

Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø:

God praksis ved miljøforbedrende tiltak i elver og bekker



Norwegian Research Centre
Laboratorium for ferskvannssøkologi og innlandsfiske (LFI)

TILTAKSHÅNDBOK FOR BEDRE FYSISK VANNMILJØ

God praksis ved miljøforbedrende
tiltak i elver og bekker

LFI-RAPPORT NR. 470 M-2616|2023



Norwegian Research Centre

**Laboratorium for ferskvannsekologi
og innlandsfiske (LFI)**

Sammendrag:

Fysiske inngrep i elver og bekker, samt endringer i vannføring (hydromorfologiske endringer), har ført til redusert økologisk tilstand i mange elver. Hydromorfologiske endringer regnes for å være blant de mest utbredte inngrepene i vassdrag i Norge og Europa. Mens metoder for forbedring av vannkvalitet har blitt tatt i bruk i økende grad i de siste årtiene (f.eks. renseanlegg, kalking) gjenstår mange hydromorfologiske utfordringer. Fisk er særlig følsomme siden viktige deler av fiskenes livssyklus er avhengig av vassdragets form, bunnforhold og vannføring, f.eks. fiskevandring, gyting og oppvekst av ungfisk. Fysiske inngrep og reguleringer som vandringsbarrierer, kanalisering, oppdemming, bekkelukking og endring av vannføring kan føre til at fiskearter forsvinner helt fra et vassdrag eller at artssammensetning, bestandsstørrelse og fiskeproduksjon endres. Dersom god miljøtilstand eller godt økologisk potensial i et vassdrag skal nås er det derfor avgjørende å sørge for tilstrekkelige hydromorfologiske forhold, og iverksette de rette fysiske tiltakene der de trengs.

For valg og dimensjonering av tiltak anbefales det å bygge på en grundig kartlegging av hydromorfologiske habitatforhold i vassdrag, og på en diagnose av flaskehalser. Disse kan variere sterkt mellom vassdrag og det trengs stedsspesifikke analyser. På overordnet nivå anbefales det å integrere bevaring av gjenværende vassdragsdeler med gode habitatforhold aktivt i tiltaksplanleggingen. Deretter bør restaurering av endrede elvestrekninger vurderes, inkludert gjen-skaping av naturlige fluviale prosesser som varierende vannføring og massetransport. I de tilfeller der dette ikke lar seg forene med bruken av vassdraget, bør habitattiltak og fisketrapper settes inn. Disse tiltakene trenger ofte vedlikehold eller en form for drift, og dette bør inkluderes i planleggingen.

Denne publikasjonen skal bidra til å formidle kunnskap om tiltak til forbedring av fysisk miljøtilstand i bekker og elver. Den er laget for arbeidet med vannforskriften, og gir dessuten relevant informasjon for vilkårsrevisjoner av vannkraftverk, pålegg ved eksisterende konsesjoner, frivillige initiativ til miljøtiltak, samt infrastrukturprosjekter, flomsikringsarbeid og byutvikling. Håndboken gir en innføring i metoder og viser til viktige referanser og litteratur for mer detaljert informasjon. Ved siden av tiltaks-katalogen med litteratur finnes en «god-praksis» del, der gjennom-førte eksempler inklusive resultater presenteres.

PULG, U., BARLAUP B.T., SKOGLUND H., VELLE, G. GABRIELSEN S-E., STRANZL S., OLSEN E. E., POSTLER, C., LEHMANN, B., G., WIERS, T., SKÅR, B. NORDMANN E., FJELDSTAD H-P., KROGLUND, F., HALLERAKER, J.H.

ISSN 1892-8889

LFI-rapport nr: 470

Miljødirektorates referanse:

M-2616|2023

TILTAKSHÅNDBOK FOR BEDRE FYSISK VANNMILJØ:

God praksis ved miljøforbedrende tiltak i elver og bekker

Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI) Norwegian Research Centre (NORCE).

23.10.2023,

5. opplag, (1. opplag - 27.09.2017)

Nygårdsgaten 112

5008 Bergen

Telefon: 55 58 22 28

FORFATTERE:

Ulrich Pulg, Bjørn T. Barlaup, Helge Skoglund, Gaute Velle, Sven-Erik Gabrielsen, Sebastian Stranzl, Espen Olsen Espedal, Christoph Postler, Gunnar Bekke Lehmann, Tore Wiers, Bjørnar Skår, Eirik Normann, Hans-Petter Fjeldstad (Sintef), Frode Kroglund (Statsforvalteren i Agder), Jo Halvard Halleraker (NTNU)

BILDER:

Fotografier er tatt av Ulrich Pulg hvis ikke det er nevnt annen fotograf under bildet. Fotografier i god praksis del er tatt av underkapitlenes enkeltforfattere.

GEOGRAFISK OMRÅDE:

Norge

Finansiering: Miljødirektoratet og del av CEDREN

Emneord: Vannforskriften, hydromorfologi, fysiske inngrep, regulering, miljø, tiltak, habitattiltak, restaurering, fiskepassasjer, god praksis

Forord

I 2017 publiserte vi første opplag av «tiltakshåndboken» – en sammenstilling av utprøvde metoder til bedring av hydromorfologiske miljøforhold i vassdrag. Boken har vært populær fra starten og har blitt mye brukt, ikke minst fordi det har vært et stort behov for å bedre miljøforhold i vassdrag. Tiltakshåndboken ble brukt både i rammen av vannforskningsarbeidet og restaureringsprosjekter, men også innenfor rammen av vilkårsrevisjoner i kraftregulerte elver samt erosjons- og flomsikring. Boken nådde både profesjonelle, så vel som frivillige i arbeidet med vassdragsrestaurering. Arbeidet med tiltakshåndboken ble i hovedsak finansiert av Miljødirektoratet og forskningsenteret CEDREN.

Nå foreligger det 5. opplaget. Det er omarbeidet og aktualisert. Det inneholder nå nye kapitler om forvaltningspraksis, kostnader, og ekstra kapitler om praktisk relevante tema, samt nye og delvis aktualiserte eksempler på god praksis. Fortsatt er mange av de viktige bidragene fra vår kjære medforfatter og gode kollega Hans-Petter Fjeldstad (SINTEF) med i denne reviderte utgaven. Hans-Petter døde så alt for tidlig i mars 2020, og var før det sentral i å utvikle en best praksis håndbok om vannkraft og fisk for det Internasjonale Energi Byrådet (IEA).

Tiltakshåndboken er skrevet i samarbeid med andre ledende forskningsmiljø i Norge, vann- og miljøforvaltning, frivillige organisasjoner og industri, og arbeidet har vært koordinert av Miljødirektoratet. Vi vil takke alle for et godt samarbeid, først og fremst deltakerne på en workshop om håndboken 2017, forfatterne til artiklene med eksempler på god praksis, og alle som har bidratt med konstruktive, hjelpsomme innspill – ikke minst for å kunne rette perspektivet mot brukerne. Mange takk til:

Arne Jørgen Kjosnes (NVE), Atle Harby (SINTEF), Atle Rustadbakken (Statsforvalteren i Hedmark), Bjørn Otto Dønnum (E-CO Energi), Christoph Hauer (BOKU Wien, Østerrike), Håvard Bjordal (Bergen kommune) Ingrid Hjorth (Vannregionmyndighet Trøndelag), Iver Tanem (Statsforvalteren i Trøndelag), Jan Henning L'Abée-Lund (NVE), John Anton Gladsø (Fylkeskommune Vestland), Knut Alfredsen (NTNU), Lars Sæther (Statsforvalteren i Nordland), Martine Bjørnhaug (Miljødirektoratet), Morten Stickler (NVE), Niklas Egriell (Havs- og Vattenmyndigheten, Sverige), Ola Ugedal (NINA), Olle Calles (Karlstads Universitet, Sverige), Per Johan Jakobsen (UiB), Roy Langåker (Miljødirektoratet), Siss-May Edvardsen (NVE), Steinar Sandøy (Miljødirektoratet), Svein Haugland (Agder Energi), Tor Haakon Bakken (SINTEF), Thorbjørn Forseth (NINA), Tormod Haraldstad (NIVA), Øyvind Kanstad-Hanssen (Ferskvannsbiologen), Stian Stensland, Thrond Haugen (NMBU), (, Jon Museth og Dagmar Hagen (NINA).

Bergen, oktober 2023



BJØRN T. BARLAUP
Forskningsleder



ULRICH PULG
Prosjektleder

Forord fra Miljødirektoratet

Den første versjonen av 'Tiltakshåndboka for bedre fysisk vannmiljø' ble tatt godt imot da den ble lansert under det 9. nasjonale seminaret for vassdrag og våtmark (Bergen, høsten 2018). Håndboka benyttes allerede av mange, så vel konsulenter, forskere og andre sentrale aktører i vannforvaltningen, fra kommunale planleggere til ulike sektormyndigheter. Dette er et godt eksempel på en brukervennlige håndbøker som oppsummerer erfaringer og fremhever de beste eksemplene på restaurerings- og avbøtende tiltak for å bedre vannmiljøet. Hva som kan regnes som best eller god praksis er heller ikke statisk. Således er det gledelig at forskergruppa i NORCE sammen med andre fagpersoner oppdaterer håndboka, og legger til nye erfaringer fra restaureringsprosjekter og forvaltningspraksis i Norge og Sverige, og samtidig knytter dette til relevant EU-regelverk.

Det heter seg at kjært barn har mange navn. Så også om økologisk restaurering, avbøtende tiltak eller miljøforbedrende tiltak i og langs våre vassdrag. Stadig nye begreper ser også dagens lys, som gjerne reflekterer at dagens samfunn står over flere store utfordringer som må løses i sammenheng. Et nytt begrep er *naturbaserte løsninger* som miljøvennlig flomsikring, tiltak som både gir et vesentlig bidrag å bedre naturmangfold i og langs vassdragene, samtidig som det bidrar positivt for klimatilpasning ved å gjøre samfunnet bedre rustet for ekstremvær. I tillegg er naturbasert løsninger ofte positive for å redusere forurensing og styrke friluftsliv. Andre nye begreper er *miljødesign* av vannkraftprosjekter med *miljøbasert vannføring* til forskjell fra minstevannføring.

For påvirkningstema som har vært velkjent lenge, så har gode tiltaks-løsninger vokst fram, blitt utprøvd og optimalisert slik at måloppnåelsen har blitt stadig bedre. Dette gjelder eksempelvis for effektive fiskevandring-løsninger, der de første laksetrappene ble bygget i Norge allerede for over 100 år siden.

Restaurering av natur blir stadig mer dagsaktuelt, og det haster med å gjennomføre effektive restaureringstiltak av ødelagt natur – særlig i og langs vassdrag siden effekten av klimaendringene i stor grad handler om ekstremnedbør, flom og overvann, men også risiko for vannmangel og tørke. Det gjør at en økosystembasert forvaltning av nedbørfelt blir enda mer nødvendig enn før. I EU diskuteres for tiden en ny lov om naturrestaurering med mål om at flere elver skal renne fritt, og EUs taksonomi for bærekraftig finans har etablert økologiske kriterier i 'miljømerking' for investeringsobjekter.

Denne høsten (2023) arrangerer vi både en nasjonal konferanse om naturrestaurering, og det 14. nasjonale seminaret om restaurering av vassdrag og våtmarker. Det er varslet en ny stortingsmelding i 2024 om Norges oppfølging av Naturavtalen (Montreal-Kunming). I dette bildet passer det fint å få en modernisert håndbok om restaurering av vassdrag fra noen av våre fremste kompetansemiljøer.

Trondheim 24.10 2023

TORFINN SØRENSEN

Direktør for Vann- og kunnskapsavdelingen i Miljødirektoratet

Sjøørret som gjemmer seg under
døde trær.



Innhold

1	Utvidet sammendrag	8
2	Innledning	11
3	Hydromorfologi og økologisk funksjon	16
4	Forutsetninger for effektive miljøtiltak	21
4.1	Kartlegging, klassifisering og diagnose	21
4.2	Hvordan definere en referansetilstand og målsetting?	21
5	Planlegging, tiltakstyper og tidsrom	28
5.1	Redusere behov for miljøtiltak – bevare gjenværende miljøkvaliteter	28
5.2	Restaurering eller habitattiltak?	31
5.3	Redusere risiko for utilsiktede effekter	33
5.4	Tidspunkt for utførelse av tiltak i vassdrag	34
	<i>Praksistema: Hvordan få tiltak realisert? Sjøørretprosjektet</i>	36
6	Forvaltningspraksis	39
6.2	Forvaltningspraksis og mønstertiltak	40
6.3	Forvaltningsprinsipper i Norge	40
6.4	God tiltakspraksis i Europa	42
	<i>Praksistema: Damfjerning</i>	45
7	Tiltakskatalog	46
7.1	Restaurering av bekker og elver	49
7.1.1	Gjenåpning av bekker og elver	50
7.1.2	Fjerning av terskler og demninger	54
7.1.3	Reetablering av naturtypisk elvemorfologi	58
7.1.4	Tilkoble elveslette, flomsone, sideløp og kroksjøer	63
7.1.5	Bevare og reetablere kantvegetasjon	67
7.2	Fiskepassasjer	70
7.2.1	Løsninger som fungerer for opp- og nedvandring	72
7.2.2	Omløpsløsninger for oppvandring	83
7.2.3	Løsninger for nedvandring	98
	<i>Praksistema: Nye to-veis fiskepassasjer</i>	115
	<i>Palmafossen</i>	115
	<i>Boenfoss kraftverk</i>	118
	<i>Rafoss kraftverk (Sira Kvina kraftselskap)</i>	119
	<i>Tolga kraftverk</i>	120
	<i>Nye Dalsfoss kraftverk</i>	121
7.3	Habitattiltak	122
7.3.1	Utlekking av gytegrus	123
7.3.2	Steinutlegg	126
7.3.3	Utlegg av trær	129

7.3.4	Gyteplasser for vegetasjonsgytende fisk	132
7.3.5	Rensing av substrat – Ripping, harving og spyling	134
7.3.6	Tilførsel av naturtypiske masser – sedimentforvaltning	137
7.3.7	Fjerning av uønskede masser	139

Praksistema: *Sedimentasjonsbasseng* 142

7.3.8	Fjerning av krypsiv – behov og effekter	144
7.3.9	Naturbaserte løsninger – miljøtilpasset erosjonsskring	147
7.3.10	Bunnstabilisering – naturtypiske terskler, brekk og buner	154
7.4	Justering av vannføring	158
7.5	Justering av temperatur	166
7.6	Redusere gassovermetning	168

8 Kostnader for fysiske miljøtiltak i vassdrag 172

9 Eksempler på god praksis 180

9.1	Restaurering av sideløp til Aurlandselva for fisk	181
9.2	Apeltunvassdraget – god miljøtilstand for fisk i en urban sjørretelv	184
9.3	Habitattiltak i kanaliserte deler av Frafjordelva	188
9.4	Fjerning av terskler i kombinasjon med utlegging av gytegrus i Nidelva, Arendal	191
9.5	Etablering av ledebuner og utlegging av steiner og blokker for å øke fiskeproduksjonen i Teigdalselva, Voss kommune	195
9.6	Restaurering av gyteplasser for ørret i Bjornesfjorden på Hardangervidda – et langt skritt i retning naturtilstand sammenliknet med bruk av settefisk	198
9.7	Økt vanntemperatur ved endret manøvrering av minstevannføring til Vøringsfossen i Bjoreio, Eidfjordvassdraget	202
9.8	Økt vannføring for å redusere tørrlegging av gytegroper vinterstid i Bjoreio, Eidfjordvassdraget	206
9.9	Tiltak for nedvandrende laks, sjørret og ål; fluktåpninger	210
9.10	Gjenåpning av Ilabekken i Trondheim – en tidligere sjørretbekk	216
9.11	Rehabilitering av Børselvassdraget, Ballangen kommune	219
9.12	Ras- og erosjonssikring av Hofstadelva i Stjørdal kommune	225
9.13	Nytt habitat på Øyvollen i Dalåa – «elv i elv»	228
9.14	Restaurering av tørrlagt elveløp i Røssåga ifbm. flytting av kraftverksutløp	232
9.15	Økning av skjul og gyteareal i kraftregulerte Aurlandselva – Miljødesign i praksis	236
9.16	Redusering av gassovermetning i Modalselva og Matreelva	240
9.17	Oppvekstbiotop for elvemusling, Haukåsvassdraget i Bergen kommune	242
9.18	Sikker opp- og nedstrømsvandring for fisk ved kraftverk Herting i Ætran, Sverige	245
9.19	Habitattiltak og naturbasert flomsikring i Nausta	249
9.20.	Ny giv for sjørretbekkene i Verdal: Lokalt engasjement, forskning og restaureringstiltak	255
9.21	Restaurering av utløpet til Einøvlingsvatnet, Dovrefjell	260

10 Forklaring av begreper 266

1 Utvidet sammendrag

Fysiske inngrep i vassdrag og endringer i vannføring (hydromorfologiske endringer) har ført til redusert økologisk tilstand i mange elver og bekker. Hydromorfologiske endringer regnes for å være blant de mest utbredte inngrepene i vassdrag i Norge og Europa. Mens metoder for forbedring av vannkvalitet har blitt tatt i bruk i økende grad de siste tiårene (f.eks. renseanlegg, kalking), gjenstår mange hydromorfologiske utfordringer. Fisk er særlig følsomme siden viktige deler av fiskenes livssyklus (f.eks. fiskevandring, gyting og oppvekst) er avhengig av vassdragets form, bunnforhold og vannføring. Fysiske inngrep og reguleringer som vandringsbarrierer, kanalisering, oppdemming, bekkelukking og endring av vannføring kan føre til at fiskearter forsvinner helt fra et vassdrag, eller at artssammensetning, bestandsstørrelse og fiskeproduksjon endres. Dersom man skal oppnå god miljøtilstand eller godt økologisk potensial i et vassdrag er det derfor avgjørende å sørge for tilstrekkelig gode hydromorfologiske forhold, og iverksette de rette fysiske tiltakene der de trengs. Denne publikasjonen skal bidra til å formidle kunnskap om tiltak til forbedring av fysisk miljøtilstand i bekker og elver. Den er laget for arbeidet med vannforskriften, og gir dessuten relevant informasjon for vilkårsrevisjoner av vannkraftverk, pålegg ved eksisterende konsesjoner, frivillige initiativ til miljøtiltak og infrastrukturprosjekter, flomsikringsarbeid og byutvikling. Håndboken gir en innføring i metoder og viser til viderførende litteratur for mer detaljert informasjon. Ved siden av tiltakskatalogen med litteratur finnes det et kapittel om god praksis, der gjennomførte eksempler på miljøtiltak og resultater av tiltakene presenteres.

Forutsetning for effektive miljøtiltak - kartlegging og diagnose

Ulike elver og bekker har forskjellige hydromorfologiske egenskaper, som også vil variere innad i hvert enkelte vassdrag. Forskjellene kan i hovedsak knyttes til følgende naturlige faktorer: Geologi, geomorfologi, gradient og variasjon i vannføring og løsmasser som fører til variasjon i elvens form, bunnforhold og habitater. Også fysiske inngrep varierer. Mens noen strekninger er nesten urørt, er andre kanaliserte eller lagt i rør. Derfor må det tas hensyn til slike forskjeller når miljøtiltak skal gjennomføres. Det finnes ingen tiltak som passer i alle vassdrag eller overalt i et vassdrag. For valg og dimensjonering av tiltak trengs det derfor en grundig kartlegging av elvetytologi og habitatforhold i hver enkelt elv eller elvestrekning, samt en diagnose av eventuelle flaskehalser for miljøet.

Bunnstabilisering med gjennomgående syvdeterskel (bildet til venstre) som medfører en rekke miljømessige ulemper, f.eks. dårligere forhold for fiskevandring, gyting og oppvekst av ungfisk. Alternativ bunnstabilisering utformet som naturtypisk brekk (høyre bilde) med bedre forhold for vandring, sedimenttransport, oppvekst og gyting.



Forebygging - Bevaring av gjenværende elvestrekninger

Til tross for omfattende inngrep finnes fortsatt elvestrekninger som er lite påvirket av fysiske forandringer i Norge. Samtidig er potensialet for nye inngrep stort, særlig i forbindelse med byutvikling, kraftutbygging, landbruk, akvakultur og ved bygging av infrastruktur. Et viktig skritt for å nå miljømålene som er satt er å unngå nye miljøforverring, og å bevare hydromorfologiske kvaliteter i elver og bekker. Eksempelvis kan dette være å bevare viktige elvestrekninger, unngå bygging av nye vandringsbarrierer, ivareta naturlige elvebredder, flomsoner og kantvegetasjon, og velge miljøvennlig erosjonssikring istedenfor glatt plastring og terskler. Dette samsvarer ikke bare med «forverringsforbudet» i vannforskriften, men reduserer også behovet for kostbare restaureringstiltak senere. Tematikken er nærmere omtalt i kap. 5.1. I tiltakskatalogen finnes dessuten en rekke løsninger for en mer miljøvennlig utforming ved utbygging i og ved vassdrag.

Restaurering av elver

Dersom fysiske miljøforhold i elver skal forbedres, gir restaurering meget gode resultater. Med «restaurering» menes gjenskaping av naturtypiske forhold, inkludert fluviale prosesser som varierende vannføring og massetransport. I de fleste tilfeller innebærer dette fjerning av fysiske inngrep, for eksempel terskler, demninger eller erosjonssikring. Miljømessige fordeler er at denne typen tiltak gjenskaper naturtypiske habitatforhold for alle arter som forekommer naturlig, og ikke bare utvalgte arter. Dessuten kreves i utgangspunktet ikke vedlikehold for å sikre miljøkvaliteter. Habitategenskapene opprettholdes av naturlige prosesser som for eksempel flommer og vegetasjonsutvikling. Restaurering medfører ofte endringer i muligheter for vann- og arealbruk, hvilket kan være uforenlig med eksisterende og ønsket bruk av vassdraget. I slike tilfeller hvor restaurering ikke er mulig, kan habitattiltak bidra til bedre fysiske miljøforhold. Mer om dette emnet finnes i kap. 5.2, mens restaureringsmetoder er omtalt i kap. 7.1.

Restaurerte elver har naturtypiske fysiske miljøforhold. Her et restaurert sideløp i det kraftregulerte Aurlandsvassdraget med gyteplasser, skjul, døde trær og kantvegetasjon.



Habitattiltak og fiskepassasjer

Med habitattiltak menes målrettede og direkte endringer i de fysiske miljøforholdene som skal bidra til å bedre levevilkår for visse dyre- eller plantearter. Ofte etterligner habitattiltak naturlige fluviale prosesser, for eksempel når gytegrus tilføres kunstig fordi erosjonssikring hindrer naturlig tilførsel fra elvebreddene. Ved riktig anvendelse, dimensjonering og vedlikehold har habitattiltak gitt gode resultater. Habitattiltak gjør det ofte mulig å beholde vassdragsbruk som demninger og erosjonssikring, men da kreves det samtidig vedlikehold eller gjentakelse av tiltakene for å ivareta ønsket miljøkvalitet. Miljøeffekten er ofte begrenset til utvalgte arter og ikke så omfattende og varig som ved fullskala restaurering. Eksempler på habitattiltak er ripping av elvebunn, utlegging av stein og fisketrapper - tiltak som trenger vedlikehold eller en form for drift. Metoder er presentert i tiltakskatalogen (kap. 7.2 og 7.3).

«God praksis»-delen

Boken inneholder en rekke eksempler på fysiske miljøtiltak som er gjennomført, overvåket og evaluert. Eksempelene handler både om vassdragsrestaurering og habitattiltak. De skal inspirere til lignende prosjekter og til læring, og viser løsninger i reelle situasjoner der utfordringene ofte er sammensatt. De skal også bidra til diskusjonen om hva som kan betraktes som «god praksis». Der det er mulig, nevnes også kostnader og eventuelt vedlikeholdsbehov. Bidragene stammer fra kollegaer mellom Lindesnes og Nordkapp samt ett eksempel fra Sverige. De viser en imponerende innsats og lovende resultater samt at det er mulig å bedre hydromorfologiske miljøforhold i elver med de rette verktøyene. Mer om dette finnes i kap. 9.



To måter å erosjonssikre en elv. Til venstre konvensjonell kanalisering med glatt plastring. Til høyre tilbakesatt, ru erosjonssikring med mer naturtypiske bredder. Begge er hydraulisk tilstrekkelig dimensjonert, men høyre eksempel gir mer habitat for fisk og bunndyr, samt plass til flomvann og kantvegetasjon.

2 Innledning

Fysiske inngrep i elver og bekker samt endringer i vannføring (hydromorfologiske endringer) har ført til redusert økologisk tilstand i mange vassdrag. Hydromorfologiske endringer regnes for å være blant de mest utbredte inngrep i vassdrag i Norge og Europa (Anonymus 2013, Halleraker CO₂. 2017). Mens metoder for bedring av vannkvalitet har blitt tatt i bruk i økende grad i de siste tiårene (f.eks. renseanlegg, kalking) gjenstår mange hydromorfologiske utfordringer. Fisk er særlig følsomme for hydromorfologiske endringer som f.eks. kunstige vandringsbarrierer, kanalisering, oppdemming, bekkelukking og endring av vannføring (Sandlund CO₂. 2013). Fisk er også et sentralt kvalitets-element i vannforskriften (e.g. Direktoratgruppen vanndirektivet 2018). For å oppnå god økologisk tilstand eller godt økologisk potensial i henhold til vannforskriften, vil det i mange vassdrag være nødvendig med en forbedring av hydromorfologiske habitategenskaper (Fig. 1).

Tiltakshåndboken skal bidra til å løse denne utfordringen. Den skal først og fremst samle og presentere egnete miljøtiltak, og vise til de viktigste referanser og videreførende litteratur for nærmere utdypning. Den viktigste målgruppen for håndboken er vann- og miljøforvaltningen i Norge, men den skal også kunne brukes av industri, foreninger og frivillige som vil bedre økologisk tilstand i vassdrag. Siden det særlig er kvalitetselementet fisk som betraktes som en god indikator for hydromorfologiske forandringer, står fisk i fokus. Tiltaksmetodene vil imidlertid også bidra til en generell utvikling mot naturtilstand. Det vil derfor i utgangspunktet også kunne forventes en bedring for kvalitetselementene bunndyr og vannplanter, selv om disse i større grad er påvirket av næringsstoffer og forurensing. Som det fremgår av tittelen, ligger hovedvekten på direkte tiltak til bedring av fysiske miljøbetingelser i rennende vann. Vannføring, temperatur og gassmetning, omtales i kortere trekk, da disse har effekter på fysiske miljøbetingelser i vassdrag, eller krever fysiske tiltak for å kunne endres. Vannkvalitet, inkludert eutrofiering og forsurening, er ikke tema i denne boken. Det samme gjelder vassdragstekniske spørsmål. For teknisk dimensjonering av tiltak henvises det til litteraturen (Fergus CO₂. 2010, Jensen CO₂. 2009 Sikringshåndbok NVE), mens det som står i fokus her er den miljømessige utformingen. Forvaltningsreglementet og -ansvarsområder tas heller ikke opp. For mer informasjon om disse tema vises det til publikasjoner og veiledere fra forvaltningen (se referanser side 11).

Håndboken begynner med en kort innledning om fiskens habitatkrav (kap. 3). Deretter presenteres metoder for kartlegging, diagnose og identifisering av miljømål (kap. 4). Dette definerer grunnlaget for å kunne vurdere behov, valg og omfang av tiltak. I kapittel 5 omtales restaurering og habitattiltak, samt en prioritering ved valg av tiltak. I kapittel 7 finnes en omfattende tiltakskatalog. Det har ikke vært plass til å beskrive alle tiltakene i detalj. I stedet gis det en oversikt over metoder og muligheter. Detaljer finnes i litteraturen og referanser er derfor angitt for hvert underkapittel. Tiltakshåndboken kan bygge på et omfattende forarbeid både i Norge og internasjonalt. Mens tidligere norske publikasjoner om fysiske miljøtiltak i vassdrag fokuserte på habitattiltak (Eie CO₂. 1995, Faugli CO₂. 1993, DN 1994) eller utelukkende på å avbøte effekter av kraftregulering (Glover CO₂. 2012, Forseth & Harby 2013), inkluderer denne håndboken både vassdragsrestaurering og habitattiltak. Den også benyttes i vassdrag som ikke er kraftutbygget, f.eks. lukkede eller kanaliserte elver.

I siste del av håndboken presenteres en rekke konkrete eksempler på vassdragsrestaurering og habitattiltak. Disse skal demonstrere valg og anvendelse av tiltaksmetoder og bidra til inspirasjon i lignende saker.

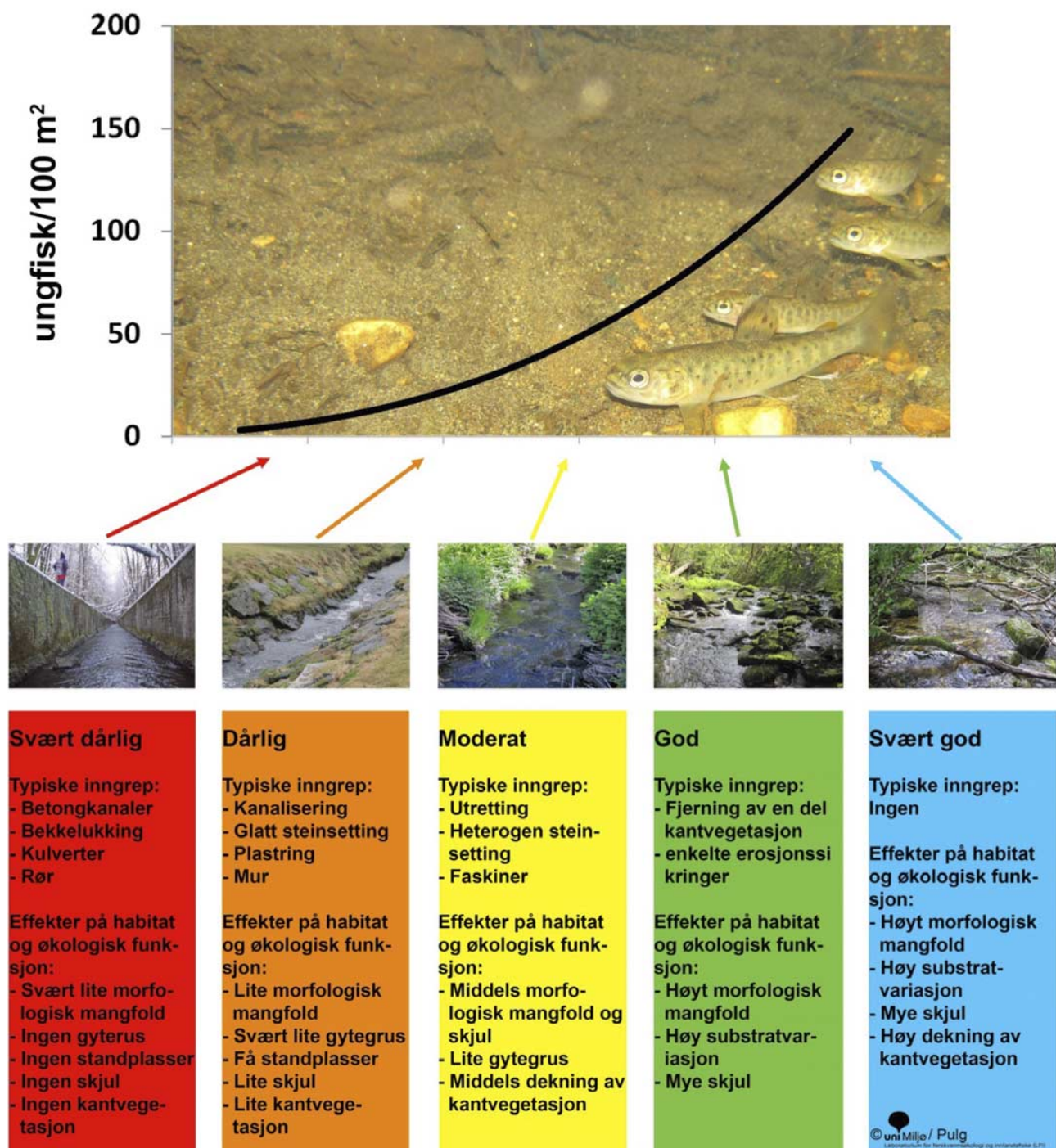


Fig. 1 Typiske fysiske habitatforhold med tilhørende inngrep: Elver med gytegrus, rullestein, vegetasjon og mye skjul har mest ungfisk av ørret og laks. Lav fisketetthet kan ha naturlige eller kunstige årsaker, men utrettede, oppdemmete og kanaliserte strekninger medfører ofte reduserte habitatforhold og har betydelig lavere fisketettheter enn naturtypiske strekninger. Er bunnen plastret eller av betong, finnes knapt noe fisk. Her resultater fra 77 strekninger i små anadrome elver på Vestlandet, 2010–2012 (trendlinje, $R^2 = 0,6$ $p < 0,001$).



Ungfisk av laks finner skjul i elvebunnen (bilde fra Flåmselva).

Referanser og veiledere:

- Veiledning om forvaltningsansvar ved inngrep og tiltak i og ved vassdrag:
<https://www.nve.no/vann-vassdrag-og-miljo/>.
- Anonymus 2013: Vann fra Fjell til Fjord Oppsummering av Karakteriseringen i Norge. Miljødirektoratet.
<http://www.miljodirektoratet.no/Global/Nyhetsbilder/Oppsummeringen%20av%20karakteriseringen%20av%20vannressurser%20i%20Norge.pdf>
- Direktoratsgruppen vanndirektivet: Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann.
<https://www.vannportalen.no/veiledere/klassifiseringsveileder/>
- DN 1994: *Inngrep i vassdrag – effekter og tiltak*. DN Håndbok 9. Trondheim
- Eie, J.A., Brittain, J.E., Eie, J.A. 1995: Biotopjusteringstiltak i vassdrag. *Kraft og Miljø* 21. NVE. Oslo.
- Faugli, PE., Erlandsen, AH. Eikenæs O. 1993: Inngrep i vassdrag; konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. *NVE Publikasjon nr 13 bind 1 og 2. Norges Vassdrags og Energiverk*. Oslo
- Fergus T., Hoseth, K.A., Sæterbø, E. (red.) 2010: *Vassdragshåndboka*. Tapir forlag, Trondheim. ISBN 9788251924252
- Forseth, T. & Harby, A. (red.) 2013: Håndbok for miljødesign i regulerte vassdrag. *NINA Temahefte* 52, 90 s.
- Glover B, Brabrand, Å, Brittain, J., Gregersen F., Holmen J., Saltveit S.J. 2012: Avbøtende tiltak i regulerte vassdrag. *NVE rapport nr 10- 2012*. NVE Oslo.
- Halleraker JH, van de Bund W, Bussetini M, Gosling R, Döbbelt-Grüne S, Hensman J, Kling J, Koller-Kreimel V, Pollard P 2017: Working Group ECOSTAT report on Common understanding of using mitigation measures for reaching Good Ecological Potential for heavily modified water bodies. *JRC report JRC103830. EUR 28413 EN Publications Office of the European Union, Luxembourg*. doi:10.2760/649695
- 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

Variert stryk i Espedalselva. Fluviale, glasiale og kolluviale avsetninger sørger for høy substratvariasjon som igjen bidrar til mye skjul og variasjon i fiskehabitatet.





3 Hydromorfologi og økologisk funksjon

Elvens form og bunnsbunnsstrat er avhengig av berggrunn, glacial historie, fallgradient, sedimenttransport, vannføring, kantvegetasjon og partikkelflukt fra land (Montgomery & Buffington 1997, Hauer & Pulg 2018). Hydromorfologi er samlebetegnelsen for parametere som beskriver hydrologiske (variasjon i vannføring og vannstand) og morfologiske forhold (fysisk utforming av bunnforhold). Livet i elvene er tilpasset miljøet som formes av de hydrologiske og morfologiske egenskapene. En rekke av fiskens økologiske funksjoner påvirkes av hydromorfologiske forhold, deriblant reproduksjon, men også utbredelse og bestandsstørrelse (Borgstrøm & Hansen 2000, Aas et al. 2011, Schmutz & Sendzimir 2018). Fiskenes habitatkrav varierer gjennom livssyklusen. De forskjellige livsstadiene finner passende gyte-, oppvekst-, nærings- og vinterhabitat i forskjellige vassdragsdeler som hver har spesielle hydromorfologiske egenskaper. Dette kan illustreres med en fiskeart som harr, som trenger grusbunker til gyting, rolige viker som larvehabitat, stryk som ungfiskhabitat og holer som vinterhabitat. Habitatkravet gjennom livssyklusen til en rekke ferskvannsfisker med forskjellige behov er fremstilt skjematisk i Fig. 2 (etter Jungwirth et al. 2003, Fredrich 2003, Lyle & Maitland 1997). Mangler et nøkkelhabitat for et livsstadium, kan hele bestanden av en fiskeart reduseres eller forsvinne.

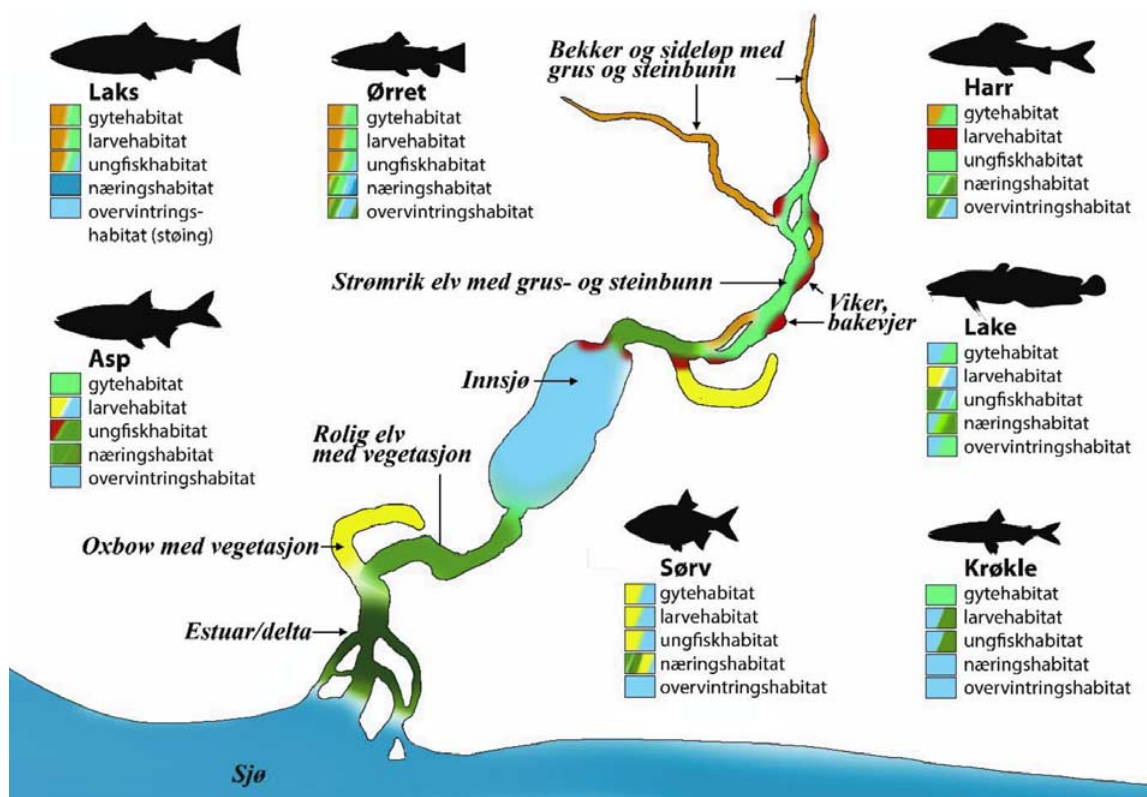


Fig. 2 Gjennom livssyklusen bruker fisk forskjellige habitattypene som igjen er avhengig av hydromorfologiske egenskaper. For å opprettholde en fiskebestand er det nødvendig at alle de ulike habitattypene som arten trenger er tilgjengelige og fungerer. I figuren er dette skjematisk fremstilt for syv eksempelarter. Det er ikke bare laks og sjørørret som vandrer til forskjellige habitattypene. Prinsippet gjelder for alle ferskvannsfisk, bare målestokken varierer. Habitatbehov etter Jungwirth et al. (2003), Fredrich (2003)

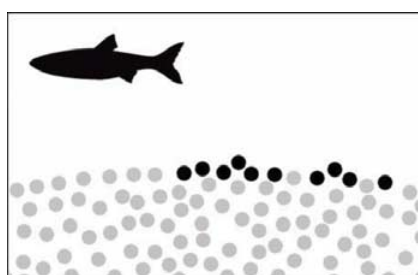
Vannforskriften tar i utgangspunktet hensyn til alle stedegne fiskearter. I denne tiltakshåndboken er derfor også habitatkrav og aktuelle tiltak for alle fiskearter inkludert, selv om det finnes relativt få eksempler på restaurerings- eller habitat-tiltak med ikke-salmonider som fokusart. Et bredere perspektiv bidrar til å unngå ensidige løsninger som tjener bare noen få arter og som må revideres etter hvert. Et eksempel på dette er eldre fisketrapper i Norge, som var designet for laks, men som også ble brukt i innlandet for ørret, harr og sik. Disse trappene fungerte enten dårlig eller ikke i det hele tatt for disse artene (Fjeldstad et al. 2013). Utviklingen av fiskebestander lengre sør i Europa, der ferskvannsfisk er dyregruppen med størst andel arter på rødlisten, viser dessuten at vanlig forekommende fiskearter kan havne på randen til utryddelse i løpet av relativt kort tid. En viktig årsak til dette er fysiske inngrep og vassdragsregulering (Hanfland et al. 2010, Schmutz et al. 2018, Degermann & Näslund 2021).

For å velge riktige tiltak er det viktig å kjenne til hvordan habitatkrav varierer mellom fiskearter. For eksempel benytter ulike arter forskjellige substrattyper for gyting (Fig. 3). Bunnsubstratets sammensetning er avhengig av hydromorfologiske betingelser. Mange arter av laksefisk reproducerer ved å grave ned eggene i gytegroper i grusbunn. Disse artene trenger derfor løst substrat som er dominert av grus og små stein (ca. 1–10 cm), med minst mulig finsediment (< 1 mm), for å unngå at rogn og plommeseckkyngel blir kvalt mens de er i sedimentet. Fra gyting og frem til yngelen forlater grusen kan det gå 4–8 måneder. Andre fiskearter, inkludert lake og sik samt elvelevende karpefisker som asp, stam og vederbuk, gyter på steinbunn uten å lage reir. Eggene ligger mellom steinene på substratoverflaten eller er klebrige og fester seg på stein. Eggutviklingen skjer i løpet av én til flere uker og delvis driver eggene med strømmen. Kravet til sedimentkvalitet er derfor forskjellig fra laksefiskenes. Større variasjon i substratsammensetning og større finsedimentandel i hulrommene tolereres. En rekke andre arter gyter på vannplanter (gjedde, sørv, brasme, mort), gjerne i grunne viker, oversvømmelsesområder eller kroksjøer med varmere vann. Noen arter er i større grad generalister som kan gyte både på steinbunn, planter, kvister og røtter (abbor, gjørs; Jungwirth et al., 2003).

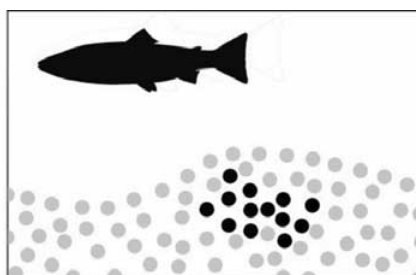
Yngel og ungfisk av de ulike fiskeartene har spesifikke habitatbehov som er avhengig av hydromorfologiske rammebetingelser. Laks- og ørretyngel er territorielle, og lever stort sett i nærheten av gyteplassen det første leveåret. Eldre ungfisk oppsøker etter hvert grovere substrat og større hulrom. De skifter mellom oppholdssteder i elva (næringsopptak) og i hulrom under stein eller vegetasjon (skjul, overvintring), se Fig. 4. Harryngel driver fra gyteplasser til roligere viker og bakevjer. Med økende størrelse trekker ungfisken tilbake til mer rasktstrømmende vann, der de etter hvert kan gjennomføre lange næringsvandring (Linløkken 1993). Også for lake, krøkle og en rekke elvelevende karpefisker (stam, asp, vederbuk mfl.) er drift av larver og delvis lange vandring (>100 km) dokumentert (Fredrich 2003, Jungwirth et al. 2003; potadrom vandringsatferd).

For å gjennomføre livssyklusen er de aller fleste fiskearter avhengige av å vandre mellom ulike habitat for gyting og næringssøk. Utbredelse av

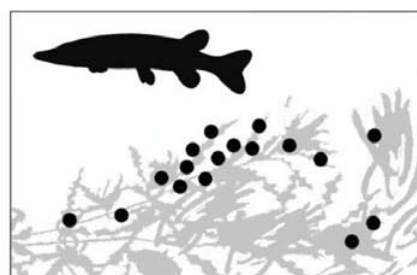
Fig. 3 Hydromorfologiske rammebetingelser er avgjørende for om fiskearter kan reproducere. Mens mange laksefisk trenger løs grusbunn, krever en rekke andre arter steinbunn eller vanddekt vegetasjon. (etter Jungwirth CO2. 2003 og Pulg 2009). Fysiske inngrep i vassdrag medfører ofte endringer i sediment og bunnforhold.



Eggutvikling... på substratoverflaten
Fisk som gyter på substrat, f.eks. mange karpefisker i elver (stam, gullbust, vederbuk)



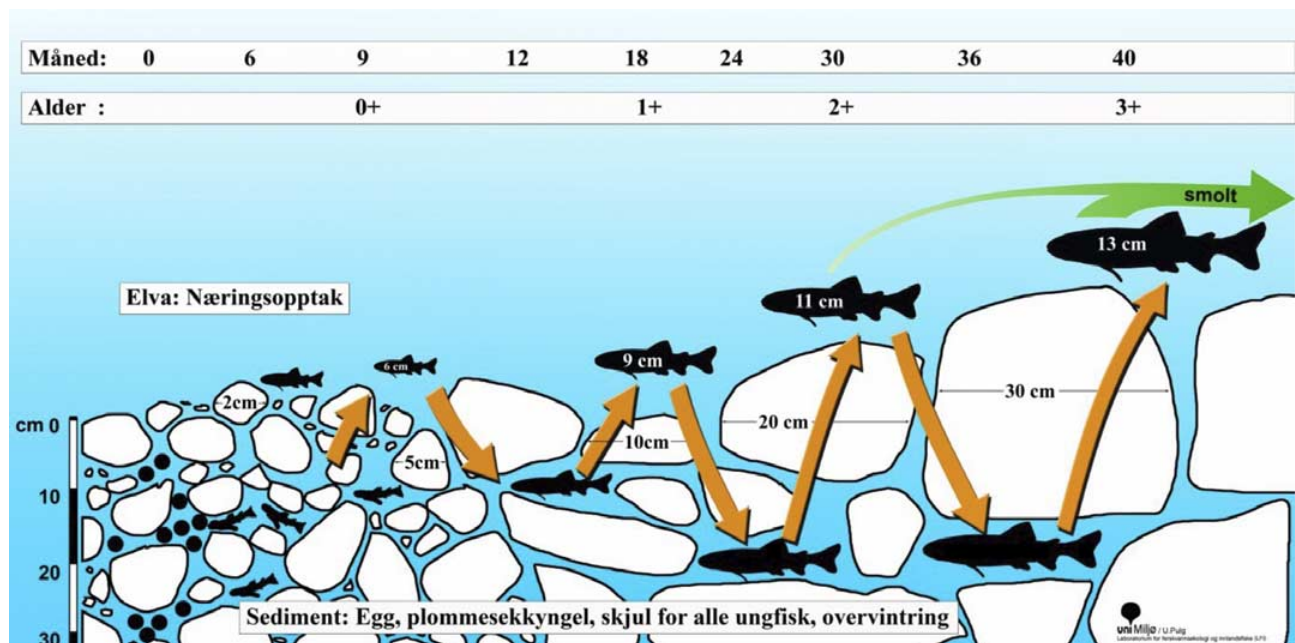
... i hulrom i substratet
Fisk som graver ned eggene i gytegroper i grusbunn (laks, ørret, harr)



... på vegetasjon
Fisk som gyter på vegetasjon, f.eks. mange karpefisker (sørv, mort, brasme) og gjedde

ferskvannsfisk er derfor tett knyttet til vandringsmuligheter. Mangel på en nødvendig habitattype eller vandringsmuligheter fører til at tilhørende fiskearter ikke forekommer. Dette gjelder både for dagens utbredelse innen det enkelte vassdrag, men også for den historiske spredningen etter siste istid (Huitfeld-Kaas 1918). Reduseres vandringsmuligheter eller habitattyper som er nødvendige for en fiskeart, vil dette føre til at artens utbredelse reduseres, eller at den forsvinner fra hele eller deler av vassdraget. Ferskvannsfisk betraktes derfor som gode indikatorer for hydromorfologiske forhold (Hauer et al. 2018, Sandlund et al. 2013) og er et biologisk «kvalitetselement» i vannforskriften (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018). Tiltak for å restaurere fiskens fysiske habitat eller vandringsmuligheter er derfor viktige virkemidler for å oppnå bedre økologisk tilstand etter vannforskriften.

Fig. 4 Skissen demonstrerer skjematisk hvordan ungfisk av laks og sjøørret benytter substratet gjennom livssyklusen fra egg til smolt. Store deler av livet tilbringes i elvebunnen. Hydromorfologiske rammebetingelser er avgjørende for hvor mye gyte- og ungfiskhabitat elvebunnen tilbyr (Pulg et al. 2013b).



Laksesmolt



Hovinbekken i Oslo er gjenåpnet gjennom Bjerkedalen park over en strekning på 350 meter. Det er lagt til rette for vandring og opphold for ørret som naturlig hører til i vassdraget. Prosjektet har vunnet Oslo Bys Arkitekturpris i 2015 og pris for Norges beste uterom i 2016. Tiltakshaver Oslo kommune, med Dronninga landskap (bilde: Oslo kommune VAV, med tillatelse fra VAV/Tharan Fergus).

Referanser

- Borgstrøm, R. & Hansen, L.P. (eds.) 2000: *Fisk i Ferskvann; Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning*. Landbruksforlaget, Oslo, 376 pp.
- Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018: Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann. <https://www.vannportalen.no/veiledere/klassifiseringsveileder/>
- Degermann, E. Näslund, I. 2021: Fysisk restaurering av akvatiske miljøer. Vattendrag og sjøar med kantzon och våtmarker. *Diarienummer: 2473-19*. Havs-och vattenmyndigheten Göteborg. 381 s.
- Fredrich, F. 2003: Long-term investigations of migratory behaviour of asp (*Aspius aspius* L.) in the middle part of the Elbe River, Germany. *Journal of Applied Ichthyology* 19: 294–302.
- Fjeldstad, H.-P., Alfredsen, K. & Forseth, T. 2013: Atlantic salmon fishways – The Norwegian Experience. *VANN* 2013-2. 14 pp.
- Hanfland, S., Schnell, J. Ekart, C. & Pulg, U. 2010: Lebensraum Fließgewässer entwickeln und restaurieren. 2. Auflage, Landesfischereiverband Bayern e.V. Muenchen. 76 pp. <http://www.lfvbayern.de/arten-und-gewaesserschutz/veroeffentlichungen/>
- Hauer, C. & Pulg, U. 2018: The non-fluvial nature of Western Norwegian rivers, *Catena* 171: 83–98.
- Hauer, C., Leitner, P., Unfer, G., Pulg, U., Habersack, H. & Graf, W. 2018: The role of sediment and sediment dynamics in the aquatic environment. In: S. Schmutz & J. Sendzimir 'Riverine Ecosystem Management - Science for governing towards a sustainable future'. Springer.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1918: *Ferskvandsfiskenes utbredelse og indvandring i Norge, med et tillæg om krebsen*. Centraltrykkeriet- Kristiania
- Jungwirth, M., Haidvogel, G., Moog, O., Muhar, S. & Schmutz, S. 2003: *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern*, Facultas Universitätsverlag, Wien
- Linløkken, A. 1993: Efficiency of fishways and impact of dams on the migration of grayling and brown trout in the Glomma River system, south-eastern Norway. *Regulated Rivers* 8:145-153.
- Lyle, A.A. & Maitland, P. 1997: The spawning migration and conservation of Smelt *Osmerus eperlanus* in the River Cree, Southwest Scotland. *Biological Conservation* 80: 303–311.
- Montgomery, D.R. & Buffington, J.M. 1997: Channel Reach Morphology in Mountain DrainageBasins, *Geological Society of America Bulletin*, 109: 596-611.
- 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. <http://mediatum2.ub.tum.de/node?id=680304>
- Pulg, U., Barlaup, T.B., Sternekcker, K., Trepl, L. & Unfer, G. 2013a: Restoration of spawning habitats of brown trout in a regulated chalk stream. *Riv. Res. Applic.* 29: 172–182
- Pulg, U., Barlaup, B.T., Skoglund, H., Wiers, T., Gabrielsen, S.-E., Normann, E.S. 2013b: Gyteplasser og sideløp i Aurlandsvassdraget. *UNI Miljø LFI rapport nr. 221*. Uni Research, Bergen
- Schmutz, S. & J. Sendzimir (reds.) 2018: 'Riverine Ecosystem Management - Science for governing towards a sustainable future'. Springer.
- Sandlund, O.T., Bergan, M.A., Brabrand, Å., Diserud, O., Fjeldstad, H.-P., Gausen, D., Halleraker, J.H., Haugen, T.O, Hegge, O., Helland, I.P., Hesthagen, T.H., Nøst, T., Pulg, U., Rustadbakken, A. & Sandøy, S. 2013: Vannforskriften og fisk - forslag til klassifiseringssystem. Trondheim: Miljødirektoratet 2013 59 p. Rapport/Miljødirektoratet(M22-2013)
- Aas, Ø., Einum, S., Klemtsen, A., Skurdal, J. 2010: *Atlantic Salmon Ecology*. Blackwell publishing Ltd.

4 Forutsetninger for effektive miljøtiltak

4.1 Kartlegging, klassifisering og diagnose

Hydromorfologiske flaskehalser varierer mellom vassdrag. Dette er avhengig av type inngrep, utbyggingsgrad, samt naturlige hydromorfologiske rammebetingelser og artssamfunn. En reduksjon av fiskebestanden kan skyldes kunstige vandringsbarrierer i ett vassdrag, kanalisering i et annet vassdrag, og både vandringsbarrierer og kanalisering i et tredje vassdrag. Et godt kunnskapsgrunnlag med kartlegging av vannforekomsten og elvetype samt en påfølgende diagnose av hydromorfologiske flaskehalser er derfor en forutsetning for å velge de rette tiltakene og bedre miljøtilstanden. Kartlegging og diagnose gir informasjon om status og hvilke inngrep som har bidratt til endring i miljøtilstand. Den gjør det dessuten mulig å prioritere tiltak for å forbedre miljøtilstanden. I arbeidet med vannforskriften er denne tankegangen lagt til grunn og oppfordrer til overvåking og klassifisering som grunnlag for tiltaksanalysene (Direktoratsgruppen vann-direktivet 2018).

Tiltak skal velges og dimensjoneres basert på kartlegging og diagnose, og sammenstilles i tiltaksanalyser og forvaltningsplaner, som igjen skal gi grunnlag for realisering av arbeidet. I utgangspunktet bør det settes klare mål om vassdragets utforming og delvis også en bestandsstørrelse. En klar målsetting vil være forutsetning for å kunne bestemme i hvilket omfang tiltak må realiseres, for eksempel hvor stor elvestrekning man må gjenåpne i en delvis lukket elv for å oppnå ønsket effekt på bestandsnivå. Etter vannforskriften skal kvalitetselementer nå «god økologisk tilstand». I sterkt modifiserte vassdrag (SMVF) settes «godt økologisk potensial» som mål (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018, www.vannportalen.no). Noen enkle hydromorfologiske støtteparametere for kvalitets-element fisk er inkludert i siste versjon av veilederen for implementering av vannforskriften (e.g. Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018), men i prosjektet «HyMo» jobbes det med å utvikle et forvaltningsverktøy for forbedret karakterisering av vannforekomster og klassifisering av tilstand basert på hydromorfologiske parametere (Harby et al. 2018). For en oversikt over tematikken, men også for å finne videreførende litteratur, anbefales å se på resultatene til det europeiske Reform-prosjektet: <http://reformrivers.eu/>. Resultatene er sammenstilt på en egen nettside http://wiki.reformrivers.eu/index.php/Main_Page.

Erfaringer fra en rekke restaureringsprosjekter presenteres i Friberg et al. (2016). En oversikt hvordan forskjellige land i Europa håndterer hydromorfologiske utfordringer i vassdrag finnes i Halleraker et al. (2017). En europeisk veileder om tiltak og miljømål i sterkt modifiserte vannforekomster finnes her: <https://www.ecologic.eu/17302>.

4.2 Hvordan definere en referansetilstand og målsetting?

Vannforskriftens målsetting om «god økologisk tilstand» eller «godt økologisk potensial» tar utgangspunkt i en forventet naturtilstand. Å definere naturtilstanden er ikke lett, og det har blitt brukt omfangsrike avhandlinger for å belyse dette nærmere. Vi vil fremheve «Målbilde-konseptet» (Muhar et al. 1995, Degermann&Näslund 2021), som var et premiss for vannmiljøarbeidet da vanddirektivet ble vedtatt på europeisk nivå i år 2000. Målbilde-konseptet anbefaler å sette en naturlig elvemorfologi som et overordnet mål for elverestaurering og andre miljøtiltak i vassdrag. Dette målet kan ikke nødvendigvis

nås fullstendig, grunnet en rekke menneskeskapte forandringer og bruksformer, men det vil bidra til å velge riktige løsninger som passer til elvetyper med tanke på økologisk funksjonsevne, morfologiske prosesser og langsiktig varighet (s. 46 kap. 7. Tiltakskatalog). Kartleggings- og klassifiseringsmetoder etter vannforskriften (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018) skal hjelpe til med å forenkle og standardisere slike vurderinger på generelt grunnlag.

Det finnes en rekke hjelpemidler til å finne ut hvordan en naturlig referanse vil se ut og hvordan et målbilde kan defineres for et vassrag eller en vannforekomst:

1. Historiske data, vitenskapelige publikasjoner og fangstopplysninger
2. Historiske flyfoto og kart
3. Referansestrekninger eller referansevassdrag i samme natur- og elvetype
4. Elvetyologi basert på hydromorfologiske rammebetingelser

1. Det finnes historiske opplysninger om en del vassdrag i arkiver og på nettet. Særlig for større elver, kraftutbygde vassdrag og nyere inngrep finnes ofte historiske data. I Lakseregisteret (<https://lakseregisteret.fylkesmannen.no/>) og hos Statistisk sentralbyrå (ssb.no) finnes det fangstdata for laks og sjørøret for flere tiår tilbake i tid. NVE, Miljødirektoratet, Statsforvalterne, fylkeskommuner, kommuner og regulanter har ofte fagrapporter og informasjon om utbyggingshistorien i sine arkiv. I en del utbyggingssaker har det blitt gjennomført skriftlige skjønn og i nyere saker vanligvis før-undersøkelser. I tillegg sitter grunneiere og elveeierlag ofte på historisk kunnskap som ikke nødvendigvis er nedskrevet. Flom- og erosjonssikringstiltak kan finnes i NVEs temakart (<https://temakart.nve.no/tema/sikringstiltak>), men spesielt i små vassdrag mangler mange slike inngrep i databasen.

2. For mange vassdrag finnes det historiske kart og flyfoto. Eksempler finnes i Fig. 5 og Fig. 6, Andersen & Gabrielsen (2012), Pulg et al. (2013) og Velle et al. (2013) med historiske foto og kart fra Aurland (1890), Vikja (1893) og Bergen lufthavn på Flesland (1951). De viser ikke nødvendigvis en urørt tilstand, men er et hjelpemiddel for å få opplysninger om utvikling, utbygging og status tilbake i tid. Nettstedet «Norge i bilder» og andre karttjenester har begynt å legge ut historiske flyfoto tilbake til 1930-tallet (<http://www.norgeibilder.no/>) og på sikt øker trolig tilgangen til denne type materiale fra ulike tjenester. Enda en mulighet til å få tak i historiske flyfoto og kart finnes i arkivet til kartverket (<http://www.kartverket.no>). Terrengprofiler og 3D-modeller fra laserscanning kan gi informasjon om utforming av gamle elveløp og elvesletter (<https://hoydedata.no/LaserInnsyn/>). Slike terrengdata kan også brukes ved design av restaureringstiltak som gjenåpning av historiske sideløp (e.g. Kambestad et al. 2021).

3. Fortsatt finnes det vassdragsstrekninger som er lite eller ikke påvirket av hydromorfologiske endringer. Sammenlignet med resten av Europa er det relativt mange av disse i Norge. Det innebærer at man kan hente informasjon om naturtypiske habitatbetingelser, fiskebestander, bunndyr og vannplanter fra upåvirkede strekninger med lignende biologiske og hydromorfologiske rammer, for eksempel lengre oppstrøms i det aktuelle vassdraget eller i nærliggende vassdrag av samme type.

4. Basert på elvemorfologiske typologier (se s. 60, Montgomery & Buffington 1997, Hauer & Pulg 2018, Hav&Vattenmyndigheten 2018, Pulg et al. 2022) kan en naturtypisk morfologi for en elvestrekning sannsynliggjøres. Legges gitte hydromorfologiske rammebetingelser til grunn, slik som helning, geologi, geomorfologi, vannføring og sedimenttransport, kan vassdragets opprinnelige utforming og dominerende substrattypen estimeres.



Fig. 5 Historisk flyfoto som viser Vassbygdelvas delta med sideløp i 1969 før kraftutbygging og kanalisering på 1970-tallet. (Bilde: Kartverket)



Fig. 6 3D-modell basert på laserscanning som viser gamle elveløp og sideløp i Vassbygdelvas delta. Slike data er bl.a. tilgjengelig fra www.hoydedata.no.



Fig. 7 Flyfoto fra 2013 som viser Vassbygdelva i Aurland etter kraftregulering og kanalisering. Kunnskap om situasjonen før regulering ble til utgangspunkt for planlegging av miljøtiltak i Aurlandsvassdraget, i dette tilfellet restaurering av flere sideløp i det gamle deltaet i 2017 (www.norgedigitalt.no).



Det gjøres en stor innsats for restaurering av sjøørretbekker i Østfold - her bilder fra Hunnebekken. Prosjektet er et godt eksempel på samarbeid på tvers av sektorer, med Statsforvalteren, Jeger og fiskerforening, velforening, kommune, skolen og grunneierne (AJFF Sarpsborg og Omegn, Velforeningen «Hunnebekkens venner, Fredrikstad kommune, Borge barneskole). Foto: Leif R. Karlsen.



Sjøørret i Vassbygdelva, Aurland.

Referanser

- Andersen, G.L. & Gabrielsen, S.-E. 2012. Hydromorfologiske endringer i Vikja som følge av regulering. Uni Miljø LFI-rapport nr. 209. Uni Research. Bergen
- Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018. Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann. <https://www.vannportalen.no/veiledere/klassifiseringsveileder/>
- Friberg, N., Angelopoulos, N.V., Buijse, A.D., Cowx, I.G., Kail, J., Moe, T.F., Moir, H., O'Hare, M.T., Verdonschot, P.F.M. & Wolter, C. 2016. Effective river restoration in the 21st century: from trial and error to novel evidence-based approaches. *Advances in Ecological Research*, 55 (2016): 535–611
- Degermann, E. & Näslund, I. 2021. Fysisk restaurering av akvatiska miljöer. Vattendrag och sjöar med kantzon och våtmarker. Diarienummer 2473-19. Havs- och vattenmyndigheten Göteborg. 381 s.
- Halleraker, J.H., van de Bund, W., Bussettini, M., Gosling, R., Döbbelt-Grüne, S., Hensman, J., Kling, J., Koller-Kreimel, V. & Pollard, P. 2017: Working Group ECOSTAT report on Common understanding of using mitigation measures for reaching Good Ecological Potential for heavily modified water bodies. JRC report JRC103830. EUR 28413 EN Publications Office of the European Union, Luxembourg. doi:10.2760/649695
- Harby, A., Bakken, T.H., Dervo, B., Gosselin, M.-P., Kile, M.R., Lindholm, M., Sundt, H. & Zinke, P. 2018. Forslag til metode for klassifisering av hydromorfologisk tilstand i norske elver. SINTEF-rapport 2018:00482, M-1214, 63 pp.
- Hav&Vattenmyndigheten 2018: Veilder Hydromorfologiska typer: <https://www.havochvatten.se/download/18.4705beb516f0bcf57ce1efe2/1600938095381/12%20Hydromorfologiska%20typer.pdf>
- Kambestad, M., Postler, C., Flödl, P. & Stranzl, S.F. 2021. Habitatkartlegging i Stordalselva høsten 2020. NORCE LFI rapport 416, 40 pp.
- Montgomery, D.R. & Buffington, J.M. 1997. Channel Reach Morphology in Mountain Drainage Basins, *Geological Society of America Bulletin*, 109: 596-611.
- Muhar, S., Schmutz, S. & Jungwirth, M. 1995. "River restoration concepts—goals and perspectives." *The Importance of Aquatic-Terrestrial Ecotones for Freshwater Fish*. Springer Netherlands, 1995. 183-194.
- Pulg, U., Barlaup, B.T., Skoglund, H., Wiers, T., Gabrielsen, S.-E. & Normann, E.S. 2013: Gyteplasser og sideløp i Aurlandsvassdraget. UNI Miljø LFI rapport nr. 221. Uni Research Bergen
- Pulg, U., Hauer, C., Flödl, P., Skoglund, H., Postler, C., Stranzl, S., Espedal, E.O. & Velle, G. 2020. Flom og miljø i et endret klima. Verktøy til en naturbasert klimatilpasning. Statusrapport 2020. NORCE LFI rapport 381, 53 pp.
- Pulg, U., Hauer, C., Flödl, P., Postler, C., Stranzl, S., Espedal, E.O., Bodin, C.L., Velle, G. 2022: Flom og miljø i et endret klima - innovative metoder for restaurering og bedre miljøtilstand. NORCE LFI rapport 458. Norwegian Research Center LFI, Bergen.
- Sandlund, O.T., Bergan, M.A., Brabrand, Å., Diserud, Ola., Fjeldstad, H.-P., Gausen, D., Halleraker, J.H., Haugen, T.O., Hegge, O., Helland, I.P., Hesthagen, T.H., Nøst, T., Pulg, U., Rustadbakken, A. & Sandøy, S. 2013. Vannforskriften og fisk - forslag til klassifiseringssystem. Trondheim: Miljødirektoratet 2013 59 p. Rapport/Miljødirektoratet(M22-2013)
- Velle, G., Pulg, U., Andersen, G.L., Haave, M. & Schneider, S. 2013. Biologiske og kjemiske undersøkelser i vassdrag ved Bergen Lufthavn Flesland. Uni Miljø LFI rapport 212. Uni Research, Bergen, 83 + 15 s.



Fluvial kulp-stryk strekning i Kongsfjordelva. Her forekommer stadige endringer i elvens form gjennom erosjon og sedimentasjon. I flommer kan det dannes nye løp, grusøyr og holer (morfodynamikk).



5 Planlegging, tiltakstyper og tidsrom

Valg av riktig tiltak er avgjørende for å kunne bedre miljøtilstand. Er miljømål satt, kartlegging gjennomført og diagnoser stilt, kan egnete tiltakstyper velges og nødvendig omfang dimensjoneres. I dette kapittelet gis det en oversikt over flere grunnleggende prinsipper ved utvalg av tiltak. Denne oversikten kan bidra til å nå miljømålene, å redusere kostnader og å minske risiko for feil. Tiltaks-katalogen presenteres i påfølgende kapittel.

5.1 Redusere behov for miljøtiltak – bevare gjenværende miljøkvaliteter

Arealplanlegging og vannressursforvaltning

Mange morfologiske endringer i vassdrag har oppstått fordi bruksformer som bosetting, infrastruktur eller dyrka mark har blitt plassert for nær elven og inn i elvemorfologisk aktive soner. Dette medfører risiko for flomskader, erosjon og sedimentasjon. Men det finnes ikke bare «gamle synder». Utbyggingspresset er stadig høyt i og langs mange vassdrag, ikke minst i byer og bynære områder. Sannsynligheten for nye morfologiske inngrep, som resulterer i reduserte miljøforhold, er derfor stor. Bildene nedenfor viser nye fysiske inngrep i vassdrag som reduserer miljøforholdene – alle har blitt gjennomført i løpet av de siste ti år (Fig. 7, Fig. 8, Fig. 9, Fig. 10). Planleggingsverktøy som areal- og byplanlegging samt vannressursforvaltning kan minske behovet for «reparasjon» senere og skal brukes for å balansere bruksinteresser mot miljøeffekter. Dette skal skje på relevant skala; fra overordnede tiltak i nedbørsfeltet, f.eks. angående arealbruk og flomsikring, til detaljerte inngrep i og ved vassdraget. I en rekke arealplaner er det satt av soner med forskjellig bredde langs vassdrag, der hydromorfologiske inngrep skal unngås. Miljø- og vassdragsmyndigheter følger et omfattende regelverk innen vannressursforvaltning for å avveie miljøinngrep. Håndheving av slike arealplaner og en kunnskapsbasert vannressursforvaltning kan bidra vesentlig til å bevare vassdragsdeler med god økologisk status og redusere behovet for kostbar restaurering og habitattiltak i fremtiden.

Mer om rollen til forebyggende planlegging i forhold til andre miljøtiltak i vassdrag finnes på: http://wiki.reformrivers.eu/index.php/How_can_we_improve%3F. Gode eksempler på arealplanlegging som integrerer både flomsikring og elverestaurering samt en rekke andre bruksinteresser finnes fra Kampdalen i Østerrike (Hauer & Habersack 2009), Isar i Munchen (link i referanselisten) og Skjern Å i Danmark (Pedersen et al. 2007).

Beskyttelse av gjenværende elvestrekninger med god økologisk tilstand.

Skal målet om god økologisk tilstand eller godt økologisk potensial nås, er beskyttelse av gjenværende vassdragsdeler med gode miljøkvaliteter et viktig verktøy. Vannforskriften inneholder et «forverringsforbud», som medfører at økologisk tilstand i utgangspunktet ikke skal reduseres (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018). Forverringsforbudet blir ofte glemt i tiltaksanalyser og burde hensyntas ved å integrere tiltak til å hindre inngrep som reduserer økologisk tilstand, slik som skilting, informasjon og tilsyn. Hydromorfologiske inngrep mot faglige anbefalinger eller mot gjeldene regelverk gjennomføres fortsatt i stort omfang (Fig. 7, Fig. 8, Fig. 9, Fig. 10, se også Frilund 2010, Gaarder & Høitomt 2015).



Fig. 8 Stadig nye inngrep: Ny vandringsbarriere ved veikulvert bygget i 2016 ved munning av anadrom sjørretbekk ved Arefjordpollen, Vestland.



Fig. 9 Sedimentering og tilslamming av gyte plass etter utslipp fra anleggs- område i Apeltunvassdraget i Bergen. Kunstige utslipp av finsediment forekommer spesielt ofte i urbane vassdrag, ved sandtak og i nedbørsfelt med mye landbruk. Ofte er finsedimentutslipp større og skjer hyppigere enn det flommer kan rense. Over tid kan dette føre til en betydelig forringelse av den økologiske statusen til vannforekomsten.



Fig. 10 Snauhogst av kantvegetasjon ved Tømrå i Selbu kommune i 2017 (foto: Iver Tanem).



Fig. 11 Kanalisering og erosjonssikring ved plastring av både elvekanter og elvebunn kan fjerne fiskehabitat fullstendig. Det kan dessuten redusere vandringsmuligheter for fisk, som vist på dette bildet fra en anadrom bekk ved Nordrevik, Høyanger kommune i Vestland. Vannet sildrer gjennom plastringen. Bekken ble erosjonssikret og kanalisert i 2012. Lignende miljøreduserende tiltak er fortsatt utbredt i Norge. Sammenlign med alternativ utforming på side 113, Fig. 66.

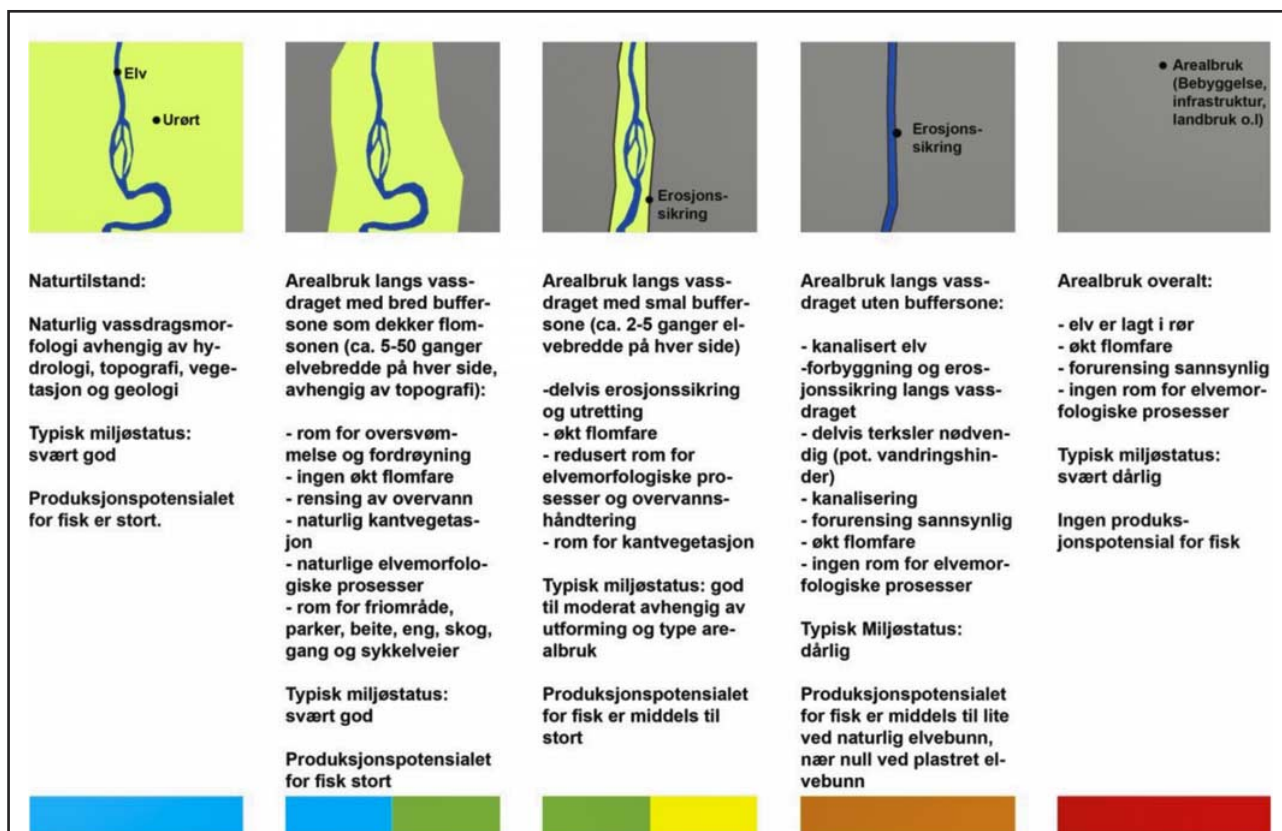


Fig. 12 Skjematisert fremstilling av arealbruk langs vassdrag og typiske morfologiske og økologiske konsekvenser. Vannforskriften krever i utgangspunkt en tilstand som ligger fra midten og mot venstre. Fargene nederst indikerer forventet fysisk miljøtilstand: svært god, god, moderat, dårlig, svært dårlig (modifisert fra Pulg et al. 2011).

Dersom miljømål om god økologisk tilstand skal nås, kreves bevaring av gjenværende vassdragsnatur. Miljøtilsyn bør bevisst integreres i tiltaksverktøyykassen for vannforskriftsarbeidet, for å unngå at miljøtilstand forverres. Det kan være effektivt å bruke ressurser på aktivt og systematisk forebyggende arbeid for å opprettholde eksisterende kvaliteter i vassdrag. I praksis innebærer dette å følge med på lovlige og ulovlige inngrep, og dermed redusere fare for miljøskadelige inngrep som f.eks. sandutslipp, fyllinger, masseuttak, erosjonssikring og snauhogst av kantvegetasjon. Også miljøforhold som minste vannføring, vanntemperatur og gassmetning kan sikres bedre med tilstrekkelig overvåking og tilsyn. Eksempelet med et urbant vassdrag på s. 131 viser at nettopp oppfølging av inngrep og forurensingsepisoder, samt bevaring av de gjenværende elvepartier, har bidratt til å nå god økologisk tilstand for fisk, til tross for store infrastrukturprosjekter og intens byutvikling like ved vassdraget. Opplysningsarbeid kan også ha avgjørende betydning for bevaring av vassdragsnatur; dersom informasjon om lovverk og god praksis i størst mulig grad spres til grunneiere, elveeierlag, utbyggere, kommuner, veimyndigheter og andre brukergrupper langs vassdragene, reduseres risiko for nye, miljøskadelige inngrep.

5.2 Restaurering eller habitattiltak?

Begrepet «restaurering» brukes om gjenskaping av naturtypiske fysiske forhold i vassdrag, inkludert tilhørende fluviale prosesser (f.eks. fjerning av en terskel). «Habitattiltak» brukes om arbeid som fører til ønskede fysiske miljøegenskaper uten at fysiske inngrep blir fjernet, og som ofte krever gjentagelse eller vedlikehold (f.eks. grusutlegg). Se definisjoner på s. 266.

Flere studier har kritisert habitattiltak i vassdrag (Muhar et al. 1995, Hendry et al. 2003, Beechie et al. 2010). Forfatterne baserer dette på langtidsstudier

som har vist at effekten av tiltakene ikke var varige, og at det ofte forekommer en rekke feil ved valg og dimensjonering av tiltakene. Istedenfor anbefales det å satse på en substansiell vassdragsrestaurering, dvs. restaurering av fluviale prosesser og et målbilde-konsept (Muhar et al. 1995) med naturlige referanser som overordnet målsetting. En slik restaurering har vist seg å gi en større sannsynlighet for å oppnå målet om en varig miljøforbedring. I et konkret eksempel betyr dette at det anbefales heller å fjerne demninger slik at fluviale prosesser som sedimenttransport reetableres varig, framfor å legge ut gytegrus – som gjerne må gjentas med visse intervaller.

Det finnes imidlertid også studier som viser at enkelttiltak kan fungere godt over mange år dersom tiltakene velges og dimensjoneres riktig (Hauer et al. 2013, Pulg et al. 2020). En viktig forutsetning er at det tas hensyn til kunnskap om vassdragets naturtypiske morfologi, hydrologi og geologiske utvikling, slik at tiltak kan utformes og dimensjoneres deretter (målbilde-konsept). Dessuten er en god kartlegging og diagnose viktig, slik at de avgjørende flaskehalser identifiseres og håndteres. En slik fremgangsmåte er beskrevet for laks i «Miljødesign»-konseptet (Forseth & Harby 2013). Prinsippet ligger også til grunn i vannforskriften, der gjentakende overvåkning og klassifisering oppfølges med utførelse av tiltaksanalyse (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018).

Også ifølge Hauer et al. (2013) har restaurering av vassdrag ofte best miljømessig effekt og varighet. I mange tilfeller vil imidlertid samfunnet kreve bruk av vassdraget og arealet rundt. I slike tilfeller kan habitattiltak være et alternativ som vil redusere forringelsen av vassdragets økologiske status. At habitattiltak ofte ikke er varige kan håndteres ved at vedlikehold og gjentagelsesbehov planlegges fra starten, dvs. som en integrert del av tiltaksbeskrivelsen og selve tiltaket. Vedlikehold og evt. reparasjon er vanlig for teknisk infrastruktur i vassdrag, slik som erosjonssikring, terskler, demninger og vannkraftverk. Også habitater og ønskede hydromorfologiske kvaliteter kan på samme måte opprettholdes over tid. Dersom samfunnet velger en bruk av vassdrag som fører til inngrep og endrede fluviale prosesser, vil habitattiltak med vedlikehold ofte være den eneste muligheten til å oppnå «god økologisk tilstand» eller «godt økologisk potensial».

Som konklusjon anbefales det å prioritere på følgende måte:

1. Bevaring av eksisterende elvestrekninger med gode hydromorfologiske habitategenskaper
2. Ved behov: Restaurering av naturtypisk vassdrag med tilhørende fluviale prosesser og fjerning av hydromorfologiske inngrep
3. Hvis dette ikke er mulig grunnet gitt vassdragsbruk, så velges habitattiltak, inkludert vedlikehold

Ved valg og realisering av tiltak bør en helhetlig vurdering som også inkluderer samfunnsnyttene av vassdragsbruk og kost-nytte-effekt ved tiltak inkludert vedlikehold, legges til grunn. Arbeidet med vannforskriften formaliserer dette i vannregioner og -områder med referansegrupper. Regjeringen legger prinsippet om «positiv kost-nytte» til grunn ved vurdering av tiltak i sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF; se Veileder 01:2014).

Prinsippet med valg av habitattiltak istedenfor fullskala restaurering vil ofte gjelde i vassdrag som er karakterisert som SMVF – men det finnes unntak. Også i SMVF kan restaurering av fluviale prosesser være mulig, men delvis i redusert skala (se eksempel terskelfjerning, s. 72). Det finnes også mange vanlige vannforekomster med samfunnsnyttige morfologiske inngrep som ikke enkelt kan fjernes, f.eks. infrastruktur som vei og jernbane. Også her kan habitattiltak være en effektiv løsning for å nå god miljøtilstand, f.eks. fiskepassasjer i kulverter eller grusutlegg, se eksempel med urbane elver på s. 184.

5.3 Redusere risiko for utilsiktede effekter

Erfaringer med miljøtiltak i vassdrag viser at det er en risiko for valg av feil type tiltak og feil dimensjonering. Dette kan ikke bare redusere ønsket miljøeffekt, men i verste fall også føre til at tiltaket virker mot sin hensikt. Eksempelvis kan gyteområder som er etablert ved grusutlegg bli spylt ut ved første flom, og eggene som da er gytt her vil samtidig kunne gå tapt. Videre kan fiskepassasjer ved naturlige vandringsbarrierer spre fremmede arter, og «biotopforbedrende» terskler kan oppstue elven og skape kunstige sedimentasjonsbassenger med dårlige miljøforhold (se eksempel på side 139). Muhar et al. (1995), Hendry et al. (2003), Beechie et al. (2010) og Friberg et al. (2016) påpeker dette tydelig og foreslår forbedringer. Halverson (2011) viste hva som kan skje hvis en fokuserer bare på en eneste fiskeart (i det tilfelle regnbueørret) som skal fremmes med velmente kultiverings- og habitattiltak. Konsekvenser av dette var bl.a. dramatiske endringer i økosystemet, inkludert utryddelse av endemiske fiskearter. På 1980- og 1990-tallet var bygging av terskler et utbredt tiltak i vassdrag i Norge, særlig i lokaliteter som hadde fått redusert vannføring etter regulering («Terskelprosjektet» og «Biotopjusteringsprogrammet» i regi av NVE). Terskler økte det vanndekte arealet, noe som ble foretrukket i landskapsbildet i sin tid. Men terskler ble også anbefalt for å øke fiskeproduksjonen. I ettertid vet vi at bygging av terskler ofte medfører en rekke ulemper, deriblant redusert konnektivitet og massetransport, samt stillestående vann med stabilisert elvebunn, finsedimentakkumulering og redusert habitatkvalitet i form av mindre skjul og dårligere gyteforhold (Arnekleiv et al. 2012, Barlaup et al. 2008, Fjeldstad et al. 2012). Terskler som habitattiltak anbefales i dag kun i spesielle tilfeller (se s.154).

Hvordan kan utilsiktede effekter unngås? Vi vil anbefale syv enkle prinsipper som skal bidra til å redusere risikoen for uønskete effekter ved valg og gjennomføring av tiltak:

1. Kunnskap: Det kreves tilstrekkelig og aktuell fagkunnskap for å kunne kartlegge, stille en diagnose og å velge tiltak.
2. Bruk informasjon om naturtilstand og naturtypiske referanser (målbilde-konsept). Dette er hovedprinsippet i vannforskriften og skal legges til grunn ved valg av tiltak. Dette prinsippet hjelper også når bestandsdata for enkeltarter er usikre eller mangler. Prioriter naturlige fluviale prosesser fremfor enkelttiltak som må vedlikeholdes. Materialer, planter, steinstørrelser og morfologityper bør i utgangspunktet bare velges dersom de hører naturlig hjemme i vassdragsstrekningen.
3. Valgt tiltakstype skal være godt egnet til formålet og ha vist miljøforbedrende effekt i sammenlignbare vassdrag. Naturmangfoldloven § 12 legger opp til anvendelse av god praksis, når den krever at tiltak og driftsmåter skal gi de «beste samfunnsmessige resultater».
4. Velg rett skala og riktig skalert metode: En rekke spørsmål angående vannforekomster kan vurderes på overordnet nivå fra kart, flyfoto og ved modellering. Å bedre hydromorfologisk miljøtilstand innebærer som regel også detaljering med felttoppmålinger, og direkte oppfølging og tilstedeværelse ved gjennomføring av tiltak (biologisk byggeledelse).
5. Overvåking i etterkant: Undersøke om tiltak fungerer som planlagt. Også dette skal være med i vannforskriftsarbeidet, med gjentagende overvåking og tiltaksanalyser. Basert på overvåkingen kan tiltak justeres eller vedlikeholdes.
6. Legg inn vedlikehold og drift som en integrert del av tiltaket dersom tiltakstypen krever det.

7. Faglig ydmykhet: Vær reflektert og klar over at ingen kan vite alt. Lær av overvåking og av andre. Vær åpen for ny kunnskap. Vær klar for å korrigere feil.

5.4 Tidspunkt for utførelse av tiltak i vassdrag

Anleggsarbeid i elver medfører en midlertidig forstyrrelse av økosystemet, og kan være skadelig for fisk, bunndyr og vegetasjon. Ungfisk og voksne fisk er ofte mobile og kan i hovedsak unngå maskiner og kjøretøy. Egg, plommesekkyngel og larvestadier er i praksis immobile. Også ungfisk som oppholder seg i skjul i hulrom i elvebunnen er lite mobile. Det samme gjelder vegetasjon og bunndyr. Hva som er gunstige tidsrom for arbeid i elver vil variere, og er blant annet avhengig av artsamfunn og elvetype. Ved maskinarbeid, graving og kjøring i elven bør nytten avveies mot skadepotensialet. Særlig nøkkelhabitat som viktige gyteplasser eller habitat til sårbare arter (f.eks. elvemusling) må på forhånd identifiseres og tas hensyn til.

Eksempelvis forventes minst skade for fisk ved anleggsarbeid i sør- og vestnorske sjørret- og lakseelver i perioden fra begynnelsen av juli til starten av oktober. På denne tiden er det vanligvis ikke plommesekkyngel eller egg i sedimentet, og risikoen for skader er lav. Tiltak for forbedring av gytehabitat (e.g. grusutlegg) bør gjennomføres en stund før den aktuelle artens gytetid, slik at elven får tid til å spyle ut eller omdistribuere eventuelt ustabilt gytesubstrat før gytingen starter.



Storlaks på gytevandring som finner skjul under kvister og døde trær på grunt vann (Foto: Tore Wiers).



Sjørret og laks som overlever gyting samler seg gjerne i innsjøer eller store høler. Mange overvintrer her og vandrer igjen til sjøen om våren. Her sjørret i Vassbygdvatnet.

Referanser:

- Case restaurering Isar i Munchen: <http://climate-adapt.eea.europa.eu/metadata/case-studies/isar-plan-2013-water-management-plan-and-restoration-of-the-isar-river-munich-germany>
- Case restaurering Skjern Å: http://wiki.reformrivers.eu/index.php/Skjern_-_Restoration_of_habitats_and_wildlife_of_the_Skjern_River_%28LIFEo_NAT/DK/o07116%29
- Arnekleiv, J.V., Pulg, U., Sandnes, T.O., Kjærstad, G., Skår, B., Kirkreit, I. & Fergus, T. 2012: Evaluering av celleterskler som avbøtende tiltak. NVE Rapport nr. 6 – 2012. Norges vassdrags- og energidirektorat. OSLO ISBN: 978-82-410-0870-2
- Barlaup, B.T., Gabrielsen, S.-E., Skoglund, H. & Wiers, T. 2008. Addition of spawning gravel-a means to restore spawning habitat of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.), and anadromous and resident brown trout (*Salmo trutta* L.) in regulated rivers. – River Research and Applications 24: 543-550.
- Beechie, T.J., Sear, D.A., Olden, J.D., Pess, G.R., Buffington, J.M., Moir, H., Roni, P. & Pollock, M.M. 2010. Process-based principles for restoring river ecosystems. BioScience 60: 209–222.
- Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018. Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann. <https://www.vannportalen.no/veiledere/klassifiseringsveileder/>
- Fjeldstad, H.P., Barlaup, B.T., Stickler, M., Gabrielsen, S.-E. & Alfredsen, K. 2012: Removal of weirs and the influence on physical habitat for salmonids in a Norwegian river. River Res. Appl. 28: 753–763.
- Forseth, T. & Harby, A. (red.) 2013: Håndbok for miljødesign i regulerte vassdrag. NINA Temahefte 52, 90 s.
- Friberg, N., Angelopoulos, N.V., Buijse, A.D., Cowx, I.G., Kail, J., Moe, T.F., Moir, H., O'Hare, M.T., Verdonchot, P.F.M. & Wolter, C. 2016. Effective river restoration in the 21 st century: from trial and error to novel evidence-based approaches Advances in Ecological Research, 55 (2016): 535–611.
- Frilund, G. (red.) 2010: Etterundersøkelser ved små kraftverk. NVE Rapport nr. 2 – 2010. Norges vassdrags- og energidirektorat. OSLO ISBN: 978-82-410-1154-2
- Gaarder, G. & Høitomt, T. 2015: Etterundersøkelser av flora og naturtyper i elver med planlagt småkraftutbygging. NVE Rapport nr 102-2015. Norges vassdrags- og energidirektorat. OSLO ISBN: 978-82-410-0718-7
- Hauer, C. & Habersack, H. 2009: Morphodynamics of a 1000-year flood in the Kamp River, Austria, and impacts on floodplain morphology. Earth Surf. Process. Landf 34(5): 654–682.
- Hauer, C., Unfer, G., Habersack, H., Pulg, U. & Schnell, J., 2013. Bedeutung von Flussmorphologie und Sedimenttransport in Bezug auf die Qualität und Nachhaltigkeit von Kieslaichplätzen. KW-Korrespondenz Wasserwirtschaft, 4/13, 189–197.
- Halverson, A. 2011: An Entirely Synthetic Fish: How Rainbow Trout Beguiled America and Overran the World. Yale University Press 288 pp.
- Hendry, K., Cragg-Hine, D., O'Grady, M., Sambrook, H. & Stephen, A. 2003. Management of habitat for rehabilitation and enhancement of salmonid stocks. Fisheries research 62: 171-192.
- Muhar, S., Schmutz, S. & Jungwirth, M. 1995. "River restoration concepts—goals and perspectives." The Importance of Aquatic-Terrestrial Ecotones for Freshwater Fish. Springer Netherlands. 183-194.
- Naturmangfoldloven: https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2009-06-19-100#KAPITTEL_2
- Pedersen, M., Andersen, J., Nielsen, K. & Linnemann, M. 2007. Restoration of Skjern River and its valley: Project description and general ecological changes in the project area. Ecological Engineering, 30: 131 – 144
- Pulg, U., Barlaup, B., Gabrielsen S.-E. & Skoglund, H. 2011: Sjøaurebekker i Bergen og omegn. LFI-rapport nr. 181. Uni Research, Uni Miljø LFI, Bergen, 295 pp.
- Pulg, U., Stranzl, S., Espedal, E.O., Gabrielsen, S.-E., Postler, C., Ugedal, O., Jensås, J.G., Bremset, G., Fjeldstad, H.-P. & Alfredsen, K. 2020. Effektivitet og kost-nytte forhold av fysiske miljøtiltak i vassdrag. NORCE LFI rapport 360, 84 pp.
- Veileder 01:2014 Sterkt modifiserte vannforekomster: Utpeking, fastsetting av miljømål og bruk av unntak. http://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/veiledere-direktoratsgruppa/01_2014_smvf-veileder.pdf

Hvordan få tiltak realisert? Sjøørretprosjektet Rogaland

Knut Ståle Eriksen, kneriks@equinor.com

SJØØRRETPROSJEKTET ROGALAND er et samarbeidsprosjekt med NJFF Rogaland, fylkeskommunen ved vannregion og vannområdekoordinatorene i Jæren, Ryfylke, Haugalandet og Dalane, et større antall kommuner, fiskeforvalter og frivillige. Prosjektet jobber strukturert med å kartlegge og gjennomføre tiltak i vassdrag i Rogaland med søkelys på sjøauren og forbedring av vannmiljøet.

Sjøørretprosjektet Rogaland er et eksempel hva en kan få til med samarbeid, medvirkning og strukturert arbeide i en større region. Antallet gjennomførte tiltak viser at dette er en vellykket måte å organisere arbeidet på. Vi har dannet flere grupper med ildsjeler og frivillige på Nord Jæren, Karmøy, Suldal, Egersund/Sokndal, Strand, Vindafjord og Tysvær/Haugesund som jobber sammen med kommunene for å gjennomføre tiltak i bekkene. Arbeidsflyten for suksess er:

1. Samarbeid og organisering
2. Etablering av grupper med engasjerte frivillige og ressurspersoner
3. Kartlegging og prioritering av tiltak (profesjonelle og frivillige)
4. Søknad og finansiering
5. Gjennomføring av tiltak
6. Dokumenter og rapporter, samt deling av kunnskap

I Rogaland fylke er det kartlagt >190 bekker med konsulent som dekker mindre vassdrag og sidebekker i flere av de store anadrome vassdrag (Suldalslågen, Ognå og Vikedalselva m.fl.). I tillegg grovkartlegger NJFF Rogaland et større antall bekker og til nå er >250 bekker grovkartlagt i sjøørretprosjektet i Jæren, Ryfylke og Haugaland Vannområde. Kartleggingen i Dalane startet opp i 2021. Totalt er det > 700 bekker i fylket som drenerer til sjø, og prosjektet kartlegger hvilke av disse som klassifiseres som anadrome med sjøaure/laks i Rogaland.

I 2020 og 2021 ble det gjennomført tiltak i 48 bekker. Det ble fjernet vandringshindere og plantet kantvegetasjon. 4 nye sideløp er restaurert, døde trær ble lagt ut og fiskevandring sikret. Det er lagt ut > 1000 tonn med gytegrus og ca. 600 tonn med habitatstein. Over 2250 dugnadstimer er brukt, i tillegg til mange timer med planlegging, rapportering og søknader. Prosjektene dekker nå hele fylket, fra små tiltak til større restaureringsprosjekter og er gjennomført av både kommuner, NJFF Rogaland, elveeigarlag og med kombinert bruk av entrepenør, konsulenter og frivillige.

Prosjektet samarbeider med Ryfylke Friluftsråd som systematisk rydder plast i vassdragene og ved utos, samtidig som kartleggingen og tiltakene finner sted. Til nå er > 100 bekker ryddet for plast og søppel, og ca. 6 tonn plast har blitt innsamlet.

Fra 2019 til 2023 ble det gjennomført tiltak i 103 bekker til kostnader > 5 millioner NOK. Over 10 000 trær har blitt plantet langs elvebredder. Prosjektene er finansiert med midler fra Miljødirektoratet, og Fylkeskommunen, NVE, Kommunene og reguleringsmyndighetene (LYSE, Statkraft). Flere av prosjektene i 2021 er pågående og ikke budsjettmessig ferdigstilt så dette er et best mulig estimat og budsjett på nåværende tidspunkt. Kostnaden for kartleggingen av vassdragene kommer i tillegg. Det er og investert i materiell som tipphenger, elfiskeapparat, grusutlegger, ATV, ATV tipphenger og tiltakspakker (tilhenger, trillebør, bøtter, spett, grafser, river) samt diverse spesialverktøy til prosjektet, og dette utgjør en samlet investering på i overkant av 600 000 kroner utover tiltakene.



Fra Skei i Storåna, Sandnes August 2021: Det eksisterende gyteområde er harvet og rensert for finstoff, bildet viser Knut Ståle Eriksen med gytegrus etter tiltaket. (Foto: Trond Askildsen)



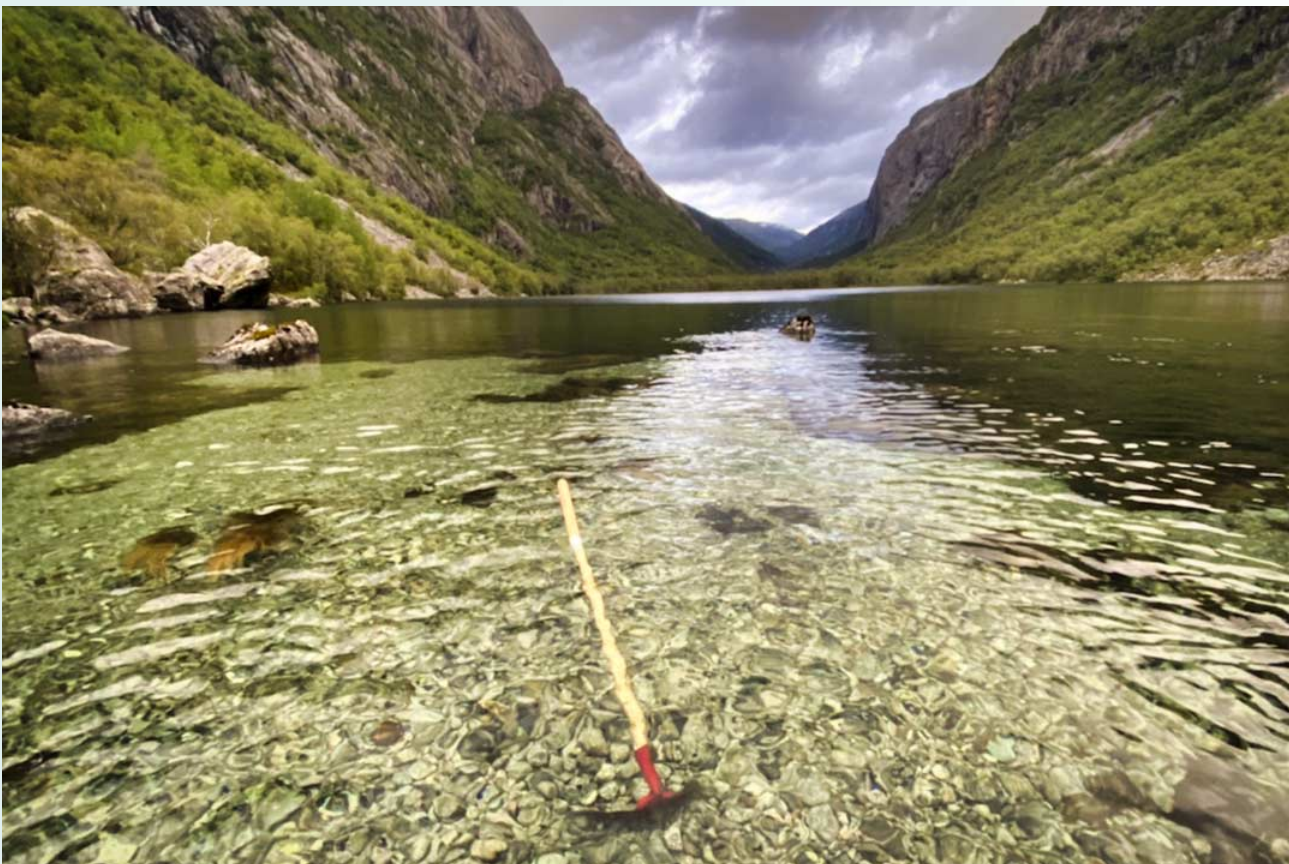
Utlegg av gytegrus i Kvernbecken av frivillige frå elveeigarlaget i Figjo og Stavanger og Rogaland Jeger og Fiskeforening. Kvernbecken er en 4 km lang sidebekk til Figgjoelva i Klepp kommune . (Foto: Trond Askildsen)



Restaurering av Mississippibekken ved Store Stokkavann i Stavanger by et prosjekt med Stavanger kommune , NIVA og sjøørreprosjektet Rogaland. Røtter er brukt for å lage struktur i bekken med kulper, brekk med gytegrus/habitatstein i denne svært viktige gytebekken for sjøaure. (Foto: Trond Askildsen)



Fra tiltak i Bruelandsparken, Storåna i Sandnes, september 2021. Prosjektet gjennomført i samarbeid med Sandnes Kommune, Ecofact og Sjøørretprosjektet Rogaland. Gjennomførte tiltak er etablering av struktur med kulper, brekk totalt 12 terskler/buner og lavvannsrenne. Det er lagt ut habitatstein og gytegrus samt steingrupper. Det ble fjernet store mengder sand. Til slutt er vann ledet inn i sideløpet som er 170 m langt og > 800 m² nytt habitat er etablert. (Foto: Knut Ståle Eriksen)



Gytegrusutlegg med helikopter på uto av Røssdalsvannet i Espedalselva September 2021. Totalt 128 tonn gytegrus ble lagt ut med Helitrans. (Foto: Knut Ståle Eriksen)

6 Forvaltningspraksis

Mønsterpraksis er den beste tilgjengelige tiltaksløsning ut fra dagens kunnskap, for å avbøte eller kompensere økologiske effekter av hydromorfologiske endringer i elver og bekker. Mønsterpraksistiltak kan også omtales som **beste tilgjengelige driftsmetoder eller teknikker** (BAT), som er nærmere beskrevet bl.a. i det norske forurensningsregelverket, og et premiss for å regne en aktivitet som miljøforsvarlig etter Naturmangfoldloven (KLD, 2016).

Eksempler på mønsterpraksistiltak i vassdrag med menneskeskapte barrierer er sikring av toveis fiskepassasjer forbi dammer og turbiner (s. 70 og Fjeldstad med flere, 2018), eller velfungerende omløpsventiler som demper hurtige vannstandsendringer ved utfall av kraftverk (NVE, 2016).

I dette kapitlet oppsummerer vi en del prinsipper omkring tiltak for å avbøte fysiske inngrep i og langs vassdrag, som følger økosystembaserte forvaltningsprinsipper (Aas med flere, 2020). Vi gir også en enkel oversikt over hvor utbredt et utvalg av tiltakstypene som er beskrevet i foregående kapitler er i norske vassdrag, og trekker noen sammenligninger med hva som kan regnes som mønsterpraksis.

6.1 Inngrep i vassdrag

Inngrep i vassdrag krever tillatelse etter en rekke lover. Begrepet vassdrag er definert i vannressursloven §2. Denne sier: Som vassdrag regnes alt stillestående eller rennende overflatevann med årssikker vannføring, med tilhørende bunn og bredder inntil høyeste vanlige flomvannstand. Selv om et vassdrag på enkelte strekninger renner under jorden eller under isbreer, regnes det i sin helhet som vassdrag. Som vassdrag regnes også vannløp uten årssikker vannføring dersom det atskiller seg tydelig fra omgivelsene.

Før det iverksettes tiltak i vassdrag må tiltaket søkes etter forskrift om fysiske tiltak i vassdrag. Denne sier: Uten tillatelse fra statsforvalteren eller fylkeskommunen er det forbudt å sette i verk:

- a) fysiske tiltak som medfører eller kan medføre fare for forringelse av produksjonsmulighetene for fisk eller andre ferskvannsorganismer,
- b) fysiske tiltak i og langs vassdrag, herunder bygging av terskler, graving av fiskehøler og utlegging av større steiner, som kan øke fangsten av fisk på stedet eller forskyve fangsten av fisk i vassdraget, og
- c) fysiske tiltak for anadrome laksefisk eller innlandsfisk som har til hensikt å forandre en eller flere arters produksjon, bestandsstørrelse eller utbredelse.

Det må også avklares om inngrepet berører allmenn interesse. At et tiltak kan påvirke allmenne interesser i selve vassdraget er et kriterium for at tiltak, både i og utenfor et vassdrag, skal være konsesjonspliktig.

Konsesjonsplikten inntreffer for vassdragstiltak så snart tiltaket kan være til «nevneverdig skade eller ulempe», mens det for tiltak utenfor vassdrag kreves at tiltaket kan ha «påtagelige virkninger» for et vassdrag. Ved vannuttak må minst den alminnelige lavvannføring være bevart i vassdraget, hvis ikke må tiltaket ha konsesjon.

Tiltaket kan også kreve behandling etter plan og bygningsloven, Naturmangfoldloven og forurensningsloven.

Vannforskriftens §4-7 definerer miljømål for vassdrag, hvor målene og metoder for å fastsette disse står i veileder 2018 utgitt av Direktoratetsgruppe. For å sikre at konsekvenser av inngrep vurderes tidnok kom det i juli 2021 presiseringer fra KLD.

<https://www.vannportalen.no/aktuelt/2021/nye-presiseringer-om-bruk-av-vannforskriftens--12>.

Presiseringer om plansaker i pkt. 2.2:

Det skal vurderes konkret om § 12 kommer til anvendelse, ikke bare ved enkeltvedtak og reguleringsplaner, men også ved utarbeidelse og behandling av kommune(del)plan, regional plan og statlig arealplan etter plan- og bygningsloven.

Vurderingen av vilkårene i § 12 bør foretas tidlig i en planprosess, slik at hensynet til vannmiljøet blir tatt i betraktning ved utarbeidelse av planforslaget.

For planer eller tiltak som skal konsekvensutredes, skal vurdering etter vannforskriften § 12 samordnes med arbeidet med konsekvensutredning.

Ny tekst i punkt 2.4 om de to stegene i vurderingen etter § 12:

Først må det vurderes om § 12 vil komme til anvendelse fordi ny aktivitet eller nye inngrep i en vannforekomst kan medføre at miljømålene ikke nås eller at tilstanden forringes.

Dersom § 12 kommer til anvendelse, er neste steg å sikre at vilkårene i § 12 andre ledd er oppfylt før endelig vedtak treffes eller tillatelse gis.

6.2 Forvaltningspraksis og mønstertiltak

En del tiltakstyper har foreløpig vært på utprøvningsstadiet, bl.a. fordi kunnskap om påvirkningen har økt, eksempel på dette er gassovermetning nedstrøms kraftverksutløp. Andre kan etter hvert regnes som standardtiltak (*mønsterpraksis* – se *faktaboks*) etter å ha blitt testet en rekke steder og optimalisert basert på praktiske erfaringer, videreutvikling og tilpassning til ulike forhold og arter. Og som, for å avbøte spesifikke påvirkninger, opprinnelig hadde vesentlig økologisk effekt på et eller flere elveavsnitt.

Tabellen fremst i tiltakskapitlet (kap. 7.) viser sammenheng og aktualiteten mellom hydromorfologiske påvirkninger og tiltak. Som denne oversikten viser, så er relevansen av mange tiltakstyper nært knyttet til påvirkningstype, referansetilstanden i de påvirkede elvene, og den naturlige utbredelsen og forekomsten av arter. Derfor er det avgjørende å ha en god forståelse av referansetilstanden (målbilde-konseptet) og kompleksiteten i den påvirkede naturen.

6.3 Forvaltningsprinsipper i Norge

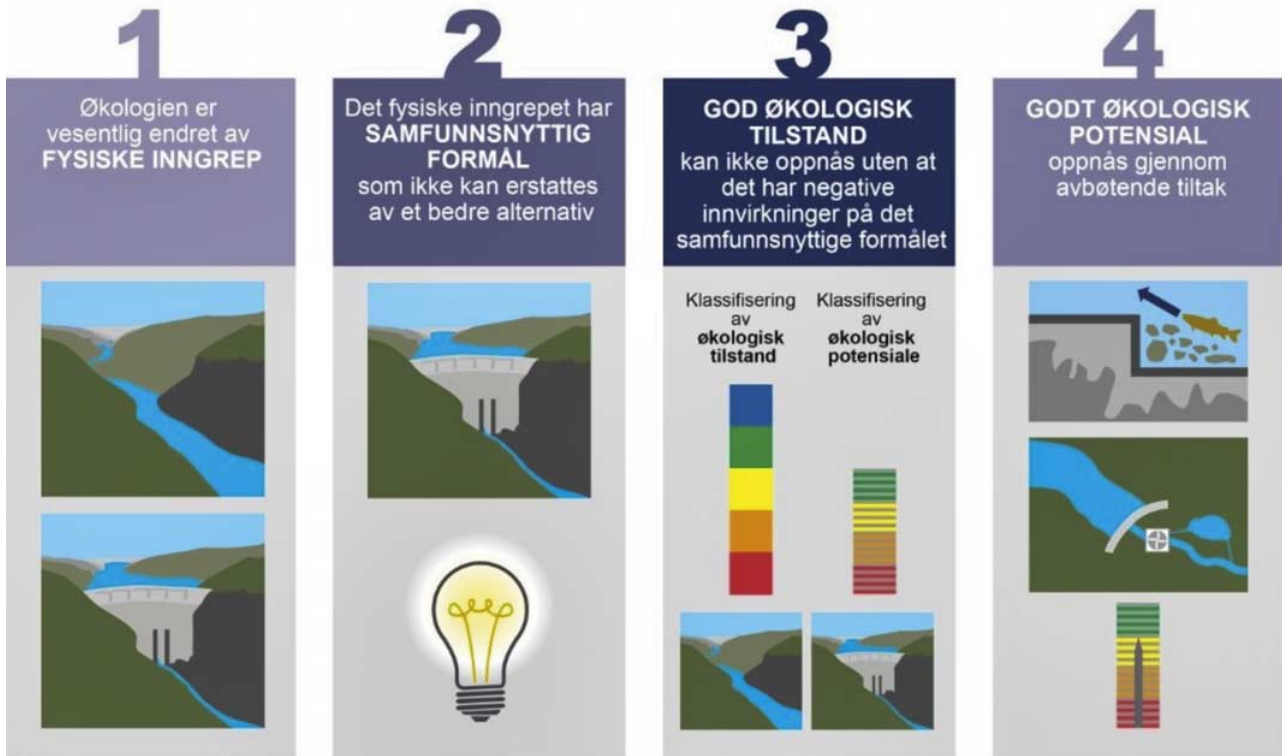
En rekke lovbestemmelser og tilhørende veiledning i Norge gir føringer for forvaltningspraksis om tiltak som normalt forventes for å sikre velfungerende akvatiske økosystemer. Vi fremhever noen av disse under.

Tiltaksmetoden

Norge gjennomfører vanndirektivet slik at tiltaksmetoden hovedsakelig benyttes for å fastsette miljømål i «sterkt modifiserte vannforekomster». Kort fortalt, så utfører man tiltaksanalyser for å identifisere aktuelle og effektive tiltak for å avbøte de fysiske påvirkningene som har negativ effekt på økologisk tilstand (økologisk flaskehals). I prinsippet vil mange av de samme tiltakstypene være aktuelle for å avbøte fysiske modifiseringer uavhengig av om en eller flere vannforekomster i ett vassdrag er sterkt modifisert. Dette gjelder eksempelvis både minstekrav til vannføring og sikring av sammenhengende leveområder (fiskevandring og økologisk kontinuum).

Tiltaksmetoden omtales gjerne som Praha-metoden, da denne framgangsmåten først ble omtalt i en WFD-workshop i Praha (2006). Tiltaksmetoden skal i prinsippet gi sammenlignbare økologiske forhold og avbøtende tiltak (*mitigation measures*) som den opprinnelige metoden slik den er beskrevet i Vedlegg V i Vannforskriften (REF). I den opprinnelige metoden skulle man definere de økologiske forholdene som forventes i vannforekomster med store fysiske endringer, således må man modellere den økologiske effekten av oppdemming eller store svingninger i vannstand/vannføring, evt. finne en sammenlignbar vannforekomst med slike forhold. Dette har forvaltere i mange land avklart at i mange sammenhenger mest blir en teoretisk øvelse. I praksis har derfor mange gått rett på tiltaksmetoden med å identifisere alle relevante avbøtende tiltak som er aktuelle å gjennomføre. I Norge har vi kombinert deler av begge

Sterkt Modifiserte VannForekomster



Sentrale prinsipper for å sikre bærekraft i regulerte vassdrag ved å gjennomføre økologisk effektive avbøtende tiltak (illustrasjon fra vannportalen.no)

metoder, fordi vi har definert minimumskriterier for fungerende akvatiske økosystem som uansett skal innfris for å kunne oppnå godt økologisk potensial. Eksempler på dette er selvrekrutterende populasjoner av relevante arter.

Norsk veiledning er ikke blitt oppdatert etter SMVF-veilederen ble ferdigstilt av departementsgruppa i 2014. Egne nasjonale føringer ble likevel gitt omkring politiske avveieringer for tiltak som påvirker vannkraftproduksjon fra departementene i 2016. Disse har heller ikke blitt endret i etterkant og gjelder derfor fortsatt. Det er signalisert tydelige restriksjoner i omfanget av miljøtilpasset vannføring i regulerte vassdrag, mens andre tiltak som ikke påvirker vannkraftproduksjonen kan likevel være aktuelle.

Bærekraftig bruk av natur

Bærekraftig bruk av vassdrag og annen natur, som påvirker naturmangfold innebærer en aktsomhetsplikt, og skal normalt baseres på økosystembaserte miljøforsvarlige teknikker og driftsmetoder (altså tiltak). Dette er sentrale forvaltningsprinsipper med flere bestemmelser som følger av kapittel II i Naturmangfoldloven, der også forventninger til kunnskapsgrunnlaget er tydeliggjort i egen veileder fra KLD (2016).

Nye inngrep som påvirker vassdragsmiljøet

KLD (2021) kom med nye presiseringer knyttet til konsesjonering av nye inngrep som påvirker vassdragsmiljø. Etter § 12 i Vannforskriften skal «**alle praktisk gjennomførbare tiltak**» settes inn for å begrense virksomhetens eller aktivitetens negative miljøpåvirkning. Denne paragrafen skal behandles i alle planledd, ikke bare helt til slutten. Mange av disse tiltakene framgår av tiltaksbiblioteket i Vann-nett, som knytter tiltakstype og påvirkning sammen (tilsvarende som i denne håndboka). Det presiseres at det kan være et vidt spekter av tiltak som er relevante, men det skal samtidig gjøre beregninger av tiltakskostander og samfunnsnyttevurderinger av tiltakene (og inngrepene). Dermed vil mange av tiltakene i denne håndboken være naturlig å ta med i analysen også for å avbøte

miljøvirkninger av nye inngrep i vassdrag framover. I veiledningen fra KLD (2021) tydeliggjør departementet hvordan norsk forvaltningspraksis bør skje.

Nyere forvaltningsvedtak viser at også kostbare tiltak ble pålagt regulanter å gjennomføre dersom forventet miljøeffekt er sannsynlig, f.eks. endre inntak for mer naturlig vanntemperatur og mer miljøtilpasset vannføring i revisjonssak for Surna (Kgl res, 5. mars 2021, se også s. 162).

6.4 God tiltakspraksis i Europa

I flere EU-prosjekter og forvaltningsundersøkelser er det gjort sammenstillinger av hvilke tiltakstyper det er best erfaringer med i Europa, for nettopp å bedre det fysiske vassdragsmiljøet (Halleraker med flere, 2016). Et sentralt prosjekt er REFORM-prosjektet, som det er referert til flere steder foran i denne rapporten. Forskere og forvaltere som bidro i REFORM gir brukervennlige tiltakskataloger og mange tiltakseksempler fra vassdrag, som er nyttig i både idefase og planlegging av relevante tiltak også i norske elver (<http://wiki.reformrivers.eu/>).

Supplerende EU-veiledning om tiltakspraksis

EU kommisjonen (2017) utarbeidet CIS veileder nr 36, som detaljert beskriver hvordan avbøtende tiltak og nye inngrep skal forstås. I 2020 ble CIS veileder nr 37 publisert, som inneholder et Europeisk tiltaksbibliotek med ytterligere beskrivelser av prinsippene som anses som god forvaltningspraksis om fysiske inngrep og bærekraftige tiltak (EU kommisjonen, 2020). Landene er ikke juridisk forpliktet til å følge anbefalingene, men forpliktet til å ha tilstrekkelige fagsystemer (f.eks. nasjonale tiltakshåndbøker/kataloger), og benytte metoder og tilnærminger som er i samsvar med kravene i vanndirektivet (tilsvarende som øvrige EU-veiledere). Dette for å sikre like miljøkrav og tiltaksforventninger, slik at ikke enkelte land eller sektorer får konkurransemessige fortrinn.

CIS veileder nr 37 inneholder flere elementer som, også for Norge, er særlig relevant for bruk av tiltaksmetoden. Den gir en ny trinnvis framgangsmåte for vurdering av økologiske virkninger av fysiske inngrep, og hvordan disse best kan avbøtes med relevante tiltak (*hvilke typer tiltak som normalt forventes*). Det europeiske tiltaksbiblioteket knytter drivere (typer av vannbruk som medfører fysiske endringer) med fysiske inngrep og kobler videre økologiske virkninger med de mest aktuelle avbøtende tiltak (*sammenlignbart med oppsettet i tabellen først i vårt tiltakskapittel*).

Denne supplerende SMVF-veiledningen fra EU-kommisjonen, oppsummerer kravene omkring hydromorfologi og SMVF i vanndirektivet, og gir holdepunkter for sammenlignbar praksis med tiltak for godt økologisk potensial. En del praktiske eksempler på bruk er også gitt. Til sammen er veilederen utformet slik at det muliggjør «intercomparison» av miljømål og tiltak i SMVF, slik at overvåking av GØP og tiltakenes avbøtende effekt skal skje på en sammenlignbar måte mellom land (tilsvarende som interkalibrering av klassegrensener for økologiske tilstand i naturlige vannforekomster). Tiltaksgrensen for hva landene regner som godt økologisk potensial, skal derfor i utgangspunktet ikke være veldig forskjellig på tvers av landene.

Tiltak for bærekraftig vannbruk

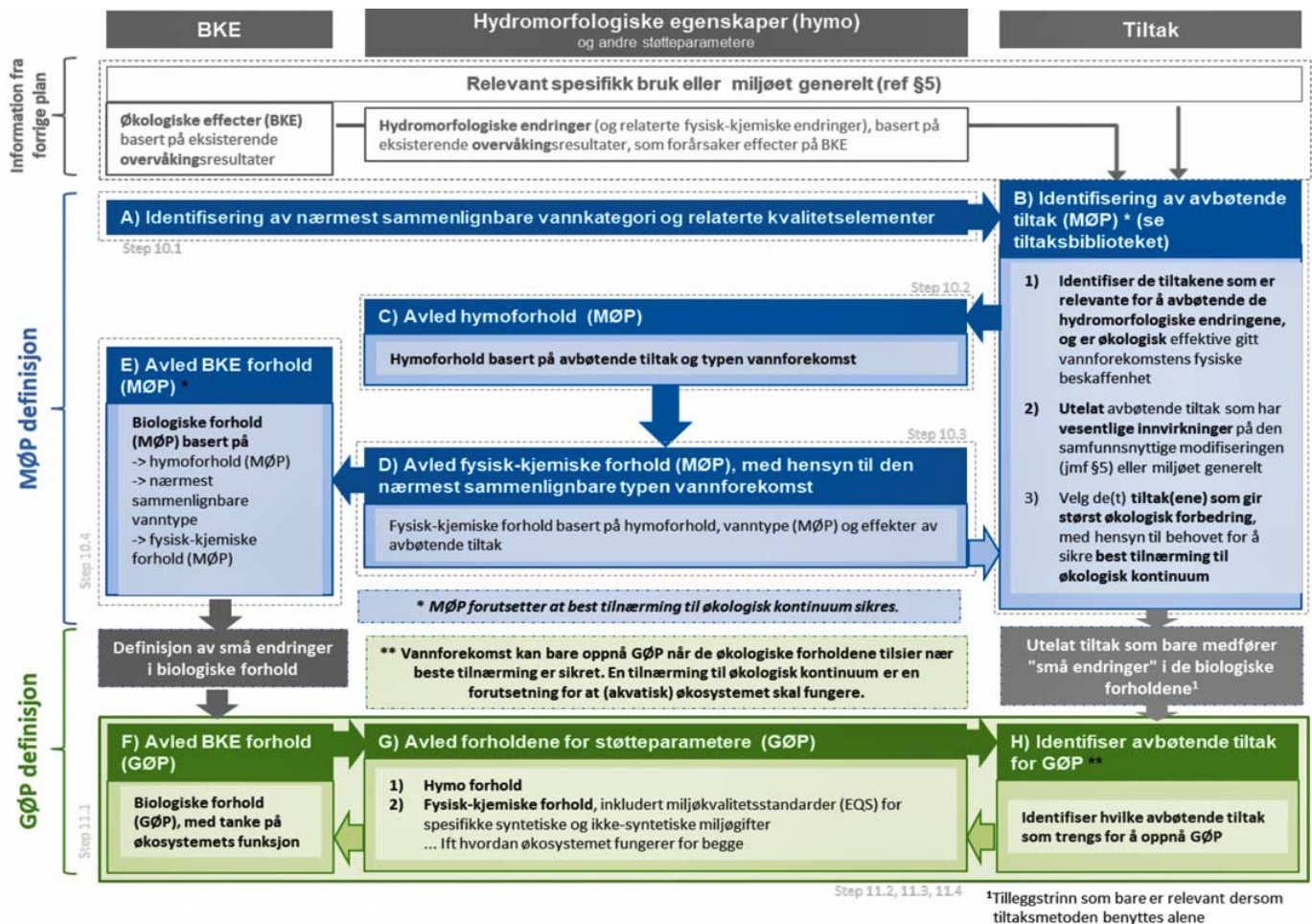
Våren 2021 vedtok EU-parlamentet taksonomien for bærekraftig finans, og første pulje med kriterier for bærekraftige aktiviteter. Allerede før sommeren 2021 ble det europeiske regelverket og begrepsapparatet utformet til nye lovforslag i Norge, siden dette er EØS-relevant (Regjeringen, 2021). Lovforslagene inneholder en del sentrale begreper om miljømessig bærekraftig aktivitet. Indirekte gir dette mer konkrete og etterprøvbare holdepunkter for hva som kjennetegner bærekraftig bruk, også av vassdrag, der økologisk effektive avbøtende tiltak er sentrale.

For eksempel er ett av kriteriene for bærekraftig vannkraft at flere relevante tiltak for å avbøte økologiske påvirkninger må gjennomføres, for å bedre de økologiske vannforholdene så mye som mulig¹. Blant tiltakene som eksplisitt nevnes ift vannkraft der dette er relevant (avhengig av den økologiske referansetilstanden – målbilde-konseptet) er;

- tiltak for å sikre nedstrøms og oppstrøms fiskevandring (kap. 7.2.1)
- tiltak for å sikre et minimum av økologisk vannføring inkludert å avbøte effektkjøring og drastisk korttidsvariasjon i vannføring og sediment-dynamikk
- tiltak for å beskytte eller forbedre habitater (omtalt som habitattiltak i denne håndboka)

I figuren under er deler av den stegvise analyse av relevante avbøtende tiltak fremhevet. Stegene og vurderingskriterier er nærmere beskrevet i CIS veileder nr 37, og er tydelig koblet til det Europeiske tiltaksbiblioteket (et utvalg er illustrert til høyre i figuren), der også mange vanlige norske tiltakstyper fra denne håndboka er innarbeidet.

Videre så må den økologiske effekten av disse tiltakene dokumenteres med relevant overvåking. Eksempler på dette er at vandringsløsninger for fisk gir høy passasjeeffektivitet (> 90 %), og at økosystemene får tilfredstillende tilstand som følge av avbøtende tiltak – feks. å unngå omfattende stranding ved effektkjøring eller utfall av kraftverk.



Etterprøvbare kriterier for å utelate relevante tiltak

Det kan være flere gode grunner for at enkelte tiltakstyper ikke er relevant. Eksempel på dette er fiskevandringsløsninger forbi barrierer på naturlige vandringshindre.

¹ EU taxonomy for sustainable activities | European Commission (europa.eu)

Skal relevante tiltak utelates (altså de som økologisk er behøvelig), så må det begrunnes på en etterprøvbar måte. I utgangspunktet skal alle tiltak som trolig gir en økologisk avbøtende effekt gjennomføres. Undersøkelsen blant forvaltere i Europa (Halleraker et al, 2016), viste at følgende hovedårsaker ble oppgitt som begrunnelse for hvorfor relevante tiltak ikke gjennomføres i regulerte vassdrag;

- 1) Teknisk vanskelig (særlig fiskepassasjer)
- 2) Tiltak går vesentlig ut over bruk (særlig vannføringstiltak – vannkraft)

Få land oppga uforholdsmessige tiltakskostander (ift. nytten av tiltak) som vanlig årsak til å ikke gjennomføre relevante avbøtende tiltak. Dette gjelder både når eksisterende fysiske inngrep fra vannkraft, veibygging, flomvern og lignende skal avbøtes, og særlig når det gis tillatelse til nye inngrep som påvirker natur i og langs vassdrag.

Disse tiltakstypene kan likevel regnes som fremherskende mønsterpraksis, og laber forvaltningstradisjon er i utgangspunktet ikke noen tilstrekkelig begrunnelse for ikke å utrede eller gjennomføre slike tiltak.

Dessuten gir både norske forvaltnings prinsipper, og EU-regelverket nevnt oven en tydelig forventning om at mønsterpraksis med godt designede miljøtiltak normalt skal gjennomføres. Dette gjelder både når eksisterende fysiske inngrep fra vannkraft, veibygging, flomvern og lignende skal avbøtes, og særlig når det gis tillatelse til nye inngrep som påvirker natur i og langs vassdrag.

Referanser

- Aas, Ø., Indset, M., Prip, C., Platjouw, F.M. & Singsaas, F.T. (2020). Ecosystem-based management: Miracle or Mirage? Mapping and rapid evidence assessment of international and Nordic research literature on ecosystem-based management. NINA Report 1802. Norwegian Institute for Nature Research.
- Bakken, T.H. med flere (2016). Miljøvirkninger av effektkjøring: Kunnskapsstatus og råd til forvaltning og industri. NINA temahefte 62.
- Belletti, B. med flere (2020). More than one million barriers fragment Europe's rivers. *Nature* 588, 436–441.
- Departementsgruppen 2014. Sterkt modifiserte vannforekomster: Utpeking, fastsetting av miljømål og bruk av unntak. Veileder 01:2014
- Direktoratet for naturforvaltning (2011). Handlingsplan for restaurering av fisketrapper for anadrome laksefisk (2011–2015). DN-rapport 7-2011.
- EU kommisjonen (2017). Exemptions to the Environmental Objectives according to Article 4(7) – new modifications . CIS guidance no 36.
- EU kommisjonen (2020). Steps for defining and assessing ecological potential for improving comparability of Heavily Modified Water Bodies. CIS guidance no 37 wit European Mitigation Library.
- EU kommisjonen (2021). Taxonomi for sustainable finance.
- Fjeldstad H-P., Pulg U. Forseth T. 2018: Sikker toveis fiskevandring forbi vannkraftverk. Kunnskapsoppdatering og mønsterpraksis. SINTEF rapport 723. SINTEF Energi Trondheim.
- Halleraker et al (2016). Working Group ECOSTAT report on common understanding of using mitigation measures for reaching Good Ecological Potential for heavily modified water bodies - Part 1: Impacted by water storage; JRC report EUR 28413.
- KLD (2016). Naturmangfoldloven kapittel II - Alminnelige bestemmelser om bærekraftig bruk. Veileder.
- KLD (2021). Veiledning til bruk av vannforskriften § 12 (om nye inngrep i vannforekomster) - med presisering.
- Regjeringen (2021). Prop. 208 LS (2020–2021) Lov om offentliggjøring av bærekraftsinformasjon i finanssektoren og et rammeverk for bærekraftige investeringer.

Praksistema: *Damfjerning i Tromsa*



Fjerning av demninger gir ofte svært gode muligheter til restaurering av vassdrag med tilhørende sedimenttransport, naturtypisk vannstand- og hastigheter samt reetablering av fiskevandring opp og ned.

Her er før og etter bilder fra Tromsa, en sideelv til Gudbrandsdalslågen, der en 7 m høy dam ble fjernet i 2022. Ildsjel Tore Solbakken og Gudbrandsdal Sportsfiskeforening (GSFF) har vært pådrivere for prosjektet som har fått pengestøtte fra Miljødirektoratet med faglige bidrag fra Multiconsult og NORCE LFI, gjennomføring av Rolstad AS. Grunnleggende for realiseringen var at dammens eier ble klar over omfanget av damvedlikehold, kostnader og ansvar dersom dammen skal bli værende. Deretter initierte GSFF planer av fagmiljøer, godkjenning hos myndighetene og finansiell støtte fra Miljødirektoratet.

7 Tiltakskatalog

I dette kapittelet listes og beskrives tiltaksmetoder. En oversikt over hovedpåvirkninger og aktuelle tiltak er gitt i Tabell 1. En nærmere beskrivelse av tiltak finnes på egne faktaark senere i kapittelet. Tiltakene er ordnet i tematiske blokker. Vi begynner med restaureringsmetoder som i utgangspunktet bygger på fjerning av fysiske inngrep, og som virker langvarig og for en rekke miljøfaktorer. Deretter følger forskjellige former for enkelttiltak som er tematisk spisset og ofte ikke varige, men som trenger vedlikehold. Disse er delt i blokkene fiskepassasjer og habitattiltak. Deretter følger andre fysiske tiltak som har effekt på vanntemperatur, gassmetning og vannføring. Disse beskrives i mer kortfattet form. Felles for tiltakene er at de har vist miljøforbedrende effekter der de ble brukt i riktig kontekst, og at de kan betraktes som «god praksis» eller «mønsterpraksis» i henhold til Naturmangfoldloven.

Tabell 1.
Hydromorfologiske hovedpåvirkninger og aktuelle tiltak

		Fysiske endringer i elveslette og bredder				Fysiske endringer i elvesengen					Temperatur og gassmetning			Endringer i vannføring			
HOVEDPÅVIRKNING		Erosjonssikring (forbygninger, kanalisering langs elva)	Redusering av kantvegetasjon	Redusering av flomsone	Lateral konnektivitet i flomslette og sidevassdrag	Fjerning og tilførsler av masser	Endringer i elvemorfologi	Endringer i habitattyper	Endring i habitatkvalitet (substrat, gyting, skjul)	Fragmentering og barrierer (longitudonal konnektivitet)	Vanntemperatur	Isforhold (overflateis og bunnis)	Gassovermetning	Total vannføring	Lavvannføring	Flomstørrelse og -frekvens	Kortids vannføringssending
TILTAKSTYPER																	
RESTAURERING	Gjenåpning av bekker og elver, s. 50	++		++			++	++	++	+	+	+		+	+	+	+
	Fjerning av terskler og demninger, s. 54	+		+		++	++	++	++	++	+	+		+	+	+	+
	Naturtypisk morfologi, s. 58	++	+	++	+	++	++	++	++	++		+		+	+	+	+
	Tilkoble elveslette og sidevassdrag, s. 63	+	+	++	++		+	+		+		+		+	+	+	+
	Reetablering av kantvegetasjon, s. 67	+	++	+			+	+			+	+		+	+		

++ typiske tiltak , ofte med god effekt
+ kan være aktuelt

Tabell 1.
Hydromorfologiske hovedpåvirkninger og aktuelle tiltak

			Fysiske endringer i elveslette og bredder				Fysiske endringer i elvesengen				Temperatur og gassmetning			Endringer i vannføring				
HOVEDPÅVIRKNING			Erosjonssikring (forbygninger, kanalisering langs elva)	Redusering av kantvegetasjon	Redusering av flomsone	Lateral konnektivitet i flomslette og sidevassdrag	Fjerning og tilførsler av masser	Endringer i elvemorfologi	Endringer i habitattyper	Endring i habitatkvalitet (substrat, gytting, skjul)	Fragmentering og barrierer (longitudonal konnektivitet)	Vanntemperatur	Isforhold (overflateis og bunnis)	Gassovermetning	Total vannføring	Lavvannføring	Flomstørrelse og -frekvens	Korttids vannføringsendring
TILTAKSTYPER																		
FISKEPASSASJE	BEGGE VEIER	Fjerning av barriere, ramper, s.53, s. 54				++					++							
		Fiskevennlig kulvert, s. 58				++					++							
		Vandringsvei i dypål, s.80				++					++		+			++		+
	OPPVANDRING	Naturtypisk omløp, s. 83				++					++							
		Spaltettrapp, s. 87				++					++							
		Kulpetrapp, s. 91				+					+							
		Andre passasjetyper, s. 95				+					+							
	NEDVANDRING	Rister med fluktåpning, s. 98									++							
		Coandarist, s. 108									++							
		Vannslipp, s. 111									++							
		Avskrekking, s. 110									+							
		Gjennom fiskevennlig turbin, s. 112									++							

++ typiske tiltak , ofte med god effekt
+ kan være aktuelt

Tabell 1.
Hydromorfologiske hovedpåvirkninger og aktuelle tiltak

		Fysiske endringer i elveslette og bredder				Fysiske endringer i elvesengen					Temperatur og gassmetning			Endringer i vannføring			
HOVEDPÅVIRKNING		Erosjonssikring (forbygninger, kanalisering langs elva)	Redusering av kantvegetasjon	Redusering av flomsone	Lateral konnektivitet i flomslette og sidevassdrag	Fjerning og tilførsler av masser	Endringer i elvemorfologi	Endringer i habitattyper	Endring i habitatkvalitet (substrat, gytting, skljul)	Fragmentering og barrierer (longitudonal konnektivitet)	Vanntemperatur	Isforhold (overflateis og bunnis)	Gassovermetning	Total vannføring	Lavvannføring	Flomstørrelse og -frekvens	Korttids vannføringsendring
TILTAKSTYPER																	
HABITATTILTAK	Grusutlegg, s. 122	++			+	++	+	++	+	+				+	+	+	+
	Steinutlegg, s. 126	++				++	+	++	++					+	+	+	+
	Utlegg av døde trær, s. 129	++				++	+	++	++					+	+	+	+
	Ripping, harving, spyling, s. 134					++	+	++	++					+	+	++	+
	Gyteplasser for vegetasjonsgyttere, s. 132			++				++	++					+	+	+	+
	Tilførsel av naturtypiske masser, s.137	+				++	+	++								+	
	Fjerning av ikke naturtypiske masser, s.139			+		++		++								+	
	Buner, terskler, bunnstabilisering, s. 154	+				+	+	+						+	++	+	+
	Elv i elva, s. 80					+	+	+				+		+	++		+
	Miljøvennlig erosjonssikring, s. 147	++	++	+	+	+	+	+						+	+	+	+
	Fjerning av krypsiv, s. 144					++	+	++	++					+			
ANDRE TILTAK	Temperaturtilpasning, s.166										++	++					
	Tiltak til miljøbasert vannføring, s. 158						+	+			+	+	+	++	++	++	+
	Tiltak til å redusere gassovermetning, s. 168												++				
	Tiltak til å avbøte effektkjøring, s. 158																++

++ typiske tiltak, ofte med god effekt

+ kan være aktuelt

7.1 Restaurering av bekker og elver

I henhold til definisjonen i kap. 5.2 brukes termen «restaurering» for å beskrive gjenskaping av naturtypiske forhold inkludert tilhørende fluviale prosesser (f.eks. flom og sedimenttransport). Dette medfører vanligvis at tiltakene virker langvarig og at hele det naturtypiske artssamfunnet styrkes, ikke bare enkelte arter. I utgangspunkt innebærer restaurering at inngrepene som har ført til endringer fra naturtilstanden fjernes eller reduseres. Restaurering gir ofte de beste og mest langvarige resultatene hvis en naturtypisk referansetilstand er målet, men den gir samtidig restriksjoner i forhold til vassdragsbruk. Når en demning fjernes kan fisk vandre fritt og sedimenttransport reetableres, men andre vannbruksmuligheter forsvinner. Restaurering har derfor ofte blitt gjennomført der bruksinteresser og prioritering har endret seg (Pedersen et al. 2007), der større samfunnsnyttige funksjoner (f.eks. flomsikring) og økosystemtjenester prioriteres (Friberg et al. 2016b). Men også i regulerte vassdrag der vannet fortsatt skal brukes til tekniske og økonomiske formål kan det være rom for restaurering. I sideløp er det ofte mulig å restaurere naturtypiske vassdrag, inkludert fluviale prosesser, selv om hovedelven er regulert (se eksempel på s. 181). Terskler kan delvis fjernes i kraftregulerte vassdrag uten at kraftproduksjonen blir påvirket (se eksempel s. 191). Mange kulverter og strukturer i mindre vassdrag har blitt til barrierer for fisk grunnet kunnskapsmangel ved utforming. Mange av disse kan fjernes eller ombygges slik at det skapes en gjennomgående naturtypisk elvebunn, uten at dette reduserer bruksmulighet til infrastrukturen. Det finnes altså en rekke muligheter for restaurering, også i regulerte vassdrag. Det anbefales derfor prinsippielt å vurdere restaureringstiltak som løsning når miljøtilstanden i vassdrag skal bedres. Først når det viser seg at disse ikke lar seg forene med gitte bruksinteresser bør det velges habitattiltak som vanligvis krever en form for gjentakelse eller vedlikehold (se kap. 7.3)

Delkapittelet om restaurering er delt inn i 5 tema: Gjenåpning av vassdrag, Fjerning av terskler og demninger, reetablering av kantvegetasjon, tilbakeføring til naturtypisk elvemorfologi og tilkobling av sidevassdrag og elveslette.

Referanser

Cases, se referanser ovenfor, s. 30

N. Friberg, T. Buijse, C. Carter, D. Hering, B. Spears, P. Verdonchot, T. Fosholt Moe 2016b. Effective restoration of aquatic ecosystems: scaling the barriers WIREs Water, 4 (1) (2016), pp. 1–10

Pedersen, M., Andersen, J., Nielsen, K. & Linnemann, M. (2007) Restoration of Skjern River and its valley: Project description and general ecological changes in the project area. Ecological Engineering, 30, 131 – 144

Saldi-Caromile, K., K. Bates, P. Skidmore, J. Barenti, D. Pineo. 2004. Stream Habitat Restoration Guidelines: Final Draft. Co-published by the Washington Departments of Fish and Wildlife and Ecology and the U.S. Fish and Wildlife Service. Olympia, Washington.

7.1.1 Gjenåpning av bekker og elver

Faktaboks

- Kan gi et åpent vassdrag med habitatfunksjon og som vandringsvei.
- Fører til en betydelig forbedring av økologisk tilstand ved riktig utforming.
- Fører ofte til større hydraulisk kapasitet (bedre flomsikring) og enklere vassdragsvedlikehold
- Medfører endringer i arealbruk.



Fig. 13 Gjenåpning FØR-ETTER: Gjenåpnet strekning av Steinsvikbekken i Bergen med gyteplasser og produktivt ungfiskhabitat for sjøørret. Ungfisktettheter av ørret og laks økte fra 6 individ/100 m² i og ved røret (2014), til 256 ind./100 m² (2016, Bybane Utbygging AS, Veidekke AS med Uni Miljø LFI).

Generell beskrivelse og anvendelse

Bebyggelse og landbruk har delvis skyld i at bekker og mindre elver ble dekket med lokk eller lagt i rør. Dette har ført til tap av habitat. Lukkingen kan dessuten virke som vandringsbarriere, særlig når vassdraget er lagt i rør med gradient over 1 % og fritt fall ved utløpet.

Ved gjenåpning fjernes denne påvirkningen, lokk eller rør tas bort og det reetableres en naturtypisk elvemorfologi med tilhørende kantsoner (se s. 67 og s. 74). Bredden på elv og kantsone kan være begrenset av arealbruk. I slike tilfeller trengs det en form for miljøvennlig erosjonssikring langs bredden (s. 147).

Et åpent vassdrag kan igjen bli habitat og vandringsvei for akvatisk liv. Dette vil som regel medføre en betydelig bedring av økologisk tilstand. Ofte vil også hydraulisk kapasitet øke. Med dette reduseres risiko for oversvømmelse, samtidig som en får enklere tilkomst for vassdragsvedlikehold.

Utforming

Ved gjenåpning bør vassdraget i størst mulig grad utformes etter naturlige forbilder, og etter hydromorfologiske rammebetingelser, som f.eks. gradient, sedimenttransport, og vannføring. En oversikt over dette finnes i kap. 7.1.3. Vassdragets tverrsnitt dimensjoneres etter forventede vannføringer og hydraulisk kapasitet gitt av gradient og substrat, **inklusive** naturtypiske stein og vegetasjon. Dette gjelder for flom etter gjeldende regelverk, men også for median- og lav vannføring. Lavvannssengen skal ikke være kunstig bred og

grunn, og skal ikke virke som vandringshinder (s. 75). Hydraulisk modellering er et nyttig verktøy i denne prosessen. Det understrekes at god miljøtilstand eller godt økologisk potensial ikke er forenlig med glatte kanaliserte elvebredder eller plastret bunn. Grunnlaget for den hydrauliske modellering skal derfor inkludere naturtypisk ruhet, varierte elvebredder, delvis dynamisk substrat og vegetasjon. Erosjonssikring av det gjenåpnede vassdraget kan delvis være nødvendig, f. eks. dersom bosetting eller infrastruktur skal beskyttes. Det anbefales å bruke miljøvennlige erosjonssikringsmetoder som beskrevet i kap.7.3.9, også dersom elvebredden skal integreres i en arkitektonisk kontekst. Også i NVEs sikringshåndboka er miljøvennlige erosjonssikringsmetoder omtalt (se [lenke](#) ndf.). For å skape habitatforhold som gir naturlige tettheter og diversitet av fisk, kreves et naturtypisk bunnssubstrat. Bunnplastring skal unngås. Er dette likevel nødvendig, anbefales en utforming med ru overflate og elvesediment på toppen (s. 148).

Hvor og når?

- Ved lukkede bekke- og elvestrekninger

Effekt

- Gir vanligvis betydelig bedre miljøforhold på strekningen, god økologisk tilstand mulig.
- Kan reetablere naturlige fluviale prosesser som sedimenttransport
- Vandringsbarriereeffekten fjernes
- Trenger plass
- Gir ofte økt hydraulisk kapasitet og mindre fare for oversvømmelse

Varighet og vedlikehold

Tiltaket er i utgangspunktet varig. Vassdraget og erosjonssikring krever vassdragsvedlikehold som lignende elvestrekninger.

Kostnader

Kostnader kan være omfattende og inkludere endringer i arealbruk. Gjenåpningsprosjekter krever ofte integrering i langsiktig by-/arealplanlegging og det trengs tverrfaglig kompetanse. Det er ikke bare effekter for vassdragsmiljøet, men tiltaket har også effekt på flom- og overvannshåndtering samt nærmiljø til beboere, og kan integreres i grøntareal og parkanlegg («blå-grønne akser»). Pulg et al. (2020) dokumenterer kostander på 81–584 NOK (snitt 440 NOK) per lengdemeter ved utforming av vassdrag på 2–7 m bredde (2017-kroner).



Fig. 14 Bjerkedalen park ble åpnet i oktober 2013. Hovinbekken er gjenåpnet gjennom parken over en strekning på 350 meter. Det er lagt til rette for vandring og opphold for ørret som naturlig hører til i vassdraget. Prosjektet har vunnet Oslo Bys Arkitekturpris i 2015 og pris for Norges beste uterom i 2016. Foto: VAV Etat Oslo.



Fig. 15 Fjerning av terskler i Mandalselva 2016. Miljødesign-prosjektet er blant Norges mest omfattende og gjennomføres av Agder Energi sammen med Nina, Sintef, NORCE LFI m.fl. Foto: Agder Energi.

Referanser

Gjennomført eksempel finnes på side 159.

Atle Hauge, Bjørn Walseng, Sigrid J. Langsjøvold og Håkon Borch 2005:

Veileder Gjenåpning av bekkelukkinger. Jordforskrappport nr. 85/05

Kari Elisabeth Fagernæs m.fl. 2015 Prinsipper for gjenåpning av elver og bekker i Oslo. Oslo kommune

<https://www.oslo.kommune.no/getfile.php/13166758/Innhold/Politikk%20og%20administrasjon/Slik%20bygger%20vi%20Oslo/Vannomr%C3%A5de%20Oslo/Rapporter%20og%20planer/2015%20Prinsipper%20for%20gjen%C3%A5pning%20av%20elver%20og%20bekker%20i%20Oslo.pdf>

Magnussen, K., Reinvang R., Løset f 2015: Økosystemtjenester fra grønnskulpturer i norske byer og tettsteder. Vista Analyse rapport nr. 2015/10. Rapportnummer M-378 I 2015 Miljødirektoratet. Trondheim.

http://www.miljokommune.no/Documents/Nyheter/va_2015-10_gr_nnstruktur_og_kosystemtjenester_final_m_mdir_nr.pdf

<https://www.oslo.kommune.no/english/politics-and-administration/green-oslo/best-practices/reopening-waterways/> <https://sikringshandboka.nve.no/moduler/modul-fo-101-miljotilpassing-av-sikring-i-vassdrag/modul-fo-101-miljotilpassing-av-sikring-i-vassdrag-store-vassdrag/>

Pulg, U. Stranzl, S. Espedal, E.O., Gabrielsen S-E., Postler, C., Ugedal. O., Jensås, G.J., Bremset, G., Fjeldstad H-P., Alfredsen, K. 2020: Effektivitet og kost-nytte forhold av miljøtiltak i vassdrag. NORCE LF-rapport 360, NORCE LFI, Bergen, 84 s



Laksepar og voksen laks på skjulrik elvebunn i nærheten av gyteplassen.

7.1.2 Fjerning av terskler og demninger

Faktaboks

- Gjenskaper naturlig helning og fjerner oppstuingseffekten
- Konnektivitet for fisk og sedimentdynamikk reetableres
- Er ofte forutsetning for egendynamisk utvikling av naturtypisk morfologi
- God økologisk tilstand og godt økologisk potensial kan oppnås
- Medfører endringer i vannbruksmuligheter og vannoverflatens areal



Fig. 16 Tidligere terskelbasseng i Ekso/Hordaland etter fjerning av terskel. Det finnes skjulrik elvebunn med gyteplasser, gode oppvekstbetingelser for ungfisk av laks og ørret samt standplasser for voksen fisk (Foto: Tore Wiers).

Terskler er små demninger, som regel uten vannuttak, som har blitt brukt til erosjonssikring, stabilisering av bunnsubstrat, maksimering av vanddekt areal og som fiskepassasje. På 1980- og 1990-tallet var terskelbygging et utbredt avbøtende tiltak (se f.eks. Terskelprosjektet, Melquist 1984). Estetisk ble store vannspeil foretrukket. Dessuten var det en forventning om økt fiskeproduksjon i et maksimert vanddekt areal. I etterkant viste det seg at oppstuingseffekten i terskler på sikt medfører avsetning av finmasser i bassenget ovenfor, og at stabilisering av elvebunnen reduserer naturlig rensing ved flom. Resultatet er ofte mindre skjul og gytemuligheter for laksefisk. Dessuten kan terskler virke som vandringshindre, da særlig ved høydesprang over 0,5 m og ved jevnt, grunt vannoverløp uten lavvannsrenne. Oppstuingseffekten av terskler endrer også habitatet ved at de eksempelvis kan gjøre tidligere periodevist vanddekte arealer, eller tidligere tørre arealer – til permanent vanddekte arealer (Im et. al., 2020).

For demninger gjelder i utgangspunkt det samme, men ofte er oppdemnings-effekten og barrierevirkningen større enn i terskler. Dessuten er demninger vanligvis knyttet til en form for vannuttak eller -bruk, som igjen kan ha en rekke andre effekter (temperaturrendringer, redusert habitatareal m.fl.)

Fjerning eller reduksjon av terskler og demninger gjenskaper den naturlige gradienten i terrenget og kan bidra til vesentlig bedre habitategenskaper, se eksempler på s. 191 og s.261. I oppdemmete elvestrekninger er dette ofte en forutsetning for å reetablere egendynamisk utvikling av en naturtypisk vassdragsmorfologi. En rekke prosjekter fra Europa og Nord-Amerika med

fjerning av til dels store demninger betraktes som vellykkete restaureringsprosjekter med varig forbedring av økologisk tilstand (Bednarek et al. 2001, Gregory et al. 2002, Katopodis et al. 2006, Quinn et al. 2021, Biernie-Gauvin et al. 2021). Eloranta et al. (2019) ser et stort potensiale for fjerning av mindre dammer og terskler i Norge som ikke er i bruk lenger.

Fjerning av terskler medfører endringer i vassdragets form og overflate. Vannspeil, vannoverflate, vanndekt areal, vannhastighet, vanddyp, skjærspenninger og massetransport inkl. eventuelle miljøgifter endrer seg ofte vesentlig. Det samme gjelder for muligheter til vannbruk ved fjerning av demninger. Tiltaket forutsetter at disse faktorene og bruksinteresser kan endres.

Utforming

Fjerning av terskler og demninger kan skje helt eller delvis. Delvis fjerning kan muliggjøre kompromisser med andre bruksformer, men vil gi mindre effekt og må ofte kombineres med en rampe eller fiskepassasje for å unngå barrierevirkning (s. 73). Det anbefales å ta i bruk hydraulisk modellering ved planlegging av tiltak, slik at effekter kan bedømmes og avveies i forkant. På denne måten kan det finnes et gunstig høydenivå som gir både ønsket habitatkvalitet og habitatareal, slik at løsningen om nødvendig kan ivareta flere bruksinteresser.

Ved delvis fjerning anbefales det å utforme lavvannsrenne (dypål) samt en naturtypisk utforming av terskelkanten. I det tidligere terskelbassenget bør det tillates en egendynamisk utvikling av elvemorfologien. Dersom det er dannet et armeringslag eller store sedimentavsetninger, kan utviklingen akselleres ved fjerning av finsedimentene eller harving (s. 100 og s. 137). Også utlegg av naturtypiske masser (f. eks. gytegrus, stein) kan være et anbefalt tilleggstiltak dersom utviklingen skal akselleres. Disse metodene er nærmere beskrevet i kap. 6.3.

Hvor og når?

- Dersom kunstig oppstuingseffekt reduserer habitatkvalitet
- Ved kunstig barriereeffekt for fisk og sediment

Effekt

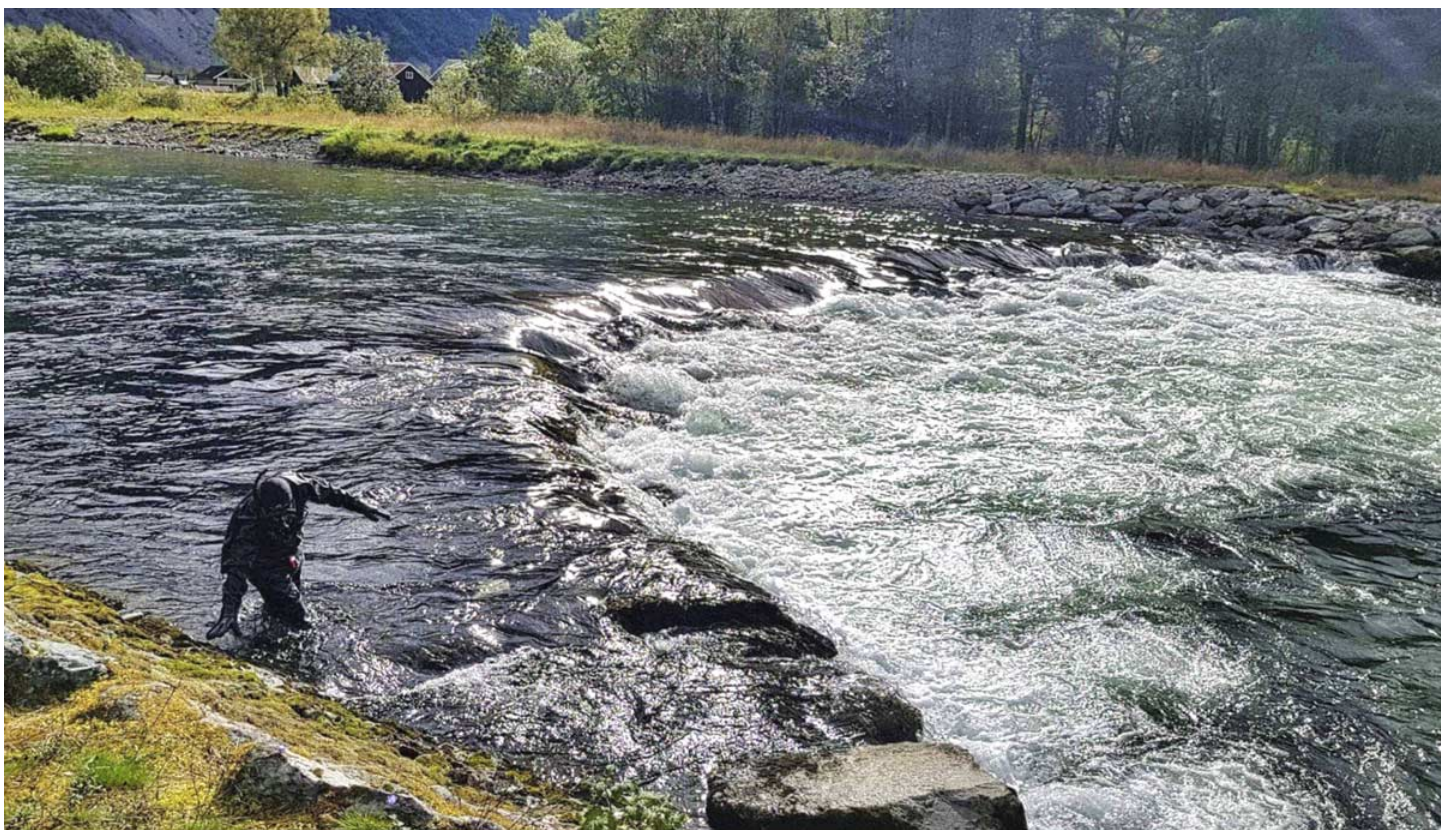
- Ofte vesentlig for å reetablere naturtypiske fysiske miljøforhold på en elvestrekning
- Bidrar til å reetablere naturlige fluviale prosesser som sedimenttransport
- Eventuell vandringsbarriere fjernes
- Kan gi økt hydraulisk kapasitet og mindre fare for oversvømmelse
- Kan mobilisere finmasser inkludert miljøgifter.
- Medfører endringer i bruksmuligheter og utseende av elvestrekningen

Varighet og vedlikehold

Tiltaket er i utgangspunktet varig. Avhengig av arealbruken kreves vassdragsvedlikehold på lik linje med andre vassdrag. Biologisk sett kreves vanligvis ikke vedlikehold, siden naturlige prosesser som sedimenttransport skal reetableres. Dette er imidlertid avhengig av situasjonen ovenfor og nedenfor i nedbørsfeltet, og prosessene kan være begrenset dersom sedimentregime og vannføring er endret andre steder i vassdraget.

Kostnader

Kostnader avhenger av størrelse på både vassdrag og terskel/demning, og strekker seg fra noen få dugnadstimer ved terskelfjerning i små bekker til kostbare prosjekter med stort omfang. Også endringer i bruksmuligheter kan føre til kostnader. Pulg et al. (2020) beskriver bare et eksempel med kostander på 65 NOK per m² forbedret habitat ved en terskelfjerning.



Tradisjonelle gjennomgående syvdeterskler (her fra Lærdalselva) stabiliserer elvebunnen. I terskelbassenger akkumuleres finmasser og det finnes etter hvert mindre skjul og dårligere ungfiskhabitat enn i fritt flytende strekninger (se skjulmålinger i Arnekleiv et al. 2012). Terskelbassenger og terskelkulper kan være standplass for voksen fisk, men midtveisevalueringer med drivtelling viser at det ofte står flere lakser i strømmende, skjulrike partier av elvene (Foto: Sebastian Stranzl).

Referanser



Elvebunn etter utslipp av finsediment (sand). På strekninger med terskler resulterer dette ofte i mindre hulrom og skjul i sedimentet, og dette langvarig. Siden elvebunnen er stabilisert av terskelene, er rensemulighet ved flommer begrenset.

Cases på side s. 98 og s. 103
 Arnekleiv JV, Pulg, U., Sandnes TO., Kjærstad G., Skår, B., Kirkreit, I., Fergus, T. 2012:
 Evaluering av celleterskler som avbøtende tiltak. NVE Rapport nr. 6 – 2012. Norges
 vassdrags- og energidirektorat. OSLO ISBN: 978-82-410-0870-2

- Birnie-Gauvin, K, Candee, M.M., Baktoft, H., Larsen, M.H., Koed, A. & Aarestrup, k. 2018. River connectivity reestablished: Effects and implications of six weir removals on brown trout smolt migration. *River Res Applic.* 2018;34:548–554
- Bednarek A.T. 2001. Undamming rivers: a review of the ecological impacts of dam removal. *Environmental management* 27: 803–14..
- Eloranta, A., Thomassen, G., Bergan, M.A., Andersen, O. & Gregersen, F. 2019: Restoration potential of old dams in Norway. A pilot study of occurrence, characteristics and restoration potential in watercourses with anadromous and resident fish stocks. NINA Report 1628. Norwegian Institute for Nature Research.
- Fjeldstad, H.P., Barlaup, B.T., Stickler, M., Gabrielsen, S.E. & Alfredsén, K. (2012): Removal of weirs and the influence on physical habitat for salmonids in a Norwegian river. – *River Res. Appl.* 28: 753–763.
- Gregory, S., Li, H., and J. Li. 2002: The conceptual basis for ecological responses to dam removal. *BioScience* 52(8): 713–723.
- Im, R-Y., Kim, J.Y., Nishihiro, J. & Joo, G-J. 2020: Large weir construction causes the loss of seasonal habitat in riverine wetlands: a case study of the Four Large River Projects in South Korea. *Ecological Engineering* 152 (2020) 105839
- Katopodis C. & L.P. Aadland. 2006: Effective dam removal and river channel restoration approaches. *IAHR International J. River Basin Management*, Special Issue on Ecohydraulics, Vol. 4(2) pp. 1–16
- Melquist, P. 1984: Publikasjonsoversikt og samling av sammendrag fra terskelprosjektets informasjonsserie. ISBN 82-554-0382-5. NVE. Oslo
- Pulg, U. Stranzl, S. Espedal, E.O., Gabrielsen S-E., Postler, C., Ugedal, O., Jensås, G.J., Bremset, G., Fjeldstad H-P., Alfredsén, K. 2020: Effektivitet og kost-nytte forhold av miljøtiltak i vassdrag. NORCE LF-rapport 360, NORCE LFI, Bergen, 84 s
- Quinn, T.P., Pess, G.R., Sutherland, B.J.G., Brenkman, S.J., Withler, R.E., Flynn, K. and Beacham, T.D. (2021): Resumption of Anadromy or Straying? Origins of Sockeye Salmon in the Elwha River. *Trans Am Fish Soc*, 150: 452–464.

Lenker til prosjekter og veiledning:

<https://www.internationalrivers.org/campaigns/dam-removal>
<http://wiki.reformrivers.eu/index.php/Category:Measures>
<https://damremoval.eu/>

7.1.3 Reetablering av naturtypisk elvemorfologi

Faktaboks

- Utforming av elva skal passe til naturlige hydromorfologiske rammer (helning, vannføring, sediment mfl.)
- En naturtypisk morfologi kan utformes direkte og deretter overlates til egendynamisk utvikling
- Kan også gjenskapes ved egendynamisk utvikling, og det kan ta lengre tid
- Varig tiltak med meget god miljøeffekt og lav vedlikeholdskostnad



Fig. 17 Fjerning av terskler og reetablering av naturtypisk morfologi (trinn-kulp og stryk type) i sideløp til Aurlandselva (E-Co Energi, Melcon AS, NORCE LFI, se også s. 128)

Generell beskrivelse og anvendelse

En forenklet morfologisk typologi for elvesegmenter (reach scale, typisk > 10–100 ganger elvebredde) er presentert i tabellen under. Den beskriver elveformer som dannes ved gitt gradient, substrat og sedimentregime, Pulg et al. (2022). Typene kan variere avhengig av vannførings- og sedimentregime og overlapper delvis. Oversikten gir en orientering. I Norske vassdrag finnes det ofte en stor variasjon av både elvetyper og steinsammenetning, grunnet den glasielle geologien og berggrunnen som er dominert av krystalline og metamorfe steintyper med relativt lite løsmasseproduksjon. Det kan for eksempel ligge store glasielle steinblokker også i flate elvepartier som er dominert av grusbunn, og bratte kaskader kan ligge nedenfor flate finsedimentstrekninger. Dette står i kontrast til mange andre elver i verden, der formen hovedsakelig er definert av rent fluviale prosesser. Variasjon i morfologi bidrar til relativt høy habitatvariasjon og skjul for fisk. Denne variasjonen har ofte blitt redusert gjennom fysiske inngrep. Kjente eksempler er fjerning av stein grunnet tømmerfløting, landbruk eller urbanisering.

Fysiske inngrep som erosjonssikring, demninger og terskler endrer utforming og habitatforhold i vassdrag. Dersom inngrepene fjernes, og vannføring og sedimentregime er uendret, vil naturtypiske, morfologiske forhold reetableres. Denne prosessen kan imidlertid ta tid, og krever ofte elvesengdannende flommer. Store glasiale stein som har blitt fjernet kan dessuten ikke legges tilbake av dagens flommer. Vil en ikke vente til neste istid, må de transporteres tilbake med maskiner. Ved direkte maskinell utforming bør naturtypiske forhold etterlignes fra starten og så overlates til naturlige prosesser. Det anbefales at utformingen skal tilpasses gitte hydromorfologiske rammeforhold. Oversikten nedenfor gir en orientering og anbefales også som «målbilde» ved utforming av habitatiltak. Dersom det ikke i tilstrekkelig grad tas hensyn til gradient og hydromorfologiske rammer, vil tiltak ha kort varighet og vil kunne resultere i habitat typer som ikke er naturtypiske.

Gode resultater med restaurering av naturtypisk morfologi ble oppnådd i Life-prosjektene i Vindelälva i Sverige (tilbakeføring av steinblokker, Polvi et al. 2014) og Traisen i Østerrike (remeandering og egendynamikk), se lenker under referanser.

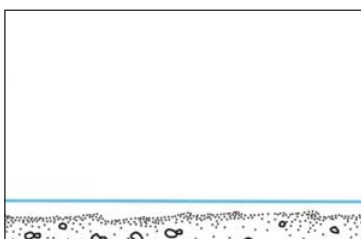
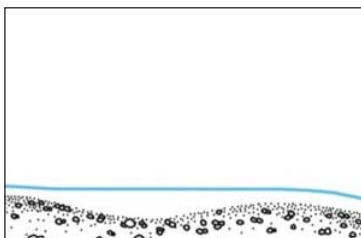
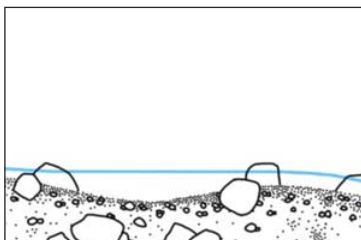
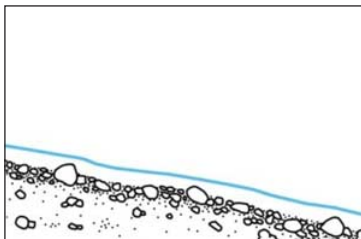
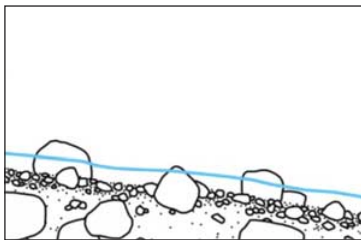
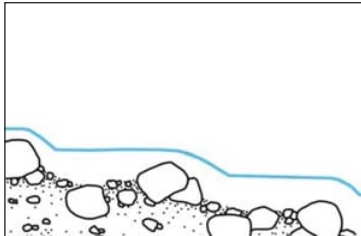
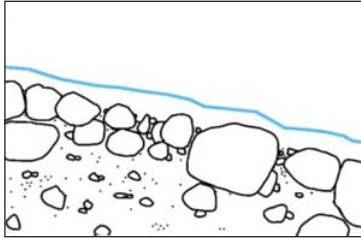
Utforming

Ved planlegging av tiltak i vassdrag anbefales det å ha oversikt over referanse-situasjon og dagens hydromorfologiske rammer, altså geologi, gradient, vannføring, sedimentregime og substrat i undergrunn. Basert på dette velges en utforming som gir varige naturtypiske habitater som vedlikeholdes av egendynamiske prosesser. For den planmessige utformingen av vassdraget og tverrsnitt anbefales det å orientere seg etter nødvendig hydraulisk kapasitet ved flommer, men den må også ta høyde for vannføringsvariasjon, inkludert lave vannføringer. Lavvannssengen skal ikke være kunstig bred og grunn, og ikke virke som vandringshinder (s. 73). Hydraulisk modellering er et nyttig verktøy i denne prosessen. Det understrekes at god miljøtilstand eller godt økologisk potensial ikke er forenlig med glatte kanaliserte elvebredder eller plastret bunn. For å kunne nå miljømålene skal det inkluderes naturtypisk ruhet, varierte elvebredder, delvis dynamisk substrat og vegetasjon. Det anbefales å skape initialløp utformet i henhold til gradient og sedimentregime, slik at elven renner som ønsket fra starten. Bredden utformes av samme substrat som elvebunn. Elvens planmessige utforming bør orienteres etter referansestrekninger og terrenget. En oversikt over fluviale elveformer finnes i Rosgen (1994) og i Hav&Vattenmyndigheten (2019).

Elvestrekningen bør deretter i størst mulig grad overlates til en egendynamisk utvikling. Dersom det er nødvendig med erosjonssikring, så anbefales det å sette erosjonssikringen lengst mulig ut til side, slik at det er plass til erosjon og sedimentasjon innenfor disse rammene (se s. 148). Dette vil på sikt bidra til å skape og vedlikeholde en varig naturtypisk morfologi og habitatkvalitet.

Elverestaurering bør ikke betraktes som anleggsgartneri der hver enkelt stein skal ligge stabilt. Tvert i imot er en naturtypisk sedimentdynamikk innenfor gitte rammer en forutsetning for å få etablert en typisk fauna. Låses elvebunnen med terskler og/eller plastring, vil hulrom i elvebunn og gytemuligheter på sikt reduseres eller forsvinne helt.

Skjematisk lengdeprofil



Bilde



Beskrivelse

Kaskade (fossestryk)

Typisk gradient: 0,065-0,3

Dominerende substrat: fjell eller blokk

Typisk kulplengde < 1 elvebredde

Trinn-kulp type

Typisk gradient: 0,03-0,01

Dominerende substrat: blokk og rullestein

Typisk kulplengde 1-4 ganger elvebredde

Variert stryk

Typisk gradient: 0,005-0,03

Dominerende substrat: både grus, rullestein og blokk

Ingen typisk kulplengde

Jevnt stryk

Typisk gradient: 0,005-0,03

Dominerende substrat: rullestein og grus

Ingen typisk kulplengde

Blandet kulp-stryk type

Typisk gradient: 0,001-0,015

Dominerende substrat: grus med innslag av rullestein og blokker

Typisk kulplengde 5-7 ganger elvebredde

Kulp-stryk type

Typisk gradient: 0,001-0,015

Dominerende substrat: grus

Typisk kulplengde 5-7 ganger elvebredde

Finsediment type

Typisk gradient: < 0,001-0,005

Dominerende substrat: fingrus (< 0,8 cm), sand eller finere

Typisk kulplengde 5-7 ganger elvebredde



Forenklet oversikt over morfologiske elvetyper i lengdeprofil med tilhørende gradient og dominerende substrat (modifisert etter Hauer & Pulg 2018).

Til orientering for valg av substrattype og elveform i lengdeprofil ved restaurering og habitattiltak.

(Blokk > 26 cm, rullestein 6 - 26 cm, grus 1-6 cm, fingrus og sand < 1 cm)

Hvor og når?

- Der naturlig elveform, sedimentforhold og habitatkvalitet har gått tapt og skal reetableres.
- Ved gjenåpning /-tilkobling av vassdrag
- Er også en orientering for habitattiltak (steinutlegg, ramper, brekk)

Effekt

- Gir vanligvis betydelig bedre og naturtypiske fysiske miljøforhold
- Bidrar til å reetablere naturlige fluviale prosesser som massetransport
- Kan betraktes som varig og lite vedlikeholdskrevende, med unntak av vanlig vassdragsvedlikehold avhengig av arealbruk

Varighet og vedlikehold

Tiltaket er i utgangspunktet varig. Avhengig av arealbruken rundt vassdraget kreves vanlig vassdragsvedlikehold. Biologisk sett kreves det vanligvis ikke vedlikehold siden naturlige prosesser som sedimenttransport reetableres og utformingen jo nettopp skal tåle de naturgitte forholdene. Dette er imidlertid avhengig av situasjonen ovenfor og nedenfor i nedbørsfeltet, og prosessene kan være begrenset dersom sedimentregime og vannføring er endret andre steder i vassdraget.



Fluvialt elveparti i Vosso («kulp-stryk-type»). Rett i nærheten finnes strekninger med glasial preg, f. eks. «kaskader» og grunnfjell samt mindre og større innsjøer.

Referanser

Eksempel Vindelelva: <http://vindelriverlife.se/?lang=en>

Eksempel Traisen: Friedrich T 2016: Fischökologisches Monitoring – Projektjahr 2015 „LIFE+ Lebensraum im Mündungsabschnitt des Flusses Traisen“ LIFE07 NAT/A/000012. Technical report 2016: BOKU Wien, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement.

Reform, sediment transport :

http://wiki.reformrivers.eu/index.php/Category:02._Sediment_flow_quantity_improvement

Hauer, C. & Pulg, U. 2018: The non-fluvial nature of Western Norwegian rivers, Catena 171.

Hav&Vattenmyndigheten 2018: Veilder Hydromorfologiska typer:

<https://www.havochvatten.se/download/18.4705beb516f0bcf57ce1efe2/1600938095381/12%20Hydromorfologiska%20typer.pdf>

Montgomery, D. R., and Buffington, J. M. (1997) Channel Reach Morphology in Mountain DrainageBasins, Geological Society of America Bulletin, 109, 596-611.

Polvi, L. E., Nilsson, C., & Hasselquist, E. M. (2014). Potential and actual geomorphic complexity of restored headwater streams in northern Sweden. Geomorphology, 210, 98–118. <https://doi/10.1016/j.geomorph.2013.12.025>

Pulg, U., Hauer, C., Flödl, P., Postler C., Stranzl, S., Espedal, E.O, Bodin, C.L., Velle, G. 2022: Flom og miljø i et endret klima - innovative metoder for restaurering og bedre miljøtilstand. NORCE LFI rapport 458. Norwegian Research Center LFI, Bergen.

Rosgen D.L. 1994: A classification of natural rivers. Catena 22 (1994) s. 169-199

Saldi-Caromile, K., K. Bates, P. Skidmore, J. Barenti, D. Pineo. 2004. Stream Habitat Restoration Guidelines: Final Draft. Co-published by the Washington Departments of Fish and Wildlife and Ecology and the U.S. Fish and Wildlife Service. Olympia, Washington.

River-Wiki: <http://wiki.reformrivers.eu/index.php/Category:Measures>

7.1.4 Tilkoble elveslette, flomsone, sideløp og kroksjøer

Faktaboks

- En rekke viktige habitater for fisk finnes ved elvebredden eller ved siden av hovedelven, i elvesletten
- Elveslette, sideløp, viker, kroksjøer mm. gir refugier for fisk ved flom
- Oversvømte elvesletter er typiske gyteplasser for vegetasjonsgytende fisk
- En forbindelse mellom hovedløp-sideløp- elveslette er nødvendig for at fisken skal få tilgang til habitatene (lateral konnektivitet)
- Oversvømming ved flom er nødvendig for en rekke typiske terrestriske habitater langs vassdrag, og bidrar til å dempe flomskader nedstrøms (fordrøyning).



Fig. 18 Tilkoblet sideløp (på høyre) i Vassbygdelvis (Aurland kommune) delta ligger innenfor aktiv elveslette

Generell beskrivelse og anvendelse

En rekke viktige fiskehabitater ligger ikke i elvens hovedseng, men langs bredden og i elvesletten. Eksempler på dette er gyteplasser for vegetasjonsgytende fisk (oversvømte sivarealer), habitat for larvestadier av karpefisker (kroksjøer) og harr yngel (viker langs elvebredden). Gyteplasser og ungfisk-habitat for laks og sjørøtt finnes ofte i sideelver. Særlig sjørøtten vandrer opp i sidebekker og inn i sideløp, der den er mindre utsatt for konkurranse med laks.

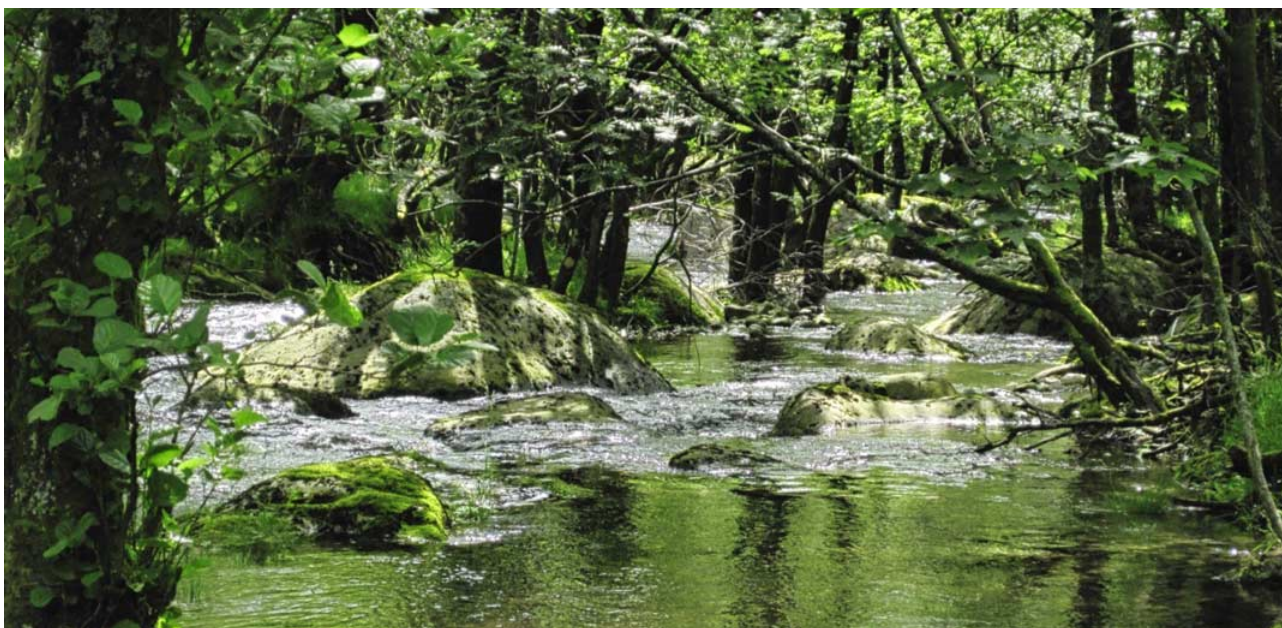


Fig. 19 Bildet viser et gjenåpnet sideløp i Espedalselva i Ryfylke (tiltakshaver: Rogaland Jeger og fiskerforbund). Sjøørret finner gode gyteplasser og ungfisk-habitat i slike bekker, også hvis laksen dominerer i hovedelva.

Utforming og gjennomføring

Utforming av vassdrag er beskrevet ovenfor (kap. 7.1.3). Dersom det fremdeles går elve-/bekkeløp i elvesletten, kan det være nok å reetablere lateral konnektivitet, altså vandringsmulighet fra hovedelv til sidevassdrag. Metoder for dette finnes i kap. 7.2.2.

Fjerning av terskler, demninger og stengsler vil ofte gi varige løsninger. Flomsikring eller diker kan flyttes lengre ut til siden for å gjenskape et oversvømmingsareal med naturtypiske habitater og større fordrøyningskapasitet (flomdemping for områder nedenfor). Ved begrensinger på grunn av arealbruk, kan vannføringen inn i sideløp og flomslette dempes, for eksempel med passerbare inntak med begrenset hydraulisk kapasitet.



Fig. 20 Åpen grøft som leder vann i sideløpet ved klekkeribekken i Aurland. Vannføringen dimensjoneres av tverrsnittet i innløpet. Hele inntaket er tilgjengelig og enkelt å vedlikeholde, samt at det er passerbart for fisk og gir habitatareal. En slik utforming gir lignende vannføringsdynamikk i sideløpet som i hovedløpet.

Hvor og når?

- Der sidevassdrag har blitt tørrlagt eller frakoblet
- For å reetablere habitat og gyteområde for fisk og øke biodiversitet
- Sidevassdrag kan gi tryggere habitatforhold dersom hovedløpet er utsatt for sterke inngrep (effektkjøring, temperatur, gassovermetning, forurensing etc.)

Effekt

- Bedre miljøtilstand i selve sidevassdrag betydelig
- Bidrar til bedring av miljøtilstand i hele vannforekomsten
- Kan gi økt sjøørretproduksjon når laks dominerer i hovedelva
- Gir gytehabitat for vegetasjonsgytende fiskearter (ved tilkoling av kroksjøer, flomslette)
- Gir ungfiskhabitat for en rekke arter (ørret i sideløp, harr i viker, karpefisk i kroksjøer)
- Kan bidra til fordrøyning og større hydraulisk kapasitet (flomløp/elveslette) og med dette redusere risiko for oversvømmelse

Varighet og vedlikehold

Tiltaket betraktes som varig men krever vedlikehold, evt. drift av inntak og utløp (avhengig av valgt løsning). Ellers kan behovet sammenlignes med vanlig vassdragsvedlikehold.

Kostnader

Varierer mye grunnet forskjeller i størrelse og ramme, ikke minst mht. om grunn må kjøpes eller ikke og om løpet må reetableres eller bare kan tilkobles. Pulg et al. (2020) beskriver kostnader på 81–584 NOK (snitt 440 NOK) per lengdemeter ved utforming av vassdrag på 2–7 m bredde (2017-kroner).

Eksempler i denne håndboken, se kap. 9.1 : Restaurering av sideløp til Aurlandselva for fisk



I sideløp finnes ofte produktive fiskehabitater for fisk, her avkom fra sjøørret i et restaurert sideløp i Aurland.

Referanser

- Pulg, Ulrich, Bjørn T. Barlaup, Helge Skoglund, Tore Wiers, Sven-Erik Gabrielsen, Eirik S. Normann 2013: Gyteplasser og sideløp i Aurlandsvassdraget. UNI Miljø LFI rapport nr. 221. Uni Research Bergen
- Dønnum, O. Pulg U., Stranzl. S. Hauer C 2016: Wetted area versus habitat quality - a case study in two Norwegian side channels. Presentation, 11th International Symposium on Ecohydraulics 2016 Melbourne, Australia.
- Saldi-Caromile, K., K. Bates, P. Skidmore, J. Barenti, D. Pineo. 2004. Stream Habitat Restoration Guidelines: Final Draft. Co-published by the Washington Departments of Fish and Wildlife and Ecology and the U.S. Fish and Wildlife Service. Olympia, Washington.
- Pulg, U. Stranzl, S. Espedal, E.O., Gabrielsen S-E., Postler, C., Ugedal. O., Jensås, G.J., Bremset, G., Fjeldstad H-P., Alfredsen, K. 2020: Effektivitet og kost-nytte forhold av miljøtiltak i vassdrag. NORCE LF-rapport 360, NORCE LFI, Bergen, 84 s
- Lenketil riverwiki : http://wiki.reformrivers.eu/index.php/Category:o8._Floodplains/off-channel/lateral_connectivity_habitats_improvement

7.1.5 Bevare og reetablere kantvegetasjon

Faktaboks

- Kantvegetasjon bidrar til biologisk mangfold langs og i vassdrag
- Bidrar vesentlig til næringsgrunnlag for fisk (evertebrater og organisk materiale)
- Gir skjul for fisk
- Planting av kantvegetasjon er enkelt og rimelig å gjennomføre og vedlikeholde
- Vannressursloven § 11 legger klare begrensninger mht. fjerning av kantvegetasjon

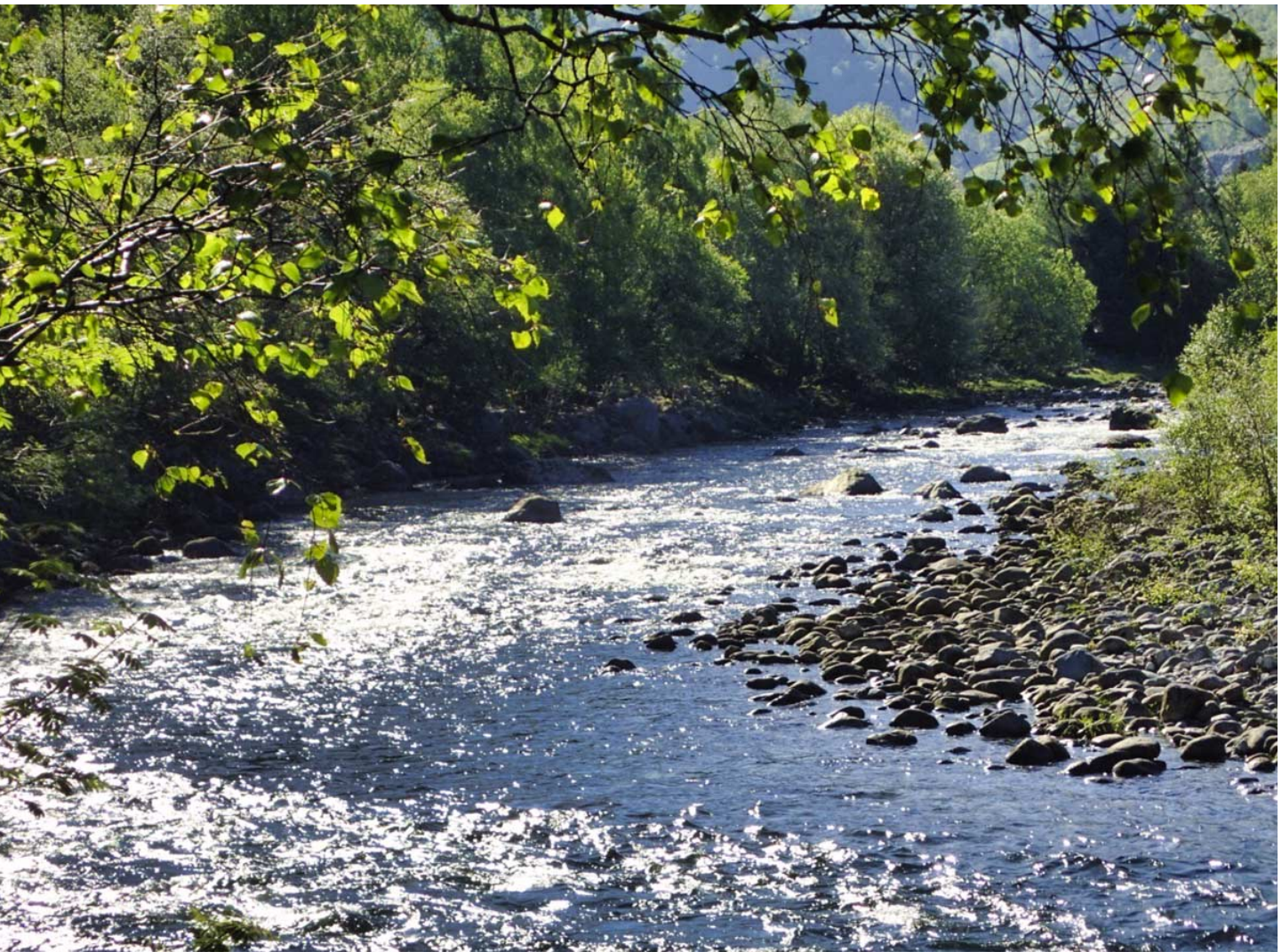


Fig. 21 Kantvegetasjon langs bekker og elver gir skjul og er kilde til organisk materiale, og er med dette en viktig del av næringskjeden.

Generell beskrivelse og anvendelse

Kantvegetasjon er det naturlige og viltvoksende plantelivet langs vassdraget som dekker sonen fra vannkanten og opp til flomsikkert land. Kantvegetasjon er viktig for plante- og dyreliv i og ved vassdraget – ikke minst for å tilføre næringsgrunnlag for fisk (evertebrater og kilde til organisk materiale, Schwoerbel 1997, Borgstrøm & Hansen 2000). I tillegg kan kantvegetasjon motvirke erosjon langs elvebredden og bremse flomvann. Dette kan bidra til flomdemping, men også til lokal oversvømmelse. Det bør derfor tas hensyn til dette ved flomberegninger og dimensjonering av avløpstverrsnitt. Kantvegetasjon kan også bidra til å redusere forurensning i vassdrag når sedimenter og næringssalter filtreres og tas opp i kantvegetasjonen (Martin, 1999). For fisken er kantvegetasjon også viktig fordi bladverk, greiner og røtter gir skjul og skygge langs elve-

bredden. Naturlig kantvegetasjon skal ivaretas. Vannressursloven krever at det skal tas vare på en vegetasjonssone langs vassdraget (NVE m.fl., 2010). «I § 11 i Lov om vassdrag og grunnvann (vannressursloven) er det fastsatt at det langs bredden av vassdrag med årssikker vannføring skal opprettholdes et begrenset naturlig vegetasjonsbelte som motvirker avrenning og gir levested for planter og dyr.» Også nydyrkingsloven og en rekke lokale arealplaner krever at en sone langs vassdrag reserveres til kantvegetasjon og holdes inngrepsfritt.

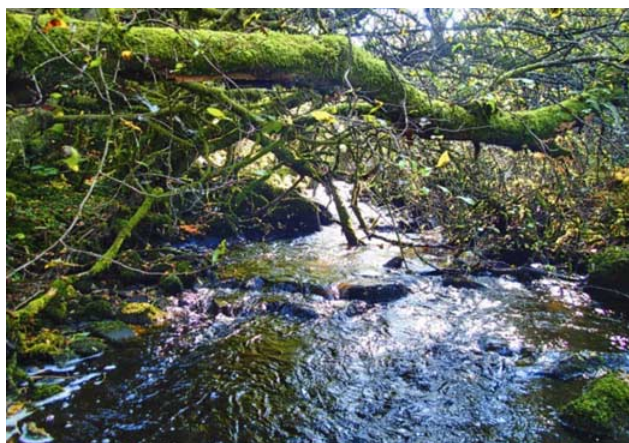


Fig. 22 Under tett kantvegetasjon finnes ofte mye fisk – både voksne og ungfisk.

Utforming og gjennomføring

Om kantvegetasjon allerede er fjernet kan denne restaureres ved å plante naturlig forekommende trær og busker. Ofte er det nok å beskytte elvebredden mot beitende dyr (f.eks ved bruk av gjerder) eller slåing. Da vil frø fra busker og trær vokse opp i løpet av noen år. Etableringen tar kortere tid dersom man planter småtrær fra nærliggende områder. Til dette fungerer selje- og orarter særlig godt. I næringsrike, fuktige jordmasser kan planting av seljestiklinger (kuttete kvister uten røtter) om våren fungere bra. Det anbefales å etterligne et naturlig arts mangfold med stedegne planter og unngå monokultur.

Uten kantvegetasjon er elvebredden mer utsatt for erosjon. Dette gjelder også i de første årene før vegetasjonen har etablert seg med røtter. I slike tilfeller bør bredden beskyttes ytterligere med geotekstil eller en erosjonshud av stein (avhengig av gradient og hydromorfologi). Det er etablert en rekke teknikker for å etablere vegetasjon og erosjonsvern vha. trær, særlig i lavlandsvassdrag. Det kan benyttes faskiner, kvister og tømmerstokker som er bundet sammen, som gir både erosjonsikring og et godt utgangspunkt for kantvegetasjon. En nærmere beskrivelse finnes i vassdragshåndboka (Fergus et al. 2010).

Det er ofte ikke ønskelig at gamle trær vokser på elvebredder som er erosjons-sikret med plastring, fordi trærne kan velte under storm og flom, slik at rotvelten river opp plastringen. Planting av trær rett bak og foran plastringen er imidlertid mulig i de fleste tilfeller. Etablering og skjøtsel av kantvegetasjon med unge trær og busker på plastringen vil ofte også fungere. Ved planlegging av sikringstiltak og flomdimensjonering skal forekomst av kantvegetasjon legges til grunn. Å planlegge bygging av «nakne» elvebredder uten vegetasjon må i utgangspunktet unngås. Det vil også kunne være problematisk i forhold til gjeldende lover og regelverk.

Hvor og når?

- Ved redusert naturlig vegetasjon langs kantene i elva
- Ved mangel på skjul langs kantene i elva

Effekt

- Øker skjul for fisk, alle stadier

- Øker næringstilgang gjennom organisk materiale og økt antall insekter og bunndyr
- Kan redusere forurensning og finsedimentering, særlig fra overvann
- Reduserer erosjon og stabiliserer naturlige bredder
- Øker skygge i elva og kan bidra å redusere groing av vannplanter.
- Øker skygge i elva og kan bidra å dempe temperaturtopper ved sterk solinnstråling

Varighet og vedlikehold

Kantvegetasjon tilsvarer i utgangspunktet en naturtypisk tiltstand og betraktes derfor som varig. Nødvendig pleie og skjøtsel er avhening av planlagt areal- og vassdragsbruk.

Kostnader

Bevaring av eksisterende kantvegetasjon koster lite, men det krever tilsyn og oppfølging. Reetablering av kantvegetasjon er et billig og kostnadseffektivt tiltak i områder med lite skjul eller mangel på kantvegetasjon. Ofte er det nok å unngå slått, hogst eller beite i kantsonen. Nyplanting etter flommer, trevelt eller fjerning av gamle trær koster mer og har ligget mellom 30 og 80 NOK per m i våre prosjekter.



Planting av kantvegetasjon ved flytting av små stedegne seljer og gråor som dugnadsinnsats av Dale Jeger og Fiskerforening (venstre bilde), og i rammen av flomsikringstiltak av NVE (høyre bilde). Lave kostnader og stor effekt. Husk at trær må beskjæres når de flyttes.

Referanser

- Borgstrøm, R. & L.P. Hansen (eds.) 2000: Fisk i Ferskvann; Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning. Landbruksforlaget, Oslo, 376 pp.
- Fergus T., Hoseth, K.A., Sæterbø, E. (red.) 2010: Vassdragshåndboka, Tapir forlag, Trondheim. ISBN 9788251924252
- NVE, Fylkesmannen og Fylkeskommunen Rogaland (2010): Inngrep i vatn og vassdrag – ei rettleiing. Brosjyre 20, tilgjengelig fra:
http://www.ryfri.no/getAttachment?ARTICLE_ID=3022&ATTACHMENT_ID=3067
- Sungård B. & Tanem Ø.I. 2015: Kantskog langs bekker elver og vann. Brosjyre, 6 sider
<https://www.fylkesmannen.no/nb/Sor-Trondelag/Miljo-og-klima/Vann/Kantskog/>
- Schwoerbel, J.1997: Einführung in die Limnologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart; Jena
 Link til reform wiki:
http://wiki.reformrivers.eu/index.php/Revegetate_riparian_zone
- NIBIO 2019. VOL. 5 – NO. 7 – 2019. Kantsoner: Renseeffekt av plantedekke mellom jordbruksjord og vassdrag
- NIBIO 2018 Treplanting langs vann i jordbruksområde. NIBIO RAPPORT VOL. 4 NR. 30

7.2 Fiskepassasjer

Dette kapittelet ble opprinnelig utarbeidet sammen med SAFEPASS prosjektet i 2017 og er i modifisert form med samme innhold også gitt ut som egen rapport (Fjeldstad et al. 2018). Anbefalingene bygger på erfaringer og veiledere fra en rekke europeiske land, deriblant Pulg (2003), Dumont m. fl.. (2005), Grande (2010), AG-FAH (2011), Calles et al. (2013), DWA (2014), Seifert (2016).

For å velge rett løsning anbefales tre grunnleggende vurderinger: 1. Fjerning av barriere. 2. Fiskepassasje over hele elvebredden. 3. Bypass-løsninger (omløp).

1. 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. Dessuten kan tiltaket muliggjøre en stor skala restaurering av elvenatur siden kunstig oppdemming fjernes (REF). Også i kraftregulerte elver der demninger ofte skal bestå, kan det være muligheter til fjerning av vandringshinder. Særlig terskler har blitt fjernet i restfelt eller minstevannføringsstrekninger i Norge, med god suksess (se kap. 7.1.2). Ombygging av veikulverter kan fjerne barrierer og redusere flomfare (REF). Også damanlegg som ikke lenger er i bruk vil ofte kunne rives.
2. Hvis fjerning av barrieren ikke er mulig, kan fiskepassasjer gjøre barrieren passerbar for fisk. De beste løsningene fungerer både for opp- og nedvandring. De går over hele elvebredden og inkluderer hele vannføringen. Eksempler på slike løsninger er stryk, ramper, terskeltrinn og celleterskler. Erfaringsmessig finner fisk disse raskt, og de kan bruke dem i begge vandringsretninger. Dersom slike løsninger reetablerer full konnektivitet, samtidig som de er naturtypiske og ikke krever vedlikehold utenom et eventuelt vanlig og generelt vassdragsvedlikehold, betraktes disse som restaurering av konnektivitet.
3. Hvis situasjonen medfører at bare deler av vannføringen kan brukes i fiskepassasjen, eller at fallhøyden er for stor for ramper og terskeltrinn, så benyttes i stedet forskjellige former for omløp. Typer av omløp og fisketrapper velges etter formål og lokale forhold. De må ha en velplassert inn- og utgang for å kunne 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 å etablere flere innganger til passasjen. I tillegg kreves forskjellig utforming for opp- og nedvandring. Nedvandringssløsninger krever dessuten ofte finmaskete varegrind og/eller ledeelementer for å kunne oppnå en passasjeeffektivitet på over 90 %. Omløp må ha riktig utforming for å kunne fungere, og de må ha tilstrekkelig vannføring ved ulike vannføringer i elva. Fisketrapper og omløp betraktes som tiltak for å fremme konnektivitet. De er kunstige anlegg som krever vedlikehold og en form for drift, og de kan derfor ikke anses som restaureringstiltak.

Tabell 2 gir en oversikt over løsninger og passasjetyper. I Tabell 3 sammenfattes designkriterier som skal legges til grunn slik at trappene kan fungere.

Tabell 2.

Det anbefales følgende prioritering ved løsninger til fiskevandring:

PRIORITERING	FISKEPASSASJE	ARTER	ANMERKNINGER
1	Fjerning av kunstige barrierer	Alle fiskearter i ferskvann	Fungerer også for nedvandring. Ved kraftverk vil barrierer ofte ikke kunne fjernes. I restfelt og minste vannføringsstrekninger 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 (Deniltrapper, heiser ol.)	Ofte selektiv for få arter og størrelser	Bør bare velges i spesielle tilfeller og under særegne forhold.

Tabell 3.

Designkriterier for tekniske trapper oppstrøms. **«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 til visse tider av året. **«Ikke egnet»:** Ingen konnektivitet. Fisk kan bare unntaksvis passere.

TYPE TILTAK	LAKS	RESIDENT ØRRET	HARR	GULÅL	GLASSÅL
Andre arter/økotyper	Sjøørret, storørret	Røye	Sik, stam, mort, gullbust, lake, asp	Brasme, sørv, abbor, gjedde, gjørs	
Fjerning av barrieren	godt egnet	godt egnet	godt egnet	godt egnet	godt egnet
Naturtypiske ramper og celleterskler	godt egnet	godt egnet	godt egnet	godt egnet	godt egnet
Naturtypiske sideløp	godt egnet	godt egnet	godt egnet	godt egnet	godt egnet
Spaltetrapper	godt egnet	godt egnet	godt egnet	godt egnet	ikke egnet
Kulpetrapp med bunnutsparring	godt egnet	delvis egnet	delvis egnet	delvis egnet	ikke egnet
Kulpetrapp	godt egnet	delvis egnet	delvis egnet	ikke egnet	ikke egnet
Deniltrapp	delvis egnet	delvis egnet	ikke egnet	ikke egnet	ikke egnet
Hydrauliske karakteristika i tekniske trapper					
Anbefalt maks. høyde mellom bassenger (dh) [cm]	20–50	18–20	15–20	13–15	Trenger spesiell glassål-passasje
Anbefalt maks. Energiomsetning [W/m ³]	160–300	160–250	120–200	100–150	
Minste bassenglengde [cm]	280–400	210–310	150–250	150–250	
Minste bassengbredde [cm]	170–225	140–150	170–185	140–180	
Minste vanndyp [cm]	50–1053	50–105	60–70	75	
Minste spalte-/utsparringsbredde [cm]	30	15	20	25–30	
Minste utsparringshøyde [cm]	40	20	20	20	

7.2.1 Løsninger som fungerer for opp- og nedvandring

Fjerning av vandringshinder- og barrierer

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. Særlig terskler har blitt fjernet eller redusert med god suksess i Norge. Internasjonalt har det også blitt fjernet en rekke demninger (se kap. 7.1.2, s. 54). 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 noe ytterligere vedlikehold enn vanlig vassdragsvedlikehold, så betraktes de som fullverdige restaureringstiltak for 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 bypass og fisketrapper som velges etter formål og lokale forhold. De må ha velplassert inn- og utgang for å fungere. Inngangen må være lokalisert der fiskene naturlig søker etter en vandringsvei. Dette varierer mellom ulike arter og aldersklasser, men i mange tilfeller vil det være rett ved vandringsbarrieren. 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.

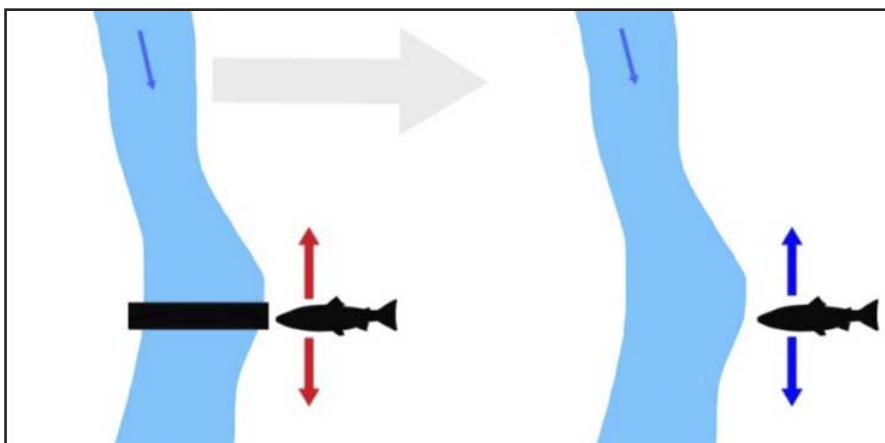


Fig. 23 Fjerning av kunstige vandringsbarrierer gir full konnektivitet for fisk og bunndyr. Bildet til høyre viser fjerning av terskler i Tokkeåni.

Fiskepassasjer over hele elvebredden – ramper, kulverter og dypåler

Faktaboks

- Reetablering av konektivitet 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 bunnnivå ovenfor skal sikres.
- Spesielt egnet ved lave barrierer med 0,5–10 m høydeforskjell

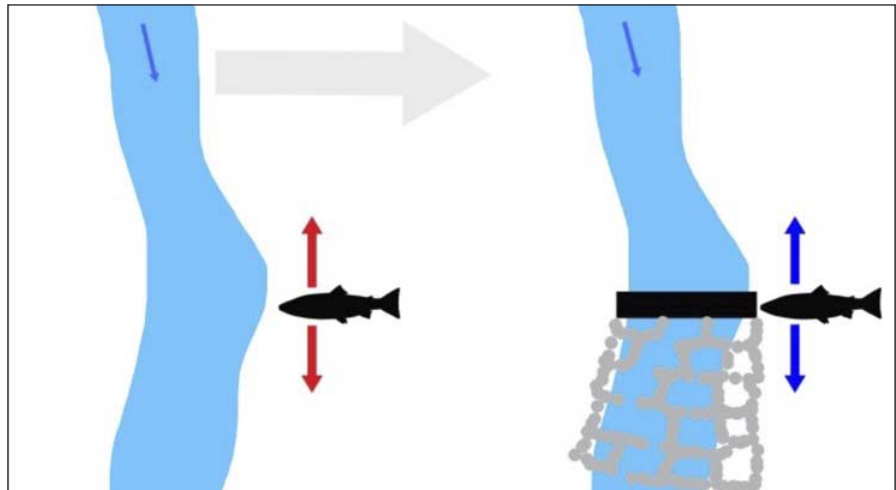


Fig. 24 Djupa, utløp fra Langesjøen på Hardangervidda 2015. En geometrisk terskel fra 1960-tallet ble ombygget til et naturtypisk stryk buner og lavvannsrenne. Høydeforskjell 2 m. (Statkraft, NORCE LFI)

Generell beskrivelse

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 elvestrekninger og bør være 10 %–5 % i laks- og ørretvassdrag og 5 %–1 % i lavlandsvassdrag med karpefisk. Rampen utformes etter gitte hydromorfologiske rammer som trinn-kulp type eller variert stryk (s. 60) med høy hydraulisk ruhet. Det etableres en lavvannsrenne med 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 ørretvassdrag, og 10–20 cm i lavlandselver med karpefisk. I større eller bratte anadrome elver kan høydeforskjell i enkelterskler økes til 1–1,5 m hvis det er en dyp kulp nedenfor og bare voksen gytefisk skal vandre opp. Lavvannsrennen bør ha en vanndybde tilsvarende dybden i dypålen ovenfor og nedenfor (i elva). Energiomsetning i vandringskorridoren ved typiske vannføringer i hovedvandringsperioder bør ligge under 300 W/m³ i laksevassdrag, og under 100 W/m³ i lavlandsvassdrag med karpefisk (DWA 2014, Seifert, 2016).

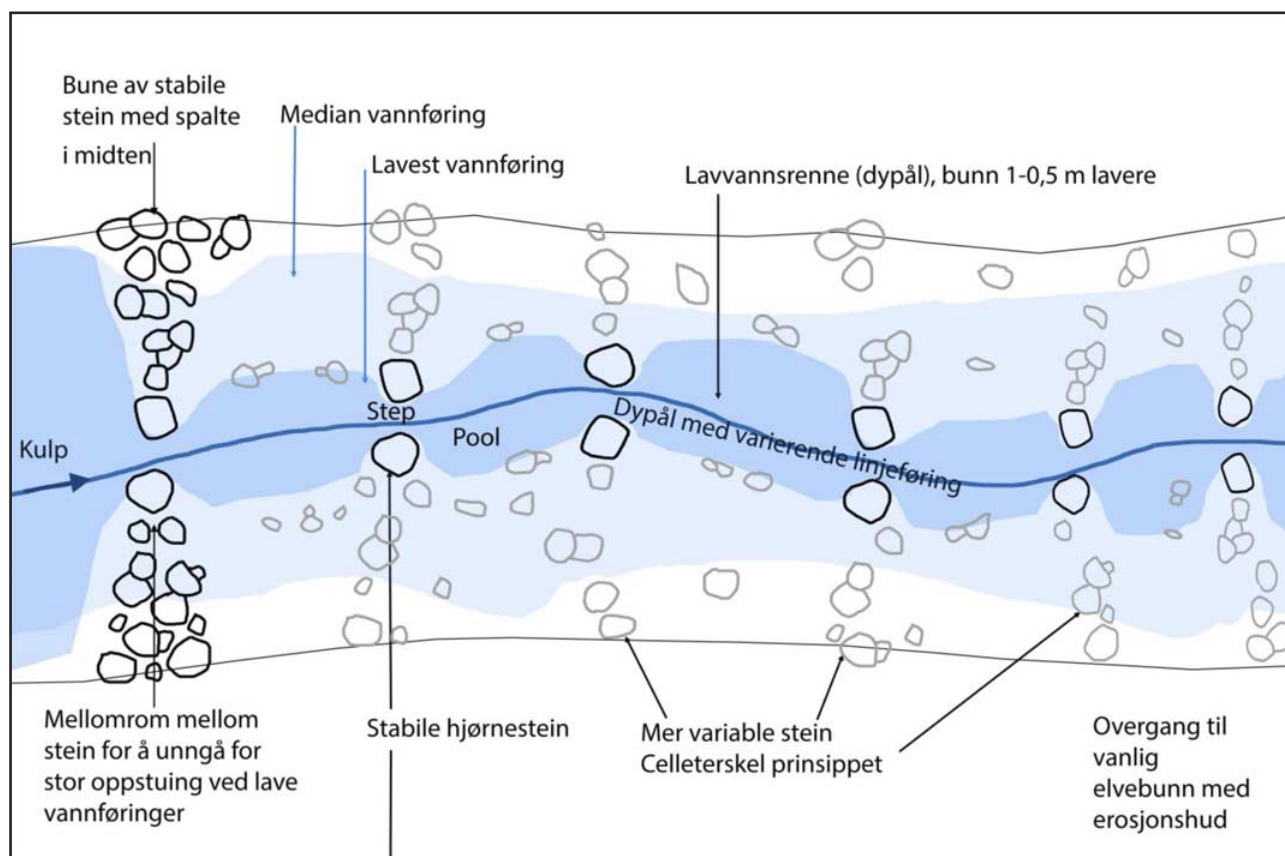


Fig. 25 Rampe med buner langs siden (og) med step-pool-struktur i dypålen (lavvannsrenne).

Anvendelse

Dersom vandringshinder ikke kan fjernes, er dette en løsning som kan sikre en god funksjonsevne for opp- og nedvandring av alle fiskearter og størrelsesklasser. Ramper er godt egnet ved lave barrierer (0,5–10 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, i tillegg til vandringsmuligheter, skapes andre kvaliteter, som gyteplasser og skjulrike oppvekstarealer. Steinstørrelse bør velges ut fra elvestrekningens morfologi. Det er lite hensiktsmessig å bruke for store steinblokker i en liten flat bekk eller finmasser i en bratt elv (se kap. 7.1.3, s. 58). En oversikt over dimensjoneringsmetoder og planlegging finnes i Fergus et al. (2010) og i Jenssen et al. (2009).

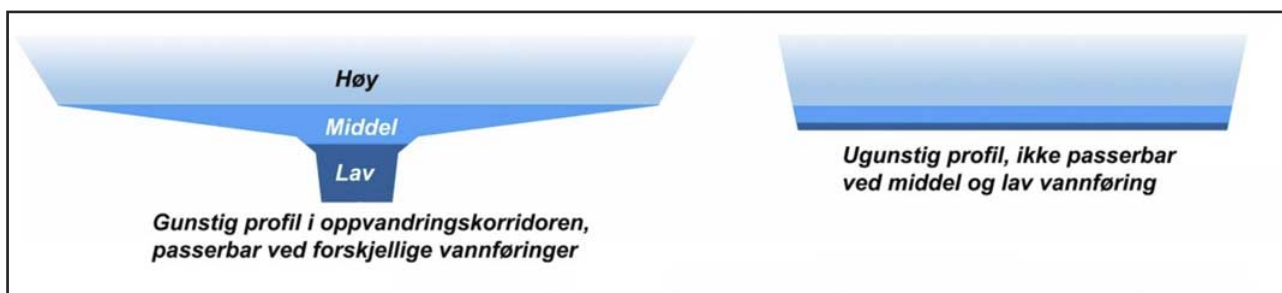


Fig. 26 Prinsippskisse av tverrprofil: Det anbefales en V-formet profil med dypål (lavvannsrenne) som sikrer vandringsmuligheter ved varierende vannføringer.

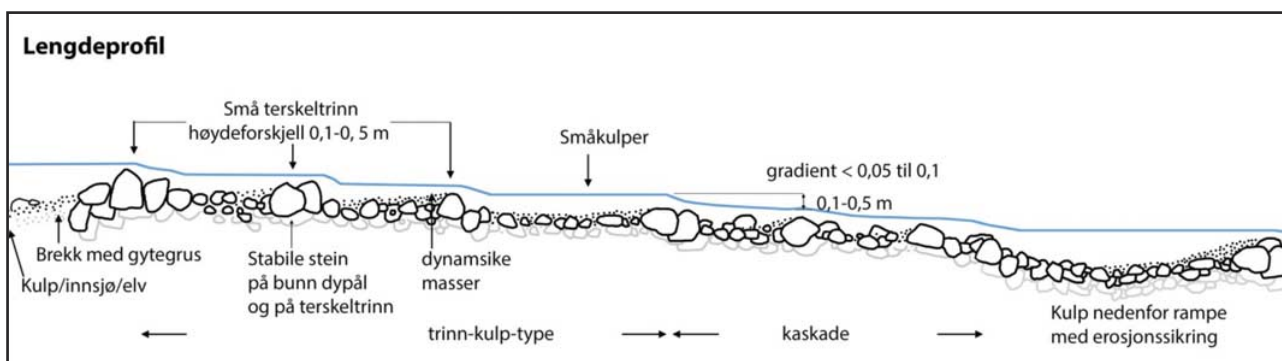


Fig. 27 Lengdeprofil gjennom dypålen i en rampe utformet som trinn-kulp-type (venstre del) og kaskade (høyre del). Det anbefales en kulp med sikring rett nedenfor rampen for å unngå uønsket erosjon.



Fig. 28 Detaljer fra lavvannsrennen i Djupa. Den er utformet som trinn-kulp -type med spalteformete overløp, til venstre ca. ved medianvannføring, til høyre ved lavvannføring om vinteren. Vandringsmuligheter for fisk finnes ved alle vannføringer.

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. Q90). 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 Fig. 29, en lengdeprofil finnes i kap. 7.3.1.

Hvor og når?

- For å gjenskape mulighet for fiskevandring når vandringshindre ikke kan fjernes helt.
- Spesielt egnet for relativt lave barrierer (< 0,5 - 10 m)
- Som erstatning for tradisjonelle terskler - stabiliserer elvebunn og sikrer vannspeil ovenfor

Effekt

- Kan gjenskape full konnektivitet for fisk og bunndyr året rundt.
- Gir vanligvis bedre konnektivitet enn bypassløsninger og fungerer for opp- og nedvandring.
- Kan fremstå som en naturtypisk del av elven, ved tilsvarende utforming.
- Kan bidra til å demme opp elven og redusere sedimentdynamikk. Dette kan føre til dårligere habitatforhold og bør avveies med andre hensyn.

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 eroderte 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.



Fig. 29 Tidligere geometrisk terskelkant som ble fjernet. Nå finnes det et naturtypisk brekk med gyteplass på oversiden og stryk med dypål på nedsiden. Stabile steiner (egenvekt) er gravd ned i grunnen og lagt ut med høy variasjon og ruhet, samt med en lavvansrenne i midten. (2016, Tokkeåni, Statkraft med Uni Miljø LFI).

Passerbare kulverter

For fiskepassasje gjennom kulverter gjelder i utgangspunktet det samme som er beskrevet i kapitlet om ramper ovenfor, men i og med at kulverter er så hyppig forekommende og har noen spesielle egenskaper, beskrives de i et eget kortfattet kapittel. Rørledninger og tunneller som leder vassdrag under infrastruktur betegnes som kulverter. Som regel er de mellom 5 og 50 m lange. Lengre lukkede strekninger kalles ofte for bekke/elvelukking. Mange kulverter er vannføringsavhengige vandringshindre eller permanente barrierer for fisk, hvis det er laget et høydesprang uten å ta hensyn til fiskens behov. Det er

ingen tekniske begrunnelser for å bygge kulverter med høydesprang, så de fleste kan ombygges slik at fisken greit kan passere begge veier. Det anbefales å etablere en naturtypisk elvebunn i kulvertene, og det henvises til de samme rådføringene som er gitt for bygging av ramper, i kapitelet ovenfor. Stein-størrelser og utforming i kulvertens elvebunn vil være avhengig av høydeforskjell og gradient. Ved bratte anlegg bør større stein festes i kulvert og i terskel nedenfor. Ofte vil gradienten i kulverter ligge mellom 0,01 og 0,03. Her passer det å etablere et stryk med stein som har varierende diameter (0,1 –1 m), som skaper høy ruhet. Ved brattere kulverter (0,02–0,1) anbefales å etablere trinn-kulp-sekvenser. Også tekniske fiskepassasjer (spaltetrapp, kulpetrapp) kan brukes, men ofte vil det være enklere med steinbunn. Denne utformingen krever tilstrekkelig dimensjonering av kulvertens diameter. Metoder til dette er beskrevet i Fergus et al. (2010) og Haugland et al. (2015).

Gitter ved inngang av kulverter som skal redusere fare for tilstopping i kulvert og personskade kan virke som vandringsbarriere for fisk og bør om mulig unngås. Som tommelfingerregel betraktes et vertikalt gitter med lysåpning på 10 cm som passerbart for ferskvannsfisk opptil 50 cm lengde, og 20 cm åpning for fisk opptil 100 cm lengde. Gitteret kan imidlertid tettes helt av diverse drivgods (alt fra blader til søppel). Det virker da som vandringsbarriere. For å unngå tetting kreves regelmessig rensing og vedlikehold av gitteret. Bruk av gitter medfører dessuten fare for oversvømmelse og skader på infrastruktur, bygninger osv. ved tilstopping og flom.

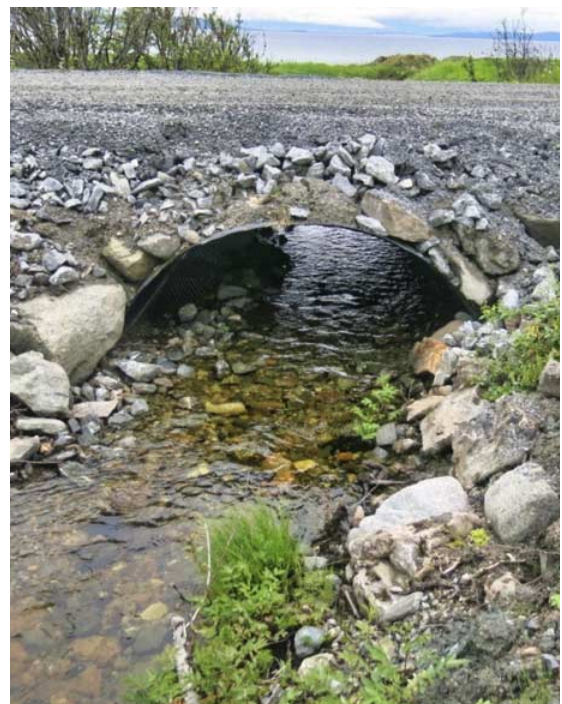
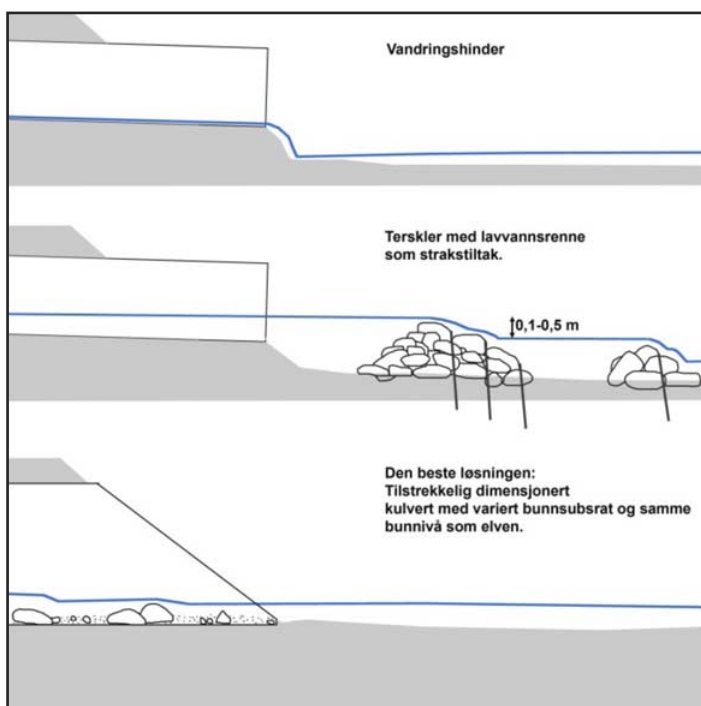


Fig. 30 Prinsipptegning for passerbare kulverter (Pulg et al. 2011) og eksempel på en god løsning fra Skatvik (med tillatelse fra Statens Veivesen, Haugland & Hjellev 2015)

I eksisterende kulverter som ikke kan rives og dimensjoneres større, kan det være vanskelig å oppnå ideelle forhold. I bratte (gradient $> 0,01$ – $0,02$) eller lange kulverter (> 10 m) kan det være en løsning å bygge tekniske terskler med spalteformete utsparinger inne i kulverten for å skape vandringsmulighet. Et vanlig problem ved veikryssinger er at det er et stort fall direkte nedstrøms kulverten. Dette er en løsning som velges for å sikre rask avledning av vann ved flom, men som medfører at fisk ikke kan vandre inn i selve kulverten. I slike tilfeller kan man velge forskjellige løsninger for å hjelpe fisken opp til et nivå hvor den får adgang til tunnelen. Man kan heve nedstrøms vannspeil, slik at det oppstår et vanddyb i kulverten som tilsvarer fiskens kroppshøyde (vanligvis

minst 10–20 cm). Med dette vil de fleste arter kunne passere, gitt tilstrekkelig vannføring og at tilstrekkelig vanddyb oppnås gjennom hele kulverten (se eksempel i Fig. 32). Gradient i kulverten bør dessuten ligge under 0,02 ellers bør det etableres mellomtrinn i selve kulverten (se ovenfor, og Fig. 30). Terskler kan ha effekt på kulvertens hydrauliske kapasitet og funksjonsevne, og må avveies mot dette. I mange tilfeller vil en utvidelse av kulverten og gjennomgående bunnsstrat være den beste løsningen, ikke minst for å kunne håndtere større nedbørmengder fremover.

Mørke eller lys i fiskepassasjer?

Lys har effekt på fiskevandring. Flere internasjonale veiledere (USA, Australia) anbefaler lyssetting for en rekke arter inkludert laksefisk. Dette inkluderer også inn- og utgang av passasjer for å unngå bratte overganger i lysintensitet. DN-veilederen (2002) konkluderer imidlertid med at det ikke trengs lys i det hele tatt. Årsaken til disse tilsynelatende motstridende standpunkt er nok at erfaringene er basert på forskjellige forventninger om effektivitet, forskjellige arter og ikke minst forskjellige passasjetyper og hydraulikk.

I Norge finnes det eksempler på at laks, ørret og ål har passert flere hundre meter lange, mørke kulverter eller lukkinger, bl.a. i Apeltunelva - sjøørret 200 m, og i Akerselva - laks og sjøørret 580 m. I Lærdalselva har det vært dokumentert at vandring hos laks ikke ble forsinket i en 200 meter lang tunnel i fullt mørke (Romundstad, 1991). Som tommelfingerregel anbefales for norske forhold:

- 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 fiskepassasjer med 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 W/m^3)

Fig. 31 Støpte terskler i en veikulvert. Vandringsforholdene kan bedres ytterligere med spalteformete utsparinger i tersklene. Bredde i utsparing bør ligge mellom 20 og 60 cm, avhengig av arter og forventet vannføring. Foto: Anton Rikstad





Fig. 32 Eksempel på passerbar terskel nedenfor veibro i Storelva ved Tromvik (med tillatelse fra Statens Veivesen, SVV rapport 459 «Frie fiskeveger»)

Fig. 33 Passerbar kulvert med terskeltrinn som hever vannspeilet nedenfor, ved Songsvann i Oslo. En rampe av små terskeltrinn på 10-15 cm og lavvannsrenne i midten gjør vassdraget passerbart for fisk. Samtidig ivaretas tekniske og hydrauliske rammer, som stabilisering av vannstand og flomavledning. Tiltaket ligger i flomløp og er dimensjonert deretter. (VAV Oslo kommune med Norconsult og NORCE LFI).



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 reduserte habitatforhold for fisk, og kan også virke som vandringsbarriere. Dette gjelder særlig når maksimalt vanddyp ligger ved og lavere 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 summen oppveier 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. Flere tekniske detaljer finnes fra s. 73, eksempler på s. 188 og 249.

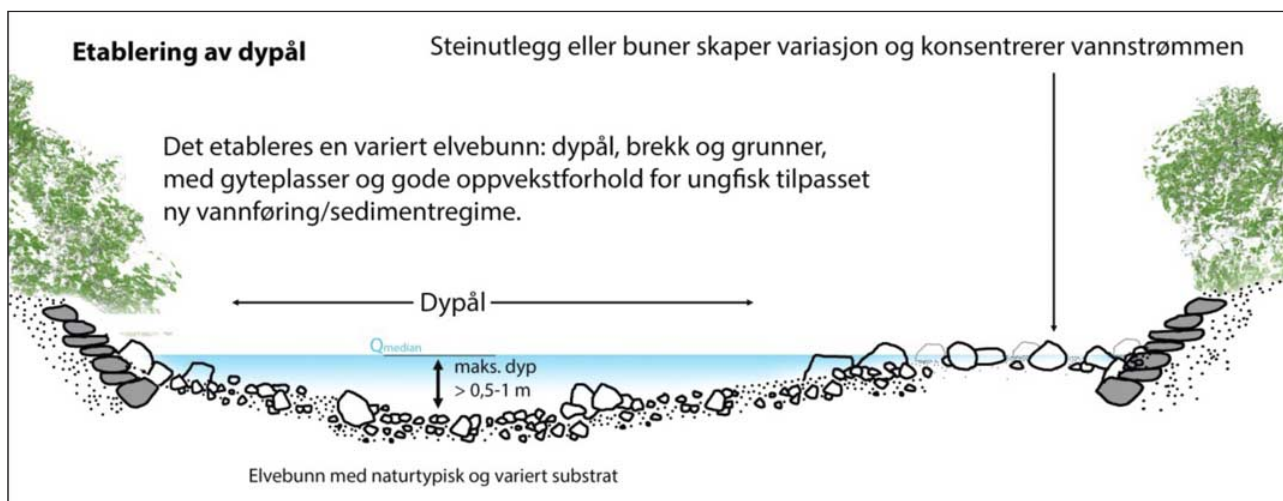


Fig. 34 Øvre tverrsnitt: Redusert vannføring, fjerning av stein og døde trær, samt sedimentavsetninger kan gi et kunstig bredt elvetverrsnitt med dårlige habitatforhold og vandringsmuligheter. Nedre tverrsnitt: Habitatforholdene kan bedres ved å etablere en variert dypål som har naturtypiske habitat, og som er tilpasset de nye vannførings- og sedimenteringsforholdene.



Fig. 35 Buneformete steinutlegg i Frafjordelva, som bidrar til dypål og variasjon i en tidligere homogen del av vassdraget (Stavanger jeger og fiskerforening med NORCE LFI).



Hoppende laks over fossestryk i Arnaelva (Storelva) i Bergen. Ikke alle arter er like spreke som laks og ørret. De fleste fiskearter krever å kunne svømme i fiskepassasjer uten å hoppe. Men også laksen kan bare hoppe høyt hvis det er dypt nok nedenfor fossetrinnet (Foto: Tore Wiers).

Referanser

- AG-FAH (2011): Grundlagen für einen österreichischen Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen (FAHs). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 87 S.
- 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>
- Direktoratet for naturforvaltning, 2002: Slipp fisken fram! Fiskens vandringsmulighet gjennom kulverter og stikkrenner. Håndbok 22-2002.
<http://www.miljodirektoratet.no/old/dirnat/attachment/385/DN-h%C3%A5ndbok%2022-2002.jpg.pdf>
- Dumont et al. 2005: *Handbuch Querbauwerke*. MUNLV Nordrhein-Westfalen, ISBN 3-9810063-2-1
- DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (2014): Merkblatt M-509: Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke. Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung. Hennef, 334 S.

- Fergus T., Hoseth, K.A., Sæterbø, E. (red.) 2010: *Vassdragshåndboka*, Tapir forlag, Trondheim. ISBN 9788251924252
- Fjeldstad H-P 2012 :Atlantic Salmon Migration Past Barriers. Thesis for the degree of Philosophiae Doctor. Trondheim, May 2012. Norwegian University of Science and Technology. Faculty of Engineering Science and Technology. Department of Hydraulic and Environmental Engineering
- Fjeldstad H-P., Pulg U. Forseth T. 2018: Sikker toveis fiskevandring forbi vannkraftverk. Kunnskapsoppdatering og mønsterpraksis. SINTEF rapport 723. SINTEF Energi Trondheim.
- Fjeldstad, H.-P., Alfredsen, K. og Forseth, T. 2013: Atlantic salmon fishways – The Norwegian Experience. VANN 2013-2. 14 pp.
- Haugland Ø. og Vågnes Hjelle I. M. 2015: Frie fiskeveger. Utbedring av vandringshinder for fisk. Statens Vegvesen. Rapport nr. 459
https://www.vegvesen.no/_attachment/1117935/binary/1078427?fast_title=Frie+fiskeveger+-+Utbedring+av+vandringshinder+for+fisk.pdf
- 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
- Pulg, U. 2003: Förderung der Durchwanderbarkeit der Isar in Landshut, Diplomarbeit am Lehrstuhl für Landschaftsökologie, Technische Universität München. München
- Romundstad, A. T. 1991: Biologiske og fiskeøkonomiske forutsetninger for fisketrapper. Norske erfaringer. Side 65-83 in F. E. Krogh, and L. M. Sættem, editors. Villaksseminaret Kompendium, Lærdal 31. mai-1.juni 1991 [In Norwegian]. ISBN 82-91031-05-3.
- Seifert, Kurt 2016: "*Praxishandbuch Fischaufstiegsanlagen in Bayern. " Hinweise und Empfehlungen zu Planung, Bau und Betrieb.* Bayerisches Landesamt fuer Umwelt

7.2.2 Omløpsløsninger for oppvandring

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

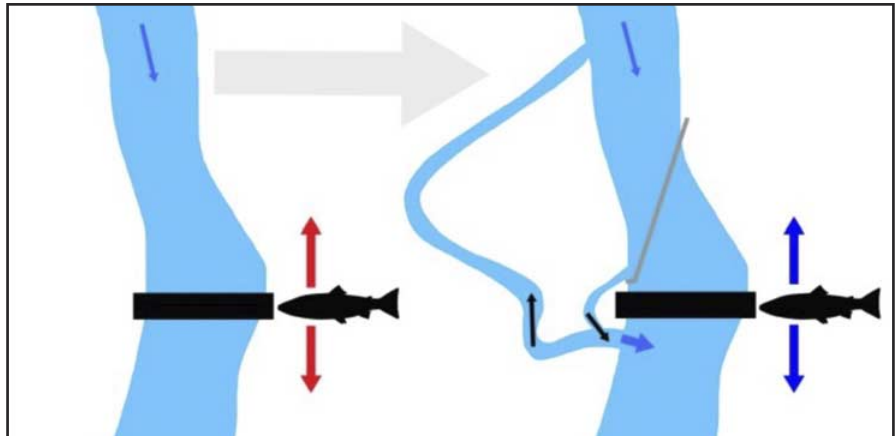


Fig. 36 Omløp kan ha større omfang, f.eks. som her «Blekeløpet» i Otra. Det er 460 m langt, utformet som naturtypisk elveløp av kulp-stryk-type, har dynamisk substrat i erosjonssikre rammer, og 7–24 m bredde. Qdimensjonerende er 3–15 m³/s, gradient er 0,002–0,008 (Statens Vegvesen, Agder Energi, NORCE LFI, 2012). Kostnader var 2,5 MNOK.

Generell beskrivelse og anvendelse

Tiltaket plasseres ved siden av vandringsbarrierer, og bygges slik at det etterligner en naturlig elvestrekning. Et naturtypisk omløp bør være førstevalget når en barriere verken kan fjernes eller kombineres med rampe, og det samtidig er tilstrekkelig plass til omløpet. Det har blitt dokumentert god funksjonsevne for oppvandring av fisk, også for svømmesvake fiskearter, ungfisk, og for bunndyr (Calles et al. 2013, Calles et al. 2015). Også for nedvandring kan denne typen bypass benyttes (Nyquist et al. 2017), men det kreves 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.



Fig. 37 Eksempel på et lite omløp ved terskel med vanninntak i Apeltunelva i 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 (vannførings-avhengig vandringshinder). Sideløpet ble lagt slik at vanninntaket fortsatt fungerer etter hensikten (bidrag til sirkulering av brakkvannspoll). Kostnader 4 timer dugnad (Bergen Sportsfiskere).

Utforming

Inngangen til passasjen bør ha en tydelig lokkestrøm for fisk. Den bør ligge like ved vandringsbarrieren, og i vandringsveien til fisken. Dette øker sannsynligheten for at vandrende fisk finner inngangen til passasjen. Inngangsområdets beliggenhet kan variere ved forskjellige vannføringer og for ulike arter. 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 likevel være praktiske. Luker må imidlertid ikke stenge vandringsveien. Derfor bør en luke 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. 38). Mange luker som opererer ovenfra og ned virker derimot som de reneste vandringshindre i eldre fisketrapp.

Selve omløpet føres som en elvestrekning forbi vandringshinderet, og ledes inn i eller ovenfor det oppstuede området. Løpet utformes slik at den tåler flommene i vassdraget. Mange naturtypiske omløp har blitt utformet som trinnkulp-type vandringsveier, med stabile terskel-kulp sekvenser. Med dette kan omløpet være relativt kort, med gradient = 0,1 for laks. Det er imidlertid også mulig å utforme omløpet med lavere gradient og bedre habitatforhold for fisk, med stryk eller kulp stryk-sekvenser og dynamisk substrat, innenfor erosjons-sikrede grenser. For laks og ørret kan høydeforskjellen på enkelttrinn være opptil 50 cm (gradient 0,05–0,1, energiomsetning < 300 W/m³). For voksen laks og sjøørret i bratte elver og store omløp (> 1 m³/s) kan høydeforskjellen unntaksvis også være opptil 75 cm hvis det er en dyp kulp nedenfor. For harr og resident ørret anbefales en høydeforskjell på maksimalt 20–25 cm (gradient ca. 0,05 og med energiomsetning < 200 W/m³), og for karpefisker 10–15 cm (gradient 0,01–0,05 og med energiomsetning < 150 W/m³).

Det er ofte gunstig å etablere kantvegetasjon langs omløpet for å skape naturtypiske habitater, samtidig som kantvegetasjonen bidrar til erosjonsbeskyttelse. Dimensjonerende vannføring for omløpet velges slik at det skapes en vandringskorridor med tilstrekkelig vandndyp. For de fleste arter i Norge vil dette ligge mellom 1 m i kulper og minst 0,3 m på stryk og terskler. Dumont et al. 2005 anbefaler som dimensjonerende vannføring i naturtypiske omløp minst

0,5 m³/s for laks, 0,35 m³/s for harr og 0,2 m³/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 ≤ 20 m³/s og minst 1 – 2 % for større vassdrag (AG-FAH 2011). Vi anbefaler å bruke dette som orientering, og å legge mest vekt på elvetype, artssamfunn og vannføring i hovedvandringsperioder. Tiltaket må dimensjoneres slik at det tåler flomvannføring. Dette kan bl.a. gjøres ved å skjerme for stor flomvannføring inn på inntaket til omløpet. Dimensjonering og planlegging av dette er beskrevet i vassdragshåndboka (Fergus et al. 2010).

Hvor og når?

- Førstevalg dersom barrieren ikke kan fjernes og det ikke kan bygges rampe
- Lar seg integrere som et naturtypisk element i landskapet
- Trenger mer plass og ofte mer vann enn fisketrapper men gir også habitatfunksjon

Effekt

- 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, da særlig 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. Pulg et al. (2020) dokumenterer kostnader på 81–584 NOK (snitt 440 NOK) per lengdemeter ved utforming av vassdrag på 2–7 m bredde (2017-kroner).



Store gulål kan passere både ramper, naturtypiske omløp og spaltetrapper men ikke i tradisjonelle kulpetrapper. Glassål og små gulålstadier trenger egne ålepassasjer.

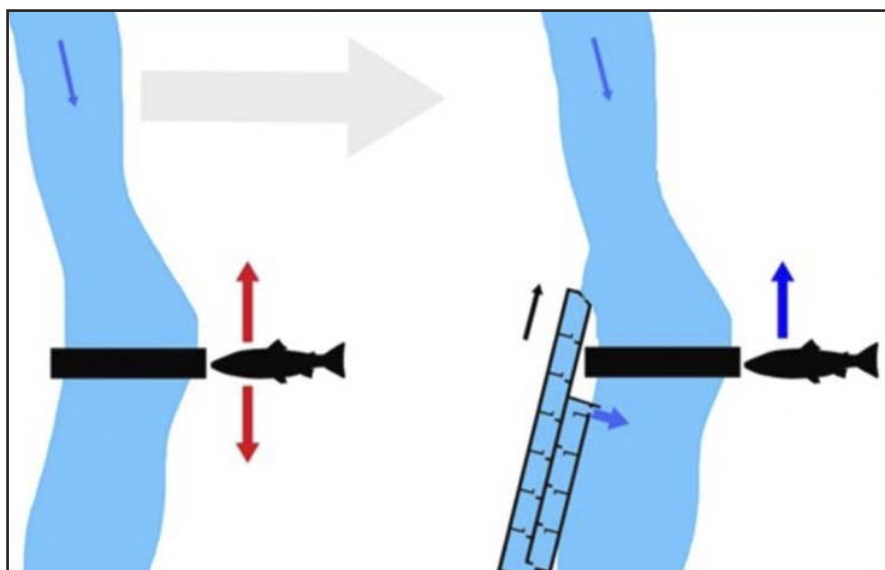
Referanser

- AG-FAH (2011): Grundlagen für einen österreichischen Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen (FAHs). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 87 S.
- SEIFERT, Kurt 2016: *Praxishandbuch Fischaufstiegsanlagen in Bayern*. Hinweise und Empfehlungen zu Planung, Bau und Betrieb. Bayerisches Landesamt fuer Umwelt
- DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (2014): Merkblatt M-509: Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke. Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung. Hennef, 334 S.
- Fergus T., Hoseth, K.A., Sæterbø, E. (red.) 2010: *Vassdragshåndboka*, Tapir forlag, Trondheim. ISBN 9788251924252
- Calles, Olle, Jonas Christiansson, Stefan Kläppe, Ingemar Alenäs, Simon Karlsson, Daniel Nyqvist, Mats Hebrand 2015: Slutrapport Hertingprojektet – Förstudie och uppföljning av åtgärder för förbättrad fiskpassage 2007-2015. Teknisk rapport. Naturresurs rinnande vatten, Biologi, Karlstads universitet
- 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. Rapportnummer 2013:14
<https://www.havochvatten.se/download/18.5f66a4e81416b5e51f73113/1383209282924/rapport-hav-2013-14-anordningar-passage-fisk.pdf>
- Calles, Olle, Jonas Christiansson, Stefan Kläppe, Ingemar Alenäs, Simon Karlsson, Daniel Nyqvist, Mats Hebrand 2015: Slutrapport Hertingprojektet – Förstudie och uppföljning av åtgärder för förbättrad fiskpassage 2007-2015. Teknisk rapport. Naturresurs rinnande vatten, Biologi, Karlstads universitet
- 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>.
- Pulg, U. Stranzl, S. Espedal, E.O., Gabrielsen S-E., Postler, C., Ugedal. O., Jensås, G.J., Bremset, G., Fjeldstad H-P, Alfreidsen, K. 2020: Effektivitet og kost-nytte forhold av miljøtiltak i vassdrag. NORCE LF-rapport 360, NORCE LFI, Bergen, 84 s

Spaltetrapp

Faktaboks

- Kantvegetasjon bidrar til biologisk mangfold langs og i vassdrag
- Bidrar vesentlig til næringsgrunnlag for fisk (evertebrater og organisk materiale)
- Gir skjul for fisk
- Planting av kantvegetasjon er enkelt og rimelig å gjennomføre og vedlikeholde
- Vannressursloven § 11 legger klare begrensninger mht. fjerning av kantvegetasjon



Generell beskrivelse og anvendelse

Spaltetrappen ble opprinnelig utviklet i USA for å håndtere store variasjoner i vannstand (Clay 1995). Den har i de siste tiårene blitt en av Europas mest populære trappetyper. Fisk kan svømme opp gjennom en spaltetrapp, uten at den trenger å hoppe. Siden denne typen trapp har spalter i tverrveggene, og et gjennomgående ru bunnssubstrat, kan også svømmesvake arter og livsstadier av fisk lettere vandre opp langs bunnen av trappen. 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 kulpetrapper.

Utforming

Løsningen er godt egnet dersom vandringshinder ikke kan fjernes, ramper er uaktuelle og det ellers er lite plass langs elveløpet. Som ved andre bypass-løsninger er det avgjørende å velge rett plassering av inngangen. Inngangen 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 effekten av slike utgjør selve barrieren. Spaltene skal ha samme høyde og bredde gjennom hele trappen, inkludert i inntaket. Siden gradienten kan avvike ved inntaket anbefales det å ha en justerbar spalte der, for eksempel et nålestengsel, se Fig. 38. Vannstrømmen i spaltene blir ledet med en hake på tverrvegg og en deflektor på sidevegg. Disse hindrer at vannstrømmen «kortsletter» direkte gjennom spalte til spalte, men i stedet svinger sidelengs/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 vannstands-forskjell mellom kulper 0,3 m, spaltebredde minst 0,3 m, bassenglengde minst 3 x fiskelengden, vanddyp minst 0,8 m, vannføring minst 0,4 m³/s og energiomsetning i basseng maks 300 W/m³ (Dumont et al. 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 som er dominert av harr og resident ørret, anbefales en høydeforskjell på 20 cm, maks energiomsetning på 150 W/m³, og spaltebredde minst 0,2 m. Gradienten vil da vanligvis ligge rundt 0,07-0,09. I lavlandsvassdrag med karpefisk som dominerende arter, anbefales en høydeforskjell på 10–15 cm, energiomsetning på maks 150 W/m³ og med spaltebredde minst 0,2 m. Gradienten vil da vanligvis ligge rundt < 0,08. Spaltetrapper med gjennomgående bunnsubstrat fungerer også for ål som er større enn glassål dersom gradienten ikke er for høyt.

Hvor og når?

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

Effekt:

- Bra funksjonsevne; i beste fall full konnektivitet for oppvandrende fisk og bunndyr

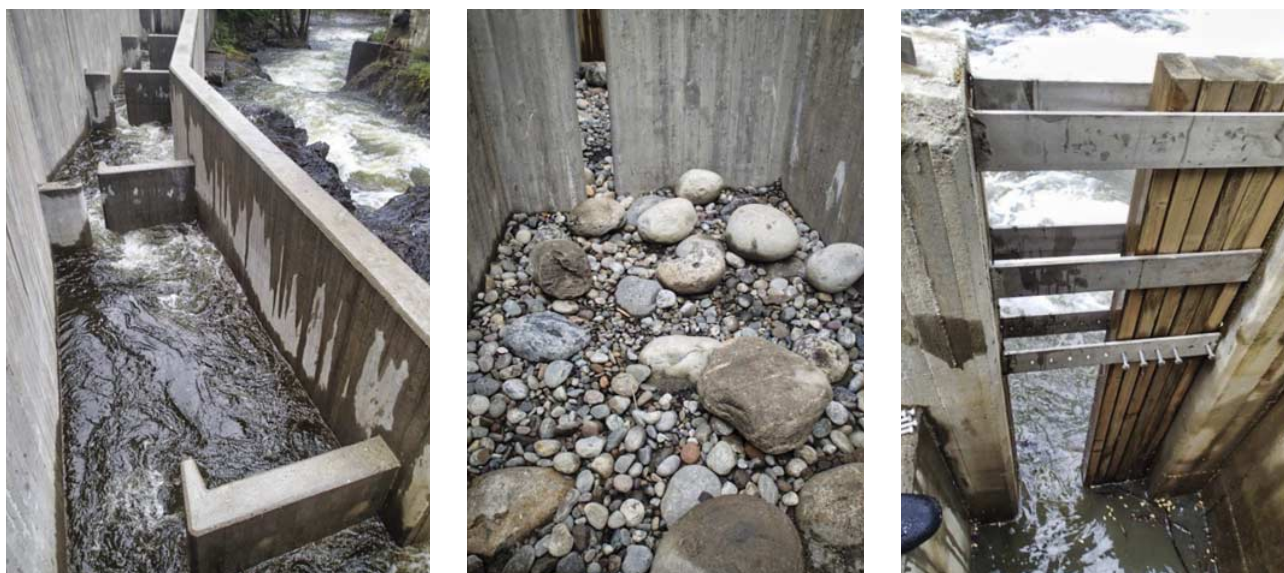


Fig. 38 Norges første spaltetrappe i Akerselva Oslo med typisk diagonalt strømningsmønster, gjennomgående bunnsubstrat og nålestengsel ved inntaket til finregulering av vannføring (Oslo kommune, NORCE LFI, Norconsult, 2014).

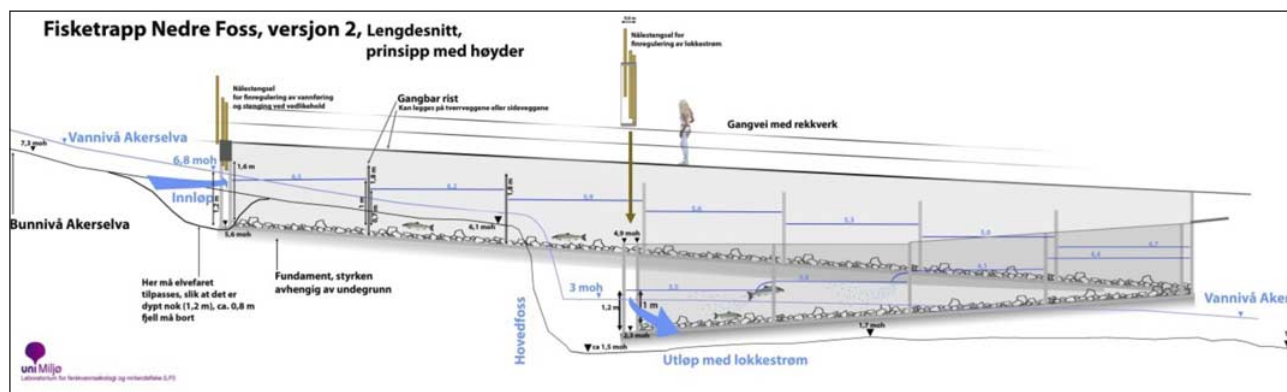


Fig. 39 Lengdeprofil gjennom spaltetrappen i Akerselva ved middel vannføring.

Varighet og vedlikehold

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

Fiskepassasjen trenger drift og vedlikehold, 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 terrengsituasjon og egenskaper samt tilkomstmuligheter. Pulg et al. (2020) beregnet 10.115 NOK per m³ ombygget volum for betonggtrapper, med stor variasjon mellom enkeltprosjekter.



Bilder fra ombygging av kulpetrappen på Høyegga i Glomma til en spaltetrapp i rammen av SafePass-prosjektet (CEDREN, med GLB, Eidsiva Energi, NINA, SINTEF og NORCE LFI).



Harr tok i bruk de nye spaltene med en gang og svømte 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.



Fig. 40 Fiskepassasje forbi Tolga kraftverk. Kombinasjon av dobbeltsplattetrapp (5 m³/s) og rampe ved lav vannføring (3 m³/s), og over hele terskelbredde ved høy vannføring gir fisken forskjellige muligheter for oppvandring, noe som kan være nødvendig i vassdrag med høy artsdiversitet. Regulant: Hafslund Eco/Opplandskraft, Prosjekterende: Norconsult i samarbeid med NINA Lillehammer. (Foto: Norconsult)

Referanser

- Clay, C. H. 1995: *Design of fishways and other fish facilities*. CRC-Press, Boca Raton, Florida
- DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (2014): Merkblatt M-509: Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke. Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung. Hennef, 334 S.
- Dumont et al. 2005: *Handbuch Querbauwerke*. MUNLV Nordrhein-Westfalen, ISBN 3-9810063-2-1
- Pulg, U. Stranzl, S. Espedal, E.O., Gabrielsen S-E., Postler, C., Ugedal. O., Jensås, G.J., Bremset, G., Fjeldstad H-P, Alfreksen, K. 2020: Effektivitet og kost-nytte forhold av miljøtiltak i vassdrag. NORCE LF-rapport 360, NORCE LFI, Bergen, 84 s
- SEIFERT, Kurt 2016: *Praxishandbuch Fischaufstiegsanlagen in Bayern. Hinweise und Empfehlungen zu Planung, Bau und Betrieb*. Bayerisches Landesamt fuer Umwelt

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

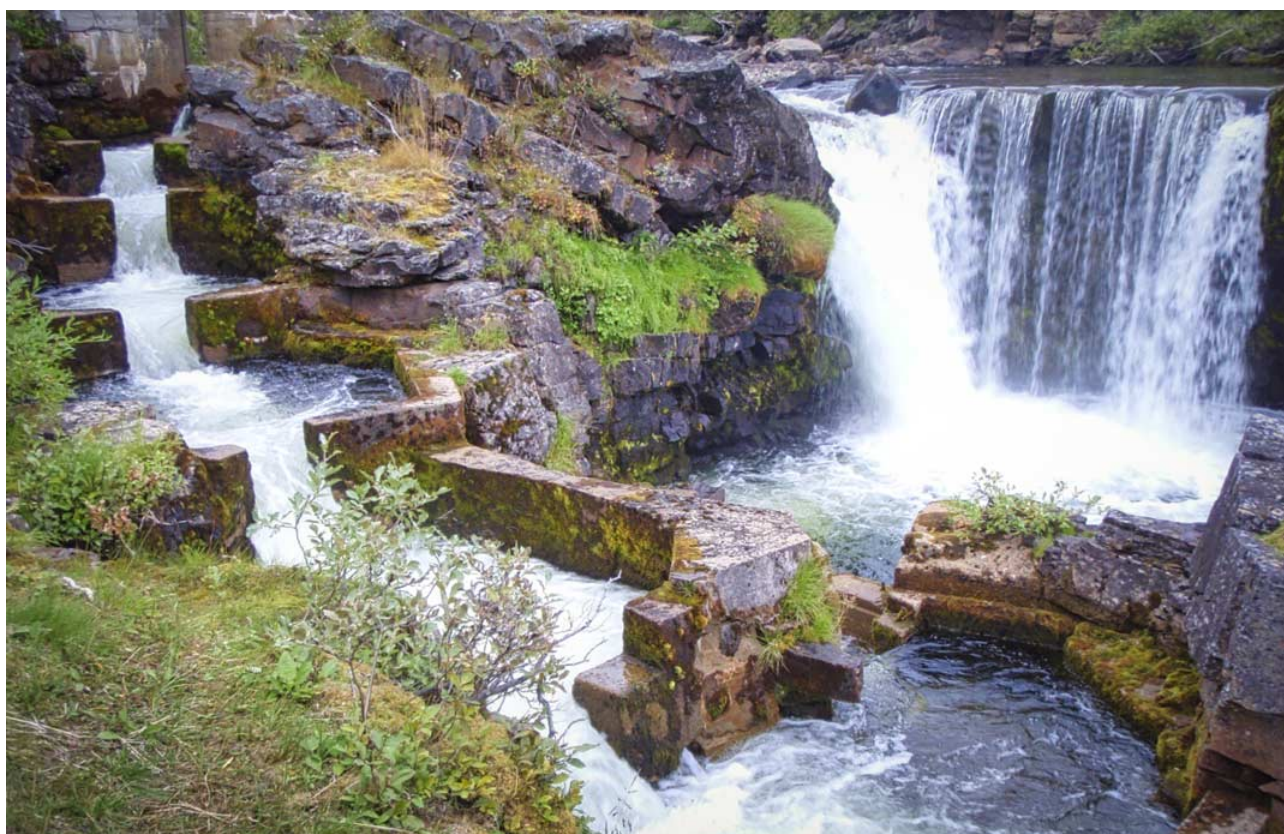
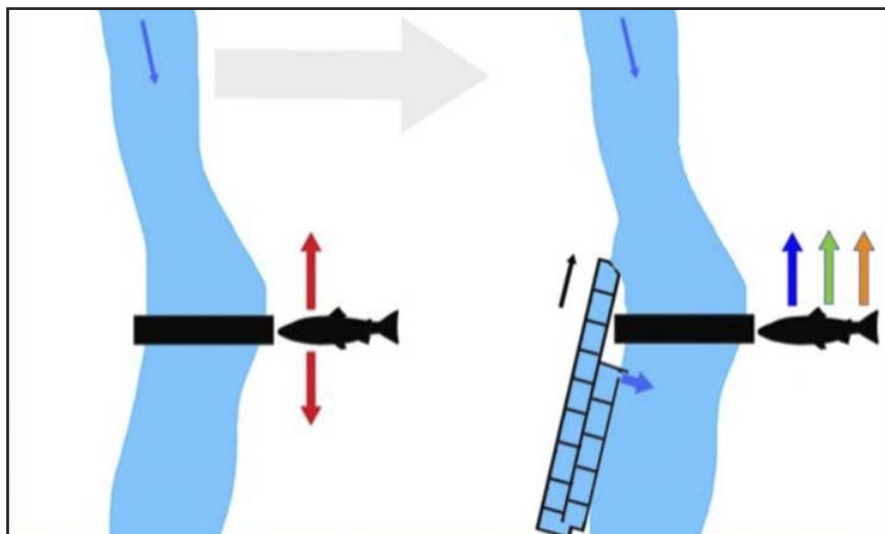


Fig. 41 Klassisk kulpetrapp for laks i Bergebyelva, Finnmark.
(Foto: Hans-Petter Fjeldstad)

Generell beskrivelse og anvendelse

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. Bunndyr 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 et al., 2010). Passasjen krever stabil vannstand for å fungere.

Justerbare luker kan skape stabil vannføring ved varierende vannstand, men ofte er det da selve luken med liten åpning som danner et vandringshinder. Trappetypen kan være velegnet for voksen laks og stor ørret også når disponibelt terreng er bratt.

Utforming

Det anbefales at bassenger skal være minst 1,5 m lange for ørret og 2,8 m lange for laks (Seifert 2014, DWA 2014), helst større. Energiomsetning skal ligge under 300 W/m³. For spranghøyde anbefales maks. 50 cm for laks og sjøørret. Unntaksvis kan opptil 75 cm fungere for voksen laks og sjøørret i bratte elver, men da bør bassengdypet være minst 1,5 m og det må regnes med forsinkelser og selektivitet.

For resident ørret og for harr anbefales maks. 20 cm høydeforskjell mellom trinn, og for karpefisker 10–15 cm. Helst bør man imidlertid lage spaltetrapper om man lager passasje for disse artene. Utsparingene bør være dypere enn fallhøyden mellom bassenger, slik at utsparingens underkant alltid ligger under vann. Med dette får man en hybrid-trapp mellom kulpe- og spaltetrapp og fisken kan i hovedsak svømme opp, slik at den ikke nødvendigvis er tvunget til å hoppe (DWA 2014). For laks og stor ørret bør trappens helning være 0,1, men kan gå opp til 0,2 ved gunstig utforming (stort dyp og bredde i bassengene). For resident ørret og karpefisk bør den ligge under 0,1. Grovt/ru bunnsubstrat i bassengene vil kunne gi vileplasser, men må avveies mot redusert volum og vanddyp. I trange trapper med lave sidevegger kan det være nødvendig med en netting som hindrer at fisk kan hoppe ut.

Trappetypen fungerer best ved dimensjonerende vannføring (=breddfull vannstand i utsparingene) og mister rask funksjonsevne dersom vannet blir for lavt eller for høyt. Inntaksluker kan holde vannføring på rett nivå, men de kan ofte selv virke som vandringsbarriere dersom de bare åpner en trang spalte med høy vannhastighet. Problematikken kan reduseres ved automatiske luker som tilpasser seg vannstanden eller vertikale spalteformete inntaksluker slik som nålestengsler (Fig. 38) eller luker som lukker fra siden. For å håndtere større vannstandsvariasjoner enn 50 cm anbefales en spaltetrapp.

Hvor og når?

- Egnet hvis verken fjerning av barriere eller rampe kan realiseres
- Dersom det er lite plass i terrenget, og voksen laks, sjøørret og storørret er mållartene
- Der det er for bratt for andre løsninger
- Ved relativt stabil vannstand i inntak eller spesialtilpasset inntaksløsning.

Effekt

- Kan fungere for svømmesterke arter som laks og ørret
- Er ofte selektiv og fungerer dårlig for andre fiskearter og ungfisk.
- Tåler ikke store vannstandsvariasjoner men trenger relativt stabil vannstand, særlig ved inntak.

Varighet og vedlikehold

Varighet kan sammenlignes med betongkulverter. Levetid er i stor grad avhengig av betongkvalitet, 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

Byggekostnader avhenger av en rekke forhold, deriblant terrengsituasjon og egenskaper samt tilkomstmuligheter. Pulg et al. (2020) beregnet 10.115 NOK per m3 ombygget volum for betonggtrapper, med stor variasjon mellom enkeltprosjekter.



Fig. 42 Kulpetrapp ved Boenfoss kraftstasjon med to innganger : Inngang 1 brukes når vannføring går i hovedsak over fossen. Inngang 2 går via en spaltetrapp når vannføring domineres fra kraftverk. Regulant: Boen Foss AS, prosjekterende: Norconsult. (Foto: Lars Bendixby)

Referanser

- Armstrong, G., Aprahamian, M., Fewings, G., Gough, P., Reader, N., & Varallo, P. (2010): Environment agency fish pass manual. Environment Agency, Bristol.
- Direktoratet for naturforvaltning, 2002, Fisketrapper i Norge, Notat 2002-3.
- DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (2014): Merkblatt M-509: Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke. Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung. Hennef, 334 S.
- Fjeldstad H-P 2012 :Atlantic Salmon Migration Past Barriers. Thesis for the degree of Philosophiae Doctor. Trondheim, May 2012. Norwegian University of Science and Technology , Faculty of Engineering Science and Technology. Department of Hydraulic and Environmental Engineering
- Pulg, U. Stranzl, S. Espedal, E.O., Gabrielsen S-E., Postler, C., Ugedal. O., Jensås, G.J., Bremset, G., Fjeldstad H-P, Alfredsen, K. 2020: Effektivitet og kost-nytte forhold av miljøtiltak i vassdrag. NORCE LF-rapport 360, NORCE LFI, Bergen, 84 s
- SEIFERT, Kurt 2016: *Praxishandbuch Fischaufstiegsanlagen in Bayern. Hinweise und Empfehlungen zu Planung, Bau und Betrieb*. Bayerisches Landesamt fuer Umwelt

Ålepassasjer

Avhengig av livsstadiet og passasjens utforming kan ål bruke de oppvandringsløsninger som er nevnt ovenfor, bortsett fra tradisjonelle kulpetrapper. Ål kan passere naturtypiske ramper og omløp på samme måte som den gjør i lignende elvestrekninger i naturen. Det er da viktig at passasjene også har en naturtypisk utforming av breddene, med vegetasjon, og et ru, variert substrat, og ikke glatte vegger. Gulål og blankål kan vandre oppover langs bunnen i spaltetrapper så lenge det er gjennomgående ru bunnssubstrat. I kulpetrapper kan disse ålestadiene vandre dersom det finnes bunnutsparinger. Disse skal ha en børstestruktur på minst en side, slik at også mindre gulål kan «åle» seg gjennom. De yngste stadiene, (< 8 cm, glassål samt små gulål < 20 cm) 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 imidlertid passere hindringer ved å «åle» seg opp gjennom substrat og terreng, også utenfor vannet, så lenge overflaten er fuktig og ru nok, 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). Flere detaljer for utforming av ålepassasjer finnes i (Environment Agency 2011 & 2017).



Fig. 43 Ålepassasje ved kraftverk i Frankrike. Her ledes oppvandrende glassål til en rampe fylt med «kunstgress» og vann. Denne og lignende metoder er benyttet ved mange kraftverk i Frankrike, Tyskland, Irland og England. (Foto: Frode Kroglund).

Andre løsninger:

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 motstrømpassasjer 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 (2010) skriver at spesielt utformede Deniltrapper med lav gradient kan fungere for flere arter, men de krever bestemte hydrauliske rammebetigelser og er derfor ikke egnet ved varierende vannstander (Armstrong et al., 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.

SLUSER OG HEIS. Sluser og heis for fisk fungerer i prinsippet som sluser og heis for skip. Begge metoder krever teknisk omfangsrrike konstruksjoner. De er kostbare og krever mye vedlikehold, 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 nede 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 et al. 2010). Oss bekjent finnes det bare ett slikt eksempel i Norge; en sluse som betegnes som «fiskeheis» i Vegårdvassdraget /Agder (Saltveit et al. 2007). Laks har vandret opp denne, men effektiviteten vurderes som usikker og mindre enn forventet.

Passasjetypene kan betraktes som selektive, men kan bidra til passasje for en del fisk over store vandringshindre som er ikke egnet for vanlige fiskepassasjer.

Mer informasjon finnes i DWA (2014) og Armstrong (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 sjøørret 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. Det er risiko knyttet til spredning av uønskete arter eller genotyper ved transport av fisk (f.eks. rømt oppdrettslaks). Ved god faglig oppfølging, gentesting og uttak av uønskete genotyper eller arter kan denne faren unngås.



Ulvik Sportsfiskarlag har fjernet rørkulvert og bygget tradisjonell bro av steinheller med gjennomgående naturlig bunnsstrat. Fisk kan vandre fritt igjen. (Foto: Hardangerfjord Villfisklag)



Fluktåpninger er et viktig hjelpemiddel for å få nedvandrende fisk trygt forbi demninger og kraftverk. Her fra demning Tveitofoss kraftverk i Bjoreio, Hordaland.

Referanser

- AG-FAH (2011): Grundlagen für einen österreichischen Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen (FAHs). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 87 S.
- Armstrong, G., Aprahamian, M., Fewings, G., Gough, P., Reader, N., & Varallo, P. (2010): Environment agency fish pass manual. Environment Agency, Bristol.
- Direktoratet for naturforvaltning, 2002: Fisketrapper i Norge, Notat 2002-3.
- DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (2014): Merkblatt M-509: Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke. Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung. Hennef, 334 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/gehoo411btqc-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/gehoo411btqd-e-e.pdf
- SEIFERT, Kurt 2016: *Praxishandbuch Fischaufstiegsanlagen in Bayern. Hinweise und Empfehlungen zu Planung, Bau und Betrieb*. Bayerisches Landesamt fuer Umwelt

7.2.3 Løsninger for nedvandring

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 eller ledeelementer som leder fisken til en eller flere fluktåpninger der den kan passere trygt inn i et omløp forbi kraftverket (Larinier & Travade 2002, Fjeldstad et al. 2018). Med fluktåpning menes inngangen til omløpspassasjen, altså der man ønsker at fisken skal vandre inn. Spalteåpningene i varegrinden må i utgangspunktet være så små at fisk ikke kan passere mellom dem. Fisk skal helst ikke komme i direkte kontakt med ledeenheten, for å unngå at de blir skadet. Sannsynligheten for å få god funksjon av en varegrind er større jo mindre vinkelen på denne risten avviker fra hovedretningen til vannstrømmen. Calles m.fl. (2013) anbefaler en vinkel på 35 grader, relativt til hovedstrømmen. Skråstilte ledeelementer utformet som Louver-rister har delvis vist seg å være effektive (> 90 %) til å lede smolt til omløp. Louver er grove rister (>20 mm) som skaper et strømmingsmønster langs risten, til omløpet. Slike rister har blitt brukt i større elver, der det er vanskelig å etterinstallere finmaskete varegrind (< 20 mm). Ny forskning skal nå viderutvikle dette prinsippet og teste bruk av strømvirvler og turbulens til aktiv leding av smolt. (<https://www.nina.no/fishpath>).

Det ble i 2010 igangsatt tiltak for å lede ål utenom kraftverksturbiner ved Fosstveit kraftverk i Storelva (Kroglund m.fl., 2014). Når fluktruten ble ferdigstilt, benyttet en betydelig andel av ålen seg av den, og dødeligheten forbi kraftverket ble redusert fra 80 % til ca 40 %. Særlig viktig er plassering av fluktåpninger. Generelt skal disse ligge nært varegrinder, men de må tilpasses stedsavhengige hydrauliske forhold. Utforming og plassering varierer også mellom fiskearter. Omløpsløsninger for laksesmolt og ørret må ofte utformes annerledes enn for ål, særlig i store vassdrag. Som veiledere anbefales Calles m.fl. (2013), Environemt Agency (2011) og Calles et al (2014).

Løsninger som skal avskrekke og lede fisk (strøm, lys, lyd, luftbobler) har vist delvis men ikke full effekt. Disse anbefales bare i kombinasjon med andre tiltak, eller dersom bruk av rister ikke kan gjennomføres. Både avskrekking og lokkeløsninger, f.eks. ekstra lokkestrøm, har blitt brukt i kombinasjon for å hjelpe fisken til å finne vandringsveien, særlig der vandringsveien ikke var i nærheten av kraftverksinntaket (Økland m.fl. 2013). Svært lange rister eller 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 gi større dødelighet enn selve turbinpasseringene (Jepsen m.fl. 1998). 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 for fiskenedvandring 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 nedvandsdringsløp bør derfor unngås. Fisk bør skånsomt og raskest mulig 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 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 kraftverksinntak, og 2) å lede den raskt forbi kraftverksstrukturer, slik som

dammer. I teksten nedenfor presenteres løsninger som regnes som mønsterpraksis for nedstrøms vandring forbi kraftverksstrukturer (for ål, harr, ørret og laks), basert på dagens kunnskap.

Fluktåpninger 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, 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 i grinden kan benyttes. Valget avhenger her blant annet av utformingen av omløpssystemet, det praktiske vedlikeholdet 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/vinkel som er mindre enn 35° i forhold til vannets strømmetning. Dette gjelder enten man velger horisontalt eller vertikalt hellende varegrind (såkalte -varegrind og -varegrind). Yngel og egg av harr kan ikke stoppes fysisk foran kraftverksinntak, men overlevelsen gjennom turbiner, for både egg og yngel, har vist seg å være høy (over 90 %) i flere studier.

En suksessfull nedvandring er avhengig av at fisken fortsetter forbi dammen 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 vanninntak var forsynt med en finmasket varegrind. Dette understreker utfordringen med å ha 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 her lettere oppfatter den alternative vandringsveien (omløpet). 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. I tilfeller der det er fysiske begrensninger på utformingen av omløpet, bør dybde prioriteres foran bredde (DWA 2005). Ved brede vanninntak bør det være minst en åpning til omløpet for hver tiende meters bredde (Larinier 1996). Avhengig av lokaliteten og varegrindas utforming anbefales det at vannføringen i omløpet bør være 2–10 % av totalvannføringen på stedet. Finmaskede grunder som er skråstilte 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 der utløpsåpningen befinner seg langt unna kraftverksinntaket. Det bør da vurderes om fisken kan lokkes inn i spesielle omløpssystemer plassert inntil inntaket.

Når fisken først er lokket inn i et omløp, må den så transporteres skånsomt videre til en lokalitet hvor den naturlig og effektivt kan fortsette sin nedvandring. Gode løsninger inkluderer flomluker med fall lavere enn ca. 10 meter og

rørledninger. Alltid gjelder at det ikke skal forekomme skarpe kanter eller uregelmessigheter i røroverflaten, for å unngå at fisk blir såret. I visse tilfeller har det blitt brukt tanktransport med bil (trap & truck) etter at fisk har blitt oppsamlet ved damanlegg, f. eks. for å lede fisken forbi en kjede med mange karftverk nedenfor eller store oppdemmete strekninger med høy predasjon.

I den grad det er teknisk mulig bør alle nedvandringsanlegg forsynes med utstyr for telling av fisk eller annen overvåking, på samme måte som i oppvandringsanlegg. I følgende kapittel beskrives typer av finmaskede varegrind.



Naturtypisk omløp ved Herting kraftverk i Åtran (Sverige, se også nærmere beskrivelse i kap. 9). Omløpet har minst 11 m³/s og brukes både til opp og nedvandring av fisk. (Foto: Fiskevårdsteknik AB)

Referanser

- Bureau of reclamation (2006): Fish Protection at Water Diversions. A Guide for Planning and Designing Fish Exclusion Facilities. Water Resources Technical Publication
- Calles, O., Degerman, E., Wickström, H., Christiansson, J., Gustafsson, S. og Näslund, I. (2013): Anordningar för upp- och nedströmspassage av fisk vid vattenläggninger: Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:14.
- 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).
- Haraldstad, T. 2021: *Evaluation of mitigation measures for Atlantic salmon and brown trout at hydropower plants and their prospect as selective agents*. Dissertation for the degree of philosophiae doctor (ph.d). University of Agder, Faculty of Engineering and Science. 2021
- Jepsen, N., Aarestrup, K., Økland F. & Rasmussen, G. 1998: Survival of radio-tagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and trout (*Salmo trutta* L.) smolts passing a reservoir during seaward migration *Hydrobiologia* 371/372: 347–353, 1998.
- Kroglund, F., Haraldstad, T., Guttrup, 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
- Larinier, M., 1998. Upstream and downstream fish passage experience in France. Ur: M. Jungwirth, S. Schmutz & S. Weiss (eds): Fish migration and Fish bypasses. Oxford: Fishing News Books, Blackwell publications, sid:127–145.
- Larinier, M. & F. Travade, 2002: Downstream migration: problems and facilities. *Bulletin Francais de la Pêche et de la Pisciculture* 364:181–207.
- Turnpenny, A. W. H. und O’Keeffe, N. (2005): Screening for Intake and Outfalls: a best practiceguide, Environment Agency UK, Bristol
- Travade, F., Larinier, M., Subra, S., Gomes, P. & E. De-Oliveira, 2010: Behaviour and passage of European silver eels (*Anguilla anguilla*) at a small hydropower plant during their downstream migration. *Knowl Manag Aquat Ec.* 19.
- 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.
- Bokkapittel om ålevandring
https://books.google.no/books?hl=no&lr=&id=3CESEAAAQBAJ&oi=fnd&pg=PT261&dq=eel+ladder+hydropower&ots=EFv12q3Glg&sig=zZS8clnj5yFatszGMilO4bl9exg&redir_esc=y#v=onepage&q=eel%20ladder%20hydropower&f=false

Finmasket varegrind (finrister) utformet for nedvandring av fisk

Med finmasket varegrind menes rister som dekker hele avløpstverrsnittet og som er utformet slik at de leder fisken uskadet til nedvandringsspassasjen (omløp). Slike rister bør ha en vinkel mot vannets strømreretning som er mindre enn 30° – 45° . Grinden kan ha opptil 18 mm spaltevidde, selv om smoltens kropp vanligvis bare er 10–13 mm bred. Siden vinkelen gjør at vannhastigheten på langs av risten relativt sett er større enn gjennom, unnviker fisken risten og lar seg lede. Denne effekten er avhengig av vinkelen. For en god funksjonsevne med $> 90\%$ overlevelse anbefales vinkler $\leq 30^{\circ}$ og en spaltevidde ≤ 18 mm (Calles et al. 2013). I vassdrag med få eller bare en nedvandrende art og definerte vandringsperioder kan det vurderes å demontere eller løfte finrister i perioder uten nedvandring av fisk. Finrister i elver kan lett tette seg med drivgods og krever vanligvis automatisk ristrenskning. Også islegging og ev. falltap kan forekomme og bør vurderes. Falltap er avhengig av rist- og spliedesign, overflate og vannføring.

Alfa- og beta rister med omløp

Faktaboks

- Alfa-rist: Liggende rist med vinkel $\leq 30^{\circ}$
- Beta-rist: Stående rist med vinkel $\leq 30^{\circ}$
- Vinkelen gjør at vannhastigheten langs risten er større enn gjennom risten, og slik leder fisken langs risten
- Anbefalt spaltevidde 10–15 mm for laksesmolt og blankål, spaltevidde er avhengig av arter, vinkel og strømførhold
- Kombineres alltid med en eller flere fluktåpninger og bypass.
- Kan oppnå meget høy passasjeeffektivitet ($>90\%$)

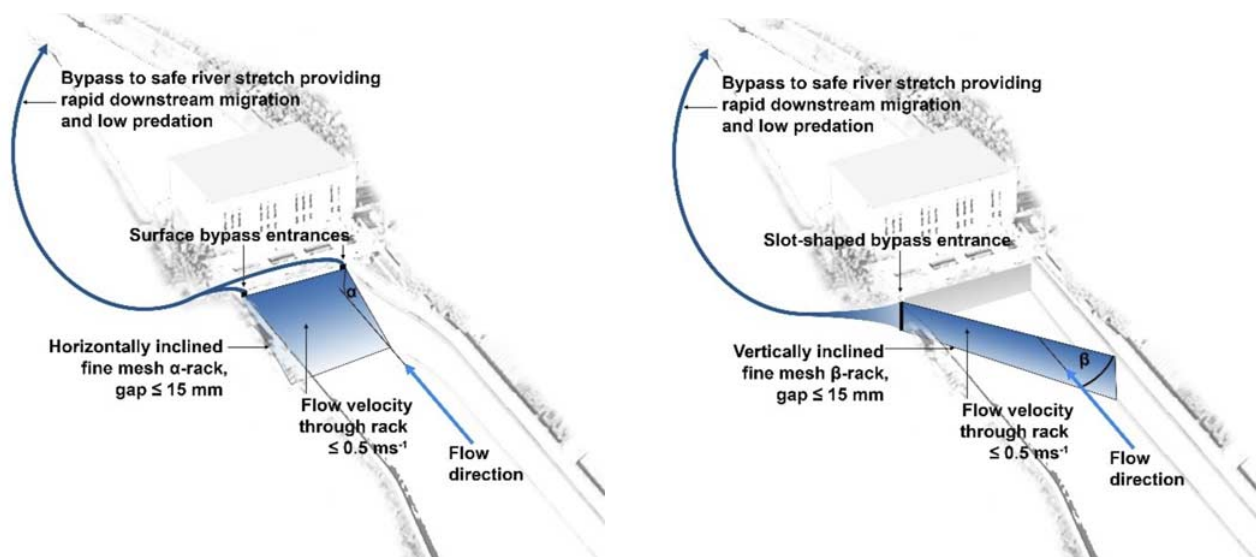


Fig. 44 Alfa-rist (venstre bilde) og beta-rist (høyre bilde)

Generell beskrivelse og anvendelse

Finmaskede varegrinder hindrer fisk å passere. Skråstillingen fører til at fisk kan ledes til en fluktåpning og at vannhastigheten langs med risten er større enn den som virker gjennom risten. Dette minker risikoen for at fisken blir presset på varegrinden eller setter seg fast. Fisken blir altså ikke bare hindret i å vandre inn i turbinen, men blir også ledet mot en fluktåpning som igjen leder til en bypass forbi kraftverket.

Alfa-rister er liggende og leder mot overflaten. **Beta-rister** er ståendene og leder mot siden (Fig REF). Ved overflaten av alfa-rister plasseres en eller flere fluktåpninger til et omløp. Beta-rister leder til siden der det plasseres en spalteformet fluktåpning, eller enkelte fluktåpninger i forskjellige vanddyp. Alfa-rister er sammen med vinklede beta-rister i dag vurdert som de mest effektive nedvandringstiltak for fisk forbi vanninntak i elvekraftverk (Calles m.fl. 2013, Forum Fischschutz 2014, Fjeldstad et al. 2018). Teknologien er først og fremst utprøvd i små og mellomstore elvekraftverk ($< 50 \text{ m}^3/\text{s}$).

Utforming

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

- Vinkel mot bunnen ≤ 300
- Dimensjonering slik at vinkelrett vannhastighet mot varegrind holdes under $0,5 \text{ m/s}$.
- Spaltevidde i rist: $10\text{--}15 \text{ mm}$ for laksesmolt og ål ved ≤ 300 skråstilling og vannhastigheter $\leq 0,5 \text{ m/s}$
- $0,9\text{--}3 \%$ av vannføringen i fluktåpning

Både alfa- og beta-rister har vist god effektivitet ($> 90 \%$ av fisk, mønsterpraksis) med en vinkel på ≤ 300 i forhold til vannstrømretning. Vinkelen kan i visse tilfeller økes forutsatt at vannhastigheter mot risten er lave ($< 0,5 \text{ m/s}$) og vannhastigheter langs risten er store nok til at fiskene reelt blir ledet til en fluktåpning.

I litteraturen diskuteres spaltevidder mellom 10 og 18 mm for smolt. Løsninger som virkelig har klart 90% passasjeeffektivitet har hovedsaklig mellom 10 og 15 mm spaltevide. Eksemplene med 10 mm spaltevidde var i mindre vassdrag ($< 27 \text{ m}^3/\text{s}$), 15 mm i kraftinntak opptil $40 \text{ m}^3/\text{s}$ og 300 skråstilling. Dumont m.fl. (2005) anbefaler lignende vinkler og strømhastigheter som Calles m.fl. (2013), men anbefaler generelt 10 mm spaltevidde i varegrind for smolt og ål, basert på erfaringer i Tyskland og Frankrike. DWA (2005) anbefales 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 ($91\text{--}98 \%$) ved kraftverk Herting (Ætran, 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 «best mulig praksis» i Sverige (se også s. 245, Fig. 143). Varegrinden er 40 m lang, og har hydrodynamiske horisontale staver av kompositt (CompRack, Halmstad, Sverige). Vinkel mot elvebredde er 30 grader. Varegrinden er 2 m høy og har et totalt areal på 80 m^2 . Kraftverket en maks. slukeevne på $40 \text{ m}^3/\text{s}$.

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 β -varegrind, 10 mm spaltevidde og fluktåpning ved overflaten og flere ved bunnen. Maks. slukeevne er $27 \text{ m}^3/\text{s}$. De fleste ålene passerte over dammen og spyleluken ved varegrinden. Bunnstrukturene og bunnåpningen ble knapt tatt i bruk. Ingen ål ble trukket inn i turbinen. Turbinen ved kraftverk Gengenbach ($20 \text{ m}^3/\text{s}$) i elven Kinzig er montert direkte på generatoren. Denne enheten er bevegelig og ligger innfor et «bur» som består 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 s. 86). 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 med fluktmuligheter.

Hvor og når?

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

Effekt

- Hindrer fisk å vandre inn i vanninntak.
- Leder fisk til fluktåpninger
- Fluktåpninger og omløp sørger for trygg nedvandringssmulighet
- Fluktpåpninger tilpasses lokale forhold og må være riktig plassert. Dette gjelder særlig for ål, og ofte trengs det flere åpninger
- Høy passasjeeffektivitet mulig, med trygg passasje for 90 %–100 % av nedvandrende laksesmolt og ål.

Varighet og vedlikehold

Omløp, rist og tilbehør som risterensker, og eventuelt netting, er tekniske installasjoner som krever aktiv drift og regelmessig vedlikehold. Finrist må renses hyppig for å opprettholde gjennomstrømming og lav vannhastighet ved risten. Det anbefales automatisk risterensker.



Fig. 45 Vannkraftverk Palmafossen i Raundalselva (Voss) med beta-varegrind foran inntak, fluktåpning med bunn- og overflateinntak.

15 mm β -varegrind,
40 m lengde, horisontale spiler,
80 m² areal, vinkel $\beta = 30$ grader,
maks. slukeevne 40 m³/s

Fluktåpning

Omløp med overvåkingsmulighet

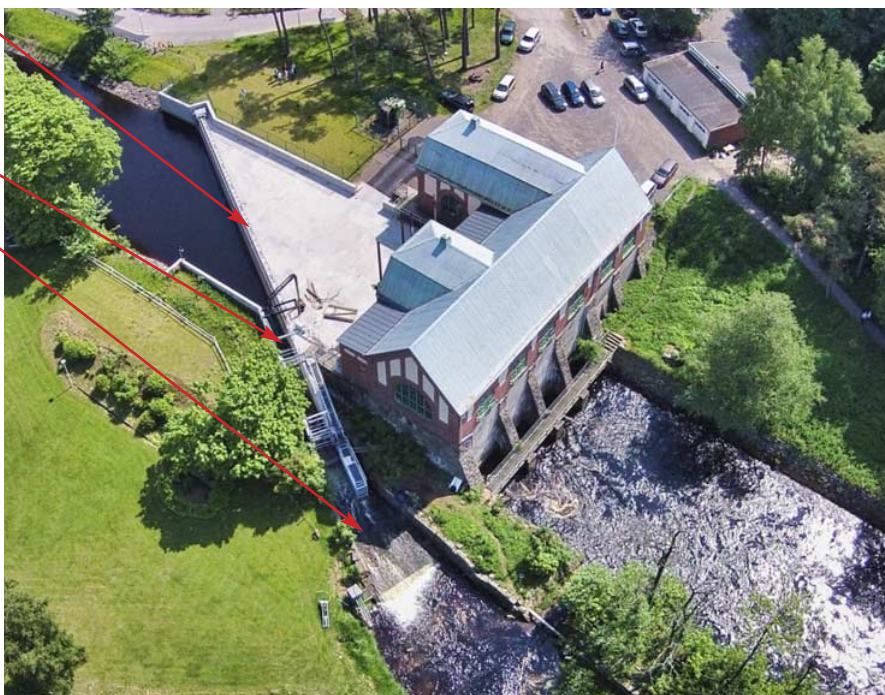


Fig. 46 Vannkraftverk Herting i Ætran med beta-varegrind foran inntak, fluktåpning og omløp. Løsningen har meget gode resultater for nedvandring av blankål (95 %), laksestøinger (96 %) og laksesmolt (91–98 %, Foto: Fiskevårdsteknik AB, Sverige, med tillatelse, Calles m.fl. 2015, Nyquist m.fl. 2017).

Fig. 47 β -varegrind med fluktåpning (bakgrunn) foran vanninntak ved kraftverk Herting. Varegrinden har horisontale spiler med 15 mm spaltevidde, automatisk ristrenskning og vertikal fluktåpning som også brukes som spyleluke (Foto: Olle Calles).



Fig. 48 30° alfa-rist med 15 mm lysåpning og 2 fiskeavledere i Tolga kraftverk. Slukeevne kraftverk 60 m³/s, avledere 1–3 m³/s hver. Regulant: Hafslund Eco/Opplandskraft, Prosjekterende: Norconsult i samarbeid med NINA Lillehammer. Foto: Lars Bendixby)



Konvensjonelle inntak med fluktåpninger og omløp

Faktaboks

- Fluktåpninger og omløp ved konvensjonelle varegrind kan redusere dødelighet hos nedvandrende fisk.
- Passesjeeffektivitet over 90 % krever vanligvis andre typer varegrind med lavere vinkel (s.n. - og -rister)
- Redusert spaltevidde og vannhastighet øker effektivitet.
- Større behov for lokkevann inn i fluktåpninger enn ved α - og β -rister
- Innganger til omløpssystem bør ligge like rett ved varegrinden

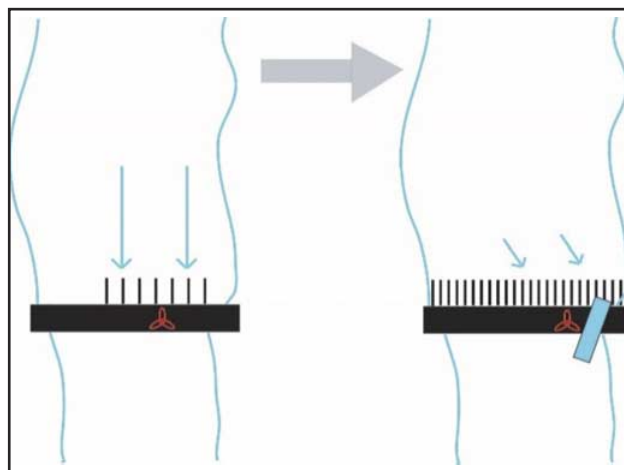


Fig. 49 Inntaksvaregrind med fluktåpninger (bilde venstre side, Foto: Frode Kroglund) og skjematisk tegning (høyre)

Generell beskrivelse og anvendelse

De fleste kraftverk er utstyrt med varegrind for å hindre at turbinen skades av eventuell drivved. Avstanden mellom spilene på risten er vanligvis såpass stor at fisk kan vandre mellom dem og inn i kraftverksinntaket. Konvensjonelle inntak kan gjøres mer fiskevennlige ved å tilby fluktåpninger for fisk, og effekten kan økes ytterligere ved å redusere spaltevidde og vannhastighet ved risten.

Det er ikke tilstrekkelig å bare hindre fisken i å svømme inn i turbinen ved å installere finmasket varegrind (10–18 mm); Fisken må også få fri passasje til områdene nedstrøms barrieren. Derfor behøves det en fluktåpning som er enkel for fisken å finne, og som leder fisken inn i et omløp. Vinkelen på risten og vannhastigheten er avgjørende for å unngå at fisken presses mot den og skades ved kontakt med spilene. Derfor anbefales i utgangspunktet alpha- (liggende) eller beta- (stående) rister med relativt liten vinkel mot strømreretning (s.n.). Dette er imidlertid ikke alltid gjennomførbart ved gamle anlegg, og i det følgende beskrives forbedringer ved eksisterende konvensjonelle inntak.

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, Fjeldstad et al. 2016). Fluktåpningen må plasseres i nærheten av risten for at fisken skal kunne finne veien inn i den. Larinier & Travade 2002 og Dumont et al. (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.

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 ev. 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 og 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. Et eksempel på fluktåpninger ved konvensjonelle rister finnes på side 210.



Død laksesmolt nedenfor vannkraftverk på Ålgård i Figgjo (Foto: Tore Wiers).

Hvor og når?

- Ved 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 skråstilte alpha- eller beta- rister, f. eks. ved eldre anlegg og begrenset avløpstverrsnitt.

Effekt

- 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, ikke mønsterpraksis.
- 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.



Kappet ål etter turbinpassasje (Foto: Frode Kroglund)

Andre typer finmaskete varegrind

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 dimensjonene 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 av og til i USA for å avlede overflateorienterte laksesmolt (Peven & Mosey 1999). Mer under ledevegger nedenfor.

Louwer betarist lager en «louwer» (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 (Fig. 45). 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 flukt-åpningen. Derfor kan louwer-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 louwer-rister en betydelig andel av rister. Et problem med louvers med stor spaltevidde er at ikke alle fiskearter viser samme respons til turbulens, at endringer i vannføring også påvirker strøm- og turbulensdanning og at fisk dermed kan passere videre mot turbinen.

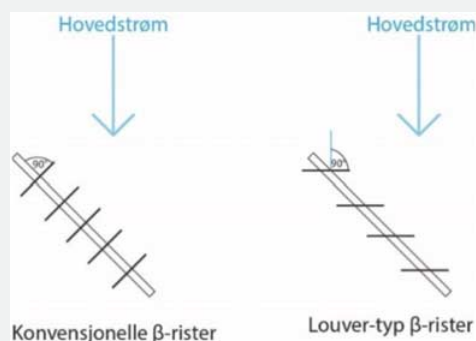
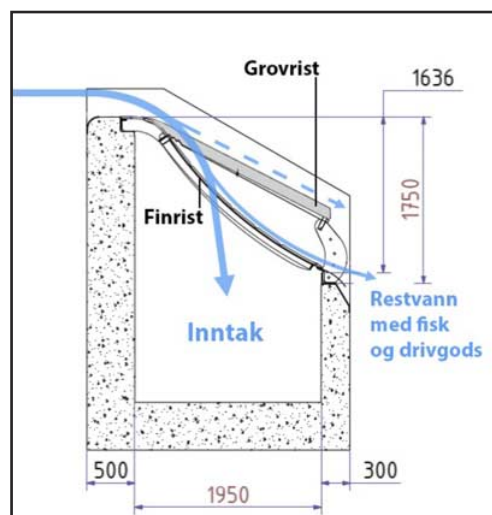


Fig. 50 Konvensjonell og louwer-typ betarist. Spilene i Louwer risten står 90° mot vannstrømmen.

I Holyokekanalen i Connecticutelva viste undersøkelser av en louwer-rist med $\beta=15^\circ$, 76 mm spaltevidde, 0,8 m/s vannhastighet og 2 % vann for flukt-åpningen en gjennomsnittlig passasjeeffektivitet på 91 % for laksesmolt. Det samme anlegget ble testet med 305 mm spaltevidde, og da sank passasje-effektiviteten til 80 % (Harza & RMC 1992). Kriewitz (2015) fant at modifiserte bar-racks med $\alpha = 15\text{--}30^\circ$, en spilervinkel på 45° og 5 cm spaltevidde viste best resultater for fem arter (78% effektivitet for ørret). Teknikken blir beskrevet som lovende og velfungerende i Amerika, men siden spaltevidden ikke virker som fysisk barriere bør funksjonsevnen overvåkes.

Fig. 51 Coanda inntak i drift ved Byro kraftverk (Odda kommune, Foto: Småkraft AS, profiltegnning modifisert etter Bjarte Skår, Brødrene Dahl AS). Pilene illustrerer vannstrømmen, mens en ønsket del av vannet faller gjennom risten, renner resten viderer nedover – inkludert fisk og drivgods



Coandainntak

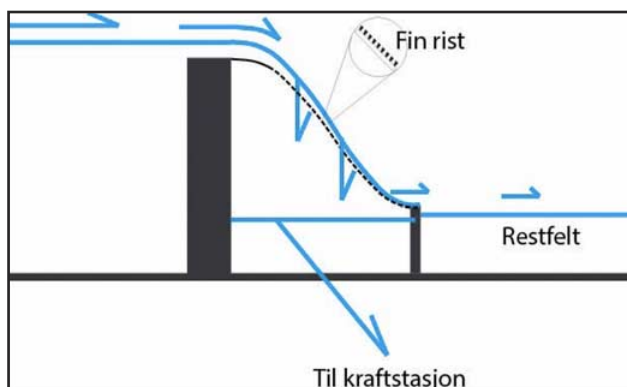


Fig. 52 Prinsipp tegning av Coandarist i lengdeprofil

Faktaboks

- Vannet renner både over og gjennom en spesiell, buet finrist, før det går videre til inntak
- Risten kan være meget fin med spaltevidder på 0,5–6 mm
- Fisken sklir nedover risten og over til restfelt
- Høy overlevelse og lite skaderisiko for fisk
- Risten er selvreisende, tåler is og beskytter også mot drivgods

Generell beskrivelse og anvendelse

Coanda-inntak er et overfallsinntak som ligner «tyroler inntak» som er vanlig i norske bekkeinntak. Vannet løper over en terskel og så gjennom en grov- og så en buet finrist. Coanda risten er «selvreisende» og den 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-rister uskadet. Teknologien er lovende men bør testes for flere arter, størrelsesklasser og større inntaks-utforminger.

Utforming

Finristen har åpninger som er mellom 0,5–6 mm, med vertikale staver i strømretningen. Vannet kan renne gjennom staverne 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 kulpes kan også fungere som energidreper ved flom. Eventuell predasjon bør overvåkes og håndteres ved behov. Fisk på risten kan være utsatt for predasjon fra fugl og det bør vurderes netting. Inntaket må dimensjoneres slik at vannstrøm opprettholdes langs hele risten, både for å sikre restvann og at fisken ikke strander på risten. Dersom vannføringen periodevis kan bli mindre enn dimensjonerte verdier, må funksjonsnivået til risten sikres ved at ristoverløpet gradvis innsnevres, eller at tilførsel av restvann sikres med f. eks lavvannsluke (Bureau of reclamation 2006). Systemet kan også brukes til å telle nedvandrende fisk (som en Wolf-felle). I så fall må fisk ledes til en fisketeller eller til et lagringsbasseng for manuell telling.

Hvor og når?

- Ved barrierer med vanninntak som hindrer nedvandring av fisk, f. eks. vannkraftverk.
- Etterinnstallasjon ved gamle inntak er utfordrende – krever ofte ombygning eller nybygg av inntak.
- Spesielt gunstig ved transport av mye sediment- eller drivved i vassdraget

Effekt

- Hindrer at fisk vandrer inn i inntak og leder fisk trygt nedover.
- Ved tilstrekkelig utforming kan overlevelse av nedvandrende fisk oppnå 90 % – 100 % effektivitet.
- Gir falltap på 1–2 m, selvreisende, 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.

Kostnader

I 2005 ble det estimert ca. 185.000 NOK per m³/s inntakskapasitet (Jenssen m. fl. 2006). Brødrene Dahl anslår kostnader for små inntak (1-3 m³/s) til 600.000-1.000.000 NOK per m³/s inntakskapasitet (2017).

Styring av fisk mot sikker nedvandringsvei 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 og sammen med andre fysiske barrierer
- Kan øke effekten av andre tiltak, særlig fluktåpninger
- Virker vanligvis bare på deler av vandrende fisk og er 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 nedvandringsveier, som f.eks. inntak til turbiner. Slike tiltak fungerer i utgangspunktet bare hvis fisken samtidig har alternative vandringsveier, 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 effekt.

Utforming

Utforming varierer mellom metodene, og det henvises til litteraturen nedenfor. De viktigste avskrekkingmetodene 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 andel fisk som trygt vandrer forbi vandringshinder skal økes (inntak, turbiner o.l.)
- Bør benyttes i kombinasjon med lokketiltak, fluktåpninger, 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 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 (Anonymus 2014).



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

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 når det inntreffer definerte periodiske fiskevandring, for eksempel laksesmolt under vårflommen og ål under høstflommer. 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, Leonhard 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 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 det forventes at bare bare deler av de vandrende fiskene kan ledes trygt nedover.

Delvis senket ledevegg

Installasjoner som skal lede fisk til et omløp og som bare rekker delvis ned i vannsøylen betegnes som ledevegger. Ledevegger 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 (Faber et al. 2010, Kriewitz 2015). Metoden fungerer bare for et utvalg av nedvandrende fisk, 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 til å øke effektiviteten av andre tiltak for å fremme nedvandring men det forventes at bare bare deler av de vandrende fiskene kan ledes trygt nedover.

«Wire screen»

I Østerrike testes et system bestående av horisontalt spente ståltråder som virker som en rist når ståltrådene er spent. Lav avstand mellom trådene gjør systemet egnet for å lede fisk helt ned til smoltstørrelse. Risten settes opp stående, altså som en beta-rist. Ved enden trengs det et omløp som fører fisk trygt nedover. I tillegg til selve den fysiske barrieren, forventes det også at vibrasjonene i ståltråden har en avskrekkende virkning på fisken. Systemet kan renses ved å redusere spennet på ståltråden (Böttcher et al. 2015). Dette lar vannstrømmen fjerne drivgods som løv, greiner, søppel o.l.. Løsningen er lovende, men er ikke tilstrekkelig testet for å kunne anbefales som god praksis.

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).

Vannkraftskrue er egnet for mindre vannføringer og fallhøyder (< 10 m). Det har blitt dokumentert høy overlevelse av ørret og ål (> 90 %), men det er risiko for skader pga. mellomrom og delvis kanter (avhengig av type, Ebel 2013). En videreutvikling av vannkraftskrue som fungerer for ned- og oppvandring, er dobbeltskrue («Hydroconnect»). Denne bruker en del av energien til å pumpe vann og fisk oppstrøms i den indre skrue, som ikke har noen bevegelige deler. Overvåking av denne typen vannkraftskrue har ikke vist skade på opp- og nedvandrende fisk (Grigull 2015). Ved vurdering av slike turbiner bør også tilleggseffekter avveies, for eksempel effekter på lokkestrøm og lokkevirkning, selektivitet for visse arter og størrelsesklasser samt potensial for predasjon ved inntak og utløp. Løsningen kan bidra til å fremme sikker nedvandring i spesielle tilfeller.

Fig. 53 **Dobbelskrue**
(kilde: Hydroconnect)



Referanser

- Adam, B. 2000: MIGROMAT: Ein Frühwarnsystem zur Erkennung der Aalabwanderung. [MIGROMAT®: An early warning system to detect eel migration]. *Wasser und Boden*, 52 (4) (2000), pp. 16-19
- Alden (2008): <https://www.aldenlab.com/Fish-Passage>
- 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%20alking/Fiskesperra%20p%C3%A5%20Kjeldal/evaluering_fiskesperre_2014.pdf
- 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 pp.
- Bureau of reclamation. 2006: Fish Protection at Water Diversions. A Guide for Planning and Designing Fish Exclusion Facilities. Water Resources Technical Publication
- Böttcher, Heidi, Günther Unfer, Bernhard Zeiringer, Stefan Schmutz, and Markus Aufleger. 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.
- 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. Rapportnummer 2013:14
<https://www.havochvatten.se/download/18.5f66a4e81416b5e51f73113/1383209282924/rapport-hav-2013-14-anordningar-passage-fisk.pdf>
- 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.
- Calles, Olle, Jonas Christiansson, Stefan Kläppe, Ingemar Alenäs, Simon Karlsson, Daniel Nyqvist, Mats Hebrand 2015: Slutrapport Hertingprojektet – Förstudie och uppföljning av åtgärder för förbättrad fiskpassage 2007-2015. Teknisk rapport. Naturresurs rinnande vatten, Biologi, Karlstads universitet
- Calles, Olle, Degerman, Erik, Wickstroem, Håkan, Christiansson, Jonas, Gustafsson, Stina, and Næslund, Ingemar. 2013. Anordningar för upp- och nedströmspassage av fisk vid vattenanläggningar: underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten.
- Coutant, C. C., & R. R. Whitney, 2000. Fish behavior in relation to passage through hydropower turbines: a review. *Transactions of the American Fisheries Society* 129:351–380.
- 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
- DWA, 2005. Fish Protection Technologies and Downstream Fishways. Dimensioning, Design, Effectiveness Inspection. Hennef: German Association for Water, Wastewater and Waste (DWA).
- DWA, 2005. Fish Protection Technologies and Downstream Fishways. Dimensioning, Design, Effectiveness Inspection. Hennef: German Association for Water, Wastewater and Waste (DWA).
- Ebel, G. (2013): *Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen – Handbuch Rechen- und Bypassysteme*. BGF, Mitteilungen aus dem Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie Dr. Ebel (Band 4); Halle (Saale).
- 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. und 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
- Fisher, R., D. Mathur, P. G. Heisey, R. Wittinger, R. Peters, B. Rinehart, S. Brown & J. R. Skalski (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., 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 Hans-Petter, Pulg Ulrich, Forseth Torbjørn (2018): Safe two-way migration for salmonids and eel past hydropower structures in Europe: a review and recommendations for best-practice solutions. *Marine and Freshwater Research* 69, 1834-1847.
- Forum Fischschutz (2014): Empfehlungen und Ergebnisse des Forums „Fischschutz und Fischabstieg“ – Synthesepapier-. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. Abrufbar unter: <http://forum-fischschutz.de>.
- 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.
- Haraldstad, T. 2021.: *Evaluation of mitigation measures for Atlantic salmon and brown trout at hydropower plants and their prospect as selective agents*. Dissertation for the degree of philosophiae doctor (ph.d). University of Agder, Faculty of Engineering and Science. 2021
- HARZA, R.M.C., 1992. Response of Atlantic Salmon Smolts to Louvers in the Holyoke Canal, Spring 1992. Holyoke canal – Downstream fish passage studies.
- 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.
- 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.
- Kroglund, F., Haraldstad, T., Güttrup, J. og Hegeland, P.V. 2014. Evaluering av tiltak for nedvandrende blankål ved elvekraftverk. Resultater fra forsøk ved Fosstveit kraftverk, 2010- 2013. NIVA-rapport 6722-2014
- Kroglund, F., Haugen, T., Güttrup, J., Hawley, K., Johansen, J., Rosten, C., Kristensen, T. & Tormodsgard, L. 2011b. Effekter av å passere en kraftverksturbin på smoltoverlevelse og atferd. Betydningen av tiltak. NIVA-rapport, 6139.
- Larinier, M. & F. Travade, 2002. Downstream migration: problems and facilities. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 364:181–207.
- Jenssen, Larrs, Einar Tesaker, Steinar Lund, Dorothee Huber. 2006: *Inntakshåndboken Rettledning og utforming av inntak til små kraftverk i Norge*. NVEs hustrykkeri. ISSN: 1501-0678
- Leonhard Egg, Melanie Mueller, Joachim Pander, Josef Knott, Juergen Geist, Improving European Silver Eel (*Anguilla anguilla*) downstream migration by undershot sluice gate management at a small-scale hydropower plant, In *Ecological Engineering*, Volume 106, Part A, 2017, Pages 349-357, ISSN 0925-8574, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.05.054>.
- Meijnen, R., Grünig, T. (2013): Die fischfreundliche Turbine – ein innovativer Lösungsansatz. *WasserWirtschaft* Ausgabe 10/2013.
- Noatch, M.R. & Suski, C.D. (2012) Non-physical barriers to deter fish movements. *Environ Rev.* 20:71-82.
- 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>)
- Peven, C. M. und 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.
- 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., 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 pages, including appendix.
- 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: 1-47.

Praksistema: *Nye to-veis Fiskepassasjer i Norge*

I de siste årene ble det bygget nye passasjeløsninger som oppfyller krav etter mønsterpraksis for opp- og nedvandring. Fem eksempler presenteres her:

Palmafossen

TIL OPPGRADERING AV PALMAFOSSEN KRAFTVERK ble det stilt strenge krav til fiskevandring. Mønsterpraksis ved bygging av to-veis fiskepassasje skulle følges. (Pulg et al. 2018; Fjeldstad, Pulg, and Forseth 2018). Det ble planlagt en spaltrapp for oppstrøms vandring som erstatning for den gamle og delvis eroderte kulpetrappen på vestsiden av fossen. Som nedvandringspassasje ble det valgt en skråstilt finmasket beta-varegrind som leder fisken til en overflateavleder og en bunnavleder.

Spaltetrapper er egnet å tåle store vannstandsvariasjoner og trappen i Palmafossen er lagt slik at den tåler svært varierende vannstander over mer enn 4 m og varierende vannføringer. Dimensjonerende vannstand ved normal vannstand ovenfor dammen (78,60 moh) er 0.8 m³/s. Når vannstanden 79.10 moh er inntaket fylt opp og 1,3 m³/s renner i trappen. På vei nedover kan trappen ta opp enda mer vann fordi sideveggene er høyere enn tverrveggene (ca. 4 m³/s). Med dette økes lokkevirkning under flommer. Der er lagt inn bunns substrat som etterligner en naturlig elvebunn gjennom hele trappen. Her er det lave vannhastigheter og mye hulrom, slik at også ål og ungfisk kan vandre opp. For første gang i Norge ble det bygd en «dobbel spaltrapp». Denne ble brukt i midtre del for å overkomme et bratt parti. Trappen er her dobbelt så bred som resten og fører vannstrømmen i en s-formasjon som tillater den å være brattere.

Nedvandringspassasjen består av en skråstilt og finmasket (12 mm) beta-varegrind med 74 m² overflate.

Varegrinden leder nedvandrende fisk til en overflateluke og en bunnluke. Overflateluken er tenkt for vinterstøinger av laks og aure samt smolt, mens bunnluken er for ål. I overflateluken er det mulighet å fange nedvandrende fisk med en nedsenkbar fiskefelle.

Spaltetrappen på Palmafoss med de karakteristiske spaltene, deflektorene og et gjennomgående bunns substrat.





Spaltetrappen under bygging med juvet bak

Vannføring fordeles slik

Fisketrapp	0.8–4 m ³ /s
Utsparring i dam	2,5 m ³ /s
Fluktåpning	2,5 m ³ /s
Ålerør	0,2 m ³ /s
Minstevannføringsluke	4 m ³ /s

Sommerkrav er 10 m³/s

Vinterkrav er 3,5 m³/s dvs fluktåpning + ålerør + fisketrapp.

Maks slukeevne kraftverk er 30 m³/s

Fiskavandringsløsningene skal overvåkes i fremtiden. De første resultatene fra 2022 tyder på at nedvandringsløsningen fungerer etter hensikten. Fisk på video følger varegrinden og finner den store avlederen. De blir ikke presset på risten eller sugd inn i inntaket. Fiskefellen fungerer og kan brukes etter behov. Både laks og ørret har vandret opp i spaltetrappen.

Totalt ble kostander til bygging av fiskevandringsløsningene summert til 19.3 MNOK av Voss Energi.

Byggherre var Voss Energi, fiskepassasje ble utviklet av NINA, SINTEF, Multi-consult og NORCE LFI. Løsningen ble tildelt prisen «Damkrona 2022» for god miljøutforming.

Finmasket β -varegrind med overflate og bunnluke i bakgrunn



Videostill fra overvåkingen ved beta-rist. Ungfisk følger risten til luke og avleder. (Bilde Voss Energi, Mohntech, NORCE LFI)



Videostill fra overvåking av spaltetrappen. Laks på vei gjennom øverste spalte. (Bilde Voss Energi, Mohntech, NORCE LFI)



Boenfoss kraftverk

Regulant: Boen Foss AS

Foto: Norconsult

Maks. slukeevne kraftverk,

- 30m³/s

Risttype, lengde + bredde eller areal, lysåpning spiler

- Betarist med 30 graders vinkel, horisontale spiler, 12mm, 75m²

Type avleder (bypass):

- Vannføring i avleder avhenger av totalvannføring (vannstandsavhengig) i vassdraget, og varierer fra om lag 2- >5 m³/s avhengig av vannføring. Maks hastighet i avleder er beregnet til om lag 4-6 m/s avhengig av vannføringen i avleder. Avlederen leder fisken ut til naturlig elveløp rett nedstrøms for inntaket. Avlederen vil fungere både for utvandrende smolt og utgytt fisk, eventuelt også for ål, da den vil være operativ gjennom hele året. Imidlertid forventes det at ål i stor grad utvandrer på høy sommer- og høstvannføring når meste-parten av totalvannføringen går i naturlig elveløp.

Lokalitet: Tovdalselva i Agder

Målarter: Laks, sjørret og ål

Fisketrapp: Eksisterende trapp er som før utbygging, bortsett fra de øverste kamrene som er ombygd for å tilpasses inntak og kryssing av fiskeavleder. Det er etablert et nytt alternativt trappeutløp ved kraftverksutløpet (vertikal spaltetrapp). Denne nye trappa møter eksisterende trapp i et felleskammer. Hvilket løp som driftes avhenger av andel vann fra kraftverk versus vannføring i foss. Trappen er en tradisjonell kulptrapp med overløpsterskler (sprang 40–50 cm). Ett av trappens nedre løp er bygget som en vertikal spaltetrapp (sprang 13 cm). Vannføringen varierer med om lag 275–400 l/s avhengig av overvannstand. For å oppnå økt attraksjonskraft ved trappeinngang er det etablert rør fra inntak til trappeinngang med tilleggsvann.

Oversiktsbilde



Rafoss kraftverk

Regulant: Sira Kvina kraftselskap

Foto: Norconsult

Lokalitet: Kvinavassdraget i Agder

Regulant: Sira-Kvina kraftselskap

Konsept utarbeidet av SINTEF og NINA i tidlig fase

Prosjekterende: Norconsult

Beskrivelse:

- Nytt kraftverk ble offisielt åpnet juni 2022
- Slukeevne: 28 m³/s.
- Målarter: laks og sjøørret. Øker anadrom strekning med ca 6 kilometer.
- Minstevannføring i fiskeavleder (bypass): 1,3 m³/s (vinter) og 3,2 m³/s (sommer) i tillegg til 0,5 m³/s i fisketrappa.

Inntak og fiskeavledere:

- Betarist, 15 mm lysåpning og 30 graders vinkel. Bruttoarealet på rista er 75 m² (25*3 m).
- Maks vannhastighet foran rista, 0,5 m/sek.
- Automatisk grindrensker
- Fiskeavlederen er utformet slik at den muliggjør slipp av 1,3 m³/s om vinteren og 3,2 m³/s om sommeren vha. en utskiftbar terskel.

Fisketrapp:

- Delvis trapp i dagen og i tunell, kombinert spaltetrapp og tradisjonell kulptrapp med overløp
- Total høydeforskjell mellom inntak og utløp 45 m.
- Total lengde trasé ca. 450 m, antall kulper 109 stk.
- Minimum lengde kulper 3,5–4,1 m
- Minimum bredde kulper: 2,3 m
- Trappen har to hvilekulper med L= 8,2 m
- Utløpet fra trappa er lokalisert tett inntil kraftverksutløpet
- Trappen er en vertikal spaltetrapp i nedre del med 30 cm sprang (nederste 11 kulper), og videre som en tradisjonell kulptrapp med 43 cm sprang i den delen som går i tunell. De øverste fem tverrveggene har dykkede åpninger for å håndtere store vannstandsvariasjoner ved inntaket.
- Det er en sorteringsseksjon i trappens nedre del (for uttak av oppdrettsfisk, pukkellaks eller overvåkingsarbeid) samt et fiskeobservatorium (akvarium)



Tolga kraftverk

Regulant: Hafslund Eco/Opplandskraft

Foto: Norconsult og Hafslund Eco

Lokalitet: Glomma, Innlandet

Prosjekterende: Norconsult (2016–2021). Samarbeid med NINA Lillehammer gjennom hele prosjektet.

- Slukeevne: 60 m³/s
- Minstevannføring vinter: 7 m³/s, minstevannføring sommer: 12 m³/s – alt vann i fiskevandringsarrangementer
- Primære målarter: harr og ørret dominerer. I tillegg finnes gjedde, abbor, sik, lake, steinsmett og ørekyte. I fiskevandringsarrangementene er alle vannhastigheter, minste vandedyp, gradienter, vannstandssprang, energiomsetning osv. dimensjonert for disse artene
- Alle fiskevandringsløp (opp og ned) er bygget med fleksible løsninger slik at de i ulik grad kan justeres etter at kraftverket er satt i drift for å optimalisere løsningene for best mulig fiskevandring.
- Nedvandringsarrangementene skal være i drift 100 % av tiden, mens oppvandring over terskel skal kunne skje minimum 95 % av tiden. Dette

tilsvarer vannføringer i Glomma opp til ca. 150 m³/s (ca. 90 m³/s forbi inntaket dammen).

Nedvandringspassasje:

Alfarist med 15 mm lysåpning. Ristareal: 120 m². Risten er vinklet med 30 grader i forhold til bunnen og strømretningen. Innløp til kraftverket er formet som en kanal for å oppnå gunstig vannstrøm og vannhastighet. Krav til vannhastighet over risten er 0,4 m/s.

To fiskeavledere med kapasitet på 1–3 m³/s hver.

Tre oppvandringspassasjer (kan også brukes til nedvandring):

Dobbel vertikal spaltetrapp (vannføring minimum 5 m³/s sommer). Trappen er bygget kombinert med betong og sprengt stein.

Naturlik fisketrapp (3 m³/s hele året). Trappen er bygget med sprengt stein

Flom-fisketrapp: dette er en tredje fisketrapp bygget som et nedsenket «naturlikt» flomløp hvor fisken skal kunne vandre over en større del av terskelen i

Spaltetrapp, naturlik fisketrapp og flomfisketrapp sett oven i fra



Nye Dalsfoss kraftverk

Regulant: Skagerak kraft AS

Foto: Skagerak kraft og Norconsult

Prosjekterende: Norconsult

Maks slukeevne kraftverk: 40 m³/s

Rist: alfagrind med 90 m² areal, 15 mm lysåpning og 10° helning mot horisontalplanet.

Satt i drift: juni 2022

Beskrivelse:

Nye Dalfos kraftverk erstatter gamle Dalsfos kraftverk, har en Kaplan-turbin med ca. 7,6 MW ytelse og slukeevne på 40 m³/s. Det er prosjektert og bygget løsninger for opp- og nedvandrende ål som passerer forbi kraftverket i tråd med prinsippene i mønsterpraksis. Løsningen består av en vinklet inntaksgrind med vinkel 10° mot horisontalplanet (alfagrind), areal på 90 m² og med lysåpning = 15 mm mellom grindstavnene. Vannhastighet vinkelrett på grinden er < 0,5 m/s. Nedvandrende ål kan vandre i fire separate avledere som er plassert i topp og bunn av inntaksristen, hvor de ledes i rør til en felle bak

inntaket for videre transport ned til Kilsfjorden (flere kraftverk nedstrøms Dalsfoss). Det er etablert flere vandringsveier, med overvåking-feller for oppvandrende ål. Disse er plassert ut fra målrettet overvåking i forbindelse med prosjekteringen av kraftverket. Prosjektering er utført av Norconsult.



Alfa grid 15 mm med bypassinntak

Ålepassasje i Nye Dalsfoss kraftverk



7.3 Habitattiltak

Habitattiltak er direkte, fysiske tiltak i vassdrag, som har til hensikt å etablere ønskede habitatforhold. Dersom årsakene til habitatdegradering ikke blir identifisert og fjernet, vil habitattiltakene ofte kreve jevnlig vedlikehold for å sikre den ønskede miljøeffekten.



Sjøaure i Aurlandsvassdraget – her har det blitt gjennomført en rekke habitattiltak, deriblant ripping, grusutlegg samt restaurering av sideløp.

7.3.1 Utlegging av gytegrus

Faktaboks

- Brukes ved mangel på grusgyteplasser og dårlig gyteplassefordeling
- Spesielt egnet i regulerte elver som har reduserte flomtopper og lite finsediment
- Anleggskostnader: Varierer sterkt, i snitt av 9 prosjekter 180 NOK /m²
- Relativt enkelt å gjennomføre og vedlikeholde

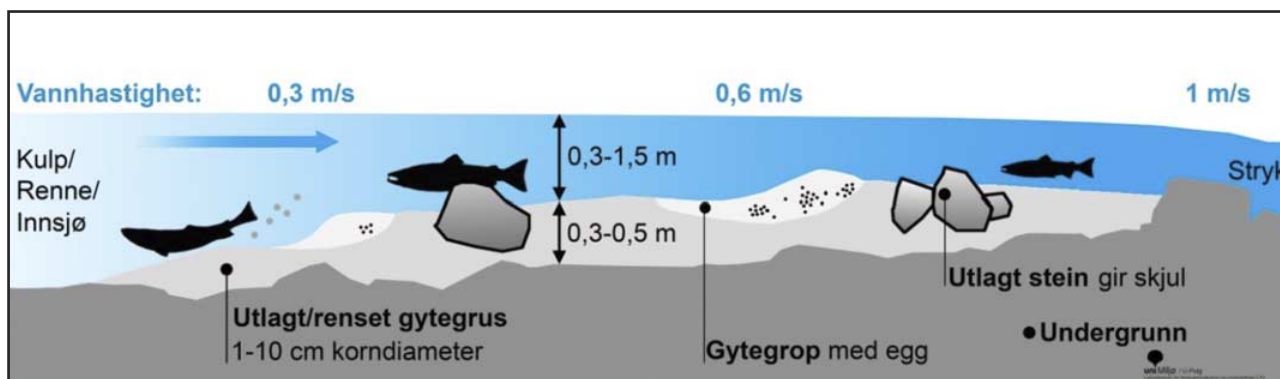


Fig. 54 Skjematisk lengdesnitt gjennom restaurert gyteplass for laks og stor ørret.

Generell beskrivelse

Elvebunn som er dominert av grus (1-10 cm) er gytehabitat for en rekke laksefisker (laks, ørret, harr m. fl.), samt en rekke substratgytere (stam, asp, vederbuk m.fl.). Ofte ligger gyteplassen på brekk (overgang mellom kulp/innsjø/renne til stryk) siden det finnes gunstige hydrauliske forhold her.

I regulerte elver er sedimentregimet ofte forandret, og med dette også kvalitet, antall og fordeling av gyteplasser. Kjente effekter er at gyteplasser slammes ned grunnet finsedimentutslipp og oppdemming, eller at grus spyles ut uten at den lenger blir erstattet med ny grus ovenfra eller fra bredder. Dette kan være tilfelle etter bygging av f.eks. erosjonssikring eller demninger. Hvis det ikke er mulig å restaurere et naturlig sedimentregime, kan utlegging av gytegrus være et effektivt kompensasjonstiltak.

Anvendelse og gjennomføring

Steder som er hydromorfologisk egnet for gytegrusutlegg identifiseres via habitatkartlegging og, om nødvendig, hydraulisk beregning eller modellering. Gyteplassen bør ligge stabilt nok til å motstå utspyling ved flommer av et visst omfang, f.eks. 10–50 årsflom. Den bør ligge strømutsett nok til at vanngjennomstrømningen sikrer gode oksygenforhold for egg, og minimerer sedimentasjon av finsediment og begroing (se Fig. 54 ovenfor og referanser). Gyteplassen må ikke bli tørrlagt ved lave vannføringer når egg og plommeseckkyngel av sjøørret og laks er i grusen, dvs. normalt i perioden oktober-juni. Vanddyp og vannhastighet må tilfredsstillende krav til gytehabitat, og bør i utgangspunktet ligge innenfor 30–150 cm vanddyp og 30–80 cm/s vannhastighet for laks og sjøørret. Mindre fisk som harr og resident ørret kan gyte på grunnere grusbanker. Gode gyteplasser ligger ofte i utløp av kulper og renner, såkalte «brekk», hvor vannhastigheten er akselererende. At den tilførte massen har riktig kornfordeling er en vesentlig forutsetning for å lykkes med tiltaket. Hva som er den optimale grusblanding vil være arts- og størrelsesavhengig. Som tommelfingerregel brukes grusblanding i størrelsesorden 1-10 cm for laks og sjøørret. Dette tilsvarer siktesortering 8–64 mm (Barlaup et al. 2008, Forseth & Harby 2013). For mindre ørret og harr og roligere elver anbefales 1–5 cm (siktesortering 8–32 mm) som dominerende steindiameter (Pulg 2009, Pulg et al. 2013). En bør fortrinnsvis

bruke avrundet grus fra morene- eller elveavsetninger. For å få riktig kornfordeling på grusen må den siktes og finsediment fjernes. Sammensetning er først og fremst avhengig av fiskenes størrelse og hydrauliske forhold. Grusen må alltid bestå av en blanding av forskjellige kornstørrelser, ikke bare av en enkelt kornfraksjon. Andelen finsediment (<1mm) bør være minst mulig. Dersom grusen virker skitten eller preget av finsediment, bør den spyles eller vaskes før utlegging. Steinutlegg på grusen kan øke skjul for både gyte- og ungfisk og gjøre plassen mer attraktiv.

Selve gjennomføringen av grusutlegget er avhengig av planlagt størrelse på tiltaket og praktiske forhold som mulighet for atkomst for dumper, rør, kran, helikopter m.m. Grusen bør legges ut ved lav vannføring, da tilkomsten i vassdraget er enklest og en kan sikre at grusen ikke blir lagt ut på områder som blir tørrlagt. Fortrinnsvis bør grusen legges ut i god tid før gytesesongen, for å sikre at en får en tilstrekkelig lang periode med flere vannføringstopper. Arbeids-tidsrom må avveies mot en eventuell fare for å skade fisk og rogn i elvebunnen. Perioden juli-september er ofte minst skadelig for laks og sjørøret (se s. 34).

Hvor og når?

- Ved kunstig mangel på eller dårlig fordeling av gyteareal

Effekt

- Har økt gytemuligheter for laksefisk betraktelig i regulerte elver (Barlaup et al. 2008, Pulg et al. 2013b, s 178, Pulg et al. 2021)
- Har økt eggoverlevelse i elver med finsedimentering for ørret og laks (Merz et al. 2004, Pulg et al. 2013, Pulg et al. 2021)
- Har økt bestandsstørrelse og tetthet av harr, stam, gullbust og ørret (Pulg 2009, Pedersen et al 2009, Hanfland et al. 2010, Pulg et al. 2013)
- Habitatforbedring for- og økt diversitet av bunndyr i degraderte elver (Edwards 1984, Walther and Whiles 2008)

Varighet og vedlikehold

Grusutlegg er ofte tiltak som må fornyes over tid, avhengig av erosjonspotensialet og finstoffmengden i elven. Som eksempel har gytegrusutlegg på vestlandet vist seg å vare opptil 18 år, med en forventet levetid på flere tiår enklete plasser (utløp av innsjøer). I mer forurensede og flatere elver har det vært målt 4-6 års varighet.

Varighet av tiltak er betydelig redusert i elver med høy finsedimenttransport pga. tetting av hulrom. Kanalisering kan føre til økt utspyling. Vannplanter kan vokse over gytegrusen, slik at den ikke lenger er tilgjengelig, ikke minst i regulerte vassdrag med lange perioder med lav og jevn vannføring. For å øke varigheten av grusutlegget bør man innkalkulere og planlegge vedlikehold, for eksempel nye grusutlegg etter en periode eller ripping av gjengrodd/sedimentert grus (se side 134).

Fig. 55 Grusutlegg i Aurlands-elven, 2013. En fiskebiolog følger med under og over vann, og anviser maskinfører. Ferdig gyteplass på bildet til høyre.





Grusutlegg med helikopter i Nidelva (Foto til venstre: Agder Energi), og med gravemaskin og dumper i Aurlandselva (Agder Energi, E-Co Energi og NORCE LFI).

Kostnader

Utlegging av gytegrus er et forholdsvis kostnadseffektivt tiltak for å øke fiskeproduksjonen. Kostnadene av tiltaket er knyttet til planlegging, kjøp av grus, transport og maskinarbeid i forbindelse med utlegget, samt vedlikehold. Kostnadene vil derfor variere, særlig avhengig av om grus er tilgjengelig i området, eller om den må transporteres langt. Anleggskostnader i 9 prosjekter har ligget ved 180 NOK m² ved bruk av gravemaskiner og dumper (2017-kroner). Kostnadene over tid vil avhenge av varigheten- og vedlikeholdsbehovet av tiltaket. Langtidsstudier av grusutlegg på vestlandet viser en gjennomsnittlig kostand på 11,2 NOK m⁻² år⁻¹ (Pulg et al. 2021). Eksempler i denne håndboken, se kapittel 9.

Referanser

- Barlaup, B. T., Gabrielsen, S. E., Skoglund, H. & Wiers, T. (2008) Addition of spawning gravel - a means to restore spawning habitat of Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) and anadromous and resident brown trout (*Salmo trutta* L.) in regulated rivers. *River Research and Applications*, 24, 543–550.
- Hanfland, S., Schnell, J. Ekart, C., Pulg, U. 2010: Lebensraum Fließgewässer entwickeln und restaurieren. 2. Auflage, Landesfischereiverband Bayern e.V. Muenchen. 76 s. <http://www.lfvbayern.de/arten-und-gewaesserschutz/veroeffentlichungen/>
- Edwards, C. J., Griswold, B. L., Tubb, R. A., Weber, E. C. & Woods, C. L. (1984) Mitigating effects of artificial riffles and pools on the fauna of a channelized warmwater streams. *North American Journal of Fisheries Management*, 4, 194–203.
- Merz, J. E., Setka, J. D., Pasternack, G. B. & Wheaton, J. M. (2004) Predicting benefits of spawning-habitat rehabilitation to salmonid (*Oncorhynchus* spp.) fry production in a regulated California river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 61, 1433–1446.
- 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.
- Pulg U., Barlaup, T.B., Sterneckcker, K., Trepl, L., Unfer, G. 2013: Restoration of spawning habitats of brown trout in a regulated chalk stream. *Riv. Res. Applic.* 29: 172–182
- Pulg, Ulrich, Bjørn T. Barlaup, Helge Skoglund, Tore Wiers, Sven-Erik Gabrielsen, Eirik S. Normann 2013b: Gyteplasser og sideløp i Aurlandsvassdraget. UNI Miljø LFI rapport nr. 221. Uni Research Bergen
- Pulg U., Lennox, R.J., Stranzl, S., Espedal, E.O., Gabrielsen, S-E., Wiers, T., Velle, G., Hauer, C., Dønnum, B.O. & Barlaup, B.T. 2021. Long-term effects and cost-benefit analysis of eight spawning gravel augmentations for Atlantic salmon and Brown Trout in Norway. *Hydrobiologia* (2021) <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04646-2>
- Walther, D. A. & Whiles, M. R. (2008) Macroinvertebrate responses to constructed riffles in the Cache River, Illinois, USA. *Environmental management*, 41, 516–27.

7.3.2 Steinutlegg

Faktaboks

- Brukes på strekninger der det er mangel på skjul og morfologisk variasjon eller der stein har blitt fjernet.
- Steinstørrelse skal passe til elvetype og må avveies mot ønsket hydraulisk kapasitet.
- Relativt enkelt å gjennomføre og vedlikeholde



Fig. 56 Variert stryk med mange 1–3 m store steinblokker i skjulrike Espedalselva/Ryfylke. Den glasielle geologien har bidratt til stor variasjon i steinstørrelse i mange norske elver. Ved utretting, kanalisering og tømmerfløting har imidlertid mye stein blitt fjernet.



Fig. 57 Steingrupper av stor stein og blokker utlagt i Frafjordelva, og villaks som hviler i skjul av steinene

Generell beskrivelse

I mange naturlige norske elver finnes en høy variasjon av substrattyper, inkludert store steinblokker (Fig. 56). Disse er delvis resultat av steinras og av massetransport av breer under istiden, og ikke av fluvial transport. Blokkene ligger derfor relativt stabilt, og danner et rammeverk for mindre grus og rullestein (< 50 cm). De mindre steinene er i bevegelse under flommer. Dette resulterer ofte i en meget skjulrik elvebunn, som gir et produktivt habitat for ungfisk og attraktive standplasser for voksne fisk. Det er denne type steinvariasjon som etterlignes ved steinutlegg samt at det kan skapes skjul for fisk direkte ved- og mellom steinene. Mye stein har blitt fjernet i elver som er utrettet, kanalisert eller ble tilrettelagt for tømmerfløting. Utlegg av stein kan også brukes til å reetablere typiske morfologiske strukturer ved passende gradient (se s. 60) samt til å øke strøm-, substrat- og habitatdiversitet. Også bunndyr kan profitere dersom arealet på substratoverflaten øker.



Anvendelse

Størrelsen på steinen må tilpasses i forhold til elvetype, morfologi i aktuelt elveavsnitt, hydromorfologiske rammetingelser (s.60), og hvilke artsamfunn og aldersgrupper av fisk man ønsker å bedre forholdene for (Degerman m.fl., 1998). Utlegg av rullestein (100 – 500 mm) vil øke skjul for ungfisk av laks og ørret, og også for voksne stadier av mindre fiskearter, f.eks. steinsmett. Utlegg av større stein og blokker (500–1500 mm) vil føre til mer skjul for voksen laks og ørret. I tillegg påvirker større stein lokale hydrauliske forhold (ruhet, stabilisering, erosjon, substratdynamikk) i større grad. Dette kan brukes aktivt for å skape ønsket strømvariasjon og strømmetning (se s. 148), samt naturtypiske brekk og buner (s. 154). Antall og størrelse av stein dimensjoneres etter målsettingen og hydromorfologiske rammer, samt fiskesammfunn. Steinene som skal gi standplasser for voksen fisk bør legges i dypåler, enten enkeltvis eller i grupper. Langsgående steingrupper oppstuer vannet i mindre grad enn tverrliggende, gir mindre turbulent strøm, og er ofte en foretrukket standplass for voksen laks og ørret. Steinutlegg virker best i strømmende vann, ved vannhastigheter over ca. 0,2 m/s. I stillestående partier vil særlig utlegg av rullestein til skjul for ungfisk ofte nedsedimenteres over tid, slik at hulrommene mellom steinene tettes igjen og effekten av utlegget reduseres. Det anbefales å vurdere effekter av flomvannføring og stabilitet av steinene med hydrauliske beregninger.

Hvor og når?

- Ved redusert morfologisk variasjon
- Ved kanalisering, utretting og andre endringer
- Ved mangel på skjul i elva
- Etter at stein har blitt fjernet
- Mindre egnet i elver med stor fluvial massetransport (dekkes av grus eller sand)
- Mindre egnet i stillestående partier

Effekt

- Øker skjul for fisk, alle stadier (avhengig av steinstørrelse)
- Øker lokal strømnings- og substratdiversitet
- Kan øke lokal sedimentdynamikk, skuring og avsetning
- Positiv effekt på fordeling og produksjonen av fisk i elven
- Kan brukes til å styre strøm og stabilisere bunn- og vannnivå.

Varighet og vedlikehold

Varighet og vedlikeholdsbehov varierer ut fra lokal substratdynamikk og vannføring. Tas det hensyn til elvetype og hydromorfologiske rammer (s.o. Leitbild konsept), er faren for utspyling eller tildekking med masser liten.





Døde trær som er festet med steinblokker i restaurert sideløp til Vassbygdelva i Aurland 2017. (E-Co energi med NORCE LFI)

Steinutlegg kan da ha varig virkning, og det vil ikke være behov for annet enn vanlig vassdragsvedlikhold.

Kostnader

Utlegging av stein og blokk er et forholdsvis rimelig og kostnadseffektivt tiltak. Tiltaket er svært rimelig om steiner finnes nær stedet og ikke må transporteres. Det trengs maskinarbeid i større vassdrag og ved utlegg av stor stein, og det bør tas hensyn til sårbare habitater og tidsrom for gjennomføring.

Eksempler i denne håndboken, se side 228 og 249. Gode resultater med steinutlegg ble også oppnådd i Life-prosjekt om Vindeleva i Sverige (se referanser).

Referanser

- DN 1994: *Ingrep i vassdrag – effekter og tiltak. DN Håndbok 9*. Trondheim
- Eie A, E Brittain J, Eie A. E. 1993: Biotopjusteringstiltak i vassdrag. Kraft og Miljø 21. NVE. Oslo.
- Glover B, Brabrand, Å, Brittain, J., Gregersen F., Homen J., Saltveit S.J. 2012: Avbøtende tiltak i regulerte vassdrag. NVE rapport nr 10- 2012. NVE
- Degermann, E., Nyberg, P., Näslund, I. og Jonasson, D. (1998): *Ekologisk Fiskevård*, Sveriges sportfiske- och Fiskevårdsförbund, ISBN 91-86786-32-6
- Montgomery, D. R., and Buffington, J. M. (1997) Channel Reach Morphology in Mountain Drainage Basins, Geological Society of America Bulletin, 109, 596-611.
- Polvi, L. E., Nilsson, C., & Hasselquist, E. M. (2014). Potential and actual geomorphic complexity of restored headwater streams in northern Sweden. *Geomorphology*, 210, 98-118. <https://doi/10.1016/j.geomorph.2013.12.025>
- Vindelälv: <http://vindeleriverlife.se/?lang=en>

7.3.3 Utlegg av trær

Faktaboks

- Brukes ved mangel på skjul og morfologisk variasjon
- Spesielt egnet ved lav gradient, moderate til lave vannhastigheter og grus- eller sandbunn
- Krever hensyn til og stabilisering i tilfelle flomrisiko
- Anleggskostnader: 0 - 10.000 NOK /100 m
- Relativt enkelt å gjennomføre og vedlikeholde



Fig. 58 Trær utlagt og festet i Tokvamsbekken, et sideløp i Aurlandselva.



Fig. 59 Ungfisk av ørret under døde trær i Æneselva

Generell beskrivelse

Utlegg av døde trær gir økt skjul for fisk og øker strøm-, substrat- og habitatdiversiteten ved å påvirke strømforhold og lokal sedimentdynamikk. Samtidig kan trær, greiner og løv benyttes som habitat, skjul eller føde for bunndyr og slik også øke næringstilgangen for fisk. Utlegg av døde trær har vist seg å bidra til økt bestandsstørrelse og mer naturlig populasjonsstruktur for blant annet ørret, stam, ål, gullbust (Hanfland et al. 2009), laks (Mc Innis et al. 2008) og mange andre fiskearter (Gregory et al. 2003). I elver under tregrensen skjer tilførsel av løv, greiner og trær i utgangspunkt naturlig, og er en viktig del av næringsnett (Schwoerbel 1997). Ofte er imidlertid kilden til trær redusert (kantvegetasjon, skog), siden trær i elver blir ryddet bort eller spylt raskt ut i kanaliserte elver med få festemuligheter (Magilligan et al. 2008). I tillegg til å øke populasjonen av ørret, har også utlegg av døde trær vist seg å øke populasjoner og diversitet av evertebrater – og slik ha en effekt gjennom hele næringsnett (Thompson et al. 2017). Økning av skjul ved hjelp av døde trær er størst i fluviale elver med sand og grusbunn og lav gradient. Ved grovere substrat (rullstein) og i semi-fluviale elver (Hauer & Pulg 2018) finner fisk ofte mer skjul i sedimentet.

Utforming

Det enkleste er å ta vare på den naturlige tilførselen av trær, løv og kvister og la det bli værende i vassdragene. Der dette kan føre til uønskede effekter som for eksempel tilstoppinger ved broer (flomfare) eller inntak, kan trærne festes med trestolper eller stabile stein og legges på langs av hovedstrømmen (se bilder s. 128). Steinstørrelse og feste dimensjoneres etter forventet flomstørrelse slik at det er stabilt nok. Plassering: Døde trær og skjuløkning er særdeles effektivt i elvestrekninger med lav gradient ($< 0,005$) som ofte er preget av fin grus eller sand med lite skjul for fisk i elvebunnen ellers (Kail et al. 2007, Hanfland et al. 2010). I slike flate elvestrekninger virker steinutlegg ofte dårlig, dersom økning av skjul er målet.

Hvor og når?

- Ved mangel på skjul i elver/elvestrekninger med lav gradient ($< 0,005$)
- Ved redusert kantvegetasjon og næringstilgang

Effekt

- Øker skjul for fisk, alle stadier
- Øker lokal strømnings- og substratdiversitet
- Kan øke lokal sedimentdynamikk, skuring og avsetning
- Øker organisk materiale i elven og med dette næringstilgang for bunndyr og fisk
- Positiv effekt på fiskebestand, bunndyr – særlig i flate elver med lav gradient og sandbunn ($< 0,005$)

Varighet og vedlikehold

Trærne kan festes og sikres i elven, men varigheten er likevel midlertidig siden trærne råtner og kan skylles ut ved flom. Hvis ikke naturlig tilførsel kan gjen-skapes eller ivaretas, bør utlegging og festing av døde trær gjentas etter noen år. Typiske gjentakelsesintervaller er 5–10 år (Kail et al. 2007, Hanfland et al. 2010).

Kostnader

Utlekking av trær er et rimelig og kostnadseffektivt tiltak i områder med lite morfologisk variasjon, lite skjul, mangel på kantvegetasjon eller redusert naturlig dynamikk. Det trengs maskinarbeid i større vassdrag med trær over 10 m og ved behov for stabilt feste. I bekker og mindre elver kan arbeidet også gjennomføres for hånd (Kail et al. 2007). Kostnader i våre prosjekter har ligget på 0 – 10.000 NOK /100 m

Eksempler i denne håndboken, se side 225.



Kaskade på morenemasser i Opo ved stor vannføring.

Referanser

- Hanfland, S., Schnell, J. Ekart, C., Pulg, U. 2010: Lebensraum Fließgewässer entwickeln und restaurieren. 2. Auflage, Landesfischereiverband Bayern e.V. Muenchen. 76 s. <http://www.lfvbayern.de/arten-und-gewaesserschutz/veroeffentlichungen/>
- Schwoerbel, J. 1997: *Einführung in die Limnologie*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart; Jena
- Magilligan F.J., Nislow K.H., Fisher G.B., Wright, J. Mackey, G., Laser M. 2008: The geomorphic function and characteristics of large woody debris in low gradient rivers, coastal Maine, USA. *Volume 97, Issues 3–4, 15 May 2008*, Pages 467–482
- Gregory S.V., Boyer K.L., Gurnell A.M. (ed.) 2003: *The Ecology and Management of Wood in World Rivers*. AFS Symposia. Published by *American Fisheries Society*. 444 pages
- Charles MacInnis, Trevor A. Floyd & Barry R. Taylor (2008) Large Woody Debris Structures and Their Influence on Atlantic Salmon Spawning in a Stream in Nova Scotia, Canada, *North American Journal of Fisheries Management*, 28:3, 781–791, DOI: 10.1577/M07-077.1
- Kail, J., Hering, D., Muhar, S., Gerard, M. and Preis, S. (2007), The use of large wood in stream restoration: experiences from 50 projects in Germany and Austria. *Journal of Applied Ecology*, 44: 1145–1155. doi:10.1111/j.1365-2664.2007.01401.x
- Thompson, M.S.A, Brooks, S.J., Sayer, C.D., Woodward, G., Axmacher, J.C., Perkins, D.M. & Gray, C. 2017. Large woody debris “rewilding” rapidly restores biodiversity in riverine food webs. *Journal of Applied Ecology*, 55: 895–904. DOI: 10.1111/1365-2664.13013

7.3.4 Gyteplasser for vegetasjonsgytende fisk

Faktaboks

- Brukes ved mangel på gytehabitat for vegetasjonsgytende fisk
- Forutsetter konnektivitet mellom hovedelv og gyteplass
- Kan kombineres med flomdemping i elveslette (fordrøyning)

Generell beskrivelse

Vegetasjonsgytende fisk (mort, sørv, brasme, gjedde m. fl.) trenger planter under vann for å kunne reprodusere. Ofte ligger gyteplassene i flomsoner med siv som bare er periodisk dekket av vann, eller i kroksjøer og grunnområder. En viktig forutsetning for at fisk skal kunne gjennomføre gyting, er at den kan nå disse gyteplassene som ofte ligger ved siden av hovedelva i flomsletten (lateral konnektivitet, se kap. 7.1.4.).

Utforming

Hvordan kroksjøer og vegetasjonsrike flomsoner kan tilkobles til hovedelven er beskrevet på side 63. Det finnes flere restaureringsprosjekter internasjonalt som inkluderer vegetasjonsgytende fisk som gyter i flomsletten, for eksempel restaurering av Traisen i Østerrike. Her ble forbygninger fjernet, og en tidligere kanalisert elv ble igjen knyttet til elvesletten med egendynamisk utvikling. Her reproduserte en rekke vegetasjonsgytende arter seg, deriblant karpe og gjedde. Også direkte utgraving av kroksjøer, eller dammer som etterligner kroksjøer, har vist seg som velegnede tiltak for å gjenskape gyteplasser for vegetasjonsgytere (Hanfland et al. 2010). Det anbefales at slike dammer er tilknyttet hovedelva ved alle vanlige vannstander, og at de har varierende dyp (2-0 m) med grunnområder som får direkte solinnstråling. I slike områder etablerer vannvegetasjon seg da raskt, uten at den må plantes inn.

Hvor og når?

- Ved mangel på gyteplasser for vegetasjonsgytende fisk
- Ved mangel på konnektivitet mellom flomslette og hovedelva (typisk i kanaliserte elver med vegetasjonsgytende fiskearter)

Gyteplasser for vegetasjonsgytende fisk i flomsletten til Kampelva i Østerrike (pil) ved lav vannstand. Diker og forbygninger ble satt til side etter en skadeflom i 2002. Dette flomsikringsiltaket gir mer rom for flomvann – og fisk.





Tilkoblet kroksjø i den restaurerte delen av elven Traisen i Østerrike.

Her finnes gyteplasser for vegetasjonsgytende fisk og ungfiskhabitat for en rekke elvelevende fiskearter.

Foto: Felix Erhardt

Effekt

- Øker reproduksjon hos vegetasjonsgytende fiskearter
- Gir også ungfiskhabitat for en rekke grusgytende fisker, deriblant lake, stam og gullbust
- Kan bidra til flomdemping (fordrøyning i elvesletten)

Varighet og vedlikehold

Det kan være nødvendig med vedlikehold dersom det brukes fiskepassasjer og dammer som erstatning for kroksjøer. Om elvas naturlige egendynamikk, som sørger for at nye kroksjøer oppstår, mangler, så vil de eksisterende kroksjøene etterhvert gro igjen. I slike tilfeller vil det jevnlig (mellom ett og flere tiår) være behov for utgraving av nye kroksjøer.

Referanser

- Friedrich T 2016: Fischökologisches Monitoring - Projektjahr 2015 „LIFE+ Lebensraum im Mündungsabschnitt des Flusses Traisen“ LIFE07 NAT/A/000012. Technical report 2016: BOKU Wien, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement.
- Hanfland, S., Schnell, J. Ekart, C., Pulg, U. 2010: Lebensraum Fließgewässer entwickeln und restaurieren. 2. Auflage, Landesfischereiverband Bayern e.V. Muenchen. 76 s. <http://www.lfvbayern.de/arten-und-gewaesserschutz/veroeffentlichungen/>
- Jungwirth, Mathias, ed. 2003. *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern*. UTB Biologie, Ökologie 2113. Wien: Facultas.
- Preis S., Pohl G., Habersack H., Hauer C., Muhar S. (2007): Nachhaltige Entwicklung der Kampal-Flusslandschaft. Ein umfassendes Konzept nach dem Hochwasser 2002. *ZOLL+, Zeitschrift österreichischer Landschaftsplanung und Landschaftsökologie*, Nr. 11, 37-42; ISSN 1025-2479
- Roni, P., K. Hanson, T. Beechie, G. Pess, M. Pollock, and D. M. Bartley (2005). Habitat rehabilitation for inland fisheries. Global review of effectiveness and guidance for rehabilitation of freshwater ecosystems. *FAO Fisheries Technical Paper*
- Ward, J. V., and J. A. Stanford. 1995. "Ecological Connectivity in Alluvial River Ecosystems and Its Disruption by Flow Regulation." *Regulated Rivers: Research & Management* 11 (1): 105–19. doi:10.1002/rrr.3450110109.

7.3.5 Rensing av substrat - Ripping, harving og spyling

Faktaboks

- Etterligner rensing av substrat slik det forekommer ved naturlige flommer
- Brukes ved mangel på skjul eller gytehabitat grunnet armeringslag eller finsediment i substratet
- Forutsetter egnet substrat (ca. 5–50 cm)
- Relativt enkelt å gjennomføre, krever vanligvis vedlikehold (gjentakelse)
- Rimelige anleggskostnader: Ved ripping, sammenhengende areal og lett tilkomst ca. 1–6 NOK/m²



Fig. 60 Harving med ripper.



Fig. 61 Tettpakket og fastsittende bunnssubstrat med lite hulrom (venstre). Samme substrat etter harving (høyre), med mye nytt hulromsvolum tilgjengelig for fisk.

Generell beskrivelse

Harving, ripping og spyling av substratet utføres for å fjerne finsedimenter og løse opp bunnssubstrat, slik at mengden skjul og hulromsvolum for fisk og bunndyr øker. Harving kan utføres ved bruk av gravemaskin med vanlig grabb. Teknikken går ut på å trekke grabben gjennom elvebunnen, løfte og legge tilbake substratet, og slik skylle og rense substratet på stedet. Finsedimenter driver bort med vannstrømmen. Et renere, løsere substrat blir liggende igjen, med hulrom for fisk og bunndyr. Med dyrkeskuff kan finsediment målrettet siles ut på ønskede steder.

Ripping er i utgangspunktet samme prinsipp som ordinær harving, men her benyttes en «teleripper» til å løse opp substratet. En ripper fungerer som en

«stålklo» og er opprinnelig utviklet for å rive opp tele. Ripper har vist seg å fungere bedre enn grabb på større arealer og virker dypere, men i små vassdrag med små maskiner og små flekkvise arealer kan grabb og dyrkeskuffer være mer anvendelige. Spyling foregår ved at man benytter en kraftig pumpe og en slange med stor diameter (brannpumpe), og spyler substratet under høyt trykk. Metoden betraktes som egnet for mindre vassdrag og myke sedimenter. Felles for disse metodene, er at man etterligner en sedimentdynamikk og -rensing som skjer ved naturlige flommer.

Erfaringer fra Aurland, Frafjord, Tokkeåni og en rekke mindre elver tyder på at finsediment mobilisert ved ripping ikke har ført til reduserte miljøforhold nedstrøms tiltaksområdet. Med bruk av ripper er mengden med finstoff mobilisert vanligvis lav i forhold til vannføring, og konsentrasjonen av suspendert masse er derfor også lav. Sedimentasjon skjer ofte i kulper, innsjøer eller i elvemunningen, der finsediment er vanligere og ikke nødvendigvis forringer det eksisterende habitatet. Omfanget av eventuelle negative effekter av finsediment nedstrøms vil imidlertid kunne variere mellom vassdrag. Finsediment som transporteres nedover i vassdraget fra tiltaksområdet bør derfor overvåkes.

Anvendelse og gjennomføring

Metoden fungerer bra i elvelokaliteter der det er mangel på skjul og gytehabitat som følge av avsetning av finsedimenter og manglende substratdynamikk. Ripping, harving og spyling av grus er egnet for å rense grusgyteplasser, og til å skape skjul for ørret- og lakseyngel. Rensing av rullesteinslokaliteter gir først og fremst skjul for eldre ungfisk av laks og ørret. Metoden krever at det finnes nok stein mellom ca. 5 og 50 cm i elvebunnen. Skjulmålinger med «substrat-ometer» (Finstad et al. 2007) har vist at ripping har gitt betydelig høyere vektet skjul og høyere tetthet av ungfisk (se eksemel på side 181, Fig. 76, s. 183, Pulg et al. 2013, Ugedal et al. 2019).

Ripping er lite egnet til bruk på strekninger som har mye ustabil fluvialt sediment, siden rippede arealer da raskt blir tildekket igjen. Tidspunkt for gjennomføring skal ta hensyn til fiskens livssyklus, f.eks. lakseungfisk eller rogn som befinner seg i sedimentet i vinterhalvåret.

Hvor og når?

- Ved finsedimenterte eller gjengrodde gyteplasser
- Ved mangel på skjul i elva, når rullestein (5–50 cm) er til stede
- Ved manglende eller dempete flommer, lav substratdynamikk eller etter finsedimentutslipp
- Bør gjennomføres på ettersommeren når det er minst mulig ungfisk og ingen rogn i substratet
- Det bør være lav transport av finsediment i elva for å unngå rask gjensedimentering

Effekt

- Fører til økt mengde skjul for ungfisk av ørret og laks, -til dels betydelig økt mengde med skjul
- Fører til økt andel gyteplasser og økt eggoverlevelse for ørret, laks og harr
- Øker strømnings- og substratdiversiteten i og langs elvebunnen
- Øker substratoverflaten for bunndyr

Varighet og vedlikehold

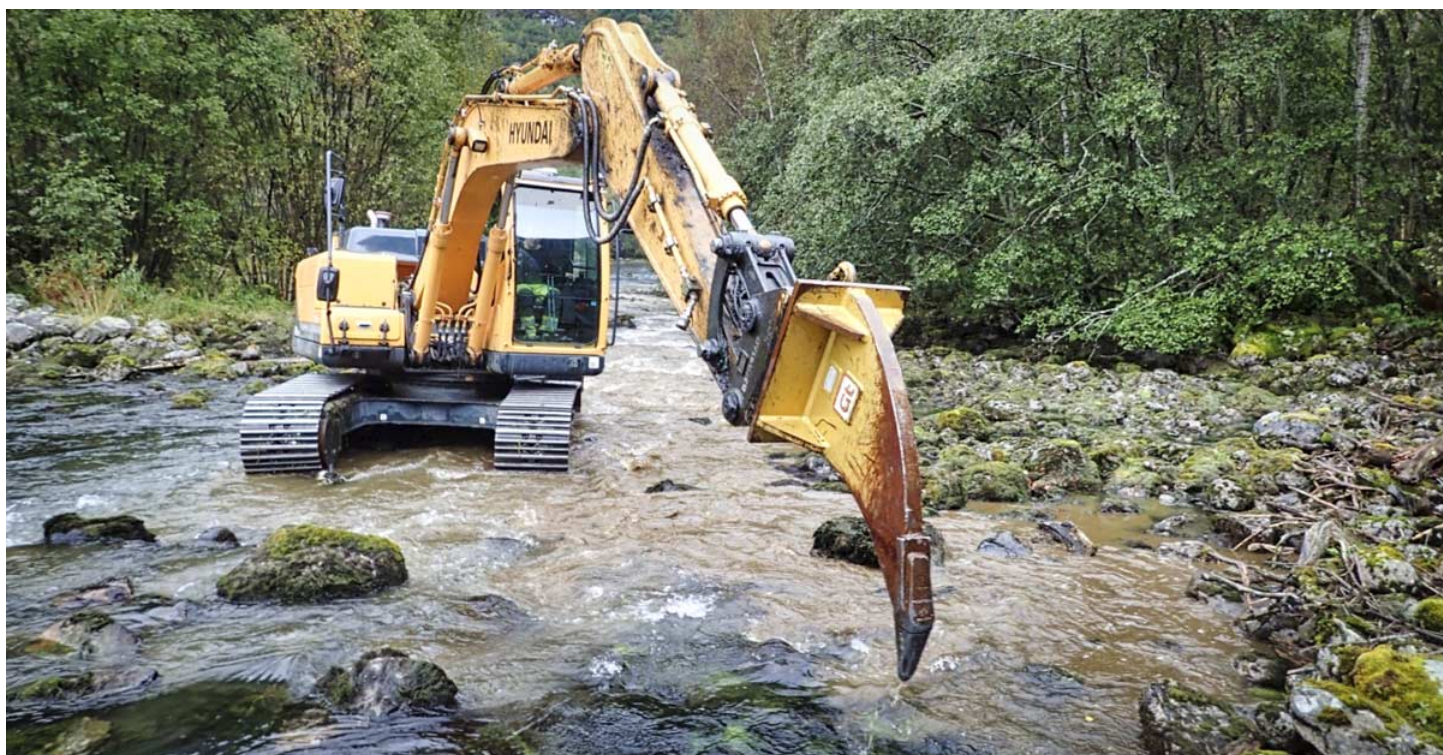
Varigheten av tiltaket vil være avhengig av elvemorfologi, sedimenttransport og vannføringsdynamikk i vassdraget. Dersom ikke årsakene til sedimentering og gjengroing fjernes, kreves det vedlikehold, vanligvis gjentakelse av tiltaket etter en periode. Vedlikeholdsbehovet er mindre i vassdrag som har lav transport av finpartikler, sand og fin grus, samt lav eller ingen organisk forurensning. Ut

fra beregninger i forbindelse med tiltak utført i Aurlandselven, estimerer man en varighet av tiltaket på over 10 år før det må gjentas. Varigheten av tiltaket kan være kortere i vassdrag og elvestrekninger med lav gradient ($< 0,005$) og mye finsediment, og lengre i vassdrag som har høyere gradient ($> 0,005$), innsjøer og lite finsediment.

Kostnader

Det trengs maskinarbeid for å gjennomføre harving og ripping. Tiltaket anses som kostnadseffektivt. Ved ripping av relativt store, sammenhengende arealer var anleggskostnadene ca. 1-6 NOK /m². Over tid ble det estimert kostnader på 0,2 NOK/m²/år (Pulg et al. 2018).

Eksempler i denne håndboken, se side 182.



Ripper i aksjon.

Referanser

- Finstad, A. G., S. Einum, T. Forseth and O. Ugedal (2007). «Shelter availability affects behaviour, size-dependent and mean growth of juvenile Atlantic salmon.» *Freshwater Biology* 52(9): 1710–1718
- Ugedal, O., Pulg, U., Skoglund, H., Charmasson, J., Espedal, E.O., Jensås, J.G., Stranzl, S., Harby, A. & Forseth, T. 2019. Sjøaure og laks i Aurlandsvassdraget 2009–2018. Regulerings effekter, miljødesign og tiltak. *NINA Rapport 1716*. Norsk institutt for naturforskning.
- Pulg, Ulrich, Bjørn T. Barlaup, Helge Skoglund, Tore Wiers, Sven-Erik Gabrielsen, Eirik S. Normann 2013: Gyteplasser og sideløp i Aurlandsvassdraget. *UNI Miljø LFI rapport nr. 221*. Uni Research Bergen
- Pulg, U. Stranzl, S. Espedal, E.O., Gabrielsen S-E., Postler, C., Ugedal. O., Jensås, G.J., Bremset, G., Fjeldstad H-P, Alfredsen, K. 2020: Effektivitet og kost-nytte forhold av miljøtiltak i vassdrag. *NORCE LF-rapport 360*, Norwegian Research Center LFI, Bergen, 84 s.

7.3.6 Tilførsel av naturtypiske masser - sedimentforvaltning

Faktaboks

- Etterligner naturlig sedimenttransport ved flommer
- Kan avbøte effekter av redusert sedimenttilførsel nedenfor demninger og erosjonssikring
- Trenger vanligvis vedlikehold (gjentakelse)
- Relativt rimelig dersom riktig type sediment finnes i nærområde (hovedsakelig transportkostnader)



Fig. 62 100 m³ grus og rullestein (32–200 mm) utlagt langs en erosjonssikret elvebredd i Aurlandselva (2016). Året etter (høyre bilde) var mesteparten av sedimentet erodert og fordelt nedstrøms utover elvebunnen, der det virker som gytesubstrat og ungfiskhabitat (E-Co Energi og NORCE LFI).

Generell beskrivelse

Utlekking av sediment brukes for å kompensere for kunstig redusert sedimenttransport, forårsaket av strukturer som demninger og erosjonssikringer. I naturlige upåvirkete vassdrag vil elven ved flommer grave ut sedimenter ved erosjon, og masser av ulik kornstørrelse vil gradvis transporteres nedover vassdraget. Erosjonssikringer og demninger hindrer denne naturlige prosessen (Hauer et al. 2018). Utlegg av sediment anvendes i stor målestokk i bl.a. Donau og Rhinen, der det legges ut over > 100.000 t grus årlig. Dette gjøres både for å stabilisere elvebunnen, for å kompensere for elvenes bunnerosjon, for senking ved innskjæring nedenfor demninger, samt også for å vedlikeholde naturtypiske habitater (gyteplasser og grusbanker).

Metoden kan sammenlignes med utlegging av gytegrus. En forskjell er likevel at det her er lagt opp til at det skal skje en egendynamisk transport av massene i vassdragene samt at det kan velges større korndiameter dersom aktuelt. Volumet av masser er dessuten større per tilførselssted. Riktig anvendt bidrar massene til en naturtypisk morfologi. Metoden brukes både til miljøforbedring og som vassdragsteknisk tiltak til vedlikehold av bunnivå.

Anvendelse og gjennomføring

Sedimentsammensetningen bør avveies etter lokale hydrauliske forhold og i forhold til det som er det naturtypiske sedimentet i elvestrekningen under gitte hydromorfologiske rammebetingelser. En forutsetning er at det fortsatt kommer flomvannføringer som kan fordele massene. Det anbefales her å gjøre en hydraulisk modellering av erosjon og sedimentasjon, slik at effekten kan vurderes i forkant. Skal substratet skape gyteplasser og ungfiskhabitat, bør det bli liggende stabilt i områder som alltid er vanndekt. Tilførselssted, sammensetning og mengde av substrat bør også avveies mot evt. andre bruksinteresser, f.eks. vanninntak eller flomsikring.

Hvor og når?

- Ved kunstig mangel på naturtypisk substrat
- Ved reduserte flommer og substratdynamikk
- Nedenfor demninger og erosjonssikring.

Effekt

- Kan avbøte for redusert sedimenttilførsel
- Kan øke skjul og gyteplasser for fisk
- Bidrar til å vedlikeholde elvas bunnivå.
- Bidrar til utvikling av en naturtypisk morfologi
- Kan øke substratoverflaten, og naturlige fluviale prosesser som sedimenttransport.

Varighet og vedlikehold

Dersom ikke årsakene til sedimentmangel fjernes, kreves det vedlikehold, vanligvis gjentakelse av tiltaket etter en periode.

Kostnader

Tiltaket anses som kostnadseffektivt. Kostnader består i stor grad av transport av grus og rullestein.



Redusert skjul etter sandutslipp

Referanser

- http://wiki.reformrivers.eu/index.php/Add_sediments
<http://evidence.environment-agency.gov.uk/FCERM/en/SCO60065/MeasuresList/M1.aspx>
Bunte, K. (2004) Gravel mitigation and augmentation below hydroelectric dams: a geomorphological perspective. USDA Forest Service Report, Fort Collins, USA.
<http://www.stream.fs.fed.us/publications/documentsStream.html>
Hauer, C., B. Wagner, J. Aigner, P. Holzapfel, P. Flödl, M. Liedermann, M. Tritthart, C. Sindelar, U. Pulg, M. Klösch, M. Haimann, B. O. Donnum, M. Stickler and H. Habersack (2018). "State of the art, shortcomings and future challenges for a sustainable sediment management in hydropower: A review." Renewable and Sustainable Energy Reviews 98: 40-55.

7.3.7 Fjerning av uønskede masser

Faktaboks

- Substrat som ikke er naturtypisk for en elvestrekning kan føre til vesentlige endringer i biologisk mangfold og produksjon
- Skyldes ofte utslipp av finsediment, f.eks. fra sandtak, anleggsvirksomhet, landbruk m.m., eller oppstuing med terskler eller dammer som fører til økt sedimentasjon
- Det anbefales først og fremst å fjerne eller minimere årsakene til tilførsler av uønskede masser
- Hjelpemidler er bl.a. sandfang, lokal vannrensing, mindre erosiv arealbruk, samt fjerning av terskler og dammer



Fig. 63 Elvebunnen etter sandutslipp fra åpent grustak uten sandfang i Årdalselva i Ryfylke. Ett år etter utslippet var hulrom i grus og rullestein fortsatt tettet med finsediment. Skjulvolum ble vesentlig redusert.

Generell beskrivelse

Fysiske inngrep i vassdrag og arealbruksendringer i nedbørsfelt kan endre både bunnforhold, flora og fauna i elver betydelig. Kanalisering og økt vannføring kan medføre økt skjærspenning og transportkapasitet. Elven kan grave seg dypere, bunnsubstratet kan bli grovere, og gytegrus kan bli spylt ut. Andelen av finsediment i substratet kan imidlertid også øke, når vassdrag demmes opp eller når utslipp av finstoff økes. Kjente utslippskilder er jordbruk, forskjellige former for gruvevirksomhet inkludert sandtak, og anleggsområder. Finsediment kan legge seg på gyteområder og i hulrom, slik at både biologisk mangfold og produksjon blir negativt påvirket. Også bunnivået av vassdraget kan endre seg grunnet endringer i sedimentsammensetning. Dette øker den potensielle faren for både flom og erosjon.



Tiltak, anvendelse og utforming

Det er utviklet en rekke tiltak for å avbøte eller hindre uønskede sedimentforandring. Fjerning av demninger og terskler omtales i kap 7.1.2, bunnstabilisering er vist i kap 7.3.10, mens kompensere sedimenttilførsel er beskrevet i kap. 7.3.6. Finsedimentutslipp, som annen forurensning, bør i utgangspunktet unngås. Vannet kan renses og finstoff avsettes i renseanlegg og fangdammer. Dessuten kan vann med finsediment ledes til større vassdrag med større fortynningskapasitet, og/eller til vassdrag som har deler der finsedimentbunn er naturlig, som f.eks sjø og innsjøer. Forutsetninger for dette er imidlertid at det ikke mobiliseres miljøgifter, og at finsedimentet ikke skader sårbare habitater ved utslippstedet. Diffuse utslipp fra jordbruk kan reduseres gjennom mindre erosivt landbruk (f.eks. helårig vegetasjonsdekke), samt bruk av fangdammer. Også overvann fra åpne massetak (f. eks sandtak), steindeponier og anleggsområder må ledes gjennom fangdammer hvis miljøskader skal unngås. En detaljert beskrivelse med veiledning til planlegging og dimensjonering av fangdammer og renseanlegg finnes i referansene til dette kapittelet.

Hvis masser først har forurenset elvebunnen, vil naturlig sedimentdynamikk ved flommer og isgang kunne bedre situasjonen. Dette forutsetter at flommene er så store at de flytter på grus eller rullestein på elvebunnen, slik at finsediment fra hulrommene mobiliseres. I relativt stabile elvestrekninger med store stein (variert stryk, trinn/kulp type, kaskader, se s. 60), er denne effekten imidlertid begrenset. Dessuten kan det gå lenge mellom hver gang det kommer en stor nok renseflom. Delvis hindres også naturlige renseprosesser av fysiske inngrep og av endret vannføring. Ved forekomst av moderate mengder finsediment, som bare er i hulrommene, men ikke på substratoverflaten, kan ripping hjelpe (se s. 134). Der store tilførte mengder finstoff har blitt avsatt i et lag på elvebunnen, og/eller dersom det finnes sårbare habitater nedenfor, samt begrenset egendynamikk, kan det være nødvendig med fysisk uttak av massene. Dette kan skje ved slamsuging eller gravemaskiner, avhengig av strekningens tilgjengelighet og av kornstørrelse i substratet som skal tas ut. Tiltaket bør vurderes opp mot mulige effekter nedstrøms av mobilisering av sediment, og i forhold til årstid. Eksempler på fjerning av finsediment finnes i kapittel 9.19 (Nausta) og Pulg et al. (2022). Eksempel på sedimentasjonsbasseng finnes på side 142.

Fig. 64 Tiltak mot finsedimentutslipp fra anleggsområder: Venstre bilde viser en voll ved Apeltunelven som dannet et stort avsetningsbasseng for overvann fra et anleggsområde. Vann fra tunneldriving ble ledet direkte til kommunalt avløpsnett, slik at denne urbane sjørretelven kunne skjermes mot forurensning. Høyre bilde viser et mobilt renseanlegg for tunelldrivingsvann i bruk for Statens Veivesen ved Granvinsvassdraget.

Hvor og når?

- Ved kunstige sedimentforandringer
- Etter utslipp av sand og finsediment
- Ved mangel på skjul i elva
- Ved mangel på gyteplasser

Effekt

- Øker skjul for fisk, bedrer gyteforhold for grusgytende fisk på sikt
- Øker substratdiversitet
- Positiv effekt på fiskebestand og bunndyr

Varighet og vedlikehold

Varighet varierer ut ifra lokal substratdynamikk, tilførsel av sediment, gradient og vannføringsregime. Sandfang og rensedammer trenger drift og vedlikehold.

Kostnader

Pulg et al. (2018) viser til et eksempel i Nausta der det var kostander på 31 NOK/m² ved fjerning av finsediment. Massene ble gravd ut, soldet og grove masser ble lagt tilbake. Eksempler i denne håndboken, se side 249 (Nausta).

Referanser

- Planlegging og dimensjonering av rensenalegg og fangdammer: Braskerud & Hauge 2008: Fokus fangdammer for partikkel- og fosforrensing. Bioforsk FOKUS, Vol 3 nr 12 2008.
http://www.bioforsk.no/ikbViewer/Content/38000/Fokus_fangdammer_web.pdf
- California Stormwater Quality Association 2003: Stormwater Best Management Practice Handbook. <https://www.casqa.org/>
<http://www.sbprojectcleanwater.org/Documents/ConstructionActivities/CASQA2003Construction.pdf>
- Government of British Columbia, MINISTRY OF ENERGY & MINES 2002: Aggregate Operators Best Management Practices Handbook for British Columbia.
http://www2.gov.bc.ca/assets/gov/farming-natural-resources-and-industry/mineral-exploration-mining/documents/permitting/agg_bmp_hb_2002vol2.pdf
- Online tiltaksveileder fangdam:
http://www.bioforsk.no/ikbViewer/page/prosjekt/tema/artikkel?p_dimension_id=19627&p_document_id=77331&p_dim2=23381
- Oversikt publisasjoner fra FoU-prosjekt om vannhåndtering NORWAT:
<http://www.vegvesen.no/en/professional/research+and+development/NORWAT/Publications>
- Pulg et al. (2022) Flom og miljø i et endret klima. NORCE LFI Rapport 497
- STATENS VEGVESENS RAPPORTER Nr. 195 2013: Rensing av vann fra veg og anlegg.
http://www.vegvesen.no/en/professional/research+and+development/NORWAT/Publications/_attachment/452155?_ts=13d82c079c8&fast_title=SVV+rapport+195+Rensing+av+vann.pdf
- Reform: http://wiki.reformrivers.eu/index.php/Reduce_undesired_sediment_input

Sedimentfelle og sandfang

Segeråga i Rødøy og Meløy kommune

Kristin Brekke Klausen og Kjetil Hansen i Rødøy kommune

Segeråga (Rødøy og Meløy kommune, Nordland) har i løpet de siste 30 årene vært utsatt for betydelige menneskeskapte endringer i nedbørfeltet, og det er sannsynlig at blant annet fiske-bestandene i vassdraget har blitt vesentlig redusert som følge av dette (Aanes & Bergan 2016, Bergan & Aanes 2017). Vassdraget har tidligere hatt en livskraftig sjørørretbestand, med noe innslag av laks og sporadisk forekomst av sjørøye, men dagens kunnskap tilsier at bestandene nå er vesentlig redusert (Bergan & Aanes 2017). Nydyrkingsproblematikk i øvre del av nedbør-feltet, med drenering og grøfting av store myrområder, har hatt dokumenterbare og betydelige negative vannøkologiske konsekvenser for vassdraget.

Det ble først utarbeidet to fagrapporter (Aanes & Bergan 2016, Bergan & Aanes 2017). Disse beskrev den vannøkologiske statusen for Segeråga, gjennom bunndyr- og ungfiskundersøkelser i vassdraget, supplert med noe vannkjemi. Disse rapportene viste at vassdragets fiskebestander var reduserte som følge av for stor tilførsel av finstoff og partikler (sand og slam) til elva, noe som blant annet har gitt dårligere gyteforhold og reduserte oppvekstområder for laksefisk (Aanes & Bergan 2016, Bergan & Aanes 2017).

I etterkant av dette ble det utarbeidet en tiltaksplan (Bergan & Aanes 2017). De viktigste tiltakene for å styrke fiskebestandene var å tilføre vassdraget egnet substrat i form av stein i ulike størrelser for å bedre gyte- og oppvekstmulighetene. Videre var det viktig å fjerne sand og andre finsedimenter fra gjenfylte dypområder. For å gjenoppbygge en bestand av sjørørret var det nødvendig å gjenåpne vandringsmulighetene i Meåsbekken, som da kan bli en viktig tilløpsbekk til hovedelva for anadrom laksefisk. Denne bekken har ikke tilsvarende slamproblemer som Segeråga. Tiltakene i Meåsbekken vil gi en betydelig gevinst ved å øke produksjonsarealet for sjøvandrende laksefisk, som dermed kan få tilgang til svært gode gyte- og oppvekst-områder som ikke har vært tilgjengelige i nyere tid.

Kildene jeg viser til i teksten ovenfor er:

Bergan, M.A. & Aanes, K.J. 2017. Segeråga, Rødøy og Meløy kommune. Fiskebiologiske undersøkelser i 2016. NINA rapport 1332.

Bergan, M.A. & Aanes, K.J. 2017. Tiltaksplan for Segeråga i Rødøy og Meløy kommuner, Nordland. Forslag til rehabilitering og avbøtende tiltak etter nydyrking, samt habitat- og fiskeforsterkningstiltak for sjørørret og laks i vassdraget. NINA rapport 158.



«Bygging av sedimenteringsbasseng i elva Segeråga i juni 2017, på «Tølløkmyran» i Rødøy kommune. Sedimenteringsbassenget ligger nedstrøms jordbruksarealer som ble nydyrket på 1970-tallet og som har produsert mye finstoff til vassdraget gjennom erosjon i kanaler etc.. Arbeidet er et ledd i rehabilitering av elva Segeråga i Rødøy og Meløy kommuner, og utføres i regi av Rødøy kommune, med tilskudd fra Miljødirektoratet. Sedimenteringsbassenget har en bredde på ca. 15 meter, lengde på ca. 60 meter, og dybde 1-1,5 meter. Det er bygd 2 stk. slike sedimenteringsbassenger i serie, med ca. 30 meter mellom. Hensikten med sedimenteringsbassengene er at de skal fange opp og bunnfelle finstoff og sand, slik at dette ikke finner veien nedover til den anadrome strekningen i vassdraget. Bassengene inspiseres jevnlig, og renskes opp ved behov.

Kjetil Hansen Kjetil.Hansen@rodoey.kommune.no»

7.3.8 Fjerning av krypsiv – behov og effekter

Faktaboks

- Krypsiv (*Juncus bulbosus*) er en plante i sivfamilien (Juncaceae) som lever i ferskvann og på land
- Krypsiv kan redusere kvalitet og kvantitet av gytesubstrat for fisk, men kan samtidig fungere som godt habitat for ungfisk.
- Krypsiv kan også hindre fritidsaktiviteter og tette igjen vanninntak
- Tiltak inkluderer å fjerne krypsiv og mudder
- Tiltak utføres ved hjelp av gravemaskin, styrt innfrysing, endring i vannstand eller amfibiefartøy
- Tiltak krever som regel vedlikehold (gjentakelse) innen fire år



Fig. 65 Fjerning av krypsiv i Teigdalselva (venstre) ved hjelp av gravemaskin og spesialbygd fartøy. Finere sedimenter akkumuleres i og rundt ny tilvekst av krypsiv i Matreelven (høyre).

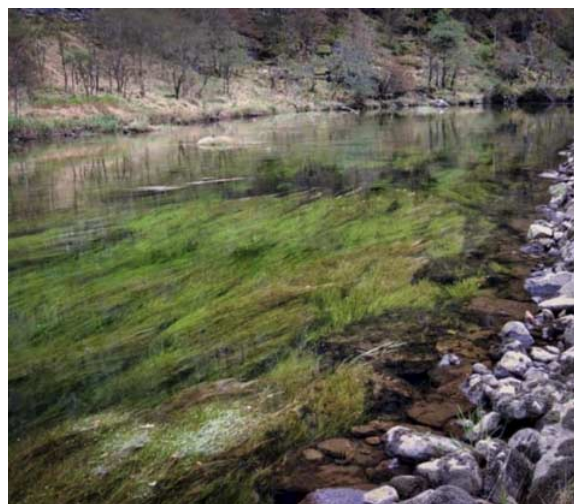


Fig. 66 Bildet til venstre (tatt 2006) viser tiltaksområdet i Matreelven der det ble fjernet krypsiv, laget en ledebune og lagt ut gytesubstrat. Bildet til høyre (tatt 2012) viser at deler av området er gjengrodd.

Generell beskrivelse

I løpet av de siste tre tiårene har utbredelsen av krypsiv økt i store deler av Nord-Europa, samtidig som det har skjedd en fortetning av etablerte populasjoner (Brandrud 2002). Dette har ført til at store områder i mange elver og innsjøer er dekket av krypsiv. Dette kan være et problem siden krypsivet hindrer

friluftaktiviteter, kan føre til redusert fremkommelighet for båter, og tette vanninntak. I tillegg endrer krypsivet strømbildet i elver slik at mudder og sand akkumuleres. Dette kan potensielt redusere kvaliteten og kvantiteten av gyte- og oppvekstområder for fisk.

Det er mange faktorer som har ført til økt problemvekst av krypsiv i Norge (Moe 2012). Problemvekst forekommer oftere i næringsfattige vassdrag med lavere pH og med høye konsentrasjoner av uorganisk nitrogen i forhold til fosfat. Kalking fører også til en favorisering av krypsiv. Problemveksten forekommer gjerne i regulerte vassdrag, siden forholdene her er stabile, og elvene er mindre utsatt for flommer og innfrysing som eroderer i elvebunnen. Likevel kan problemvekst også forekomme i uregulerte vassdrag. Samtidig er problemveksten forbundet med hyppigere forekommende milde vintre med mye nedbør.

Anvendelse og gjennomføring

Krypsiv har primært blitt fjernet ved hjelp av fire ulike metoder:

1. STYRT INNFrysING. Krypsiv kan fjernes ved å la vegetasjonen fryse fast i isen, for så å kjøre en spyleflom. Dette kan gjøres nedstrøms utslipp fra vannkraftverk ved først å stoppe kraftproduksjonen under en kuldeperiode slik at vannstanden og vanntemperaturen senkes, og deretter kjøre opp produksjonen. Fastfrosset krypsiv vil da føres nedover i vassdraget. Tiltaket har for eksempel blitt gjennomført ved Brokke i Otra. Der ble det ikke avdekket vesentlige negative effekter av innfrysningen nedstrøms målområdet for tiltaket (Mjelde m.fl. 2012).

2. MANIPULERING AV VANNSTAND. I terskelbasseng med luke kan man heve og senke vannstanden for å «stresse» krypsivet. Dette har blitt testet ved Narvestad i Kvina. Tiltaket hadde god effekt da vannstanden ble holdt lav i en periode på ett år (Danielsen m.fl. 2012).

3. GRAVEMASKIN. Krypsiv og mudder legges på land i en periode med lav vannstand, ved hjelp av gravemaskin. Dette fungerer fint dersom tiltaksområdet har begrenset areal. Dette har for eksempel blitt utført i gyteområder for sjøørret i Matreelva. I 2001/2002 ble krypsiv og et 0,5 til 1 meter tykt lag med underliggende mudder fjernet. Deretter ble det bygget en ledebune for å øke vannhastigheten, og det ble lagt ut nytt gytesubstrat (Gabrielsen m.fl. 2011).

4. SPESIALBYGD FARTØY. Dypere tiltaksområder kan renses for krypsiv ved hjelp av spesialbygde fartøy som klipper krypsivet, eller drar det opp med rota ved hjelp av en roterende trommel. Krypsivet legges på land. Mudder ned til opprinnelig elvebunn kan også spyles ut med en blanding av trykkluft og vann, dersom laget med mudder er tynt (under 20 cm). Dette har for eksempel blitt gjort ved Straumland i Kvina (Danielsen m.fl. 2012).

Hvor og når?

- Problemvekst forekommer ofte i vassdrag med redusert hyppighet av naturlige dynamiske prosesser
- Tiltak utføres når kvaliteten på fiskehabitat eller muligheten for fritidsaktiviteter reduseres grunnet begroing av krypsiv, eller når vanninntak tettes av krypsiv
- Valg av metode avhenger av vanddyp, tilgjengelighet og mulighet for å påvirke vannstand og vannhastighet
- For å oppnå optimalt habitat for fisk bør elvebunnen være en mosaikk av både vegetasjon og bar bunn

Effekt

- Metodene nevnt ovenfor kan forventes å gi gode kortsiktige resultater på begrensning av krypsiv.

Varighet og vedlikehold

Tiltakene har relativt kort varighet. Reetablering kan forventes etter to til tre år, og til ca opprinnelig nivå av dekningsgrad og plantelengde innen fire år (Danielsen m fl. 2012). Langvarig effekt av tiltak kan oppnås dersom krypsivet vokser på gytegrus for anadrom fisk. Da kan nye krypsivskudd graves bort under gyting. Dette har blitt observert i Mandalselva og i Matreelva (Velle m.fl. 2014). I Matreelva var tiltaksområdet ikke helt gjengrodd av krypsiv etter 14 år, selv om deler av gytearealet har vokst igjen (Fig. 66).

Kostnader

Anleggskostnadene er sterkt varierende siden valg og omfang av tiltak vil være avhengig av krypsivvekst, vann- og sedimentdyp, samt ønsket effekt. I tillegg vil det være behov for vedlikehold hvert andre til fjerde år.

Referanser

- Brandrud TE (2002) Effects of liming on aquatic macrophytes, with emphasis on Scandinavia. *Aquatic Botany* 73: 395–404
- Danielsen T, Vegge E, Grimsby Per Ø (2012) Er det mulig å bli kvitt krypsivproblemene på Sørlandet?, *Rapport Miljøbasert vannføring*. Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE)
- Gabrielsen S-E, Barlaup BT, Halvorsen GA, Sandven OR, Wiers T, Lehmann GB, Skoglund H, Skår B, Wiers T, Pulg U, Vollset K (2011) «LIV» – livet i vassdragene. Langsiktige undersøkelser av laks og sjøørret i Matreelva i perioden 2006–2011. *LFI rapport nr. 187*
- Mjelde M, Kaste Ø, Haraldstad T, Moe TF, Barlaup BT, Pulg U (2012) Innfrysing av krypsiv nedstrøms Brokke kraftverk vinteren 2011; vurdering av drift og sedimentasjon av løsrevet krypsiv på stasjoner i Otra nedstrøms tiltaket. *NIVA RAPPORT L.NR. 6337-2012*, Oslo, 33 s.
- Moe TF (2012) *Nuisance growth of Juncus bulbosus in lakes and rivers - experimental and observational studies*. Department of Biology. University of Oslo, Oslo
- Velle G, Skoglund H, Skår B, Barlaup B (2014) Påvirkning av krypsiv på anadrom fisk og biologisk mangfold av bunndyr. Uni Research, *LFI rapport nr. 231*, Bergen

7.3.9 Naturbaserte løsninger-miljøtilpasset erosjonssikring

Faktaboks

- Erosjonssikring kan endre vassdragsmorfologi og typiske habitater, og bør reduseres så vidt som mulig
- Å flytte erosjonssikring lengre ut til siden i vassdraget, kan gi både en mer naturlig elv og sikring av ønsket arealbruk
- Glatt mur og glatt plastring gir få/ingen skjulmuligheter
- Det er mer miljøvennlig med kantvegetasjon og naturtypiske elvebredder.
- De kan også gi mer plass til flomvann.

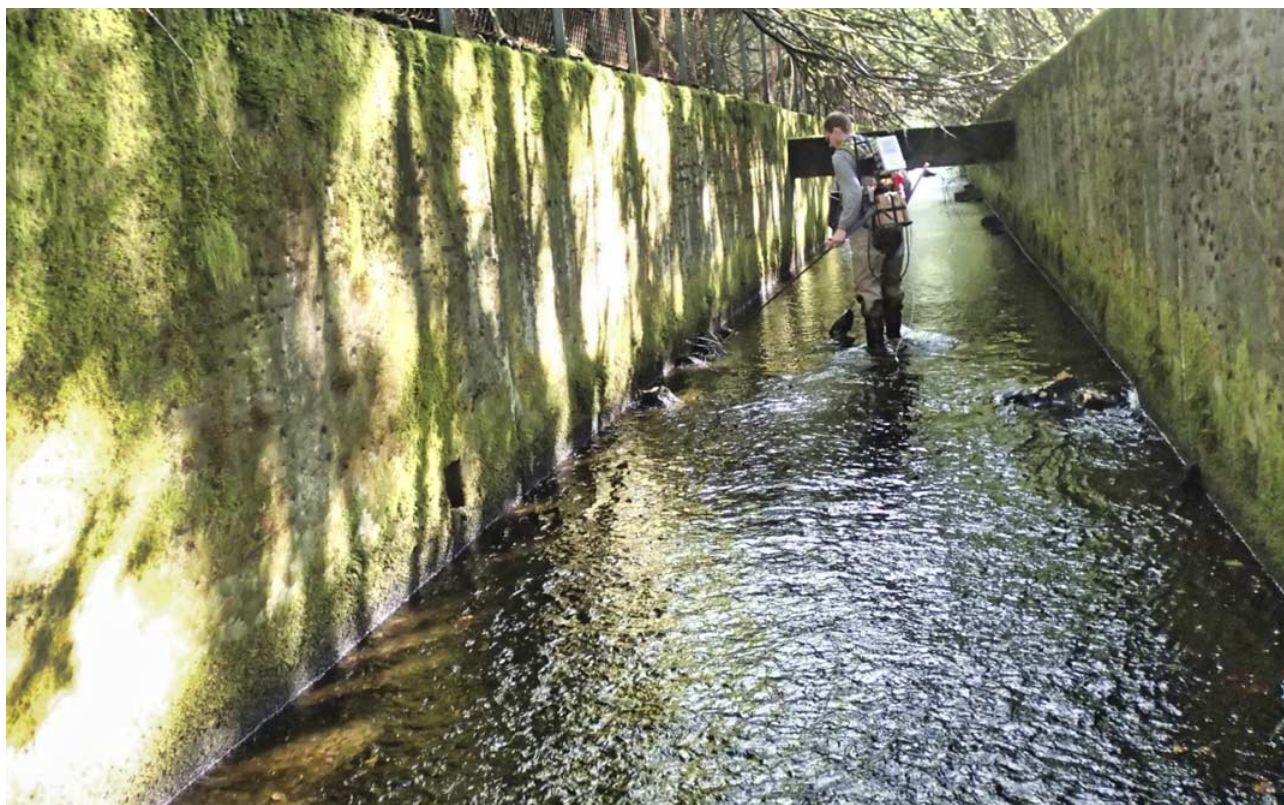


Fig. 67 Det er lite fisk på elvestrekninger som har blitt erosjonssikret med plastring eller betong fra alle kanter. Slike lokaliteter mangler skjul, variasjon, gytegrus og tilgang til hulrom i elvebunnen. Strømhastigheten er stor ved flom, og tilførselen av gytegrus og rullestein fra elvebredden er blokkert.



Fig. 68 Kantvegetasjon i kulturlandskap og naturlandskap med stabiliserende effekt på elvebredden. Til venstre kulturlandskap ved Forsandåna, til høyre øvre Loelva.

Generell beskrivelse

Glatt steinplastring, mur og betongvegger blir brukt som erosjonssikring i vassdrag. Ved tilstrekkelig dimensjonering bidrar disse tiltakene til lokal beskyttelse mot erosjon. Erosjonsrisikoen kan imidlertid være forsterket i områdene nedenfor slike tiltak, hvis vannhastighet og skjærspenning har økt som følge av forbygningene. Også ved overtopping kan risiko for skader langs kanaliserte elver være økt fordi kreftene er akselerert (Hauer et al. 2021). Fysiske inngrep som erosjonssikring kan ha stor effekt på miljøforholdene i en elv, siden de endrer vannstrøm, bunnforhold og sedimenttilførsel. Samtidig er det behov for erosjonssikring der hus og infrastruktur eller annen menneskelig arealbruk skal beskyttes. Nedenfor finnes en oversikt over metoder for erosjonssikring som minimerer uønskede miljøeffekter i vassdrag.

Anvendelse og utforming

Hovedprinsippet som ligger til grunn ved valg av miljøvennlig erosjonssikring er at mest mulig av den naturlige elvemorfologien og de naturlige sediment-dynamiske prosesser skal opprettholdes. De følgende metoder er prioritert etter miljøeffekt. Miljømessig bedre løsninger listes øverst.

ETABLERT KANTVEGETASJON med et tett nettverk av røtter gir en relativt stabil erosjonssikring langs elver og bekker. Fjernes vegetasjonen, eller hvis gamle trær ikke erstattes av yngre, kan det oppstå mer erosjonsutsatte punkter eller strekninger. Å ta vare på tett kantvegetasjon er et enkelt, rimelig og miljøvennlig erosjonsvern (Fig. 68). Ved nyetablering av kantvegetasjon er elvebredden imidlertid utsatt for erosjonsfare de første årene. I slike tilfeller bør bredden i tillegg beskyttes med geotekstil eller med en erosjonshud av stein. Valg av metode vil være avhengig av lokal gradient og hydromorfologi. Det er etablert en rekke teknikker for å etablere vegetasjon og sikre erosjonsvern for trær, særlig i lavlandselver, bl.a. med hjelp av faskiner. En nærmere beskrivelse finnes i vassdragshåndboka (Fergus et al. 2010). Gamle trær er ofte ikke ønskelige å ha stående på plastring, siden de kan rotvelte i forbindelse med storm og flom, og dermed rive hull i plastringen. Planting av trær rett bak plastringen er mulig i de fleste tilfeller, delvis også etablering og skjøtsel av kantvegetasjon med unge trær og busker på plastring.

STEINSETTING KUN DER DET ER NØDVENDIG: Både miljø- og kostnadmessig er det gunstigst å erosjonssikre kun der det er absolutt nødvendig. Naturlige elvebredder gir i utgangspunktet best miljøtilstand og bør ivaretas så vidt mulig. Sideløp reduserer energi og vannstand ved flom og er ofte viktige habitat for ungfisk, særlig for sjørret. Også naturlige prosesser som erosjon og sedimentasjon bør tillates der det er mulig. Elveslette og flomløp gir økt hydraulisk kapasitet ved flom. Snevres elveleiet inn, reduserer det ikke bare miljøtilstand, men flomfaren vil også øke. Hvis vannet kan flomme over og grave i elveslette og flomløp i mindre kritiske områder (retensjon), vil dette redusere vannstand og erosjonskrefter andre steder i vassdraget, og bidra til å verne om infrastruktur og bosetting.

TILBAKETRUKKET EROSJONSSIKRING OG HØY RUHET: Dersom det er behov for erosjonssikring langs elvebredden, bør forbygningen trekkes lengst mulig tilbake. Foran sikringen bør det tilføres naturtypisk substrat og stein som skaper variasjon, skjul og hydraulisk ruhet. Dette stabiliserer dessuten også sikringsfoten. På denne måten skapes en naturtypisk elvebredde bestående av dynamisk substrat med forbygningen i bakkant. Variasjon i strømningsmønster, habitatdiversitet og skjul for ungfisk i området kan opprettholdes (Fig. 69). At gode miljøforhold forutsetter hydraulisk ruhet, varierte bunnforhold, stein og vegetasjon langs kanten må legges til grunn ved hydraulisk dimensjonering av tverrsnitt og erosjonssikring.

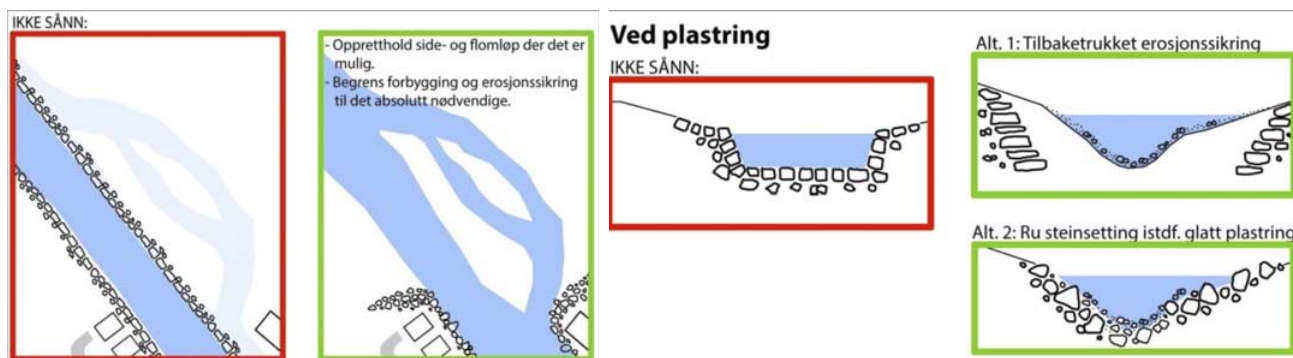


Fig. 69 Hovedprinsipper for miljøvennlig erosjonssikring, rødt: nei, grønt: ja. Ikke mer erosjonssikring enn absolutt nødvendig. Unngå glatte overflater og bunnplastring.



Også voksen laks trenger skjul.

Der erosjonssikring er nødvendig: Ru steinutlegg fremfor glatt plastring.

Et uregelmessig steinutlegg med stor hydraulisk ruhet gir mer skjul, hulrom og strømvariasjon enn tett plastring eller mur med glatte flater. Slike steinutlegg er enklere å bygge, men gir mer angrepsflate for vann. Steinstørrelsen må derfor økes i forhold til glatt plastring dersom samme stabilitet skal oppnås. På den andre siden er uregelmessige steinutlegg mer stabile når erosjon først forekommer. Dersom stein fjernes fra et uregelmessig steinutlegg vil andre stein fylle hulrommet. Dersom stein fjernes fra en mur kan hele muren rase. Dessuten er glatte flater relativt erosjonssikre akkurat der de er, mens elvebredden i strekningen nedstrøms utsettes for større vannhastigheter enn om erosjonsvernet hadde hatt røye overflater. Hvis tradisjonell plastring med glatte overflater

er påkrevd av sikkerhetshensyn, bør det legges ut naturtypiske stein og substrat foran og på plastringsfoten (se bilder nedenfor). Steinutlegg må tas hensyn til ved dimensjonering av tiltak og hydraulisk tverrsnitt. Bunnstabilisering med naturtypiske terskler og ramper kan redusere behovet for erosjonssikring vesentlig, siden elvas bunnerosjon fjernes og kreftene som virker på breddene begrenses. Se følgende kapittel 7.3.10.



Tradisjonell erosjonikring med glatt plastring (øvre bilde) og tilbaketrukket erosjonssikring med mer naturtypiske elvebredder (nedre bilde Flåm 2017, NVE med NORCE LFI).

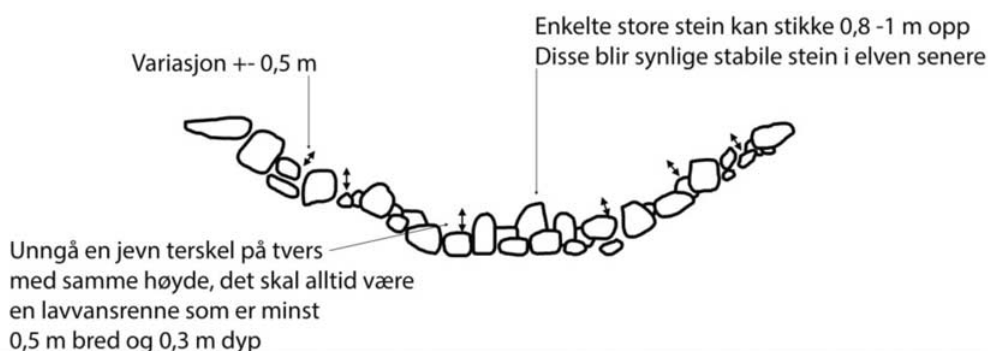
Settes erosjonssikringen ut til sidene, gjerne også nedgravd, er det plass til naturtypiske elvebredder og mer flomvann. Stein- og substratsammensetning velges etter elvetype, gradient og vannføring. (Se også nedre bilde på forrige side).



Flåmselvi ovenfor Flåm kirke. Bosetting krever erosjonssikring med stabil plastring langs yttersvingen. Foran plastringsfoten ble det etablert en variert elvebredde med naturtypiske steinblokker og rullestein som gir habitat for fisk og sikrer plastringsfoten ytterligere mot erosjon.



Steg 1: Størst mulig ruhet i den stabile erosjonssikringen - ingen glatt plastring



Steg 2: På og mellom den stabile forbygningen ligger elvesubstrat som er dynamisk og som kan formes ved flommer.

Substratblanding består av ca. 10-40 % grus (10-100 mm), 50-80 % rullestein (100-400 mm) og 10% større stein (opptil 1,5 m)

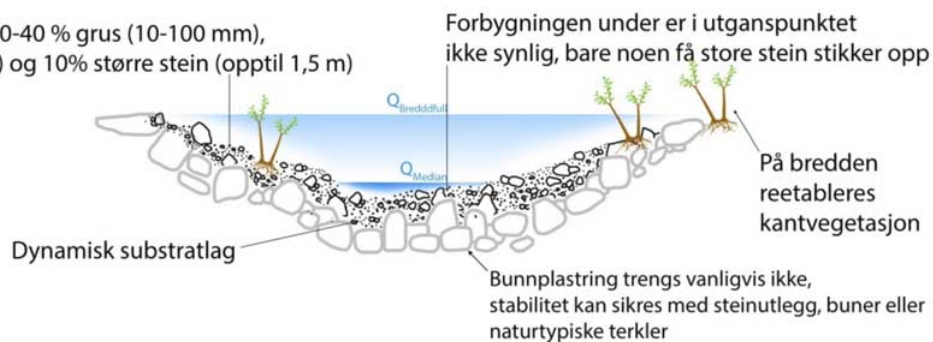


Fig. 70 Uregelmessige steinutlegg gir mer variasjon og skjul enn glatt plastring eller muring. Variasjon i steinoverflaten kan godt være > 1 m i større elver og ved store steindiameter.

Hvor og når?

- Ved redusert morfologisk variasjon
- Ved kanalisering, utretting og andre endringer
- Ved mangel på skjul i elva
- Ved glatt erosjonssikring med lite skjul
- NVEs sikringshåndbok har eget kapittel om tematikken:

<https://sikringshandboka.nve.no/moduler/modul-fo-101-miljotilpassing-av-sikring-i-vassdrag/>

Effekt

- Fjerning eller ut-til-side-setting av erosjonssikring er ofte forutsetning til å gjenskape og restaurere naturtypiske habitater og morfologi
- Øker skjul for fisk, alle stadier (avhengig av steinstørrelse)
- Øker lokal strømnings- og substratdiversitet
- Kan gi høyere tettheter av fisk

Mer info og data finnes i Pulg et al. (2022).

Varighet og vedlikehold

I utgangspunktet like varig som konvensjonell sikring. Kostnader kan sammenlignes med konvensjonell plastring.



Fig. 71 Denne erosjonssikringen med uregelmessig steinutlegg («steinrøys») og trær i Sælenelven har tålt mange tiår med flommer, og har gitt bedre miljøforhold enn glatt plastring eller mur. Sedimentdynamikken er redusert, men det finnes fortsatt skjul, hulrom, røtter og trær langs elvekantene.

Referanser

- Jenssen I., 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
- Fergus T., Hoseth, K.A., Sæterbø, E. (red.) 2010 *Vassdragshåndboka*, Tapir forlag, Trondheim. ISBN 9788251924252
- Forseth, T. & Harby, A. (Red.) Ola Ugedal, Ulrich Pulg, Hans-Petter Fjeldstad, Grethe Robertsen, Bjørn Barlaup, Knut Alfredsen, Håkon Sundt, Svein Jakob Saltveit, Helge Skoglund, Eli Kvingedal, Line Elisabeth Sundt-Hansen, Anders Gravbrøt Finstad, Sigurd Einum og Jo Vegar Arnekleiv 2013: *Håndbok for miljødesign I regulerte vassdrag*. NINA-Temahefte 52, 90 s
- Hauer, C., Flödl, P., Habersack, H., & Pulg, U. (2021). Critical flows in semi-alluvial channels during extraordinarily high discharges: Implications for flood risk management. *Journal of Flood Risk Management*, 14(4), e12741.
<https://doi.org/10.1111/jfr3.12741>
- NVE, Fylkesmannen og Fylkeskommunen Rogaland. 2010: *Inngrep i vatn og vassdrag – ei rettleiing*. Brosjyre 20 s
www.ryfri.no/getAttachment?ARTICLE_ID=3022&ATTACHMENT_ID=3067
- Patt P., Kraus W.; Jürging H. 2004: *Naturnaher Wasserbau. Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern*. Springer, Berlin
- Pulg, U., Stranzl, S., Espedal, E. 2015: Hvordan ivareta fiskehabitatet i flomsikringsarbeidet i Flåm. Unir Research M;iljø *LFI Notat 2/2015*. Bergen
- Pulg, Ulrich, Bjørn T. Barlaup, Helge Skoglund, Tore Wiers, Sven-Erik Gabrielsen, Eirik S. Normann 2013: Gyteplasser og sideløp i Aurlandsvassdraget. *UNI Miljø LFI rapport nr. 221*. Uni Research Bergen
- Pulg, U., Hauer, C., Flödl, P., Postler C., Stranzl, S., Espedal, E.O, Bodin, C.L., Velle, G. 2022: Flom og miljø i et endret klima - innovative metoder for restaurering og bedre miljøtilstand. NORCE LFI rapport 458. Norwegian Research Center LFI, Bergen.



7.3.10 Bunnstabilisering – naturtypiske terskler, brekk og buner

Faktaboks

- Terskler og demninger kan være vandringsbarriere og redusere habitater og morfologisk variasjon grunnet oppdemningseffekten
- Det kan likevel være delvis behov for bunnstabilisering eller økt vannspeil
- Det anbefales naturtypiske terskler, brekk eller buner der det er mulig

Generell beskrivelse

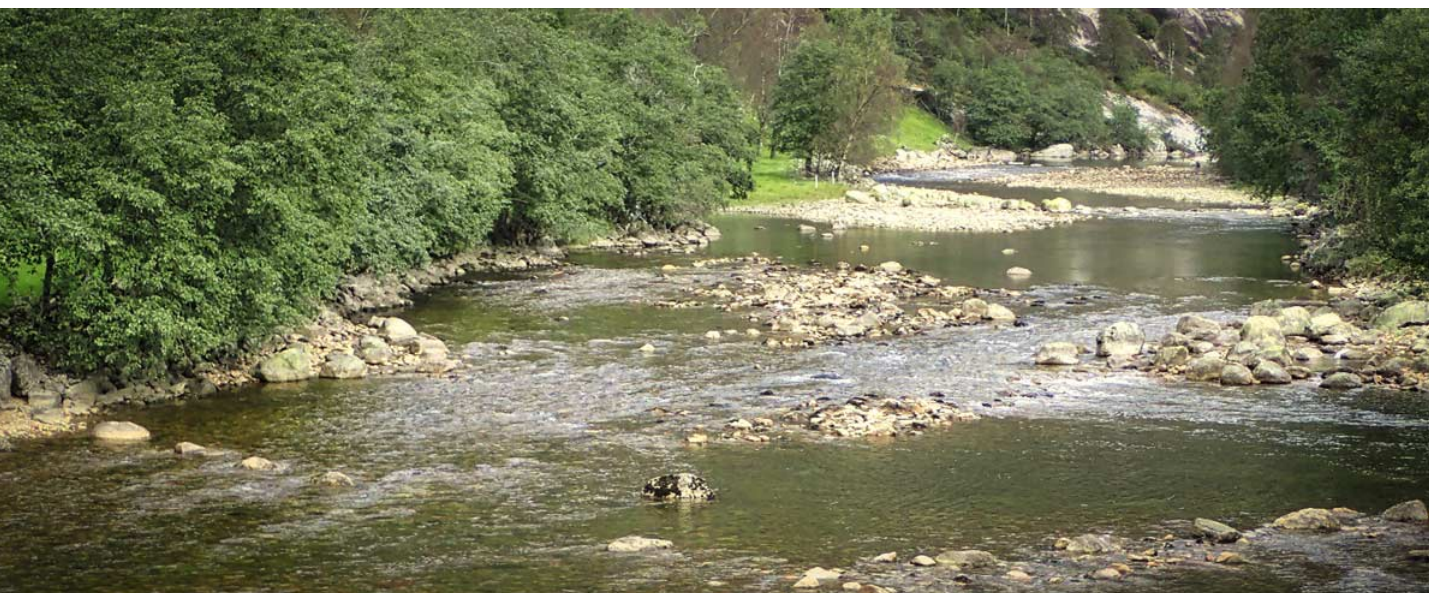
Bunnstabilisering kan redusere behovet for bunnplastring og kantsikring betydelig, siden elvens graving nedover i substratet unngås. Med dette reduseres faren for bunn- og sideerosjon vesentlig. Også ved sikring av vanddekt areal eller vandringsveier kan en sikring eller opphøyning av bunnivået være nødvendig.

Det tradisjonelle er å bruke geometriske terskler eller demninger. Terskler og demninger gir imidlertid en stor oppstuings-effekt oppstrøms. Dette resulterer ofte i miljømessig dårlige sedimentforhold med vesentlig redusert andel gyteplasser og hulrom.

Dessuten kan vandringsmulighetene for fisk reduseres av terskler og demninger. I stedet anbefales det å etterligne naturtypiske strukturer som er bunnstabiliserende; dvs. naturtypiske brekk eller en step-pool-struktur som er bygget opp av stabile enkeltstein og steingrupper. Stein størrelse velges slik at de enten er tilstrekkelig stabile pga. egenvekt, eller gyses i fjell/forankres i bakken. En gjennomgående lavvannsrenne eller dypål sørger for fiskevandring også ved lave vannstander.

Ofte er det tilstrekkelig å sette opp buner, som er strømledende strukturer som ikke rekker over hele elvebredden. Også disse anbefales utformet som naturtypiske steingrupper og enkeltstein med mellomrom.

Anvendelse og utforming samt referanser er detaljert beskrevet i kap 7.1.3, tegninger og eksempler finnes i bildene under, og på s. 60 og s. 74.



Buner bygget opp av enkeltstein etter naturtypiske forbilder. Buner bidrar til konsentrering av vannstrøm ved lave og mellomstore vannføringer, og de gir økt morfologisk variasjon. Buner brukes også for å konsentrere vannføring ved elv i elv-prinsippet (s. 79). Bildet er fra Frafjordelva 2016.



Bunnstabilisering som reduserer erosjonsrisiko langs elvebreddene ovenfor. Tiltaket er utformet som et naturlig brekk bygget opp av enkelte steinblokker. Det virker moderat oppstuende ved lav vannføring siden det er en lavvannsrenne og vann kan renne mellom steinene. Bevegelse av enkeltstein tolereres.

Naturbaserte løsninger - miljøtilpasset erosjonssikring med spirende kantvegetasjon. Det ettelignes naturlige elvebredder i denne steinete elvetyper (variert stryk og jevnt stryk).





7.4 Justering av vannføring

Hydromorfologiske habitatforhold og mengden av tilgjengelig habitat er avhengig og varierer med vannføringsregime (Saltveit et al. 2006). Fjernes eller omdisponeres vann fra elven, f.eks. til kraft- eller drikkevannsproduksjon, endres vannføringen på strekninger i vassdraget. Samtidig endres også hydromorfologiske egenskaper, vanndekt areal og habitatkvaliteten for elvelevende organismer.

I de tilfeller der bruk av vann kan opphøre, kan vannføringsregimet tilbakestilles til det naturlige. Slike metoder er omtalt i kapittel om restaurering (s. kap. 7.1). Skal bruk av vann fortsette, trengs det alternative metoder til å bedre de hydromorfologiske miljøbetingelser i vassdraget. I kapittelet om habitattiltak og fiskepassasjer er det presentert en rekke metoder som er egnet til å avbøte effekter av endret vannføringsregime. Samtlige har til felles at de trenger vann for å fungere. Det har blitt utviklet en rekke metoder og egne temaveiledere (EU kommisjonen, 2015) for å evaluere hvor mye vann som er økologisk «nødvendig». I det følgende finnes en oversikt over det som har blitt brukt i Norge og delvis i Europa i de senere år. Tematikken omhandles overordnet da det ikke er rom for utdypelse i denne håndboken, som fokuserer på fysiske habitategenskaper.

Miljøbasert vannføring

Tradisjonelt har sikring av vannføring i regulerte vassdrag i Norge skjedd gjennom konsesjonskrav og pålegg fra vassdragsmyndighetene om slipp av minstevannføring, lokke eller spyleflommer, omløpsventiler og/eller driftsmessige restriksjoner. Bestemmelser om minstevannføring, omløpsventiler eller driftsmessige restriksjoner fastsettes i konsesjonsvilkårene og kan aktualiseres i vilkårsrevisjoner. Nivået for minstevannføringen bestemmes vanligvis ut i fra en hydrologisk og skjønnsmessig vurdering av ulike miljø- og flerbrukshensyn i vassdraget. Delvis settes det ulike krav til minstevannføring i sommer- og vinterhalvåret. Det foreligger ikke noen standardisert metode for å fastsette minstevannføringer, men ut fra vannressursloven tas gjerne som et minimum utgangspunkt i den alminnelige lavvannføringen (18 % av kraftverkene – mest de minste kraftverkene (<10 MW), se tabell 3). Denne baseres på en beregning ut fra de historiske laveste vannføringsdata. For reguleringer eller inngrep i vassdrag som endrer vannføringen, men hvor det ikke foreligger krav om konsesjonsbehandling, sier vannressursloven at det minst skal være igjen en vannføring som tilsvarer den alminnelige lavvannføringen. Det finnes imidlertid ingen åpenbar biologisk begrunnelse for å bruke alminnelig lavvannføring som mål for fastsettelse av minstevannføring. I de større kraftverk (>10 MW) som har fått konsesjon i nyere tid (etter 2005) har det blitt ganske utbredt å fastsette differensierte minstevannføringer sommer/vinter, gjerne som en andel av de historisk lave vannføringene som overskrider 5 % av tiden (Q95 sommer/vinter). Det er gode grunner for at de økologiske forholdene ivaretas bedre med Q95 enn alminnelig lavvannføring.

Metoder

Elvelevende ferskvannsorganismer har gjennom tidens løp utviklet ulike evolusjonære strategier for å tilpasse seg varierende vannføringsforhold. Mange av de naturlige økologiske prosessene i vassdrag er derfor avhengige av at det forekommer sesongmessig variasjon i vannføringen. Dette omtales gjerne som *det naturlige vannføringsparadigmet* (Poff et al. 1977). I de siste tiårene har det vært en økende erkennelse både i forskningsmiljøer og innenfor vassdragsforvaltningen at kun minstekrav til vannføring (dvs. minimumsvannføring) ikke er tilstrekkelig for å opprettholde et godt vassdragsmiljø. Bakgrunnen for dette er økt kunnskap om at ulike arter og livsstadier har ulike vannføringskrav, og at disse varierer gjennom året. Dette har gitt opphav til begrepet *miljøbasert vannføring*, som kan defineres «en vannføring som tar mest mulig hensyn til

økosystemets helhet og integritet, ulike brukerinteresser, og det fremtidige ressursgrunnlaget i vassdraget» (Brittain 2007, Glover et al. 2012). Et miljøbasert vannføringsregime har som mål å ivareta både en tilstrekkelig vannmengde og vannføringsvariasjon for å sikre ulike miljømål og brukerinteresser i vassdraget. For å øke kunnskapsgrunnlaget og å bedre kunne ivareta miljøutfordringer i norske vassdrag, iverksatte NVE i 2001 FoU-programmet «Miljøbasert vannføring» (Brittain 2007). Dette resulterte i en serie med fagrapporter om temaet (Glover et al. 2012; Eie, 2013).

Internasjonalt har det vært brukt en rekke ulike tilnærminger for å fastsette miljøbaserte vannføringer. En gjennomgang av relevante metoder og hvordan de har vært brukt i ulike land er oppsummert i Halleraker & Harby (2006). Grovt kan det skilles mellom følgende metoder:

1. Hydrologiske metoder basert på indekser og oppslagstabeller (f.eks Q 95), eller identifisering av sentrale hydrologiske hendelser
2. Hydrauliske vurderingsmetoder
3. Funksjonelle sammenhenger mellom fysiske forhold og biologi (habitatmodellering m.m.)
4. Holistiske metoder (bl.a. byggeklossmetoden)
5. Hybride modellrammeverk



Restaurert sideløp til Vassbygd elva i Aurland 2017. I Vassbygd elva slippes det per i dag en frivillig minstevannføring når det ikke kommer nok vann fra restfeltet. Like viktig som vann er god fysisk habitatkvalitet, her skjulrik elvebunn med rullestein og gytegrus samt døde trær og kantvegetasjon (se eksempel på s.236).

Foreløpig er det ikke fastsatt noen kriterier eller metoder for bestemmelse av miljøbaserte vannføringer i norsk vassdragsforvaltning. Flere av metodene nevnt ovenfor har likevel vært brukt i ulike sammenhenger ved utredninger av vannføringsforhold, og som grunnlag for fastsettelse av vannføringsregimer. Likevel er nok hydrologiske metoder (metode 1) den som er lagt til grunn i de fleste konsesjonsvilkår i nyere tid.

Målemetode og målested av en miljøbasert vannføring er avgjørende for å sikre at den reelle situasjonen i vassdraget blir avdekket. Vannet kan fordampe, infiltrere i undergrunnen eller fryse på veien til en elvestrekning, eller i lange elvestrekninger. Målesteder bør derfor vurderes nøye og dersom relevant kan det være nødvendig med to eller flere målesteder for å sikre en definert vannføring i en elvestrekning, for eksempel at en minstevannføring må være overhold i både inn- og utløp av en strekning med fraført vann.

Effektkjøring

På elvestrekninger som er lokalisert nedstrøms kraftstasjoner, forekommer det ofte hurtige endringer i vannføring i forbindelse med oppstart og stans i kraftproduksjonen. Stadig flere kraftverk blir også drevet med variabel effekt for å imøtekomme kortsiktige variasjoner i kraftbehov og for å utnytte svingninger i kraftpriser. Dette omtales gjerne som *effektkjøring*. Hurtige vannføringsendringer kan ha en rekke effekter på elvemiljøet og organismene som lever der. Hyppig effektkjøring kan medføre betydelige bestandseffekter og bidra til dårlig økologisk tilstand i elver (Saltveit et al., 2021, Schmutz et al, 2015, Hayes 2021)

En kunnskapsstatus om miljøvirkninger av effektkjøring ble oppsummert i rapporten fra CEDREN-prosjektet EnviPEAK (Bakken et al. 2016). Rapporten presenterer også ulike tiltak for å motvirke effekten av hurtige vannstandsendringer, samt et forslag til et system for å karakterisere påvirkning av effektkjøring.

Det er særlig hurtige store reduksjoner i vannføring som anses for å ha størst negativ konsekvens, siden dette kan resultere i at fisk og andre ferskvannsorganismer strander og tørrelegges. Størrelsen på konsekvensene av hurtige vannføringsendringer vil være avhengig av flere faktorer, som hvor raskt vannstanden faller, hvor store områder av elveleiet som tørrelegges, hvor stor endringen er i vannføring, hvor ofte slike episoder forekomme mm. I Bakken m.fl. (2016) presenteres et system for å vurdere den økologiske effekten av effektkjøring, og dermed brukes som et hjelpemiddel for å utforme en miljøtilpasset effektkjøring. Systemet baserer seg på en påvirkningsakse og en sårbarhetsakse. I påvirkningsaksen klassifiseres påvirkningsfaktorer som senkningshastighet, tørrlagt areal, frekvens, tidspunkt mm. ut fra ulike kriterier/grenseverdier. Sårbarhetsaksen er basert på en vurdering av bestandsforhold for fisk, blant annet bestandsstørrelse, flaskehalser mm. Ut fra dette settes det opp en matrise hvor påvirkning og sårbarhet vurderes samlet, som grunnlag for å utforme aktuelle avbøtende tiltak. Flere internasjonale studier har også adressert behov for økologisk tilpassede tiltak for å dempe utspyling av organismer som fiskeyngel forbundet med rask oppkjøring av kraftverk (Hayes, 2021).

Det er i hovedsak tre hovedtyper av tiltak som kan benyttes for å avbøte problemer som følge av effektkjøring. (1) **Operasjonelle tiltak**, som inkluderer begrensinger og således endringer i driftsmønster for å redusere forekomst, hastighet og størrelse på vannføringsendringer. (2) **Fysiske tiltak**, som omfatter tiltak for å kompensere for uønskede konsekvenser av effektkjøring. Dette inkluderer blant annet endringer i elveleiet for å redusere tørrlagt elvearealer, terskler, fordrøyningsbassenger etc. I tillegg kan det utføres ulike habitattiltak for å bedre situasjonen for fisk i områder som rammes, for eksempel med å legge ut gytegrus og bedre skjulforhold på områder som ikke rammes av tørrlegging eller sikre mer stabil vannføring i sideløp. (3) **Tekniske tiltak**, som omfatter tiltak i selve kraftverket, dammen eller vannveier. Eksempler på tekniske tiltak er automatiserte omløpsventiler (forbitappingsventiler), luker

eller mer fleksible turbiner som har større spennvidde i mulige driftsvannføringer. For en mer detaljert beskrivelse av tiltak mot negative konsekvenser av effektkjøring henvises det til Bakken m.fl. (2016).

Status av miljøbasert vannføring i Norge

Den nasjonale oversikten over hydrologiske endringer, viser at vannføringsendringer uten krav til minstevannføringer er blant de vanligste og mest betydningsfulle økologiske endringene i regulerte norske elver. Statistikk fra Vann-nett viser at ca. 1600 elvevannforekomster har stor, til middels høy påvirkning som følge av at vannføringen kun kommer fra resttilsig uten krav til miljøtilpasset vannføring som minstevannføring. I ca. 800 vannforekomster er det minstevannføringer men likevel stor til middels påvirkning på de hydrologiske forholdene. Til sammen er i underkant av 2500 vannforekomster oppgitt med vesentlige vannføringsendringer.

Det finnes ca. 1690 vannkraftverk i Norge, der de fleste påvirker elvevannføring som følge av fraført vann (ofte fra magasin eller bekkeinntak) eller omdisponert vannføring (når turbinvannføring slippes ut på nedenforliggende elvestrekning). I tillegg til vannkraft, påvirkes de hydrologiske forholdene i elver først og fremst av følgende drivere: vannforsyning for drikkevann/industri, vanning – jordbruket og vannuttak for fiskeoppdrett/settefiskanlegg. I tillegg til påvirkning fra drenering, klimaendringer, og andre arealbruksendringer og inngrep som endrer avrenning.

I det følgende gis et overblikk over statusen til anvendte vannføringsrelevante tiltak basert på konsesjonsdatabasen via NVE Atlas.

OMLØPSVENTILER skal sørge for å sikre en vannføring ved utfall av driftsvannføring fra kraftverk. De skal og sikre en minste vannføring når vannet fra kraftverk stopper og inntil driftsvannføring er reetablert eller vannet har nådd strekningen via restfeltet. I prinsippet kan også omløpsventiler styres til å sikre mykere vannføringsoverganger ved oppstart/nedstengning av kraftverk.

Løsningen er blitt relativt vanlig praksis å pålegge i småkraftverk etter 2005, og er trolig viktigst i magasinkraftverk med kun en turbin og utløp på lengre elvestrekninger. Løsningen har blitt installert i ca 30 større kraftverk (flest i nasjonale laksevassdrag som Driva, Orkla, Stjørdalselva, Alta, Lærdalselva), inkludert i nyere tid i enkelte eldre kraftverk; Trollheim kraftverk etter gjentatte utfall (frivillig av Statkraft), Lovik kraftverk (pålagt i revisjon). Av 1634 kraftverk er det omløpsventil i 97 vannkraftsverket (6%).

DRIFTSMESSIGE RESTRIKSJONER, f.eks myke endringer av vannføring, skal dempe miljøkonsekvenser av raske vannstandsendringer. Slike tiltak er særlig relevant i kraftverk med magasin og reguleringshøyde (der vann kan lagres for skvalpe eller effektkjøring) med kraftverksutløp på lengre elvestrekning.

Følgende tiltak betraktes som mønsterpraksis for å avbøte raske vannstandsendringer fra kraftverk med utløp i elver, gjerne i kombinasjon:

1. optimalt driftet omløpsventil,
2. konkretiserte vilkår om hastighet på opp/nedkjøring (som for eksempel vannstandsendringer < 10 cm/t, Bakken et al. 2016)
3. tilstrekkelig nivå på laveste driftsvannføring samt
4. miljømessige tilpasninger i elvebunn som reduserer stranding og ivaretar habitatkvalitet

Fra et økologisk perspektiv er formålet med variabel kraftproduksjon til bl.a. nettstabilisering, eller effektkjøring til prisoptimalisering best egnet for kraftverk med direkte utløp i innsjømagasin eller fjord som demper raske og hyppige vannføringsendringer. I den norske vannkraftsportefølgen har vi en rekke kraftverk som har større magasin, og kraftverksutløp utenom elver. Bruk

av slike kraftverk til effektkjøring bidrar til at kostbare avbøtende tiltak, som dempingsmagasiner, ikke er like aktuelle i Norge som i andre land.

Minst 350 vannkraftskonsesjoner (21%) har vilkår som begrenser korttids-regulering med intensjoner om myke overganger for å bl.a. unngå stranding av fisk og ferskvannsorganismer. Det er også kjent at enkelte kraftverk driftes med myke nedkjøringer av vannføring, uten å være pålagt det, for å unngå stranding. Tiltakstypen er blitt relativt vanlig å pålegge i konsesjonsvilkår til nye kraftverk som er satt i drift etter 2005 (85%). De fleste konsesjonsvilkårene har imidlertid vage formuleringer av typen «typisk start/stop eller døgnregulering skal ikke forekomme» eller «så mye overganger som mulig» (NVEs konsesjonsdatabase). Vagt formulerte driftsrestriksjoner er vanskelig å føre tilsyn med, og det blir vanskelig å vite om kraftverksdriften således er i henhold til bestemmelsene.

NVEs miljøtilsyn fremhever at de evaluerer de driftsmessige restriksjonene fra sak til sak, men vannføringsanalyser tyder på at et betydelig antall kraftverk med utløp i elver, allikevel har hyppig start/stop-kjøring (L'Abée-Lund & Otero, 2018).

Eksempler på konkretiserte driftsmessige restriksjoner i store vannkraftanlegg, som trolig kan bidra til god økologisk tilstand og derfor betraktes som mønster-praksis, er;

- Restriksjoner på manøvrering av Trollheim kraftverk (Surna – etter revisjonsvedtaket 5. mars 2021'),
 1. I perioden 15.oktober til 14. mars: a. I dagslys: maksimum 10 cm/time fra 50–30 m³/s og 5 cm/time fra 30–15 m³/s b. Når det er mørkt: 13 cm/t
 2. I perioden 15. mars til 14. mai og fra 15. juni tom 14. oktober: maksimum 13 cm/t
 3. I perioden 15. mai til 14. juni (swim-up): maksimum 10 cm/t
- Alta kraftverk der «Driftsvannføringer mellom 16–33 m³/s skal ikke endres raskere enn 2 m³/s pr døgn.

MILJØBASERT VANNSLIPP er vannslipp forbi vannuttak eller driftsvannføring gjennom turbiner i vannkraftverk. Miljøbasert vannslipp er et av de viktigste avbøtende tiltakene i vassdrag i forbindelse med vannuttak, men også et av de mest kostbare, da noe av vannforbruket må beregnes til reguleringsformål, heller enn kraftproduksjon. En oversikt finnes i tabell 3.

Departementene (OED og KLD) kom i 2016 med nasjonale føringer for vannkraft, som i praksis var en streng prioritering av vannføringstiltak (særlig minstevannføring). I de vedtatte tiltaksprogrammene er det vedtatt 156 tiltak med å miljøtilpasse vannføringen forbundet med vannkraft, men mange av disse har tidsutsettelse, med driftskostnader beregnet til over 192 millioner kroner (krafttap for regulanter), og 34 millioner i investeringskostnader. Det er krevende å få god oversikt over de hydrologiske forholdene i regulerte vassdrag i Norge, som følge av ulike beskrivelser og varierende stedsnavn til måle- eller slippsted.

Det er store variasjoner i nivåene på minstevannføringer (andel av middel-vannføring eller slukeevne i kraftverket) og i hvilken grad miljøtilpasset vannføring er blitt praksis i norske vannkraft-konsesjoner eller nyere revisjoner. Alminnelig lavvannføring over året er vanligste vannføringsrelevante tiltak i de minste vannkraftverkene (< 1 MW), som fulgte med vannressursloven (2000).

Differensiert vannslipp over året er vanlig i flere større kraftverk (> 10 MW), der vannføringskrav er definert som «vannslipp-blokker». Dessuten finnes differensierte vannslipp i småkraftverk (1–10 MW) – ofte Q95 differensiert for sommer og vinter. Lik minstevannføring gjennom året finnes i ca. 14 % av

¹ <https://webfileservice.nve.no/API/PublishedFiles/Download/285da2be-7b79-4a8c-80a6-bb04b5a2da41/200803886/3422128>

småkraftverk og 10% av større kraftverk. 5–7% av kraftverk > 1 MW har kun krav om minstevannføring på deler av året, ofte for å bedre landskapsopplevelsen (vannføring i fosser), som eksempelvis Mardøla eller Vøringsfossen. Mange konsesjoner har også langt lavere vannkrav vinter enn sommer. Relativt mange konsesjoner har ingen krav til vannslipp (22%), eller vannføringskrav er ukjent (26 %, ikke mulig å finne vilkår om dette i NVE-databaser). I enkelte regulerte vassdrag praktiseres det likevel frivillig minstevannføring (0,4%). I flere større elvekraftverket som er helt tilsigsstyrt og derfor har tilnærmet 100% driftstid, sikres således vannføringen gjennom konstant produksjon. I vassdrag med betydelige restfelt kan restvannføring gjøre at manglende minstevannføringskrav allikevel ikke fører til tørrlegging, når eksempelvis driftsvannsføringen stenger.

I Norge er det en rekke eksempler som kan betraktes som mønsterpraksis for miljøbasert vannslipp, disse inkluderer Surna (nedstrøms Trollheim kraftverk), Stjørdalselva (lakseførende del), Orkla (lakseførende del) og Nidelva (lakseførende del) der minstevannføringskravet er i underkant av 30% av den uregulerte middelvannføringen. I Mandalsvassdragets nedre deler er det høye krav til miljøtilpasset vannslipp med myke overganger, som er basert på en grundig miljødesignanalyse av moderne avbøtende tiltak. Det nye manøvreringsreglementet har laksetilpasset vannføring, og driftsregler tilpasset tilsiget til magasinet (Manflåvann) og bl.a. smoltutvandringsperioden I vassdrag der den regulerte vannføringen eller mengden av overførte nedbørfelt er lavt, så kan driftsvannføringer tilpasset restvannføring fremstå som god praksis (eks. Driva kraftverksom har et stort uregulert restfelt i de verna delene av Driva, og kjøremønsteret som skal tilpasses nivået på lavere restvannføringer). I enkelte regulerte vassdrag har regulant satt inn «minstevannføringsturbin» i dammen eller flere turbiner, som således gjør at det produseres kraft på vannslippet/ minste driftsvannføring (NVEs konsesjonsdatabase).

Tabell 3. Miljøbasert vannføring fra norske vannkraft-konsesjoner, samlet og fordelt på ulike størrelsesgrupper av kraftverk. (Kilde; NVE Atlas, konsesjonsvilkår).

	Alle størrelser		Krv > 10 MW		Krv 1-10 MW		Krv < 1 MW	
Alm lavvannf. (E1)	289	18 %	9	3 %	57	8 %	223	38 %
Differensiert (E2)	292	18 %	46	13 %	218	31 %	28	5 %
Kun sommer el vinter	76	5 %	17	5 %	49	7 %	10	2 %
Lik minstevannf. hele året (E3)	164	10 %	33	10 %	101	14 %	30	5 %
Elveturbin_vannføring *	37	2 %	24	7 %	9	1 %	4	1 %
Frivillig	8	0,4 %	3	1 %	5	1 %	0	0 %
Ukjent	418	26 %	110	32 %	125	18 %	183	31 %
Ingen (tilknyttet konsesjon)	352	22 %	100	29 %	139	20 %	113	19 %
TOTALT	1636		342		703		591	

(*) Dette er nok et konservativt antall, da en del elvekraftverk i kategorien «ukjent» trolig også har tilnærmet 100% driftstid, som innebærer at vannføringen nedstrøms utløpet av kraftstasjonen normalt ikke stopper.

Gjenstående utfordringer

Det er foreløpig ingen nasjonal oversikt over tiltaksbehovet (hvor omfattende utfall av kraftverk forekommer, og de økologiske konsekvensene), men med økende behov for effektkjøring og balansekraft så forventes det mer variabel kjøring i årene som kommer.

Det er kjent at en del omløpsventiler ikke har gitt ønsket effekt før de innstilles til lokale forhold slik at de fører nok vann til elva og da i tilstrekkelig lang tid (Pulg et al. 2015, NVE 2017). Flere rapporter og faktaark (NVE 2016–2020) med forslag til økologisk tilpasset driftsrutiner danner et grunnlag for at tiltakstypen kan få bedre avbøtende effekt framover. «Myke» vannføringsendringer i kraftverket bør konkretiseres for å gi tilsiktet økologisk effekt og for å kunne kontrolleres. Både nedtrapping (stranding) og rask oppkjøring (utspyling) kan ha stor innvirkning og vesentlige effekter på økosystemet, avhening av årstid. Konkrete anbefalinger finnes bl.a. i Bakken et al. (2016) og Hayes (2021). Den nye kunnskapen om avbøtende tiltak er i liten grad integrert i eldre konsesjonskrav. Vilkårsrevisjoner skal nettopp aktualisere miljøtiltak men arbeidet går sakte. På nåværende tidspunkt finnes det lite om vannføringsrelaterte tiltak i norske, vedtatte tiltaksprogram (vannforskriften). Utjevning av brå vannstandsendringer er bare nevnt i 10 vannforekomster, mens omløpsventil er bare nevnes i ett tilfelle. Med denne hastigheten vil det gå lang tid før mønsterpraksis praktiseres.

Minstevannføring er mange steder primært definert ut fra hydrologiske og statistiske vannføringstall, og i mindre grad ut fra en økosystembasert tilnærming. Mer adaptiv forvaltning av vannføringskrav der det er bedre forståelse av økologiske virkninger og økologiske funksjonskrav vil på sikt kunne sikre mer bærekraftig bruk av regulerte vassdrag. Ikke minst dersom vannslipp vurderes i kombinasjon med fysiske habitattiltak og en forbedring av habitatkvalitet.

Referanser

- http://wiki.reformrivers.eu/index.php/Category:01._Water_flow_quantity_improvement
http://wiki.reformrivers.eu/index.php/Category:03._Flow_dynamics_improvement
Bakken, T.H. Forseth, T. & Harby, A. (red.) (2016): Miljøvirkninger av effektkjøring: Kunnskapsstatus og råd til forvaltning og industri. *NINA Temahefte nr 62*. 205 s.
Belletti, B. med flere (2020). More than one million barriers fragment Europe's rivers. *Nature* 588, 436–441.
Brittain, J.E. (2007) FoU-programmet Miljøbasert vannføring fase 1 2001–2005, sluttrapport. *NVE rapport Miljøbasert vannføring nr. 1*. 81 s.
Departementsgruppen 2014. Sterkt modifiserte vannforekomster: Utpeking, fastsetting av miljømål og bruk av unntak. *Veileder 01:2014*
Eie, Jon Arne (2013). Vannkraft og miljø – Resultater fra FoU-programmet Miljøbasert vannføring. *NVE rapport*.
Hauer, C., Wagner, B., Pulg, U., Skoglund, H., Rund, H., Gabielsen, S.-E. 2017. Sustainable and adaptive management of sediments in regulated rivers - channel flushing floods (SAMS) – final report. BOKU - University Vienna. Institute of Water Management, Hydrology and Hydraulic Engineering. 104 pp. Vienna
Hauer, C., Flödl, P., Habersack, H., & Pulg, U. (2021). Critical flows in semi-alluvial channels during extraordinarily high discharges: Implications for flood risk management. *Journal of Flood Risk Management*, 14(4), e12741.
<https://doi.org/10.1111/jfr3.12741>
EU kommisjonen (2015). Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive. *Guidance document No 31*

- EU kommisjonen (2017). Exemptions to the Environmental Objectives according to Article 4(7) – new modifications. *CIS guidance no 36*.
- EU kommisjonen (2020). Steps for defining and assessing ecological potential for improving comparability of Heavily Modified Water Bodies. *CIS guidance no 37* wit European Mitigation Library.
- EU kommisjonen (2021). *Taxonomi for sustainable finance*.
- Fjeldstad H-P., Pulg U. Forseth T. 2018: Sikker toveis fiskevandring forbi vannkraftverk. Kunnskapsoppdatering og mønsterpraksis. *SINTEF rapport 723*. SINTEF Energi Trondheim.
- Forseth, T., Harby, A., Ugedal, O., Pulg, U., Fjeldstad, H.-P., Robertsen, G., Barlaup, B., Alfredsen, K., Sundt, H., Saltveit, S.J., Skoglund, H., Kvingedal, E., Sundt-Hansen, L.E., Finstad, A.G., Einum, S. og Arnekleiv J.V. (2013): Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag, *NINA Temahefte 52*. Tilgjengelig fra: <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/temahefte/052.pdf>
- Glover B, Brabrand, Å, Brittain, J., Gregersen F., Homen J., Saltveit S.J. 2012: Avbøtende tiltak i regulerte vassdrag. *NVE rapport nr 10- 2012*. NVE Oslo.
- Halleraker et al (2016). Working Group ECOSTAT report on common understanding of using mitigation measures for reaching Good Ecological Potential for heavily modified water bodies - Part 1: Impacted by water storage; *JRC report EUR 28413*.
- Halleraker, J.H. og Harby, A. (2006) Internasjonale metoder for å bestemme miljøbasert vannføring – hvilke egner seg for norske forhold? *NVE Rapport nr. 9*.
- Hayes, D. (2021). *Restoring flows in modified rivers*, PhD thesis, BOKU Universitet Wien.
- KLD (2016). *Naturmangfoldloven kapittel II - Alminnelige bestemmelser om bærekraftig bruk*. Veileder.
- KLD (2021). Veiledning til bruk av vannforskriften § 12 (om nye inngrep i vannforekomster) – med presisering.
- L'Abée-Lund JH, Otero J. (2018) Hydropeaking in small hydropower in Norway— Compliance with license conditions? *R34: 372–381*.
- Milner N.J., Cowx, I.G. & Whelan, K.F. (2012): Salmonids and flows: a perspective on the state of the science and its application. *Fisheries Management and Ecology*, 19, 445–450.
- NVE (2016). Omløpsventiler i kraftverk. *NVE GOD PRAKSIS faktaark nr 7*.
- NVE (2017). Optimalisert drift av omløpsventiler. *NVE rapport nr 83-2017*
- NVE (2017). Start-stop practice in small Norwegian hydropower plants. *NVE report 9:2017*.
- NVE (2020). Slipp, måling og dokumentasjon av minstevannføring. *NVE veileder 3/2020*.
- Poff N.L., Allan J.D., Bain M.B., Karr J.R., Prestegard K.L., Richter B.D. et al. (1997): The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* 47, 769–784.
- Regjeringen (2021). Prop. 208 LS (2020–2021) Lov om offentliggjøring av bærekraftsinformasjon i finanssektoren og et rammeverk for bærekraftige investeringer.
- Saltveit et al (2020). The impact of hydropeaking on juvenile brown trout (*Salmo trutta*) in a Norwegian regulated river. *Sustainability* 12.
- Saltveit, S. J., Brabrand, Å. & Barlaup, B. T. (2006). Ungfisk. I: Saltveit, S. J. (red.): Økologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. En sammenstilling av dagens kunnskap, s. 88-99. Oslo: Norges vassdrags- og energidirektorat.
- Schmutz et al (2015) Response of Fish Communities to Hydrological and Morphological Alterations in Hydropeaking Rivers of Austria. *River research and application*, 31 (8).

7.5 Justering av temperatur

Denne håndboken fokuserer på hydromorfologiske habitategenskaper. Vann-temperatur oppfattes som en egenskap ved selve vannet, som er uavhengig av eksempelvis sedimentsammensetning. Temperaturendringer i vassdrag har imidlertid i stor grad skjedd som følge av hydromorfologiske inngrep i vassdrag. Oppdemning eller bunntapping fra dype magasiner kan for eksempel endre temperaturregimet betydelig. Derfor omtales vanntemperatur på overordnet nivå, slik at leseren kan få en oversikt over metoder som er brukt til å tilpasse temperatur, samt henvisning til videreførende litteratur.

I utgangspunktet kan temperaturforholdene tilbakeføres til gitte klimatiske rammer dersom vannføringsregimet kan tilbakeføres til det naturlige. Dette forutsetter at bruk av vann kan opphøre, helt eller delvis. Slike metoder er omtalt i kapittelet om restaurering (se kap. 7.1). Skal bruk av vann fortsette, trengs det alternative metoder. En oversikt over disse finnes i følgende kapittel.

De fleste fysiologiske prosesser er temperaturopphengige, og vanntemperaturen er derfor en av de mest sentrale miljøfaktorene for fisk og andre akvatiske organismer. Endringer i temperaturforhold kan påvirke både utvikling og vekst hos laksefisk, og dermed påvirke ulike livshistorieparametere (Jonsson & Jonsson 2011). For eksempel vil lavere sommertemperaturer kunne resultere i redusert vekst, som igjen gir høyere alder ved smoltifisering og lavere smoltproduksjon. I tillegg kan høyere vintertemperatur nedstrøms kraftverk redusere islegging, og påvirke energiforbruk og vinteroverlevelse hos lakseunger (Finstad m.fl. 2004).

Endringer i naturlig vanntemperatur

Vanntemperaturen på en elvestrekning er avhengig av temperaturen i vannmassene som tilføres, og eventuell oppvarming og nedkjøring som forekommer som følge av innstråling, konveksjon med luft etc. Temperaturen påvirkes dermed av en rekke fysiske, geografiske og klimatiske faktorer. Ulike typer vassdragsinngrep som påvirker vannføring og vannføringsmønster vil også påvirke temperaturforholdene i vassdrag (se bla. Tvede 2006). En vanlig effekt av kraftutbygging med magasiner i høyfjellet er at vanntemperaturen nedstrøms utløp av vannkraftverk blir høyere om vinteren og lavere om sommeren, enn det de var før regulering. Dette gjelder særlig ved kraftstasjoner som har inntak i dype høyfjellsmagasiner. I regulerte vassdrag som bare har redusert vannføring, og ikke utslipp av magasin vann i vannstrengen, ses imidlertid ofte raskere temperaturendringer, og at vanntemperaturen blir høyere om sommeren og lavere om vinteren enn før regulering. I enkelte tilfeller kan redusert vannføring imidlertid også resultere i at den gjenværende vannføringen i større grad domineres av grunnvannstilsig, slik at vanntemperaturen utjevnes gjennom sesongen og blir høyere om vinteren og lavere om sommeren.

Tiltak

I regulerte vassdrag kan det i mange tilfeller være ulike muligheter til å regulere vanntemperaturen på berørte elvestrekninger. Hvilke tiltak som er mulige vil i stor grad være avhengig av reguleringssystemet. Ulike tiltak for å endre vanntemperatur i regulerte vassdrag er blant annet oppsummert av Vaskinn (2010) som en del av NVE programmet «Miljøbasert vannføring». For eksempel kan en i noen tilfeller benytte temperaturstratifiseringen i innsjømagasin til å selektivt tappe vann som inneholder ønskelig temperatur. Ved å tappe vann fra inntak nært overflaten i magasinet i stedet for å tappe kaldt bunnvann, kan man for eksempel øke temperaturen om sommeren, eller redusere temperaturen om vinteren. En slik manøvrering betinger at det finnes mulighet til å tappe vann fra ulike nivå i magasinet. Enkelte norske kraftverk har inntakstunneler på flere dyp i inntaksmagasinet som gir mulighet til å tappe vann fra ulike vannmasser i magasinet (f.eks Alta kraftverk). Dersom inntakstunneller på ulike dyp

ikke finnes, kan det bygges justerbare tappemekanismer, tappetårn e.l.. Et eksempel på dette finnes i Grosse Dhuenn magasin i Tyskland. Et etterinstallert tappetårn med fleksibelt inntak førte til økte vanntemperaturer nedenfor kraftutløpet og en økning av antall fiskearter (se referanser).

Vanntemperatur kan også justeres dersom en har mulighet til å tappe vann fra ulike magasiner eller fra felt som har ulike temperatur. Et eksempel på dette er Eidfjordvassdraget, hvor tapping av kaldt bunnvann fra Sysenmagasinet resulterer i redusert vanntemperatur om sommeren på den lakseførende strekningen i Bjoreio, se prosjektbeskrivelsen på s. 206. Ved å endre manøvreringen, slik at deler av minstevannføringen ikke går via Sysenmagasinet først, men i stedet slippes direkte til Bjoreio, oppnås det en høyere temperatur også på den lakseførende strekningen. Dette gir bedre forhold for vekst og rekruttering for laks og sjøørret (Skoglund m.fl. 2017). Et annet eksempel er Altaelva, hvor økt vanntemperatur om vinteren ga mindre isdekke. Det resulterte i økt vinterdødelighet hos lakseunger på elvestrekningen nedstrøms kraftverket (Ugedal m.fl. 2007). Som følge av dette har manøvreringen blitt endret ved å øke tapping fra den øverste tappeluken, for å gi lavere vintertemperatur og økt islegging i vassdraget.

Referanser

Tappetårn:

https://www.wupperverband.de/internet/web.nsf/id/li_pm_einweih_thermo_20150415.html

Finstad, A.G., Forseth, T., Næsje, T.F. & Ugedal, O. 2004. The importance of icecover for energy turnover in juvenile Atlantic salmon. *Journal of Animal Ecology* 73: 959–966.

Jonsson, B. & Jonsson, N. 2011. *Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout - Habitat as a template for life histories*. Springer publishing.

Skoglund, H., Skår, B., Gabrielsen, S.E. & Halvorsen, G.A. 2017. Fiskebiologiske undersøkelser i Eidfjordvassdraget– Årsrapport for 2015 og 2016. *LFI Uni Miljø -rapport nr. 290*.

Tvede, A. 2006. Vanntemperatur og isforhold I: Økologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringssendringer. En sammenstilling av dagens kunnskap. Norges vassdrags- og energidirektorat.

Ugedal, O; Thorstad, E.B.; Finstad, A.G.; Fiske, P.; Forseth, T.; Hvidsten, N.A.; Jensen, A.J.; Koksvik, J.I.; Reinertsen, H.; Saksgård, L. & Næsje, T.F. 2007. Biologiske undersøkelser i Altaelva 1981–2006. Oppsummering av kraftreguleringens konsekvenser for laksebestanden. *NINA rapport nr 281*. 106 s.

Vaskinn, K.A. 2010. Temperaturforhold i elver og innsjøer. *NVE rapport miljøbasert vannføring nr 3-2010*.

46 mm lang lakseyngel i Flåmselva ovenfor Leinafossen oktober 2016. I kaldt vann vokser fisk sakte. I varme vassdrag kan laks- og sjørretyngel nå 60 mm og mer etter første sommeren.



7.6 Redusere gassovermetning

Gassovermetning – bakgrunn

Gassovermetning i vann kan oppstå ved raske temperaturforandringer, ved fotosyntese i vannet, og når gass løses i vann under trykk og trykket deretter synker. Overmetning kan skje naturlig i dype fossekulper og dype, turbulente elveparti, men også i vannkraftverk. Årsaken til gassovermetning i vannkraftverk er vanligvis at luftbobler trekkes inn i trykkrør eller i kraftverkstunneler, der de oppløses under trykk. Bekkeinntak og tilstoppede inntaksrister som trekker luft er kjente for å produsere luftbobler. (Stokkebø et al. 1986) som kan føre til gassovermetning i kraftverk med Francis eller Kaplan turbiner (Pulg et al. 2018). Peltonturbiner lufter vanligvis vannet godt. De kan ikke utelukke gassovermetning helt, men verdiene er vanligvis moderate ($< 110\%$, Golmen 1992, Pulg et al. 2016). Tegn på høy gassovermetning er blakking av vann (mange små bobler) og akutt fiskedød. Mindre gassmetningskonstrasjoner ($< 120\%$) er vanligvis ikke synlige, men lave fisketettheter i begrensede områder nedenfor en potensiell kilde kan være en indikasjon. Gassovermettet vann skader fisk («gassblæresyke»), ved at det dannes små gassblærer i fiskens vev. Blærene kan både forårsake skader, f. eks. sår med påfølgende infeksjonsfare, og lede direkte til død. Gassblærene er særlig synlige i finner, i gjeller og under huden. Gassmetningsverdier over 103% kan ha subletale effekter og verdier over $109\text{--}120\%$ kan være akutt dødelig for fisk. 109% har blitt foreslått som grenseverdi for grunne habitater ($< 0.3\text{ m}$, Pulg et al. 2018). I norske elver der det ble observert akutt fiskedød knyttet til gassovermetning var det perioder over 120% (Skibotnelva, Matreelva, Otra, mm.). Gassovermetning kan kompenseres med ca. 10% pr. meter vannsøyle (Henry 1803). Har vannet 110% metning vil en fisk på 1 m dyp oppleve 100% metning. Gassovermetning kan også føre til en endring i habitatbruk, siden fisk ikke kan bruke grunne områder (Beeman et al. 2006, Jensen et al. 1985, Alderdice and Jensen, 1985; Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999). Informasjon om habitatforhold, vanddyb og atferd hos fisk er derfor viktig for å kunne bedømme eventuelle effekter av gassovermetning på fisken. Canadian Council of Ministers of the Environment (1999) anbefaler 110% som grenseverdi for elver dypere enn 1 m (gjennomsnitt) og 103% for grunnere elver.

Gassovermetning i Norge

Vanligvis ligger gassmetningsverdiene mellom 98% og 103% TGP i naturlige elver. Ved flom har det blitt målt opptil 111% TGP i dype elver med mye luftinnblanding, dvs. elver med dype, turbulente partier som sannsynligvis er flere meter dype (Vosso, Dalsdalselva, Pulg et al. 2015). Det er usikkert i hvilken grad fisk tar skade av slike naturlige overmetningsperioder. Nevnte vassdrag har imidlertid fisk som ikke ser ut å være skadet av slike gassmetninger. Også burforsøk tyder på at laks i elver ikke skades av naturlig gassmetning under 110% (Kvalsvik 2016). Dette kan bl.a. forklares med at det finnes store områder som er tilstrekkelig dype når det er flom og slike gassmetningsverdier. Fiskene har altså mange muligheter å kompensere for overtrykket. Dessuten er flom-episoder tidsbegrenset. Ved medianvannføring pleier gassmetningsverdiene å ligge lavere, i motsetning til kunstig gassovermetning som ofte er mer langvarig og ofte når høyere nivåer.

I 6 av 10 overvåkede elver ble det observert kunstig gassovermetning knyttet til kraftverksdrift (Pulg et al. 2018). I 4 av elvene oppnådde overmetningen nivåer som var akutt farlige for fisk og som førte til fiskedød. I Matreelva og Otra ble det observert lave ungfisketettheter på utsatte strekninger, samt nærmest fiskefrie soner som virket som midlertidige vandringsbarrierer (Otra). Gassovermetning kan transporteres langt. I Otra utsettes ca. 30 km elv for kunstig overmettet vann i perioder (Pulg et al. 2016a). Det er også dokumentert andre lange transportdistanser av overmetning. Ved effektkjøring av vannkraftverk kan det forekomme karakteristiske raskt fluktuerende gassovermetning-

bølger («Saturepeaking», Pulg et al. 2016b). Det finnes generelt lite kunnskap til å kunne vurdere langtidseffekter av gassovermetning i naturen. Dette gjelder særlig for subletale doser og ikke minst for andre fiskearter enn laks, bunndyr, planter og plankton. Det er derfor et stort forskningsbehov for å finne ut mer om biologiske effekter av gassovermetning. Dessuten er det behov for kartlegging av omfanget av problemstillingen.

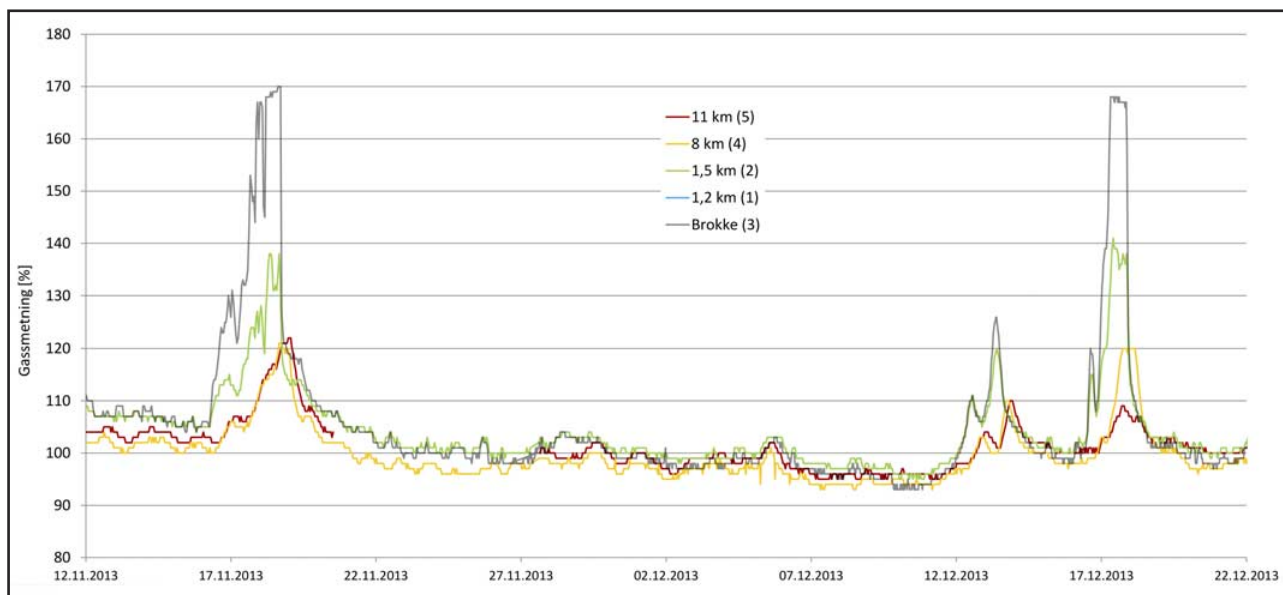


Fig. 72 Typisk gassmetningsforløp i Otra nedefor Brokke kraftverk om høsten. Gassovermetningsbølger fra Brokke og nedover i Otra til Tjurrmo-dammen (11 km). Overmetningen er forårsaket av nedbørshendelser med påfølgende høy vannføring og luftinndrag i bekkeinntak.

Mulige tiltak for å unngå gassovermetning og dempe skadene

UNNGÅ LUFTINNDRAK: For å unngå gassovermetning bør hovedprinsippet være å hindre innblanding av luft der vannet settes under trykk. Har overmetningen først oppstått, er det vanskelig å bli kvitt den før den har rammet deler av vassdraget. Dessuten er innblandet luft ofte ikke ønskelig for selve kraftverksanlegget. Den kan bl. a. føre til utblåsninger og økt slitasje på turbiner, luker og ventiler (Stokkebø et al. 1986). Med tilstrekkelig dimensjonering av bekkeinntak, bruk av vakuuminntak, nedsenkede magasininntak, eller rene inntaksrister som ikke kan trekke inn luft, kan risikoen for innsuging av luft minimeres. Også struping av bekkeinntak kan hindre luftinndrag (Pulg et al. 2018).

Aktiv bruk av luft i kraftverkssystemet, for eksempel ved drift av visse Francis-turbiner, dempingsrom («luftputekammer») eller turbiner på tomgang i luftet turbinhus («roterende reserve»), bør avveies mot potensialet for gassovermetning. Rask og kunstig oppvarming av vann, for eksempel ved utslipp av relativt varmt eller kaldt vann, bør unngås.

ALARMSYSTEMER: Overmetningshendelser forekommer vanligvis sjeldent, men kan da ha sterk miljøpåvirkning. Overvåking av gassovermetning i kraftverksutløp kan kobles til kraftverkestyringssystem, slik at driften kan reduseres i tilfelle overmetning skulle oppstå.

FORTYNNING OG DRIFT: Fortynning av gassovermettet vann med vann med lavere metning virker reduserende på gassovermetningen. Måltrettet fortynning i store upåvirkete vassdrag eller blanding med mettet eller undermettet vann fra magasiner kan derfor bidra til å redusere eller unngå uønskede miljøeffekter.

Også driftsmønster kan tilpasses i noen tilfeller. Beregninger for Otra viser at en 8 km lang minstevannføringsstrekning ved Hekni kraftverk kan skjermes for de fleste gassovermetningsbølger ved å unngå kraftverksrevisjoner visse perioder av året (Pulg et al. 2016a, Pug et al. 2018).

LUFTING: Utlufting av gassovermettet vann tar tid og plass, men det er mulig å redusere gasskonsentrasjonene. Jo større luftingen er under atmosfærisk eller mindre trykk, jo større reduksjon kan forventes. Stor kontaktflate mellom luft og vann ved lavest mulig trykk, høy temperatur, mye turbulens og relativ høy gastykksforskjell mellom vann-luft bidrar til økt lufting. I elver skjer dette i grunne partier med stryk, fossefall, høy gradient, turbulens, og stor ruhet i elvebunn. Luftinnblanding i dype elvepartier kan imidlertid øke gassovermetning (s.o.). En luftingsdeflektor på Tjurrmo dam har redusert gassovermetning med 70–80 % (Pulg et al. 2018).

OVERVÅKING: Gassovermetning kan måles med et saturometer. Håndlogging kan gi et førsteinntrykk men for å oppdage topper og farlige nivåer i den vanligvis varierende gassmetningen, kreves varighetslogging. Vanligvis anbefales logging i minst ett år for å kunne inkludere eventuelle toppverdier til alle årstider og i kraftverkets årlige driftssyklus. Her trengs det robust utstyr som tåler flommer, is og frost, samt trykkskjell og kondens i måleslanger (se nærmere beskrivelse i Pulg et al. 18)

FØLGENDE TEGN KAN INDIKERE GASSOVERMETNING I ELVER:

Ved høye, akutte nivåer (> 110–120 %):

Blakking av vann, fiskedød, gassblæresyke, oppdrift av småpartikler

Ved moderate, kroniske nivåer:

Lave tettheter av fisk nedenfor potensielle kilder



Bildet viser overmettet og blakket vann i Otra ved utløp Brokke kraftverk (28.05.2014). Vannet fra restfeltet er ikke overmettet (100 % metning) og er klart og mørkt (pil) mens vannet fra kraftverket er overmettet (166 % TGP) og blakket (gråhvitt). Blakkingen oppstår på grunn av mange små bobler – luft på vei ut av vannet.



Gassblæresyke hos laks (Foto Sondre Kvalsvik Sternberg).

Referanser

- Alderdice DF, Jensen JOT. An explanation for the high-resistance of incubating Salmonid Eggs to atmospheric gas supersaturation of water. *Aquaculture* 1985;49:85–8.
- Beeman JW, Maule AG. Migration depths of juvenile Chinook salmon and steelhead relative to total dissolved gas supersaturation in a Columbia river reservoir. *Transactions Am Fish Soc* 2006;135:584–94.
- Blindheim B, Brox G, Heggberget T, Kittelsen A, Mellquist P, Tekle T. Problemer Med luftovermetning i vann fra kraftverk. Komiteen for undersøkelse av gassovermetning (in Norwegian). *Technical report*; 1984. Oslo, Norway: Vassdragsregulantenenes forening. www.energinorge.no.
- Canadian Council of Ministers of the Environment. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Dissolved gas supersaturation. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999. Winnipeg: Canadian Council of Ministers of the Environment;1999. *Publication No. 1299*.
- Heggberget TG. Effect of supersaturated water on fish in the River Nidelva, southern Norway. *J Fish Biol* 1984;24:65–74.
- Henry W. 1803: Experiments on the quantity of gases absorbed by water, at different temperatures, and under different pressures. *Philos T Roy Soc Lond* 1803;93:29–274. doi. 10.1098/rstl.1803.0004.
- Jensen, J. O. T., Schnute, J., and D. F. Alderdice. 1986. Assessing juvenile salmonid response to gas supersaturation using a general multivariate dose-response model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43(9): 1694–1709
- Pulg U, Wiik Vollset K, Barlaup BT, Stranzl S. Gassmetning i Otra nedenfor Brokke. *Technical Report no. 266*. 2016 Uni Research LFI, Bergen, Norway
- Pulg, U., Vollset, K. W., Velle, G. & Stranzl, S. (2016). First observations of saturopeaking: characteristics and implications. *Science of The Total Environment* 573, 1615–1621.
- Pulg, U., Isaksen, T.E., Velle, G., Stranzl, S., Espedal, E.O., Vollset, K.W., Bye-Ingebrigtsen, E., Barlaup, B.T. 2018: Gassovermetning i vassdrag – en kunnskapsoppsummering. *NORCE LFI rapport 312*. Uni Research Bergen.
- Stenberg, Sondre Kvalsvik 2016: Effects of gas supersaturation on migrating Atlantic salmon smolt (*Salmo salar*) in Evangervatnet . Department of Biology Faculty of Mathematics and Natural Sciences. UNIVERSITY OF BERGEN, Bergen.
- Stokkebø G, Berdal B, Brox G, Fleischer E, Guttormsen G, Kjeldsen A, et al. *Bekkeinntak på kraftverkstunneler*. 1986. *Sluttrapport fra Bekkeinntakkomiteen* (in Norwegian). Oslo, Norway: Vassdragsregulantenenes forening. www.energinorge.no.

8 Kostnader for fysiske miljøtiltak i vassdrag

Pulg mfl. (2020) har sammenstilt kostnader for miljøtiltak i vassdrag i 2017. Utvalget er antallsmessig begrenset men gjenspeiler en størrelsesorden for kostnader. Tabellene og teksten nedenfor er tatt fra rapporten, der det finnes flere detaljer om beregningen samt detaljerte eksempler.

I det følgende har vi sammenstilt anleggskostnader for en rekke tiltak. Felles for eksemplene er at de hadde potensial til å bedre de fysiske miljøforholdene. Kostnadsopplysninger stammer fra byggherrene eller leverandører som nevnes under tabellene. Planleggings- eller prosjekteringskostnader er ikke inkludert. **Tabell 4** og **Tabell 5** inneholder kostnader av fisketrapper og fiskepassasjer på ramper og gjennom kulverter. I **Tabell 6** ha vi samlet et utvalg av produksjonskostnader i klekkerier som ikke er fysiske tiltak, men som kan være interessant til sammenligning og for de tilfellene habitattiltak skal støttes med rognplanting o.l. **Tabell 7** gjengir kostnader av fysisk utforming av mindre elveløp. I **Tabell 8** finnes eksempler for gytegrusutlegg og i **Tabell 9** data om flere andre habitattiltak som steinutlegg, døde trær og terskelbygging og -fjerning.

En rekke tiltak har langt flere funksjoner enn de har hensyn til miljøforhold, f.eks. sikrer kulverter, terskler eller sideløp mot flomskader og bidrar til arealbruksmuligheter ved vassdrag. Kostnadene for en kulvert bestemmes først og fremst av vannmengden som skal gjennom infrastrukturen. Miljøvennlig utforming utgjør enten ingen eller bare en liten andel merkostnader, dersom riktig utforming legges til grunn ved nye anlegg. I en helhetlig kost-nytte vurdering bør derfor miljøhensynet inkluderes.

Tabell 4. Anleggs- og enhetskostnader fisketrapper

Eksempel	Anleggskostnad	Høydeforskjell (m)	Lengde (m)	Enhetskostnader	
Utgraving av naturtypisk bypass ved vanninntak i Apeltunelva	4 dugnadstimer	1	10	1	time/m ² sideløp
Lillefallet/Skjoma, terskelvegger av betong i elv 2018-NOK	4 093 000	6.5	40	4400	NOK/m ³ (ombygget volum)
Storfallet/Skjoma, kulpetrapp i betong (2018-NOK)	6 868 000	10	106	12000	NOK/m ³ (ombygget volum)
Mølletrappen/Skien (nybygget spaltetrapp) (2018-NOK)	12 000 000	5.25	85	20500	NOK/m ³ (ombygget volum)
Akerselva Nedre Foss 2014 Spaltetrapp i betong (2017-NOK)	2 500 000	3.3	41	7300	NOK/m ³ (ombygget volum)
Otra 2013 Naturtypisk bypass (elveløp) (2013-NOK)	2 300 000	2	460	170	NOK/m ³ (ombygget volum)
Kulpetrapp Vestre Jakobselv/Finnmark Førstefoss (2017-NOK)	5 400 000	6	60	15000	NOK/m ³ (ombygget volum)
Kulpetrapp Vestre Jakobselv/Finnmark Andrefoss (2017-NOK)	1 200 000	4	47	4255	NOK/m ³ (ombygget volum)
Kulpetrapp Vestre Jakobselv/Finnmark Tredjefoss (2017-NOK)	1 500 000	3.5	34	7353	NOK/m ³ (ombygget volum)
Kulpetrapp Vestre Jakobselv/Finnmark Fjerdefoss (2017-NOK)	1 500 000	10	NA	NA	NOK/m ³ (ombygget volum)
Kulpetrapp Målselva, sprengt i terreng (2017-NOK)	2 230 000	24	500	991	NOK/m ³ (ombygget volum)

Tabell 4. Anleggs- og enhetskostnader fisketrapper

Eksempel	Anleggskostnad	Høyde-forskjell (m)	Lengde (m)	Enhetskostnader	
Høyegga (ombygging kulpetrapp til spaltetrapp, 2017-NOK)	666 000	4	55	1340	NOK/m ³ (ombygget volum)
Gjennomsnitt bygging betongtrapp (uten Målselva, Høyegga og sideløp) 2017-NOK				10115	NOK/m ³ (ombygget volum)

Kilder: Statens Veivesen, NORCE LFI, Skien kommune, Oslo kommune, Statkraft, Eidsiva
«Ombygget volum» betyr at hele byggverkets volum legges til grunn inkludert fundament, altså ikke bare betongvolum.

Tabell 5 Enhetskostnader angis i NOK per lengdemeter kulvert eller areal. I tillegg angis vassdragets bredde ved normal vannføring.

Enhetskostnader angis i NOK per lengdemeter kulvert eller areal. I tillegg angis vassdragets bredde ved normal vannføring.

Prosjekt	Anleggskostnad NOK	Høyde (m)	Lengde (m)	Enhetskostnad	
TERSKELTRINN FORAN/I KULVERTER					
Apeltunelva Osbanekulvert 2015 - påbygg fiskepassasje (elvbredde 3 m)	600000	2	35	17143	NOK/m
Sarumelva 2012 - Påbygg fiskepassasje + terskler (elvbredde 4 m)	1200000	0.3	60	20000	NOK/m
Sævelibekken 2013 - påbygg fiskepassasje + terskler (elvbredde 3,5 m)	700000	0.7	130	5385	NOK/m
Ulvangselva 2014, terskel foran (elvbredde 3,5 m)	200000	1	38	5263	NOK/m
Storelva 2014 - terskler i kulvert (elvbredde 6 m)	80000	ikke kjent	17	4706	NOK/m
Vågeelva 2014 - terskel foran (elvbredde 4 m)	130000	0.4	20	6500	NOK/m
Tenna 2015 - terskel foran (elvbredde 3 m)	85000	0.3	13	6538	NOK/m
Storelva Tromvik 2015 - terskel foran (elvbredde 17 m)	150000	0.4	7	21429	NOK/m
Nykvågvassdraget 2010 - terskel foran (elvbredde 4,5 m)	90000	0.7	13	6923	NOK/m
NY KULVERT MED NATURLIG ELVEBUNN					
Elv fra Skatvikvatnet 2015 - nybygg med naturlig elvebunn (elvbredde 3,5 m)	300000	ikke kjent	9	33333	NOK/m
Savkadasjohka 2011 - nybygg med naturlig elvebunn (elvbredde 13 m)	6000000	0.9	17	352941	NOK/m
TERSKELFJERNING					
Tokkeåi 2016 - ombygging terskler til naturtypiske brekk med dypål	775000	Areal 12000	m2	65	NOK/m ²
ÅLEPASSASJE					
Fishtec UK - 2019 NOK, passasje for glassål og «elver»		Per lengdemeter		5600	NOK/m

Kilder: Statens Veivesen, Bergen kommune, NORCE LFI, Statkraft, <https://www.fishtec.co.uk/eelpassfabrication.html>

Tabell 6. Kostnader for settefisk og rognplanting

	Driftskostnader inkl. anlegg, materiell og arbeid, NOK	Produksjon (ind.)	Stadium	Enhetskostnader	
Aurlandsvassdraget årlig	2000000	300 000	lakserogn	6.7	NOK/ plantet rogn
Vosso årlig (gjennomsnitt 2016-2018)	2560000 + et årsverk dugnad	414 233	lakserogn (41%), settefisk (49%) smolt (10%)	6.2	NOK/fisk (rogn-smolt)
Anonymus	2500000	12 000	laksesmolt	208.3	NOK/smolt
Årøy	756000	11 000	laksesmolt	68.7	NOK/smolt
Syrtveit	4000000	300 000	o+ aure og bleke	13.3	NOK/o+ fisk

Kilder: Selskapene/Klekkeriene i de tilhørende vassdragene

Tabell 7. Kostnader for fysiske habitattiltak og elverestaurering*

Enhetskostnader angis per lengdemeter, areal eller m³ volum gravd ut, avhengig av data som var tilgjengelig.

Tiltaksnavn	Eksempel	Enhetskostnad*	
FYSISK UTFORMING AV ELV/BEKK MED NATURTYPISK MORFOLOGI	Steinsviksbekken 2016, 4 m bred elv	584	NOK/m
Gravearbeider, transport av masser, utforming av naturtypisk elv og utlegging av elvestein og grus	Foren Årdal 2018, 2 m bred elv, inkl dugnad	179	NOK/m
Se kap. 4.4	Elv i elv, Øyvollen, Dalåa 1993	223	NOK/m ²
Se kap. 4.5	Elv i elv, Nesheim, Dalåa 2001	81	NOK/m ²
	Graving i Eksingedalsvassdraget	85	NOK/m ³
TILKOBLE OG UTFORME SIDLØP	Sideløp Vassbygdi 2017, inkl. utforming av bekkeløp, 5 m bred	556	NOK/m
	Aurland Tokvam og Klekkeribekk. 2003 og 2013, inkl. utforming av bekkeløp, 7 m bred	467	NOK/m
	Frafjord 2017, delvis utforming av bekkeløp, 6 m bred, inkl. dugnad,	326	NOK/m
	Tokke Haugsevjabekk 2012, inkl. utforming av bekkeløp, 5 m bred	521	NOK/m
GJENNOMSNIITSPRIS UTFORMING AV 2-7 M BRED ELV/BEKK MED NATURTYPISK MORFOLOGI		440	NOK/m

Tabell 8. Kostnader for gytegrusutlegg*

Enhetskostnader angis per areal. Arbeidene utenom Apeltunelva er uten dugnadsinnsats..

1 m ³ gytegrus = 1.8 t = 5 m ² (med lagtykkelse >20 cm)	UTLEGGING AV GYTEGRUS		
	Aurlandselva 2010–2017	111	NOK/m ²
	Apeltunvassdraget (2010–2019, 2019-NOK, dugnadsinnsats ved utlegging)	75	NOK/m ²
	Flekkevassdraget 2005	128	NOK/m ²
	Våla 2018	178	NOK/m ²
	Våla 2019	265	NOK/m ²
	Moksa 2019	163	NOK/m ²
	Sagbekken (2018 NOK)	455	NOK/m ²
	Ekso 2015 ved bruk av stedegne grusmasser	75	NOK/m ²
	Ekso 2015 ved innkjøp og transport av grusmasser	157	NOK/m ²
GJENNOMSNITTSPRIS GYTEGRUSUTLEGG		180	NOK/m ²

*Anleggskostnader

Kilder: Bergen kommune, Bybane Utbygging AS, BKK, Rogaland JFF, Eidsiva, Agder Energi, Lyse Energi, Statkraft, E-Co Energi, NORCE LFI, og kap. nedenfor.

Tabell 9. Kostnader for fysiske habitatiltak og elverestaurering: Steinutlegg, ripping, trær og terskler.Enhetskostnader angis per lengdemeter, areal eller m³ volum gravd ut, avhengig av data som var tilgjengelig.

Tiltaksnavn	Eksempel	Enhetskostnad*	
FORBEDRING AV SKJUL/OPPVEKSTHABITAT (FERDIG UTLAGT INKL. TRANSPORT)			
Steinutlegg (0,5-1,5 m)	Frafjord 2013-2016	30	NOK/m²
Steinutlegg (0,5 -1,5 m)	Tokke 2018	140	NOK/m²
Steinutlegg (steingruppe, diameter 0,1-1 m) standardkostnad	Teigdalselva 2018	672	NOK/m³
Steinutlegg (enkelte store blokk, diameter 1-2 m)	Teigdalselva 2018	2021	NOK/stein
Steinutlegg (enkelte små blokk, 0,5-1 m)	Teigdalselva 2018	570	NOK/stein
Steinutlegg (enkelte store blokk, diameter 1-2 m)	Ekso 2015	350	NOK/stein
Steinutlegg (steingruppe, diameter 0,1-1 m) standardkostnad	Ekso 2015	350	NOK/m³
Steinutlegg (steingruppe, diameter 0,1-1 m) standardkostnad	Årdalsvassdraget, Storsteinutlegg (2018 NOK)	12	NOK/m²
HARVING/RIPPING			
Ripping, 6 ha	Aurlandselva 2014-2016	1-4	Nok/m²
Ripping > 1 ha	Tokkeåi 2018	6	NOK/m²
Harving elvebunn Eira se kap. 4.6		10	Nok/m²
Fjerning av finsediment	Nausta 2017	31	NOK/m²
TILFØRE DØDE TRÆR INKLUDERT FESTING			
Utlekking av trær (uten ekstra festing, resulterte i døde trær på 10 % av arealet)	Tokvam 2014 (7 m bred, 800 m)	20	NOK/m
Rotvelte eller hele trær ferdig installert (festing med gravemaskin og stein 1-2 m)	BKK elver 2018-NOK	1 000	NOK/stykk
TERSKLER			
Bygge betongterskel 0,75 m høy	Ekso 2015	20000	NOK/m
Ombygging terskler til naturtypiske brekk	Tokke 2018	65	NOK/m²
Ombygging terskler til naturtypiske brekk	Årdal 2018	4	NOK/m²
Fjerning av to betongterskler med ca 2 m høyde	Nidelva 2007	7 500	NOK/m³
FJERNE UØNSKET VEGETASJON	Ekso , fjerning av flotgras 2014	7	NOK/m²
ETABLERE KANTVEGETASJON			
Håndarbeid, flytting, beskjæring og planting av stedegne småtrær (0,5-1 m høyde)	Daleelva	15	m²/time

*Anleggskostnader

Kilder: Bergen kommune, Bybane Utbygging AS, BKK, Rogaland JFF, Eidsiva, Agder Energi, Lyse Energi, Statkraft, E-Co Energi, NORCE LFI, og kap. nedenfor.

Tabell 10. Sammendrag av resultatene fra eksempelprosjektene med langtidsovervåking i Pulg mfl. (2018)

	Eksempel navn	Tiltakstype	Effekt (Nytte)	Levetid Inntil nå/ forventet	Kostnader	
					Anleggs- og vedlikeholdsk.	Enhetskostnader over tid
1	Gyteplasser i Aurlandselva	Utlekking gytegrus	Økt rekruttering og tetthet av ungfisk av sjøaure	8 år 13 år	183 327 NOK	12 NOK/m ² /år ved 13 år levetid
2	Gyteplass Flekkeelva	Utlekking gytegrus	Økt rekruttering og tetthet av ungfisk av laks og sjøaure	14 år 30 år	64 107 NOK	4,3 NOK/m ² /år ved 30 år levetid
3	Gyteplass Matreelva	Utlekking gytegrus og terrengtilpasning tverrsnitt	Økt rekruttering og tetthet av ungfisk av sjøaure og laks	17 år 30 år	671 763 NOK	110 NOK/m ² /år ved 30 år levetid
4	Øyvollen i Dalåa	Morfologisk tilpasning til endret vannføring «elv i elv»	Økt tetthet av ungfisk av laks	25 år	490 000 NOK 50 000 NOK	9,82 NOK/m ² /år
5	Nesheim i Dalåa	Morfologisk tilpasning til endret vannføring «elv i elv»	Lik tetthet av ungfisk som før?	17 år	407 000 NOK	4,79 NOK/m ² /år
6	Harving av elvebunn i Eira	Harving med harv og traktor	Økt tetthet av eldre ungfisk av laks (ca. 30 % i 5 år)	5-10 år	ca. 5000 NOK	ca. 2 NOK/m ² /år Kan effektiviseres
7	Laksetrapper Vestre Jakobselv	Kulpetrapper og sprengning av fossetrinn	Økt smolt-produksjon og økte laksefangst Fra 176 til 3488 laks/år	>30 år	9 600 000 NOK	137 000 NOK/år 19 NOK/voksen laks Habitat 0.09 NOK/m ² /år
8	Laksetrapper Målselva	Kulpetrapp	Økt smolt-produksjon og økte laksefangst Fra ca. 200 til over 12 000 laks/år	>30 år	1 300 000 NOK	110 000 NOK/år 14 NOK/voksen anadr. fisk Habitat 0.02 NOK/m ² /år



Restauret sideløb med døde træer på Tokvam, Aurland.



9 Eksempler på god praksis

Denne delen av håndboken samler eksempler med miljøtiltak til bedring av fysiske miljøforhold i vassdrag.

Fellesnevner for eksemplene som er valgt for denne håndboken, er at de er gjennomført, overvåket og evaluert. Eksemplene skal bidra i diskusjonen om hva som kan betraktes som «god praksis» og handler både om vassdragsrestaurering og habitattiltak. Der det er mulig, nevnes også kostnader og et evt. vedlikeholdsbehov. Forfatterne til enkeltkapitlene står for innhold og bilder. Evaluering av prosjektene varierer i varighet, omfang og metode. Vi er klar over at det ofte trengs en mer omfattende overvåking i tid og rom, og i tillegg en overordnet metaanalyse for å kunne skille tiltakseffekter fra annen variasjon i dataene. Utenforliggende effekter, som sjøoverlevelse, innsig av gytefisk, fiske, sykdom eller flom, kan ha betydelig innvirkning på variasjonen fra år til år. Vi oppfordrer derfor nettopp til en videreføring av overvåkingen og en grundigere analyse. Likevel er dette en god start, som hjelper til å danne en oversikt over de ulike metodene, og deres reelle effekt på fysiske miljøforhold.



En stor sjørret som finner skjul mellom røtter og døde kvister i Æneselva.

Faktaboks

- Gjennomføring: 2003 og 2012
- Kostnader: Anleggskostnader ca. 500.000 NOK.
- Byggherre og planlegging: E-CO Energi, Oslo, med NORCE LFI
- Konklusjon: etter vannforskriften er økologisk tilstand for fisk endret fra svært dårlig til svært god sett for selve bekkene. Det økologiske potensialet i vassdraget er generelt forbedret.



Fig. 73 Tokvamsbekken 2002 (venstre, tørrlagt). Bildet i midten viser bekken tilkoblet men oppdemmet med terskler og finsedimentbunn. Bildet til høyre er tatt etter restaurering 2013 og viser en fritt flytende bekk med steinbunn.



Fig. 74 Tokvamsbekken etter restaurering med døde trær og elvebunn dominert av rullestein og grus.

Referanse:

MD 2016: Tiltak for godt vannmiljø. www.vannportalen.no Miljødirektoratet Trondheim.
<http://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/publikasjoner/brosjyrer/2016/hefte-tiltak-for-et-godt-vannmiljo-2016.pdf>

9.1 Restaurering av sideløp til Aurlandselva for fisk

ULRICH PULG, SEBASTIAN STRANZL, BJØRN OTTO DØNNUM - ULPU@NORCERESearch.NO

Bakgrunn

«Tokvamsbekkene» var opprinnelig to sideløp til Aurlandselva som ble stengt på 1960-tallet for å øke arealet av beite og for å unngå lokal oversvømmelse av landbruksareal ved flom. Bekkene var hhv. 900 m og 170 m lange med naturlige gradienter på hhv. 0,01 og 0,017. På 1970-tallet ble Aurlandselva utbygd og



Fig. 75 Utlekking av døde trær med Aurland skole og gyteklar sjøørret i 2015

regulert for kraftproduksjon. Etter år 2000 så grunneiere, regulant og fagmiljøer potensialet for økt fiskeproduksjon ved å tilføre vann til sideløpene og utføre habitattiltak. I 2003 ble det bygget betonginntak i Tokvamsbekkene med justerbare luker og et åpent steininntak i Klekkeribekken. Samtidig ble det bygget flere titalls terskler for å få mest mulig vanndekt areal. Overvåking fra 2010 viste imidlertid at skjul og gyteplasser for laks og særlig sjøørret var for dårlig grunnet tersklene og deres oppdemmingseffekt. I 2012 ble tersklene fjernet, gytegrus lagt ut og elvebunnen delvis harvet. I tillegg ble det lagt ut døde trær og det ble plantet kantvegetasjon. Tiltaket ble overvåket og evaluert med elektrofiske.

Problemstilling og diagnose

2003: Tørrlagte sideløp

2012: Dårlig habitat for fisk, for lite skjul og gyteareal, oppstuing av terskler.

Tiltak

2003 a) Tilkobling til hovedelv med vanninntak og middelvannføring på ca. 300 l/s. Dette økte vanndekt areal fra null til 1425 m² i Klekkeribekken og fra null til 9355 m² i Tokvamsbekkene. b) Bygging av mer enn 20 terskler.

2012: a) fjerning av tersklene og tilbakeføring til naturtypisk morfologi. Dette førte til større vannhastigheter og mer variert strøm. Vanndekt areal ble redusert til 954 m² i Klekkeribekken og 6773 m² i Tokvambekkene. b) Utlekking av 32 m³ gytegrus i Klekkeribekken og 40 m³ gytegrus i Tokvamsbekkene. Dominerende substrat på elvebunnen var stedegen grus (1–10 cm) og rullestein (10–40 cm) etter tersklene var fjernet. c) Ca. 25 % av arealet i Tokvamsbekkene og 10 % av arealet i Klekkeribekken ble harvet.

2014: utlegging av døde trær som ble festet med stolper. Dekningsgrad av døde trær var ca. 10 % i begge elver.

Før 2014 ble det plantet ut rogn av sjøørret og laks i bekkene.

Resultater

Etter tilkobling i 2003 og rognplanting økte ungfishettheten (hovedsakelig ørret) fra null til 20–40 ind.pr.100 m² og holdt seg på dette nivået til 2011. Middel vektet skjul var 4,6 og gytearealandel 1,6 % (Tokvamsbekkene) og 3,2 og 0,8 % i Klekkeribekken. Etter tiltakene i 2012 økte vektet skjul til 8,3 og gyteareal til 6 % (Tokvamsbekkene) og henholdsvis 11,3 og 10 % i Klekkeribekken, mens vanndekt areal ble redusert med henholdsvis 28 % og 33 %. Samtidig med disse endringene økte den gjennomsnittlige ungfishettheten

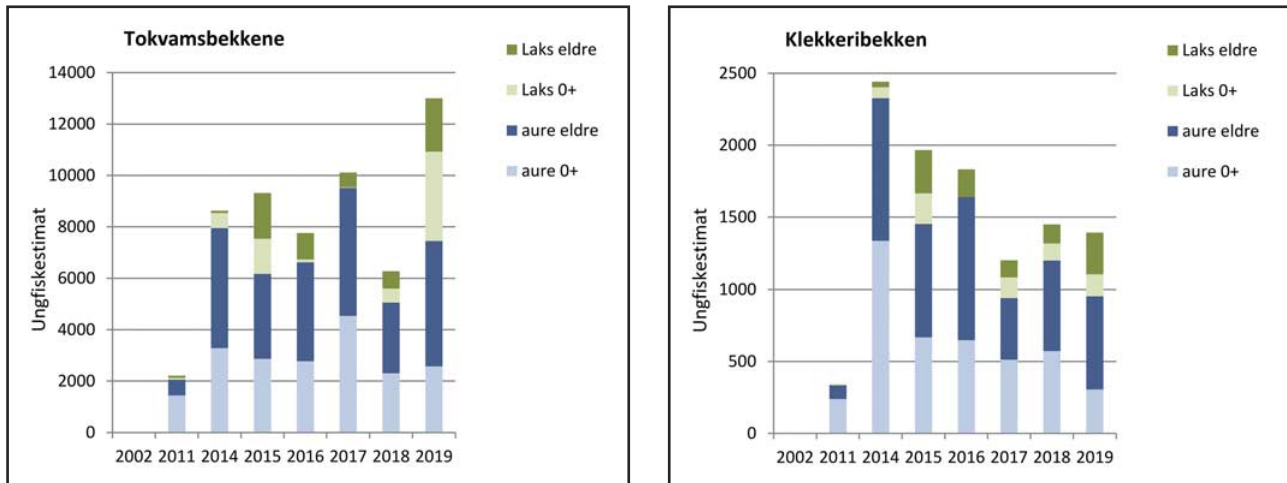


Fig. 76 Estimert totalt antall ungfish av laks og sjøørret i Tokvamsbekken (venstre og Klekkeribekken (høyre) før tilkobling i 2002 (0), før restaurering (2011, gjsntt. tetthet 33–36 ind./100 m²) og etter restaurering (2014–2016, gjsntt. tetthet 115–256 ind./100 m²). I tillegg ble det funnet ål og stingsild etter 2014.

til 113–138 ind.pr.100 m² i Tokvamsbekkene og til 196–256 ind. pr.100 m² i Klekkeribekken. Dessuten ble det funnet ål og stingsild.

Estimert totalantall ungfish av laks og ørret i bekkene var størst etter terskel-fjerning og restaurering selv om vanndekt areal ble redusert. I årene 2014–19 var ungfishestimat for hele bekken mellom 8000 og 13 000 i Tokvamsbekkene og mellom 1200 og 2500 i Klekkeribekken, mot opprinnelig henholdsvis ca. 3000 og 500. Det har ikke forekommet flomskader etter tilkobling av løpene.

Vurdering etter vannforskriften (kvalitetselement fisk, før 2003) i tørrlagt tilstand var svært dårlig. Fra 2014 vurderes tilstand for kvalitetselement fisk som svært god. Dette er etter Veileder 2013, gitt at bekkene betraktes for seg som egen vannforekomst. Sett for hele vassdraget har tiltaket bidratt til bedre økologisk potensial.

Konklusjon

- Gjenåpning av tørrlagte sideløp har stort potensial for bedring av lokal miljøtilstand.
- Overdimensjonerte terskler hadde utilsiktet effekt med oppdemming og dårlige bunnforhold for laks og sjøørret.
- Kombinasjon av utlegging av gytegrus og trær, samt ripping av deler av bekken, hadde stor positiv effekt på ungfishetthet.
- Det var overvåking av ungfish og habitat som førte til vurderingen av at det trengtes betydelige forbedringer i 2012
- Rognplanting virket først da habitatforholdene var gode nok
- Etter restaurering er det nok naturlig gyting, og rognplanting er ikke lenger nødvendig

9.2 Apeltunvassdraget – god miljøtilstand for fisk i en urban sjøørretelv

ULRICH PULG, ULPU@NORCERESearch.NO

Faktaboks

- Urban sjøørretelv med sterkt redusert fiskebestand
- Bygging av fiskepassasjer, grus og steinutlegg, reetablering av kantvegetasjon 2009-2016
- Konklusjon: Etter vannforskriften er økologisk tilstand for fisk endret fra dårlig til god. Alle fiskearter til stede, sjøaure dominerer
- Kostnader: Anleggskostnader for fysiske tiltak ca. 800.000 NOK, Planlegging: ca. 200.000 NOK.
- Samarbeid mellom NORCE LFI, Lagunen AS, Steinerskolen, Bergen Sportsfiskere, Bergen kommune

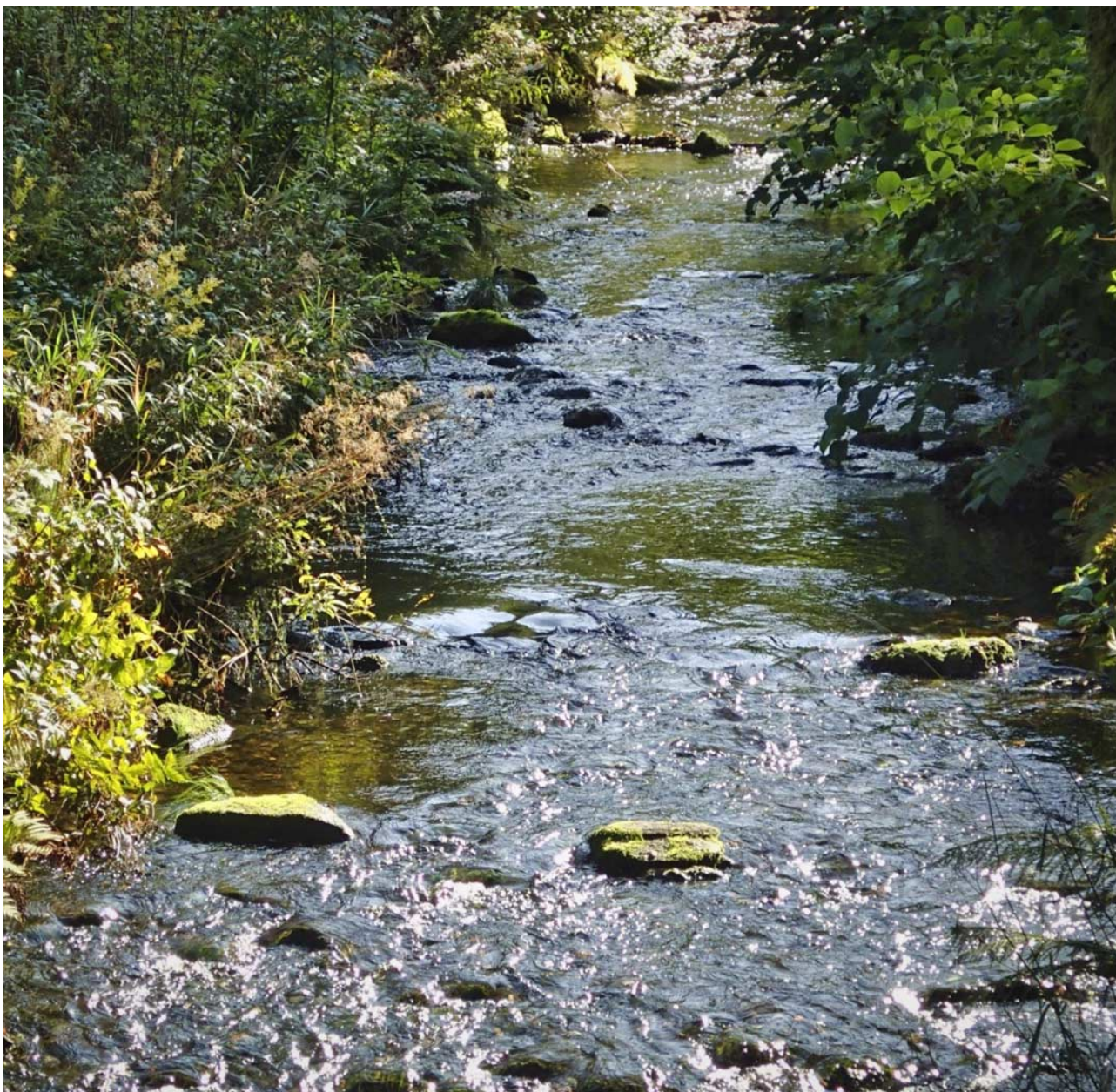


Fig. 77 En naturtypisk strekning i Apeltunvassdraget. Et viktig tiltak for å nå miljømålet var å ta vare på resterende strekninger med naturtypiske egenskaper. Konkret betyr dette å følge med fortløpende, stoppe ulovlige inngrep og forurensing, snakke med utbyggere, utvikle løsninger, redusere tillatt forurensing.

Bakgrunn

Apeltunvassdraget er en liten urban elv i søndre bydel i Bergen. Den er ca. 4 km lang, har 3 innsjøer i anadrom del, og middelvannføringen er ca. 400 l/s. Bekken er gyte- og oppvekstområde for sjøørret, men av ulike årsaker har sjøørretbestanden vært redusert med over 60 % i forhold til historiske opplysninger. Hovedårsak til bestandsnedgangen var vandringshindre, kanalisering, bekkelukking og forurensing. Fra 2009 ble det satt i gang habitattiltak i regi av interessegrupper, særlig av Bergen Sportsfiskere (BS) og Steinerskolen på Skjold. Fra 2013 ble det initiert et restaureringsprosjekt med formål om å nå god tilstand for fisk. Initiativet ble styrt av NORCE LFI og bygget på et bredt samarbeid med Steinerskolen, BS, Bergen kommune, Bybane Utbygging, Statens Veivesen, Lagunen AS m.fl. Kjøpesenteret Lagunen som ligger ved elven finansierte mesteparten av tiltaksplanlegging, gjennomføring og overvåking.



Fig. 78 Venstre: Montering av bunnelementer i en betongkanal som var vandringshindrende ved lav og middels vannføring. Høyre: Fra bygging av fisketrappen ved Osbanekulverten (hybridtrapp).

Problemstilling og diagnose

2009: vandringsbarrierer for fisk, bekkelukking, kanalisering og forurensing. Mangel på gyteplasser og skjul

Tiltak

2009–2017: Ivareta elvestrekninger med god habitatkvalitet, inkludert tilsyn og stopp av ulovlige inngrep.

2009: Etablere fiskevandring over vanninntak og terskel

2014: Fiskepassasje gjennom betongkanal

2015: Etablering av fiskepassasje i veikulvert

2010–2016: Restaurering av gyteplasser ved utlegging av gytegrus

2012–2016: Forbedring av skjul med harving, steinutlegg og døde trær

2014–2016: Bedring av vannkvalitet i Apeltunvannet med utpumping av saltlag (veisalt)

Det var ikke mulig å restaurere fluviale prosesser med naturlig erosjon langs breddene i hele bekken. Permanent lukkede strekninger (10 %) ligger først og fremst under hovedveier, i kulverter som ikke kunne gjenåpnes. Strategien var derfor å bedre habitatforholdene mest mulig langs de elvestrekningene der det var mulig å gjøre noe (ca. 40 %), og å ta vare på de resterende strekningene med god miljøtilstand (ca. 50 %). Det var et mål å gjøre hele det opprinnelig anadrome arealet tilgjengelig igjen med hjelp av fiskepassasjer.

Resultater

Gytearealet økte fra 14 % til 24 % og var bedre fordelt i vassdraget etter tiltaket. Vektet skjul ble økt fra 7 (gjennomsnitt) til 11–20 i de strekningene der det var mulig å gjøre noe. Av den opprinnelig anadrome strekningen ble ca. 4 km gjort tilgjengelig for fisk igjen. Anadromt elveareal økte dermed fra 6025 m² i 2010 til 10 253 m². Gjennomsnittlig ungfisktetthet for hele elvearealet inkludert kulverter økte fra 78 ind./100 m² til 114 ind./100 m². Bestanden er dominert av sjørørret, men siden 2014 har det også blitt funnet laks i nedre del av vassdraget. I 2010 ble antall gytefisk av sjørørret anslått til ca. 100, i 2016 var estimatet over 300 gytefisk. Samlet sett for det anadrome elvearealet ble det estimert et ungfiskantall for ørret på ca. 4700 i 2010 og 11 600 i 2016. For det opprinnelige habitatet ble det estimert et ungfiskpotensial på 12 900 (Fig. 80). Alle forventede ferskvannsorter var til stede etter 2014 (sjørørret, laks, ål, stingsild), og sjørørret dominerer. Ifølge klassifiseringsveilederen DV 2015 og den bestandsbaserte vurderingen, klassifiseres det «god tilstand» for fisk i 2016.



Konklusjon:

- Det er mulig å nå god tilstand for fisk i urbane bekker, i dette tilfelle med en kombinasjon av fiskepassasjer, forskjellige habitatiltak og bevaring av gjenværende strekninger.
- Reetableringen av vandringsmulighet for fisk og bedre fordeling av gyteplasser bidro mest til den positive utviklingen.
- En forskningsbasert kartlegging og tiltaksplanlegging, privat - offentlig samarbeid, bidrag fra skoler og foreninger samt en klar målsetting fra starten, har bidratt vesentlig til suksessen.

Fig. 79 Harving med grave-maskin og tilførsel av gytegrus har bedret habitatforholdene for sjørørret

Referanser

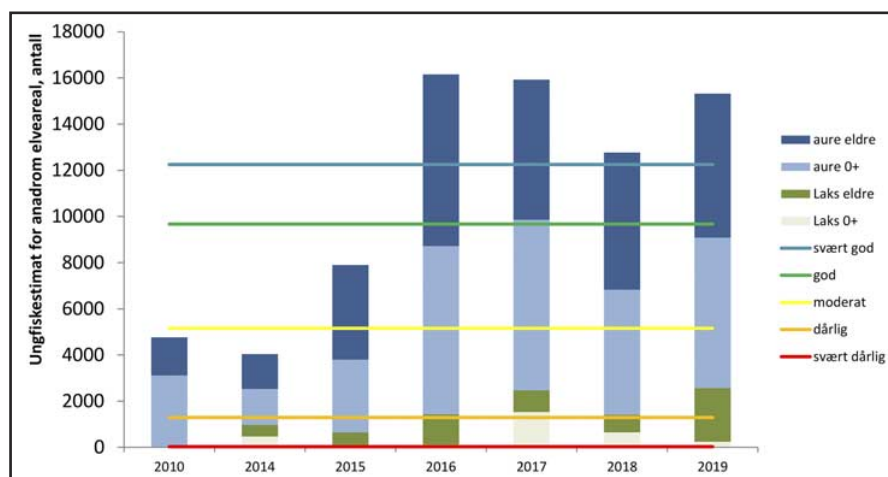


Fig. 80 Estimert totalantall ungfisk av ørret og laks i anadrom del av elven, samt tilstandsklasser etter vannforskriften (Veileder 2013:2).



Fig. 81 Integrering av lokale interessegrupper og skoler bidro ikke bare til mange dugnadstimer men også til mye lokalkunnskap og forankring av arbeidet i bydelen. Her lærer Reidar Staalesen, elever fra Steinerskolen, medlemmer av Bergen Sportstfiskere og Hordaland Jeger og fiskerforbund i aksjon.

Pulg, U., Velle G., Stranz, S. Olsen, E. 2018: Apeltunvassdraget – miljøtilstand, tiltak og utvikling av fiskebestand. Uni Miljø LFI rapport – i prep. Uni Research Bergen
<https://www.facebook.com/apeltunvassdraget/?fref=ts>

9.3 Habitattiltak i kanaliserte deler av Frafjordelva

ESPEN OLSEN ESPEDAL, ESES@NORCERESEARCH.NO

Faktaboks

- Økning av morfologisk variasjon, skjul og gyteplasser i ensformet, erosjonssikret elvestrekning
- Tiltak: steinutlegg og harving
- Ungfisktettheter av laks har økt og voksen laks er bedre fordelt i elven
- Strekningen ble også et mer attraktivt fiskeområde
- Tiltakshaver: Stavanger&Rogaland Jeger og Fiskerforening i samarbeid med Frafjordelva grunneierlag og NORCE LFI



Fig. 82 Tiltaksområder før (venstre) og etter (høyre) steinutlegg og harving.

Bakgrunn

Nedre deler av Frafjordelva var preget av kanalisering som følge av jordbruksvirksomhet. Dette medførte at strekningene hadde lite morfologisk variasjon, lite oppveksthabitat for ungfisk og mangel på gyteområder. Oppvekstområder for ungfisk var begrenset av skjul som følge av stillestående vann og mangel på substratdynamikk. Gyteområder og standplasser var tilnærmet fraværende, da det ikke fantes gytebrekk og høler med gode standplasser på strekningen. Dette reflekterte seg også i lave sportsfiskefangster, siden laksen ikke benyttet området til annet enn transportstrekning på vei mot gyteplassene i øvre deler av elven. I perioden 2013–2016 ble det iverksatt steinutlegg i form av oppløste buner for å øke hydromorfologisk variasjon, substratdynamikk, skjul og gytehabitat. Videre ble det gjort steinutlegg i form av stor stein og etablering av dypål i hydrologisk egnede områder for å skape standplasser for voksen fisk.



Fig. 83 Bygging av buner satt opp av enkeltstein i nedre deler av elven i 2013



Fig. 84 Stein ble lagt ut enkeltvis og i grupper slik at de samlet danner buner gjennom enkeltsteinens oppstuingseffekt.

Dimensjonering ble valgt for middel vannføring til ca. årsflom. Ved lav vannføring virker steinene knapt oppstuende og låser ikke elvebunnen. Masse-transport og sedimentdynamikk finnes fortsatt.

I forbindelse med tiltakene ble også substratet i nedre deler harvet for å skape mer skjul for ungfisk. Tiltakene ble overvåket med transektelektrofiske, skjulmåling og gytefisketelling.

Problemstilling og diagnose

Homogen, ryddet og erosjonssikret elvestrekning med dårlig fysisk habitatkvalitet; lite skjul og gyteareal, lite morfologisk variasjon.

Tiltak

- Steingrupper og buner av enkeltstein på flere lokasjoner på strekningen (2013–2016)
- Etablering av variert dypål med hjelp av steinutleggene (elv i elv)
- Utlegg av stein for å skape standplasser for voksen laks
- Kompakte sedimenter ble harvet for å skape mer skjul og gytemuligheter
- Før 2014 ble det plantet rogn av laks i området.

Resultater

Ut fra tidligere resultater fra 2012 og 2013 (Miljødirektoratet, 2014) før tiltakene ble iverksatt, har ungfiskproduksjonen i tiltaksområdene økt frem til 2016 (Fig. 85). I 2013 var tettheten av ungfisk av laks 74,4 laks/100m² mens den i 2016 var 123,7 laks/100 m².

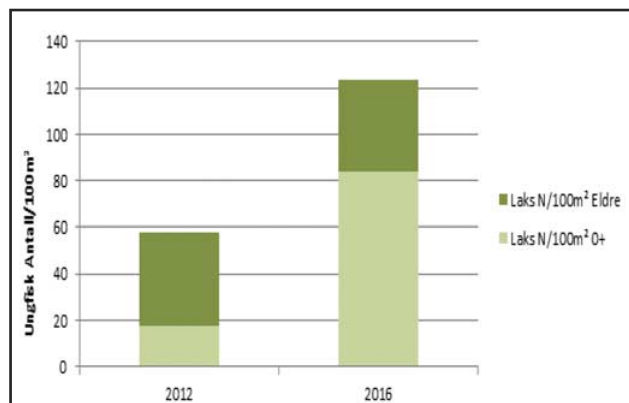


Fig. 85 Gjennomsnittlige ungfisktettheter fra første gangs overfiske på NINAs stasjon 8, 9 og 10 fra 2013 (rapportert i Miljødirektoratet, 2014) samt egne data fra transektfiske på tre stasjoner i samme område i 2016. På høyre figur: Data fra gytefisketellinger i tiltaksområdet fra 2012 til 2016.

Substratet ble rensert som følge av harving og vektet skjul har økt betraktelig i området. Nye gytebrekk ble etablert i forbindelse med steinutleggene, og disse ble det registrert fisk på under gytefisketellingene. Gytefisketellinger viser videre en moderat økning i antall gytelaks på restaureringsområdet etter arbeidet ble iverksatt i 2013 (Fig. 85). I følge fiskere har fangst og observasjon av fisk i området økt.

Konklusjon

- Bedre gyteforhold og økt skjul har bidratt til større ungfisktettheter av laks, selv om rognplanting ble redusert og så stoppet.
- Større variasjon, stein og dypåler har gitt mer attraktive standplasser for fisk og bidratt til en jevnere fordeling av voksen laks i elva.
- Tiltaket betraktes som kostnadseffektivt.



Fig. 86 Eksempelbilder av substrat før- (venstre) og etter (høyre) tiltakene i nedre deler av elven i hhv. år 2012 og 2014. Legg merke til ungfiskene som står over nyharvet substrat på høyre bilde.

Referanser:

Olsen E., Pulg U 2017 : Habitattiltak i Frafjordelva i Ryfylke. pH-Status 1/2017. Norges Jeger og Fiskerforbund. «pH-status» v/NJFF-Hordaland Tverrgaten 4/6, 5017 Bergen. ISSN 0808-4882
<http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M208/M208.pdf>

9.4 Fjerning av terskler i kombinasjon med utlegging av gytegrus i Nidelva, Arendal

Sven-Erik Gabrielsen, svga@norce-research.no

Faktaboks

- Sterkt forbedret økologisk potensial med høyere fiskeproduksjon i justert tiltaksområde.
- Gjennomføring: 2007
- Kostnader: Anleggskostnader ca. 1.5 mill. NOK, Planlegging: ca. 750 000.- NOK.
- Byggherre: Agder Energi, Kristiansand
- Planlegging: Sintef og Agder Energi
- Biologisk overvåking: NORCE LFI, Bergen



Fig. 87 Flyfoto av restfeltstrekningen mellom Rykene og Helle før (øverste bildet) og etter rivningen av de to tersklene i 2007 (nederste bildet). Flyfotoene er hentet på Finn.no.

Bakgrunn

I 2001 ble det utarbeidet en tiltaksplan for å prøve å øke fiskeproduksjonen i Nidelva, Arendal. I denne tiltaksplanen var det fokus på problemstillingene angående oppvandring av laks, forsøk med lokkeflommer i restfeltet og tillaging av gyteområder i restfeltet. Basert på tiltaksplanen og erfaringer opparbeidet i perioden etter 2001, ble det utarbeidet et nytt forslag for prioriteringer av tiltak for å fremme reetablering av laks i Nidelva. I forbindelse med kalkingen av Nidelva i 2006 ble det lagt vekt på en styrt reetablering av laks, en tilrettelegging for enklere oppvandring av fisk til gyteområdene og en justering av gyte- og oppvekstforhold på strekningen mellom Rykene og Helle.

Problemstilling

Elvestrekningen mellom Helle og Rykene var lite produktiv med dårlige forhold for gyting og som oppvekstområde for lakseunger. En plan som innebar fjerning av terskler på denne strekningen for å skape et bedre elvemiljø med høyere vannhastighet og kulp-stryk variasjon ble utarbeidet.

Tiltak

To av tre terskler på strekningen ble helt fjernet i 2007. Ved vannføring 15,0 m³/s er vanndekt areal redusert med 35 %.

Terskefjerningen har ført til høyere vannhastigheter, grunnere områder og mer variert vannstrøm.

Det ble lagt ut gytegrus som totalt dekket 870 m² med elvebunn. Gytegrusen ble jevnt fordelt på fem ulike lokaliteter.

Resultat

I perioden 2003-2015 ble det gjort en evaluering av tiltakene med å fjerne tersklene og den utlagte gytegrusen. Et av de viktigste resultatene av terskefjerningen, var at flere områder hadde blitt tatt i bruk til gyting i restfeltstrekningen mellom Rykene og Helle (Fig. 88). Tidligere var det bare på grusutleggene at det ble registrert gytegroper, mens det sist i prosjektperioden ble registrert gytegroper i nye områder. De nye områdene som var blitt tatt i bruk, er trolig opprinnelige gyteområder slik de var før tersklene ble etablert. Den utlagte gytegrusen ble over tid spylt ut og kun ett av fem områder er ikke spylt ut. Denne gytegrusen ligger i gjenværende terskelbasseng med lav vannhastighet og rolige bunnforhold. Etter at tersklene ble fjernet og ettersom både gytefisken og vannstrømmen har fått bearbeidet elvebunnen, har denne løsnet mer og mer og flere og større områder er blitt tilgjengelig for gyting. Før tersklene ble fjernet var det ikke gytemuligheter på strekningen, mens registrert gyteareal i 2015 var 1 700 m². Dette viser at restfeltstrekningen var et viktig område for gyting før tersklene ble etablert, og at tersklene førte til at disse områdene ble sedimentert og kittet igjen og ble utilgjengelig for gyting. Nå som tersklene er blitt fjernet, har elvedynamikken med god hjelp fra gytefisken, gjort disse områdene tilgjengelig igjen. Som en følge av dette har produksjonen av fisk økt betydelig på denne strekningen (Fig. 89). I perioden før tersklene ble fjernet, var tetthetene av laks lave med et årlig snitt på 2 fisk pr. 100 m². I perioden etter har tetthetene vært markant høyere med et tilsvarende snitt på 42 fisk pr. 100 m².

For ørreten sitt vedkommende, viser tetthetene ingen positiv respons, og generelt har tetthetene av ørret vært svært lave både før og etter tiltaket med å fjerne tersklene i Nidelva. I tillegg til laks og ørret har det blitt fanget abbor, gjedde og ål på strekningen mellom Rykene og Helle. Det ser ut til at forekomsten av abbor og gjedde har blitt redusert som følge av tiltaket med å fjerne de to tersklene.

Konklusjon

- Tersklene førte til oppdemming og dårlige bunnforhold for fisk. Spesielt fravær av muligheter til gyting var en svært negativ effekt av tersklene.
- Fjerning av terskler har stort potensial for bedring av økologisk tilstand eller potensial (GØP) – i dette eksemplet med langt høyere fisketettheter i tiltaksområdet.
- Vurderinger av redusert vanddekt areal må avveies mot forventet effekt på fiskeproduksjonen.
- Utlegging av gytegrus må gjøres på lokaliteter i elva hvor gytegrusen ikke spyles ut. Dette kan være vanskelig å forutsi. Små prøveflater er å foretrekke, før man eventuelt legger ut større mengder med gytegrus.



Fig. 88 Oversikt over registrerte gytegrøper i restfeltstrekningen mellom Rykene og Helle i Nidelva i perioden 2003–2015. De grå områdene er fra før tersklene ble revet, mens oransje områder er i perioden etter. De oransje områdene er nye gyteområder som er blitt tilgjengelig etter at gytefisk og vannstrømmen har bearbeidet og løsnet opp gytegrusen. Denne gytegrusen var kittet fast i elvebunnen på grunn av lav vannhastighet, som følge av at disse tidligere lå i terskelbassengene. I 2015 ble det registrert noen tørrlagte gytegrøper vist som røde punkter.

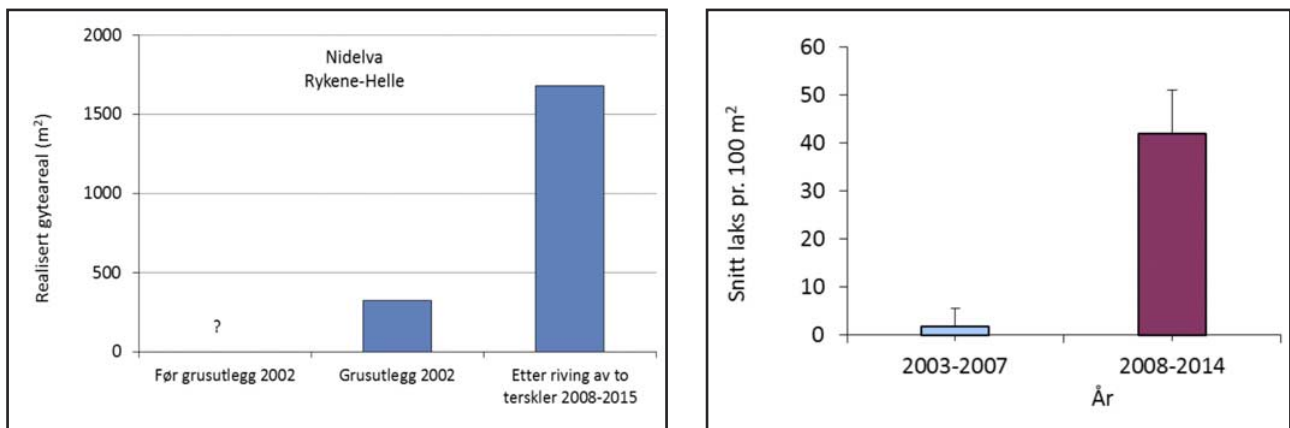


Fig. 89 Venstre: Realisert gyteareal på strekningen mellom Rykene og Helle før og etter utlegging av gytegrus i 2002, og etter at tersklene ble fjernet i 2007 og frem til 2015. Høyre: Gjennomsnittlig antall laks fanget pr. år på strekningen før og etter habitatjusteringen nedstrøms Rykene i perioden 2003-2014. Det ble ikke utført ungfiskundersøkelser i 2015.

Referanser

- Gabrielsen S.-E., Barlaup B.T., Lehmann G.B., Pulg U., Skoglund H., Skår B., Wiers T., Sandven O.R. 2012: Tiltak for å øke produksjonen av laks i Nidelva i perioden 2002-2012. Uni Miljø LFI-rapport 201. Uni Research Bergen
- Fjeldstad, H.P., Barlaup, B.T., Stickler, M., Gabrielsen, S.E. & Alfredsen, K. (2012): Removal of weirs and the influence on physical habitat for salmonids in a Norwegian river. – River Res. Appl. 28: 753–763.

9.5 Etablering av ledebuner og utlegging av steiner og blokker for å øke fiskeproduksjonen i Teigdalselva, Voss kommune

SVEN-ERIK GABRIELSEN, SVGA@NORCERESearch.NO

Faktaboks

- Forbedret økologisk potensial. Økt fiskeproduksjon i tiltaksområdene.
- Gjennomføring: 2014
- Kostnader: Anleggskostnader ca. 800 000.- NOK, Planlegging: 150 000.- NOK.
- Tiltakshaver: Bergenshalvøens Kraftselskap (BKK), Bergen med NORCE LFI

Bakgrunn

I 1994 ble det lagt ut steingrupper for å prøve å øke fiskeproduksjonen i Teigdalselva, Voss kommune. Konklusjonen fra dette arbeidet var at det hadde ført til en økt fiskeproduksjon og at slike tiltak var bedre egnet til å øke fiskeproduksjonen enn tradisjonell fiskekultivering i regulerte elver med sterkt redusert vannføring (Fjellheim et al. 2003). Basert på dette arbeidet ble det utført nye habitattiltak på tre ulike områder i Teigdalselva i 2014 for å bedre leveområdene for fisk (Gabrielsen et al. 2016). Elvebunnen på disse tre strekningene var «steril» og hadde lav kompleksitet og dermed få standplasser og skjulesteder for både ungfisk og gytefisk. Egnede habitattiltak var ledebuner (strømsettere), utlegg av blokker og steiner, uttak av løsmasser og rotvelting av noen trær langs elvebredden. Hensikten med de foreslåtte habitattiltakene i Teigdalselva var å bedre forholdene for gyting, samt å øke hulromkapasiteten i elvebunnen for å gi økt kvalitet på leveområdene for ungfisk.

Problemstilling

Elvestrekningen var lite produktiv med dårlige forhold for både gyting og som oppvekstområde for fisk. En plan som innebar etablering av åtte ledebuner/-strømsettere, utlegg av blokker og steiner, uttak av noe løsmasser og rotvelting av noen trær langs elvebredden ble utarbeidet.

Tiltak

Åtte ledebuner ble etablert i 2014. Blokkene i ledebunene var fra 1,0–1,5 m.

Ved samtlige ledebuner ble det lagt ut både kålhodestore steiner (20–30 cm) og større blokker (1,5–3,0 m) nedstrøms og oppstrøms ledebunen.

Et ukjent antall trær ble rotveltet langsmed elvebredden. Kun i områder der kantvegetasjonen på forhånd var svært tett ble det rotveltet ett og annet tre.

Fig. 90 **Strømsettere/ledebuner (øverst), rotvelt av trær og steinutlegg var aktuelle habitattiltak som ble gjennomført i Teigdalselva høsten 2014.**



Resultat

I 2015 og 2016 ble det gjort en evaluering av habitattiltakene. Et av de viktigste resultatene av tiltakene var at samtlige strømsettere har ført til en bedre romlig fordeling av gytemuligheter for fisk i øvre del av Teigdalselva. Tidligere var det bare på sporadisk gyting på strekningen, mens det ble registrert gyting på samtlige ledebuner i 2016. Samtlige strømsettere har ført til en bedre romlig fordeling av gytemuligheter for fisk i øvre del av Teigdalselva. Dette betyr at det er dannet plasser som er egnet for gyting i alle områder med habitattiltak, mest sannsynlig grunnet bedre vannhastighetsforhold og skjulforhold for gytefisk. Den registrerte eggoverlevelsen var høy med gjennomsnittlig overlevelse på 99 % i 2015 og 90 % i 2016. Gjennomsnittlig vanddyb over gytegrøpene var 43 cm og gjennomsnittlig gravedyb var 12 cm i 2015. Tilsvarende for undersøkelsene i 2016 var hhv. 39 cm og 10 cm. Basert på en isoelektrisk fokusering av innsamlet rogn fra hver gytegrøp, var samtlige registrerte gytegrøper var gytt av sjøørret.

Det ble gjennomført et elektrisk fiske høsten 2015 og 2016 for å undersøke tettheter av ungfisk. Det ble funnet høyere tettheter av både årsunger og eldre ungfisk i områdene med habitattiltak, sammenlignet med de undersøkte referanseområdene rett utenfor habitattiltaket (Fig. 929 og Fig. 93). En sammenlåsning av dataene viser tydelig at tetthetene av både årsunger og eldre fisk er langt høyere i habitattiltaksområdene sammenlignet med referanseområdene. Det var ca. 5 ganger så mange årsunger og ca. 28 ganger så mange eldre ungfisk i de habitatjusterte områdene enn i referanseområdene. Resultatene indikerer videre at områder med habitattiltak er langt viktigere for eldre ungfisk enn de er for årsunger. Det ble kun fanget 4 eldre ungfisk utenfor habitattiltakene, mens det i tiltaksområdene ble fanget 106 fisk. For årsungene var tallene hhv. 33 og 165. Dette skyldes at større fisk trenger større hulrom (skjul) enn mindre ungfisk. Små årsunger kan finne slike små hulrom i elvebunn bestående av grus, mens eldre ungfisk er for store for disse hulrommene.



Fig. 91 Undersøkelse av gyteaktivitet ved en ledebune av enkeltstein i Teigdalselva våren 2015.

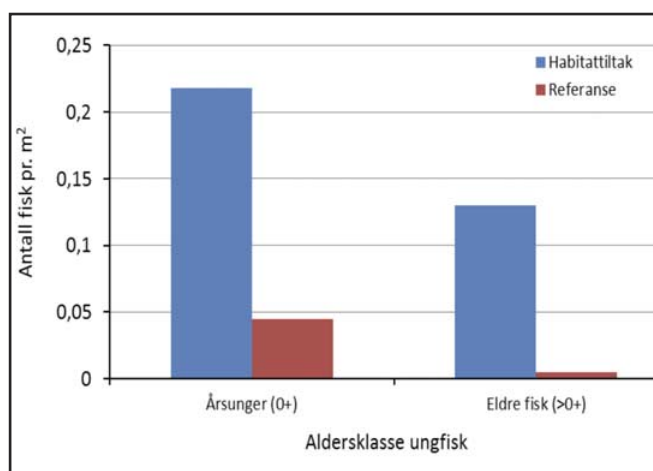


Fig. 92 Gjennomsnittlige tettheter av årsunger (0+) og eldre fisk (>0+) pr. m² for samtlige områder med habitattiltak og referanseområder i Teigdalselva i årene 2015 og 2016.



Fig. 93 Typisk fangst av ungfisk fra et område med lite skjul (referanse, venstre bønne) og fra et område med bedre skjul (habitattiltak, høyre bønne).

Konklusjon

- Etablering av ledebuner og utlegging av steiner og blokker samt rotvelt av trær i områder som har lav hydromorfologisk variasjon, har stort potensial for bedring av miljøtilstand – i dette eksemplet økt fiskeproduksjon innenfor justerte områder.
- Det ble funnet høyere tettheter av både årsunger og eldre ungfisk i de habitatjusterte områdene enn det ble funnet på referansestrekningene.
- Samtlige ledebuner har ført til en bedre romlig fordeling av gytemuligheter for sjøørreten i øvre del av Teigdalselva.
- Det kunne med fordel ha vært plassert ut flere blokker og steiner i elvebunnen for å øke omfanget av tiltakene og dermed habitatkvaliteten i de sterile områdene. En analyse av det totale tilgjengelige arealet på de tre habitatjusterte områdene, viser at kun 2 % av dette arealet var blitt justert. En økning vil forsterke miljøtiltaket ytterligere og føre til en lang høyere fiskeproduksjon.

Referanser

- Fjellheim, A., Barlaup, B.T., Gabrielsen, S.E. & Raddum, G.G. 2003. Restoring fish habitat as an alternative to stocking in a river with strong reduced flow. *Ecohydrology & Hydrobiology* 3: 17-26.
- Gabrielsen, S-E., Skår, B., Normann, E.S., Wiers, T. & Birkeland, I.B. 2016. Habitattiltak i Teigdalselva, Hordaland. *NORCE LFI. Rapport nr. 281*. 17 s + vedlegg.

9.6 Restaurering av gyteplasser for ørret i Bjornesfjorden på Hardangervidda – et langt skritt i retning naturtilstand sammenliknet med bruk av settefisk

BJØRN TORGEIR BARLAUP, BJORN.BARLAUP@UNI.NO

Faktaboks

- Gjennomføring: 1999–2007, 2013
- Tiltakshaver: Statkraft med NORCE LFI
- Konklusjon: vellykket reetablering av viktige gyteplasser har gitt grunnlag for å oppheve pålegget om fiskeutsettinger



Foto fra senkingen ved Lågaros: Johan Brun



Fig. 94 Senkingen av Bjornesfjorden i 1959 (venstre) og inspeksjon av tiltaksgrus lagt ut for å restaurere gyteplassene om lag 40 år senere.



Fig. 95 Utlekking av gytegrus i Bjornesfjorden i ved bruk av helikopter. Grusen var i forkant sortert til spesifisert kornfordeling, pakket i storesekk og transportert inn til Bjornesfjorden med beltevogn.

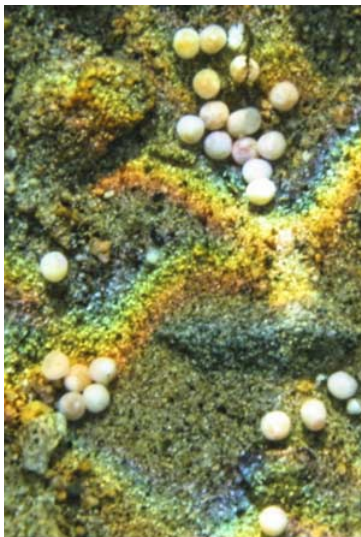


Fig. 96 To gytegrøper fra Meinsbusundet. Øverst vises gytegrøper med høy eggoverlevelse i tiltaksgrusen, mens over vises gytegrøper med lav eggoverlevelse i naturlig grus som har stort innslag av sand.

Fig. 97 Eggoverlevelse plottet mot prosentandel finpartikler < 1 mm i gytegrøper lagt i tiltaksgrus og i gytegrøper lagt i opprinnelig grus på gyteplassen i Meinsbusundet.

Bakgrunn

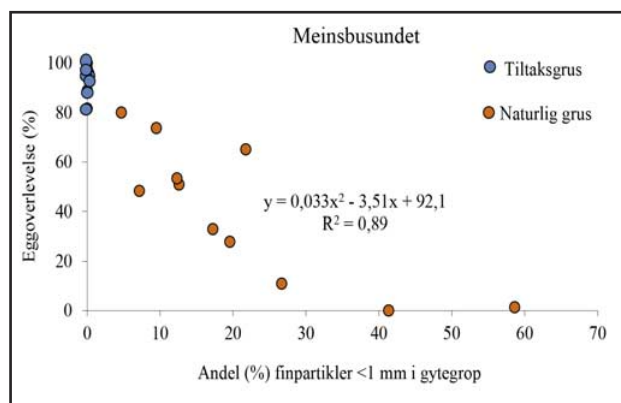
I 1959 ble Bjornesfjorden senket 0,8 m ved å grave og å sprengte en 200 m lang senkningskanal på østsiden av utløpsosen ved Lågaros. I tillegg ble Meinsbusundet og Nøresundet senket med ca. 0,7 m. Senkningen av vannstanden var midlertidig og varte fra høsten 1959 til våren 1960 da utløpet ble hevet slik at vannstanden i Bjornesfjorden ble tilbakeført til sitt opprinnelige nivå. Men senkningen førte til varige skader på gyteområdene ved henholdsvis Meinsbusundet, Nøresundet og på utløpet ved Lågaros. Etter befaringen av sundene i 1960 skrev fiskerikonsulent Trygve Løkensgard at sundene tidligere var «svært gode gyteplasser, som nu er ødelagt sannsynligvis også for fremtiden» og det ble påpekt at dette også gjaldt deler av det kjente gyteområdet på utløpsosen ved Lågaros. Senkningen førte til ødeleggelse av gyteområdene fordi gytegrusen ble mekanisk fjernet. Resultatet var at bunnsubstratet ble endret til mer finpartikulært materiale i form av sand og silt og de tidligere gyteplassene var dermed i hovedsak tapt. Som en følge av dette ble regulanten pålagt å bidra med kompenserende tiltak i form av fiskeutsettinger.

Ved fiskebiologiske undersøkelser utført i 1999 og i 2000 ble det ved snorkling funnet et fåtall gytegrøper i Meinsbusundet og Nøresundet. Eggoverlevelsen i gropene var unormalt lav (17,5 %). Dette var trolig som følge av et høyt innslag av sand som igjen hadde ført til oksygensvikt. Imidlertid ble det vurdert som positivt at ørreten stadig gytte på de tidligere gyteområdene selv om områdene tydelig var forringet av senkningen i 1959. På denne bakgrunn ble det iverksatt et arbeid for å reetablere og restaurere gyteplassene i 2002 ved utlegging av gytegrus (tiltaksgrus). I de etterfølgende årene ble det gjort undersøkelser av antall gytegrøper og eggoverlevelsen i tiltaksgrus og i naturlig forekommende grus/sand på områdene. Resultatene fra dette arbeidet ga igjen grunnlag for at det ble utført en justering av tiltakene ved supplerende utlegging av gytegrus i april 2006.

Problemstilling og diagnose

Fra 1959 til 1960: Midlertidig senkning av to to sund (Meinsbu og Nøresundet) og utløpsosen ved Lågaros ved bruk av bulldozere. Arbeidet fører til tap eller forringelse av viktige gyteområder for ørreten i Bjornesfjorden ved at gytegrusen mekanisk fjernes eller blandes inn med sand. Det var kjente og antatt viktige gyteområder som ble rammet. Gyteområder som i liten grad var utsatt for tørrlegging og frost slik tilfelle er for mange av gyteplassene i tilløpsbekkene. Regulanten blir derfor pålagt utsetting av fisk som kompenserende tiltak.

1999/2000: Prøvetaking ved snorkling viser at gyteplassene er tapt eller forringet. Samtidig blir det påvist et fåtall gytegrøper som gir grunnlag for å iverksette tiltak. I denne vurderingen ble det lagt vekt på 1) at sannsynlighet for å lykkes var relativt god siden det stadig forekom spredt gyting selv 40 år etter inngrepene og 2) at disse gyteområdene var viktige fordi de ikke var utsatt for skuring, tørrlegging og frost slik tilfelle ofte er med gyteområdene i tilløpsbekkene.



Tiltak

2000: Beslutning om at gyteområdene som ble ødelagt ved senkningen i 1959 skulle restaureres. Bestilling av tiltaksgrus med spesifisering $\geq 80\%$ innenfor intervallet 2 til 4 cm kornstørrelse.

2002: Første utlegging av grus. Etterundersøkelser viser at en del av den utlagte grusen var for grov i forhold til de spesifiseringer gitt i bestillingen og at ørreten valgte å gyte på områdene med tiltaksgrus som var mest strømrike.

Basert på disse erfaringene, ble det i mai 2006 tilført mer tiltaksgrus på utvalgte områder i Meinsbusundet og ved Lågaros.

Med utleggene i 2002 og 2006 ble det totalt lagt ut om lag 84 tonn grus som dekker et areal på om lag 275 m² i Meinsbusundet, 543 m² på utløpet ved Lågaros og 92 m² i Nøresundet.

Resultater

Ved etterundersøkelser utført i løpet av 2003–2007 og 2013 har det til sammen blitt funnet 207 gytegroper ved Lågaros, 97 i Meinsbusundet og kun 5 i Nøresundet. Disse resultatene viser at ørreten tok i bruk områdene og i hovedsak valgte å gyte på områdene som hadde den mest gunstige vannhastigheten. Eggoverlevelsen funnet i tiltaksgrusen var normalt høy ($> 75\%$). Tiltakene har derfor gitt en betydelig økning i det tilgjengelige og realiserte gytearealet. Rogn som er gytt på tiltaksområdene vil være beskyttet mot isskuring og stranding/uttørking som kan ramme andre og mer utsatte gyteområder for Bjornesørreten. Spesielt gjelder dette innløpsbekkene. Tiltakene har derfor gitt en økt naturlig rekruttering av ungfisk til ørretbestanden i Bjornesfjorden som med stor sannsynlighet også opprettholdes i et mer langsiktig perspektiv. På bakgrunn av de positive effektene av restaureringstiltakene opphørte bruken av settefisk fra og med 2006. Prøvefisket utført i august 2013 viste at settefisken da var faset ut av bestanden. Tidligere undersøkelser viste at settefisken normalt utgjorde i størrelsesorden 10–30 % i næringsfiske. I hvor stor grad restaureringen av gyteplassene bidrar til å kompensere for fraværet av settefisk er imidlertid vanskelig å tallfeste. Likevel er det klart at tiltakene har endret rekrutteringssituasjonen et langt skritt i retning av naturtilstanden slik den var før senkningen i 1959. Fra et biologisk ståsted vurderes restaureringen av gyteområdene og den dokumenterte økte naturlige rekrutteringen, som et bedre og mer robust bestandsbevarende tiltak sammenliknet med bruk av settefisk.

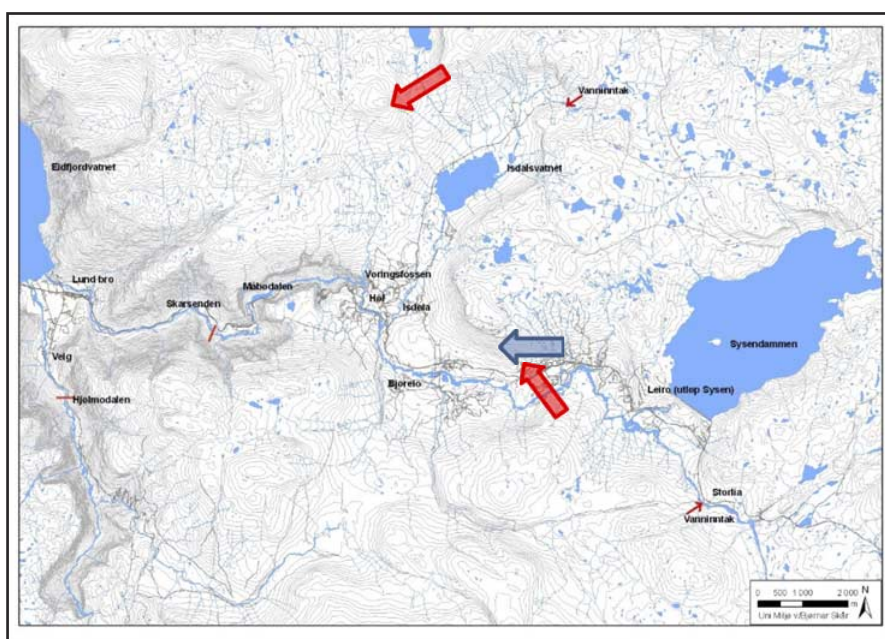
Konklusjon

- Restaurering av viktige gyteområder som i liten grad er utsatt for isskuring, tørrlegging og frost har stort potensial for å styrke rekrutteringen til ørret på høyfjellet
- Denne type tiltak vurderes som et biologisk riktig tiltak sammenliknet med bruk av settefisk. I dette tilfellet kunne en basert på resultatene av tiltaket (økt gyting og høy eggoverlevelse) oppheve pålegget om årlig bruk av settefisk.
- Avgjørende med justering/modifisering av tiltaket basert på resultat fra etterundersøkelser. Anbefalt oppfølging i et mer langsiktig perspektiv for å sikre at tiltaket har en varig effekt og ikke forringes av isskuring/utspyling eller sedimentering av sand.

Fig. 98 Ørretbestanden i Bjornesfjorden er middels tett og livnærer seg i hovedsak på marflo og skjoldkreps. Veksten stagnerer ikke med økende alder og bestanden har følgelig et betydelig innslag av fisk med vekt på over et halvt kilo.



Fig. 99 Kart over Bjoreio med plassering av vanninntak. Normalt føres vannet fra vanninntakene i Isdal og ved Storlia i tunnel til Sysendammen, mens minste vannføringen, som måles ved Høl like oppstrøms Vøringsfossen, tappes fra Sysendammen (blå pil). Ved å slippe deler av vannføringen fra inntakslukene i Storlia og Isdal, kan deler av minste vannføringen som ellers må tappes fra kaldt bunnvann fra Sysendammen, erstattes med varmere vann (røde piler).



Referanser

- Barlaup, B. T., Kleiven, E., Raddum, G.G., Gabrielsen, S.E., Johannessen, A. 2000. Fiskebiologiske undersøkelser i Bjornesfjorden, august 1999. *LFI-rapport nr. 111*. Zoologisk institutt. UiB.
- Barlaup, B.T., Sandven, O.R., Skoglund, H., Gabrielsen, S.E., Wiers, T., Kleiven, E., Lehmann, G., Fjellheim, A., Halvorsen, G.A., Hobæk, A. & Tysse, Å. 2008. Restaurering av gyteområder og prøvefiske i Bjornesfjorden 1999 – 2007. *LFI-rapport nr. 150*. Unifob.
- Barlaup, B.T., S-E. Gabrielsen, H. Skoglund, T. Wiers, G. A. Halvorsen, A. Hobæk., G. B. Lehmann, U. Pulg, B. Skår, E. Normann & A. Fjellheim, 2014. Bjornesfjorden. Restaurering av gyteområder og fiskebiologiske undersøkelser i perioden 1999 – 2013. *LFI-rapport nr. 235*. Uni Miljø.

9.7 Økt vanntemperatur ved endret manøvrering av minstevannføring til Vøringsfossen i Bjoreio, Eidfjordvassdraget

HELGE SKOGLUND, HESK@NORCERESearch.NO

Faktaboks

- Tapping av kaldt bunnvann fra Sysendammen for å opprettholde minstevannføring ved Vøringsfossen resulterer i redusert vanntemperatur på elvestrekningen nedstrøms i Bjoreio. Dette resulterer i lavere temperatur og dårligere vekst og rekrutteringsforhold på den lakseførende strekningen i Bjoreio.
- Tiltak: Deler av vannføringen slippes fra inntaksdammene i Bjoreio ved Storli og Isdal, slik at bidraget av kaldt vann fra Sysendammen kan reduseres.
- Utført f.o.m. 2004.
- Utført av: Statkraft er regulant, LFI NORCE har utført oppfølgende undersøkelser
- Konklusjon: Ved å bytte tapping av kaldt bunnvann fra Sysen med varmere vann Bjoreio og Isdal økes temperaturen på den lakseførende strekningen og blir mer normal.



Fig. 100 Minstevannføring i Vøringsfossen i Bjoreio i perioden 1. juni – 15. september opprettholdes ved tapping av kaldt bunnvann fra Sysendammen, noe som bidrar til redusert vanntemperaturen på elvestrekningen nedstrøms. Ved å slippe deler av vannføringen fra inntaksluker ved Isdal og Bjoreio ved Storli kan vanntemperaturen om sommertid økes og bli nærmere normal. (Foto: Helge Skoglund).

Bakgrunn

Etter reguleringen av Eidfjordvassdraget ble det satt et krav om minstevannføring på 12 m³/s i Bjoreio ved Vøringsfossen i perioden 1. juni – 15. september. Minstevannføringen måles ved Høl, like oppstrøms Vøringsfossen. Vannet fra Sysen tappes fra dypere vannlag og har vesentlig lavere temperatur i sommerperioden enn øvrige tilsig. Dette resulterte i at vanntemperaturen på elvestrekningen nedstrøms har blitt redusert etter regulering, og at vekst- og rekrutteringsforholdene på lakseførende strekning i Bjoreio har blitt dårligere. Fra 2004 begynte Statkraft å endre manøvreringen ved å tappe deler av vannføringen fra vanninntakene Isdal og Bjoreio ved Storlia. Normalt overføres vannet fra disse inntakene til Sysenmagasinet, men ved å tape vann gjennom luker i dammene kan dette vannet erstatte tapping av kaldere vann fra Sysendammen. Ettersom minstevannføringen uansett må opprettholdes, gir ikke denne manøvreringen tap av kraftproduksjon. Tiltaket har blitt evaluert gjennom logging av temperaturer og overvåking av fiskebestanden på lakseførende strekning i perioden 2004–2017.

Fig. 101 Gjennomsnittlig vann-temperatur for periodene 2001–2016 for de ulike tilførselselvene til Bjoreio, samt i hovedstrengen av Bjoreio ved Vøringsfossen (Høl) og på lakseførende strekning (Lund bru). Vann som tilføres vassdraget fra Sysendammen (dvs Leiro) har vesentlig lavere sommertemperatur enn de øvrige tilførselselvene (Bjoreio ovnf. Leiro og Isdøla).

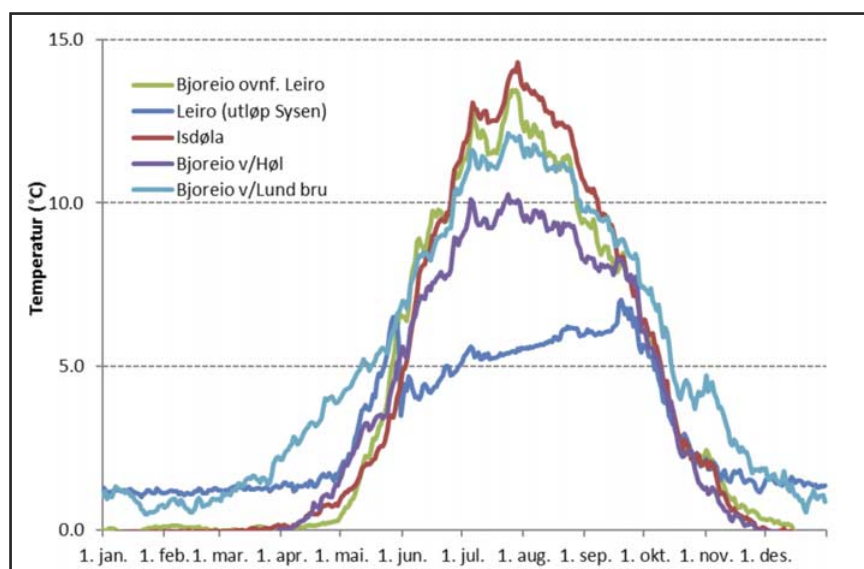
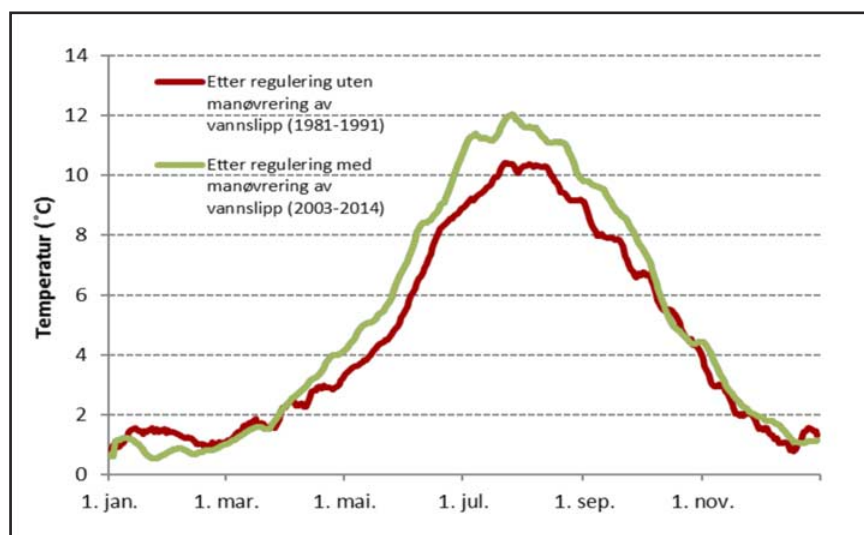


Fig. 102 Gjennomsnittlig vann-temperatur på lakseførende strekning i Bjoreio før- og etter tiltakene ble iverksatt.



Tiltak: endret manøvrering av vannslipp til minstevannføring

- Endring i manøvrering av vannslipp til minstevannføring til Vøringsfossen (min. 12 m³/s):
- Isdal: ca. 1,5 m³/s fra medio juni til medio september
- Bjoreio ved Storlia: ca. 1-3 m³/s fra medio juni til medio september
- Tapping av kaldt vann fra Sysendammen kan reduseres tilsvarende

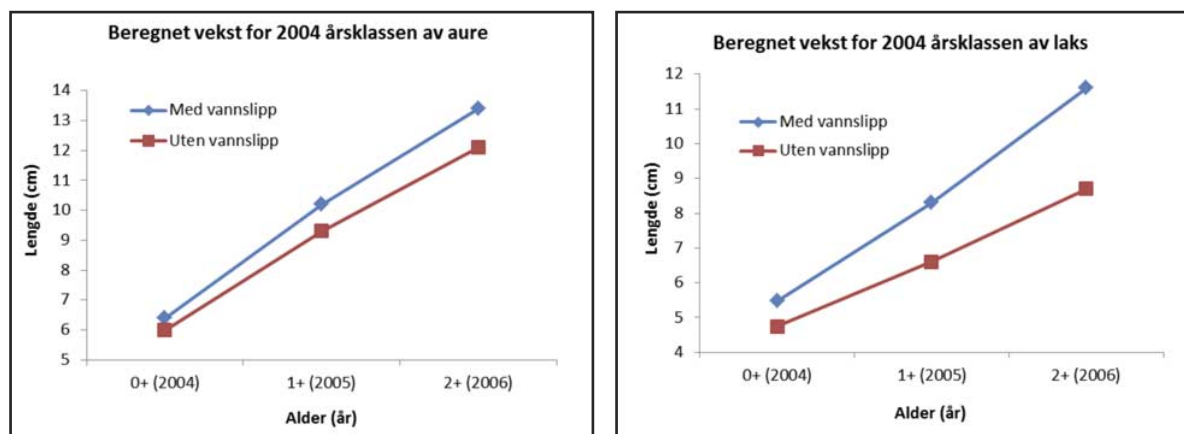


Fig. 103 Simulert vekst for 2004 årsklassen av ørret (t.v.) og laks (t.h.) med og uten vannslipp. Simuleringen er basert på en simulering av temperaturforholdene med- og uten vannslipp, samt bruk av vekstmodeller (Se Skoglund m.fl. 2012).

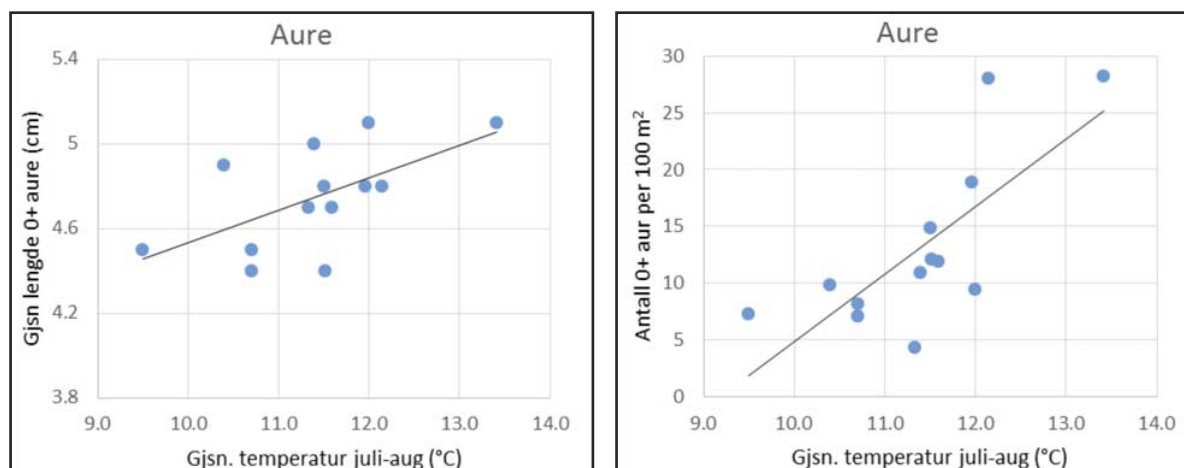


Fig. 104 Sammenheng mellom vanntemperatur om sommer, gitt som gjennomsnitt i perioden juli-august, og fiskelengde (t.v.) tetthet (t.h.) og av ensomrig og ørret i Bjoreio i perioden 2004-2016.

Resultater

Temperaturregistreringer viser at vanntemperaturen i vannmassene som tappes fra Sysendammen er stabil 5–6 °C gjennom hele sommerperioden, mens de øvrige tilsigene til Bjoreio er vesentlig høyere (Figur 101). Avhengig av hvor mye vann som slippes fra lukene, er det estimert at tiltaket bidrar med økning i vanntemperaturen på 2 °C på den anadrome strekningen. Dette samsvarer også med temperaturmålinger i vassdraget som viser at sommermaksimumstemperaturen i gjennomsnitt er om lag 2 °C i perioden etter (Fig. 102).



Fig. 105 Sjøørret i Bjoreio (Foto Bjørn T. Barlaup)

Simuleringer av vekstforhold ungfisk av laks og ørret tilser at temperaturmanøvreringen gir en tilvekst på om lag 0,9 cm i året for laks og om lag 0,4 cm for ørret (Skoglund m.fl. 2012). Ungfiskundersøkelser viser også at vekst og tetthet av ensomrig ørret er positivt korrelert med sommertemperaturen i Bjoreio.

Konklusjon

- Endret manøvrering av vannslipp bidrar til å erstatte tapping av kaldt bunnvann fra Sysendammen med vann som er 5 – 8 °C varmere i sommersesongen. Dette gir en estimert temperaturøkning på opptil 2 °C om sommeren på den lakseførende strekning.
- Den observerte positive sammenhengen mellom sommertemperatur og vekst og tetthet hos ørret yngel tilsier at økt temperatur bidrar til økt rekruttering og fiskeproduksjon på lakseførende strekning.

Referanser.

- Skoglund, H., Barlaup, B.T., Gabrielsen, S.-E. & Wiers, T. 2007. Fiskebiologiske undersøkelser i Bjoreio, Eidfjordvassdraget, i perioden 2004–2006 - med vekt på vintervannføring og temperaturforhold. *LFI-rapport nr 136*. 67 s.
- Skoglund, H., Barlaup, B.T., Gabrielsen, S.E., Lehmann G.B., Halvorsen, G.A., Wiers, T., Skår, B., Pulg. U., Vollset, K.W. 2012. Fiskebiologiske undersøkelser i Eidfjordvassdraget – Sluttrapport for perioden 2004–2011. *LFI Uni Miljø, rapport nr 203*.
- Skoglund, H., Barlaup, B.T., Skår, B., Gabrielsen, S.E. & Wiers, T. 2015. Fiskebiologiske undersøkelser i Eidfjordvassdraget 2004–2015. *LFI Uni Miljø, rapport nr 243*.
- Skoglund, H., Skår, B., Gabrielsen, S.E. & Halvorsen, G.A. 2017. Fiskebiologiske undersøkelser i Eidfjordvassdraget– Årsrapport for 2015 og 2016. *LFI Uni Miljø -rapport nr. 290*.

9.8 Økt vannføring for å redusere tørrlagging av gytegroper vinterstid i Bjoreio, Eidfjordvassdraget

HELGE SKOGLUND, HESK@NORCERESearch.NO

Faktaboks

- For å redusere eggdødelighet som følge av tørrlagging av gytegroper i Bjoreio har det blitt sluppet vann fra Sysenmagasinet i vinterperioden
- Vannføring omdisponeres ved å redusere vannføring i minstevannføringsperioden om sommeren, og slipp av samme vannvolum i løpet av vinteren
- Fra 2004, ulike manøvreringsreglement siden 2007
- Dybdeprofil på gytegroper benyttet for å beregne vannføringsbehov. Tiltak evaluert gjennom årlig undersøkelse av gytegroper.
- Utført av: Statkraft er regulant, LFI NORCE har utført oppfølgende undersøkelser
- Konklusjon: Vannslipp viktig tiltak for å begrense eggdødelighet i tørre vinterperioder, og lokalisering av gytegroper kan brukes til å skalere vannføringsbehov



Fig. 106 Lave vannføringer kan resultere i at gytegroperne til laks og sjørøtt tørrelages i løpet av vinteren. I Bjoreio i Eidfjordvassdraget har det siden 2004 blitt sluppet vann fra Sysendammen for å redusere omfanget av stranding. Samtidig har det årlig blitt utført registreringer av gytegroper for å evaluere tiltaket. Bildet viser registreringer av gytegroper i tørrlagt grusavsetning.

Bakgrunn

Etter reguleringen av Eidfjordvassdraget ble det satt et krav om minste-vannføring på 12 m³/s i Bjoreio ved Vøringsfossen i perioden 1. juni–15. september. Det ble ikke satt noe krav om minstevannføring i perioden 15. september–1. juni, noe som resulterte i at vannføringen i perioder kunne bli svært lav i vinterhalvåret. Undersøkelser av gytegroper viste en økt eggdødelighet som følge av at gytegroper ble tørrlagt i perioder med lav vannføring om vinteren, og at lave vannføringer sannsynligvis også var en flaskehals for overlevelse hos ungfisk. Fra 2004 begynte vassdragsregulanten Statkraft å slippe vann fra Sysendammen i perioder om vinteren for å sikre noe vannføringen i elvene. Fra 2007 har vann blitt sluppet som en del av midlertidige endringer i manøvreringsreglementet i vassdraget. Regulanten har da fått redusert kravet om minstevannføring i sommerperioden, mot at det samme vannvolumet slippes om vinteren i stedet. Tiltaket kan dermed gjennomføres uten tap av kraftproduksjon. Størrelsen på vannslippet har variert i ulike perioder med ulike midlertidige endringer i manøvreringsreglementet. I perioden 2004–2017 har gytegroper blitt undersøkt om vinteren for å overvåke eggoverlevelse og evaluere behov for vannføring.

Tiltak: vannslipp om vinteren

OPPRINNELIG KRAV TIL VANNFØRING:

- 1. juni–15. sept: 12 m³/s (Vøringsfossen)
- 15. sept–31. mai: ingen (evt frivillig fra 2004)

MIDLERTIDIG ENDRET MANØVRERINGSREGIME:

2007–2011:

- 1. jun–15.sept: 11,5 m³/s (Vøringsfossen)
- 15. des–31.mar: 0,5 m³/s (slipp fra Sysen)

2011–2013:

- 1. jun–15. sept: 11,5 m³/s (Vøringsfossen)
- 1. des–13. apr: 0,4 m³/s (slipp fra Sysen)

2013–2018:

- 1. jun–15.sept: 11 m³/s (Vøringsfossen)
- 15. nov–13.apr: 0,7 m³/s (slipp fra Sysen)



Fig. 107 Ved undersøkelser av gytegroper registrertes eggdødelighet. Bilde til venstre viser levende øyerogn, mens bildet til venstre viser døde egg som har blitt gravd opp fra tørrlagt gytegrop.

Resultater

I undersøkelsesperioden fra 2004–2017 har den gjennomsnittlige eggoverlevelsen variert fra 54–92 %. Generelt har det blitt funnet høy dødelighet i gytegrøper som ligger grunt (dvs. høyt i elveleiet), fordi disse grøpene utsettes for tørrlegging i perioder med lave vannstander om vinteren (Fig. 108). Hvor mange gytegrøper som tørrlegges er avhengig av vannstanden i gytetiden og i den påfølgende vinteren. Dette fordi flere gytegrøper blir liggende på grunne partier når vannstanden i gytetiden er høy. Det har blitt funnet total dødelighet som følge av stranding/tørrlegging i mellom 3–32 % av gytegrøpene som har blitt registrert i undersøkelsesperioden.

Tiltak med vannslipp om vinteren har resultert i høyere vannføring gjennom vinteren. Dette har resultert i at en lavere andel av gytegrøpene utsettes for tørrlegging. Andelen av gytegrøper som utsettes for tørrlegging har vært lavere, og den gjennomsnittlige eggoverlevelsen har vært høyere i perioden etter 2013 da vannslippet fra Sysen ble økt til 0,7 m³/s.

Ut ifra dybdefordelingen av gytegrøper er det beregnet hvor stor andel av gytegrøpene som utsettes for tørrlegging ved ulike vannføringer (Fig. 109). I et gjennomsnittlig år må vannføringen på den lakseførende strekning i Bjøreio overstige om lag 2 m³/s for å unngå tørrlegging av gytegrøper.

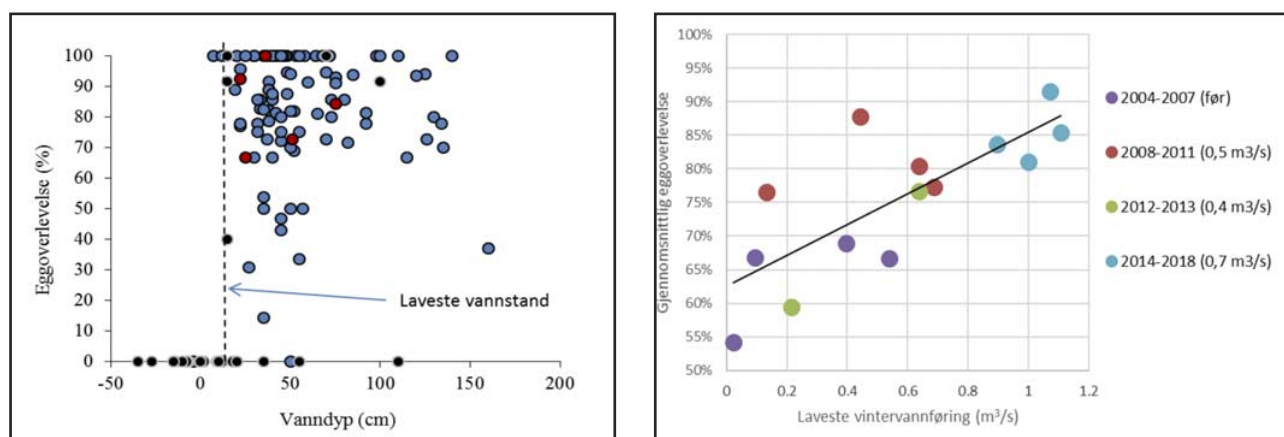


Fig. 108 Registrering av gytegrøper i Bjøreio viser at vannstand og vannføring har stor betydning for eggoverlevelsen hos laks og sjørøret. Figuren til venstre viser eggoverlevelse i forhold til vannndyp i et eksempelår (2004), og viser at dødeligheten er svært høy i gytegrøper som har ligget grunnere enn den laveste vannstanden i løpet av vinteren. Figuren til høyre viser at den gjennomsnittlige eggoverlevelsen øker med nivået for den laveste vannføringen som har vært i løpet av vinterperioden. De ulike fargene på plottene angir år med ulike manøvrering av vannslipp, og eggoverlevelsen er høyest i årene med høyest vannslipp fra Sysen (0,7 m³/s).

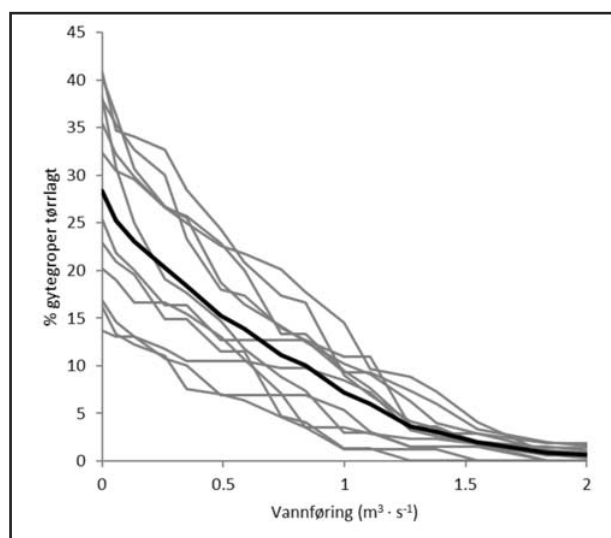


Fig. 109 Andelen gytegrøper som utsettes for tørrlegging øker ved synkende vannføring. Ved å kartlegge dybdeprofilen til gytegrøper i Bjøreio i ulike år kan en beregne vannføringsbehov for å unngå at gytegrøper tørrlegges. De tynne linjene viser den estimerte andelen gytegrøper som utsettes for tørrlegging ved ulike vannføringer i Bjøreio i ulike år, mens den tykke linjen viser gjennomsnitt for perioden.

Konklusjon

- Slipp av vann i tørre vinterperioder kan bidra til å redusere eggdødelighet som følge av at gytegroper tørrlegges ved lave vannstander i regulerte vassdrag.
- Vannføringsbehov kan beregnes gjennom å kartlegge dybdeprofil for gytegroper i vassdraget.
- I tillegg til økt eggoverlevelse vil økt vintervannføring sannsynligvis bidra til økt tilgjengelig ungfiskhabitat, og dermed økt overlevelse hos ungfisk.

Referanser.

- Skoglund, H., Barlaup, B.T., Gabrielsen, S.-E. & Wiers, T. 2007. Fiskebiologiske undersøkelser i Bjoreio, Eidfjordvassdraget, i perioden 2004-2006 - med vekt på vintervannføring og temperaturforhold. *LFI-rapport nr 136*. 67 s.
- Skoglund, H., Barlaup, B.T., Gabrielsen, S.E., Lehmann G.B., Halvorsen, G.A., Wiers, T., Skår, B., Pulg. U., Vollset, K.W. 2012. Fiskebiologiske undersøkelser i Eidfjordvassdraget – Sluttrapport for perioden 2004–2011. *LFI Uni Miljø, rapport nr 203*.
- Skoglund, H., Barlaup, B.T., Skår, B., Gabrielsen, S.E. & Wiers, T. 2015. Fiskebiologiske undersøkelser i Eidfjordvassdraget 2004–2015. *LFI Uni Miljø, rapport nr 243*.
- Skoglund, H., Skår, B., Gabrielsen, S.E. & Halvorsen, G.A. 2017. Fiskebiologiske undersøkelser i Eidfjordvassdraget– Årsrapport for 2015 og 2016. *LFI Uni Miljø -rapport nr. 290*.

9.9 Tiltak for nedvandrende laks, sjøørret og ål; flukttåpninger

FRODE KROGLUND, FMAVFKR@FYLKESMANNEN.NO

TORMOD HARALDSTAD, TORH@NORCERESEARCH.NO

Faktaboks

- Tiltak for smolt og vinterstøing av laks og sjøørret samt blankål etablert i 2010 ved kovensjonell inntak (Fosstveit kraftverk, Storelva)
- Kostnader: Anleggskostnader ca. null NOK, Planlegging: ca. null NOK. Driftskostnad; vann tilsvarende ca 5 % av turbinvannføringen. Det meste av vannforbruket kan i mange tilfeller hentes fra pålagt vannslipp til minstevannføringssløpet.
- Gjennomføring: NIVA
- Konklusjon: tiltaket sikrer at >90 % av smolten, all vinterstøing og >60% av ålen passerer kraftverket utenom turbin.

Bakgrunn

Fosstveit kraftverk er et lite (2MW) elvekraftverk i Storelva i Aust-Agder og ligger plassert omtrent midt i den anadrome strekningen av elva. Årsproduksjon er på 8 GWh. Da det ble bygget i 2008, ble kraftverket et vandringshinder for nedvandrende laks, sjøørret og ål. En fisketrapp har sikret oppvandring av anadrom fisk siden 1975. Etter oppstart av Fosstveit kraftverk i 2008, dokumenterte NIVA at i størrelsesorden 12 % av laks og ørret smolt som benyttet turbintunnelen som nedvandringrute døde som følge av slag fra turbinblad (Kroglund et al., 2010). Dette tapet ble vurdert som uakseptabelt og man søkte etter alternative utvandringssløsninger for smolt, vinterstøing og ål fra 2010.

Problemstilling og diagnose

For å evaluere effekten av tiltaket må man også ha en forståelse for påvirkningene uten tiltak. Smolt som tilsynelatende overlevde turbinpasseringen hadde en betydelig lavere sannsynlighet for å nå elvemunningen sammenliknet med smolt som ble transportert rundt kraftverket. Denne lave overlevelsen kan sannsynligvis tilskrives indre skader og effekter på fluktrespons med påfølgende predasjon fra gjedde, sjøørret og fugl. Det ble dokumentert stor predasjon fra gjedde. Samlet betydde dette at mens kraftverket drepte < 12 % av smolten direkte, bidro kraftverket indirekte til å redusere antall smolt som nådde fjorden til ca. en fjerdedel av hva nivå hadde vært uten kraftverk (Kroglund et al., 2011ab).

Tap av laks, sjøørret og ål ble vurdert som uakseptabelt, både ut fra kvalitetsnormer for laks, vannforskriften og hensyn til sportsfiske. Det ble søkt etter enkle tiltak i Norske rapporter. I disse ble det foreslått tiltak som for eksempel å stenge kraftverket under utvandring, kun drifte kraftverket på dagtid mm. Dette var ikke tiltak som var gjennomførbare på kort eller på lang sikt. Stenging av kraftverk forutsetter kunnskap om når smolten og vinterstøingene vandrer. I Storelva vandrer fisken med økende vanntemperatur og avtagende vannføring. Nattstenging av kraftverket forutsetter at fisken ikke vandrer på dagtid. I Storelva vandrer ca 50 % av fisken på dagtid, hvor fordelingen mellom natt og dag synes knyttet til temperatur (Haraldstad et al 2016).

Det ble derfor igangsatt telemetriforsøk, der formålet var å få fisken til å passere kraftverket levende og uten betydelige forsinkelser. For å dokumentere effekten av ulike fluktruteplasseringer ble det fanget og PIT-merket (passive integrerte transpondere) laks og ørret smolt oppstrøms kraftverket. For å påvise bruk av fluktrutene ble det plassert en PIT-deteksjonsantenne i minstevannføringssløpet samt 700 m og 6 km nedstrøms. Fisk som utvandret turbinløpet ble innfanget i en smoltskrue med ledegarn plassert i utløpskanalen. Det ble i tillegg dykket i utløpskanalen og i vannområdene nedenfor for å samlet inn død smolt.

Resultater: Fluktruten; plassering og drift

Vi testet ut fire mulige fluktruter forbi Fosstveit kraftverket (Fig. 110), alle med slipp av overflatevann. Rute «Laksetrappa» (Pil1), «damkrona» (Pil2) og «tømmerlensa» (Pil3) fungerte ikke tilfredsstillende og i underkant av 3 % av fisken benyttet en av disse alternativene. 20. mai 2010 ble den fungerende fluktåpningen åpnet (Pil4). Mye fisk vandret ut her de påfølgende dagene også PIT-merket fisk som hadde oppholdt seg i inntaksområdet i opptil 20 dager. Det så ut til at en betydelig andel av smolten var uvillig til å passere varegrinda og vandre gjennom turbinen, til tross for at det var fysisk mulig i perioden da de tre ugunstige lukene var åpne. Laksesmolten i Storelva er i størrelsesområdet 13–16 cm, og ørretsmolten er ca. 1 cm lenger. Varegrinda med lysåpning 50 mm fungerte således som en atferds sperre for smolt (Kroglund et al 2011).

Vi observerte tidlig at bruken av fluktruta var knyttet til vannføringen ut fluktåpningen. Over tid så vi at mye av variasjon i bruk av fluktåpningen kunne knyttes til ratio mellom vann i fluktruten (Q_s) i forhold til vann i turbinløpet (Q_t). Laksesmolt benyttet fluktruten når vannføringen var ca. 5 % av turbinvannføringen. Ørretsmolten trengte noe mer vann. Nær alle vinterstøingene utvandret fluktåpningen når denne var i drift, men så ut til å trenge en vannhøyde som oversiger 30 cm (Haraldstad, T., Forseth, T., Olsen, E.M. et al. Empirical support for sequential imprinting during downstream migration in Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. Sci Rep 12, 13736 (2022).).

Selv om vi kan knytte bruken av fluktrute til Q_s/Q_t , er det opplagt at det også er andre faktorer som påvirker effektiviteten. Vannhastigheten inn mot varegrinda er relativt lav ved Fosstveit ($<0,5\text{ m/s}$), dette er gunstig, og gir smolten mulighet til å søke etter alternative ruter i umiddelbar nærhet av varegrinda. Inntaksbassenget er relativt smalt (6 m). Dersom dette hadde vært vesentlig bredere kan man forvente at de hydrauliske forholdene hadde blitt endret og smolten ikke like lett fant fluktåpningen. Varegrinda har en lysåpning på 50 mm. Denne fungerer som en atferdssperre, hvor effekten vil avta med ytterligere økning i lysåpning. Varegrinda ved Fosstveit er en a-grind med vinkel på 800 på vannstrømmen. Fluktåpningen står vertikalt på varegrinda. Dersom fluktåpningen var trukket lenger bort vil effektiviteten antagelig ha avtatt. Det er samtidig rimelig sannsynlig at faktorer som fiskestørrelse, fordeling mellom natt og dagvandrende fisk, vanntemperatur mm har en innvirkning på tiltakets effektivitet. Alt dette er faktorer som må inkluderes i vurderingene hvis tilsvarende tiltak igangsettes ved andre kraftverk.

Det ble i 2010 også etablert en bunnorientert fluktrute for ål. Denne fungerte også som tiltak, og nær all ål benyttet denne fluktruta når Q_s/Q_t var på 6%. Samtidig observerte vi at det var en betydelig nedvandring av utgytt sjørøret gjennom det samme bunn plasserte hullet om høsten (Kroglund et al., 2014)



Fig. 110 Fosstveit kraftverk sett oppstrøms (over) og nedstrøms (ned) damkronen. Fluktåpningene som ikke fungerte er markert med rød pil, mens det velfungerende er markert med blå pil. Det brukes vannavskiller og rør for å lede fisken frem til elva igjen etter at den har vandret gjennom fluktåpningen (vises ikke på bilde).



Inntakskanal	Ca 10 m
Vannhastighet	Maks 0,5 m/s
Turbintype	Kaplan
Antall blad	4
Diameter	1,65 m
Navdiameter	0,6 m
Omdreining	330 rpm
Dykka varegrind	Ca 60 cm under overflata, Ca 50 cm over bunnen
Vinkel α -	800
Varegrind lysåpning	50 mm
Varegrind areal	25 m ²
Slukeevne	16 m ³ /s
Fallhøyde	14,5 m

Fig. 111 Inntaksvaregrinda ved Fosstveit kraftverk. Varegrinda er dykka ca. 60 cm, og hevet ca. 50 cm over bunnen. Fluktrute for anadrom fisk er markert med blå firkant. Fluktrute for ål er ikke synlig på bildet, men markert med rød firkant. Vannspeilet ved normal drift av kraftverket er markert med blå strek. Karakteristiske data for kraftverket er gitt i tabell (høyre).

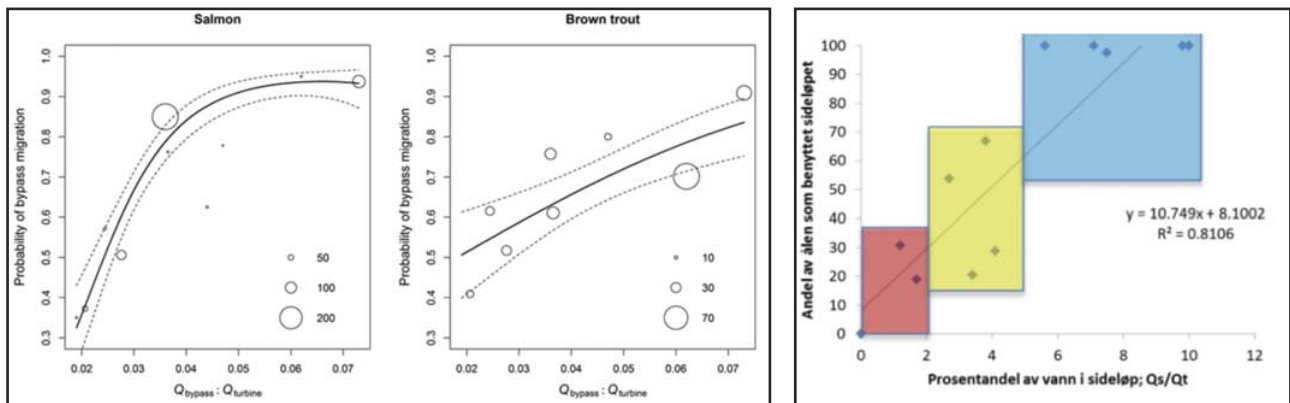


Fig. 112 Sammenhengen mellom Q_s/Q_t og andelen fisk som vandrer fluktruten for laks, ørret og ål i årene 2010 til 2015. Resultatene fra Fosstveit kraftverk vil være kraftverksspesifikke, men de generelle konklusjonene synes overførbare også til betydelig større kraftverk. Tiltaket som ble igangsatt i Storelva er senere utprøvd i Tovdalselva og i Nidelva med brukbare resultat ((Lamberg et al., 2012, Kroglund et al, 2013). Her benytter i størrelsesorden 50 til 75 % av smolten fluktruta.

Konklusjon

- Varegrinda er sentral i å stanse/hindre fisken fra å vandre inn i turbinløpet. For laks og ørretsmolt kan varegrinda fungere som en atferdssperre. Ål synes ikke i like stor grad å «skremmes» av varegrinda.
- Skråstilt varegrind (<350) er å foretrekke fremfor bratt varegrind (>700) (Calles et al., 2013)
- Lysåpningen bør være <15 mm for å fungere som fysisk sperre. Selv 50 mm lysåpning kan fungere hvis andre faktorer er gunstige (Calles et al., 2013)
- Ål forutsetter i større grad fysisk sperre enn anadrom fisk (Calles et al., 2013)
- Flukthullet skal plasseres på eller rett ved varegrinda (Larinier and Travade, 2002)
- Kunnskap om når relevante fiskearter vandrer sikrer at tiltaket settes i drift til rett tid og ikke står unødvendig lenge oppe.

- En må beregne omtrent 5% av turbinvannføringen om en planlegger å etablere en fluktåpning. Denne verdien kan være lavere med gode hydrauliske forhold som leder fisken effektivt mot fluktåpningen, men også høyere uten gode ledesystemer.
- Når fisken er ledet til og ut fluktåpningen må trygg transport tilbake til elva sikres. Her må det tas hensyn til eventuelle nye vandringshinder og predatorfeller (DWA, 2005) (Turnpenny and O'Keeffe, 2005) (Technologies, 1995).
- Uten tiltak er smolttapet høyt og betydelig høyere enn det direkte turbinslagsestimater antyder.
- En høy andel av smolten og all vinterstøing benyttet fluktåpningen når; flukthullet ble tilført ca 5 % av turbinvannføringen og er plassert i overflaten nær varegrinda.
- Tiltaket fungerer også på større kraftverk (se referanser nedenfor).

**Mengder av død ål etter passasje
av Fosstveit kraftverk, Storelva
Tvedestrand**





Død ål, ørret og smolt etter passasje av Fosstveit kraftverk, Storelva Tvedestrand



Referanser

- Calles, O., Degermann, E., Wickstrøm, H., Christiansson, J., Gustafsson, S. & Näslund, I. 2013. Anordninger for opp- og nedstrømspassage av fisk ved vattenanleggninger. *Havs- og vattenmyndighetens rapport, 14*, 96p.
- DWA 2005. Fish Protection Technologies and Downstream Fishways. Dimensioning, Design, Effectiveness Inspection. German Association for Water, Wastewater and Waste (DWA), Hennef.
- Haraldstad, T., Kroglund, F., Kristensen, T., Jonsson, B., Haugen, T.O. 2016. Diel migration patterns of Atlantic salmon (*salmo salar*) and sea trout (*Salmo trutta*) smolts: an assessment of environmental cues. *Ecology of freshwater fish*
- Haraldstad, T., Haugen, T.O., Kroglund, F., Lamberg, A., Olsen, E. M., Høglund, E. 2017. Condition-dependent skipped spawning in anadromous brown trout (*salmo trutta*). in prepp.
- Kroglund, F., Güttrup, J., Haugen, T., Hawley, K., Johansen, Å., Karlsson, A., Kristensen, T., Lund, E. & Rosten, C. 2011a. Storelva smoltb 2010; Samvirkning mellom ulike trusler på oppnåelse av gytebestandsmål for laks. Storelva i Holt som eksempel. *NIVA rapport, 6148*, 71.
- Kroglund, F., Haraldstad, T., Güttrup, J. & Hegland, P. V. 2014. Storelva ål 2013. Evaluering av tiltak for nedvandrende blankål ved elvekraftverk. Resultater fra forsøk ved Fosstveit kraftverk, 2010–2013. *NIVA-rapport, 6722*.
- Kroglund, F., Haraldstad, T., Güttrup, J. 2013. Bruk av isløpet som utvandringsrute for laks ved Rygene kraftverk, Nidelva. *NIVA rapport, 6592*, 64s.
- Kroglund, F., Haugen, T., Güttrup, J., Hawley, K., Johansen, J., Rosten, C., Kristensen, T. & Tormodsgard, L. 2011b. Effekter av å passere en kraftverksturbin på smoltoverlevelse og atferd. Betydningen av tiltak. *NIVA-rapport, 6139*.
- Kroglund, F., Teuen, H.-C., Rosten, C., Hawley, K., Güttrup, J., Johansen, Å., Høgberget, R., Kristensen, T., Tjomsland, T. & Haugen, T. 2010. Storelva smolt 2009. Betydningen av kraftverk og predasjon fra gjedde for smoltproduksjon og aluminium i brakkvann for postsmoltoverlevelse. Datarapport 2009. *NIVA-rapport 6084*, 103s.
- Lamberg, A., Strand, R., Bjørnbet, S. & Kroglund, F. 2012. Videoovervåking av kraftverksinntaket i Boenfoss i 2011. – Test av en ny vandringsvei for smolt utenom turbinene. Vilt og Fiskeinfo AS.
- Larinier, M. & Travade, F. 2002. Chapter 13. Downstream migration: Problems and facilities. *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture*, 181–207.
- Technologies, F. P. 1995. Fish Passage Technologies: Protection at Hydropower Facilities. Fish Passage Technologies: Protection at Hydropower Facilities, OTA-ENV-641 (Washington, DC: U.S. Government Printing Office, September 1995).
- Turnpenny, A. W. H. & O'Keefe, N. 2005. Screening for Intake and Outfalls: a best practice guide. Environment Agency, Rio House, Waterside Drive, Aztec West, Almondsbury, Bristol, BS32 4UD, *Science Report SCO30231*, 1–154.



Ål forutsetter i stor grad fysisk sperre for å sikre trygg nedvandring.

9.10 Gjenåpning av Ilabekken i Trondheim – en tidligere sjørretbekk

TERJE NØST, TERJE.NOST@TRONDHEIM.KOMMUNE.NO

Faktaboks

- Gjennomføring: 2003– 2008
- Kostnader: Totalt for planlegging og tiltak ca. 10 mill NOK.
- Byggherre: Trondheim kommune og Statens Vegvesen.
- Konklusjon: etter vannforskriften er økologisk tilstand for fisk endret fra svært dårlig til god



Fig. 113 Ilabekken etter gjenåpning med etablering av fisketerskler og gyteområder for sjørret.

Foto: Trondheim kommune.

Bakgrunn

Ilabekken (nedbørfelt 9,7 km²) har sitt utspring i Trondheim Bymark, med utløp ved Ilsvikøra vest for bykjernen. De nedre deler av bekken ble lagt i rør fra tidlig på 1900-tallet, først ca. 100 m og senere ytterligere 600 m på 1950-tallet. Vannkvaliteten på den lukkede strekningen har vært svært dårlig i mange tiår med store tilførsler av urensset kloakk. Bekkestrekningen hadde tapt sitt naturlige biologiske mangfold, blant annet har sjørreten vært borte siden først på 1900-tallet. Sjørreten kunne opprinnelig utnytte 500 m bekkestrekning opptil naturlig foss.

I 2005–2008 muliggjorde bygging av Nordre avlastningsvei rundt Trondheim sentrum gjenåpning av bekken. Hele prosjektet var et samarbeid mellom Trondheim kommune og Statens Vegvesen. Nytt bekkeløp ble anlagt og en viktig premisse var å gjenvinne en sjørretbestand. I 2006 ble det bygget fisketerskler ved utløpet for å sikre oppgang av sjørret fra fjorden, samtidig som det ble lagt ut gytegrus og gjennomført andre habitattiltak med utlegging av større steiner og etablering av kulper. I øvre del av sjørretførende strekning ble et gammelt kryssende jernbanespor omgjort til en kulp med tilrettelegging av «hotspot» gyteområde rett nedenfor. Andre funksjoner for Ilabekken og området rundt, som hensynet til flomsikring og tilrettelegging av parkmessig «byrom», har lagt begrensninger for hva som har vært mulig å gjøre av tiltak for gi skjulmuligheter fisk i bekken. Det er derfor marginalt med kantvegetasjon og dype kulper på den gjenåpnede bekkestrekningen.

Etter at kloakkpåslagene ble sanert i 2006 har vannkvalitet blitt stabil og god, og det ble raskt utviklet en artsrik og produktiv bunndyrfauna (ref. 1 og 10).

Tiltaket er årlig overvåket og evaluert ved elektrofiske (ref. 1 og 10). I 2010 ble det på bakgrunn fiskeregistreringer etablert en minstevannføring på 80 l/s fra ovenforliggende oppdemte vann (Theisendammen). Opprensning og uttak av slam fra kulper og utlegging av ny gytegrus er foretatt i perioden 2014–2016.

Problemstilling og diagnose

1910: Bekkelukking ved utløp, vandringsbarriere for fisk, tappt produksjonsevne for sjørørret i bekken

1950–2006: Utvidet bekkelukking, forurensning, svært dårlig tilstand, ikke livsvilkår for ferskvannsorganismer.



Fig. 114 Ilabekken parti fra nedre del: bildet til venstre viser åpen bekk i 1896, bildet i midten fra 2003 illustrerer at bekken har vært lukket i mange tiår, bildet til høyre viser gjenåpnet bekk i 2008. Foto: Trondheim kommune.



Fig. 115 Gammelt jernbanespor ble i 2005–2006 omgjort til kulp og foss. Foto: Trondheim kommune.

Tiltak

2005–06: a) Etablering av nytt bekkeløp (700 m). Sanering av kloakk og tilførsel av «friskt» vann fra markaområdene. b) Bygging av terskler, etablering av kulper og utlegging av ca. 100 m³ gytegrus.

2010: Etablering av minstevannføring på 80 l/s fra Theisendammen.

2014: Uttak av 40 m³ slam fra kulper, utlegging av 30 m³ gytegrus.

2016: Uttak av 30 m³ slam fra kulper, utlegging av 50 m³ gytegrus.

Resultater

Etter at Ilabekken ble gjenåpnet og restaurert har ørret raskt etablert seg i bekken. I 2007 ble det påvist stasjonær bekkørret som hadde kommet ned fra uberørte deler av vassdraget. Tettheten av ungfisk var lav; 0,2 ind. per m². Høsten 2007 ble første tegn på naturlig rekolonisering av sjørørret med oppvandring av gytefisk fra fjorden og gytegroper påvist. Dette resulterte i betydelig økt ungfisk tetthet i 2008 til 35 ind. per m². Fiskedataene i årene etter (2009–2016) har vist at det har vært årlig god gytesuksess og ungfisk tettheten har variert mellom 44 og 70 ind. per m². Alle aktuelle aldersklasser som karakteriserer en velutviklet sjørørretbestand finnes i bekken. På bakgrunn av fiskedataene vurderes den gjenåpnede strekningen å ha oppnådd «God»

økologisk tilstand for fisk. Høsten 2016 ble bekken påvirket av rotenonholdig vann fra behandling for å fjerne karpefisk fra ovenforliggende vann i vassdraget. Ungfisk av sjørørret fra bekkestrekningen ble tatt ut før rotenonbehandlingen og satt tilbake vinteren 2017. En midlertidig reduksjon i ungfisk tetthet forventes i 2017–2018, før bestanden igjen vil bygge seg opp til samme nivå som tidligere med «God» økologisk tilstand.

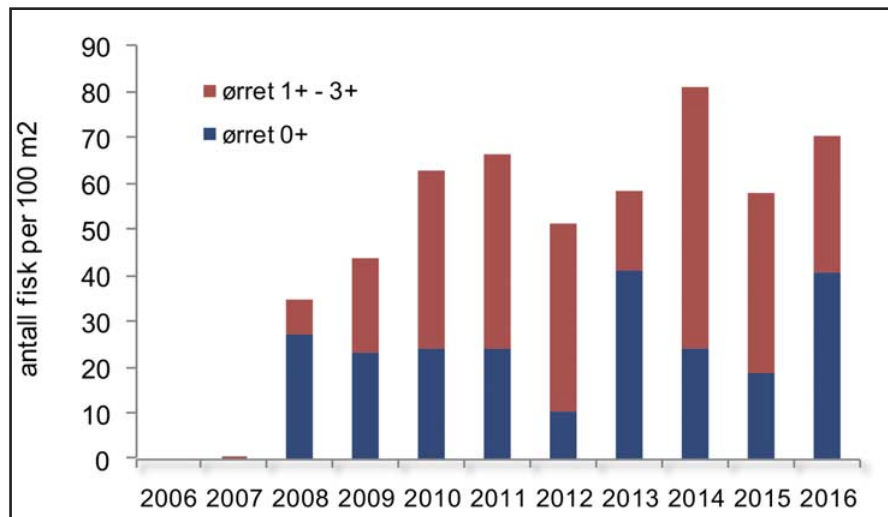


Fig. 116 Estimert antall ungfisk av sjørørret i Ilabekken etter gjenåpning av bekken i 2006.



Fig. 117 Ørreten er tilbake i Ilabekken etter å ha vært borte i over 100 år.

Foto: Morten A. Bergan.

Konklusjon

- Gjenåpning av Ilabekken viser at det er et stort potensial for å bedre miljøtilstand og gjenvinne produktivt areal for sjørørret i urbane bekker.
- Eksemplet viser at det er avgjørende å gripe muligheten i utbyggingsprosesser – i dette tilfellet veiutbygging. Det stiller stort krav til tverrfaglig samarbeid og realistiske mål for hva en kan oppnå for blant annet fisk.
- Gjenåpningen og habitattiltakene har hatt ønsket positiv effekt med å oppnå en levedyktig sjørørretbestand i bekken.
- Overvåking er nødvendig for å vurdere behov for tilpassede biotiltak.

Referanser (utvalg)

- 1 Nøst, T., 2008: Vannovervåking i Trondheim 2007. Resultater og vurderinger. Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2008/02.
- 10 Nøst, T., 2017: Vannovervåking i Trondheim 2016. Resultater og vurderinger. Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2017/01.

9.11 Rehabilitering av Børselvvassdraget, Ballangen kommune

LARS SÆTER, FMNOLSA@FYLKESMANNEN.NO

Faktaboks

- Økologisk tilstand for fisk etter vannforskriften (gjelder øvre del av Børselva): Fra svært dårlig i 1998/1999 til god i 2009
- Økologisk tilstand for bunndyr (gjelder 4 stasjoner i Børselva): moderat i 2014
- Gjennomføring: 2000-2004, 2006-2007 og 2009-2015
- Kostnader: ca. 3 millioner (grovt anslag).
- Påleggsmyndighet: Fylkesmannen i Nordland og NVE Region Nord
- Byggherre: Ballangen Energi AS. Planlegging: NVE Region Nord, Ballangen Energi AS og NIVA, Biologisk overvåking: NIVA
- Konklusjon: Tiltakene i Børselvvassdraget har skapt bedre vannkvalitet og hydrologisk kontinuitet (åpen vannstreng) i det tidligere gjengrodde vassdraget. Gjennomstrømmingen er bedret, selvrensingen er blitt bedre og tilførselen av forurensing er redusert. Dette har blant annet gitt et mer variert bunndyrssamfunn, bedre gyte- og oppvekstforhold for ørreten og positive virkninger for fuglefaunaen.



Fig. 118 Børselva mot Grunnvatnet, etter restaureringstiltak (foto NVE Region Nord).

Bakgrunn

Børsvatnet (89,5–84,9 moh.) er den største innsjøen i Børselvvassdraget og er reguleringsmagasin for Bjørnkåsen kraftverk i Ballangen. Reguleringen medfører at 80 km² av det opprinnelige nedbørfeltet til Børselva er fraført. Børselvas restfelt er dermed på ca. 5 km² ned til utløpet i Grunnvatnet. Børselva mellom Børsvatnet og Grunnvatnet er ca. 3,6 km lang og har et fall på ca. 10 m (90–80 moh). Det meste av fallet har elva på de øverste 300 m.

Nedbørfeltet til selve Børselva har lave åser med mye dyrka mark og myr-områder. Etter at Bjørkåsen kraftverk kom inn på det lokale samkjøringsnettet i 1960-årene er det bare under større flommer at vann har passert dammen ved Børsvatnet. Den sterke reduksjonen av vannføringen i Børselva har sammen med tilførsler av plantenæringsstoffer og slam fra omkringliggende jordbruksarealer bidratt til store gjengroings- og forurensningsproblemer og betydelige negative effekter på naturverdiene i vassdraget, inklusive ørretbestanden.

I 1997 startet Børselvprosjektet og samme år ble Grunnvatnet naturreservat opprettet ved kongelig resolusjon. I reservatet inngår blant annet store deler av Børselva og hele Grunnvatnet. Formålet med vernet er å ta vare på et viktig våtmarksområde med naturlig tilhørende vegetasjon og dyreliv. Områdets betydning som trekk- og hekkeområde for våtmarksfugl er av spesiell betydning.

Børselvprosjektet er et forsknings- og utredningsprosjekt som ble etablert for å løse utfordringene i vassdraget og varte frem til 2007. Formålet med prosjektet har vært å fremskaffe kunnskap som grunnlag for fornuftige rehabiliteringstiltak og for å fastsette et fremtidig manøvreringsreglement som kan ivareta både hensynet til kraftproduksjonen, verneverdiene og bruksverdiene. Gjennom Børselvprosjektet er det utarbeidet en rekke fagrapporter og andre publikasjoner. I 2007 var en milepæl nådd i rehabiliteringen av Børselvvassdraget ved at det var etablert en ny vannstreng gjennom de tidligere gjengrodde områdene som blant annet gir fri vandringsvei for fisken fra Djupvatnet og opp til dammen ved Børsvannet.

I mai 2009 startet en ny fase der en har ønsket å prøve ut ulike vannslipp fra Børsvatnet som grunnlag for fastsettelse av et endelig manøvreringsreglement. I prøvereglementsperioden som er hjemlet i kgl. res av 19.02.1993, er det etter pålegg fra Fylkesmannen i Nordland til Ballangen Energi AS gjennomført en rekke undersøkelser på blant annet temaene hydrologi, vannkjemi, bunndyr, fisk, vannvegetasjon og erosjon/sedimentasjon. Formålet har vært å evaluere effekten av ulike tiltak og vannslipp på naturverdiene i vassdraget. NIVA har hatt oppdraget med å gjennomføre undersøkelsene og skrive rapportene. Prosjektleder har vært Karl Jan Aanes.

Problemstilling og diagnose

1999: Store tilslammings- og gjengroingsproblemer som skyldes en kombinasjon av redusert vannføring/gjennomstrømming på grunn av vannkraftregulering samt tilførsler av plantenæringsstoffer og slam fra omkringliggende landbruksvirksomhet. Forholdene for fisk og andre vannlevende organismer var svært dårlige. Nær 70 % av vannarealet i elva var dekket av planter. Viktige fuglebiotoper for våtmarksfugl, som i sin tid var hovedgrunnlaget for etableringen av Grunnvatnet naturreservat var eller holdt på å forsvinne. Store deler av tidligere gyteoppvekstområder for ørretbestanden i vassdraget var satt ut av produksjon.

2017: Undersøkelser viser store miljøforbedringer i Børselva, men miljømålet om god vannkemisk tilstand og godt økologisk potensial er ennå ikke oppnådd. For å oppnå dette kreves ytterligere tiltak for å redusere avrenningen fra omkringliggende jordbruksområder samt fastsettelse av et endelig regime for miljøbasert vannslipp.

Tiltak

- **1998–1999:** Forsøk og utvikling av en «dukmetoden» for på en skånsom måte kunne skape en åpen vannstreng gjennom gjengrodde vassdragsavsnitt (se fig. 120 og 121)
- **2000–2001:** a) Erosjonssikring av Bruksåskanalen (jordbrukskanal) og etablering av fangdammer/sedimentasjonsbasseng og våtmarksfiltre nederst i kanalen før utløpet i Børselva (se fig. 120 og 121).
b) Etablering av tre steinsatte terskler i Børselva oppstrøms utløpet av Bruksåskanalen, oppstrøms den gamle skolen og ved Ivarsmyr.

- **2003–2004:** a) I løpet av vinteren 2003/2004 ble ca. 1000 meter av den gjengrodde delen av Børselva åpnet ved bruk av gravemaskin og NIVAs dukmetode. Metoden bestod her av å legge en fiberduk med små hull på vårisen og et substrat med pukk, stein og/eller grus oppå duken. Når isen smelter legger fiberduken med steinmaterialet seg på toppen av bunnvegetasjonen som dermed kveles.
- **2006–2007:** a) Mudring/åpning av resten av Børselva ved bruk av stor gravemaskin («Langemann») på belastningsmatter som brukes av Forsvaret ved artilleriforflytning og gir minimale skader der terrenget har liten bæreevne (se fig. 119). b) Forsøk med revegetering langs Bruksåskanalen.
- **2009–2015:** a) Utprøving av ulike vannslipp i Børselva (fra dammen i Børsvatnet) i henhold til pålegg fra Fylkesmannen i Nordland. Hovedfokus på spyleflommer og vintervannføring. b) Justering av tersklene ved den gamle skolen og ved Ivarsmyr, utlegging av gytegrus.



Fig. 119 Fjerning av vannvegetasjon og slam ved bruk av gravemaskin («Langemann») på flåte til venstre og på Forsvarets belastningsmatter til høyre for å unngå skader i våtmarksområder (foto NVE Region Nord).



Fig. 120 Øvre del av Børselva før (til venstre) og etter tiltak. Bruksåskanalen med sedimentasjonsbasseng og våtmarksfilter ses tydelig på høyre bilde (Foto NVE Region Nord).



Fig. 121 Venstre bilde: Øvre dukområde med stasjon 2. Her er elvestrengen åpnet gjennom gjengrodde områder ved legging av fiberduk. Oppå duken er det lagt ut grus og stein for å bedre gyte- og oppvekstforholdene for ørret og skape nye leveområder for et mer variert bunndyrssamfunn (Foto Ballangen Energi AS). Høyre bilde: Nytt sedimenteringsbasseng (fangdam- og våtmarksfilter) nederst i Bruksåskanalen (Foto Fylkesmannen i Nordland).



Fig. 122 Ørretfangst fra Grunnvatnet i Børselvassdraget (Foto Karl Jan Aanes, NIVA).

Resultater

Etter gjennomføring av en rekke fysiske restaureringstiltak og utprøving av ulike vannslipp har yngel- og ungfisktettheten av ørret i Børselva økt kraftig. Undersøkelser i 1998 og 1999 før tiltaksgjennomføring gav ingen fangst (Grande, Aanes og Andersen 1998; Grande, Aanes, Andersen og Lien 2000). I 2009 ble tettheten av ungfisk (1+ og eldre) på stasjonen i øvre del av Børselva beregnet til 24,1 individer per 100 m² (Bergan og Aanes 2009). Dette vurderes som meget bra og nær det en vil forvente i tilsvarende upåvirkede elver. I 2014 var imidlertid beregnet tetthet av ungfisk på samme stasjon bare 4,6 individer per 100 m² (Aanes, Mjelde og Bergan 2016). Avvikene mellom de to årene kan dels skyldes forskjeller i klima og vannføring, men noe avvik med hensyn til metoder og områder som ble avfisket kan også ha hatt betydning. Diagrammer med lengdefordeling av elfiskefangsten i øvre deler av Børselva i 2014 og 2019 er vist i figur 123 på neste side.

Undersøkelsene av bunnfaunaen i Børselva høsten 2014 gir et grunnlag for å følge med i utviklingen av den økologiske tilstanden i vassdraget fremover.

På stasjonen øverst i Børselva viser resultatene et bunndyrsmfunn som har en relativt bra variasjon, og som ikke viser tegn på påvirkning knyttet til organisk belastning/eutrofi (Aanes 2016). På stasjonen ved skolen samsvarer resultatene med moderat tilstand, mens resultatene på stasjonen ved øvre duk-område ga en dårligere ASPT verdi i 2014 enn i 2009. Her var tilstanden i grenseområdet mellom moderat og dårlig, noe som trolig skyldes økt erosjon og nedslamming på grunn av forsøk med slipp av spyleflommer. Diagram med resultatene av bunndyrundersøkelsene på de fire stasjonene i Børselva i 2014 er vist i figur 123 nedenfor. Alle stasjonene havnet i en økologisk tilstand som ble vurdert til å være moderat. For stasjon 1 er det noe usikkerhet knyttet til resultatet, som kan skyldes stasjonens plassering like nedstrøms Børvatndammen (utløps-effekt og/eller forhold knyttet til manøvrering av minstevannsslippet).

Fig. 123 Miljøtilstanden i Børselva i 2014 med hensyn til organisk belastning og eutrofiering basert på bunndyrsmfunnets sammensetning og normaliserte indeksverdier for ASPT. (Aanes, Mjelde og Bergan 2016). Fargekoder: Svært god (blå), God (grønn), Moderat (gul), Dårlig (oransje) og Svært dårlig (rød).

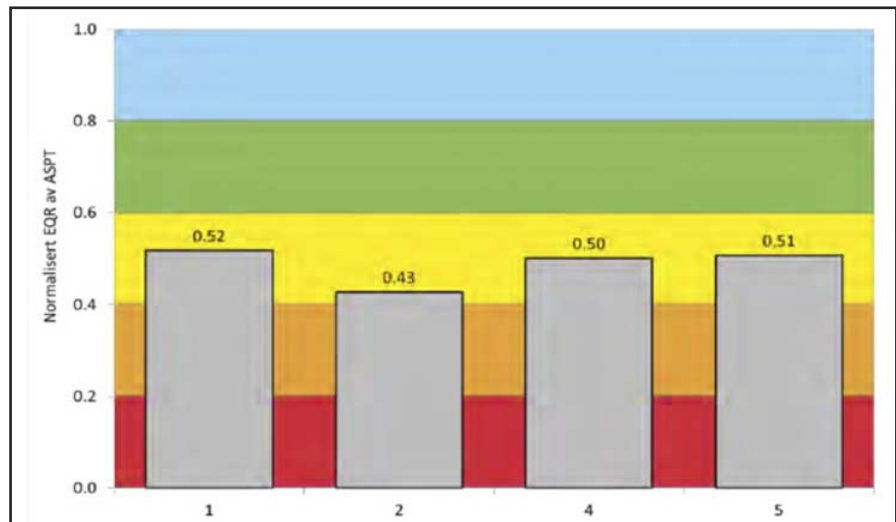
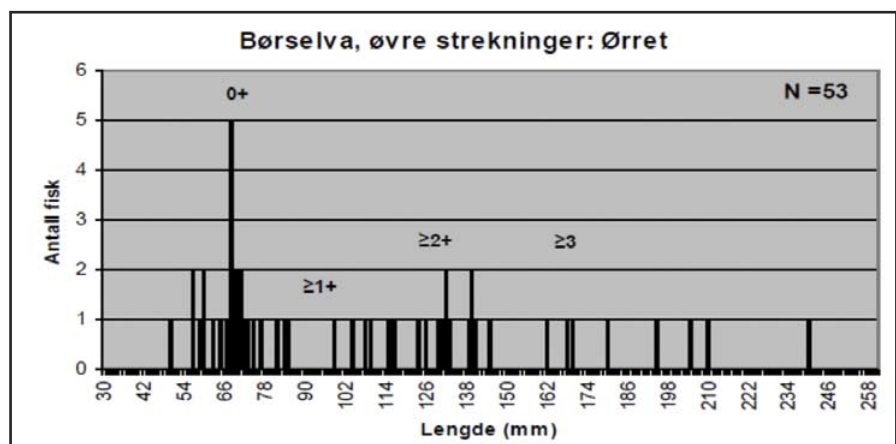
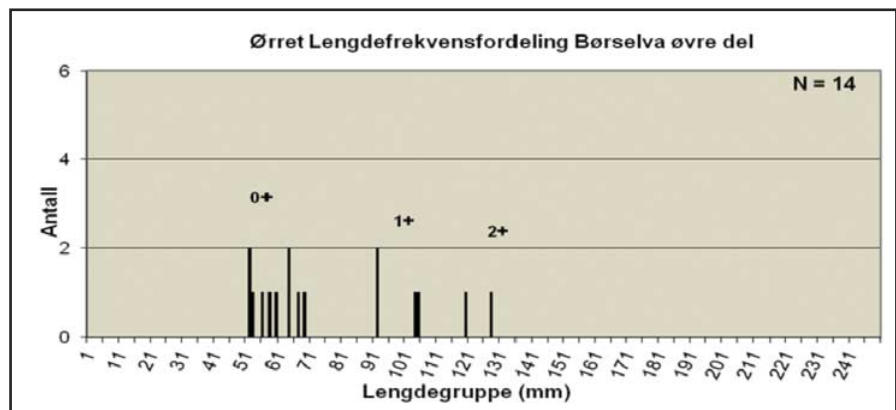


Fig. 124 Lengdefordeling og alderssammensetning hos ørret på øvre strekninger av Børselva nedstrøms Bruksjordfossen. Antall registrert ved elfiske i 2014 (øverst) og 2009 (nederst) (Aanes, Mjelde og Bergan 2016). Ved undersøkelse på samme strekninger i 1998 og 1999 (før tiltaksgjennomføring) ble det ikke registrert ørret.



Referanser (utvalg)

- Bergan M. A. og K. J. Aanes 2010 A. Fiskeundersøkelser i Børselvvassdraget, Ballangen kommune. 2009. *NIVA rapport nr. 5967-2010*. 47 s.
- Bergan M. A. og K. J. Aanes 2010 B. Bunnndyrundersøkelser i Børselvvassdraget, Ballangen kommune. Miljøkvalitet og biologisk mangfold i 2009. *NIVA rapport nr. 5968-2010*. 43 s.
- Fylkesmannen i Nordland 2011. Forvaltningsplan for Grunnvatnet naturreservat 2011 – 2021. Rapport 2011-4
- Grande, M., K. J. Aanes og S. Andersen 1999. Børselv-prosjektet. Rapport nr. 2: Fiskeri-biologiske undersøkelser i Børselv-vassdraget. 1998. *NIVA L. nr. 4090-2009*. 26 s.
- Grande, M., K. J. Aanes, S. Andersen og L. Lien. 2000. Børselv-prosjektet. Rapport nr. 3: Fiskeribiologiske undersøkelser i Børselv-vassdraget. 1999. *NIVA L. nr. 4323-2000*. 31 s.
- Hagen, G. B. og Aanes, K. J. 2000. Børselvprosjektet. Rapport nr. 4. Oppmåling av elveprofiler Børselv- vassdraget, 2000. *NIVA rapport nr. 4324-00*. 78 s.
- Hamarsland, A., Pettersen, S. og Pedersen, H. 1991. Børselva. Fylkesmannen i Nordland. Miljøvernavdelingen. *Rapport nr. 6/91*.
- Hyllestad, S. 2002. Tiltak for å forbedre av vannkvaliteten i Børselva, Nordland. Hovedoppgave ved Norges Tekniske- og Naturvitenskapelige Universitet (NTNU), Institutt for Vassbygging. Trondheim. D1-2002-13. 68 s. + vedlegg.
- Jenssen, T. A. 2000. Forbygging mot Børselv ved Bruksåsmoen, Ballangen kommune. NVE plan 9625, plandato 01.07.00, saksnr: 9801969. NVE Region Nord.
- Kleivane, I. og R. Sværd. 2008. Hydrologiske målinger og beregninger i Børselva (172.AC) Ballangen kommune, Nordland. *Oppdragsrapport A nr. 7 2008*. 156 s.
- Kristiansen, G. og T. Bøhn 2000. Ornitologiske registreringer i Børselv-vassdraget 2000. Rapport Fylkesmannen i Nordland Miljøvernavdelingen, NVE Region Nord. 16 s.
- Mjelde, M. 2017 (in.prep). Etterundersøkelser av makrovegetasjon i Børselva 2016. NIVA.
- Aanes, K. J. 2016. Børselv-vassdraget, Ballangen kommune. Undersøkelser av bunnfauna, oksygenforhold vinterstid samt vannføring og vannstandsvariasjoner etter restaureringstiltak. *NIVA Rapport L. nr. 7083-2016*. 46 s.
- Aanes K.J., M. Mjelde og H. M. Berger. 2016. Børselvvassdraget, Ballangen kommune 2014–2015. Undersøkelser av vannvegetasjon, fisk og erosjon etter restaureringstiltak *NIVA Rapport nr. 6900-2015* 68 s.

9.12 Ras- og erosjonssikring av Hofstadelva i Stjørdal kommune

ARNE JØRGEN KJØSNES, NVE. AJKJ@NVE.NO

Faktaboks

- Gjennomføring: 2014-2015
- Elv på kvikkleire med stor erosjonsfare.
- Kostnader: Anleggskostnader ca. 11 500 000 NOK.
- Byggherre: Norges vassdrags og energidirektorat Region Midt-Norge
- Konklusjon: foreløpige undersøkelser viser at fisk og bunndyr har reetablert seg veldig raskt i bekken, artsmangfoldet av fugler er relativt likt som før tiltak, og plantesamfunnet er artsrikt

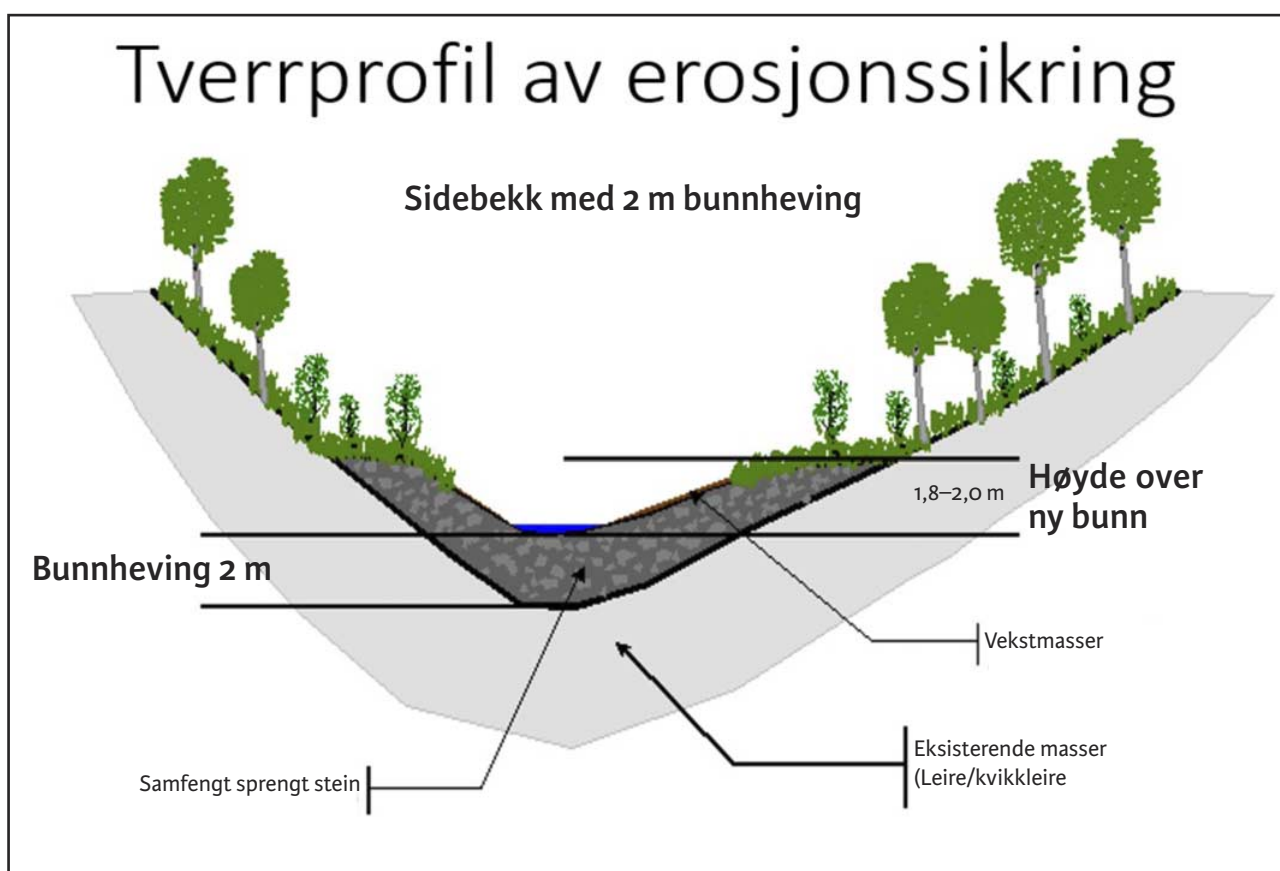


Fig. 125 Prinsippskisse som viser hvordan bekk og terrenget «heves». Bildet under er tatt på sensommeren 2015, og viser at det allerede samme sommer begynte å vokse på stedegne vekstmasser som ble lagt oppå sprengsteinen.



Fig. 126 Bildene er tatt på samme sted. Til venstre under anleggsarbeidet og til høyre like etter at arbeidet er ferdig. Trær og gress-tuer ble plantet opp på vekst-massene.

Bakgrunn

Hofstadelva er ei sideelv til Gråelva i Skjelstadmarka ca. 10 km øst for Stjørdal sentrum i Nord-Trøndelag fylke. Store deler av Skjelstadmarka består av kvikkleire, og på grunn av stor fare for kvikkleireskred ble det i 1992 satt i gang sikring av Gråelva og dens sidebekker. NVE gjennomførte ras og erosjonssikring i Hofstadelva i 2014–2015.

Både i og langs elva er det et stort biologisk mangfold med mange rødlistearter både innen plante- og dyreriket, og som en del av sikringsplanen var det et mål å ivareta naturverdiene så godt det kunne la seg gjøre, samt at elva skulle fremstå som ei sikra elv med et naturlig utseende og et velfungerende økosystem relativt raskt etter endt sikringsarbeid.

En biologisk og vannkjemisk forundersøkelse, som inkluderte deltemaene botaniske verdier/planteliv, ornitologi/fugl, vannkvalitet, bunndyr, elvemusling og fisk ble gjennomført i 2011 (Kjærstad et al. 2011). I denne studien ble vassdragets vann- og naturverdier synliggjort med forslag til anvendte restaureringsprinsipper for å sikre at viktige nøkkelarter og natur-/vassdrags-verdier reetableres etter endt tiltaksperiode. Kort oppsummert viste forundersøkelsen fra 2011:

- De botaniske forhåndsundersøkelsene viste en velutviklet gråor-heggeskog med forekomst av blant annet lungenever, skrubbenever og oremose. Samlet sett kvalifiserte lokaliteten til verdi B (viktig).
- De ornitologiske undersøkelsene fant ingen spesielt store verdier knyttet til kantskogen, og skogen inneholdt mindre tetthet av trostefugler enn forventet. Det var også fravær av rødlistede arter langs vassdraget. Totalt ble det registrert 28 arter langs Hofstadelva.
- Bunndyrundersøkelsene viste at Hofstadelva hadde et høyt biologisk mangfold med tilfredsstillende bunndyrproduksjon. Det ble gitt et minimumsanslag på 38 ulike EPT arter/slekter i vassdraget. Økologisk tilstand målt ved bunndyrsamfunn i 2011 var God til Svært god.
- Forundersøkelsen på fisk viste en gjennomsnittstetthet for 0+ på 115,2 individer pr. 100 m², mens den for eldre ørret lå på 37,7 individer pr. 100 m².

Tiltak

NVE gjennomførte ras og erosjonssikring i Hofstadelva i 2014–2015. Hele elveprofilen til Hofstadelva, fra samløp med Gråelva og cirka 1300 meter oppover i vassdraget fikk ny utforming med samfengt sprengstein i bunnen. Oppå sprengsteinen ble det lagt elvestein og grus som topplag. Mange av de store mosegrodde steinene som lå i elva opprinnelig ble også lagt tilbake i det nye elveløpet. Vassdragets opprinnelige elveløp og tilgrensende vegetasjon i tiltaksområdet ble fullstendig endret (elva er hevet og reetablert), men opprinnelig elve-trase (inkludert opprinnelige meandreringer) ble forsøkt fulgt langs hele den sikrede strekningen.

Vegetasjon ble fjernet før erosjonssikringen startet. Det medførte en åpen korridor fri for trær langs hele strekningen. Korridoren varierte mellom 15–70 m i bredde. Etter endt arbeid ble det lagt på stedegne vekstmasser langs elva, og det ble satt ut tuer med trær og stubber hentet fra naturlig vegetasjon på begge sider av elva. Dette for å raskere få tilbake vegetasjon samt at det skaper en variasjon i alder og størrelse på vegetasjonen som vokser opp igjen. Sikringsarbeidet ble ferdigstilt i august 2015 slik at elva kunne ta imot gytefisk allerede høsten 2015.

Resultater

Året etter, altså våren 2016 satte NVE i gang et FoU-prosjekt der hensikten er å overvåke/registrere reetableringen av vannøkologisk mangfold og fisk, planteliv og fugl langs Hofstadelva. Prosjektet skal gå over tre år, og det er NINA som gjennomfører undersøkelsen. Delrapporten fra 2016 viser kort oppsummert:

- Totalt ble det registrert 123 karplantearter innenfor segmentene. Artsfordelingen er relativt homogen langs elva og artsdiversiteten er høy. To arter, bekkeblom *Caltha palustris* og myrmørret *Galium palustre*, som ble registrert i før-undersøkelsen av Hofstadelva ble ikke gjenfunnet i det undersøkte området i 2016. Forekomstene av lungenever og skrubbelever som fantes i skogen langs Hofstadelva før tiltaket ble ikke gjenfunnet i 2016.
- Det ble registrert 28 arter i 2016, og tettheten av fuglesamfunnet i kantskogen langs Hofstadelva var noe høyere enn den som ble registrert samme sted i 2011. Dette skyldes særlig at det i 2016 hekket langt flere par av gråtrost enn i 2011. I tillegg ble det registrert strandsnipe i 2016.
- Bunndyrundersøkelsene over to perioder (vår og høst) i Hofstadelva i 2016 viste en tilfredsstillende rekolonisering av bunndyrsamfunnet kort tid etter avsluttet sikringsarbeid. Rentvannskrevende døgn- stein og vårfluer dominerte faunaen i antall i 2016. Antall registrerte taxa av EPT i høstprøvene variert mellom 20–23.
- Innenfor berørt strekning viste el-fiskeresultatene i september 2016 en gjennomsnittstetthet for 0+ på 141,5 individer pr. 100 m², mens den for eldre ørret lå på 19,6 individer pr. 100 m². For all ungfisk (laks og ørret) var det en gjennomsnittlig tetthet på 203,9 individer pr. 100 m².

Konklusjon

- Utlegging av gytegrus iblandet større fraksjoner av elvestein, bruk av stokker og røtter, etablering av store og små kulper, varierende vannhastighet i form av loner og stryk, gav stor positiv effekt på ungfisktetthet og bunndyrsamfunnet i elva.
- Utlegging av stedegne masser, planting av gresstuer, stubber og trær, medførte at revegeteringen kom raskt i gang etter endt arbeid.
- Ved å hogge minimalt med skog før tiltaket, samt plante stedegne trær (lauvtrær i str 2–10m) var fuglesamfunnet relativt likt både før og etter arbeidet.
- Det presiseres at foreløpig (per 28. juni 2017) er foretatt to undersøkelser i ettertid, og at det endelige resultatet ikke er klart enda.

Referanser

- Bergan, M. m.fl: 2016. Undersøkelser av biologisk mangfold i Hofstadelva, Stjørdal, etter erosjonssikring og restaurering –resultater og vurderinger fra feltsesongen 2016. NINA.
- Kjærstad, G. m.fl: 2011. Biologiske og vannkjemiske undersøkelser i forbindelse med planlagt rassikring av Hofstadelva, Stjørdal. NTNU/NIVA

9.13 Nytt habitat på Øyvollen i Dalåa – «elv i elv»

KNUT ALFREDSEN (KNUT.ALFREDSEN@NTNU.NO)

Faktaboks

- Gjennomført i 1993 i samband med regulering av Dalåa i Meråker
- Konstruksjon av "elv i elva" med ulike habitat for å kompensere for sterkt redusert vassføring, middelvassføring er redusert over 80% i høve til naturleg tilstand.
- Det er laga ei strekning med rask straum (riffle/glide) og to hølar med utlagt substrat for å sikre varierende habitatforhold og godt skjul.
- Yngel av laks vert sett ut som eit kompensasjonstiltak for regulering
- Området er blitt fulgt opp over tid og vedlikehald av tiltaket er gjort i form av rydding av vegetasjon og fjerning av fint substrat i den øvre hølen.



Fig. 127 Eksempel på utlagt stein for skjul (venstre), innsnevra elveløp med rask straum (midt) og eit djupare hølområde (høgre).



Fig. 128 Øyvollen sett nedstraums. Nedre del av referansestrekninga i føregrunnen – tiltak vidare nedover.

Bakgrunn

I samband med opprusting og ombygging av kraftverka i Meråker (sjå Fig. 129) vart Dalåa overført til Tevlamagasinet. Dette medfører ein reduksjon i vassføring etter overføring på meir enn 80%, og den føreslåtte minstevassføringa på 200–800 l/s var ikkje nok til å oppretthalde habitat for laksefisk på strekninga. Dalåa har ikkje ein naturleg bestand av laks sidan elva ligg oppstraums for det naturlege vandringshinderet i Nustadfoss, men elva er brukt som oppvekst-område for fisk utsett som kompensasjon for reguleringa. For å kompensere for effekta av låg vassføring vart det foreslått fleire strekningar med fysiske tiltak for å forbetre tilgjengeleg habitat. Dette tiltaket vart planlagt omtrent samstundes med uttestinga av programsystemet vassdragssimulatoren, og ein del av arbeidet vart difor gjort med dette verktøyet som eit ledd i utprøving av modellbasert støtte til biotopjusteringar (Harby m.fl. 1994).

Problemstilling og diagnose

Overføringa av Dalåa til Tevlamagasinet førte til sterkt redusert vassføring nedstraums inntaket. Foreslått minstevassføring var ikkje nok til å skape gode habitattilhøve for laks som er utsett i Dalåa som eit kompensasjonstiltak for tidlegare reguleringar.

For å kompensere for dette vart planlagt fleire kunstige habitat i Dalåa. Desse vart planlagt etter prinsippet om å lage ei «elv i elva» der strømningsstverrsnitt vert redusert for å oppnå større djup/hastighet i elva gitt den reduserte vassføringa.

Bygging av tiltak vart i stor grad basert på modellering av tilhøve før og etter tiltak gjennom bruk av verktøy i vassdragssimulatoren (Harby og Arnekleiv, 1994).

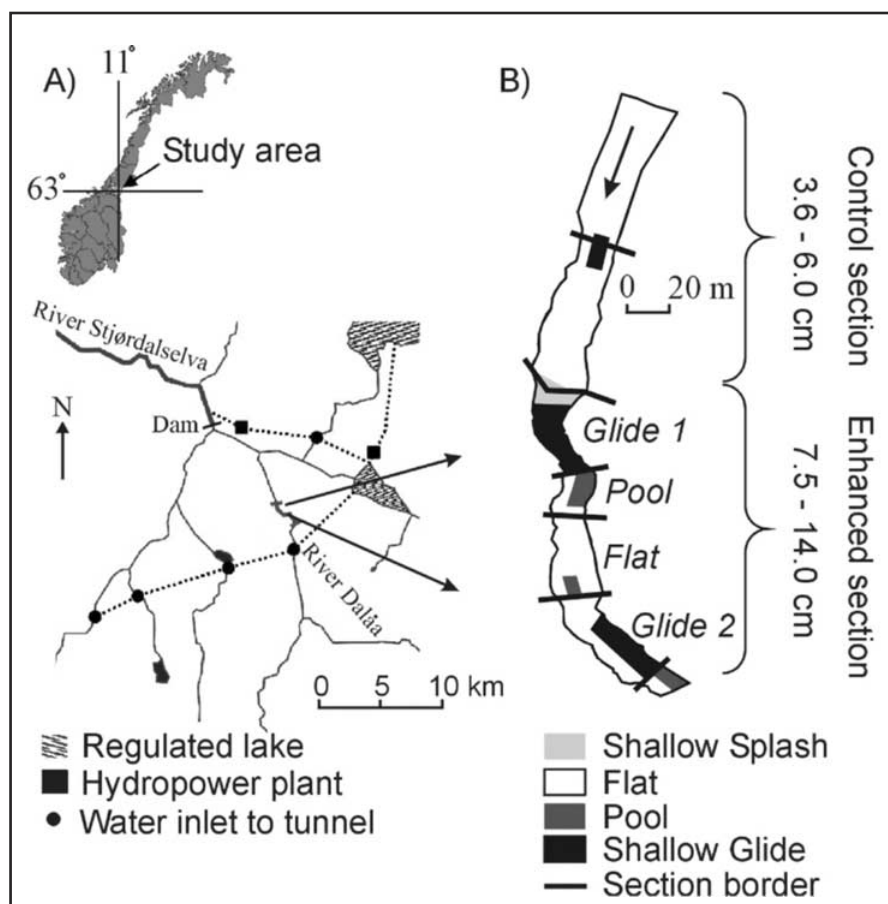


Fig. 129 Skisse av tiltaket på Øyvollen med referansestrekning og tiltakstrekning (etter Linnansaari m.fl. 2009). Glide representerer dei raske strekningane og Pool djupare hølar.

Tiltak

Vassdragssimulatoren vart brukt for å simulere effekta av inngrepet på strekningane i Dalåa. Det vart kombinert ein modell for kraftproduksjon for å få vassføringa etter inngrepet, ein modell for hydraulikk på strekninga og habitatmodellen for å sjå på effekta av ulike kombinasjonar av tiltak. Alt dette vart samanlikna med ei referansestrekning utan tiltak for å vurdere gevinsten av å utføre tiltaka, og det vart vurdert effekt av ulike minstevassføringsar.

Strekninga på Øyvollen vart etter desse vurderingane utforma som ei elv i elva der tverrsnittet vart innsnevra for å utnytte vatnet betre. Det vart laga smale seksjonar med hurtig straum (riffle/glide) og utgravne hølar med større djup. Det vart og lagt ut stein på strekninga for å sørge for skjul for fisken (Harby og Arnekleiv, 1994). Både sprengstein og sikta kuppelstein frå grustak er brukt.

Planar vart lagt for å følgje opp strekninga for å sjå på langtidseffekta av tiltaka på fisk.

I etterkant er det og gjort vurderingar av endringar i fysisk habitat over tid og funksjon av habitatet på vinterstid. Dette var ikkje med i planen frå starten av, men har vist seg å vere nyttige ting å gjere. Spesielt kva som skjer med installasjonane over tid og korleis dette påverkar funksjonen er nyttig informasjon for framtidige prosjekt.

Resultater

Resultata viser at tettleiken av lakseungar er signifikant større i området med tiltak i høve til referanseseksjonen oppstraums (Fig. 130) sjølv om utsettinga av fisk er lik på alle områda (Arnekleiv m.fl., 2002). Undersøkelsane og data er basert på tre omgangar med elektrofiske på hausten etter utsetting og på våren etter isløysinga. Data frå Øyvollen er og samanlikna med data frå Nesheim i Dalåa der det var gjort harving for fjerning av finstoff, og tettleik av fisk på tiltaksområdet i Øyvollen er og signifikant større enn på Nesheim (Arnekleiv m.fl., 2002). Resultata viser at biotopjusteringane som er gjort kan auke berevna for ungfisk i svært stor grad ved lita vassføring. Substrat verkar å vere svært viktig, og når finmasse la seg i den øvste hølen så var der ein klar nedgang i bruken av dette området. Sidan andre variable var tilnærma uendra er det nærliggande å knytte denne effekta til tilgang på skjul.

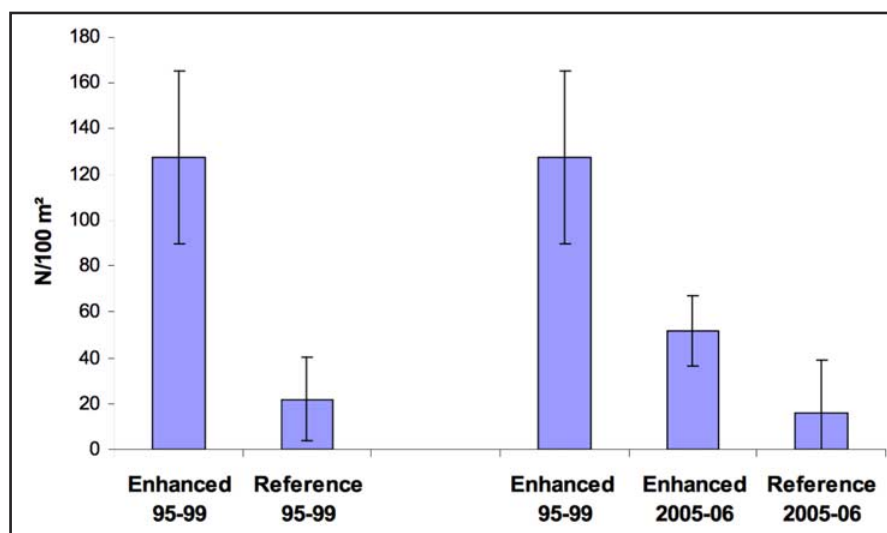


Fig. 130 Tettleik av lakseunger på referanseseksjonen (Reference) og i området med habitatjusteringar (Enhanced) i forskjellige perioder etter at tiltaket var bygd. Figur frå Arnekleiv (2008).

Basert på data frå modellen til Harby og Arnekleiv (1994), er totalarealet i tiltaksseksjonen redusert med omtrent 15% for ei vassføring på 0.5 m³/s. Dette dreiar seg stort sett om areal med grus og småstein som er tørrlagt etter endringane. For ei ytterlegare vurdering av tilgjengeleg areal og arealkvalitet i Dalåa, sjå Arnekleiv og Rønning (2013).

Over tid viste det seg at fine sediment vart akkumulert i den øvste hølen på strekningen. Dette reduserte etterkvart skjulet i hølen, og dette viste seg og i tettleiken av fisk i dette området. Simuleringar med hydraulisk modell (Olsen m.fl. 2004) viser korleis finmassene legg seg opp i dette området ved flom i Dalåa. Dette vart utbedra med maskin, og det viser at det må takast høgde for vedlikehald av habitattiltak.

Ein annan ting som skjedde på Øyvollen var at vegetasjonen på dei gamle elveslettene auka ganske mykje med tida. Dette kan vere positivt for habitatet, men det er ei utfordring for flomhandtering og vegetasjonen er difor fjerna.

Konklusjon

- Utforming av ei elv i elva ved Dalåa fungerte etter planen, og ga langt større tettleik av fisk enn det ein fann på referansedelen av området.
- Den modellbaserte tilnærminga som vart brukt er ein effektiv måte å utgreie alternative løysingar på. Utviklinga innan dette feltet er og slik at vi i dag kunne ha gjort ei slik studie i større detalj og med langt bedre verkty for vurdering og visualisering av effekter.
- Erfaringane frå Øyvollen viser at vedlikehald er naudsynt når ein bygger kunstige habitat.

Referanser

- Harby A. og Arnekleiv, J.V. (1994) Biotope improvement analysis in the river Dalåa with the River System Simulator. - Proceedings of the 1st International Symposium on Habitat Hydraulics: 5 13-520.
- Arnekleiv, J.V., Kjærstad, G., Rønning, L. og Koksvik, J. (2002). Fisk, bunndyr og minstevannføring i elvene Tevla, Torsbjørka og Dalåa, Meråker kommune. Vitenskapsmuseet rapport zoologisk serie 2002-5. ISBN 82-7126-634-9.
- Linnansaari, T., Alfredsen, K., Stickler, M., Arnekleiv, J.V., Harby, A. og Cunjak, R. (2009) Does ice matter? site fidelity and movements by atlantic salmon (*Salmo salar* L.) Parr during winter in a substrate enhanced river reach. *River Research and Applications*, vol.25, p. 773 – 787.
- Arnekleiv, J.V. (2008) Tiltak og undersøkelser i øvre del av Stjørdalsvassdraget i forbindelse med Meråkerreguleringen. http://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/arrangementer/gjenomforte-arrangementer/2009-og-tidligere/2008/workshop-om-beskyttelse-og-forbedring-av-vannmiljo---stjordan-2008/tiltak_i_dalaaa_befaring
- Olsen, N. R. B., Pegg, I., Alfredsen, K. T., Fergus, T. and Fjeldstad, H-P. (2004) «3D CFD modelling of sediment deposition in habitat improvement structures», 5th International Symposium on Ecohydraulics, Madrid, Spain.
- Harby, A., Bakken, T.H., Heggenes, J. & Saltveit, S.J. 1994. Utprøving av Vassdragssimulatoren i Stjørdalsvassdraget. Simuleringer av ungfiskhabitat i Dalåa med modellene HEC-2, ELV og BIORIV. - SINTEF NHL rapport STF60 A94039
- Arnekleiv, J.V. og Rønning, L. (2013) Kraftverkene i Meråker – resultater av habitattiltak og laksekultivering, og plan for kompensasjonsutsetting av laks i sideelver i Meråker. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk notat 2013-4

9.14 Restaurering av tørrlagt elveløp i Røssåga ifbm. flytting av kraftverksutløp

ØYVIND KANSTAD-HANSEN (OYVIND@FERSKVANNSBIOLOGEN.NET)

Faktaboks

- Gjennomføring: 2013 – 2016
- Kostnader: Anleggskostnader ca. 4.000.000 NOK, Planlegging: ca. 600.000 NOK.
- Byggherre: Statkraft Energi AS, Oslo
- Konklusjon: etter vannforskriften er økologisk potensial for fisk endret fra dårlig til godt



Fig. 131 Øvre del av Røssåga («Sjøforsløpet»). Bildet til venstre er tatt i 1953 (før utbygging), bildet i midten viser elva etter 60 år med minimal restvannføring (1–5 m³/s), mens bildet til høyre viser elva slik den er nå.

Bakgrunn

Reguleringene i Røssågavassdraget på slutten av 1950-tallet medførte blant annet at en ca. 650 m lang elvestrekning («Sjøforsløpet») øverst i lakseførende del av Røssåga fikk kraftig redusert vannføring. Restvannføringen har siden variert mellom 1–5 m³/s. Lave vannhastigheter og store områder med stillestående vann har preget elveløpet, og tilslammingen og tilgroingen har vært betydelig (Fig. 131). Ungfiskregistreringer og gytefisktellinger viste at elvestrekningen var uten betydning for fiskeproduksjonen i elva (Ø. Kanstad-Hansen, pers.meddl., Lamberg mfl. 2010).

Når behovet for rehabilitering av Nedre Røssåga kraftverk meldte seg, besluttet Statkraft å bygge et nytt kraftverk (Nye Nedre Røssåga kraftverk). Dette kraftverket ble planlagt med utløp under Sjøforsen, dvs øverst i den 650 m lange, delvis tørrlagte elvestrekningen. Prøveslipp av vann fra inntaksmagasinet lengre opp i vassdraget viste at den planlagte maksimale driftsvannføringen fra det nye kraftverket (85–105 m³/s) ville sette store skogområder under vann. Det ble derfor besluttet at disse skogområdene skulle ryddes, og at en plan for restaurering av elveleiet skulle utarbeides. Restaureringen skulle ha som mål å optimalisere forholdene for ungfisk, og rammene for dette arbeidet ble gitt av den planlagte driftsvannføringen på 30–85 m³/s.

Problemstilling og diagnose

Delvis tørrlagt og tilgrodd elveløp. Elvebunn dekket av sand og dynn, store områder skogbevakst. Tilgroing ville medføre stor oppstuvning av vann under det nye kraftverket.

Ingen gyteområder og lite skjul for ungfisk. Prøveslipp av vann viste at driftsvann-føringen fra det nye kraftverket ville gi svært høye vannhastigheter. Undersøkelser (2009–2011) dokumenterte svært lave tettheter av ungfisk, og ingen gytefisk.

Infrastruktur på land, tilkommet etter utbyggingen på 1950-tallet, krevde nye flomsikringstiltak.

Effektkjøring av det nye kraftverket (innenfor intervallet 30–85 m³/s) ville medføre både hyppig og hurtig variasjoner i vannstand og vannhastighet.

Det «nye» elveløpet skulle optimaliseres for fiskeproduksjon innenfor vannføringer mellom 30–85 m³/s, dvs. habitattiltak som gir skjul for ungfisk, gytemuligheter for voksen fisk og som bidrar til vannhastigheter innenfor preferanseområdene for fisk av ulik størrelse. Habitat- og flomsikringstiltak måtte i tillegg konstrueres slik at risiko for stranding av fisk reduseres ved raske vannstandsendringer.

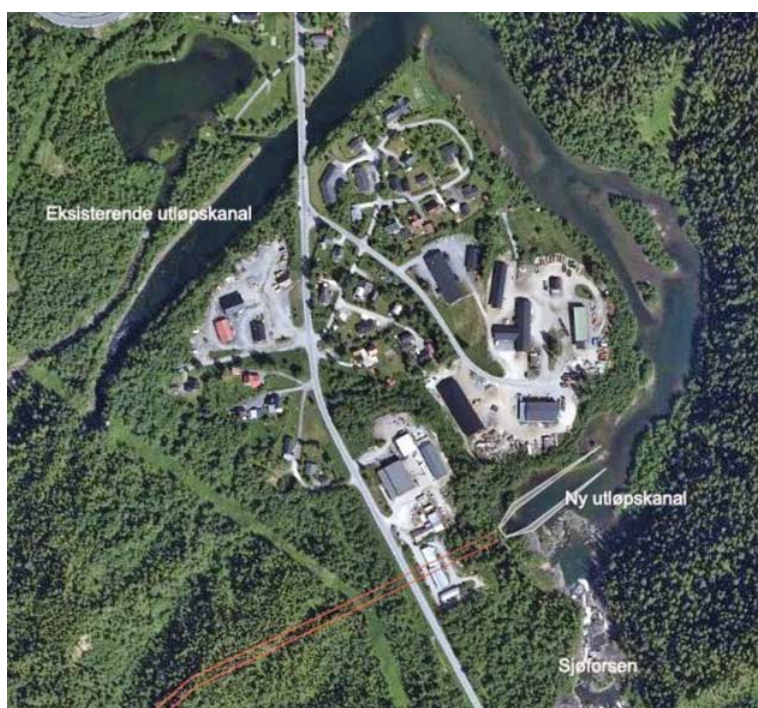


Fig. 132 Utgangspunkt for elverestaureringen; a) i forbindelse med rehabiliteringsplaner for det 60 år gamle Nedre Røssåga kraftverk ble det besluttet å bygge nytt kraftverk, der utløpet ville bli flyttet øverst i tidligere anadrom del av elva. b) og c) Det tidligere tørrlagte elveløpet ville se slik ut ved maksimal driftsvannføring (105 m³/s) i det nye kraftverket

Tiltak

2013: a) Prøveslipp av vann for å simulere planlagt maksimal driftsvannføring (fig. 132). b) Fjerning av skog og bunnvegetasjon innenfor det gamle, uregulerte elveleiet.

2014: a) Beregninger (simulering) av strømforhold og vannhastigheter for ulike tiltaksløsninger (fig. 133). b) Grov-arrondering av elveløpet iht. tiltaksløsninger og profilering av elveleiet og målinger av vannhastigheter (ADCP). c) Nytt prøveslipp for å teste presisjon på simuleringer utført med strømningsmodellen CCHE-2D.

2015: Bygging av nye flomsikringer (fig. 134). For å redusere faren for at fisk strander inne i forbygningene når vannstanden varierer ved effektkjøring, ble kjernen bestående av steinblokker dekket med grus og deretter ble forbygningene dekket med tilførte stein i fraksjoner ra 10–50 cm. To lave terskler ble etablert for å sikre vanndekt areal ved laveste driftsvannføring (30 m³/s), samt for å strømsette områdene nedstrøms.

2015–2016: Sortering av masser i elva ved bruk av roterende sorteringsskuffe på gravemaskin. Fraksjon <5 cm ble tatt ut av elvebunnen. Sorterte steinmasser (20–70 cm) ble tilført fra et nærliggende grustak (til sammen 5.000 m³). I øvre del av «Sjøforsløpet» ble naturlige steinblokker lagt ut i et stort område langs venstre halvdel av elva, mens en dypål ble gravd ut på motsatt side av elva. En strømvise (i form av mange grupper av steinblokker) ble anlagt nærmest utløpskanalen fra det nye kraftverket.

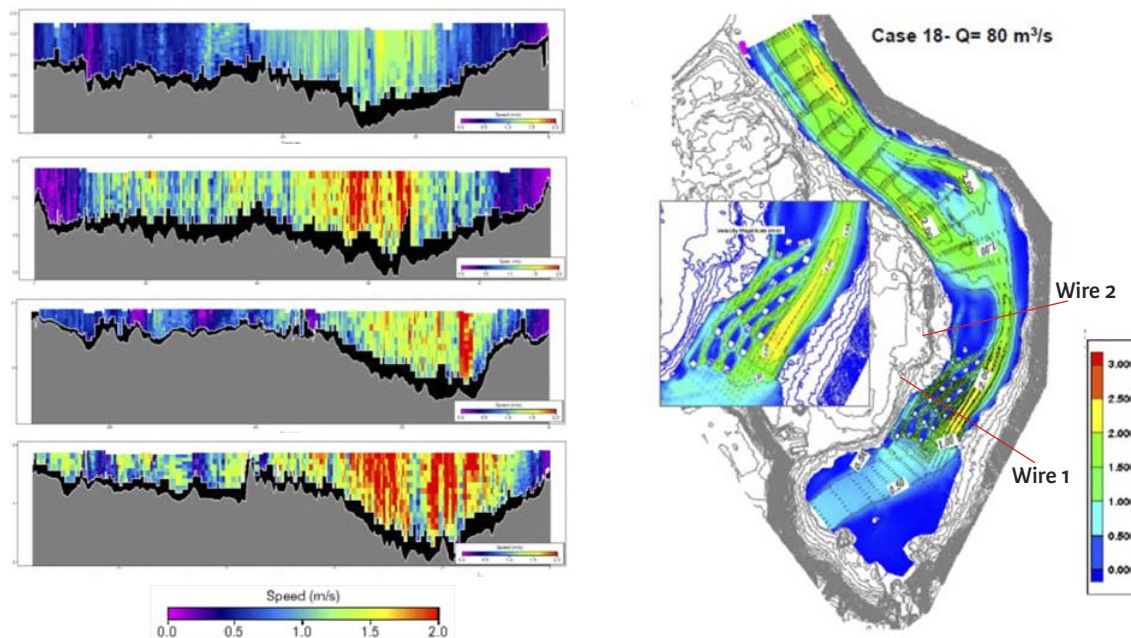


Fig. 133 Simuleringer av vannføringsforhold ved bruk av strømningsmodell (CCHE-2D) og faktisk målte vannhastigheter (ved bruk av ADCP) høsten 2014.

Resultater

Nye Nedre Røssåga kraftverk ble satt i drift 26. juli 2016, og de første fiskebiologiske undersøkelsene i elva (ungfiskregistrering ved elektrisk båtfiske) ble utført etter om lag to måneder med driftsvannføring i «Sjøforsløpet». Gytefisketelling ble utført i midten av oktober. Ungfiskregistreringene viste at laksunger allerede hadde inntatt den nye elvestrekningen, og den relative tettheten var nesten like høy her som i de beste produksjonsområdene lengre ned i elva (fig. 135). Gytefisketellingene viste at vel 50 laks, eller ca. 30 % av all laks observert i Røssåga, hadde opphold i «Sjøforsløpet» under gytetiden.

Konklusjon

Tiltakene sikrer vanddekte arealer når kraftverket effektkjøres, og kombinasjonen av strømvise, dypål og grupper med steinblokk bidrar til at en stor del av elveløpet har vannhastigheter innenfor preferanseområdene for laksefisk.

«Sjøforsløpet» har potensial til å tilføre Røssåga betydelig arealer med godt egnede gyte- og oppvekstområder for laksefisk, men det er for tidlig å konkludere. Miljøtilstanden er endret fra svært dårlig til god tilstand.

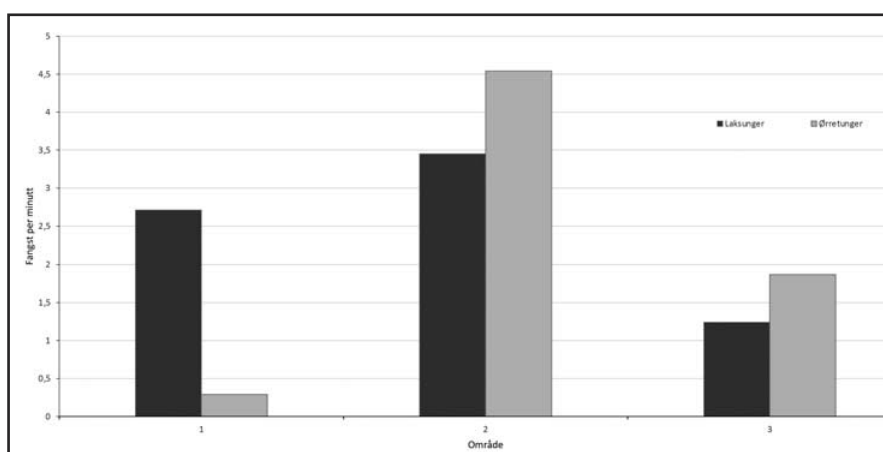
Tab. 1 Resultater av gytefisketelling høsten 2009 og 2010 (før tiltak) og 2016 (etter start av kv.).

	LAKS					SJØØRRET			
	Smålags	Mellomlags	Storlags	Oppdrett	Tot.	<1kg	1–3kg	3–7kg	>7kg
2009	0	1	0	0	1	2	0	0	0
2010	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2016	8	20	25	1	54	15	2	1	0



Fig. 134 «Sjøforsløpet» i Røssåga etter gjennomførte tiltak.

Fig. 135 Fangst per minutt av ungfisk av laks og ørret under elektrisk båtfiske i september 2016. Område 1 er gjennomsnittet for to fisketrekninger i «Sjøforsløpet», mens område 2 og 3 er gjennomsnittet for hhv. seks og fire fisketrekninger nedstrøms «Sjøforsløpet». (Data er bearbeidet fra Bremset mfl. 2017).



Referanser.

- Bremset G, et al. (2017) Fiskebiologiske undersøkelser i Røssåga. Årsrapport for 2016. NINA Rapport 1367:34 s.
- Lamberg A, et al. (2010) Gytefiskregistrering i Rana og Røssåga i 2008–2010. VFI-rapport 15/2010:19 s.

9.15 Økning av skjul og gyteareal i kraftregulerte Aurlandselva – Miljødesign i praksis

ULRICH PULG, OLA UGEDAL, CHRISTOPH HAUER, BJØRN-OTTO DØNNUM, BJØRN T. BARLAUP, ULRICH.PULG@UNI.NO

Faktaboks

- Gjennomførte habitatiltak: Ripping og utlegging av gytegrus 2010–2016.
- Konklusjon: Tettheter av ungfisk har økt sett for hele Aurlandselva og spesielt i tiltaksområder. Etter vannforskriften betraktes økologisk potensial for fisk som forbedret.
- Tiltakshaver E-CO Energi, Oslo med NORCE LFI, NINA, BOKU Wien, Cedren Envidor
- Typisk «Miljødesign» tiltak
- Kostnader: Anleggskostnader ca. 670.000 NOK



Fig. 136 Ripping (venstre) og utlegging av gytegrus (høyre)

Bakgrunn

Det ble funnet meget lite gyteareal i Aurlandselva i 2009 (0,4 %). Også skjul (hulrom) i substratet var langt mindre enn forventet i elvebunnen som er dominert av rullestein (10–50 cm), noe som i utgangspunkt kan gi mye skjul. Gjennomsnittlig vektet skjul for hele Aurlandselva ved vintervannføring var 5,6 i 2013. Årsak til dette var mest sannsynlig en forandring i sedimentregime med langt mindre flommer etter kraftregulering (1970–1979) samt erosjonssikring langs elvebreddene. Grus kunne fortsatt spyles ut i den bratte elven mens rullestein ble liggende stabilt uten at det kom vesentlige mengder med nye løsmasser fra sidene. Transport ovenifra er naturlig begrenset av Vassbygdvatnet. Over årtider ble hulrommene fylt med finsediment og elvebunnen grodde igjen med mose og alger, selv om det ikke er spesielt mye finsedimentutslipp eller forurensing i Aurlandselva.

Problemstilling og diagnose

Etter omfattende kartlegginger ble det stilt diagnose som beskrevet i Forseth & Harby (2013). Gyteplasser for laks og sjørret ble vurdert som dårlig fordelt, gyteareal som for lite og skjul i elvebunn som for lav. Situasjonen ble vurdert som kunstig redusert grunnet kraftregulering og fysiske inngrep og sammenlignet med lignende elvestrekninger (Pulg et al. 2013).

Tiltak

2010–2016 ble det lagt ut gytegrus på hydraulisk og biologisk egnede områder. Stedene ble valgt etter undervannskartlegging, hydraulisk oppmåling og delvis hydraulisk modellering. Samlet ble det lagt ut 1000 m³ gytegrus på mange



Sjøørret klar til gyting på utlagt gytegrus



Ungfisk av ørret i skjulrik elvebunn.

forskjellige plasser. Metoden er beskrevet på s. 122. 2014–2016 ble det samlet rippet et areal på 6,1 ha (26 % av elvearealet). Metode brukt er beskrevet på side 134. Hovedvekten av tiltakene var i nedre del av Aurlandselva (3,4 ha 33%). I tillegg ble det restaurert sideløp, (disse dataene presenteres ekstra, se s. 181)

Resultater

Gyteareal ble økt fra 880 m² (0,4 %, 2009) til 6640 m² (3,2 %, 2016), antall gyteplasser økte fra 30 til 243. Gjennomsnittlig skjul for hele elvearealet økte fra 5,8 til 9,2 i nedre del av Aurlandselva fra 4,7 til 8,4 (vektet skjul).

Forventet levetid til gyteplasser ble beregnet til 10–15 år. Sedimentasjon etter ripping vurderes som lav og forventet varighet estimeres til over 10 år. Estimatenes er imidlertid ikke ferdig evaluert siden tiltakene er relativt unge og enkelte hendelser (skred, utslipp) kan endre mye på kort tid.

El-fiske på et stasjonsnett på over 18 stasjoner i Aurlandselva gjennomført av NINA tyder på at ungfisktetthet av ørret har økt, både årsyngel og eldre ungfisk. Dette gjelder særlig for nedre deler av elva. Uni Miljø LFI's el-fiske ved 6 forsøksgyteplasser gir et lignende bilde.

Punktelfiske 2016 gjennomført av Uni Miljø LFI på rippete områder og urippede referanseområder med ellers lignende habitatforhold, tyder på at det finnes i snitt nærmest dobbelt så mange ungfisk per el-fiske punkt (1,9) på rippete arealer enn i referanseområder (1).

2009–2014 har innsig av gytefisk økt og med dette antall egg som ble gytt. Dette har bidratt til økt rekruttering. Økning av ungfisktettheter er signifikant større i tiltaksområder enn i referanseområder. Derfor konkluderes at tiltak har bidratt vesentlig til positiv utvikling av ungfisk. Dersom det relativt tette stasjonsnettet er representativt for elven totalt, forventes en betydelig økning av ungfiskproduksjon i Aurlandselva mellom 2009 og 2016.

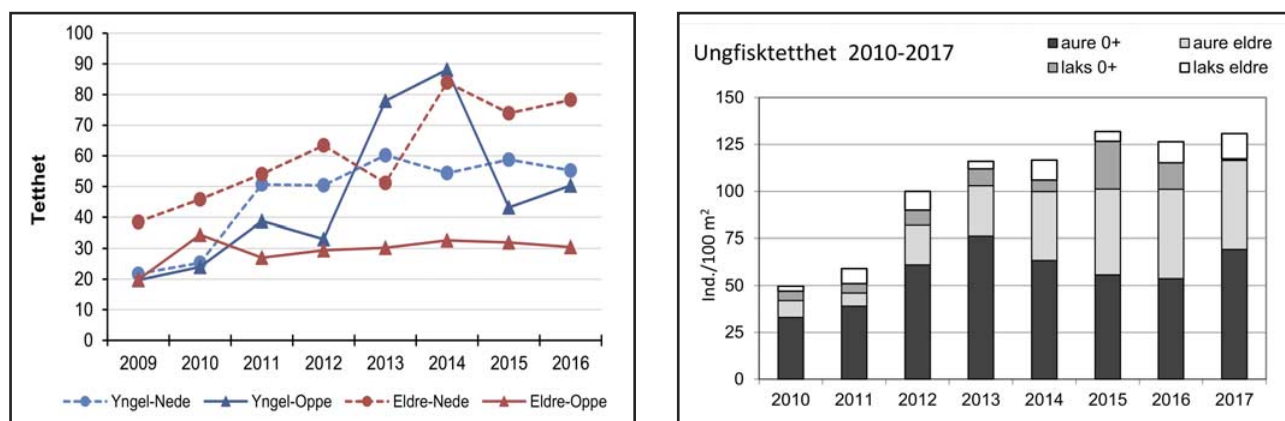


Fig. 137 Venstre figur viser ungfisktetthet av ørret basert på el-fiske data fra NINA 2009–2016 (Ugedal et al 2017) i nedre og øvre Aurlandselva (16 stasjoner, grense Tokvamsbrui). Høyre figur viser ungfisktettheter fra Uni Miljø LFI ved 6 restaurerte gyteplasser (2010–2017).

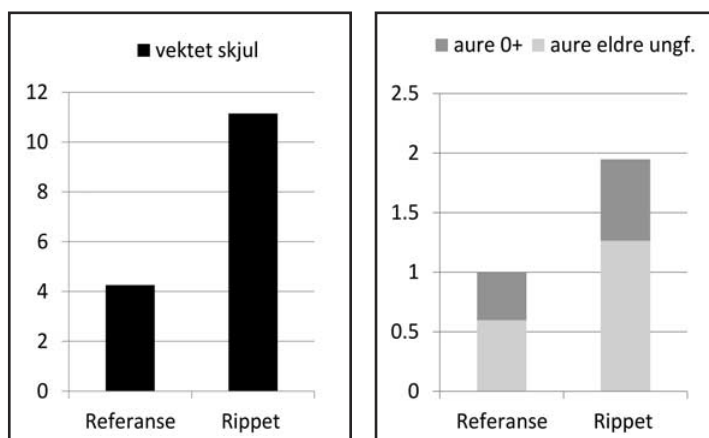
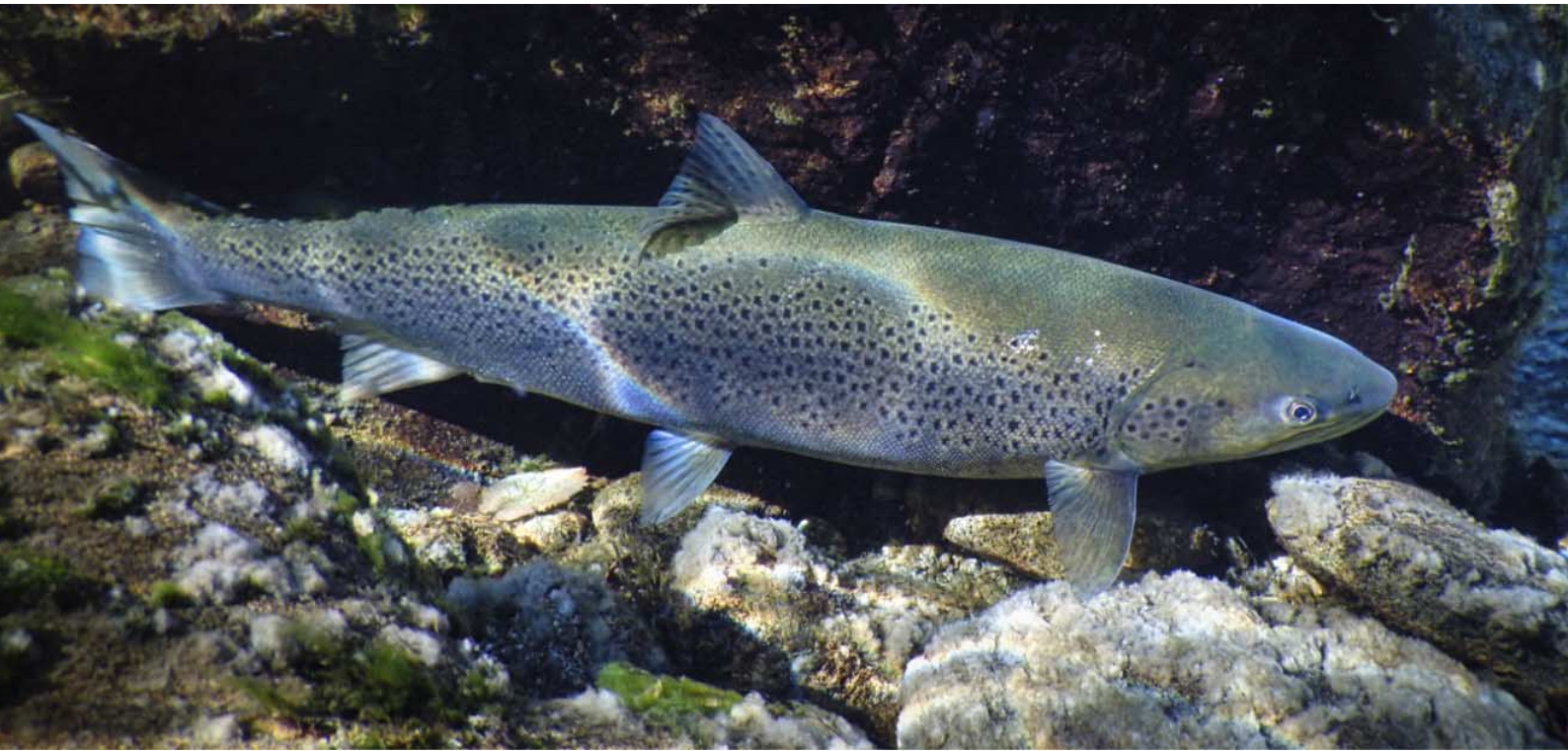


Fig. 138 Bildet til venstre viser urippet referanseområde, til høyre rippet elvebunn. Figuren til venstre viser at det finnes betydelig mere skjul på rippete områder (basert på 57 punktmålinger på rippet areal og 57 på referanseområde). Figuren til høyre viser antall ungfisk fanget med punkt-el-fiske (n=114). Fangstareal per punkt ligger ved ca. 1–2 m².

Konklusjon

- Kartlegging av fysiske habitatforhold og diagnose var viktige forutsetninger for valg og dimensjonering av tiltak
- Grusutlegg og ripping fungerte etter hensikten under forholdene i Aurland med elvebunn dominert av rullestein (10–50 cm) og liten andel fluvial sedimenttransport.
- Ungfisktettheter har økt sett for hele elva i overvåkingsperioden, særlig i tiltaksområder
- Vedlikeholdsintervall for tiltakene er sannsynlig 10–15 år eller mer.



Sjørørret i Aurlandsvassdraget

Referanser.

- Forseth, T. & Harby, A. (Red.) Ola Ugedal, Ulrich Pulg, Hans-Petter Fjeldstad, Grethe Robertsen, Bjørn Barlaup, Knut Alfredsen, Håkon Sundt, Svein Jakob Saltveit, Helge Skoglund, Eli Kvingedal, Line Elisabeth Sundt-Hansen, Anders Gravbrøt Finstad, Sigurd Einum og Jo Vegar Arnekleiv 2013: Håndbok for miljødesign I regulerte vassdrag. *NINA-Temahefte 52*, 90 s
- Pulg, Ulrich, Bjørn T. Barlaup, Helge Skoglund, Tore Wiers, Sven-Erik Gabrielsen, Eirik S. Normann 2013: Gyteplasser og sideløp i Aurlandsvassdraget. *UNI Miljø LFI rapport nr. 221*. Uni Research Bergen
- Ugedal O, Forseth, T., Skoglund H., Pulg U. 2018: CEDREN EnviDORR-rapport Aurlandsvassdraget. *NINA rapport, in prep.*

9.16 Redusering av gassovermetning i Modalselva og Matreelva

ULRICH PULG, ULRICH.PULG@UNI.NO

Faktaboks

- Gassovermetning redusert ved hjelp av fysiske tiltak
- Ristrensker (Matreelva) og struping av bekkeinntak (Modalselva)
- Gjennomføring: 2012 (Matre) og 2016 (Modalselva)
- Byggherre: BKK, Bergen
- Konklusjon: Gassovermetning ble redusert. I Matreelva økte ungfisktetthet ndf. utløp

Bakgrunn

Gassovermetning oppstår når gass løses i vann under trykk og trykket så reduseres, samt ved raske temperaturøkninger. Gassovermetning kan føre til gassblæresyke hos fisk. Verdier mellom 103 og 110 % betraktes som kronisk og kan særlig være skadelig i klekkerier og oppdrettsanlegg, der fisk ikke kan kompensere ved å oppsøke dypere vannlag med høyere trykk. Verdier over 110 % gassmetning kan føre til akutt fiskedød og betraktes som skadelig i elver for laksefisk i USA og Kanada.

Ved Hommelfoss kraftverk i Matreelva ble det observert fiskedød (2009). Logging av gassovermetning viste at det forekom gassovermetningsepisoder opptil 130 % TGP (total gas pressure) om våren og høsten når isflak eller løv tilstoppet inntaksristen og det forkom virvler med luftinndrag. I Modalselva ble det observert lave ungfisktettheter nedenfor utløp Hellandsfossen kraftverk som er elvekraftverk med en vertikal lavtrykks francisturbin med maks. slukeevne på 55 m³/s og fallhøyde på 78 m (BKK).

Gassmetningsmålinger fra og med 2013 viste at det forekom regelmessige perioder med gassovermetning mellom 120 og 130 % nedenfor kraftutløpet. Enkelte ganger kunne gassmetning nå kortvarige topper på 153 % og 168 %. Gassovermetningsperiodene falt sammen med mye nedbør eller vårløsning og mye vann i bekkeinntak. Men også ved visse driftssituasjoner oppsto gassovermetning på lavere nivå (opptil ca. 116 %). Analyser tyder på at overmetning hovedsakelig forårsakes av luft som blir dratt inn fra bekkeinntak men at også Francis turbinen bidrar ved spesielle betingelser. Ved lav turbinvannføring (12–8 m³/s) dannes overmetning ved luftinndrag i Francisturbinen, opp mot ca. 113 – 115 % maks 117 %.

Problemstilling og diagnose

Matreelva: For høy gassovermetning i perioder grunnet tilstopping av inntak

Modalselva: For høy gassovermetning i perioder grunnet periodisk luftinndrag i bekkeinntak og kjøring av francisturbin ved spesielle vannføringer

Tiltak

Matreelva: Installasjon av automatisk ristrensker i 2012.

Modalselva: Struping av bekkeinntak siden august 2016.

Resultater

I året etter at ristrensker var i drift i Hommelfoss kraftverk (Matreelva) ble det ikke observert gassovermetning over 110 %. Ungfisktettheter har økt på stasjonen nærmest kraftutløpet (snitt eldre ungfisk fra 18 til 38 ind./100 m²) og nådd normale verdier i elven.

I Modalselva har maksimale verdiene etter tiltaket blitt redusert fra 168 % til 117 %. Tiden over 110 % er redusert fra 15,5 % til 0,7 %. Evalueringen er ikke

avsluttet enda men utviklingen inntil nå, tyder på at tiltakene har redusert gassovermetning vesentlig – men fortsatt finnes kortvarige topper opptil 117 %. For å redusere overmetning ytterligere anbefales å tilpasse drift og kjøring av Francis turbinen samt å tilpasse og automatisere vannføring i bekkeinntakene.

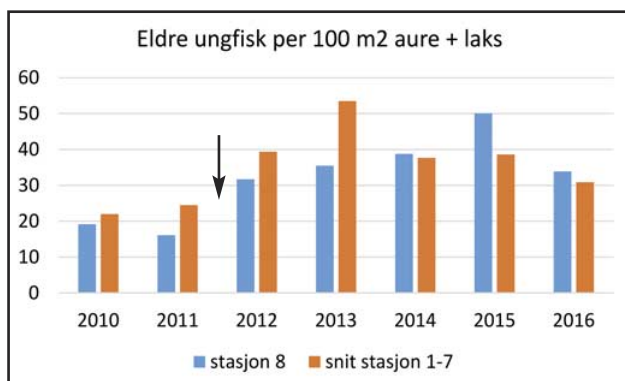


Fig. 139 Ungfisktetthet eldre ørret og laks i Matreelva (Nordhordaland) 2010-2016 på st. 8 (350 m fra kraftutløp) og st. 1-7 lengre nedenfor. Før tiltak mot gassovermetning (2012) var snittet på st. 8 lavere enn ellers i anadrom del (18 ind./100 m²). Etter at gassovermetning var redusert (pil) økte tettheten på stasjon 8 signifikant (snitt 38 ind./100 m²). På venstre ristrenskeren som hindrer inndrag av luft (Foto: BKK).

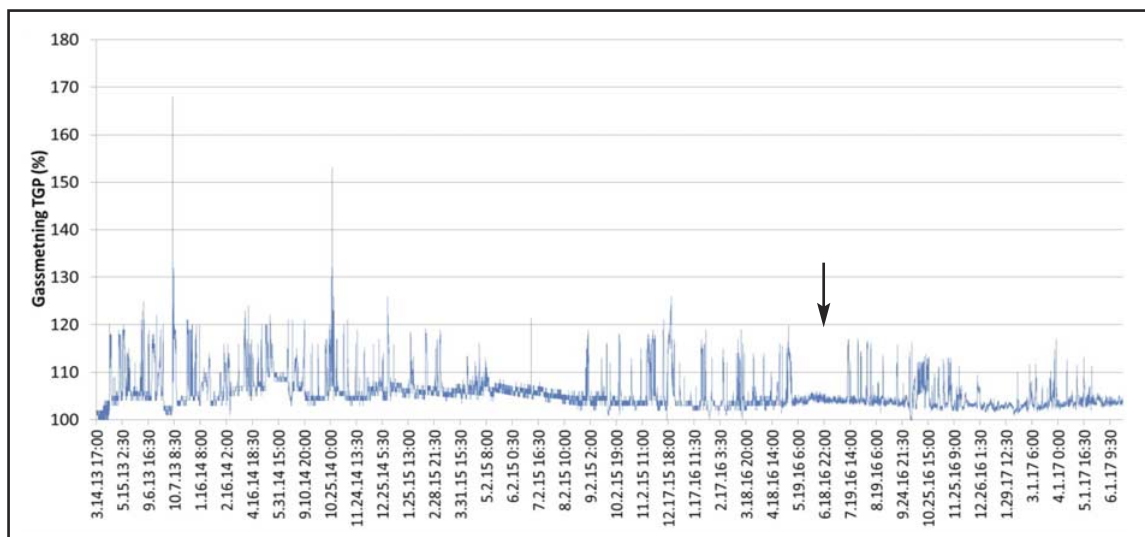


Fig. 140 Gassmetningskurve fra Modalseva (Nordhordaland) 2013–2017, pilen merker stenging av bekkeinntak i 2016. I gjennomsnitt ble 110 % gassmetning overskridet i 15,5 % av tiden før 2016 og 0,7 % av tiden etterpå.

Konklusjon

Hindring av luftinndrag ved hjelp av ristrensker i Hommelfoss kraftverk viste seg å redusere gassovermetning tilstrekkelig.

Struping av bekkeinntak reduserte gassovermetning i Modalseva signifikant, men fortsatt finnes overmetningsperioder ved spesielle driftssituasjoner av francisturbinen.

Som videre tiltak vurderes en energidreper i sjakten under et bekkeinntak samt å montere automatisk, fjernstyrt luke i det andre inntaket. Med dette vil forbislipp av vann kunne minimeres samtidig som luftinndrag vil kunne hindres. Dessuten vurderes en kjørestrategi av francisturbinen, med formål å redusere overmetningen.

Referanser

- Pulg U., Gabrielsen S-E. Norman E. 2013: Gassmetning i LIV-elver. Uni Miljø LFI notat 11/2013. Uni Research Bergen.
- Olsen E.E., Pulg U. Stranzl. S 2017: Gassmetning i Modalseva. Uni Miljø LFI rapport - i trykk . Uni Research Bergen

9.17 Oppvekstbiotop for elvemusling, Haukåsvassdraget i Bergen kommune

HÅVARD BJORDAL, MILJØSJEF I BERGEN KOMMUNE, HAVARD.BJORDAL@BERGEN.KOMMUNE.NO

PER JAKOBSEN, PROFESSOR I BIOLOGI, UNIVERSITETET I BERGEN, PER.JAKOBSEN@UIB.NO

Faktaboks

- Gjennomføring: 2014 – 2016, bygging 2015
- Kostnader: Anleggskostnader ca. 1,3 mill. kr + egeninnsats med planlegging. Finansering av Miljødirektoratet, Bergen kommune + sponsing fra Fana stein og gjenvinning, Haukås jordsortering
- Ansvarlig: Bergen kommune grunneier og byggherre. Entreprenør Magne Løvås
- Konklusjon: Målet om god økologisk tilstand i hovedelven er så langt ikke nådd. For å sikre rekruttering ble det bygget en muslingbekk – et sideløp i Haukåsvassdraget. Kontroll 31.08.17 viste god vekst og overlevelse av juvenile muslinger



Fig. 141 Fig 1. Kart fra 1904 viser de sentrale deler av Haukåsmýrene som da var naturlig myr og våtmark. Musling-biotopen ble bygget i en sidebekk,, tidligere flere krokete småbekker, vist til venstre på kartet. Større utsnitt fra ortofoto 2016 viser at store deler av nedbørsfeltet nå er omgjort til industri og byggeland. Haukåsmýrene/gården ligger som et rektangel sentralt i øvre del av bildet.

Bakgrunn

Haukåsvassdraget ligger helt i nord i Bergen kommune. Nedbørsfeltet er knapt 9 km² og lengden er vel 6 km. Stor flomvariasjon. Restpopulasjonen av elvemuslinger kan ved rettsprotokoller dokumenteres tilbake fra 1600-tallet.

Bergen kommune kjøpte et større våtmarksområde, etablerte en arbeidsgård og et moderne gårdsbruk på Haukåsmýrene først på 1900-tallet. Jordbruket utviklet seg over hele vassdraget; vann ble senket, nydyrking, kanalisering og drenering. Senere kom siloslått og utslipp frem til ca. 1985. Deretter fulgte en periode med sterk urbanisering og utbygging. Elvemuslingene ble faktisk antatt å være utdødd inntil 2002. Da ble noen hundre gamle, muslinger påvist – et typisk trekk der miljøtilstanden er for dårlig til rekruttering.

Miljøtilstand og tiltak ble raskt klarlagt ved tett samarbeid mellom forvaltning og fagmiljø.

Problemstilling og diagnose

- Omfattende utbygginger i nedbørsfeltet, kompleks avrenning fra mange kilder
- Høy konsentrasjon av finpartikler og næringssalt, oksygenmangel i sedimentene

Tiltak

- Omfattende kartlegging av både diffuse og punktutslipp. Anmodning og pålegg om å stoppe/reducere forurensning.
- To viktige utfordringer måtte løses for å redde elvemuslingbestanden; a) muslingen måtte hjelpes med rekruttering b) elvens miljøforhold måtte forbedres.
- Informasjon om hensyn til elvemusling utbyggere. Eks. Statens vegvesen omarbeidet reguleringsplan for nye tunnel/E39, lagt miljøoppfølgingsprogram og sedimentasjons anlegg for å beskytte vassdraget, til sammen ca. 7 mill kr.
- Lokal forankring: Vennelag for vassdraget arbeider med fisketrapp ved Hylkjestemma. Åsane historielag dokumenterer muslingens historie, Haukås skole adopterer elven.
- Skaffe finansiering, kultivering av elvemusling, bygge muslingbiotop, FOU-arbeid.



Fig. 142 **Tv. Elvemuslingbekken på Haukås ligger omgitt av tykke lag med 8 mm grus. Naturstein stabiliserer kantene. Noe jord legges tilbake på toppen og tilsådd med en gressfrøblanding som får dype røtter. T.h. Steinar Kolås, Rådgivende biologer, konstaterer god vekst på muslingene etter 8 måneder i «nyebekken».**

Muslingbiotopen

Vannet i den 140 m lang meandern renner både i bekken og gjennom sandbankene i svingene der de små muslingene vil grave seg ned. Biotopen er bygget i en sidebekk i et kulturlandskap etter et tsjekkisk konsept. Sidebekken ble først på 1900-tallet kanalisert som et hovedutløp for en rekke dreneringsgrøfter. Gårdsdriften er nesten opphørt, men jorden er enda næringsrik. En avskjæringsgrøft for å unngå næringstilslutning fra slåttemarken på sydsiden ble gravd i 2016.

Det erfares at slike anlegg skaper gode oppvekstforhold både for musling og ørret. Når muslingene blir noe større, kan de slippe seg og drive med vannet ut til gunstige steder i hovedelven. I Tsjekkia slår og komposterer de også gresset rundt muslingbekken. Dette vil skape gode næringsvilkår for muslingen. En forenklet variant av slik gressbehandling utprøves også på Haukås fra sommeren 2017.

Det må nevnes at Haukåsmyrene, som ligger sentralt i vassdraget, allerede er utpekt som et prioritert restaureringsområde for våtmark. Hovedelven som nå er kanalisert tett inntil E39 planlegges tilbakeført i et naturlig leie i trygg avstand fra veien. Ved restaurering av våtmarken blir hensynet til elvemuslingen en svært viktig premiss i tillegg til våtmarksfugl. På 1990-tallet var dette også Hordalands største vipelokalitet. Elvemuslingbiotopen og våtmarksparken på Haukås skal ikke bare sikre biologisk mangfold, men til sammen også bli en viktig arena for læring og opplevelse.

Resultater

- Stadige forbedringer av elvemuslingkultivering. Univ. Bergens anlegg på Austevoll er blitt en suksess som gir håp for både Haukås-muslingen og andre truede bestander.
- Muslinger fra Haukås er blitt pionærer i kultiveringsarbeidet. Fra 2010 er en rekke årsklasser blitt tatt inn i anlegget. Første satt tilbake i 2016. Så langt gode resultat.
- Ennå for tidlig å vite sikkert hvordan elvemuslingbiotopen vil fungere. Den biologiske og vannkjemiske utviklingen følges. En prøveboks med kultiverte elvemuslinger ble utsatt januar 2017. Etter 8 måneder viste alle elvemuslingene betydelig vekst.

Konklusjon

Situasjonen i det lille urbane Haukåsvassdraget er uoversiktlig. Det vil ta tid å oppnå sikker og stabil «god økologisk tilstand». Kultiveringen av elvemusling er allerede en suksess. For å lykkes med tilbakeføring av muslinger til morelvene, må miljøforholdene forbedres. Tilrettelagte oppvekstbiotoper kan bli et supplement i bevaringsarbeidet. Muslingbiotopen på Haukås blir her et nyttig prøveprosjekt.



Elvemusling i typisk habitat i
Håelva/Rogaland
(Foto: Helge Skoglund)

Referanser

- Hobæk, A. Johnsen G.H. Raddum, G.G. & Kålås, S. 2004. Elvemusling i Haukåselva. Bestandsstatus, reproduksjon og vannmiljø, NIVA 4805–2004
- Eilertsen, L.E. Hellen B.A. Kambestad, M. Kålås, S. & Johnsen. G.H. 2017. Kartlegging av forurensningskilder i fire vassdrag med elvemusling i Hordaland.

9.18 Sikker opp- og nedstrømsvandring for fisk ved kraftverk Herting i Åtran, Sverige

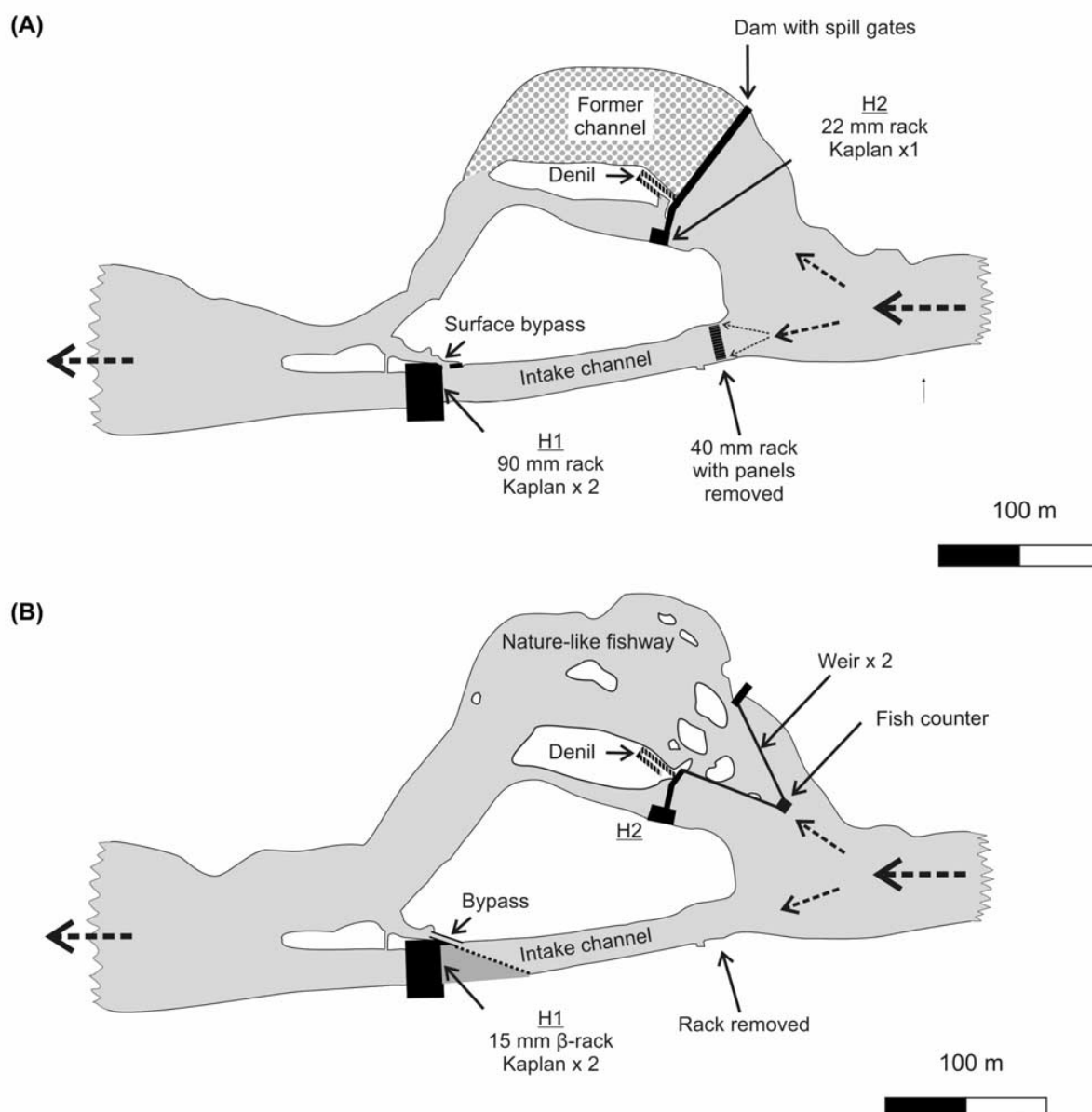
OLLE CALLES, OLLE.CALLES@KAU.SE, NIKLAS EGRIELL, ULRICH PULG

Faktaboks

fisk (brukes delvis også til nedvandring)

- Tiltak 2 (2013): β -varegrind med 15 mm spaltevidde og fluktåpning for nedvandring
- Har mer en 90 % passasjeeffektivitet og betraktes som «best practice» for konnektiviteten av laks og ål.
- Også ørret observeres hyppig og sannsynligvis fungerer tiltakene like bra for den arten, men den er enda ikke nærmere undersøkt. Havniøye har blitt observert ved oppvandring.
- Prosjektgjennomføring: Falkenberg kommune, Falkenberg Energi AB, med Fiskevårdsteknik Sverige AB
- Kostnader: Totalt 29,3 millioner SEK for fiskepassasjer, 8 m. SEK for ny gang- og sykkelveg med bro. Redusert energiproduksjon grunnet økt vannføring i omløp ca. 2 m. SEK/år. Finansiering: Havs & Vattenmyndigheten (18,8), Europæisk fiskerifond (7,8), Trafikverket (1,5), Falkenberg kommune (eier Falkenberg Energi AB). Kilde: Falkenberg energi, Karl-Göran Olofsson.

Fig. 143 Herting kraftverksdam med to kraftverk (H1 og H2), før (A) og etter (B) forbedring av fiskepassasje. Stiplede piler indikerer strømretning. Figur fra Nyqvist et al. (2017).



Bakgrunn og problemstilling

Herting kraftverk virket som vandringshinder og hadde opprinnelig en Denilpass for oppstrøms passasje. Nedvandrende fisk måtte svømme gjennom kraftverksturbinene, eller kunne svømme over damkronen ved høy vannføring. Kraftverket har Kaplan-turbiner, og direkte overlevelse av mindre fisk, særlig smolt, var relativt høy. Overvåkingen indikerte likevel at fisk ble skadet og hadde en høyere sekundær dødelighet. Det ble besluttet å installere best mulige tiltak for å fremme fiskevandring både opp- og nedstrøms. Data om vannføring og kraftverk finnes i tabellen under.

Tiltak

For å sikre oppvandring ble det nordlige løpet forbi kraftverket restaurert til et naturtypisk omløp med en vannføring på minst 11 m³/s (Fig. 144). Kraftverket settes først i drift når fiskepassasjen har minst 11 m³/s og det er nok vannføring utover dette. Kraftverksdammen i øvre enden av det restaurerte løpet, er utformet som V-formete ledevegger som fører til en fisketeller.

For å sikre nedvandring av fisk ble det installert en β -finrist (varegrind) med vinkel på 30 grader til elvebredden (Fig. 145). Varegrinden står vertikalt foran kraftinntaket og har horisontale komposittspiler med 15 mm spaltevidde. Den renses med en automatisk ristrensker. Varegrinden er 40 m lang og har et areal på 80 m². Den fører til en vertikal spalteformet fluktåpning og videre til et omløp nedover. Omløpet har et fangstkammer til registrering av fisk.

Tekniske data:

Oppvandring: Naturtypisk omløp		Nedvandring: β -varegrind med fluktåpning	
Lengde	400 m	Lengde	40 m
Bredde	middel 47 m, 5 m ved inntak	Høyde	2 m
Høydeforskjell	4,65 m	Spiler	Horisontale
Gradient	1,2 %	Spaltevidde	15 mm
Vannføring (Q)	minst 11 m ³ /s	Fluktåpning	Vertikal
Q middel	57 m ³ /s	Areal	80 m ²
Maks. slukeevne	40 m ³ /s + 25 m ³ /s	Maks. slukeevne β -rist	40 m ³ /s
Morfologi	Stryk	Vannhastighet gjennom β -rist	< 0,5 m/s



Fig. 144 Øvre del av det naturtypiske omløpet med V-formet demning (Foto: Olle Calles).



Fig. 145 β -varegrind med fluktåpning (bakgrunn) uten og med vann. Varegrinden har horisontale spiler med 15 mm spaltevidde, automatisk ristrenskning og vertikal fluktåpning som også brukes som spyleluke (Foto: Olle Calles).

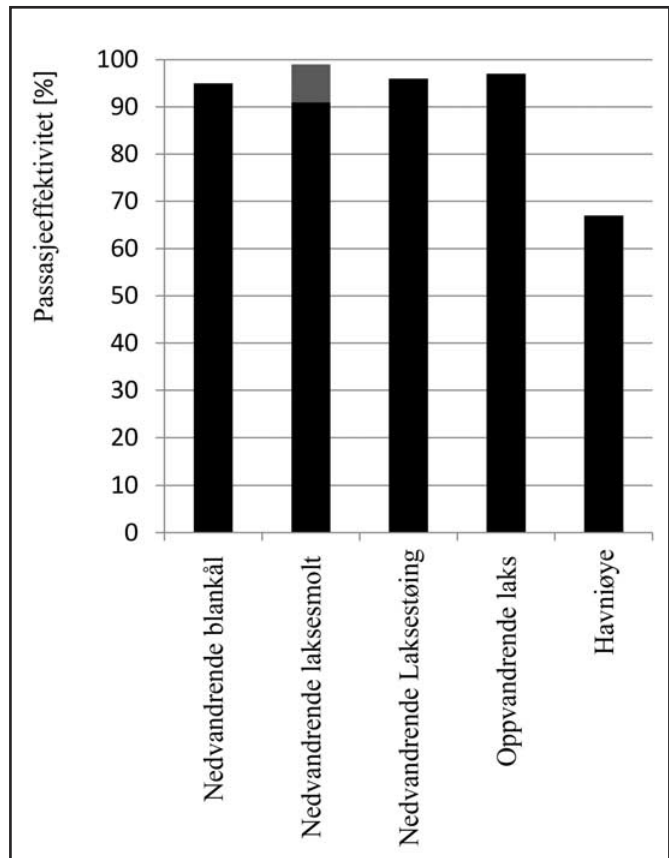


Fig. 146 Flutkåpning med spyleluke (venstre bilde, Foto: Olle Calles) og passasje-effektivitet [%] for ål, laks og havniøye (få individer) etter tiltaket.

Resultater

For oppvandrende laks økte passasjeeffektivitet fra 70 % (Denil) til 97 % (naturlig omløp). Tiden fiskene brukte på å vandre opp ble redusert fra 21 døgn til 4 døgn. Passasjeeffektivitet for oppvandrende havniøye økte fra null til 67 % (få individer observert). Også for ørret og ål ble det rapportert om økende oppgang men dette er ikke ferdig utredet. Det understrekes at det er viktig med en tydelig lokkestrøm ved inngangen av omløpet slik at fiske finner veien opp. Overvåking av det naturlige omløpet viser dessuten at den har en funksjon som habitat med en betydelig ungfiskproduksjon av laks (Spjut & Degermann, in prep.)

Etter at beta-varegrinden med fluktåpning har blitt installert, har 91-98 % av laksesmolten passert via omløpet – ikke gjennom turbinen som før. Passasje-effektivitet for nedvandrende laksestøinger økte fra 80 % til 96 %. Før overlevde 71 % av blankålene (gjennom Kaplanturbinene), etter tiltakene har blitt realisert, overlevde 95 % (gjennom fluktåpning og omløp). Det anbefales en vannføring i fluktåpningen på minst 0,5 m³/s for å oppnå høy passasjeeffektivitet.

Konklusjon

Med en passasjeeffektivitet på over 90 % for laks og ål betraktes både beta-varegrinden med fluktåpning og det naturtypiske omløpet som meget vellykket. I Sverige vurderes den løsningen som beste tilgjengelige praksis for å fremme konektivitet for artene i lignende situasjoner.



Blankål har hatt høy passasje-effektivitet etter bygging av en 15 mm β -varegrind med fluktåpning (Foto: Olle Calles)

Referanser.

- Lindhage, C. 2013: Hertingprosjektet. *Svensk Fiske* 2/2013., s. 9-11.
[http://www.fvt.se/download/Herting/Svf_nr1_2013_webb\[4\].pdf](http://www.fvt.se/download/Herting/Svf_nr1_2013_webb[4].pdf)
- Calles, Olle, Jonas Christiansson, Stefan Kläppe, Ingemar Alenäs, Simon Karlsson, Daniel Nyqvist, Mats Hebrand 2015: Sluttrapport Hertingprojektet – Förstudie och uppföljning av åtgärder för förbättrad fiskpassage 2007-2015. *Teknisk rapport. Naturresurs rinnande vatten, Biologi*, Karlstads universitet
- 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>.
- Prosjektside: <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/vagledningar/provning-och-tillsyn/dammar-och-vattenkraftverk/nya-ron-om->

9.19 Sedimentforvaltning og habitattiltak i Nausta

ESPEN OLSEN ESPEDAL, ESES@NORCERESEARCH.NO OG OLA UGEDAL ,OLA.UGEDAL@NINA.NO

Faktaboks

- Økning av morfologisk variasjon og skjul i ensformet bred med akkumulasjon av finsedimenter
- Tiltak: Sedimentforvaltning med uttak av masser, sikting av masser, steinutlegg
- Ungfisktettheter av eldre ungfisk har økt i tiltaksområder
- Strekningen ble også et mer attraktivt fiskeområde
- Økt avløpstverrsnitt og flomkapasitet, samt lettere isgang
- Gjennomføring: Nausta elveeigarlag i samarbeid med NORCE LFI



Fig. 147 Øverst: Tiltaksområder før- (venstre) og etter (høyre) habitatforbedrende tiltak. Nederst: Bilder fra arbeidet med å legge ut siktet stein som skjul for ungfisk.

Bakgrunn

Produksjon av eldre ungfisk (1+, 2+, 3+) av laks i deler av Nausta ble betraktet som begrenset grunnet mangel av skjul i elvebunnen (Ugedal mfl. 2013). En viktig konklusjon i NINAs omfattende og langvarige overvåking av ungfisk i Nausta var å prøve steinutlegg for å øke skjul i elvestrekninger med finsedimentbunn. Elven har gjennomgått en rekke endringer som tørrlagte sideløp, utretting, erosjonssikring og ikke minst fjerning av kantvegetasjon. Også arealbruken i nedbørsfeltet har endret seg med årene og det er økt tilførsel av finsediment fra land- og skogsbruk særlig fra hogstflater. En kartlegging viste høy transport av sand i bekker fra hogstflater. Finsedimentene avsettes i roligere partier av elven. Særlig i nedre del av elven hadde dette ført til en økning av elvebunn og oversvømmelsesfare samt reduserte habitatforhold med svært lite skjul. Tidligere ble det dessuten hentet ut sand og fingrus av elven, men dette opphørte etter vassdraget ble vernet i 2005. Uttaket hadde i sin tid negative miljøeffekter siden man tok ikke hensyn til livet i elven.



Nausta ovenfor finsediment-akkumulasjonen – Slike skjulrike partier var forbilde for utforming av tiltaksområdene og steinutlegg. Det ble ikke innført en fremmed morfologi i elven.

En kartlegging 2015 leverte grunnlagsdata og informasjon om tilstanden i vassdraget. Det ble også målt opp topografiske tverrprofiler for å kunne beregne hydrauliske rammeforhold som gradient og avløpstverrsnitt. Basert på kartlegging og oppmålinger ble det utarbeidet en arbeidsplan for to delstrekninger av Nausta med ensformet finsedimentoppsamling. Arbeidet som ble planlagt gikk ut på å sikte bunnsubstrat for sand og fingrus, etablere en naturtypisk elvemorfologi med dypåler, brekk, stryk og høler samt utlegg av stein (0,1 –2 m). Uttak av sand og tilbakeføring av stein >64 mm ble gjort for å øke skjultilgang for eldre ungfisk, dypåler bidrar til redusert isoppstuvning ved isgang (flomfare), mens utlegg av storstein ble gjennomført for å skape skjul/standplasser for voksen fisk og skape varierte hydrauliske rammer.



Fig. 148 Grove masser siktet for sand og fingrus legges ut langs bredden av Nausta.

Problemstilling og diagnose

Økt tilførsel og opphoping av finsedimenter. Lite skjul, lite morfologisk variasjon. Lave tettheter av eldre ungfisk. Vassdragsvernet hindret kraftutbygging og masseuttak, men arealbruksendringer og finsedimentutslipp samt mindre inngrep forekom fortsatt (erosjonssikring, fjerning av kantvegetasjon og døde trær). Dessuten var det inngrep fra før slik som stenging av sideløp eller utretting av meandersvinger. I summen medførte dette en økning av oversvømmelsesfare og redusert miljøforhold

Tiltak

- Kartlegging av elvetyper, sediment og morfologi.
- Uttak av finsedimenter, på definerte steder til definerte tider (august og september).
- Tilbakeføring av grove masser som rullestein for å øke skjultilgang for ungfisk
- Naturtypisk utforming med reetablering av variert elvemorfologi med naturtypiske brekk, stryk, høler, bakevjer og dypåler.
- Steingrupper/buner samt enkeltstein på flere lokasjoner på strekningen. Utlegg av stein for å skape hydraulisk variasjon og standplasser for voksen laks
- Kompakte steinsedimenter ble harvet for å skape mer skjul og gytemuligheter

Resultater

Skjulverdiene i områdene det ble gjennomført tiltak i har økt siden gjennomførelsen, ettersom bunnsubstratet ble grovere og fikk mer hulrom tilgjengelig for fisk. Sett over hele arealet av området økte gjennomsnittlig vektet skjul i det nedre tiltaksområdet (Grimseth/Jonstad) fra 3,2 (Lite skjul) til 5,1 (Middels skjul). Dette gjennomsnittet er imidlertid regnet ut ifra endringen i skjul over hele arealet, hvorav noen områder (f.eks gyteområder) forble uendret i forhold til planen. Om man ser isolert sett på lokasjoner hvor det ble gjort tiltak i området var økningen mer markant, skjultilgangen økte f.eks fra lite- til svært mye skjul på vestsiden av Brokøyna. I det øvre tiltaksområdet (Horstad) økte gjennomsnittlig vektet skjul over hele områdets areal fra 4,8 (Lite skjul) til 9 (Middels skjul). Skjultilgangen ble altså omtrentlig doblet over hele arealet. Også her er endringen enda mer markant om man ser på enkeltområder (se Figur 149).

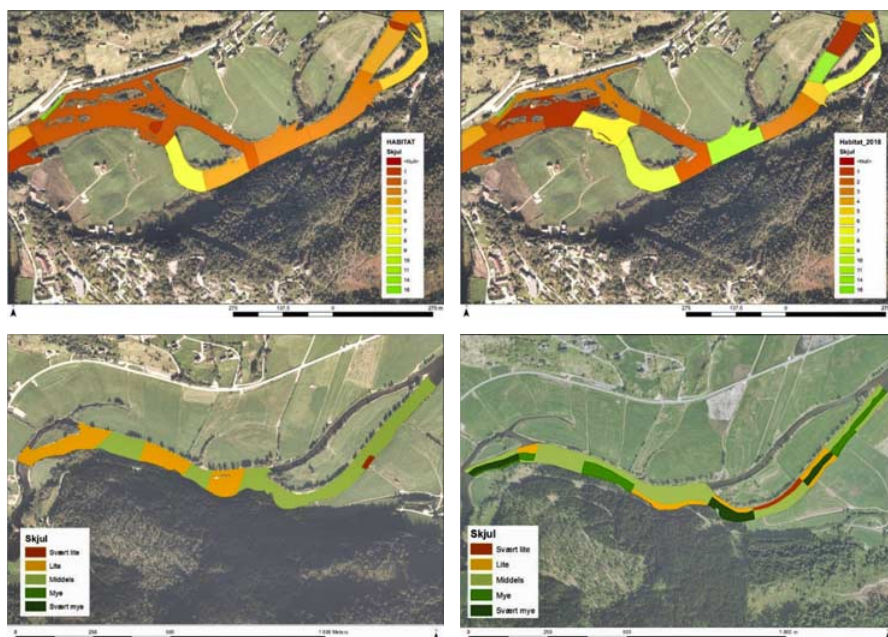


Fig. 149 Øverst: Skjul i elvbunnen før- (venstre) og etter (høyre) tiltak mellom Grimseth/Brokøyna ned forbi Jonstad til bassenget ovenfor Naustdalsfossen (2017–2018). Nederst: Skjul i elvbunnen før- og etter tiltak ved Horstad (2017–2020).

Habitattiltakene hadde en effekt på tettheten av eldre og større laksunger i tiltaksområdet. På de fem stasjonene som var påvirket av habitattiltak varierte den beregnede tettheten av eldre laksunger i 2018 fra 48 til 143 individer per 100 m². Dette var vesentlig høyere enn hva tetthetene var på stasjon 2 og 3 før tiltakene ble gjennomført (fig. 150). Den høyeste tettheten registrert på én av disse to stasjonene i tidligere år har vært 21 individer per 100 m² på stasjon 3 i 2010. I motsetning til tidligere år ble det også funnet til dels høye tettheter av presmolt (dvs laksunger ≥ 12 cm som sannsynligvis vil vandre ut som smolt til neste år) på disse stasjonene. Presmolt utgjorde om lag 16 % av fangsten av eldre laksunger på tiltaksområdet i 2018 (30 av 196 individer).

I 2019 varierte tettheten av eldre laksunger fra 31 til 135 individer per 100 m² på de seks stasjonene som var påvirket av habitattiltak (fig. 150). På de fleste stasjonene var tettheten i 2019 noe lavere enn i 2018, men forskjellene var små. Andelen presmolt i fangsten var imidlertid noe høyere i 2019 (22 %) enn i 2018 (16 %). Det nye stasjonsnettet som fiskes på tiltaksområdet har både stasjoner med svært gode leveområder for store laksunger (mye hulrom (skjul) i elvebunnen pga. utlagte stein), men også stasjoner hvor elvebunnen bare er rensket og som i mindre grad har fått økt mengde hulrom. I 2018 og 2019 var tettheten av eldre ungfisk på stasjoner i tiltaksområdet med relativt lite hulrom i substratet på samme nivå eller noe høyere enn på referansestasjonene (stasjon 4-6) utenfor Grimset (fig. 150).

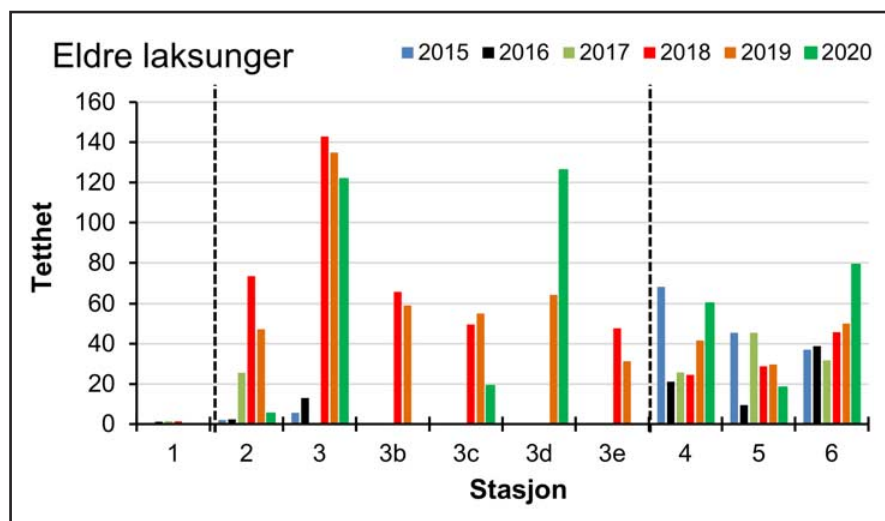
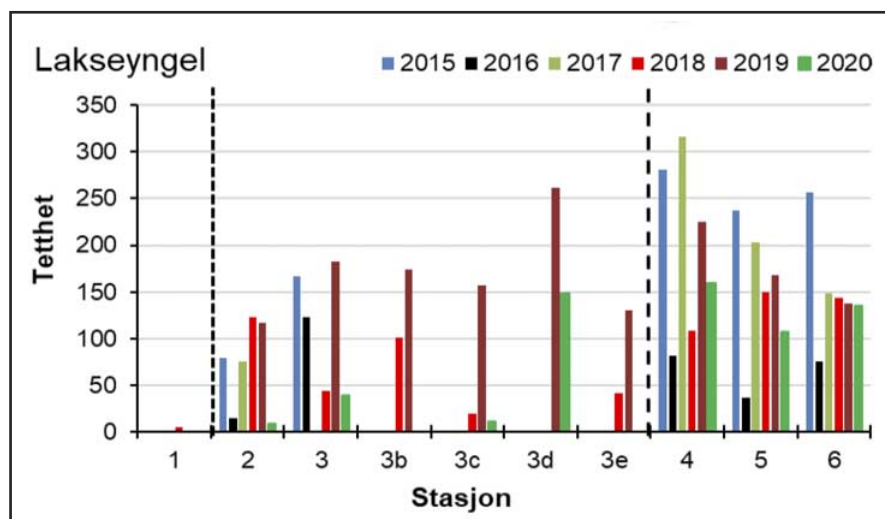


Fig. 150 Beregnet tetthet (antall individer per 100 m²) av årsyngel og eldre laksunger ($\geq 1+$) på ulike stasjoner i de nedre deler av Nausta i 2015-2020. Skala på y-aksen er forskjellig i de to panelene. Stasjon 1 ligger et stykke nedstrøms tiltaksområdet. Stasjon 2 ble flyttet noe i 2017 slik at hele denne stasjonen nå ligger på tiltaksområdet. Stasjon 3 ligger på om lag samme sted i elva som tidligere, men habitatforholdene på denne stasjonen er vesentlig endret til det bedre for store laksunger som følge av tiltakene. Denne stasjonen ble ikke fisket i 2017. For å undersøke utviklingen i tetthet av ungfisk over tid ble det opprettet tre nye stasjoner i 2018 (stasjonene 3b, 3c og 3e) og en stasjon i 2019 (stasjon 3d) innenfor tiltaksområdet. Stasjon 3b og 3d ble ikke fisket i 2020. Stasjon 4-6 ligger et stykke oppstrøms tiltaksområdet (utenfor Grimset) og tjener som en kontroll på utviklingen i ungfiskbestand i denne delen av elva. Her var habitatforholdene for eldre ungfisk bedre enn i tiltaksområdet før 2017.

I 2020 varierte tettheten av eldre laksunger mye på de 4 stasjonene som ble fisket. To av stasjonene, 3 og 3c, hadde høye tettheter av eldre laksunger (om lag 120 individer per 100 m²), mens de to andre hadde lave tettheter. Lav tetthet på stasjon 2 skyldes trolig forstyrrelser i forbindelse med utlegging av mer stein i området. Lavere tetthet kan også skyldes at enkelte stasjoner får gradvis dårligere habitatforhold etter som nytt finsediment tilføres området.

For å oppsummere så har tettheten av eldre laksunger økt betydelig i tiltaksområdet i nedre del av Nausta. Dette området har nå også fått arealer som har gode leveområder for store laksunger og resultatene tyder på at smoltproduksjonen i den nederste delen av Nausta har økt som følge av tiltakene.

Høsten 2019 og 2020 ble det også gjennomført habitatiltak på et større område noe oppstrøms Hovefossen ved Horstad. I det berørte området har NINA tre stasjoner for elektrisk fiske. På grunn av endringer i elvebunnen på stasjonene og anleggsaktivitet i området kort tid før elfisket, ble disse stasjonene ikke fisket i 2019. I 2020 ble det funnet til dels svært høye tettheter av eldre laksunger (mer enn 200 individer per 100 m² på den ene stasjonen) på to stasjoner som hadde fått bedre habitatforholdene som følge av tiltakene, mens den tredje stasjonen, som ikke var vesentlig berørt, hadde om lag samme tetthet som tidligere.

Oppmåling av transekter med differensiell GPS har i tillegg vist at avløpstverrsnittet har blitt økt i tiltaksområdene, som et resultat av netto masseuttak. Dette gir økt plass til vannet ved flommer og letter sannsynligvis isgangen i vassdraget.

Konklusjon

- Bedre skjulforhold har bidratt til større tetthet av eldre lakseunger
- Større variasjon, stein, brekk, stryk, hølør og dypåler har gitt naturtypiske habitater og standplasser for fisk
- Økt vanndyp og avløpstverrsnitt i tiltaksområdene har bidratt til mer plass til vannet ved flom, og trolig bedre transport av is ved isløsning.
- En viktig forutsetning er at sedimentforvaltningen gjennomføres på definerte steder og tider basert på en grundig kartlegging. Graving fra midten av oktober til juli bør unngås i Nausta.
- Et viktig tiltak er å redusere finsedimenttilførsel i elva, f.eks. ved hjelp av sandfang i tilløpsgrøfter samt mer skånende hogst og arealbruk.

Kostnader:

Pulg et al. (2020) har beregnet anleggskostnader på 31 NOK/m² (2017-kr).



Fig. 151 Eksempelbilder av substrat før- (venstre) og etter (høyre) tiltak.



Fig. 152 Ungfisk av laks på det «nye» substratet i Nausta.

Referanser:

- Pulg, U., Stranzl, S., Espedal, E.O. (2017). Habitattiltak i Nausta – arbeidsbeskrivelse. *LFI Notat 3/2017*.
- Ugedal, O., Forseth, T. & Fiske, P. 2013. Biologisk delplan for Nausta. - *NINA Rapport 923*. 44 s.
- Pulg, U. Stranzl, S. Espedal, E.O., Gabrielsen S-E., Postler, C., Ugedal. O., Jensås, G.J., Bremset, G., Fjeldstad H-P, Alfredsen, K. 2020: Effektivitet og kost-nytte forhold av miljøtiltak i vassdrag. *NORCE LF-rapport 360*, Norwegian Research Center LFI, Bergen, 84 s

9.20. Ny giv for sjøørretbekkene i Verdal: Lokalt engasjement, forskning og restaureringstiltak

STIAN STENSLAND OG THROND HAUGEN, NORGES MILJØ- OG BIOVITENSKAPELIGE UNIVERSITET (NMBU).
STIAN.STENSLAND@NMBU.NO

Faktaboks

- Forskning og overvåking av 40 bekker i Verdal i regi av NMBU siden 2015
- 12 masterstudenter på prosjektet så langt.
- Ulike aktiviteter som beregning av tapt ungfiskproduksjon, årlig tetthetsfiske, bunndyrundersøkelser, PIT-telemetri og ungfiskvandring, evaluering av restaureringstiltak, kantsoneforvaltning.
- NMBUs aktiviteter som katalysator for lokalt engasjement og restaureringstiltak. Informasjon og medvirkning viktig.
- Kostnader forskning og overvåking: PIT-telemetriutstyr i 6 bekker ca 500,000. Merker ca 30,000 per år. Drift og reise for NMBU ca 200,000 per år.
- Eksempel, kostnader tiltak: i) Rassikring i Brokskitbekken 2019-2020 på 9 mill kroner (NVE og Verdal kommune). ii) Oppskruving av løsterskler i kulverter i Valbekken 2019. Gjort på dugnad av Verdal JFF m.fl. Kostnader terskler 20,000 kr (Redd Villaksen).
- Konklusjon: NMBUs aktiviteter har gitt økt fokus på bekkene, skapt lokalt engasjement, og tiltak er gjennomført/planlagt. Bekkene er løftet opp til politisk behandling i kommunen. Etter vannforskriften er økologisk tilstand for fisk allerede året etter tiltak, endret fra dårlig/moderat til svært god for flere av elfiskestasjonene i Brokskitbekken og Valbekken.
- Følg prosjektet på Facebookgruppa «Sjøørretbekker i Verdal»

Fig. 153. Til høyre: NMBU på elfiske i nyrestaurert bekk med 6. klasse Stiklestad skole.

Til høyre under: Velvillige grunneiere som Randi og Andreas Valsø er avgjørende når tiltak skal gjennomføres og forankres.

Under: Brokskitbekken er sentral i skolens læreplan, og inkluderer også kontakt med forvaltning og politikere. Foto: Stian Stensland



Bakgrunn

Rapporter fra 80-, 90-, og 2000-tallet har vist at det står dårlig til med ungfiskproduksjonen i de om lag 40 sjøørretbekkene i Verdal. Per 2017 var bekkene beregnet til å produsere maks 20 % av mengden ungfisk sammenlignet med 1950-tallet? og de store endringene i jordbruket med bekkelukking, kulverter, kanalisering, og fjerning av kantskog [1]. Siden 2009 har alt fiske etter sjøørreten i Trondheimsfjordelvene inkludert Verdalsvassdraget vært forbudt på grunn av små bestander.

Brokskitbekken ble i 1972 lagt i rør 160 m for få et stabilt fundament for utbygging av fjøs i et kvikkleireområde. Røret gjorde at fisken ble avskåret fra 2,2 km (5000 m²) med bekk oppstrøms. I 2015 utførte NMBU [2] elfiske i bekk, og påviste lave fisketettheter og lite med gytesubstrat nedstrøm røret. Avisoppslag, en velvillig grunneier, og engasjement fra bekkenabo Stiklestad skole gjorde at fisk ble viktig da området skulle rassikres (kvikkleire) i 2019–2020 [3]. Ved rassikring ble forhold for fisk og bekk som økosystem vektlagt.

Valbekken ble lagt 30 m i rør på 1980-tallet for å kunne kjøre over med landbruksmaskiner. Fisk fikk da kuttet gyte- og oppvekstområder med ca 2 km (3000 m²). Ved elfiske i 2017 fant NMBU fisk nedenfor røret, men ingen fisk i stasjoner ovenfor røret [4]. Grunneiere oppstrøms hadde ikke sett fisk på om lag 50 år.

Problemstilling og diagnose

- Brokskitbekken 2015: Fiskens vandring til historiske gyteområder stoppes pga bekkelukking (160 m). Få fisk, svært dårlig økologisk tilstand nedenfor bekkelukking/rør. Ingen fisk ovenfor, mye silt, leire, smal bekk som har gravd seg ned i landskapet. Mangler gyte- og grovsubstrat.
- Valbekken 2017: Bekkelukking (30 m) stopper fiskens videre vandring 2 km oppstrøms. Ingen fisk her. Nedenfor bekkelukking bra med fisk (63 per 100 m²), men noe begrenset med gytesubstrat.

Tiltak

- Brokskitbekken 2019–2020:
 - a) Rassikring mot kvikkleire på en strekning på ca 1,5 km. Bekkeløpet gjort bredere, gyte- og grovt substrat lagt ut over sprengstein i bunn, kulper og stryk anlagt, stubber tatt vare på for etablering av ny skog (gråor, hegg, selje/pil) langs kantene.
 - b) Mai 2020: Ny 100 m lang kulvert med innebygde terskler erstatter det gamle røret, og gir fri fiskevandring for både ungfisk og gytefisk i nye 2,5 km (derav ca 1 km restaurert bekkeløp). Pga grunnforhold/kvikkleire ble ikke bekk lagt i dagen, men beholdt i rør i 100 m.
- Valbekken, august 2019: Skruvd opp 10 stk løsterskler («New Zealand flexi baffles») [5] i det 30 m lange kulvertørret, samt tre-fire terskler per kulvert i tre kulverter oppstrøms. Gir fiskevandring til nye 2 km med delvis svært godt habitat.

Resultater

Brokskitbekken: 30. september 2020 (4 mnd etter bekkeåpninga) elfisket NMBU og fikk 9 ungfisk (8–15 cm) på en 150 m lang strekning ovenfor den gamle bekkelukkinga [6]. Ytterligere en fisk (10 cm) ble funnet 1,5 km ovenfor. Fisken som ble fanget lengst opp har vandret minst 2 km oppstrøms etter at bekk ble åpnet. Elfiske i 2015 [2] ga tetthet på 6 fisk per 100 m² (svært dårlig økologisk tilstand) i stasjonen nedenfor bekkelukkinga. Elfiske i august 2020 før gyting

hadde funnet sted, altså kun innvandret fisk, ga en tetthet på 55 fisk/100 m² (god økologisk tilstand) i samme stasjon [6]. Jevnt med årsyngel (0+, ca 40 mm lengde) den 3. 6. 2021 på hele den nyrestaurerte 500 m lange strekningen nedenfor den gamle bekkelukkinga. Hele den neste 1,5 km restaurerte strekningen ovenfor gården ble elfisket, og 16 fisker (8-20) cm funnet. Ingen årsyngel her. Årsyngel funnet ytterligere 300 m lengre oppe, og stammer trolig fra ett enkelt gytepar.

Valbekken: I september 2019, 2 uker etter oppskruving av terskler ble det observert 3-4 fisk (10-15 cm, 1+) oppstrøms røret. Ved NMBU sitt elfiske i oktober 2019 ble det observert gytepar og ungfisk 1,5 km oppstrøms røret [7]. Elfiske i august 2020 viste at fisken hadde gytt jevnt på den åpnete strekningen. Tettheter på de tre stasjonene ovenfor røret på hhv 111, 188, 297 fisk/100 m². Også nedenfor røret fant vi en økning i tetthet fra 64 fisk per 100m i 2017 til 308 i 2020 [5].

Data fra vårt merkeprosjekt i andre Verdalsbekker viser at ungfisk av ørret (7-20 cm) vandrer betydelig innad og mellom bekker. Ungfisk ned i 7-10 cm kan vandre ut fra bekken der den ble merket, svømme 4-5 km oppstrøms hovedelva, før den går opp i en annen bekk [8, 9].

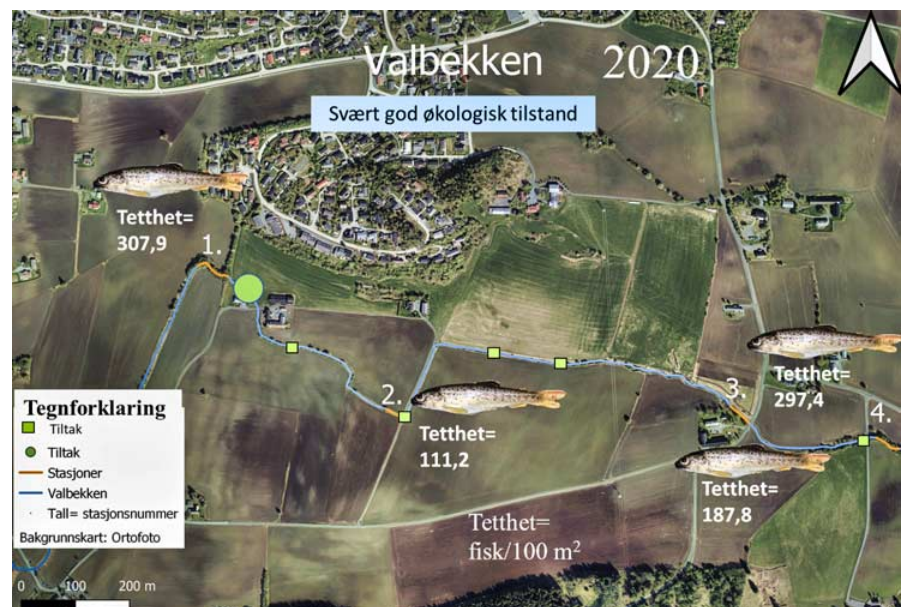
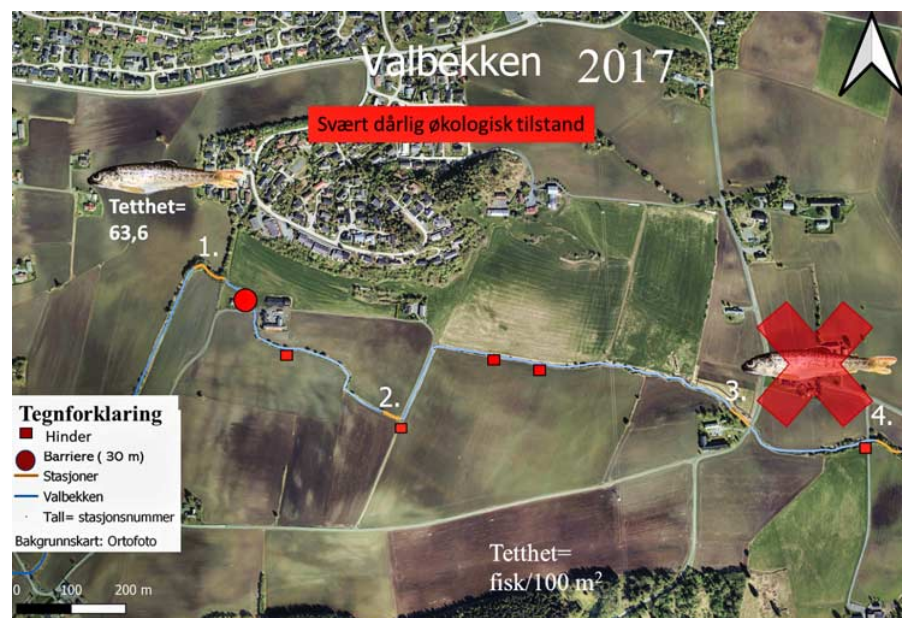


Fig. 154. Situasjonen i Valbekken før (2017) og etter (2020) montering av løsterskler i fiskesperrende kulvert (pkt 1) august 2019. Tettheter gått fra null til 111-297 fisk/ 100 m² i elfiskestasjonene 2-4 etter første gyting. I stasjon 1 nedenfor tidligere sperre en økning fra 64 til 308 individer/100 m². Bilder: Emilie Pedersen



Fig. 155. Over: Ti løsterskler i et 30 m langt rør senker vannhastigheten og skaper kulper slik at fisken kan passere og få 2 nye km med bekk. Materialkostnader 13,000 kr. Tersklene distribueres av SWECO i Norge.

Konklusjon

- Fjerning av vandringsbarrierer slik at sjøørreten igjen får tilgang på historiske areal kan gi rask rekolonisering av fisk og dermed økt rekruttering, og bedret økologisk tilstand for vannforekomsten.
- Oppskruving av terskler i kulvertrør kan være en billig og effektiv måte å fjerne vandringsbarrierer i de tilfeller det er vanskelig å fjerne selve kulverten. Tiltaket kan ha begrenset varighet (holdbarhet til terskler), men gjør at man kommer raskt i gang og får data som viser at vandringsfremmende tiltak nytter før mer varige tiltak planlegges og iverksettes.
- Både ungfisk og gytefisk av sjøørret kan ta i bruk nye arealer og svømme langt oppstrøms umiddelbart etter åpning av nye arealer.
- Restaurering av bekkeløp i Broskitbekken har gitt mer fisk og bedre leveområder.
- Det kan være store naturlige svingninger i fisketetthet i små sjøørretbekker så det er viktig å fisketettheter og tiltakseffekter over tid.
- Involvering av lokale krefter (skoler, politikere, grunneiere, JFF, m.fl.) i planlegging, gjennomføring og evaluering av tiltak kan gi økt engasjement og driv for arbeidet i sjøørretbekkene.

Under: Samarbeid mellom lokal ildsjel Terje Jünge, John Olav Larsen Verdal jeger- og fiskerforening, NMBU ved Stian Stensland og grunneier Reidar Berg når løsterskler skrus opp. Finansiering ble gitt av Redd Villaksens bekkfond. Foto: Stian Stensland



Referanser

- Hol, E. (2018): *Tapt areal og produksjonsevne i Verdalsvassdragets sjøørretbekker*. (M Sc), NMBU, Ås. <http://hdl.handle.net/11250/2565784>
- Hol, E., Stensland, S., Haugen, T. O., & Bergan, M. A. (2019): Metode for beregning av tapt ungfiskproduksjon, og økologisk tilstandsklassifisering av sjøørretbekker i henhold til vannforskriften. *Vann* (3), 179-189.
- Lund, S. D. (2020). *Vandringsdynamikk og overlevelse hos ungfisk av sjøørret (Salmo trutta) i seks sidebekker til Verdalselva*. (M.Sc.), NMBU, Ås.. <https://hdl.handle.net/11250/2683458>
- Nese, R. J. (2019). *Growth, survival and migration of juvenile brown trout (Salmo trutta) in six tributaries to river Verdalselva: connectivity and source sink dynamics*. (M Sc), NMBU, Ås. <http://hdl.handle.net/11250/2612485>
- New Zealand Fish Passage Advisory Group. 2020: *Installation of Flexi-baffles to restore fish passage in a very long culvert*. Lesson Learnt 008. June 2020 V1. Department of Conservation, New Zealand. <https://www.doc.govt.nz/globalassets/documents/conservation/native-animals/fish/fish-passage/lessons-learnt-case-studies/lessons-learnt-008-installation-of-flexi-baffles.pdf>
- NRK Midt nytt 27.mai 2020. Broskitbekken rassikra. <https://tv.nrk.no/serie/distriktsnyheter-midt nytt/202005/DKTL98052720/avspiller>
- Pedersen, E., Ustvett, T., Stensland, S., & Haugen, T. (2021): *Fiskeundersøkelser og evaluering av tiltak i 35 anadrome bekker i Verdal kommune, Trøndelag*. Notat, 20.5.2021. Ås: Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, NMBU, Ås
- Richenberg, H. M., & Stensland, S. (2019): *Fiskeundersøkelser i elleve sidebekker i Verdalsvassdraget i Verdal kommune, Trøndelag*. Notat, 1.10.2019. Ås: Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, NMBU, Ås.
- Vårhus, L. (2016): *Restaureringsuksess av sidebekker til Verdalselva, klassifisering av økologisk tilstand med bunndyr som kvalitetselement og forventningsverdier til ungfisktetthet av laksefisk*. (M.Sc.), NMBU, Ås. <http://hdl.handle.net/11250/2403170>

9.21 Restaurering av utløpet til Einøvlingsvatnet, Dovrefjell

JON MUSETH (JON.MUSETH@NINA.NO) OG DAGMAR HAGEN (DAGMAR.HAGEN@NINA.NO), NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING (NINA)

Faktaboks

- Demningen ved Einøvlingsvatnet (1385 moh.) ble bygd i 1968-69 og fjernet i 2020.
- Einøvlingsvatnet hadde opprinnelig et areal på 375 da og oppdemmingen førte til at arealet økte med ca. 100 da.
- Einøvlingsvatnet hadde før fjerning av demningen en tett bestand og røye og en tynn bestand av ørret. Det var ikke lagt til rette for fiskevandring ved den eksisterende dammen.
- Kostnader: Beregnet til 3,5-4,0 mill.kr, forutsatt bruk av fjernstyrt utstyr.
- Byggherre: Forsvarsbygg på oppdrag fra Miljødirektoratet. Einøvlingsdammen var eid av Statskog som også hadde ansvaret for damsikkerheten. NINA var faglig rådgiver på fisk og landskapsrestaurering
- Konklusjon: Fjerningen av dammen har etablert fri vandringsvei for fisk mellom Einøvlingsvatnet og utløpselva, og det forventes at spesielt ørreten får bedre gyte- og oppvekstforhold. Høsten 2020 ble det observert gytefisk i det restaurerte elveleiet mellom det restaurerte utløpsoset og det tidligere damområdet.

Bakgrunn

Fjerning av demninger og etablering av frie vandringsveier for fisk har fått økt fokus de senere årene, og en av årsakene er at dette er identifisert som et viktig virkemiddel for å nå de ambisiøse miljømålene i EUs Vanndirektiv. Det finnes noen eksempler på fjerning av store demninger, f.eks. kraftverksdemninger som inntil nylig har produsert kraft til samfunnet. Men mange av de realiserte og potensielle damfjerningsprosjektene er knyttet til demninger som i dag ikke har en viktig funksjon eller nytte for samfunnet.

Stortinget besluttet i 1999 at Hjerkinns skytefelt (165 km²) skulle legges ned og arealet restaureres til «mest mulig opprinnelig naturtilstand» og inngå i plan for utvidet vern av Dovrefjell. Forsvarsbygg hadde ansvaret for Hjerkinns PRO, som er Norges historiens største naturrestaureringsprosjekt, med oppstart i 2003 og ferdigstillelse i 2020. Parallelt gjennomførte Fylkesmannen i Oppland (nå Statsforvalteren i Innlandet) en verneplanprosess. I 2018 ble 130 km² av skytefeltet, inkludert Einøvlingsvatnet, innlemmet i Dovrefjell-Sunddalsfjella nasjonalpark.

Einøvlingsvatnet ligger 1385 moh. i Dovre kommune innenfor grensene av tidligere Hjerkinns skytefelt. Einøvlingsdammen er en fyllingsdam som i sin tid ble bygd for å sikre vannforsyningen til Hjerkinns gruver. Dammen var et tyngre teknisk inngrep, og i forbindelse med verneplanarbeidet ble det vedtatt at dammen skulle fjernes for å øke arealet av inngrepsfri natur (INON) og sikre naturverdier. Dammen var et sivilt anlegg, men på grunn av fare for eksplosivrest etter militær aktivitet, og fordi Forsvarsbygg allerede gjennomførte restaurering i resten av skytefeltet, fikk de også ansvaret for å fjerne Einøvlingsdammen. Dette ble utført på oppdrag fra vernemyndighetene (Miljødirektoratet). Det oppdemte Einøvlingsvatnet var på 476 da, mens det opprinnelige vannet hadde et areal på ca. 375 da. Fjerning av demningen medførte at vannstanden ble senket med ca. 1 meter og at ca. 100 da av den opprinnelige strandsona ble blottlagt.

Einøvlingsvatnet hadde før damfjerningen en relativt tett bestand av småvokst røye og en tynn bestand av til dels storvokst ørret. Et viktig mål med prosjektet var å etablere frie vandringsveier for fisk mellom vannet og utløpselva. Tiltaket skulle gjennomføres i sårbar høgfjellsnatur, og det ble derfor lagt stor vekt på redusere omfanget av nye inngrep i forbindelse med anleggsarbeidet til et minimum. Mer enn 50 år gamle kjørespor fra bygging av dammen var fortsatt synlig i 2020, noe som viste viktigheten av å redusere ytterligere inngrep.



Fig. 156 Sommeren 2019 ble deler av demningen ved utløpet av Einøvlingvatnet fjernet og vannstanden i innsjøen ble senket med ca. 1 m. Dette var nyttig for å vurdere behovet for fysiske tiltak i utløpsosen, på elvestrekningen mellom det nye/opprinnelige utløpsoset og demning, og på elvestrekningen nedstrøms I 2020 ble hele demningen fjernet. Vannstanden på bildet representerer det man antar er naturtilstanden (foto: Forsvarsbygg (venstre) og Dagmar Hagen (høyre)).

Problemstilling og diagnose

- Demningen ble vedtatt revet for å fjerne et tyngre teknisk inngrep innenfor de nye grensene av Dovrefjell-Sunndalsøra nasjonalpark
- Et viktig mål med tiltaket var å etablere frie vandringsveier for fisk mellom innsjøen og utløpselva, og å restaurere det tidligere elveløpet mellom det opprinnelige utløpsoset og damområdet.
- 50 år med oppdemming hadde medført sedimentering av finmasser i området oppstrøms demningen.
- Elvestrekningen nedstrøms dammen framstod som naturlig med variasjon i både vannhastighet, vanddybde og substratstørrelse. Det ble vurdert at det ikke var behov for å gjennomføre tiltak her.
- Fjerningen av demningen gjorde at vannlinja i innsjøen ble tilbakeført til naturtilstanden, men medførte også en «tørrelegging» av strandsona og blottlegging av et vegetasjonsløst areal på ca. 100 da (reduksjon i vanddekt areal på ca. 20 %). Dette ble oppfattet som skjemmende av noen brukere av vannet.
- Det var en etablert bruk av vannet (bl.a. med naust og veg) og tiltaket ble ikke oppfattet som entydig positivt av alle brukere.
- Det ble ikke gjennomført fiskebiologiske undersøkelser før tiltaket. Vurderinger av konsekvenser for røye og ørret var basert på intervjuer med brukere av vannet og ekspertvurderinger:
 - I og med at vanddekt areal i innsjøen ble tilbakeført til naturtilstanden ble det vurdert av røyebestanden ikke ville bli sterkt skadelidende, selv om man måtte anta at noen av dagens gyteområder ville bli tørrlagt.
 - Det var usikkerhet knyttet til hvor ørreten hadde gyteområder før fjerning av demningen. Gytefisk av ørret var observert i overløpskanalen til demningen om høsten, og man antok at det foregikk noe gyting her. Det ble derfor vektlagt at ørreten skulle ha tilgang til potensielle gyteområder i utløpselva nedstrøms demningen, men også at det restaurerte elveløpet oppstrøms demningen skulle kunne fungere som gyteområde

Tiltak

- Tiltaket startet sommeren 2019 med å «slå hull» på en liten del av demningen slik at vannstanden i innsjøen ble tilbakeført til naturtilstanden (Fig. 156). Tiltaket ble ferdigstilt sommeren 2020.

- Tiltaket innebar at ca. 3 700 m³ med lokale masser fra demningen ble gravd bort og tilbakeført til en utgravd overløpskanal og andre nærliggende inngrepsområder (Structor 2015).
- På grunn av fare for eksplosivresten i det tidligere skytefeltet måtte noe av anleggsarbeidet utføres med fjernstyrte maskiner og med tett oppfølging av eksplosiveksperter fra Forsvarsbygg.
- Det opprinnelig utløpsoset framstod som naturlig med en definert djupål ut av vannet (Fig. 157, ØV), men pga. av sedimentering framstod ikke det opprinnelige elveleiet mellom utløpsosen og demningen som like definert (Fig. 157, ØH). Det ble derfor forsiktig gravd en djupål, både med gravemaskin og håndmakt. Dette ble gjort for å øke vannhastigheten i djupålen noe for å øke utvaskingen av finsedimenter. Det ble lagt opp til at naturlige prosesser, bl.a. perioder med høyere vannføring og isskuring, skulle forme elveløpet.
- Terrenget i utløpsoset, langs det restaurerte elveløpet og i området rundt ble formet og tilpasset det naturlige landskap. Strategi for vegetasjonsetablering fulgte prinsippene for naturrestaurering i Hjerkinns PRO, og dette ble lagt til grunn for arbeidet:
 - Omfanget av nye inngrep i anleggsfasen ble begrenset til absolutt minimum. Det ble gjennomført terrengforming og tilbakeføring av masser i området rundt demningen, overløpskanalen og adkomstveg. Finmasser og toppjord ble lagt løst og rufsete på toppen for å tilrettelegge for gjenvekst.
 - Det ble ikke gjennomført tiltak i den blottlagte strandsonene, med unntak av noe terrengforming i tidligere berørte område nær demningen. Strandsonen for øvrig var uberørt av tekniske inngrep. Det ble vurdert at det ville være i strid med verneforskriftens å hente inn masser eller frø utenfra for å bedre gjenvekst. For at et slikt tiltak skulle hatt nevneverdig visuell effekt ville det kreve enorme masser med innhold av frø og plantefragmenter. Tilførsel av masser for å øke gjenvekst ville innebære endring av naturforhold og økosystemet i strandsonen på kort og lang sikt.
 - Alle maskinførere på anlegget hadde gjennomført «Grønt kurs» med gjennomgang av økologiske prinsipper og samarbeid om gode løsninger (Hagen 2020).

Resultater

- Prosjektet ble ferdigstilt i 2020 og da var demningen fjernet og elveløpet framsto som i stor grad likt det opprinnelige løpet fra før 1968..
- Det foreligger per i dag ingen plan for overvåking av tiltaket fra miljømyndighetenes side.
- NINA gjennomførte på eget initiativ en befaringsreise den 3. oktober 2020, og det ble observert fire gytefisk av ørret på den restaurerte elvestrekningen. NINA har inngått samarbeid med en lokal fisker som samler inn ørret fra innsjøen for aldersanalyse og for å overvåke forekomst/gravær av årsklasser i årene som kommer.
- Terrenget rundt demningen, overløpskanal og tilførselsveg er godt tilpasset omkringliggende terreng. Arronderingen og bruk av toppmasser gir godt grunnlag for gjenvekst, men dette vil ta lang tid så høyt til fjells.
- Den blottlagte strandsonen er synlig og helt uten vegetasjon, men har en terrengform og substrat som er upåvirket av tekniske inngrep. Det ble registrert noen spredte torver med jord og mose



Fig. 157 Øverst til venstre (ØV): Senkningen av vannstanden i Einøvlingsvatnet gjorde det opprinnelige utløpsoset synlig. Utløpsoset framstod som upåvirket av tidligere fysiske inngrep, og det ble derfor ikke gjennomført tiltak her (foto: Jon Museth).

ØH: Utløpsoset og utløpselva fra Einøvlingsvatnet sett fra demningen. Utløpsområdet var relativt bredt og dette ble vurdert som naturlig på grunn av at terrenget er flatt, men også i noen grad var påvirket av sedimentering siste 50 år som følge av oppdemmingen. Det ble forsiktig gravd en djupål i det som ble vurderte å være det gamle elveløpet (markert med rød stiple linje). Sammen med perioder med høyere vannføring og isskuring var ideen at utløpselva skulle formes ved hjelp av naturlige prosesser (foto: Jon Museth).

MV: Det ble lagd en markert djupål i det vi antok var det opprinnelige elveløpet. Dette ble gjort med gravemaskin og håndmakt nærmest utløpsoset. MH: Elvestrekningen nedstrøms demningen framstod som naturlig og variert mht. vannhastighet, vanddyb og substratstørrelse. Her vurderte vi at naturlige prosesser ville være med å forme et dynamisk elveløp i årene som kommer. Det ble allikevel forsiktig anlagt en djupål med håndmakt langs den stiplede røde linje for å øke vanddybden, vannhastigheten og utvasking av finsedimenter (foto: Jon Museth).

NV: Fiskeøkologen, restaureringsøkologen/botanikeren, dyktig gravemaskinfører og ambisiøs oppdragsgiver: Tverrfaglighet er viktig i denne type prosjekter og flere hoder tenker bedre enn ett!

NH: Dam fjernet og tilrettelagt for at naturen skal gjøre resten av jobben (foto: Dagmar Hagen)

som er bevart gjennom neddemminga. Her ble det også registrert frøplanter av flere arter året etter nedtapping.

- Det vil ta svært lang tid å etablere et sammenhengende vegetasjonsdekke og jordsmonn i strandsonen, men det forventes at fargen på overflata vil bli mørkere og mindre synlig i løpet av noen år.

Konklusjon

- Prosjektet har reetablert frie vandringsveier for fisk i et sårbart høgfjellsområde. Hvordan dette vil påvirke fiskesamfunnet i innsjøen og elva i årene framover vet vi ikke med sikkerhet, men vår faglige vurdering er at det vil føre til bedre forhold for naturlig rekruttering til ørretbestanden. Det er imidlertid viktig å påpeke at tiltaket har hatt som mål å tilbakeføre vannet og utløpselva til så nær naturtilstanden som mulig, og ikke ensidig fokusere på å optimalisere forholdene for fiskeproduksjon.
- En viktig lærdom fra dette prosjektet, og i mange andre restaureringsprosjekter, er at meningene og oppfatningen om tiltaket er mange, og at folk gjennom mange år har tilpasset seg bruken av Einøvlingvatnet i oppdemmet tilstand. Vi som økologer har vært entusiastiske i forhold til å bidra til fjerningen av demningen, men det er mange som også har vært kritiske til dette.
- Opprinnelig var nok fokuset fra myndighetenes side først og fremst å fjerne et tyngre teknisk inngrep i et verneområde. Hensynet og bekymringen i forhold til hvordan det ville gå med fisken kom opp som tema i løpet av prosessen, bl.a. på grunn av bekymringsmeldinger fra brukere av vannet. Det hadde vært en fordel med mer førkunnskap om fiskebestanden i vannet og på utløpselva (bl.a. hvor var gyteområdene?), både for å vurdere effekter av tiltaket, detaljplanleggingen av tiltaket og ikke minst læring av tiltaket.
- Tiltaket ble gjennomført med hjelp av erfarne entreprenører og gravemaskinførere som hadde arbeidet flere år med restaureringsprosjektet i skytefeltet. Dette var til stor hjelp i den praktiske gjennomføringen av dette prosjektet.

Referanser

- Structor. 2015. Einøvlingvatnet. Fjerning av damkrone. Rapport til Fylkesmannen i Oppland på oppdrag fra Forsvarsbygg.
- Hagen, D. 2020. Planter «Grønt kurs» i anleggsbransjen Blogg. Planter «Grønt kurs» i anleggsbransjen (forskning.no).
- Forsvarsbygg. 2020. Hjerkin PRO. Einøvlingvatnet. Fjerning av demning. Tiltak 2020. Rapport Structor.

Gytegrus i landbruksgrøfter, en kompromiss mellom arealbruk og miljø som gir fiskene betydelig større rekrutteringsmuligheter. Eksempel fra Straumevassdraget i Bø kommune.



10 Forklaring av begreper

Begrepsforklaring er basert på vannportalens terminologi i vannforskriftens kontekst og definisjoner gitt i kap 4 og 5 (se referanser der og <http://www.vannportalen.no/ord-og-uttrykk/ord-og-uttrykk-ny/>)

Forvaltningsplan for vann (regional vannforvaltningsplan)

En samlet plan for forvaltning av vannforekomstene i en vannregion, som bl.a. skal angi miljømål for vannforekomstene, og sammenfatte tiltaksprogrammet som viser hvordan miljømålene kan nås innen vannforskriftens frister (vannforskriften § 26). Forvaltningsplanen er den formelle planen etter forskriften som behandles og vedtas av fylkesting og godkjennes i Regjeringen. Forvaltningsplanen utarbeids av VRM i samarbeid med VRU, og vedtas som fylkesdelplan etter plan- og bygningsloven. Godkjent plan skal legges til grunn for fylkeskommunal virksomhet og være retningsgivende for kommunal og statlig planlegging og virksomhet i vannregionen. Forvaltningsplan skal godkjennes første gang senest innen utgangen av 2009, og oppdateres hvert sjette år (vannforskriften § 29). VRM skal sende utkast til forvaltningsplan på høring senest ett år før ny forvaltningsplan trer i kraft (vannforskriften § 28).

Fiskepassasje

Alle løsninger for å fremme vandring av fisk.

Fisketrapp

Omløp forbi en vandringsbarriere med teknisk utforming, f. eks. kulpetrapp og spaltetrapp.

Fluviale prosesser

Med fluviale prosesser menes fysiske endringer i vassdrag som følge av vannstrømmens virkning. Typiske fluviale prosesser er endringer i vannføring og vannstand inkludert oversvømmelse av elveslette, erosjon og sedimentasjon, massetransport samt endringer i elvens utforming og beliggenhet (morfodynamikk) – i motsetning til kolluviale og glasiale prosesser (f.eks. steinras og danning av morener).

Fragmentering

Underdeling av vassdraget i delstrekninger med færre eller ingen vandringsmuligheter for fisk og/eller barrierer for massetransport.

Fysiske inngrep

Menneskeskapte endringer i vassdragets form. Inkluderer elvebredder og bunnforhold. Fører ofte til direkte endringer i habitatforhold og kan også indirekte påvirke temperatur, gassmetning og vannkvalitet.

Glasial

Glasiale prosesser er drevet av isbreer. Glasiale dannelser deles inn i morener, glasifluviale eller breelvdannelser, samt glasilakustrine eller bresjø- og glasimarine (eller ishavs-) sedimenter (snl.no). Typiske glasiale avsetninger er morener og kampesteiner, men også marin eller lakustrin leire.

GØP

Forkortelse for godt «økologisk potensial». Se egen definisjon for økologisk potensial.

GØT

Forkortelse for god «økologisk tilstand». Se egen definisjon for økologisk tilstand.

Habitattiltak

Med habitattiltak i vassdrag menes direkte og målrettede endringer i de fysiske miljøforholdene som skal bidra til å bedre levevilkår for visse dyre- eller plantearter. Ofte etterligner habitattiltak naturlige prosesser, for eksempel når gytegrus tilføres kunstig siden erosjonssikring hindrer naturlig tilførsel fra elvebreddene. Habitattiltak gjør det ofte mulig å beholde vassdragsbruk (f. eks. demninger og vannkraft) men da kreves det samtidig vedlikehold eller gjentakelse for å ivareta en viss miljøkvalitet.

Miljøeffekten er ofte begrenset til utvalgte arter og ikke så omfattende og varig som ved fullskala restaurering. Eksempler på habitattiltak er ripping av elvebunn, utlegging av stein og fisketrapper som trenger vedlikehold eller en form for drift.

Hydromorfologi

Samlebetegnelse på parametre som beskriver hydrologiske forhold (f.eks. vannmengde, variasjon i vannføring og vannstand) og morfologiske forhold (f.eks. bunnforhold, utforming og fysisk beskaffenhet) på en vannlokalitet.

Hydromorfologiske rammebetingelser

Geologiske, topografiske og vannføringsavhengige egenskaper som avgjør hvordan vassdragets form utvikler seg. Viktige hydromorfologiske rammebetingelser er: berggrunn, topografi, glacial historie, vannføring, løsmassevolum og sedimenttransport.

Indikator (etter vannforskriften)

For hvert kvalitetselement finnes flere indikatorer, som uttrykker forskjellige egenskaper ved kvalitetselementet, eks. populasjonsstørrelse, kjemisk innhold, artssammensetning, diversitet etc., og som kan omfatte en eller flere parametre som responderer på en påvirkning.

Ikke-fluviale elvestrekninger

Elvestrekninger som består av ikke-fluviale sedimenter slik som glasiale (fra bre) eller kolluviale (fra ras) avsetninger (Hauer & Pulg 2021).

Karakterisering

Karakterisering er en innsamling og registrering av data og karakteristika, for at man på en objektiv måte skal kunne identifisere og gradere påvirkninger og miljøtilstand i en vannforekomst. Karakterisering innebærer å:

- Avgrense vannforekomster med ensartet vanntype og miljøtilstand, når det er hensiktsmessig
- Fastsette kategori; elv, innsjø, kyst- og grunnvann, SMVF
- Typifisere vannforekomster med ensartet naturtilstand
- Identifisere eksisterende og forventede påvirkninger

Klassifisering

Fastsette dagens miljøtilstand for en vannforekomst basert på representativ overvåking av det mest sensitive kvalitetselementet for en identifisert påvirkning. Best egnet bioindikator eller parameter skal således undersøkes, og «det verste kvalitetselementet» styrer. En naturlig vannforekomst kategoriseres til å være i svært god-, god-, moderat-, dårlig-, eller svært dårlig økologisk tilstand, basert på kunnskap om økologiske indikatorer, mens sterkt modifiserte vannforekomster kategoriseres til å ha maksimalt, godt-, moderat-, dårlig-, eller svært

dårlig økologisk potensial. Tilstandsklassen relateres til naturtilstanden for den aktuelle vanntypen. Se også klassifiseringsveilederen (Veileder 2013:2).

Kolluvial

Kolluviale prosesser er geomorfologiske prosesser drevet av erosjon og tyngdekraften, slik som løsmasseskred og ras. De forutsetter en relativ stor høydeforskjell og er typisk for eksmepele i fjellskråninger. Kolluvium er avsetninger fra disse prosessene.

Konnektivitet

Grad av forbindelsesmuligheter – i denne sammenhengen grad av vandringsmuligheter for fisk eller grad av massetransport i elven.

Kvalitetsselement (KE)

Økosystemkomponenter, som er angitt i vannforskriftens vedlegg V, og som legges til grunn når en vannforekomsts økologiske tilstand vurderes. Det finnes både biologiske (planteplankton, vannplanter, bunndyr, fisk), fysisk-kjemiske (temperatur, oksygenforhold, ledningsevne, forurensningstilstand, næringsstoffinnhold) og hydromorfologiske kvalitetsselementer (vannføringsstørrelse, dybde, bredde, saltholdighet etc.). Hvert kvalitetsselement kan bestå av flere parametre.

Lateral

Rettet mot siden av elven, for eksempel mot flomslette eller sideelver.

Leitbild konsept

Leitbild konseptet (Muhar et al. 1995) anbefaler å sette en uforandret naturlig elvetype som et overordnet mål for elverestaurering og andre miljøtiltak i vassdrag. Dette målet kan ikke nødvendigvis nås fullstendig grunnet en rekke menneskelige forandringer og bruksformer, men det vil bidra å velge riktige løsninger som passer til elvetypen med tanke på økologisk funksjonsevne, fluviale prosesser og langsiktig varighet. Er mye brukt i arealplanlegging og økologisk restaurering generelt, da vanligvis med terrestriske naturtyper som overordnet mål.

Longitudonal

Rettet langs elven, for eksempel opp- og nedeover elva.

Massebegrenset

Begrep oversatt fra «supply limited». Når en elv er massebegrenset, og har mindre løsmasser til rådighet enn den kan transportere. Slike elver ender ofte med å skjære seg inn i eksisterende avsetninger.

Miljøtilstand

En samlebetegnelse på miljøforholdene i vann. I overflatevann vurderes miljøtilstanden ut i fra økologisk og kjemisk tilstand. Sistnevnte vurderes ved mål av prioriterte miljøgifter. I grunnvann er det kjemisk og kvantitativ tilstand som brukes til å vurdere miljøtilstanden. Miljømålene er at tilstanden for disse minst skal være klassen «god».

Miljødesign

I denne konteksten handler miljødesign om å legge til rette for både laks og kraftproduksjon i kraftregulerte elver. Miljødesign-metoden ble utviklet av forskningssenteret CEDREN og har blitt mye brukt i norske laksevassdrag siden 2013. Metoden legger stor vekt på klar målsetting, grundig kartlegging, diagnosestilling, og valg av tiltak, med habitattiltak i fokus. Etterhvert skal metoden også utvides til å gjelde andre arter enn laks. «Metoden går ut på å

legge til rette for både kraftproduksjon, laks og annet dyreliv i elver med vannkraftverk [...] og å utvikle og gjennomføre tiltak som skal gjøre at laks og dyr i elven får det bedre, samtidig som tapet i kraftproduksjon blir så lite som mulig». (<https://gemini.no/2016/11/all-verden-miljodesign/>)

Miljømål

Standard miljømål: Med standard miljømål forstås grenseverdiene for økologisk og kjemisk tilstand slik de står beskrevet i vedlegg V i vannforskriften og klassifiseringsveilederen. Når alle kriterier og parameterverdier er fylt ut vil Vann-Nett bestemme vannforekomstens vanntype. Når vanntype er satt vil vannforekomsten automatisk få satt sitt standard miljømål.

Miljømål for SMVF: Det skal defineres egne tilpassede miljømål for vannforekomster som i forvaltningsplanen blir klassifisert som sterkt modifiserte. For å vurdere en vannforekomst til sterkt modifisert, forutsettes det at god økologisk tilstand ikke er, eller kan bli, nådd. Derfor skal alle vannforekomster som utpekes som sterkt modifiserte kategoriseres som «i risiko». I tillegg har også SMVF miljømålet «god kjemisk tilstand» (gjelder miljøgifter og andre prioriterte stoffer), på lik linje med naturlige vannforekomster.

Morfodynamikk

Med morfodynamikk forstås endringer av aktivt elveløp og aktiv elveslette gjennom erosjon og sedimentasjon. Ofte oppstår nye vassdragsdeler slik som meander, sideløp, flomløp eller kroksjøer. Det er en fluvial prosess som drives av flommer og som er bl.a. avhengig av elvetype, helning, sedimentsammensetning og vannføringsregime.

Nedbørsfelt

Alt av landareal som bidrar med vannavrenning til et bestemt utløpspunkt i en elv, innsjø, fjord eller i hav.

Påvirkning

Kjente påvirkninger som vurderes å kunne påvirke miljøtilstanden i vannforekomsten.

Restaurering

Med restaurering av elver menes gjenskaping av naturtypiske forhold inkludert tilhørende fluviale prosesser. Ofte innebærer dette fjerning av inngrep. I motsetning til habitattiltak krever restaurering i utgangspunktet ikke vedlikehold eller gjentagelse med tanke på å sikre miljøkvalitet. Et eksempel på restaurering er fjerning av en demning, inkludert reetablering av naturlig sedimenttransport. Regelmessig sedimenttilførsel som kompensasjon for demningens effekt betegnes som habitattiltak.

Fisketrapper kan i beste fall gjenskape konnektivitet men krever drift og vedlikehold og betegnes derfor ikke som restaureringstiltak. Fjerning av en vandringsbarriere og delvis også bygging av en naturtypisk rampe betraktes som restaurering. Fiskevandring kan deretter fungere uten særlig vedlikehold, over hele elvens bredde. Tiltaket tåler og bidrar til fluviale prosesser. Restaureringstiltak har blitt brukt når prioritering av vassdragsbruk har blitt endret, for eksempel fra vannkraft til flomsikring eller oppdrett til flomsikring. Oftest brukes restaurering i vanlige vannforekomster som ikke er karakterisert som SMVF. Restaurering kan imidlertid også brukes i SMVF og når vassdragsbruk ikke kan endres, dog ofte i mindre skala, for eksempel når sidevassdrag restaureres eller terskler fjernes.

Regulering av vassdrag

I denne publikasjonen brukes regulering av vassdrag om menneskeskapte fysiske inngrep i vassdrag, samt endringer i vannføringer som forandrer vass-

dragets naturlige hydromorfologiske egenskaper. Vassdragsregulering har ofte formål som vannkraft og annen vannbruk (drikkevann, fiskeoppdrett, landbruk), flomsikring, skogs/jordbruk eller byutvikling.

I Norge brukes vassdragsregulering ofte som synonym for vannkraftutbygging og skilles fra «fysiske inngrep» som brukes for alle andre morfologiske endringer. Siden vann også brukes for andre formål enn kraftproduksjon og siden systematisk kanalisering av vassdrag eller bekkelukking kan ha lignende og større effekter enn vannkraftutbygging er det kategorisk riktig å bruke «regulering» for alle endringer i morfologi og vannføring i vassdrag – uavhengig av hvorfor endringene ble gjennomført. Dette er også vanlig begrepsbruk internasjonalt (Petts 1999).

Risikovurdering

Med risikovurdering menes her en samlet vurdering av risikoen for at vannforekomsten ikke oppnår fastsatte miljømål innen gjeldende tidsfrister, eller risiko for en vesentlig forverring (fra en tilstandsklasse til en annen). Risikovurderingen baseres på tilgjengelige data fra karakterisering, tilstandsvurdering og økonomisk analyse av vannbruken framover.

Sterkt modifisert vannforekomst (SMVF)

En forekomst av overflatevann som, på grunn av fysiske endringer som følge av menneskelig virksomhet, i vesentlig grad har endret karakter, og som er utpekt som sterkt modifisert i medhold av vannforskriften § 5. Eksempler på vannforekomster som kan bli utpekt som SMVF, er slike som er sterkt påvirket av vannkraftutbygging, kanalisert av hensyn til jordbruk, urbaniserte områder m.fl.

Semi-fluviale elvestrekninger

Elvestrekninger som er preget av fluviale OG ikke-fluviale sedimenter slik som glasiale (fra bre) eller kolluviale (fra ras) avsetninger (Hauer & Pulg 2021).

Tilstandsvurdering

En fastsetting av om miljøtilstanden er svært god, god eller dårligere enn god, basert på tilgjengelige data om økologiske, kjemiske og/eller kvantitative forhold i vannforekomsten. Dersom tilstrekkelige tilstandsdata finnes, så benyttes dette til å klassifisere tilstanden. Der tilstandsdata ikke eksisterer, er mangelfulle eller heller kan sammenlignes med tilsvarende forekomst, så foretas en tilstandsvurdering av den samlede miljøtilstanden for vannforekomsten. Påvirkningsdata kan således danne grunnlaget for tilstandsvurderingen.

Tiltaksanalyse

En oppstilling og faglig vurdering/rangering av relevante tiltak for å nå miljømål i et avgrenset område, normalt et vannområde eller et vassdrag. Tiltaks-
overvåking skal gjennomføres i vannforekomster som står i fare for ikke å nå miljømålene, og vurdere hvordan miljøforbedrende tiltak kan skape endringer i tilstanden. Les mer i tiltaksveilederen.

Tiltaksovervåking

Tiltaksovervåking skal gjennomføres i vannforekomster som står i fare for ikke å nå miljømålene, og vurdere hvordan miljøforbedrende tiltak kan skape endringer i tilstanden. Tiltaksovervåking skal utføres i alle vannforekomster som står i fare for ikke å nå miljømålene, samt i alle vannforekomster som har utslipp av prioriterte stoffer. Representativ overvåking kan benyttes der det finnes sammenlignbare vannforekomster med hensyn på vanntype og belastning. Ved tiltaksovervåking skal det mest følsomme biologiske kvalitets-elementet for belastningen overvåkes som et minimum (overflatevann). Kravet om overvåking av minst ett følsomt biologisk kvalitetselement gjelder ikke for prioriterte stoffer.

Transportbegrenset

Brukes om en elv som har mer tilførsel av løsmasser enn den kan transportere. Elven akkumulerer da vanligvis masser i elveseng, elveslette eller dalbunn.

Vandringshinder

Virker i perioder som vandringsbarriere for fisk. Ved gunstig vannføring og temperatur, er disse vandringshindrene passerbar for fisk. Kan forsinke vandring og ha effekt på fordeling og tetthet av fisk i vassdrag. Kan virke forskjellig på oppvandrende og nedvandrende fisk. En gjennomgående syvdeterskel på 1 m. kan være vandringshinder for oppvandrende fisk, men passerbar for fisk som nedvandrer. Vandringshindre kan være både menneskeskapt eller naturlige.

Vandringsbarriere

Brukes om et hinder som er permanent uoverkommelig for fisk. Kan virke forskjellig på oppvandrende og nedvandrende fisk. En høy demning kan være vandringsbarriere for oppvandrende fisk, men passerbar for nedvandrende. Barrierer kan være enten menneskeskapte eller naturlige.

Vanndirektivet

Europaparlament og råds direktiv 2000/60/EF om etablering av rammer for en felles vannpolitikk i EU (vanndirektivet). Direktivet er et av EUs viktigste og mest omfattende og ambisiøse miljødirektiver.

Økologisk potensial

Uttrykk for mulig økologisk tilstand i en sterkt modifisert eller kunstig forekomst av overflatevann, basert på klassifiseringen i vannforskriftens vedlegg V. I praksis er det alle de økologiske forholdene som er knyttet til de avbøtende tiltakene som lar seg gjennomføre.

Økologisk tilstand

Er et uttrykk for tilstanden i en forekomst av vann, og hvordan sammensetningen i dette vannet påvirker hele økosystemet det er knyttet til. Man fastsetter den økologiske tilstanden for en vannforekomst basert på overvåkingsdata. Plassering av en vannforekomst i svært god-, god-, moderat-, dårlig-, eller svært dårlig økologisk tilstand er basert på kunnskap om økologiske forhold i naturlige vannforekomster. Tilstandsklassen relateres til naturtilstanden for den aktuelle vanntypen. Se mer om klassifiseringen i vannforskriftens vedlegg V.

Referanse

Petts, Geoffrey E. 1999: River regulation. Environmental Geology. p. 521 – 528 Springer Netherlands. Dordrecht. https://doi.org/10.1007/1-4020-4494-1_283

Hauer, C, Pulg, U. Buried and forgotten—The non-fluvial characteristics of postglacial rivers. River Res Applic. 2021; 37: 123– 127. <https://doi.org/10.1002/rra.3596>



Fisk er avhengig av hydromorfologien i et vassdrag. De trenger særegne habitater for gyting, oppvekst og som voksen fisk – med forskjellig sediment, vannstrøm og vegetasjon. Her sjørret på gyteplassen i Espedalselva.



Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI)

LFI ble opprettet ved Universitetet i Bergen i 1969, og er nå en seksjon ved Norwegian Research Centre (NORCE). LFI gjennomfører forskning, overvåking, tiltak og utredninger innen ferskvannøkologi. Vi har spesiell kompetanse på laksefisk (laks, sjøaure, innlandsaure) og bunndyr, og på miljøbetingelser som skal være tilstede for at disse artene skal ha livskraftige bestander. Sentrale tema er:

- Bestandsregulerende faktorer
- Gytebiologi hos laksefisk
- Biologisk mangfold basert på bunndyrsamfunn i ferskvann
- Effekter av vassdragsreguleringer
- Effekter av fiskeoppdrett, lakselus og rømming
- Forsuring og kalking
- Habitatanalyser
- Vassdragsrestaurering
- Miljødesign og habitattiltak
- Effekter av klimaendringer
- Fiskepassasjer
- Gassovermetning
- Klimatilpasning
- Naturbaserte løsninger