overvåking av nedvandring er komplisert dersom fisken vandrer i store vannmasser, for eksempel gjennom flomluker og turbiner. Ved oppstart av nye vandringsanlegg bør det likevel utformes et overvåkingssystem for målartene på stedet. Dette er avgjørende for å tilpasse fysiske detaljer, samt at dette kan dokumentere et minimalisert vanntap for kraftproduksjon. En rekke publikasjoner har sammenfattet viktige kriterier for overvåking av fiskevandring (Travade & Larinier 2002, Dumont m.fl. 2005, DWA 2014 og Silva m.fl. 2017).

6 Litteratur

- Acou, A., Laffaille, P., Legault, A. & Feunteun, E. 2008, Migration pattern of silver eel (*Anguilla anguilla*, L.) in an obstructed river system. *Ecology of Freshwater Fish*, 17:432–442. doi: 10.1111/j.1600–0633.2008.00295.x
- Adam, B. 2000. MIGROMAT: Ein Frühwarnsystem zur Erkennung der Aalabwanderung. [MIGROMAT®: An early warning system to detect eel migration]. *Wasser und Boden*, 52 (4):16-19
- AG-FAH. 2011. Grundlagen für einen österreichischen Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen (FAHs). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. 87 s.
- Alden. 2008. <https://www.aldenlab.com/Fish-Passage>
- Allen, G., Amaral, S., & Black, J. 2012. Fish Protection Technologies: The US Experience. Chapter 17. In: S. Rajagopal m.fl. Eds. *Operational and Environmental Consequences of Large Industrial Cooling Water Intakes*. Springer-Science Publications.
- Anonymus 2014: Evaluering av sesongen 2014 – Elektrisk fiskesperre på Kjeldal, Telemarkskanalen. https://www.fylkesmannen.no/Documents/Dokument%20FMTE/Milj%C3%B8%20og%20klima/Fisk%20og%20kalking/Fiskesperre%20p%C3%A5%20Kjeldal/evaluering_fiskesperre_2014.pdf
- Armstrong, G., Aprahamian, M., Fewings, G., Gough, P., Reader, N., & Varallo, P. 2010. Environment agency fish pass manual. Environment Agency, Bristol
- Arnekleiv, J. & Kraabøl, M. 1996. Migratory behaviour of adult fast-growing brown trout (*Salmo trutta* L.) in relation to water flow in a regulated Norwegian river. *Regulated rivers: Research & Management* 12: 39–49
- Arnekleiv, J. V., Kraabøl, M. & Museth, J. 2007. Efforts to aid downstream migrating brown trout (*Salmo trutta* L.) kelts and smolts passing a hydroelectric dam and a spillway. *Hydrobiologia* 582: 5-15
- BMLFUW. 2012. Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien: 102 s.
- Böttcher, H., Unfer, G., Zeiringer, B., Schmutz, S., & Aufleger, M. 2015. "Fischschutz und Fischabstieg – Kenntnisstand und aktuelle Forschungsprojekte in Österreich." *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 67 (7–8): 299–306. doi:10.1007/s00506-015-0248-5.
- Buell, J.W. 2000. Biological Performance Tests of East Fork Irrigation District's Sand Trap and Fish Screen Facility: Phase I 1999, Buell and Associates, Inc., Portland Oregon, 24 s.
- Bureau of reclamation. 2006: Fish Protection at Water Diversions. A Guide for Planning and Designing Fish Exclusion Facilities. Water Resources Technical Publication. U.S. Department of the Interior. Bureau of Reclamation. Denver, Colorado. 480 s.
- Cada, G. F. 2001 The development of advanced hydroelectric turbines to improve fish passage survival. *Fisheries* 26(9):14-23. DOI, <http://dx.doi.org/>
- Cada, G. F. 1997. Shaken, not stirred: The recipe for a fish-friendly turbine. p. 374–382 IN *Waterpower '97*. Proceedings of an International Conference & Exposition on Hydropower. American Society of Civil Engineers, New York, New York. 2267 s.
- Cada, G. F., Loar, J. M., Garrison, L., Fisher, R. K., & Neitzel, D. 2006. Efforts to reduce mortality to hydroelectric turbine-passed fish: locating and quantifying damaging shear stresses. *Environmental Management* 37(6): 898–906
- Calles O, Degermann, E., Wickstrøm E, Christiansson J, Wickstrøm H., & Næslund I. 2013: Anordningar för upp- och nedströmspassage av fisk vid vattenanläggningar. Havs- og Vattenmyndigheter. Rapportnummer2013:14 <https://www.havochvatten.se/download/18.5f66a4e81416b5e51f73113/1383209282924/rapport-hav-2013-14-anordningar-passage-fisk.pdf>
- Calles, O & Greenberg, L. 2009. Connectivity is a two-way street: the need for a holistic approach to fish passage problems in regulated rivers. *River Research and Applications* 25: 1268-1286.
- Calles, O., Karlsson, S., Hebrand, M. & Comoglio, C. 2012. Evaluating technical improvements for downstream migrating diadromous fish at a hydroelectric plant. *Ecological Engineering* 48:30–37.
- Calles, O., Christiansson, J., Andersson, J.-O., Karlsson, S., Wickstrøm, H. & Östergren, J. 2014. Tekniska lösningars tillämpbarhet för förbättrad nedströmspassage för ål. Elforsk rapport, 35 s.

- Calles, O., Christiansson, J., Kläppe, S., Alenäs, I., Karlsson, S., Nyqvist, D. & Hebrand, M. 2015: Slutrapport Hertingprosjektet – Förstudie och uppföljning av åtgärder för förbättrad fiskpassage 2007-2015. Teknisk rapport. Naturresurs rinnande vatten, Biologi, Karlstads universitet
- Chatellier, L., Wang, R.-W., David, L., Courret, D. & Larinier, M. 2011. Experimental characterization of the flow across fish-friendly angled trashrack models. 34th IAHR World Congress Brisbane, 26 Juneto 1 July 2011
- Clay, C. H. 1995. Design of Fishways and other Fish Facilities. Lewia Publishers, Boca Raton, FL. 248 s.
- Coutant C. C. & Whitney R. R. 2000. Fish behavior in relation to passage through hydropower turbines: a review. *Transactions of the American Fisheries Society* **129**: 351–380
- Croze, O., Bau, F. & Delmouly, L. 2008. Efficiency of a fish lift for returning Atlantic salmon at a large-scale hydroelectric complex in France. *Fisheries Management and Ecology* **15**: 467–476
- Deng, Z., T. J. Carlson, D. D. Dauble & Ploskey, G. R. 2011. Fish Passage Assessment of an Advanced Hydropower Turbine and Conventional Turbine Using Blade-strike Modeling. *Energies* **4**(1):57–67. doi:10.3390/en4010057
- Direktoratet for naturforvaltning. 2002, Fisketrapper i Norge, Notat 2002-3
- Direktoratet for naturforvaltning. 2002. Slipp fisken fram! Fiskens vandringmulighet gjennom kulverter og stikkrenner. Håndbok 22-2002. <http://www.miljodirektoratet.no/old/dirnat/attachment/385/DN-h%C3%A5ndbok%2022-2002.jpg.pdf>
- DWA, 2005. Fish Protection Technologies and Downstream Fishways. Dimensioning, Design, Effectiveness Inspection. Hennef: German Association for Water, Wastewater and Waste (DWA).
- DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. 2014. Merkblatt M-509: Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke – Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung. Hennef, 334 s.
- Dumont, U., Danderer, P. & Schwevers, U. 2005. Handbuch Querbauwerke. MUNLV Nordrhein-Westfalen, ISBN 3-9810063-2-1. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, ed. 2014. Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke: Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung. Mai 2014. DWA-Regelwerk, M 509. Hennef: DWA. ISBN 978-3-942964-91-3
- Ebel, G. (2013): Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen – Handbuch Rechen- und Bypasssysteme. BGF, Mitteilungen aus dem Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie Dr. Ebel (Band 4); Halle (Saale).
- Egg, L., Mueller, M., Pander, J., Knott, J. & Geist, J. 2017. Improving European Silver Eel (*Anguilla anguilla*) downstream migration by undershot sluice gate management at a small-scale hydropower plant, In *Ecological Engineering* **106**, Part A:349-357
- Elliot, J. M. 1994. Quantitative Ecology and the Brown Trout. Oxford University Press. Oxford, New York, Tokyo. 298 s.
- Environment Agency, UK. 2017. Elver and Eel Passes. A Guide to the Design and Implementation of Passage Solutions at Weirs, Tidal Gates and Sluices. Oppdatert versjon 10/2017. https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/297338/geho0411btqc-e-e.pdf
- Environment Agency, UK. 2011. Screening at Intakes and Outfalls: Measures to Protect Eels. (2011) https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/297342/geho0411btqd-e-e.pdf
- EPRI-DOE. 2011. Conference on Environmentally-Enhanced Hydropower Turbines: Technical Papers. EPRI, Palo Alto, CA, and U.S. Department of Energy, Washington, D.C.: 1024609
- Faber, D. M.; Kim, J.; Ploskey, G. R.; Townsend, R. L.; Weiland, M. A.; Fu, T.; Deng, D.; Skalski, J. R.; Hughes, J. S.; Fischer, E. S. & McComas, R. L. 2010. Evaluation of a Behavioral Guidance Structure at Bonneville Dam Second Powerhouse including Passage Survival of Juvenile Salmon and Steelhead using Acoustic Telemetry, 2008. Richland, Washington, U.S. Army Corps of Engineers, Portland District. Faculty of Engineering Science and Technology. Department of Hydraulic and Environmental Engineering
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Systematics* **34**:487–515.
- FAO 2002. Fish Passes – Design, dimensions and monitoring. Rome, FAO.
- Fergus T., Hoseth, K. A., Sæterbø, E. (red.). 2010 Vassdragshåndboka, Tapir forlag, Trondheim. ISBN 9788251924252. 428 s.
- Ferguson, J. W. & Williams, J. 2002. Recommendations for improving fish passage at the Stornorrfor Power Station on the Umeälven, Umea, Sweden. Northwest Fisheries Science Center, Seattle, W.A.

- Ferguson, J. W., Matthews, G. M., McComas, R. L., Absolon, R. F., Brege, D. A., Gessel, M. H. & Gilbreath, L. G. 2005. Passage of adult and juvenile salmonids through federal Columbia River power system dams. NOAA Technical Memorandum NMFS-NWFSC **64**: i-xx, 1–160.
- Fisher, R., D. Mathur, P. G. Heisey, R. Wittinger, R. Peters, B. Rinehart, S. Brown & Skalski, J. R. 2000. Initial test results of the new Kaplan Minimum Gap Runner design on improving. Turbine Fish Passage Survival for the Bonneville First Powerhouse. Rehabilitation Project, Voith Hydro, 12 s.
- Fiskesperre i Nidelva: <https://www.ae.no/aktuelt/nyheter/redder-laksen-i-nidelva/>
- Fjeldstad, H.-P. 2012. Atlantic Salmon Migration Past Barriers. Thesis for the degree of Philosophiae Doctor. Trondheim, 128-2012. Norwegian University of Science and Technology
- Fjeldstad, H. P., Uglem, I., Diserud, O. H., Fiske, P., Forseth, T., Kvingedal, E., Hvidsten, N. A., Økland, F. & Järnegren, J. A., 2011. A concept for improving smolt migration past hydropower intakes. *Journal of Fish Biology* **81**:642–663
- Fjeldstad, H.-P. Alfredsen, K., & Forseth, T. 2013. Atlantic salmon fishways: The Norwegian Experience. *VANN* **2-2013**
- Forum Fischeschutz. 2014. Empfehlungen und Ergebnisse des Forums „Fischeschutz und Fischabstieg“–Synthesepapier-. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. Abrufbar unter: <http://forum-fischeschutz.de>
- Gough, P., P. Philipsen, P.P. Schollema & Wannigen, H. 2012. From sea to source; International guidance for the restoration of fish migration highways. Regional Water Authority Hunze en Aa's. the Netherlands. www.fromseatosource.com
- Gowans, A. R. D. & Armstrong, J. D. & Priede, I. G. 1999. Movements of adult Atlantic salmon in relation to a hydroelectric dam and fish ladder. *Journal of Fish Biology* **54**(4):713–726
- Greenberg, L., Calles, O., Anderson, J. & Engqvist, T. 2012. Effect of trash diverters and overhead cover on downstream migrating brown trout smolts. *Ecological Engineering* **48**: 25-29
- Grigull, M. 2015. Fish-ecological monitoring at the hydrodynamic screw “HYDROCONNECT” with “Albrecht fishLift inside” at the Jesnitz River in Lower Austria. Masterarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien
- Gum, B., Gross, R. & Geist, J. 2009. Conservation genetics and management implications for European grayling, *Thymallus thymallus*: synthesis of phylogeography and population genetics. *Fisheries Management and Ecology* **16**: 37–51
- Haltunen, E. 2011. Staying alive - the survival and importance of Atlantic salmon post-spawners. PhD thesis. Univesitetet i Tromsø. 153 s.
- Hart, D. D., & Poff, N. L. 2002. Introduction to Special Issue. *BioScience* **52**(8): 653-655
- Harza, R.M.C., 1992. Response of Atlantic Salmon Smolts to Louvers in the Holyoke Canal, Spring 1992. Holyoke canal – Downstream fish passage studies.
- Hauer, C., Unfer, G., Tritthart, M. & Habersack, H. 2011: Effects of stream channel morphology, transport processes and effective discharge on salmonid spawning habitats. *Earth Surface Processes and Landforms* **36**, Issue 5
- Haugland Ø. og Vågnes Hjelle I. M. 2015. Frie fiskeveger. Utbedring av vandringshinder for fisk. Statens Veivesen Rapport nr. 459 https://www.vegvesen.no/_attachment/1117935/binary/1078427?fast_title=Frie+fiskeveger++Utbedring+av+vandringshinder+for+fisk.pdf
- Heggenes, J., Qvenild, T., Stamford, M. D. & Taylor, E. B. 2006. Genetic structure in relation to movements in wild European grayling (*Thymallus thymallus*) in three Norwegian rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **63**: 1309–1319
- Hogan, T.W., Cada, G.F. & Amaral, S.V. 2014. The Status of Environmentally Enhanced Hydropower Turbines. *Fisheries* **39**(4): 164-172
- Huitfeldt-Kaas, H. 1904. Aalefiskeri i ferskvand. Norsk Jæger- og Fisker-ForeningsTidsskrift 1904: 81-102
- Hvidsten, N. A., Jensen, A. J., Vivås, H., Bakke, Ø. & Heggberget, T. G. 1995. Downstream migration of Atlantic salmon smolts in relation to water flow, water temperature, moon phase and social interaction. *Nordic Journal of Freshwater Research* **70**: 38–48
- ICPDR, 2013. Measures for ensuring fish migration at transversal structures. International commission for the protection of the Danube river, 50 s.

- Jansen, H. M., Winter, H. V., Bruijs, M. C. M. & Polman, H. J. G. 2007. Just go with the flow? Route selection and mortality during downstream migration of silver eels in relation to river discharge 2007. *ICES. Journal of Marine Science* **64**: 1437–1443
- Jepsen, N., Aarestrup, K., Økland, F. & Rasmussen, G. 1998. Survival of radiotagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) – and trout (*Salmo trutta* L.) smolts passing a reservoir during seaward migration. *Hydrobiologia* **371/372**: 347-353
- Jenssen, L., Fergus T. & Tesaker, E. 2009: Veileder for dimensjonering og erosjonssikring av stein. NVE veileder 4/2009. NVE Oslo http://publikasjoner.nve.no/veileder/2009/veileder2009_04.pdf
- Jenssen, L., Tesaker, E., Lund, S., & Huber, D. 2006. Inntakshåndboken - Rettledning og utforming av inntak til små kraftverk i Norge. NVE's hustrykkeri. ISSN: 1501-0678
- Johlander, A. & Tielman, J. 1999. River Mörrumsån spring 1999: A study on downstream migrating salmonids at Hemslö upper and lower hydroelectric facilities. (Swedish) Fiskeriverket och Sydkraft Vattenkraft AB. 21 s.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 2011: Ecology of Atlantic salmon and brown trout. Springer 2011 (ISBN 978-94-007-1188-4) NINA
- Junge, C., Museth, J., Kraabøl, M., Hindar, K. & Vøllestad, A. 2014. Assessing the consequences of habitat fragmentation for two migratory salmonid fishes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **24**: 297-311
- Jungwirth, M., Haidvogel, G., Moog, O., Muhar, S. & Schmutz, S. 2003. Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Facultas Wien. ISBN 978-3825221133
- Katopodis C. & Williams J. G. 2012. The development of fish passage research in a historical context. *Ecological Engineering* **48**: 8-18
- Knudsen, F. R., Enger, P. S., & Sand, O. 1994. Avoidance responses to low frequency sound in downstream migrating Atlantic salmon smolt, *Salmo salar*. *Journal of fish biology* **45**: 227-233
- Koed, A., Rasmussen, G., Holdensgård, G. & C. Pedersen, 1996. Tangetrappen 1994–95. DFU-Rapport
- Koed, A., Jepsen, N., Aarestrup, K. & Nielsen, C. 2002 Initial mortality of radio-tagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts following release downstream of a hydropower station. *Hydrobiologia* **483**: 31-37
- Kolbinger, A. 2000. Fischbiologische Kartierung der Durchgängigkeit niederbayerischer Fließgewässer. *Schriftenreihe des Landesfischereiverbandes Bayern* **6**: 156 s.
- Kraabøl, M. & Museth, J. 2007: Fisketrapper i Glomma og Søndre Rena. NINA rapport 306.
- Kraabøl, M. 2012. Reproductive and migratory challenges inflicted on migrant brown trout (*Salmo trutta* L.) in a heavily modified river. PhD thesis. Trondheim: NTNU, Institutt for biologi, 28 pp.
- Kraabøl, M., Arnekleiv, J. V. & Museth, J. 2008. Efforts to aid downstream migrating brown trout (*Salmo trutta* L.) kelts and smolts passing a hydroelectric dam and a spillway. *Fisheries Management and Ecology* **15**: 417–423.
- Kriewitz, C. R. 2015. Leitrechen an Fischabstiegsanlagen:Hydraulik und Fischbiologische Effizienz. VAW-Mitteilungen 230, Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie(VAW), (R. M. Boes, ed.), ETH Zurich, Schweiz.
- Kriström, B., Calles, O., Greenberg, L.A., Leonardsson, K., Paulrud, A. & B. Ranneby, 2010. Cost-Benefit Analysis of River Regulation: The case of Emån and Ljusnan Scientific summary report (In Swedish with extended English summary). Elforskrapport. 89 s.
- Kroglund, F., Haugen, T., Güttrup, J., Hawley, K., Johansen, J., Rosten, C., Kristensen, T. & Tormodsgard, L. 2011. Effekter av å passere en kraftverksturbin på smoltoverlevelse og atferd. Betydningen av tiltak. NIVA-rapport, 6139
- Kroglund, F., Haraldstad, T., & Güttrup, J. 2013. Bruk av isløpet som utvandningsrute for laks ved Rygene kraftverk, Nidelva. *NIVA rapport*, 6592, 64 s.
- Kroglund, F., Haraldstad, T., Güttrup, J. & Hegeland, P.V. 2014. Evaluering av tiltak for nedvandrende blankål ved elvekraftverk. Resultater fra forsøk ved Fosstveit kraftverk, 2010- 2013. NIVA-rapport 6722-2014
- Laine, A., Kamula, R & Hooli, P. 1998. Fish and lamprey passage in a combined Denil and vertical slot fishway. *Fisheries Management and Ecology* **5**(1):33–44
- Larinier, M. & Travade, F., 2002. Downstream migration: problems and facilities. *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture* **364**: 181-207

- Larinier, M., Travade, F. & Porcher, J. P. 2002. Fishways: Biological basis, design criteria and monitoring. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture* **364**: 1–208.
- Liao, J. C. 2007. A review of fish swimming mechanics and behaviour in altered flows. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* **362**: 1973–1993.
- Lindmark, E. & Gustavsson, L. H. 2008. Field study of an attraction channel as entrance to fishways. *River Research and Applications* **24**: 564–570
- Linlökken, A. 1993. Efficiency of fishways and impact of dams on the migration of grayling and brown trout in the Glomma River system, southeastern Norway. *Regulated Rivers: Research & Management* **8**:145–153
- Løkensgard, T. 1984. Laksetrapp. - I: Jensen, K.W. (red.). Sportsfiskerens leksikon. Kunnskapsforlaget, Oslo, s. 422-432
- Lucas M.C. & Baras E. 2001 Migration of Freshwater Fishes. Oxford: Blackwell Science, 420 s.
- Mallen-Cooper, M. & Brand, D.A. 2007. Non-salmonids in a salmonid fishway: what do 50 years of data tell us about past and future fish passage? *Fisheries Management and Ecology* **14**: 319-332
- Meijnen, R., Grünig, T. (2013): Die fischfreundliche Turbine – ein innovativer Lösungsansatz. WasserWirtschaft Ausgabe 10/2013.
- Montèn, E. 1985. Fish och turbiner. Om fiskars möjligheter att oskadda passere genom kraftverksturbiner. Vattenfall, Stochholm. 116 s.
- Museth, J. 2016. Restoring and monitoring fish migrations in large inland rivers in Norway. Nasjonal konferanse om fiskepassasjer; 2016-11-10. NINA
- Museth, J., Johnsen, S.I., Kjærstad, G., Teigen, J., Kraabøl, M. & Arnekleiv, J.V. 2013. Etablering av Kåja kraftverk i Gudbrandsdalslågen. Utredning av konsekvenser for harr, ørret og bunndyr. NINA Rapport 899. 65 s.
- Museth, J., Johnsen, S.I., Sandlund, O.T., Arnekleiv, J.V., Kjærstad, G. & Kraabøl, M. 2012. Tolga kraftverk. Utredning av konsekvenser for fisk og bunndyr. - NINA Rapport 828: 80 s. + vedlegg. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Lillehammer
- Näslund, I., Nordwall, F., Eriksson, T., Hannersjø, D. & Eriksson, L.-O. 2005. Long-term responses of a stream-dwelling grayling population to restrictive fishing regulations. *Fisheries Research* **72**: 323-332
- Nilsson, C., Reidy, C. A., Dynesius, M., & Revenga, C. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* **308**: 405-408
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration. 2012. Diadromous fish passage: A primer on technology, planning, and design for the Atlantic and Gulf Coasts. 162 s.
- Noatch, M. R., & Suski, C. D. 2012. Non-physical barriers to deter fish movements. *Environmental Reviews* **20(1)**, 71-82. DOI: 10.1139/a2012-001.
- Noonan, M. J., Grant, J. W. A. & Jackson, C. D. 2011. A quantitative assessment of fish passage efficiency. *Fish and Fisheries* **13 (4)**: 450-464. DOI: 10.1111/j.1467-2979.2011.00445.x.
- Nyqvist, D., P.A. Nilsson, I. Alenäs, J. Elghagen, M. Hebrand, S. Karlsson, S. Kläppe, O. Calles. 2017: Upstream and downstream passage of migrating adult Atlantic salmon: Remedial measures improve passage performance at a hydropower dam, In *Ecological Engineering*, Volume 102, 2017, Pages 331-343, ISSN 0925-8574, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.02.055>. (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857417301222>)
- Otero, J., L'Abée-Lund, J.H., Castro-Santos, T., Leonardsson, K., Storvik, G.O., Jonsson, B., Dempson, B., Russell, I.C., Jensen, A.J., Baglinière, J.-L., Dionne, M., Armstrong, J.D., Romakkaniemi, A., Letcher, B.H., Kocik, J.F., Erkinaro, J., Poole, R., Rogan, G., Lundqvist, H., MacLean, J.C., Jokikokko, E., Arnekleiv, J.V., Kennedy, R.J., Niemelä, E., Caballero, P., Music, P.A., Antonsson, T., Gudjonsson, S., Veselov, A.E., Lamberg, A., Groom, S., Taylor, B.H., Taberner, M., Dillane, M., Arnason, F., Horton, G., Hvidsten, N.A., Jonsson, I.R., Jonsson, N., McKelvey, S., Næsje, T.F., Skaala, Ø., Smith, G.W., Sægvog, H., Stenseth, N.C. & Vøllestad, L.A. 2014. Basin-scale phenology and effects of climate variability on global timing of initial seaward migration of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Global Change Biology* **20**: 61-75
- Pavlov, D.S. 1989. Structures assisting the migration of non-salmonid fish. FAO Tech, Paper 308, 97 s.
- Pedersen M. I., Jepsen, N., Aarestrup, K., Koed A., Pedersen, S. & Økland, F., 2012. Loss of European silver eel passing a hydropower station. *Journal of Applied Ichthyology* **28**: 189–193

- Peven, C. M. & Mosey, T. R. 1999. Development of surface bypass and collection at Rocky Reach Dam, Columbia River. *Innovations in Fish Passage Technology*. Bethesda, MD, *American Fisheries Society*: 69-92
- Porcher, J. P., 2002. Fishways for eels. *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture* **364**:147–155
- Poulet, N. 2007. Impact of weirs on fish communities in a Piedmont stream. *River Research and Applications* **23**: 1038–1047
- Pugh J.G., Monan, E. & Smith J.R. 1970: Effect of water velocity on the fish-guiding efficiency of an 'electrical guiding system'. *Fishery Bulletin of the U.S. Fish and Wildlife Service* V.68. www.st.nmfs.noaa.gov/spo/FishBull/68-2/pugh.pdf
- 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 Muenchen. Muenchen <http://mediatum2.ub.tum.de/node?id=680304>
- Pulg, U., Barlaup, B. T., Velle, G., Gabrielsen, S.-E., Stranzl, S., Olsen, E.E., Lehmann, G. B., Wiers, T., Skår, B., Normann, E. & Fjeldstad H.-P. 2017. Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø: God praksis ved miljøforbedrende tiltak I elver og bekker. Uni Miljø Research. Rapport nr. 296
- Quigley, J. T. & Harper, D. J. 2006. Effectiveness of fish habitat compensations in Canada in achieving no net loss. *Environmental management* **7**: 351-366
- Raynal, S. Chatellier, L., Courret, D., Larinier, M. & David, L. 2014. Streamwise bars in fish-friendly angled trashracks. *Journal of hydraulic research* **52** (3) 426-431
- Rikardsen, A. & Dempson, J. B. 2011. Dietary Life-support: The Food and Feeding of Atlantic Salmon at Sea. Chapter 5 in Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skurdal, J. (Editors). *Atlantic Salmon Ecology*. Oxford: Blackwell Publishing Ltd. 467 s. ISBN 978-1-4051-9769-4.
- Romundstad, A. T. 1991. Biologiske og fiskeøkonomiske forutsetninger for fisketrapper. Norske erfaringer. Side 65-83 in F. E. Krogh, and L. M. Sattem, editors. *Villaksseminaret Kompendium, Lærdal 31. mai-1.juni 1991 [In Norwegian]*. ISBN 82-91031-05-3.
- Roscoe, D. W. & Hinch, S. G. 2010. Effectiveness monitoring of fish passage facilities: historical trends, geographic patterns and future directions. *Fish and Fisheries* **11**: 12-33.
- Rosten, C., Gozlan, R., E. & Lucas, M. C. 2013. Diel and seasonal movements of the critically endangered European eel. *Vann*, **1**, 89-95
- Scruton, D.A., Pennell, C.J., Bourgeois, C.E., Goosney, R.F., King, L., Booth, R.K., Eddy, W., Porter, T.R., Ollerhead, L.M.N. & Clarke, K.D. 2008. Hydroelectricity and fish: a synopsis of comprehensive studies of upstream and downstream passage of anadromous wild Atlantic salmon, *Salmo salar*, on the Exploits River, Canada. *Hydrobiologia* **609**, 225–239.
- Skoglund, H., Wiers, T., Normann, E., Barlaup, B. T., Lehmann, Bekke, G. Landro, Y., Pulg, U., Velle, G., Gabrielsen, S. E. & Stranzl, S. F. 2017. Gyttefisketelling og uttak av rømt oppdrettslaks i elver på Vestlandet høsten 2016.. Uni Research Miljø. LFI Uni Miljø (292). 33 s.
- Seifert, K. 2016: *Fischaufstiegsanlagen in Bayern. Hinweise und Empfehlungen zur Planung Bau und betrieb*. 2. Edition. Landesfischereiverband Bayern e.V. und Bayerisches Landesamt fuer Umwelt. Muenchen. Germany. <http://lfvbayern.de/download/fischaufstiegsanlagen-in-bayern>
- Sømme, I.D. 1941: *Ørrethåndboka. Ørretfiske, ferskvannsfiske, fiskekultur*. Jakob Dybwalds forlag: Oslo
- Sørensen, J. (ed) 2013. *Vannkraftkonsesjoner som kan revideres innen 2022. Nasjonal gjennomgang og forslag til prioriteringer*. NVE rapport 49/2013
- Silva AT, Lucas MC, Castro-Santos T, m.fl. The future of fish passage science, engineering, and practice. *Fish Fisheries* 2017; 00:1–23. <https://doi.org/10.1111/faf.12258>
- Szabo-Meszaros, M., Navaratnam, C. U., Aberle, J., Silva, A. T., Forseth, T., Calles, O., Fjeldstad, H.-P. og Alfredsen, K. 2018. Experimental hydraulics on fish-friendly trash-racks: an ecological approach. *Ecological Engineering* **113**, pp 1-20
- Thorstad E.B. (eds.). 2010. *Miljøbasert Vannføring 1-2010*: 136 s. Norges vassdrags- og energidirektorat
- Thorstad, E. B., F. Økland, Aarestrup, K. & Heggberget, T. G. 2008. Factors affecting the within-river spawning migration of Atlantic salmon, with emphasis on human impacts. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **18**(4):345–371.

- Thorstad, E. B., Johnsen, B. O., Forseth, T., Alfredsen, K., Berg, O.K., Bremset, G., Fjeldstad, H.-P., Grande, R., Lund, E., Myhre, K. O. & Ugedal, O. 2001. Fiskesperrer som supplement eller alternativ til kjemisk behandling i vassdrag infisert med *Gyrodactylus salaris*. DN-utredning 2001-9, 66 s.
- Thorstad, E. B., Larsen, B. M., Finstad, B., Hesthagen, T., Hvidsten, N. A., Johnsen, B. O., Næsje, T. F. & Sandlund, O. T. 2011. Kunnskapsoppsummering om ål og forslag til overvåkingsystem i norske vassdrag. - NINA Rapport 661. 69 s.
- Thorstad, E. B., Økland, F., Kroglund, F. & Jepsen, N. 2003. Upstream migration of Atlantic salmon at a power station on the River Nidelva, Southern Norway. *Fisheries Management and Ecology* **10**:139–146
- Travade, F. & Larinier, M. (2002). Chapter 12 MONITORING TECHNIQUES FOR FISHWAYS. *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture* **364**: 166-180.
- Tsikata, J. M., Tachie, M. F. & Katopodis, C. 2014. Open channel turbulent flow through bar racks. *Journal of Hydraulic Research* **52** (5): 630-643
- Turnpenny, A. W. H., Struthers, G. & Hanson, K. P. 1998. A UK guide to intake fish screening regulations, policy and best practice. Fawley Aquatic Research Laboratories LTD & Hydroplan
- van Leeuwen, C. H. A., Museth, J.; Sandlund, O. T. Qvenild, T. & Vøllestad, L. A. 2016. Mismatch between fishway operation and timing of fish movements: A risk for cascading effects in partial migration systems. *Ecology and Evolution* **6**(8): 2414-2425
- van Leeuwen, C. H. A., Dokk, T., Haugen, T., Kiffney, P. and Museth, J. 2017. Small larvae in large rivers: observations on downstream movement of European grayling *Thymallus thymallus* during early life stages. *Journal of Fish Biology* **90**(6): 2412-2424.
- van Leeuwen, C. H. A., Dalen, K., Museth, J., Junge C., & Vøllestad, A. 2017b. Habitat fragmentation has interactive effects on the population genetic diversity and individual behaviour of a freshwater salmonid fish. *River Research and Applications* **34**: 60-68
- Venter, O., Brodeur, N. N., Nemiroff, L., Belland, B., Dolinsek I. J. & Grant, J. W. A. 2006. Threats to Endangered Species in Canada. *Bioscience* **56**: 903-910
- WGEEL, I. 2017. Report of the Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eels (WGEEL. ICES WGEEL REPORT)
- Wickström, H. 2002. Monitoring of eel recruitment in Sweden. Volume 2A: Country reports, Northern part: 69–86. In: Monitoring of glass eel recruitment. Dekker, W. (Ed). Netherlands Institute of Fisheries Research, Ijmuiden, The Netherlands, Report C007/02-WD, 256 s.
- Williams, J. G., Armstrong, G., Katopodis, C., Larinier, M. & Travade, F. 2011. Thinking like a fish: A key ingredient for development of effective fish passage facilities at river obstructions. *River Research and Applications* **28**:407-417
- Williams, J.G., 1998. Fish passage in the Columbia River, USA and its tributaries: problems and solutions. p. 180–191. In: Fish Migration and Fish Bypasses. (Eds: Jungwirth, Schmutz & Weiss). Fishing News Book, University Press, Cambridge
- Økland, F., Kvingedal, E., Lamberg, A., Kroglund, F., Forseth, T., Diserud, O. & Uglem, I. 2013. Smoltutvandring forbi Laudal Kraftverk i Mandalselva i 2013. - NINA Rapport 1067. 38 s.
- Økland, F., Teichert, M. A. K., Thorstad, E. B., Havn, T. B., Heermann, L., Sæther, S. A., Diserud, O.H., Tambets, M., Hedger, R. D. & Borcharding, J. 2016. Downstream migration of Atlantic salmon smolt at three German hydropower stations. NINA Report 1203. 47 s.
- Økland, F., Teichert, M. A. K., Havn, T. B., Thorstad, E. B., Heermann, L., Sæther, S. A., Tambets, M. & Borcharding, J. 2017. Downstream migration of European eel at three German hydropower stations. NINA Report 1355: 53 s.
- Östergren, J. & Rivinoja, P. 2008. Overwintering and downstream migration of sea trout (*Salmo trutta* L.) kelts under regulated flows—northern Sweden. *River Research. & Application* **24**: 551–563



Teknologi for et bedre samfunn

www.sintef.no