

Miljøvirkninger av effektkjøring: Kunnskapsstatus og råd til forvaltning og industri

Redaktører:

Tor Haakon Bakken, Torbjørn Forseth & Atle Harby

CEDREN

Centre for Environmental Design of Renewable Energy



Miljøvirkninger av effektkjøring: Kunnskapsstatus og råd til forvaltning og industri

Redaktører:

Tor Haakon Bakken¹, Torbjørn Forseth² & Atle Harby¹

Medforfattere:

Knut Alfredsen⁴, Jo Vegar Arnekleiv⁴, Ole Kristian Berg⁴, Roser Casas-Mulet⁴,
Julie Charmasson¹, Franz Greimel⁶, Duncan Halley², Richard Hedger²,
Bjørn Mejdell Larsen², Florian Leo⁷, Andreas Melcher⁶, Michael Puffer⁴,
Ulrich Pulg³, Ole Reitan², Nils Rüter⁴, Svein Jakob Saltveit⁵, Julian Sauterleute¹,
Matthias Schneider⁸, Helge Skoglund³, Håkon Sundt¹, Netra Timalsina⁴,
Ola Ugedal², Jiska van Dijk², Knut Wiik Vollset³, Tania Zakowsky², Peggy Zinke¹

SINTEF Energi AS¹, Norsk institutt for naturforskning (NINA)² Uni Research Miljø³,
Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU)⁴,
Universitetet i Oslo (UiO): Naturhistorisk museum⁵,
University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna (BOKU)⁶,
University of Stuttgart⁷, SJE Ecohydraulic Engineering, Germany⁸



Bakken, T. H., Forseth, T. & Harby, A. (red.). 2016. Miljøvirkninger av effektkjøring: Kunnskapsstatus og råd til forvaltning og industri. - NINA Temahefte 62. 205 s.

Trondheim, mai 2016

ISSN: 0804-421X

ISBN: 978-82-426-2834-3

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

GRAFISK FORMGIVING

Kari Sivertsen/NINA

OMSLAGSFOTO

Fotomontasje forside: Hårråøya, Orkla. Foto: Knut Alfredsen og Bjørn Barlaup/Uni Miljø.

OPPLAG

600



KONTAKTOPPLYSNINGER

Norsk institutt for naturforskning (NINA)

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen,
7485 Trondheim

Besøksadresse: Høgskoleringen 9,
7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

<http://www.nina.no>

CEDREN

SINTEF Energi AS,

Postadresse: Postboks 4761 Sluppen,
7465 Trondheim

Besøksadresse: Sem Sælands vei 11, 7034 Trondheim

Telefon 73 59 72 00

www.cedren.no

CEDREN - Centre for Environmental Design of Renewable Energy: Forskning for teknisk og miljøriktig utvikling av vannkraft, vindkraft, overføringslinjer og gjennomføring av miljø- og energipolitikk.

SINTEF Energi, NINA og NTNU er hovedforskningspartnere, med en rekke energiselskaper, norske og internasjonale FoU-institutter og universiteter som partnere.

Senteret finansieres av Forskningsrådet, energiselskaper og forvaltning gjennom ordningen med forskingssentre for miljøvennlig energi (FME). FME-ordningen består av tidsbegrensede forskingssentre som har en konsentrert, fokusert og langsiktig forskningsinnsats på høyt internasjonalt nivå for å løse utpekte utfordringer på energi- og miljøområdet.

Forord

Denne boka oppsummerer kunnskapstatus om miljøvirkninger av raske og hyppige endringer i vannføring og vannstand i elver, som ofte kan kalles effektkjøring. Boka gir forvaltning, industri og andre interesserte lesere et verktøy for å kunne forstå og begrense miljøvirkningene av denne type drift av vannkraftverk. Boka er også relevant for å studere virkninger av andre typer raske endringer i vannføring, slik som for eksempel ved utfall og planlagte, brå driftsendringer. Innholdet i boka er i de fleste kapitler basert på forskning gjennomført i prosjektet EnviPEAK, og bokas struktur reflekterer til en viss grad prosjektets organisering.

Vi har imidlertid ikke begrenset stoffet til resultater fra EnviPEAK, snarere tvert imot så har vi ønsket å innhente all tilgjengelig kunnskap fra tidligere nasjonale og internasjonale studier for å gjøre oppsummeringen så komplett som mulig. Det er gjennom hele boka forsøkt å skille mellom tradisjonelle virkninger av vannkraftreguleringer, som allerede er oppsummert i en rekke nasjonale og internasjonale publikasjoner, og de mer spesifikke virkninger av den operative driften som innebærer raske og hyppige endringer av vannføring og vannstand. Dette har imidlertid ikke vært enkelt særlig etter som definisjonen av effektkjøring er uklar og det kan være vanskelig å avgjøre hvilke virkninger som stammer fra «tradisjonell kraftverksdrift» og hvilke som er forårsaket av effektkjøring.

Relevansen av kunnskapen gjengitt i denne boka mener vi er høy med tanke på flere store forvaltningsoppgaver omkring vannkraft og reguleringer nå og de kommende år. Nasjonalt

er den kommende, mulige revisjonen av en lang rekke vannkraftkonsesjoner viktig og hvordan det skal settes fornuftige begrensninger på effektkjøring som tar hensyn til både miljøforhold i vassdraget og samfunnets behov og den enkelte produsent sitt ønske om produksjon av effektkraft. Gjennomføring av EUs Vanndirektiv/Vannforskriften er en veldig sentral forvaltningsoppgave hvor vi tror det også er behov for kunnskapen som presenteres i denne boka. I de såkalte sterkt modifiserte vannforekomstene er valg og prioritering av tiltak sentralt for måloppnåelse. Tiltak og forventet effekt er behandlet i Kapittel 4. Vi har i denne boka også våget å gradere virkningene av effektkjøring på økosystemet som berøres gjennom å definere klasser og grenseverdier for et sett med fysiske faktorer, slik som hvor hurtig vannstanden endrer seg og hvor store arealer som tørrlegges. Disse grensene sammenstilt med økosystemets sårbarhet angir en samlet vurdering av effektkjøringens belastning på den bestemte delen av elva som er eksponert. Dette vil forhåpentligvis gi både forvaltning og industri relevante retningslinjer for operativ drift av disse anleggene.

For å støtte teksten er det satt inn faktabokser som beskriver bestemte måleteknikker, modeller eller andre tema av relevans for effektkjøring mer i detalj. Videre er de viktigste funnene og konklusjonene oppsummert underveis for lettere å kunne trekke ut essensen av materialet.

I EnviPEAK er det også forsket på virkninger av effektkjøring i innsjøer og magasiner, og konsekvenser for friluftsliv. Av redaksjonelle hensyn så er

disse resultatene ikke inkludert, men dokumentert i egne rapporter og vitenskapelige publikasjoner. Disse er tilgjengelig fra www.cedren.no, sammen med resultater fra andre studier i EnviPEAK og øvrige prosjekter i CEDREN.

Innholdet i boka er forsøkt lagt på et nivå som gjør det lesbart for fagpersoner med en viss innsikt i miljøspørsmål i regulerte vassdrag, det være seg myndigheter på ulikt nivå, miljørådgivere hos kraftprodusentene, konsulenter eller andre med spesiell interesse for tematikken. For mer detaljert kunnskap om enkelte studier eller tema henvises det til egne publikasjoner.

Denne boka er trykket i samme tekniske format som «Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag» og vil sammen med denne og framtidige publikasjoner fra CEDREN utgjøre en serie av bøker omkring miljødesign av fornybar energiproduksjon.

Jeg vil takke alle nasjonale og internasjonale forskere som har bidratt i prosjektet og med utarbeidelse av boka, og spesielt doktorgradsstudentene, Roser Casas-Mulet, Michael Puffer og Tania Zakowsky som har viet sin fulle tid og mer til å frambringe ny kunnskap om temaet. En hjertelig takk rettes også til teknisk personale, masterstudenter og alle andre som generøst har gitt av sin tid, entusiasme og kompetanse i gjennomføringen av prosjektet. Jeg vil også benytte anledningen til å takke representanter fra vannkraftindustrien og energi- og miljøforvaltningen som har deltatt aktivt i møter, seminar og i feltarbeid og ved sin erfaring har sørget for å

øke relevansen av forskningen. Takk også til Kari Sivertsen (NINA) for det flotte grafiske arbeidet med boka.

EnviPEAK er finansiert gjennom Norges forskningsråd (kontrakt: 193818), med betydelig delfinansiering fra vannkraftindustrien og de involverte forskningspartnerne.

God lesning!

Tor Haakon Bakken
SINTEF Energi AS og Prosjektleder EnviPEAK

Innhold

Forord	4
Innhold	6
Sammendrag	8
Executive summary	14
1 Hva er effektkjøring og hvordan beskrive dette?	20
1.1 Definisjon av effektkjøring	22
1.2 Kvantitativ beskrivelse av effektkjøring	24
1.3 Raske endringer i effektkjorte, jevnt regulerte og uregulerte elver	27
1.4 Typiske tall på effektkjøring i Norge og i utlandet	29
2 Fysiske virkninger av effektkjøring	36
2.1 Tørrlegging med risiko for stranding	38
2.2 Strømning i den hyporeiske sone	42
2.3 Dynamisk mesohabitat	44
2.4 Vanntemperatur	49
2.5 Isforhold	53
2.6 Bunnforhold	56
2.6.1 Statisk, armert bunnsediment	57
2.6.2 Mobilt, armert bunnsediment	58
2.6.3 Konsekvenser av utvikling av armert elvebunn	58
3 Økologiske virkninger av effektkjøring	62
3.1 Laksefisk	64
3.1.1 Raske variasjoner i vannføring	64
3.1.2 Temperaturfluktuasjoner	76
3.1.3 Endringer i isforhold	77
3.1.4 Endringer i mattilgang og forekomst av predatorer	78
3.1.5 Bestandseffekter	79
3.1.7 Langsiktige effekter på bærekapasitet	89
3.2 Elvemusling	90
3.3 Bunn dyr	99
3.3.1 Virkninger av vassdragsreguleringer	100
3.3.2 Virkning av effektkjøring på tetthet og artssammensetning av bunndyr	101
3.3.3 Katastrofedrift av bunndyr	109
3.3.4 Effekt av grunnvann og overlevelse i hyporeisk sone	110
3.3.5 Virkninger av effektkjøring på næringsnett og økologiske prosesser	111
3.4 Pattedyr	117
3.4.1 Bever	117
3.4.2 Oter	120

3.5	Fugler	125
3.5.1	Fuglers tilstedeværelse og adferd i elver.....	125
3.5.2	Påvirkning fra regulering og effektkjøring	127
4	Tiltak for å avbøte problemer ved effektkjøring.....	130
4.1	Hovedgrupper av tiltak.....	132
4.2	Tiltak og miljøforbedrende effekt	133
4.3	Tekniske tiltak på kraftverket	138
4.4	Kostnader og vedlikehold av tiltak	139
4.5	Eksempler på planlegging og gjennomføring av fysiske tiltak.....	141
4.5.1	Tiltak for å redusere tørrlegging og stranding	141
4.5.2	Etablering/restaurering av sideløp	143
4.5.3	Habitatforbedrende tiltak på kontinuerlig vanndekte områder	145
4.5.4	Fysisk dempning av vannføringsfluktasjoner	148
5	Hjelpemiddel for miljøtilpasning av effektkjøring	150
5.1	Mål, bakgrunn og begrensinger	150
5.1.1	Mål.....	150
5.1.2	Bakgrunn	151
5.1.3	Begrensninger	151
5.2	Beskrivelse av hjelpemiddelet.....	153
5.2.1	P – Påvirkningsaksen.....	154
5.2.2	S – Sårbarhetsaksen	159
5.2.3	Samlet vurdering av påvirkning og sårbarhet.....	166
6	Referanser.....	167
	Vedlegg.....	177
	Vedlegg 1. Demonstrasjon av system for miljøtilpasset effektkjøring	178
	Innledning	178
	Datagrunnlag	178
	Resultater fra demonstrasjonen	180
	Vedlegg 2. Lesestoff.....	191
	Vedlegg 3. Artikler, rapporter og andre viktige skriftlige produkter fra EnviPEAK.....	194

Sammendrag

Bakken, T. H., Forseth, T. & Harby, A. (red.). 2016. Miljøvirkninger av effektkjøring: Kunnskapsstatus og råd til forvaltning og industri. - NINA Temahefte 62. 205 s.

Effektkjøring som fenomen (Kapittel 1)

Denne boka inneholder en kunnskapsoppsummering av miljøvirkningene i elver med raske og hyppige endringer i vannføring og vannstand, omtalt som effektkjøring. Boka anses også relevant for hendelser som utfall og andre typer planlagt eller ikke-planlagt driftsstans med raske endringer i vannføring nedstrøms kraftverket som konsekvens. Boka inneholder forslag til tiltak for å redusere negative konsekvenser og er et hjelpemiddel for å oppnå en mer miljøtilpasset effektkjøring. Effektkjøring karakteriseres av raskere og hyppigere endringer i vannføring og vannstand enn i uregulerte vassdrag eller i vassdrag nedstrøms kraftverket som drives med stort sett stabil energiproduksjon. Størrelsen på endringene vil variere fra vassdrag til vassdrag, men den maksimale vannføringen ved effektkjøring er typisk godt under for eksempel års-floem i vassdraget. Effektkjøring motiveres utfra behov for stabilisering av strømmettet og ønsket om økt inntjening ved produksjon og salg av strøm i perioder med gunstig pris. Raske endringer kan også være et resultatet av tekniske restriksjoner på kraftverket.

Konsekvenser av effektkjøring oppleves nedstrøms utløp av kraftverk som opereres på denne måten. Effektkjøring er ikke entydig beskrevet, men karakteriseres gjennom størrelse, hastighet, hyppighet og periodisitet av endringer i vannføring og vannstand. Ut av dette er det avledet et sett med parametere, slik som forholdstall mellom

høy og lav vannføring og stignings- og senkningshastigheter. Parametere som beskriver effektkjøring kan enten måles direkte eller modelleres ved hjelp av hydrauliske modeller. Verktøyet COSH-Tool behandler tidsserier av vannføring og vannstand og kan beregne omfanget av effektkjøring over en lengre periode. De samme parametere benyttes også til å definere grenseverdier for miljøvirkninger av effektkjøring («Hjelpemiddel for miljøtilpasset effektkjøring» – Kapittel 5).

I EnviPEAK har vi analysert og sammenlignet effektkjøring i elver i Norge, Østerrike, Sveits og Canada. Basert på våre utvalgte elver ser vi at effektkjøring i elver i Norge i de fleste tilfeller er forholdsvis moderat sammenlignet andre steder i verden vi har studert resultater fra.

Fysiske konsekvenser (Kapittel 2)

Den umiddelbare fysiske konsekvensen av effektkjøring er at vannføring endres nedstrøms utløpet av kraftverket med en tilhørende endring i vannstand. Hvor hurtig den stigende eller synkende bølgen forplanter seg nedover vassdraget er gitt av hastigheten på endringen ved kraftverket, avstand fra utløpet og elvas form og morfologi. Mange hydrauliske modellverktøy kan beregne bølgeforplantningen nedover vassdraget, både enkle én-dimensjonale modeller og mer avanserte to- og tre-dimensjonale modeller. Elva står som regel i direkte kontakt med grunnvannet slik at en endring i elvevannstanden

også vil forplante seg på tvers av elva, og vannet vil strømme inn og ut av den såkalte hyporeiske sonen. Forståelse av de fysiske prosessene i denne sonen er viktig for å forstå mulige konsekvenser og eventuell overlevelse av egg, plommeseekkyngel, strandet fisk og bunndyr. Studier i EnviPEAK viser at egg og plommeseekkyngel har mye høyere overlevelse ved tilgang på vann i hyporeisk sone enn uten.

Endringer i vanntemperatur skjer tilnærmet like raskt som endringer i vannføring, men størrelsen på endringene varierer med en rekke forhold som temperatur på vannet det tappes fra (oppstrøms kraftverket), forholdet mellom vannmengden gjennom kraftverket og restvannføring i vassdraget nedstrøms kraftverket («flow ratio»), avstand fra utløpet og de rådende klimatiske forhold. Resultater fra Nidelva i Trondheim viser at størrelsen på endringer i vanntemperatur er proporsjonal med størrelsen på endringer i vannføring. Om vinteren er sammenhengen positiv og en økende vannføring gir økende vanntemperatur, og en minkende vannføring gir en synkende vanntemperatur. Om sommeren er forholdet negativt og økende vannføring gir en synkende vanntemperatur, mens temperaturen øker når vannføringen minker. Endringene i vanntemperatur er imidlertid ikke veldig store, i størrelsesorden +/- 2 °C i perioden vi analyserte.

Effektkjøring vil også endre isforholdene i et vassdrag, både sammenlignet med en uregulert tilstand og en mer tradisjonell drift med mindre variasjoner i produksjon. Isforholdene vil som regel endres i retning et mindre stabilt isdekke og hyppigere isganger ved effektkjøring. Produksjonen av sarr skjer fram til et stabilt isdekke er etablert, og det er derfor grunn til å tro at en reduksjon i dager med stabilt isdekke vil medføre en økning i sarrproduksjonen.

Bunnforholdene vil over tid endres grunnet effektkjøring, men det er vanskelig å identifisere tydelig hvilke endringer som forårsakes av effektkjøring og hvilke som skyldes en generell regulerings-effekt. Reduserte flommer grunnet regulering vil gradvis medføre at sedimentene pakkes tettere sammen med den konsekvens at hulrom og skjul reduseres eller forsvinner. Pakkingen av løsmasser i bunnen (såkalt armering) medfører at gytegrus er vanskeligere å grave i for gytende fisk. Hyppigere variasjoner i vannføring vil trolig ikke motvirke den gradvise armeringen av elvebunnen. Effektkjøring vil dermed neppe kompensere for reduksjon i antall og størrelse av flommer grunnet regulering, da variasjonene i vannføring grunnet effektkjøring normalt er for små til å bevege grus og stein. .

Mange nye måleteknikker er blitt testet ut i EnviPEAK med den hensikt enten å observere tilstand og endringer i vassdrag direkte, eller for å forbedre, forenkle eller effektivisere datainnsamling til modellbruk. Eksempler på teknikker som er testet er bruk av ubemannet fly (UAV-«Unmanned Aerial Vehicle»). Fotoutstyr kan monteres på disse som kan ta bilder av elva ved overflygning. Ved analyse av bildene etableres det en sammenheng mellom fargeverdi og vanddyp som videre gir en modell av bunntopografien. En god modell av bunnen er viktig inngangsdata til hydrauliske modeller. Metoden har vist seg å ha et stort potensial hvis datainnsamlingen er godt planlagt og finner sted under passende værforhold. Laser-scannere har også vist seg som en effektiv måte å måle inn områder som er tørrlagt med meget høy presisjon og oppløsning.

Biologiske virkninger (Kapittel 3)

De biologiske virkningene oppstår som en konsekvens av de fysiske virkningene. I boka er virkninger

på arter eller artsgruppene laksefisk, elvemusling, bunndyr, bever, oter og fugl presentert i egne kapitler, med størst oppmerksomhet på laksefisk. EnviPEAK har særlig bidratt med kunnskap om bestandseffekter på laksefisk.

Effektene på laksefisk kan forstås utfra adferd og habitatbruk i de ulike livsfasene. Stranding er ofte et hovedproblem ved effektkjøring og rammer den yngste fisken kraftigst fordi de oftere bruker de grunneste områdene av elva og er relativt dårlig til å svømme. Eldre årsklasser bruker i større grad de dypere områdene, er bedre til å svømme og har følgelig mindre risiko for å strande. Omfanget av problemet avhenger av når på døgnet og når på året hurtig reduksjon i vannføring inntreffer, hvor hyppig vannstandsendringer finner sted, hvor store strandingsutsatte områder det er i elva, habitatforholdene på de utsatte områdene og i hvor stor grad disse områdene brukes av fisk. Vi fant også at strandingsrisikoen til sjørret øker hvis laks er tilstede. Fisk kan overleve stranding hvis noe vann er tilgjengelig, tørrleggingen ikke er for langvarig og det er fravær av predatorer. Det later til å være størst sannsynlighet for overlevelse av strandet fisk vinterstid selv om det da er økt risiko for frost.

Forsøk gjennomført i EnviPEAK tyder på at fisk eksponert for effektkjøring vinterstid uten å strande har like god vekst som fisk som lever under et mer konstant vannføringsregime. Resultatene fra sommertid er noe annerledes og viser at effektkjøring om sommeren kan gi noe redusert vekst hos fisk selv om fisken ikke strander.

Effektkjøring kan forstyrre gyting og for lave vannføringer kan hindre tilgang til gyteområder. Ved økt vannføring (oppstart kraftverk) og ellers gunstige

gyteforhold vil gyting ofte starte raskt. Ved gyting på høye vannføringer er det en risiko for at eggene tørrlegges når vannføringen reduseres. Tørrlagte egg er dessuten eksponert for frost med økt risiko for dødelighet.

Effekten av variabel kraftverksdrift på bestander av laksefisk er avhengig av en rekke faktorer. Fordi strandingsdødelighet særlig rammer den yngste fisken vil rekrutteringsbegrensede bestander (i elver med lite gytehabitat) være mest sårbare. Videre er det avgjørende hvor stor andel av bestanden som befinner seg på strandingsutsatte områder. Studier i EnviPEAK har vist at en fast andel av bestanden fortsetter å bruke disse områdene, slik at gjentatte strandingsepisoder vil fortsette å presse bestandsstørrelsen nedover. Videre vil effekten på vassdragets produktivitet (i form av antall smolt eller gytefisk i bestanden) være avhengig av når dødeligheten skjer i forhold til tidspunkt for bestandsregulering (flaskehals). Strandingsdødelighet som skjer etter naturlige bestandsflaskehals vil gi større bestandseffekter enn om dødelighet som skjer før disse inntreffer. Tidspunkt for bestandsflaskehals varierer mellom elver, men kan også være forskjellig i ulike deler av samme elv, avhengig av elvenes eller strekningenes habitatsammensetning. I EnviPEAK har vi utviklet et rammeverk for å beregne bestandseffekter av effektkjøring, og vi har brukt en bestandsmodell til å beregne effekter av ulike effektkjøringsmønstre på laks. Ved moderate antall nedtappinger blir effekten på bestanden liten eller moderat, og effekten varierer med årstid effektkjøring foregår.

Elvemuslinger som blir tørrlagte viser større vandringsuro enn de som oppholder seg i permanent vanddekkede områder. Samtidig viste forsøk i

EnviPEAK at elvemuslinger eksponert for effektkjøring, men som ikke ble tørrlagte, også hadde større vandringsuro enn muslinger som ikke ble eksponert for effektkjøring. Forsøkene dokumenterte imidlertid ingen dødelighet. Studier fra utlandet viser at bestander av muslinger som blir eksponert for kraftig effektkjøring reduseres betydelig. Mest skadelig var jevnlig tørrlegging og fare for tilfeldige forflytninger (avdrift) og mekanisk påvirkning ved økende vannføring.

Bunndyrsamfunnet i effektkjørte elver blir kraftig redusert både med hensyn på tetthet og artsmangfold i områder som vekselvis er vanddekket og blir tørrlagt. Katastrofedrift er et kjent fenomen i effektkjørte elver og innebærer en massiv drift av bunndyr, hvor det meste av drivet foregår de første 15 minuttene. Områder med permanent vanddekke (dypål) blir i svært begrenset grad negativt påvirket. I EnviPEAK har vi også studert effekter på næringsnett og økologiske prosesser, som nedbryting av organisk materiale som bringer biologisk materiale og energi inn i elveøkosystemet. Nedbryting fra bakterier og bunndyr (oppdelere) var generelt høyere i de dype og permanent vanddekte områdene enn i grunnere deler av elvene, mens forskjellene mellom effekregulerte og mer stabile strekninger ikke var entydige.

Hvis effektkjøringen er moderat kan elvebreddene og tilknyttede hvilesteder (våtmarker) være godt habitat for bever hvis barrierene (demninger, veier, bebyggelse) for bruk av disse områdene ikke er for store. Lave vannstander om natten er av vesentlig positiv betydning for beverens aktivitetsmønster. Situasjonen er tilsvarende for oter, men ettersom oter livnærer seg på fisk er den avhengig av en god fiskebestand.

Tiltak (Kapittel 4)

De fleste av tiltakene rettet mot negative virkninger av effektkjøring er tiltak som også oftest avbøter generelle reguleringsvirkninger. Tiltakene kan grupperes som operasjonelle tiltak, fysiske tiltak i selve vassdraget og tekniske tiltak på anlegget. Operasjonelle tiltak som reduserte senkningshastigheter og økt minstevannføring har potensielt stor positiv virkning, likeså tilpasning av tidspunkt for effektkjøring til perioder hvor bestandseffektene er minst. Effektkjøring under vår og forsommer er trolig mindre problematisk enn på dagtid om vinteren, men avhenger av bestandsmessige forhold («flaskehals»).

Uønskede miljøeffekter av effektkjøring kan også begrenses gjennom fysiske tiltak i vassdraget. Behov og muligheter for tiltak bør utredes og begrunnes ut fra lokale forhold, og utformes spesifikt for å motvirke problem eller avbøte flaskehals i økosystemet. Tiltak må tilpasses elvas vannføringsregime, og da spesielt nivået for lavvannføring/minstevannføring. Aktuelle tiltak for å redusere stranding av ungfisk og bunndyr inkluderer bygging av terskler, modifisering av elveleiet og restaurering og sikring av vannføring i sideløp. Flaskehals i fiskeproduksjon kan motvirkes gjennom habitattiltak på områder som er kontinuerlig vanddekket ved lavvann og dermed ikke tørrlegges ved effektkjøring. Risikoen for tørrlegging av gyteområder kan reduseres ved å tilføre vann gjennom grøfter/rør, legge ut gytegrus på kontinuerlig vanddekte områder, og ved å fjerne gytegrus fra strandingsutsatte områder av elveleiet. Ungfiskhabitat kan forbedres gjennom utlegging av store stein/blokker, trær og ved harving av substratet for å gjenskape skjul. Fysiske tiltak krever i mange tilfeller oppfølging og vedlikehold for å oppnå vedvarende ønsket effekt.

Introduksjon av operasjonelle tilpasninger og begrensinger kan medføre inntektstap for produsenten. Det er derfor viktig at dette avklares i forhold til hva som er samfunnsøkonomisk akseptabelt, økonomisk forsvarlig for kraftprodusenten og teknisk mulig, gitt av luker, vannveier, turbiner, generator og andre tekniske elementer ved kraftverksystemet. Det er også viktig at operasjonelle tiltak vurderes sammen med fysiske tiltak, da kombinasjonen av disse ofte gir det mest kostnadseffektive resultatet. Ved rehabilitering og oppgradering av det tekniske anlegget bør miljømessige hensyn tas, og det kan være en god anledning til å installere teknisk utstyr som gjør det mulig med en mer miljøtilpasset effektkjøring.

Hjelpemiddel for miljøtilpasset effektkjøring (Kapittel 5)

I EnviPEAK er det utviklet et hjelpemiddel og system for miljøtilpassing av effektkjøring. Systemet tar ikke hensyn til den samfunnsmessige nytte ved effektkjøring, ei heller noen verdivurdering av de berørte naturkvaliteter. Systemet er ment å være et hjelpemiddel til industri og forvaltning for å i) Vurdere vassdrag for effektkjøring i en avveining mellom behovet for fleksibel kraftproduksjon og miljøhensyn, og ii) Utvikle driftsstrategier for kraftverk og tiltak i effektkjørte vassdrag som sikrer en best mulig miljøtilpasset effektkjøring. Klassifiseringssystemet har to akser;

1. En påvirkningsakse som vurderer de mulige økologiske konsekvensene av effektkjøring utfra hvordan fysiske forhold som vannføring, vannstand og vanddekt areal endres, gitt av vannkraftsystemet og elveleiets utforming. Følgende seks påvirkningsparametere inngår i systemet; senkningshastighet, tørrlagt areal, størrelse av vannføringsvingningene (amplitude),

frekvens, fordeling over døgn/år og tidspunkt over døgn/år. Det er laget et fire-delt klassesystem som beskriver grad av påvirkning - fra liten, moderat, stor og til svært stor. Det er satt kvantitative grenseverdier mellom klassene for hver parameter.

2. En sårbarhetsakse som vurderer hvor sårbart systemet er for ytterligere påvirkning i form av effektkjøring. Dette vurderes i forhold til et allerede regulert vassdrag, ikke i forhold til naturtilstanden. Faktorer som beskriver sårbarhet er effektiv bestandsstørrelse, grad av rekrutteringsbegrensning, lavvannsperioder som flaskehals, habitatdegradering, redusert vanntemperatur som gir bestandseffekter, eventuelle andre påvirkninger og prosent berørt strekning av totalstrekning. Hver av sårbarhetsfaktorene er gruppert i tre ulike klasser - fra liten, moderat til stor sårbarhet, hvor det også er tilhørende klassegrenser for hver faktor.

Påvirknings- og sårbarhetsaksen kan kombineres til en samlet vurdering, hvor den samlede vurdering gis i form av fire hovedklasser.

De aller fleste parameterne som beskriver påvirkning og sårbarhet er kvantitative parametere som kan beregnes eller anslås ved hjelp av eksisterende data, observasjoner, modellverktøy eller andre steds spesifikke undersøkelser. Systemet for miljøtilpasset effektkjøring er demonstrert i fire vassdrag, med den hensikt å tydeliggjøre hvordan systemet kan anvendes. Resultatene fra Nidelva (Trondheim), Mandalselva, Surna og Daleelva (Hordaland) viser at systemet dekker et spekter av effektkjøringsmønstre og vassdrag på en god måte, og at vassdrag som har innført betydelige restriksjoner på effektkjøring kommer bedre ut enn vassdrag med få eller ingen restriksjoner.

Executive summary

Hydro-peaking as a phenomenon (Section 1)

This book summarises state-of-the art about environmental impacts from hydro-peaking operations in rivers, introducing rapid and frequent changes in discharge and water level. The book is considered relevant also for other types of abrupt changes in the operation of hydropower plants such as fall-outs, or other controlled or non-controlled operations causing rapid changes in discharge downstream the outlet of the power plant. The book describes and evaluates mitigating measures to reduce the impacts from hydro-peaking operations, and should be considered an operative tool in order to move in the direction of more environmental friendly operation of hydropower plants.

Hydro-peaking operations can be characterised as introducing more rapid and frequent changes in discharge and water level than naturally occurring in unregulated rivers or in rivers exposed to traditional, base-load production. The range of discharge variations varies between rivers, but the discharge during maximum production is normally well below the annual flood. Hydro-peaking operations are typically motivated by the need to stabilise the electricity grid and to produce electricity in periods where the power price is favourable to the power producer. Rapid changes in production can also be a result of technical limitations on the power plant.

The environmental impacts of hydro-peaking operations are experienced downstream the outlet of power plants used for peaking operations. Hydro-peaking is not clearly and consistently defined or quantified in the literature, but could be described

by the rate, speed, frequency and periodicity of change in discharge and water level. Based on this, a set of parameters are defined, such as the flow ratio (i.e. the ratio between the high and low discharges) and ramping rates. Parameters describing hydro-peaking can be measured directly in the rivers or derived by use of hydrodynamic models. COSH-Tool is a computer program that processes timeseries of discharge and water level and can calculate the extent of hydro-peaking operations over longer time periods. The parameter values produced by COSH-Tool are identical to several of the parameters that are applied in the system for environmental adapted hydro-peaking operations (System described in Section 5).

In EnviPEAK we have analysed and compared hydro-peaking operations in rivers in Norway with similar types of operations and rivers in Austria, Switzerland and Canada. Based on the selected set of rivers, we conclude that the hydro-peaking operations of Norway are fairly gentle.

Physical impacts from hydro-peaking operations (Section 2)

The immediate physical change introduced by hydro-peaking is that the discharge change downstream the outlet of the hydro-peaked plant, with a corresponding change in water level. How fast the increasing or decreasing wave propagates down the river is determined by the rate of change at the power plant, distance from the outlet and the morphology of the river, i.e. how curvy the river is, the shape of cross-sections, type of substrate, etc.

Hydrodynamic models can be applied to calculate wave propagation downstream rivers, ranging from the less demanding 1-dimensional tools to highly advanced 3-dimensional models. The variations in discharge and water level will also affect the groundwater level directly in contact with the river, as water will flow in and out of the so-called hyporheic zone. A good understanding of the physical processes in the hyporheic zone is important in order to determine the potential impacts and survival of eggs, yolk fry, stranded fish and invertebrates. Studies carried out in EnviPEAK document that eggs and yolk fry have much higher survival rates when water is present in the hyporheic zone compared to the situation when this zone is dried out.

The changes in water temperature («thermo-peaking») happen almost synchronously to the change in discharge, but the rate of change also depends on factors such as water temperature of the source water (e.g. the upstream reservoir), the ratio of the production water and the residual flow downstream the power plant outlet («flow ratio»), distance from the outlet and climatic conditions. Results from Nidelva in Trondheim document that the rate of change in water temperatures are proportional to the change in discharge. During winter, the relation is positive as an increase in discharge gives an increase in water temperature, and a decrease in discharge gives a decrease in water temperatures. During summer the situation is opposite and negative, as an increase in discharge gives a decrease in water temperatures, while the water temperatures increase when the discharge decrease. The changes in water temperatures are, however, not very large, typically in the range of +/- 2 °C in the period we analysed.

Hydro-peaking operations will also affect the ice conditions in rivers, compared to both an unregulated situation and during base-load production. The ice conditions in hydro-peaked rivers will typically be changed into a situation with less stable ice-cover, which will most likely increase the frequency of ice-break ups and increase the volume of frazil ice production as this normally stops when the rivers are covered with ice.

The substrate conditions will most likely change due to the introduction of hydro-peaking operations, but it appears difficult to differentiate the changes caused by the regulation itself and the more specific changes due to hydro-peaking operations. Reduced magnitude and frequency of floods will gradually pack and armor the substrate and reduce the interstitial spaces within the substrate. Armoring of the substrate will make the gravel more difficult to dig and less feasible for spawning. More frequent variations in discharge due to hydro-peaking operations will most likely not reduce the problem of armoring and filling of the interstitial spaces, as the discharges during maximum production are generally too low to introduce movements in the substrate and prevent the armoring.

Several new measurement techniques have been tested in EnviPEAK for the purpose of observe the conditions or changes over time in rivers, or for the purpose of making input data collection for modelling easier and more efficient. One examples of a method that has been tested is the use of an Unmanned Aerial Vehicle (UAV). Cameras have been mounted on these vehicles and photos been taken while flying over the rivers. During analysis of the photos a relation between the colour tones and water depth is established, which gives a model of

the bottom topography of the river. This is essential input to hydrodynamic models. The method has revealed a great potential when the data collection is well planned and takes place when meteorological conditions are favourable. Laser-scanners have also been extensively tested and have proven to be efficient tools to collect topographic data on dewatered areas with high precision and resolution.

Biological impacts (Section 3)

The biological impacts are a direct consequence of the physical changes introduced by hydro-peaking operations. In this book the impacts on salmonids, river mussel, invertebrates, beaver, otter and birds are presented in separate sections, with most focus on salmonids. EnviPEAK has, in particular, contributed with new knowledge related to population effects of hydro-peaking operations on salmonids. The impacts on salmonids can be understood based on knowledge of behaviour and habitat use during the various life-stages. Stranding is considered being a major problem and will typically affect the younger life-stages more severely as they usually inhabit the shallow areas of the river and they have lower swimming abilities than the older fish. Older year classes use the deeper parts of the river, are better swimmers and have hence a lower risk of getting stranded. The risk of stranding is also determined by factors such as; time of the day, time of the year, the speed and frequency of reduced discharges and water levels, how large areas that are dewatered, the habitat conditions on the exposed areas and to what extent these areas are used by the salmonids. We also found that the stranding risk of sea trout increased when salmon was present. Salmonids can survive stranding if water is available during the low water episodes, if the dewatered periods are not too long and predators absent. The

survival of stranded fish seem to be highest during winter, even though low temperatures increase the risk of mortality due to freezing.

Studies carried out in EnviPEAK indicate that fish exposed to hydro-peaking operations during winter that do not strand, have a similarly good growth rate as fish that live under stable discharge conditions. The results during summer conditions are contrasting, as fish exposed to hydro-peaking, but not stranded, experienced reduced growth rates.

Hydro-peaking operations can disturb spawning behaviour and low discharges and water levels can make spawning areas unavailable. If the spawning conditions are generally good, spawning behaviour will typically start soon when the discharge increases, i.e. when the power plants start. In the situation spawning happens during high discharge, there is a risk that eggs will dry out when the discharge and water level is reduced. Dewatered eggs might be exposed to freezing and have a higher risk of mortality.

Several factors determine the impacts of hydro-peaking on the salmonid population. As stranding first of all affects the youngest life-stages, those populations that are recruitment limited, typically in rivers with limited spawning habitat, will be most vulnerable. The population effect is also dependent on to what extent the population uses areas exposed to stranding. Studies in EnviPEAK have documented that a certain fraction of the population continues to inhabit areas with high stranding risk, and repetitive dewatering episodes will reduce the population. Furthermore, the effect on the salmonid production, measured in form of number of smolts or returning adults, will depend on the

mortality compared to the timing of the population regulation («bottle necks»). Stranding mortality happening after the time of the natural population regulation, will be more dramatic to the population than if stranding happens prior to the natural population regulation. Time of the population regulation is individual for each river, can be different within one and the same river, and depends on the rivers' and river sections' habitat conditions and composition. In EnviPEAK we have developed a model tool to calculate the long-term effects of different hydro-peaking regimes on the salmon population. Results show that in the case of a moderately number of hydro-peaking episodes, the effect on the population is limited, but the effect depends on what time of the year the hydro-peaking happens.

River mussels that are dewatered have more stress-related movements than those individuals inhabited in permanently water-covered parts of the river. Experiments in EnviPEAK also documented that river mussels exposed to hydro-peaking, but not dewatered, also moved more than river mussels not exposed to hydro-peaking at all. The experiments did not show any mortality due to hydro-peaking. Other published international studies document that river mussel populations in rivers with hydro-peaking operations are significantly reduced. These studies conclude that the effect of frequent episodes drying out living areas and mechanical scouring during increasing discharge (start-up of power plants) were the most problematic factors.

The invertebrate fauna is dramatically reduced in the dewatering zone of hydro-peaked rivers, both with respect to densities and composition of invertebrates. Catastrophic drift is a well-known phenomenon in hydro-peaked rivers where a massive

drift of invertebrates typically happens within the first 15 minutes of a peaking episode. Areas that are permanently water-covered, typically in the deeper parts of the rivers, is to a very limited extent negatively affected by hydro-peaking. In EnviPEAK, ecological process such as decomposition of organic matter bringing biological available material and energy into the river ecosystem, have been studied. Decomposition by bacteria and invertebrates (shredders) were higher in the deeper and permanently water-covered areas than in the shallow parts of the river. The differences between hydro-peaked sections of the rivers and those parts with more stable discharge regimes were insignificant.

In moderately hydro-peaked rivers, river banks and connected wetlands can function as resting habitats for beavers if there are and no large barriers, such as dams, roads and houses, blocking the access to these areas. Low water levels during night-time proved to be positive to beaver activity. The situation is similar for otter, but as otter is a fish-feeder, this is animal is dependent on the size of the fish population.

Mitigating measures (Section 4)

The majority of the measures that are relevant to mitigate impacts from hydro-peaking operations are measures that will also reduce traditional impacts from river regulations. The measures can be grouped as operational measures, physical changes in the river (habitat improvements) or technical changes on the power plant. Operational measures, such as reduced ramping rates and increased minimum flows have potential large, positive effects, as well as adaption of the timing of hydropeaking operations to periods where the population effect is smallest. Hydro-peaking during spring and early summer is most likely less problematic than during

day-time in the winter, but this will vary from river to river depending of population-specific conditions («bottle necks»).

Impacts from hydro-peaking operations can also be reduced by physical improvements in the river. The needs and possibilities for mitigating measures should be evaluated and given based on local conditions, designed specifically for the problem of concern, or reduce identified bottle-necks in the specific ecosystem. Measures must be adapted to the discharge regime of the river, in particular the minimum flow. Possible measures to reduce stranding of juvenile fish and invertebrates are building of environmental adapted weirs, in-stream modifications, rehabilitation and securing of permanent flow in side-channels and tributaries. Bottle-necks in the fish population can be reduced by introducing habitat improvements in parts of the rivers that are permanently water-covered, i.e. not dewatered in periods of low flow. The risk of drying out spawning grounds can be reduced by securing continuous water supply, for instance by the means of installing tubes or dredging ditches, to these areas. Spawning gravel can also be removed from areas that potentially experience dry-out periods, by this «force» spawning into safe areas of the river. Suitable juvenile fish habitat can also be created by placing trees and larger stones into the river, and by physically clean the substrate from fine material, by this recreating spaces in the substrate acting as cover. Habitat improvements will often require regular maintenance in order to sustain the desired effect.

The introduction of a possible adaption or restriction on hydro-peaking operations might cause a loss of production or income to the power producer. As

such, the importance of peak power production from a society's point of view must be assessed, the economic consequences for the power producer evaluated, as well as identify the technical constraints in the power plants. It is also important to plan operational adaption together with physical changes in the river, as the combination of measures often gives the best effect to the lowest cost. Furthermore, we recommend that environmental concerns are taken during rehabilitation and upgrading of the technical equipment of the power plants, as this will open opportunities to identify economical and technically sound solutions allowing environmentally adapted hydro-peaking operations.

System of environmental adapted hydro-peaking operations (Section 5)

In EnviPEAK we have developed a system for environmental adapted hydro-peaking operations. The system does not take into account the societal benefits of hydro-peaking, nor the values of the nature affected by the regulation. The classification system is intended to be a tool and guidance to the hydropower industry and the authorities in order to; i) assess hydro-peaking operations in rivers, as input balancing the trade-offs between flexible hydro-power production and environmental concerns, ii) develop operational strategies and mitigating measures in rivers, in order to identify environmental adapted hydro-peaking operation. The system is developed based on two axes;

1. Direct effect: the axis of the direct effects classifies the potential ecological effects of hydro-peaking based on physical conditions, such as changes in discharge, water level and water covered areas, given by the design and operation of power system and the structure of the river. The following six parameters are

included in the system; rate of the water level change (down-ramping), dewatered area, magnitude of change in discharge, frequency, distribution over the day/year and time of the day/year. A four-class system describes the degree of impact, ranging from small, moderate, large to very large. Quantitative threshold values are defined for all parameters separating each class.

2. Vulnerability: the axis of vulnerability classifies the potential ecological impacts of hydro-peaking operations based on how vulnerable the system is for further pressures in the form of hydro-peaking operation. The assessment is based on the situation in an already regulated river system, and not compared to natural conditions. Factors describing the vulnerability are effective population size, degree of limitations in recruitment, low flow periods as bottleneck for fish stock size, habitat degradation, reduced water temperature that leads to population effects, percentage of impacted river length compared to total length and possible other factors affecting the vulnerability. Each of the vulnerability factors are grouped in three classes, ranging from low, moderate to high vulnerability, with corresponding threshold values for each of the factors and classes.

The direct effect and the vulnerability are joined into a combined assessment, where the score of the combined assessment is categorized in four classes.

Most of the parameters describing the effect and the vulnerability are quantitative parameters that can be calculated or derived based on existing data, observations, model results or other site-specific

investigations. The classification system is demonstrated in four different rivers, with the main purpose of showing its use in an operational setting. The results from Nidelva (Trondheim), Mandalselva, Surna and Daleelva (Hordaland) show that the system covers a wide spectrum of hydro-peaking regimes and rivers in a good way, and that cases where restrictions and measures have been introduced overall receive a better performance than those cases with few restrictions of the hydro-peaking operations.

1 Hva er effektkjøring og hvordan beskrive dette?

I dette kapittelet definerer vi begrepet effektkjøring og beskriver fysiske parametere som benyttes for å kvantifisere effektkjøringsmønstre. Vi viser også eksempler på analyser av tidsserier av vannføring hentet fra både uregulerte elver, elver påvirket av tradisjonell kraftverksdrift og effektkjørte elver og har forsøkt å vise hvordan disse er forskjellige fra hverandre. Eksempelene som vises er fra studier av både nasjonale og internasjonale elver og «norsk effektkjøring» er forsøkt sammenlignet med effektkjøring i utvalgte internasjonale vassdrag.

HOVEDBUDSKAP EFFEKTKJØRING

- Effektkjøring i elver kan karakteriseres ved at det medfører raskere og hyppigere endringer i vannføring/vannstand enn i uregulerte elver og foregår ofte med et element av periodisitet.
- Effektkjøring i elver kan beskrives gjennom et sett parametere som er basert på størrelse/amplitude, tid/hastighet og frekvens av endringene i vannføring eller vannstand.
- Størrelsen av parameterverdiene er også avhengig av avstanden fra kraftverksutløpet og elvemorfologien.
- Basert på et utvalg norske og internasjonale elver, ser vi at forholdet mellom høyeste og laveste vannføring («Flow ratio») ved effektkjøring er typisk mindre i Norge enn i sammenlignbare land.

*Måselvassdraget.
Foto: Håkon Sundt*



1.1 Definisjon av effektkjøring

Effektkjøring er et velkjent fenomen innen energi- og vassdragsforvaltningen, men er allikevel ikke tydelig definert. Søk i internasjonal litteratur på de engelske begrepene «hydropeaking» og «intermittent power production» gir oss heller ikke noen klar definisjon av denne typen drift av vannkraftverk. Det har derfor vært nødvendig å avklare begrepet gjennom arbeidet i EnviPEAK og vi legger følgende forhold til grunn for forståelsen av begrepet effektkjøring:

Først og fremst refererer «effektkjøring» til variabel drift i et vannkraftverk, dvs. driftsmønsteret av en turbin eller gruppe av turbiner. Effektkjøring innebærer at kraftproduksjonen i et vannkraftverk driftes for å møte kortsiktige variasjoner i etterspørselen i kraftmarkedet eller behov for stabilisering av kraftnettet, med den konsekvens at driftsmønsteret preges av raske, hyppige og kortsiktige operasjonelle endringer. Et typisk mønster for effektkjøring er en eller flere daglige svingninger i produksjonen på hverdager, men hvor svingningene i mindre grad forekommer i helgene.

Begrepet effektkjøring alene refererer altså ikke til det som skjer i en vannforekomst nedstrøms utløpet av det effektkjorte kraftverket. For å vurdere miljøvirkningene er det hensiktsmessig å skille mellom til hvilken type vannforekomst effektkjøring forekommer:

- Utløp i elver/rennende vann
- Utløp i magasiner eller innsjøer
- Utløp i fjord/marint miljø

De typiske miljøvirkningene vil være veldig ulike i disse forskjellige typer vannforekomster. Denne boka omhandler miljøvirkninger i elver. EnviPEAK har imidlertid også gjennomført studier av miljøvirkninger i magasin/innsjø. Resultatene fra disse studiene finnes i egne rapporter. CEDREN har også et eget prosjekt, HydroBalance, hvor som studerer miljøvirkninger i magasiner brukt til storskala effektkjøring mellom disse i framtiden kan være aktuelt.

I et framtidig energisystem med en gradvis større andel av ikke-regulerbare energikilder slik som vind- og solkraft er det forventet at regulerbare kilder som vannkraftverk med magasiner vil spille en stadig viktigere rolle for å stabilisere energisystemet. Dette kan føre til økt effektkjøring av norske vannkraftverk.



*Hurtige økninger i vannstand kan medføre fare for liv og helse.
Foto: Tor Haakon Bakken*

Faktaboks 1.1. Karakteristika ved effektkjøringen med utløp i elv

Effektkjøring kan beskrives gjennom følgende karakteristika:

- Innebærer raskere endringer enn hva naturlige hydrologiske prosesser skaper
- Medfører hyppigere endringer enn hva som forekommer i naturlige (uregulerte) vassdrag
- Man kan observere et element av periodisitet i endringene i vannføring/vannstand
- Vannføringen ved maksimal drift er lavere enn for eksempel naturlig års-flo

Drivere for effektkjøring er:

- Balansering av nettet/energisystemet
- Salg av kraft ved høy/gunstig pris

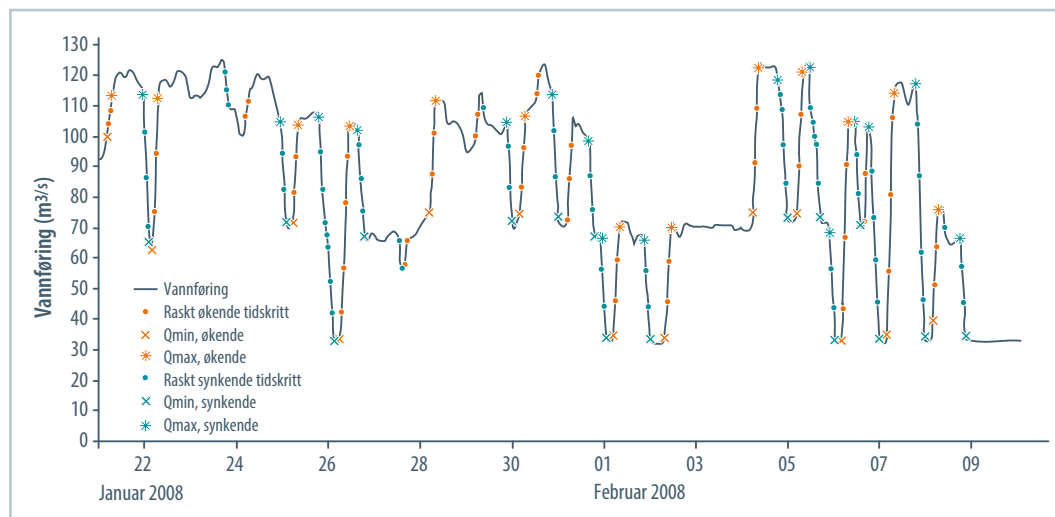
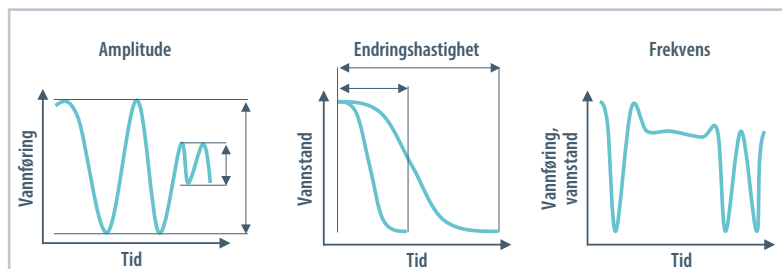
I denne boka benytter vi begrepene svingninger, variasjoner og fluktuasjoner i vannføring og vannstand som fysiske beskrivelser av fenomenet. Vi nevner imidlertid ikke alltid både vannstand og vannføring, selv om begrepene ofte er utbyttbar og begge deler kan være ment.

1.2 Kvantitativ beskrivelse av effektkjøring

I dette kapittelet beskriver vi hvordan svingninger i vannføring/vannstand kan kvantifiseres. Vi viser eksempler på typiske mønstre og hvordan svingningene forårsaket av effektkjøring skiller seg fra de naturlige endringene i uregulerte vassdrag og fra tradisjonell drift av vannkraftverk.

En rekke parametere har blitt brukt for å beskrive de endringer i vannføring og vannstand effektkjøring medfører i elver med hensyn på størrelse (amplitude), hvor raskt endringen inntreffer og hvor hyppig de forekommer (frekvens). Disse størrelsene er illustrert i **Figur 1.1** og beskrevet i **Tabell 1.1**. Vi har valgt å skille mellom økning og senkning, dvs. dele opp vannstandsvingningene i

Figur 1.1. Parametere for kvantifisering av vannførings- og vannstandssvingninger i elver kan deles inn i tre kategorier etter hva de beskriver: a) amplitude b) endringshastighet og c) frekvens.



Figur 1.2. Vannføringsvingninger i Nidelva over en 20 dagers periode ved målestasjonen Rathe. Tidskritt med raske endringer i vannføringen er markert som små prikker (synkende – blå; økende – oransje). Q_{min} (+) og Q_{max} (*) markerer start og stopp av økninger og senkninger i vannføring. Figur fra Sauterleute & Charmasson (2014).

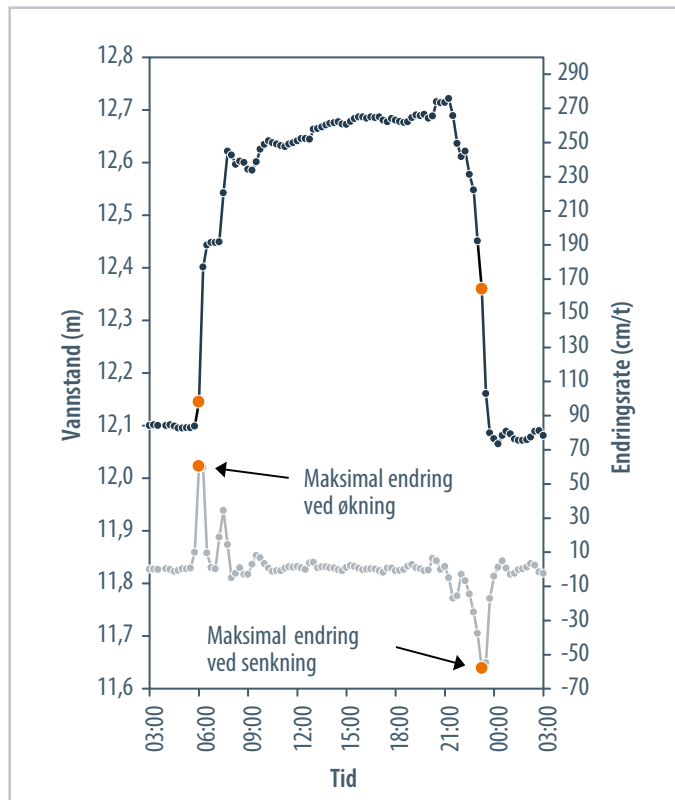
økende og synkende deler (Sauterleute & Charmasson 2014). Grunnen til dette er at økning og senkning vil ha ulike miljøvirkninger. For eksempel kan rask stigning av vannstanden føre til drift av bunndyr, mens rask senkning kan forårsake stranding av fisk. Det er viktig å huske at ved effektkjøring så vil økningene og senkningene endres i tid og rom hvor en effektkjøringsbølge typisk vil dempes nedover vassdraget og endringshastigheten både ved stigende og synkende vannføring/vannstand vil reduseres jo lenger unna kraftverket vi befinner oss.

Figur 1.2 viser start- og stopppunkter i en dataserie med vannføringer (Q_{\min} , Q_{\max}). Setter man disse vannføringsverdiene i forhold til hverandre får man et forholdstall som i internasjonal litteratur omtales som «flow ratio» (Q_{\max}/Q_{\min}), i vår bok kalt vannføringsforholdet. Ved bruk av start- og stoppverdiene av

Tabell 1.1. Parametere er delt inn i tre kategorier: størrelse/amplitude; tid/ hastighet; og frekvens. Listen er basert på parametere gitt i Baumann & Klaus (2003). Symbolene har beholdt sin engelske notasjon for å forenkle sammenligning med internasjonal litteratur.

Kategori	Parameter	Symbol	Enhet
Størrelse/ amplitude	Vannføring	Q	m ³ /s
	Vannstand	H	m
	Maksimum/minimum vannføring ved rask stigning	$Q_{\max,inc}$, $Q_{\min,inc}$	m ³ /s
	Maksimum/minimum vannføring ved rask senkning	$Q_{\max,dec}$, $Q_{\min,dec}$	m ³ /s
	Maksimum/minimum vannstand ved rask stigning	$H_{\min,inc}$, $H_{\max,inc}$	m
	Maksimum/minimum vannstand ved rask senkning	$H_{\min,dec}$, $H_{\max,dec}$	m
	Forholdstall maks/min vannføring ved raske endringer («Flow ratio»)	F_{inc} , F_{dec}	-
Tid/hastighet	Gjennomsnittlig endringshastighet (økende/synkende) vannføring	$R_{Q,inc}$, $R_{Q,dec}$	m ³ /s/t
	Gjennomsnittlig endringshastighet (økende/synkende) vannstand	$R_{H,inc}$, $R_{H,dec}$	cm/t
	Maksimal endringshastighet (økende/synkende) vannføring	$R_{Qmax,inc}$, $R_{Qmax,dec}$	m ³ /s/t
	Maksimal endringshastighet (økende/synkende) vannstand	$R_{Hmax,inc}$, $R_{Hmax,dec}$	cm/t
	Starttidspunkt for rask endring (økende/synkende)	$t_{s,inc}$, $t_{s,dec}$	tt:mm
	Sluttidspunkt for rask endring (økende/synkende)	$t_{e,inc}$, $t_{e,dec}$	tt:mm
	Varighet periode mellom rask økning og rask senkning	T_{high}	t
	Varighet periode mellom rask senkning og rask økning	T_{low}	t
Frekvens	Antall raske økninger/senkninger per år	$N_{a,inc}$, $N_{a,dec}$	1/år
	Andel dager med et gitt antall raske økninger/senkninger per dag	$D_{n,inc}$, $D_{n,dec}$	-
	Andel raske økninger/senkninger i dagslys/skumring/mørke (natt)	N_{dl} , N_{tl} , N_{nl}	-

vannstanden og tiden mellom dem beregnes endringshastigheten av vannstanden for hver økning og senkning. Vi skiller mellom den gjennomsnittlige og den maksimale vannstandsendingen, fordi den største endingen kan være kritisk for stranding av fisk eller drift av bunndyr. Den gjennomsnittlige vannstandsendingen er gjennomsnittet over hele økningen eller senkningen, mens den maksimale vannstandsendingen er det tidskrittet i løpet av en økning eller senkning med den raskeste endingen (Figur 1.3). Tidspunktet der vannstandssvingningene inntreffer, påvirker risikoen for stranding av ungfisk. Saltveit m.fl. (2001) undersøkte stranding av ungfisk av laks og ørret under forskjellige lysforhold og konkluderte med at strandingsrisikoen i kaldt vann er lavere i mørket enn i dagslys. Tidspunktet av vannstandssvingningene er i tillegg brukt til å beregne varigheten av perioden mellom en vannstandsøkning og vannstandssenking og mellom en vannstandssenking og vannstandsøkning. De to parameterne er relevante for overlevelse av strandet fisk eller fiskeegg i elvebunnen.

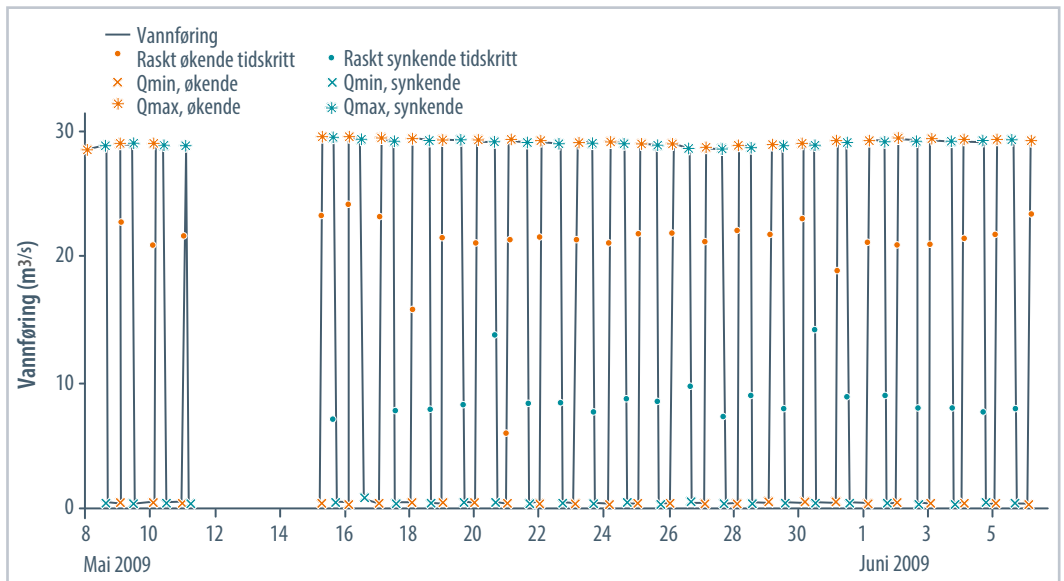


Figur 1.3. Grafen viser vannstand (svart) og endringshastighet (grått). Den gjennomsnittlige vannstandsendingen er gjennomsnittet over hele økningen eller senkningen, mens den maksimale vannstandsendingen er tidskrittet med den største endingen i løpet av en økning eller senkning.

1.3 Raske endringer i effektkjørte, jevnt regulerte og uregulerte elver

Effektkjøring i elver innebærer at elva påføres naturlig raske og hyppige endringer i vannstanden og vannføringen nedstrøms kraftverksutløpet. Men hva innebærer naturlig raske og hyppige endringer? Det vil derfor være interessant å kvantifisere også hvor store de naturlige endringene i en uregulert elv er. I dette avsnittet presenterer vi analyser av vannføringsdata fra tre sammenlignbare elver i Canada hvorav én er påvirket av effektkjøring, én er påvirket av et tradisjonelt regulert kraftverk med et mye jevnere kjøremønster og én elv har et naturlig vannføringsregime.

Figur 1.4 viser de ekstreme vannføringsendringene i elva Kananaskis, Canada. Som kontrast til denne er vannføringsdata fra den mye jevnere regulerte elva Bull River og den uregulerte elva Elbow River innhentet, også disse i Canada. I Bull River forekommer raske endringer i vannføringen i perioder med naturlig høy vannføring, gjerne i kombinasjon med start/stopp av produksjonen. I perioder med lav vannføring opptrer de raske endringene kun ved start/stopp av produksjonen og er ellers tilnærmet konstant. I den uregulerte Elbow River opptrer de raske endringene i vannføringen ved høyere vannføring, i perioden vi har analysert.



Figur 1.4. Variasjoner i vannføring i Kananaskis River, Canada, viser et tydelig daglig mønster hvor kraftverket startes og stoppes én gang pr dag.

I Kananaskis River er det effektkjøring mer enn 90 prosent av dagene hvor det typiske mønsteret er én økning og én senkning om dagen. I den jevnere regulerte Bull River er det raske vannstandsendringer 7 prosent av dagene, mens det er raske endringer i elva med naturlig vannføring kun 2 prosent av dagene (Elbow River) (Tabell 1.4). I tillegg opptrer økningene og senkningene i den jevnt regulerte elva (Bull River) og den uregulerte elva (Elbow River) i perioder med høy vannføring slik at endringene ikke medfører ekstreme endringer i strømningsforhold og vanddekket areal i forhold til utgangssituasjonen.

Kvantitative data på amplituden av vannføringsendringene er gitt i Tabell 1.5, og viser at vannføringsforholdet («Flow ratio») mellom høy og lav vannføring er mye større i den effektkjorte elva enn i den jevnt regulerte og den uregulerte elva. Sammenlignes størrelsen på endringene er disse beskjedent høyere i den regulerte elva, bortsett fra noen enkelthendelser (se maksimums- og 90-persentilverdiene i Tabell 1.5). Det er verdt å merke seg at hvis Q_{\min} er veldig liten vil vannføringsforholdet raskt bli veldig stort.

Tabell 1.4. Antall raske vannføringsendringer pr. år i Kananaskis River, Bull River og Elbow River i Canada. Kananaskis River er en elv med effektkjøring, Bull River er jevnt regulert (ikke effektkjørt) og Elbow er uregulert. Analysen ble gjennomført på tidsserier fra årene 1995-2010 (Kananaskis River), 2009-2011 (Bull River) og 1996-2009 (Elbow River). Analysen er gjennomført med 1 times oppløsning i dataene.

	Gjennomsnittlig antall raske endringer i vannføringen pr år		
	Kananaskis (effektkjørt)	Bull (regulert)	Elbow (uregulert)
Økninger	334	15	6
Senkninger	334	6	3

Tabell 1.5. «Flow ratio»-verdier som resultat av analyser av vannføringsserier fra Kananaskis River, Bull River og Elbow River i Canada. Analysen ble gjennomført på tidsserier fra årene 1995-2010 (Kananaskis River), 2009-2011 (Bull River) og 1996-2009 (Elbow River). Analysen er gjennomført med 1 times oppløsning i dataene.

	Vannføringsforholdet Q_{\max}/Q_{\min} («Flow ratio»)					
	Kananaskis (effektkjørt)		Bull (regulert)		Elbow (uregulert)	
	Økninger	Senkninger	Økninger	Senkninger	Økninger	Senkninger
Minimum	1,3	1,1	1,1	1,1	1,1	1,0
Median	79,4	73,1	1,5	2,8	1,4	1,2
90-persentil	100,4	96,4	7,5	8,7	3,3	2,2
Maksimum	148,7	148,4	17,8	48,8	9,5	2,9

1.4 Typiske tall på effektkjøring i Norge og i utlandet

Faktorer som bestemmer effektkjøringsmønstre

Vannstandssvingninger i elver er avhengig av en rekke påvirkningsfaktorer. Den viktigste faktoren som bestemmer svingningene er driftsmønstret av kraftstasjonen. Dette er gitt av variasjoner i etterspørselen og prisutvikling i kraftmarkedet samt behovet for produksjon for å balansere elektrisitetssystemet. Vær og hydrologi påvirker etterspørselen og markedsprisen og magasinopplasting, men påvirker også vannføringen i elvene direkte gjennom naturlig avrenning, flom og snøsmelting som kan dempe vannføringssvingningene introdusert av effektkjøring. I hvor stor grad naturlige variasjoner overlager vannstandssvingningene er avhengig av egenskaper i vassdraget og vannkraftsystemet, dvs. antall og plassering av demninger, magasin, overføringer, utløp, osv. I tillegg kommer tekniske begrensninger, for eksempel hvor raskt en turbin kan startes og stoppes, og de restriksjoner som er en del av konsesjonsvilkårene. Disse kan inneholde krav om magasinopplasting og minstevannføringer og i noen tilfeller også begrensninger for hvordan effektkjøring kan gjennomføres (med formuleringer som «myke overganger»). Det bør også nevnes at enkelte produsenter har innført selvpålagte restriksjoner for å redusere miljøproblemene ved effektkjøring, da helst i form av hvor raskt vannstanden kan senkes slik at risikoen for stranding av ungfisk blir redusert.

Alle disse faktorene bestemmer hvordan vannstanden og vannføringen i en elv varierer over tid, og resultatet av samvirket mellom alle disse innebærer at det kan være vanskelig å identifisere tydelige, generelle og konsistente mønstre i svingningene over tid. I det følgende har vi analysert dataserier med vannføringer/vannstander fra norske og internasjonale vassdrag og beskrevet disse ved hjelp av parameterne definert i **Kapittel 1.2** (se også **Figur 1.1** og **Tabell 1.1**) og forsøkte å sammenligne effektkjøringsmønstre.

Størrelse/amplitude og endringshastighet

I henhold til våre analyser er amplituden av vannføringssvingningene i norske elver mindre enn i andre sammenlignbare deler av verden. Internasjonal litteratur angir forholdstall maksimal og minimum vannføring («flow ratio») for elver i Alpene, USA og Canada som er delvis mye høyere enn i Norge. VAW og LCH (2006) rapporterte «flow ratio» verdier for sveitsiske og østerrikske elver mellom 2 og 50. Bain (2007) dokumenterte ekstreme verdier opp til 510

i noen elver i USA, Canada, Finland og Frankrike. Det må igjen bemerkes at vannføringsforholdet er definert slik at elver med veldig lav minstevannføring vil kunne få veldig høye tall.

Tabell 1.6 viser to eksempler fra våre analyser av vannføringsserier fra Nidelva (Trondheim) i Norge og Inn i Sveits, hvor verdiene er høyere i Inn enn i Nidelva. Riktignok må man anta at tallene gitt i litteraturen (VAW og LCH 2006, Bain 2007) tilsvarer maksimumsverdiene av våre analyseverdier basert på et stort sett av vannføringsvariasjoner. I tillegg er det viktig å nevne at størrelsen av forholdstallet mellom høyeste og lavest vannføring er avhengig av avstanden fra utløpet av det effektkjørte kraftverket og målestasjonen der vannførings-svingningene blir registrert. Når en endring forplanter seg nedover vassdraget fører retensjonseffekter til demping av bølgen.

Tabell 1.6. Vannføringsforholdet funnet gjennom analyser av vannføringsserier fra Nidelva, Norge (årene 1994-1996) og Inn, Sveits (årene 2003-2008). Den statistiske fordelingen beskriver spektrumet av verdiene. Tidsoppløsningen av vannføringsseriene var 15 minutter (Nidelva) og 10 minutter (Inn). Målestasjonene Nidelva-Rathe og Inn-Martina ligger henholdsvis omlag 0,5 km og 0,2 km nedstrøms kraftverksutløpene.

	Vannføringsforholdet Q_{\max}/Q_{\min} («Flow ratio» [-])			
	Nidelva		Inn (Sveits)	
	Økninger	Senkninger	Økninger	Senkninger
Minimum	1,1	1,1	1,1	1,1
Median	1,5	1,5	3,2	2,9
90- persentil	2,1	2,1	9,5	7,4
Maksimum	3,7	3,7	49,0	25,1

Tabell 1.7 viser verdier for den gjennomsnittlige og maksimale vannstands- endringen ved økninger og senkninger i Nidelva og Inn, hvor Nidelva har lavere endringshastigheter enn Inn. Baumann og Klaus (2003) rapporterte vannstands- endringer mellom 6 cm/t og 240 cm/t for sveitsiske elver. Her er det viktig å nevne at tidsoppløsningen av vannstands- seriene har en betydning for størrelsen av endringshastighetene. Ved større tidsintervall blir endrings- hastighetene lavere. Tidsintervall større enn 15 minutter fører til at en økning eller senkning kan skje raskere enn tidsintervallet for vannstands- registreringer, og dermed blir endringshastigheten underestimert. Særlig forskjellen mellom gjennomsnittlig (over hele perioden) og maksimal vannstands- endring blir lite ved tidsintervall større enn 15 minutter.

Tabell 1.7. Gjennomsnittlig og maksimal vannstandsending ved økninger og senkninger av vannstanden i Nidelva (Norge) og Inn (Sveits). Tidsoppløsningen av vannstandseriene var 15 minutter (Nidelva-Rathe, årene 1994-1996) og 10 minutter (Inn-Martina, årene 2003-2008). Den statistiske fordelingen beskriver spektrumet av verdiene.

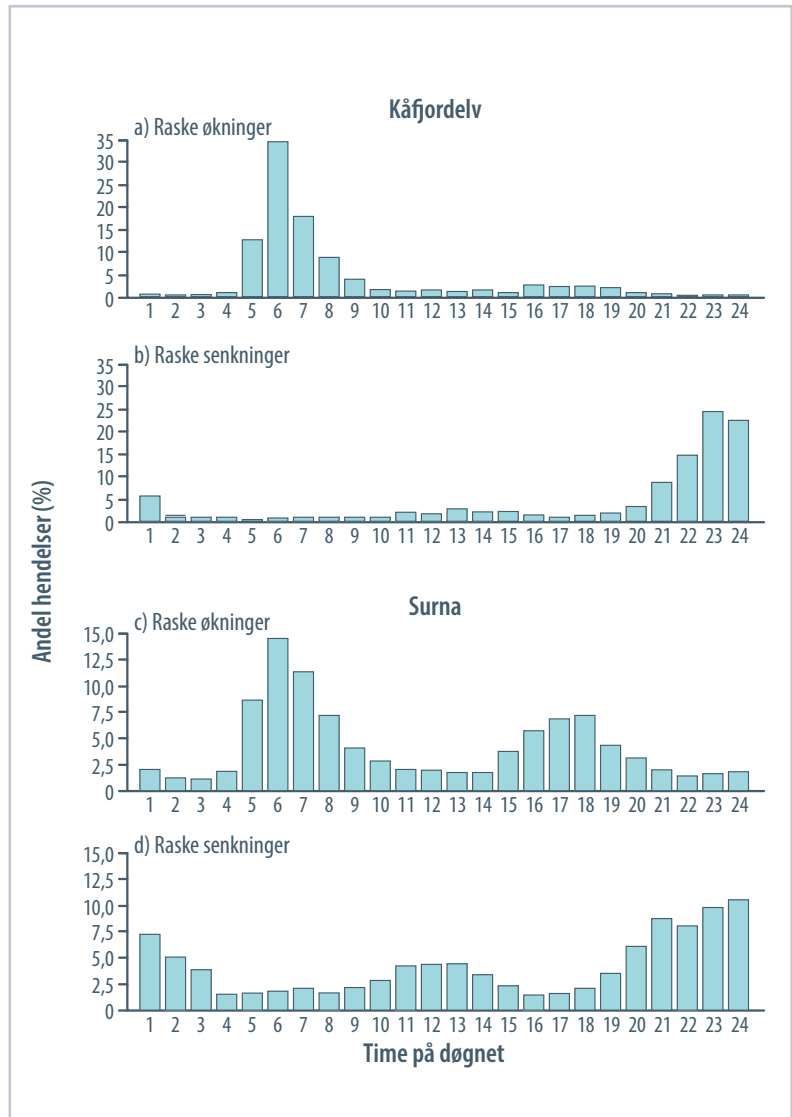
	Gjennomsnittlig vannstandsending [cm/t]				Maksimal vannstandsending [cm/t]			
	Nidelva (Trondheim)		Inn (Sveits)		Nidelva (Trondheim)		Inn (Sveits)	
	Økninger	Senkninger	Økninger	Senkninger	Økninger	Senkninger	Økninger	Senkninger
Minimum	7,9	7,8	29,6	5,4	8,0	8,3	43,0	39,4
Median	19,9	19,4	111,7	101,1	22,3	21,1	123,0	114,2
90-persentil	26,2	26,6	142,3	118,7	29,2	29,9	158,8	134,8
Maksimum	43,5	45,1	234,6	205,8	51,2	54,0	253,0	236,4

Frekvens og sesong

I noen elver forekommer en eller to episoder med økning og senkning av vannstand i løpet av døgnet (**Figur 1.4**). Analyser av tidsserier av vannstand har vist at det typisk opptre én episode med høy vannføring per døgn i Barduelva, Nidelva og Kåfjordelva, mens det typisk er to i Surna. I tilfeller med én episode med høy vannføring pr døgn er det sannsynlig at vannføringen øker tidlig om morgenen og reduseres igjen sent om kvelden (**Figur 1.4a** og **b**). I tilfeller hvor det forekommer to episoder med høye vannføringer om dagen reduseres gjerne vannføringen midt på dagen og øker igjen på ettermiddagen (**Figur 1.4c** og **d**). I Nidelva forekommer vannstandssvingninger 29 prosent av dagene, mens tallet for Inn i Sveits er 95 % av dagene.

Ved å studere måleserier finner vi også at det i noen av disse finnes mønstre med en periodisitet med én ukes varighet. Det typiske i disse tilfellene er at effektkjøringen gjennomføres ved å øke vannføringen om morgenen og minke den ved slutten av dagen på ukedagene (**Figur 1.5**), mens vannføringen er konstant lav i helgene. Dette er en følge av variasjonen i kraftteterspørselen og er også kjent fra studier i Sveits (VAW og LCH, 2006; Pfaundler og Keusen, 2007). Variasjonene i vannføringer i elver kan framkomme mer eller mindre tydelig avhengig av minstevannføringer eller naturlig avrenning. Lave naturlige vannføringer forekommer i Norge om vinteren og endringene i vannføring tilskrevet varierende drift framkommer tydeligere i disse periodene enn tider av året hvor restvannføringene er høyere.

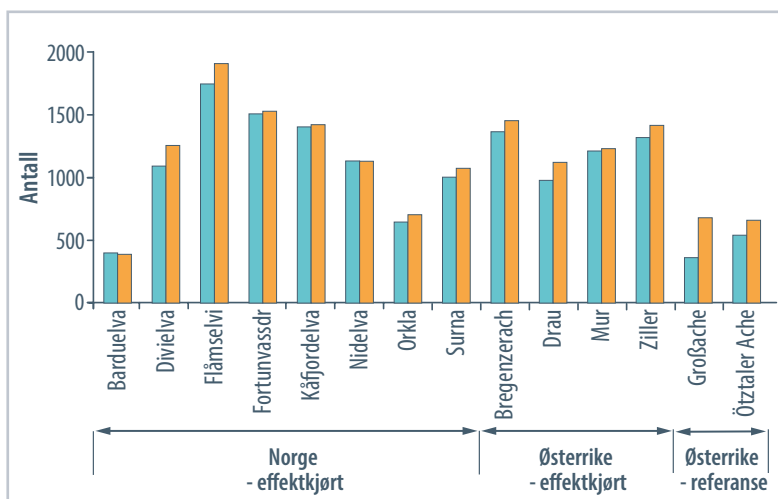
I tillegg kan andre driftsmessige forhold som problemer med dannelse og oppbrytning av is gi sesongmessige restriksjoner i effektkjøringen. Ett eksempel er Barduelva, der effektkjøring kun foregår om sommeren, av hensyn til mulige problemer som kan oppstå ved dannelse av is og mulige isganger ved plutselige økninger i vannføringen vinterstid (Harby m.fl. 2012).



Figur 1.5. Fordeling av vannstandssvingningene over døgnet i Kåfjordelva (a og b) og Surna (c og d). a) og c) viser raske økninger i vannstand, b) og d) senkninger. Fordelingene er basert på timesverdier av vannstand fra NVEs målestasjoner 206.2-Holm Bru i Kåfjordelva (1999 til 2008), og 112.27-Skjermo i Surna (1988 til 2010).

Forskere ved BOKU i Østerrike har sammenlignet antall raske endringer i vannføring i effektregulerte elver i Norge og Østerrike med raske endringer i uregulerte elver i Østerrike og det typiske bildet er at det er langt flere hyppige endringer i effektkjørte elver, med noen få unntak (**Figur 1.6**). Det er imidlertid verdt å merke seg at raske endringer også inntreffer i uregulerte elver, forårsaket av episoder med intens nedbør eller kraftig snøsmelting. Resultatene må imidlertid tolkes med en grad av forsiktighet da det er satt en veldig lav terskelverdi for hvor liten endring i vannføring som skal kvalifisere til en økning eller senkning, slik at også veldig små endring vil telles opp og inkluderes i analysen. Videre vil plasseringene av målestasjonene i forhold til utløpet av det effektkjørte kraftverket spille inn ettersom bølgene normalt dempes nedover vassdraget.

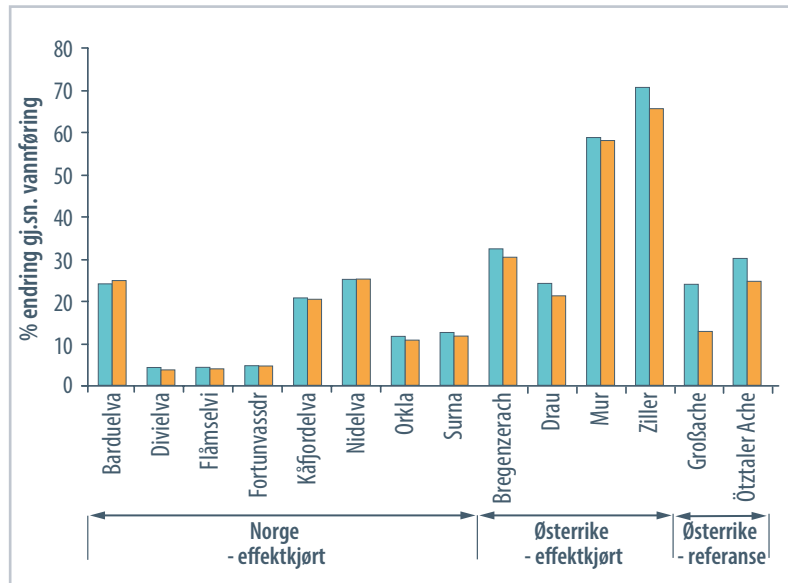
For å sammenligne størrelsen på endringene, så er disse vurdert med hensyn på gjennomsnittlig, årlig vannføring (for 2008). Størrelsen på endringene i vannføring er normalisert og presentert som gjennomsnittlig endring i forhold til gjennomsnittlig vannføring. Resultater er presentert både som endringer i løpet av en hel episode, det vil si fra en økning eller reduksjon starter til den slutter (**Figur 1.7**), og størrelsen på endringen over kun ett tidskritt (**Figur 1.8**). Det store bildet er at endringene er langt større i vannføring i de østerrikske elvene som er effektkjørt enn i de norske, bortsett fra Kåfjordelva og Nidelva (Trondheim).



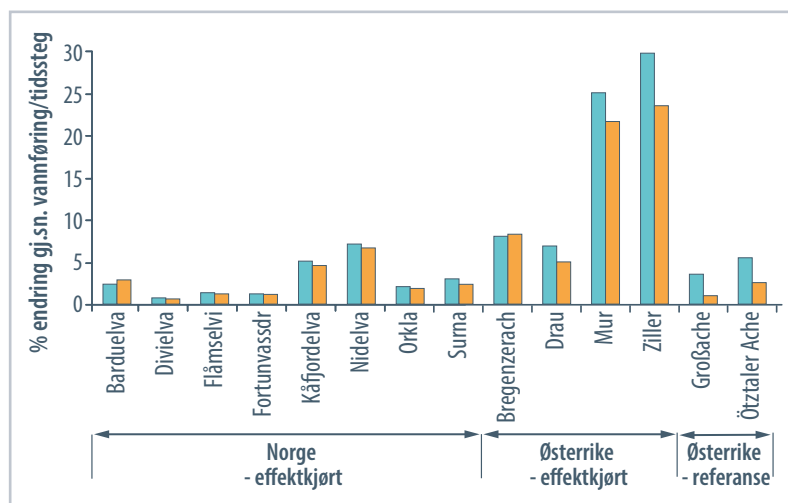
Figur 1.6. Antall episoder med økninger (i blått) og senkninger (i oransje) i vannføring i et utvalg effektkjørte elver og to uregulerte elver i Østerrike (helt til høyre), basert på data med 1 times oppløsning fra 2008.

Ut fra denne analysen kan vi se at antallet episoder med endring i vannføring grunnet effektkjøring er på samme nivå i Østerrike og Norge, men antallet endringer kan også være høyt i uregulerte elver (i Østerrike) (**Figur 1.6**). Vannføringsendringene er imidlertid større for de østerrikske elvene enn de norske, med noen unntak. Det er vanskelig å vurdere i hvilken grad endringene er problematiske ut fra et økologisk ståsted.

Figur 1.7. Endring i vannføring uttrykt gjennom prosentvis endring i forhold til gjennomsnittlig vannføring. De blå stolpene viser økning i vannføring, de oransje viser reduksjon. Figuren viser gjennomsnittlig endring for en hel episode. Alle verdiene er framkommet gjennom analyse av vannføringsserier fra 2008 med 1 times oppløsning. De to elvene plassert lengst til høyre i figuren er to uregulerte elver i Østerrike.



Figur 1.8. Størrelsen på endringen i vannføring uttrykt gjennom prosentvis endring i forhold til gjennomsnittlig vannføring pr tidskritt (1 time). De blå stolpene viser økning i vannføring, de oransje viser reduksjon. Verdiene er framkommet gjennom analyse av vannføringsserier fra 2008 med 1 times oppløsning. De to elvene plassert lengst til høyre i figuren av to uregulerte elver i Østerrike.



1.5 Framtidige endringer i energisystemet

I dagens energisystem tilpasses kraftproduksjonen til kraftforbruket ved ethvert tidspunkt ved å øke eller minke produksjonen. Det variable energiforbruket dekkes ved hjelp av regulerbare produksjonsenheter. I fremtiden blir variabiliteten som må utlignes antakeligvis større på grunn av den økende andelen av ikke-regulerbare energikilder i Norge som vindkraft og små vannkraft. I tillegg kan forsterkningen av kraftledningene mellom Norge og Sentral-Europa medføre mer variabel drift i norske kraftverk. På det europeiske kontinentet forventes installasjoner av store mengder sol- og vindkraft, som vil være utfordrende å balansere.

I hvor stor grad omlegging av energisystemet i Europa vil medføre endringer i operativ drift av norske vannkraftverk er uklart og avhengig av omfanget av utbygging av fornybare, ikke-regulerbare energikilder, kraftledninger mellom Norge og resten av Europa, utforming av kraftmarkedet, teknologiutvikling (for eksempel energilagring), reguleringer og rammevilkår for kraftverksdrift. Disse faktorene vil kunne påvirke frekvens og sesong av vannstandsvingningene ettersom den operative driften (start/stopp) av kraftverk er drevet av kraftprisen. Utbygging av store mengder solkraft i Tyskland har ført til at den vanlige pristoppen midt på dagen er betydelig redusert på dager med mye solkraft. Sesongeffekter vil kunne oppstå som følge av den tidsmessige fordelingen av ressurser. For eksempel er vindkraftproduksjonen mye større om vinteren enn om sommeren på grunn av mer vind vinterstid.

1.6 Raske endringer som følge av utfall

Virkningene og tiltakene omtalt i denne boka omhandler effektkjøring av vannkraftverk og de raske endringene i vannføring og vannstand dette kan medføre. Raske endringer i vannføring og vannstand nedstrøms kraftverket kan imidlertid også oppstå ved teknisk svikt som utfall eller kalkulerte nedstengninger (og start) i forbindelse med ordinær driftsstans. De skiller seg derfor ved at de er enkeltepisoder av raske endringer snarere enn at dette skjer hyppig eller ved en eller annen form for periodisitet. Konsekvensen av slike hendelser kan ha mange likheter med konsekvensene av effektkjøring. Vi mener stoffet presentert her kan ha relevansen for å forstå disse hendelsene selv om dette i mindre er behandlet eksplisitt i denne boka.

2 Fysiske virkninger av effektkjøring

HOVEDBUDSKAP FYSISKE VIRKNINGER

- Effektkjøringsbølger vil forplante seg både nedover vassdraget, på tvers av elva og inn i grunnvannet (den hyporeiske sone).
- Forståelse av hvordan vannstand og fuktighet forplanter seg i den hyporeiske sone er viktig for å forstå overlevelse av egg, plommeskkyngel, strandet fisk og bunndyr.
- Bølgefôrplantningen i vassdraget kan beregnes ved hjelp av én-, to- og tre-dimensjonale modeller. Valg av modell gjøres utfra formålet med analysen og tilgjengelige ressurser.
- Presisjonen i analysen av strandingsutsatte områder er sterkt påvirket av den romlige, geometrisk beskrivelsen av områdene.
- Regulerte vassdrag opplever ofte at bunnsedimentet gradvis armeres over tid ved at finstoff fyller hulrom.
- Et statisk, armert bunnsediment dannes når vannføringen er jevn og tilførselen av sedimenter fra oppstrøms områder er begrenset. Dette oppstår i regulerte vassdrag hvor dammer, magasiner og terskler fungerer som «feller» for sedimentene.
- Armering av bunnen medfører gjentetting av hulrom verdifulle som skjul for ungfisk, og kan dessuten vanskeliggjøre graving i forbindelse med gyting.
- Temperatur på vannet det tappes fra (som regel oppstrøms magasin) er avgjørende for temperaturendringen som oppleves nedstrøms utløpet. Jo større volum dette vannet har i forhold til volumet av vannet som allerede befinner seg på nedstrøms strekning, jo mer bestemmende for vanntemperatur vil magasin vannet være.
- Vann har en høy varmekapasitet, noe som innebærer at oppvarming og nedkjøling utelukkende gjennom kontakt med atmosfæren går sakte. En «kald» bølge med vann vil derfor holde seg kald lenge selv om lufttemperatur og innstråling er høy, og oppvarmingen vil gå saktere jo større volum det kalde vannet har.
- Endringen i vanntemperatur følger i store trekk bølgen av endringen i vannføring ved effektkjøring.
- HEC-RAS har vist seg å være et egnet verktøy til å simulere temperaturbølger i elver, men presisjonen på resultatene er særlig avhengig av gode inngangsdata for vanntemperatur i øvre ende av modellområdet.
- Effektkjøring vil normalt gi mindre stabilt isdekke i påvirket elvestrekning.
- Sarrdannelsen skjer når vanntemperaturen er nær 0 °C og underkjøling oppstår.
- Åpne elvestrekninger vil i kalde perioder gi mer sarrdannelsen.

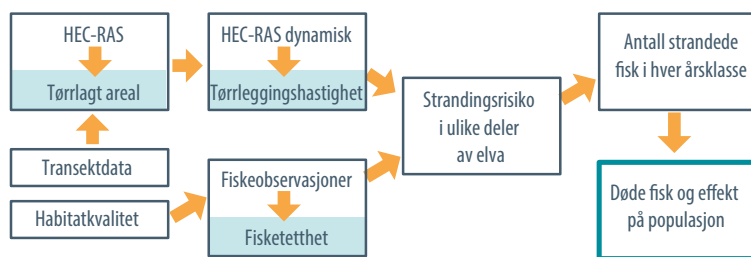
Foto: Svein Jakob Saltveit



2.1 Tørrlegging med risiko for stranding

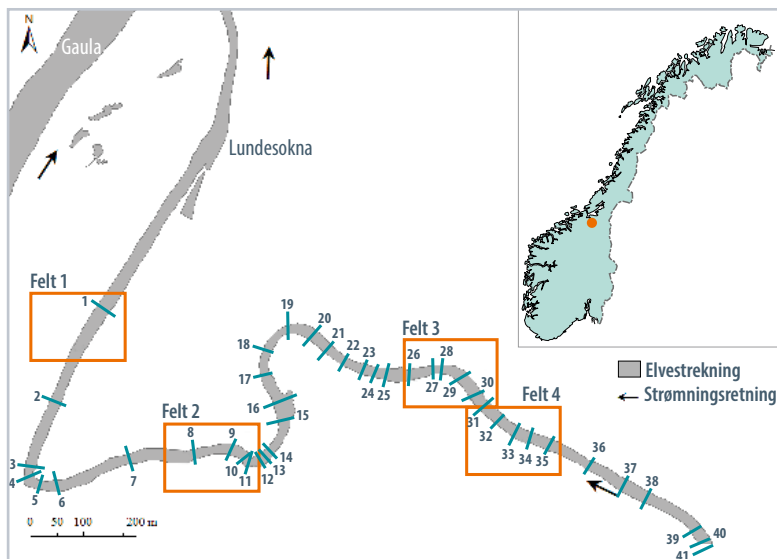
Ved senkning av vannstanden vil deler av elvebunnen tørrlegges. Hvis dette skjer raskt er det fare for at organismer blir værende igjen på de tørrlagte områdene og dermed strande. Stranding vurderes som et hovedproblem ved effektkjøring. Det er derfor av stor betydning å kunne beskrive og forutsi hvor raskt, hvor store og hvilke deler av elva som vil bli tørrlagt. Harby og Noack (2013) presenterte en metode for kvantifisering av stranding gitt at det finnes data for senkningshastigheter, strandingsutsatte arealer i ulike deler av elva og fisketetthet og at dette kan simuleres med en strømningsmodell basert på data om elvas geometri (**Figur 2.1**). Nøyaktigheten i geometridata vil ha stor betydning for hvor nøyaktig vi får regnet ut tørrlagte arealer og dermed strandingsutsatte områder.

Det er i EnviPEAK videreutviklet metoder for å simulere strandingsutsatte områder og det er undersøkt hvordan nøyaktighet i geometriske inngangsdata påvirker presisjonen i beregningene. Dette arbeidet vil gjøre det enklere å tilpasse strandingsmodeller til nye elver, forenkle innsamling av tverrprofildata samt redusere usikkerhet og kostnader i modelleringsarbeidet. Metodeutvikling og analyse ble gjort i Lundesokna, sør for Trondheim hvor Sokna kraftverk effektkjøres (**Figur 2.2**). Først ble det ved lav vannføring målt inn totalt 41 tverrprofiler på hele strekningen. Deretter ble fire strekninger (markert med Felt 1 - 4 i **Figur 2.2**) med ulike typer elvehabitat målt opp i detalj ved bruk av laserskanning på tørrlagte områder og GPS med centimeter nøyaktighet. I tillegg til bruk av laserskanning og GPS kan også flyfoto benyttes for å kartlegge hvor store områder som tørrlegges ved en endring fra høy til lav vannføring (se **Faktaboks 2.2**) eller hydrauliske modeller (se detaljer om 2D og 3D hydrauliske modeller i **Faktaboks 2.3**). Basert på måledataene i Lundesokna ble HEC-RAS kalibrert med godt samsvar mellom observasjoner og simulerte vannlinjer.

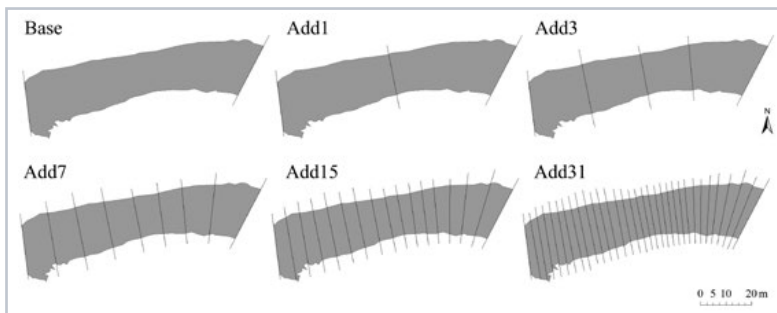


Figur 2.1. Skjematisk framstilling av metode for å beregne fiskedød ved en strandingsepisode (Harby og Noack, 2013).

Analysen av hvor detaljerte geometriske data som er nødvendig for å simulere strandingsutsatte områder ble gjennomført på fire delområder i Lundesøkna (markert med Felt 1-4 i **Figur 2.2**). De fire strekningene ble antatt å utgjøre et representativt utvalg av tilgjengelige habitat i Lundesokna, og består av en skarp sving, en slak sving og to rette strekninger med ulik grad av eksponerte grusbanks ved lav vannføring. Analysene ble gjennomført ved at den geometriske beskrivelsen i modellen ble gradvis forbedret gjennom å legge til flere tverrsnitt. Simulert og observert vanddekket areal ble sammenlignet (**Figur 2.3**) ved de ulike tetthetene av tverrsnitt. Dette ble utført både på høy og lav vannføring (16,9 m³/s og 0,87 m³/s).



Figur 2.2. Studieområdet i Lundesøkna. Feltene 1-4 er brukt for å analysere nøyaktighet i beregning av tørrlagte arealer. Tverrprofilene for modellen er nummerert 1-41 (Casas-Mulet m.fl. 2014a).

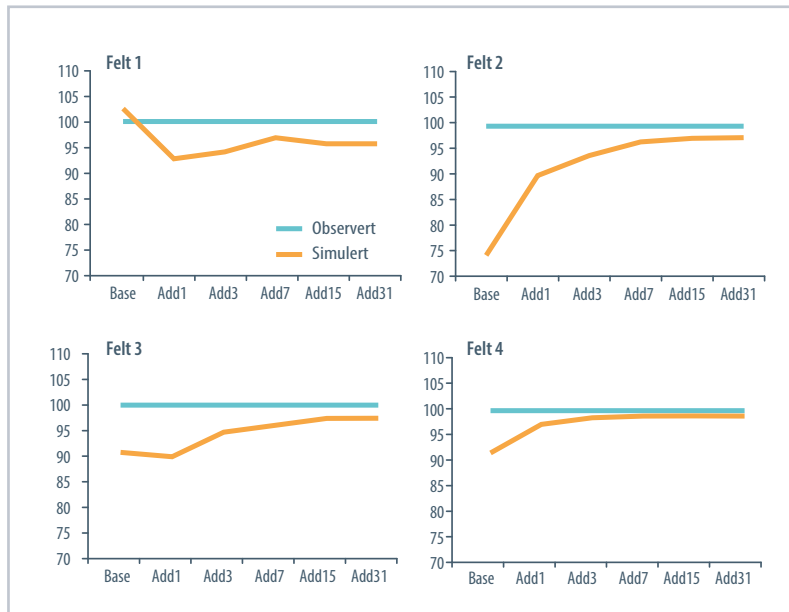


Figur 2.3. Metodikk for å undersøke presisjonen i beregning av strandingsutsatte områder med gradvis innsetting av flere tverrprofiler. Figuren merket «Base» viser elva uten tverrprofiler, deretter er det lagt til 1, 3, 7, 15 og 31 profiler utover endeprofilerne (Casas-Mulet m.fl. 2014a).

Resultatene av analysen viser tydelig at rette strekninger («Felt 4» i **Figur 2.4**) krever mindre detaljerte geometriske data for å oppnå et godt samsvar mellom observasjoner og simulert vanddekket areal enn strekninger med mer kompleks geometri. For den rette strekningen (Felt 4) hvor tørrelgging foregår på én side holdt det med tre ekstra profiler for å oppnå en god simulering av tørrlagte arealer. For strekning nr 2 (Felt 2), som er en slak sving, måtte 15 ekstra profiler legges til for å få tilsvarende presisjon i simuleringen. Dette understreker at svinger har størst potensiale for feil, og dermed det viktigste habitatet for detaljert innmåling.

For å uttrykke behovet for detaljert beskrivelse av elvas geometri i forhold til geometriens kompleksitet ble kompleksitetstallet (River Channel Complexity Ratio) og en indeks for buktetheten (Sinuosity) beregnet. Kompleksitetstallet er forholdet mellom virkelig lengde på elvebredden og en rett og idealisert kanal, mens buktetheten er forholdet mellom dypålens lengde og en rett linje

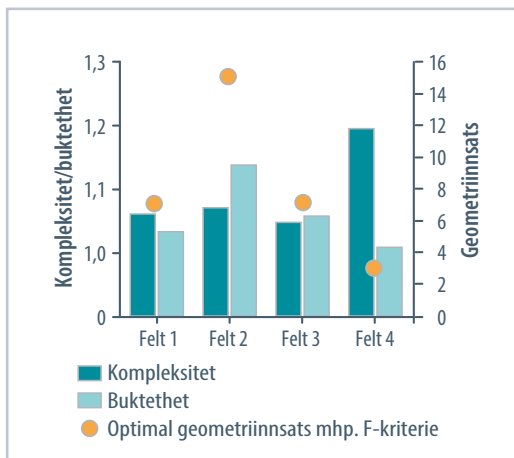
Figur 2.4. Sammenligning av simulert (oransje strek) og observert (blå strek) vanddekket areal ved økende tetthet av tverrprofiler innenfor fire utvalgte felt i Lundesokna. Jo mer sammenfallende linjene er, jo bedre er simuleringen. Når den oransje linja befinner seg under den blå innebærer dette at modellen underestimerer størrelsen av de vanddekte områdene. Figuren viser resultatene ved høy vannføring. Geometrien på de ulike feltene kan ses i Figur 2.2. (Casas- Mulet m.fl. 2014a).



fra øvre til nedre ende. Modellens godhet til å simulere korrekte strandingsarealer ble vurdert gjennom et såkalt F-kriterie, som tar hensyn til både i hvor stor grad størrelsene på arealene er korrekt modellert og hvorvidt de er plassert på riktig sted på studerte strekningen. Dette veies mot den ekstra innsatsen det er å øke antall tverrprofiler.

Resultatene viser at elvestrekninger med høy grad av buktethet (Felt 2) krever tettere tverrprofiler enn strekninger med liten buktethet (Felt 4), mens resultatene vurdert med hensyn på kompleksitetstallet ikke gir et konsistent bilde (Figur 2.5).

Med metoder basert på GPS og ekkolodd kan innsamling av tverrprofil i elver gjøres effektivt. Kunnskapen fra dette studiet bidrar til avstemme måle- og modelleringsinnsats og nøyaktighet i resultater ved strandingsstudier, og derigjennom også forbedre planlegging av feltarbeid.



Figur 2.5. Sammenligning av strekningens geometriske kompleksitet, beskrevet gjennom kompleksitetstallet og buktethet, og antall tverrprofil som måtte brukes for å oppnå godt samsvar mellom simulerte og observerte strandingsareal, uttrykt gjennom F-kriteriet (Casas-Mulet m.fl. 2014a).

2.2 Strømning i den hyporeiske sone

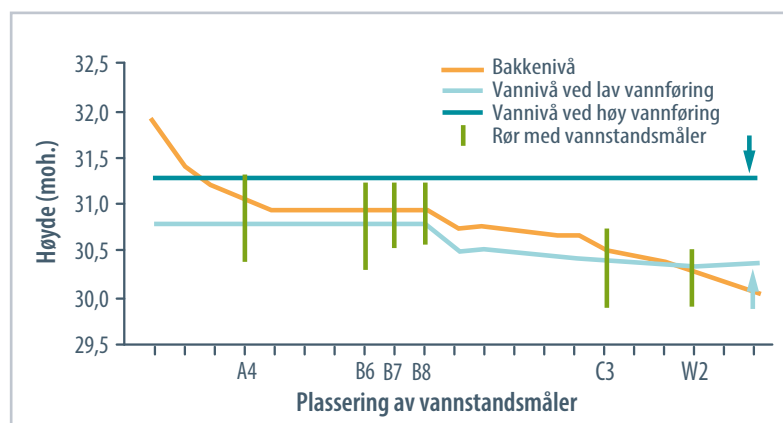
Den hyporeiske sonen er området under og ved siden av en elvestrekning med en blanding av grunnvann og overflatevann (se også **Kap. 3.3** og **Fig. 3.13**). Hurtige vannstandsendringer i elva vil påvirke strømning i hyporeisk sone, og dermed også potensielt temperatur og vannkvalitet. Ved effektkjøring kan hyporeisk sone fungere som skjul for bunndyr, bidra til overlevelse av plomme-sekkengel og strandet fisk, og videre hindre frysing av egg og bunndyr.

For å undersøke virkninger av effektkjøring på hyporeisk sone ble det satt ut et nettverk av 12 vannstandsloggere på en grusør i Lundesokna ned til et dyp på mellom 0,25 og 0,65 meter (**Figur 2.6**). Instrumentene logget data med en tidsoppløsning på 1 - 4 minutter.

Ti av loggerne ble plassert i et område som ble tørrlagt ved lavvann, mens to var plassert i et område som var under vann også ved lav vannføring. Det ble også registrert vanntemperatur i alle loggerne, samt at det ble gjort målinger av temperatur i elva et lite stykke oppstrøms studieområdet.

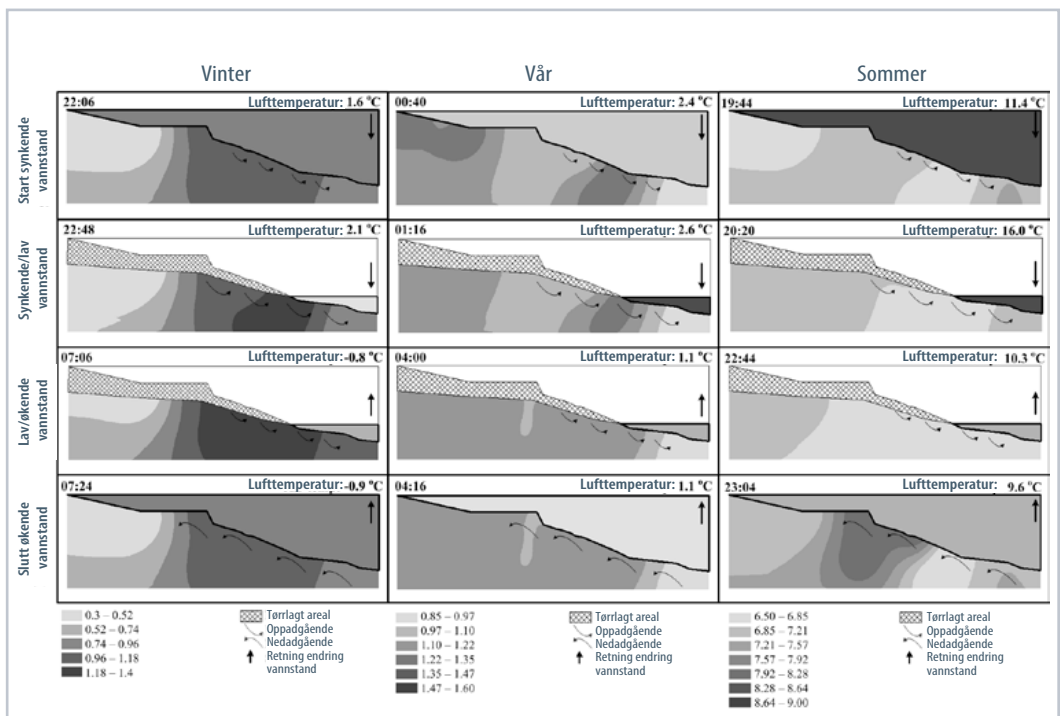
Basert på data innsamlet fra loggerne i Lundesokna ble effekten av variabel vannføring på vannstand og strømning i hyporeisk sone kartlagt (**Figur 2.7**) gjennom en hendelse fra full drift, stopp av kraftverk og tilbake til full drift igjen. Dette ble gjort på vinteren, våren og sommeren. For alle situasjoner ser vi tilbakestrømning fra grunnen når vannstand går ned og ved lavt vann i elva. Når vannstanden går opp ble det motsatte observert, at elvevannet strømmer inn i grunnvannet.

Figur 2.6. Plassering av vannstandsloggere i Lundesokna for analyse av strømning i den hyporeiske sone. Loggeren lengst til høyre i figuren står ute i det permanent vanddekkede området, men de andre loggerne er plassert på områder som blir tørrlagte ved lav vannføring (Casas-Mulet m.fl. 2015a).



Selv om temperaturendringene i den hyporeiske sonen er beskjedne ser vi en indikasjon på utveksling av vann innover hele det overvåkede området som både reflekterer produksjonsmønstret i kraftverket og sesongvariasjon i temperatur. Vi ser også at temperaturen reagerer senere enn vannstandsændringene, tilsvarende «temperaturbølgene» (thermal waves) beskrevet av Zolezzi m.fl. (2011) og observert i egne studier i EnviPEAK (Kap. 2.4) og Bakken m.fl. (2016).

Studiet i Lundesokna viser hvordan hurtige vannstandsændringer påvirker prosesser i hyporeisk sone. Siden prosessene i hyporeisk sone er viktig for både egg, plommeseekyngel, strandet ungfisk og bunndyr er dette informasjon som kan brukes for å vurdere effekten av hurtige vannstandsændringer på habitatet i under overflaten i tørrlagte områder.



Figur 2.7. Strømning og temperatur i et målt tverrprofil i Lundesokna for effektkjøringsepisoder. Figurene viser fra venstre mot høyre situasjonen om vinteren, våren og sommeren. Videre vises fra øverst til nederst høy vannstand (ved start synkende vannføring), lav vannstand (ved slutt synkende vannføring), lav vannstand (ved start økende vannføring) og igjen høy vannstand (ved slutt økende vannføring). De ulike gråtonene viser temperatur i grunnen og pilene indikerer strømningsretninger (Casas- Mulet m.fl. 2015a).

2.3 Dynamisk mesohabitat

Klassifisering av mesohabitat er en metode for å dele elver inn i ulike elvetyper der fysiske forhold er relativt homogene (Borsanyi, 2004). Klassifiseringen gir et bilde av hvordan de fysiske forholdene påvirker leveområdene for fisk utfra fire fysiske kriterier: størrelsen på overflatebølger, helningsgrad, vannhastighet og dybde. Klassifisering av mesohabitat er i utgangspunktet en metode basert på feltobservasjoner på ulike vannføringer, og det har frem til nå vært arbeidskrevende å klassifisere elver ved mange ulike vannføringer.

Et problem ved bruk av mesohabitat til å klassifisere elver er mangelen på dynamikk i metoden. Ved å knytte kriteriene som definerer mesohabitatet mot hydrauliske variable simulert med HEC-RAS kan mesohabitatkart over ulike elvetyper tegnes fra modellresultater i hvert tverrsnitt. Borsanyi (2004) definerte originalt fire kriterier for klassifiseringen: dyp, hastighet, helning og overflatetype (brutt/ glatt). I metoden som er laget i EnviPEAK er dyp koblet direkte til dyp simulert i modellen. Hastigheten som modellen regner ut er middelverdien for tverrprofilen, mens klassifiseringen bruker overflatehastighet. I modellen blir derfor hastigheten justert opp til overflaten under forutsetning om et logaritmisk hastighetsprofil. Helningen blir regnet ut basert på simulert vannstand og avstand til nærmeste nedstrøms tverrprofil. Modellen beregner ikke overflatetype direkte (brutt eller glatt), så denne mesohabitatvariabelen blir derfor estimert utfra flere ulike hydrauliske variable modellen produserer. Modellen ble så brukt for å simulere mesohabitatene for Lundesokna for fire ulike vannføringer, og resultatene ble sammenlignet med kart for de samme vannføringene laget ved hjelp av manuelle observasjoner i felt (**Tabell 2.1**).

For studiet av dynamisk simulering av mesohabitat ble HEC-RAS modellen for bølgesimuleringen i Lundesokna benyttet (**Figur 2.2**), og mesohabitatet for hele elva ble i tillegg kartlagt manuelt på fire vannføringer (0,45 / 10,6 / 16,4 og 20,6 m³/s) for sammenligning. Det må her poengteres at manuell mesohabitatklassifisering kan være beheftet med feil da dette er en visuell metode med relativt stor grad av skjønn involvert.



*Stemningsbilde fra Vosso.
Foto: Ulrich Pulg*

Resultatene viser at for de to høyeste vannføringer treffer modellen godt de manuelle observasjonene sammenliknet med de to laveste vannføringene, men også de lave har en rimelig god treffprosent. De største feilene oppstår ved beregning av overflatetype ved 10,6 m³/s og hastighet og dyp ved den laveste vannføringen. For de laveste vannføringene har vi større utfordringer både ved simuleringen og ved manuell klassifisering. Vi ser uansett stor nytte av denne metodikken for å kunne utvide bruken av mesohabitatklassifisering, og særlig ved analyse av elver med stor variasjon i vannføring.

Tabell 2.1. Treffprosent mellom simulert og feltklassifisert dominerende mesohabitat i Lundesøkna på ulike kriterier. Det bemerkes at klassifiserte mesohabitat basert på visuelle observasjoner også kan være beheftet med feil så avvikene viser kun avvik mellom observasjoner og simulerte verdier, ikke nødvendigvis avvik mellom «korrekte verdier» og simulerte verdier.

Vannføring [m ³ /s]	% treff i forhold til de enkelte kriterier			
	Overflate- struktur	Helning vannspeil	Hastighet overflaten	Vanddybde
20,6	97,6	100,0	100,0	97,6
16,4	85,4	95,1	100,0	95,1
10,6	75,6	97,6	92,7	92,7
0,45	95,1	100,0	80,5	82,6

Faktaboks 2.1. Habitatkartlegging

Habitatkartlegging danner et viktig grunnlag for både å identifisere hvor i vassdraget en kan forvente å finne negative effekter på fiskebestandene, og for å utforme aktuelle tiltak for å bedre forholdene. Blant de fysiske forholdene er det særlig fordeling av gytehabitat og ungfiskhabitat som er avgjørende for fiskeproduksjon. En beskrivelse av metoder for kartlegging av elveklasser og habitatforhold for laksefisk er utgitt i «Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag» (Forseth & Harby 2013), og viser også hvordan dette kan inngå som et ledd i å identifisere flaskehals for fiskebestandene. Her gir vi en kort beskrivelse av fremgangsmåten for habitatkartlegging, og fokuserer på elementer som spesielt bør vektlegges på elvestrekninger hvor det forekommer effektkjøring. Vi henviser til håndboka for ytterligere detaljer.

En habitatkartlegging bør inkludere kartlegging av elveklasser og mesohabitat, substratforhold, skjul og gyteområder. I tillegg bør områder som tørrellegges ved reduserte vannføringer kartlegges for å identifisere risikoområder for stranding av gytegroper og fisk. Dessuten bør man ta høyde for andre habitategenskaper som temperatur, vannkvalitet, osv.

Elveklasser og mesohabitat

Kartlegging av mesohabitat gir en god oversikt over de overordnede habitat- og strømningsforholdene i vassdraget. Klassifiseringen baserer seg på følgende fysiske kriterier: størrelse på overflatebølger, helningsgrad, vannhastighet og -dybde. En oversikt over de ulike mesohabitattypene er presentert i Tabell 19 i Forseth & Harby (2013). Kartleggingen foretas ved befarings av elva til fots eller ved båt, og ved at mesohabitat på ulike elvestrekninger noteres på kart, direkte i et GIS-verktøy eller at det modelleres. For å forenkle fremstillingen kan de ulike mesohabitatene senere slås sammen til ulike elveklasser.

Substrat, skjul og gytehabitat

Substratforholdene på elvestrekninger klassifiseres i henhold til dominerende og sub-dominerende substratstørrelse på områder med forholdsvis ensartet habitat etter følgende kategorier:

- Silt, sand og fin grus (< 2 cm)
- Grus og småstein (2-12 cm)
- Stein (12-29 cm)
- Stor stein og blokk (≥ 30 cm)
- Fast fjell

Tilgang til skjul måles ved bruk av en 13 mm tykk plastslange som føres inn i hulrom mellom steiner på elvebunnen innenfor en ramme på 50 × 50 cm. Hulrommene blir kategorisert etter hvor langt ned mellom steinene slangen kan føres inn; S1: 2-5 cm, S2: 5-10 cm, S3: > 10 cm. Det utføres tre skjulmålinger i et transekt i elva - ett langs bredden, ett så nært midten av elva det er mulig, og et midt i mellom. Dette gjentas i forskjellige transekt fordelt utover hele elva valgt på en slik måte at målingene gir et mest mulig representativt bilde av skjulforholdene i elva. Basert på målinger av antall skjulmuligheter av ulike kategorier beregnes «vektet skjul» som:

$$S1 + S2 \times 2 + S3 \times 3$$

Basert på vektet skjul klassifiseres skjultilgang på ulike segmenter som lite (< 5), middels (5-10) og mye (> 10).

Gytehabitat kartlegges som elvebunn hvor kombinasjonen av bunnforhold (substratsammensetning) og hydrauliske forhold (vannhastighet og vanddyb) samlet sett gir egnet habitat for gyting. Størrelsen på gytefisk vil til en viss grad angi optimal substratkategori, men for laks og sjørret er gytesubstratet ofte dominert av grus og småstein (se kategorier over). Gytearealet kartlegges ved inspeksjon fra land, kombinert med vading eller snorkling. Arealet måles manuelt og tegnes på papir- eller digitalt kart for eksempel ved bruk av GPS.

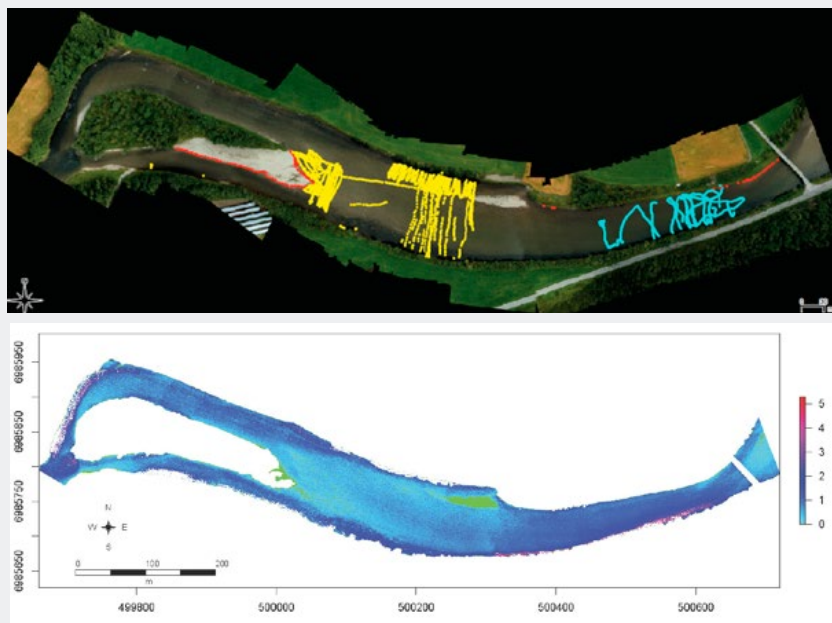
Faktaboks 2.2. Innmåling av bunntopografi med flyfoto

Det er vanlig å bruke to-dimensjonale hydrodynamiske modeller for å undersøke miljøforhold i vassdrag generelt og habitatforhold spesielt, og i noen tilfeller også tre-dimensjonale modeller. Slike modeller krever en høyoppløselig digital terrengmodell (DTM) for hele elvestrekningen, og må inkludere både områder på land og under vann.

Tidligere brukte man blylodd, senere ekkolodd for å måle vanndybden i forhold til en referanse-vannhøyde fra båten. Dette ble etter hvert avløst av båtbaserte multistråle ekkolodd eller interferometrisk sidesøkende sonar, som krever en bestemt minstevann- dybde og brukes i dag for innsamling av topografisk informasjon i store elver og i innsjøer.

På områder det er mulig å vade kan det brukes direkte oppmålingsmetoder som totalstasjoner eller manuell bruk av GPS for å registrere bunnivå. Tradisjonell, manuell oppmåling av bunntopografi fra båt eller ved vading er over lange elvestrekninger svært tidkrevende og noen ganger farlig eller umulig på grunn av høye strømhastigheter. På grunn av dette har fjernmålingsmetoder blitt mer og mer populære, og «fluvial fjernmåling» (fluvial remote sensing, FRS) har oppstått som eget fagområde innenfor fjernmåling og vassdragsforskning. Tradisjonelle fjernmålingsmetoder omfatter satellittfoto-analyse, flyfotografi og laserskanning. Flybåren laser, såkalt LIDAR, bidrar til at høyoppløselig terrenginformasjon blir tilgjengelig for gradvis flere landområder, inklusive elvebredde- ne. Noen frekvenser laserlys penetrerer også vann, og den såkalte blå-grønne LiDARen har allerede blitt benyttet for å kartlegge sjøområder ned til cirka 20 m vanddyb, avhengig av sikten i vannet. For elver har den ikke vært tilfredsstillende god så langt, mens optiske batymetriemeter har derimot gitt gode resultater i elver.

I et pilotstudie i EnviPEAK testet vi derfor om bunntopografimodellering basert på flyfoto tatt fra et ubemannet fly (UAV) kan brukes i typiske norske elver som Surna i Møre og Romsdal (se figur under). Optisk bunntopografimodellering bygger på sammenheng mellom vann- dybder og luminansverdier i et flyfoto. Metoden krever oppmåling av noen vanndybder i felt for kalibrering. Flyfotoene ble tatt med en Microdrone MD4-1000 som fløy 70 til 135 m over bakken. Studien viste at optiske metoder for bunntopografimåling gir gode resultater og har et stort potensial, hvis datainnsamlingen er godt planlagt og finner sted under passende værforhold (Zinke & Flener 2013).



Figuren viser flyfoto- mosaikken med oppmålte punkter fra feltmålingene (øverst) og batymetri- modellen med vann- dybde i meter (nederst), for en cirka 1 km lang strekning i Surna ved Harang. De gule, røde og lyseblå stripene i det øverste bildet er resultatet av manuell oppmåling fra båt eller ved vading. Fra Zinke & Flener (2013).

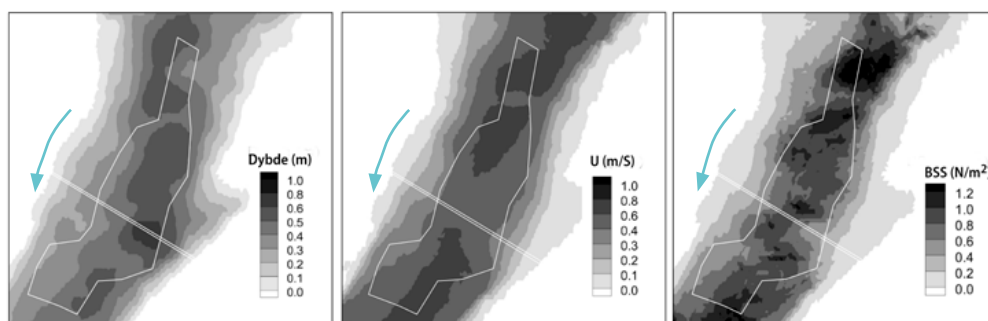
Faktaboks 2.3. 2D- og 3D-modellering i elver

Hydrodynamiske modeller kan brukes til å beskrive av vannstand, hastigheter og turbulens i elver. For å kunne gi fornuftige resultater må den romlige oppløsningen i modellen være representert på en mer detaljert måte enn de fenomenene i naturen man søker å beskrive. Modeller som beskriver romlige forhold i vassdraget i én, to eller tre dimensjoner (såkalte 1D-, 2D- eller 3D-modeller) har ulike styrker og svakheter med hensyn på analyse av virkninger av effektkjøring i elver.

1D-modeller er basert på oppmålte tverrprofiler og beregner vannstander og strømningshastigheter som middelerdi over hele tverrprofilen. Beregningstida er kort, og modellene er derfor godt egnet til å beskrive virkninger av effektkjøring over store distanser og lengre tidsperioder (Casas-Mulet m.fl. 2014a). I 2D- og 3D-modeller legger man et sammenhengende nett av celler over hele elvestrekning og beregner midlere strømningsparameter for hver celle. Dette krever en høyoppløselig digital terrengmodell. 2D-modeller har bare én celle i vertikal retning, slik at middelerdi (f.eks. strømningshastighet) er en «vertikalt midlet» verdi.

3D-modeller beregner også vertikale fordelinger av strømningsparametere. De stiller ofte større kvantitative og kvalitative krav til inngangsdata- og -parametere, fagkunnskap og regnekraft for å tilrettelegge, kalibrere og kjøre modellen. Derfor brukes 3D-modeller i elver først og fremst i tilfeller hvor strømnings situasjonen er så kompleks at enklere modeller ikke kan beskrive prosessene med tilstrekkelig nøyaktighet i forhold til behov. Eksempler er strømninger ved tekniske anlegg som brupilarer, innløpstunneler og fisketrapp, eller strukturer som steinblokker, små øyer i elver og deltaer.

De ulike strømningsmodellene kan kobles med transportmodeller som beregner sediment-transport og/eller vannkvalitet. Resultater av sediment-modelleringer er som regel mye mer usikker enn for strømningsparametere og krever betydelig innsats for datainnsamling og kalibrering (for eksempel Zinke m.fl. 2011).



Figuren viser et gyteområde i Daleelva og modellert romlig fordeling av vanddybden (Dybde), middel-strømningshastighet (U) og bunn-skjærspenning (BSS) for midlere vannføringer for en gitt vannføring under gytesesongen 2011. Den romlige oppløsningen er 0,2 m og 3D-modellen SSIM er benyttet. Fra Zinke m.fl. (2012).

2.4 Vanntemperatur

Raske endringer i vannføring vil også påvirke vanntemperaturen nedstrøms utløpet av kraftverket. Foruten den direkte effekten på vanntemperaturen vil endringene også påvirke:

- Biologiske forhold i elvene
- Isproduksjonen
- Muligheter for å utøve rekreasjon i vassdragene, herunder spesielt fritidsfiske og bading sommerstid.

Dokumentasjon av vanntemperaturens påvirkning på biologiske forhold i vassdragene er meget god, særlig for laksefisk (se **kapittel 3.1**). Endrede temperaturforhold virker inn på de fleste livsstadier, fra utvikling av egg til vekstrater hos ungfisk og smoltifisering. Det er imidlertid viktig i denne sammenhengen å huske at dette er virkninger som er basert på endringer i vanntemperatur grunnet klassiske reguleringsvirkninger og ikke korttidsendringer i temperatur som er framprovosert av raske og hyppige endringer i vannføringer. Når det gjelder konsekvenser av korttids temperaturvariasjoner og virkninger på laksefisk er studiene få og kunnskapsgrunnlaget dårligere, men raske endringer i vanntemperatur kan påvirke mengde og sammensetning av bunndyr (Bruno m.fl. 2013).

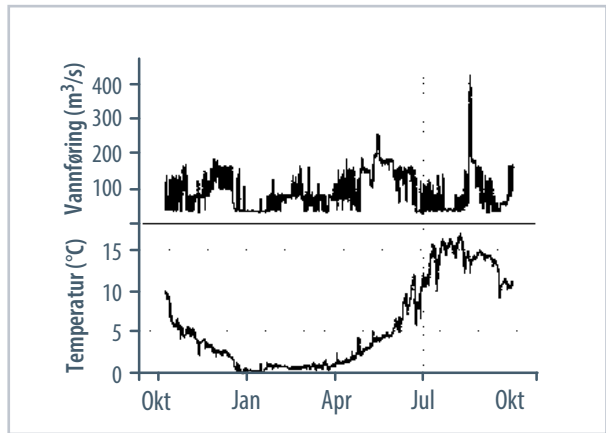
Isproduksjonen er direkte knyttet til vanntemperatur i elva og kunnskap om vanntemperaturens endringer med varierende vannføring er nødvendig for å kunne analysere virkninger på isdannelse og oppbrytning av isdekke og bunnis.

Raske endringer i vanntemperaturen i perioder av sommerhalvåret hvor elver brukes til bading og fritidsfiske regnes som uheldig for utøvelse av disse aktivitetene. En kald effektkjøringsbølge vil skylle unna det oppvarmede vannet og gjøre bading lite fristende og de raske endringene både i vanntemperatur og vannføring kan påvirke sannsynligheten for fangst av fisk negativt. Raske endringer i vannføringer kan dessuten utgjøre en sikkerhetsrisiko for utøvelse av rekreasjon i og nær elva.

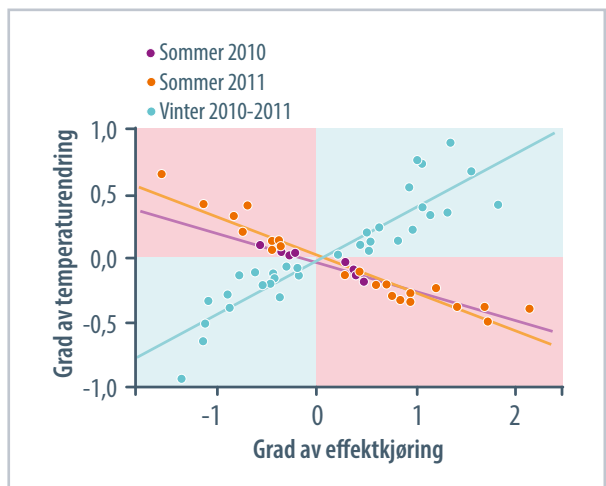
Raske og hyppige endringer i vanntemperatur i elver nedstrøms effektkjørte vannkraftverk er dokumentert i EnviPEAK. **Figur 2.8** viser observasjoner av vannføring og vanntemperatur fra Nidelva (Trondheim) målt gjennom et helt år.

Vi ser av grafene i **Figur 2.9** at endringene er relativt beskjedne, hvor de aller fleste raske endringer i vanntemperaturen befinner seg innenfor en endring på +/- 2 °C i løpet av en effektkjøringsperiode, og i mange tilfeller mindre. Fra observasjoner i mindre, uregulerte vassdrag vet vi at naturlige endringer i vanntemperatur over døgnet kan være større enn dette. Analyse av dataene i Nidelva viser også at kraftigere effektkjøring gir generelt større endringer i vanntemperatur. Økning i vannføring vinterstid gir en økning i temperatur, mens forholdet er motsatt på sommeren. Vinterstid gir en reduksjon i vannføring en reduksjon i temperatur, mens en reduksjon i vannføring sommerstid

Figur 2.8. Observert vannføring (m³/s) og vanntemperatur (°C) i Nidelva (Trondheim) (Bakken m.fl. 2016).



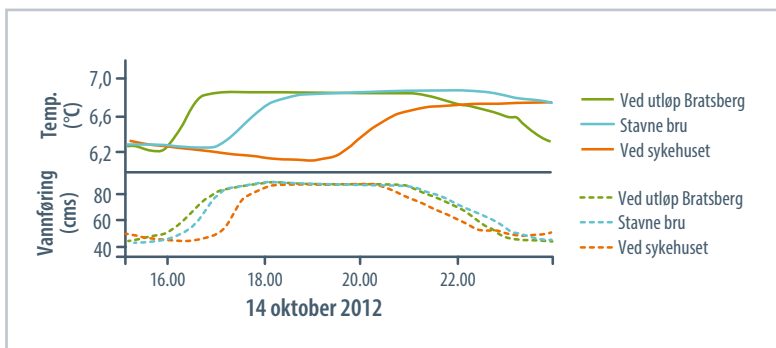
Figur 2.9. Grad av temperaturendring i forhold grad av effektkjøring om sommeren og vinteren. Den venstre delen av figuren beskriver reduksjoner i vannføring, mens den høyre delen viser økning i vannføring. Den øvre delen av figuren viser økning i vanntemperatur, mens den nedre viser reduksjon i vanntemperatur. De røde feltene viser effektkjøring om sommeren, mens de blå viser vintersituasjoner (Bakken m.fl. 2016).



gir en økning i temperatur. Påvirkning av vanntemperaturen grunnet effektkjøring følger således samme mønster som tradisjonelle virkninger på vanntemperatur som følge av en vassdragsregulering. Utfra måledata og simuleringer i Nidelva (Trondheim) ser vi imidlertid at endringene i vanntemperatur skjer med en liten tidsforsinkelse sammenlignet med selve vannstandsendringen (Figur 2.10).

Temperaturen på vannet (magasinet) det tappes fra er helt avgjørende for den effekten man ser nedstrøms utløpet av kraftverket. I hvor stor grad vanntemperaturen i elva nedstrøms blir endret er betinget av:

- Hvor stort volum vann som slippes fra oppstrøms magasin i forhold til den restvannføring som allerede finnes i vassdraget. Jo mer vann fra oppstrøms magasin, jo mer dominerende vil temperaturen på dette vannet være for temperaturen på den effektkjørte strekningen.
- Hvilken tid på året effektkjøringen foregår. Temperaturforskjellene mellom vannet som tappes fra magasinet og restvannet på nedstrøms strekning vil naturlig variere over året og den raske endringen i vanntemperatur vil følgelig være størst i perioder hvor den naturlige forskjellen allerede er størst, dvs. gjerne om sommeren og vinteren i Norge, gitt at det dannes sprangsjikt i magasinet og inntaket til kraftverket er under dette. Hentes vannet fra under sprangsjiktet vil virkningene av effektkjøring generelt være større enn om vannet tas ut lengre opp i vannsøylen. Det er derfor viktig å forstå årssyklusen i oppstrøms magasin for å kjenne virkningene på elvestrekninger nedstrøms utløpet av kraftverket, samt hvilket dyp vann til kraftverket hentes fra.

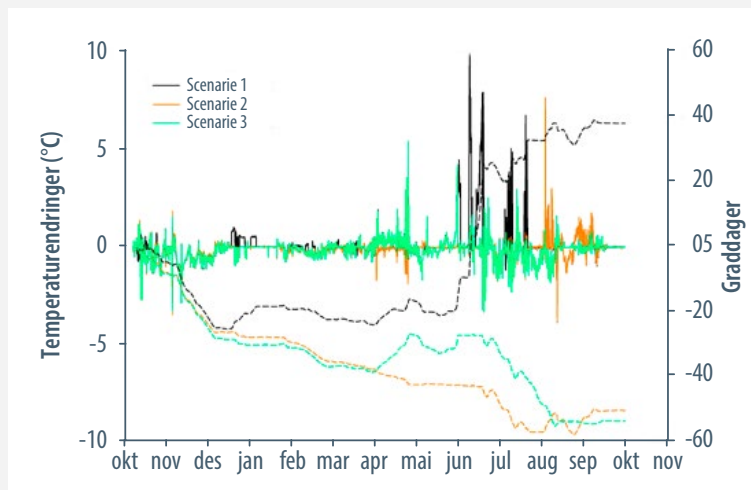


Figur 2.10. Vannføring og vanntemperatur ved tre ulike lokaliteter nedover Nidelva mellom kl 15:30 og 24:00 14. oktober 2012. Den grønne grafen viser målinger ved utløpet av kraftverket i oppstrøms ende, den blå noen få km lenger ned i elva, mens den røde grafen viser situasjonen 8 km nedstrøms utløpet. Grafene er konstruert basert på data med 1 times oppløsning (King, 2012).

Faktaboks 2.4. Modellering av vanntemperatur i elver med HEC-RAS

Til å modellere vanntemperatur i elver har vi gjennom EnviPEAK gode erfaringer med HEC-RAS modellen (Brunner, 2010). HEC-RAS er allerede et mye benyttet verktøy til å simulere vannlinjer (vannstand) i forbindelse med både analyse av flom og habitatforhold i vassdrag. Modellen benytter tverrsnitt av elveprofil som beskrivelse av elveløpet, er én-dimensjonal og vil dermed beregne gjennomsnittlige vannstander og vannhastigheter ved gitte vannføringer for hvert tverrsnitt. I tillegg til den hydro-dynamiske modulen inneholder HEC-RAS en vannkvalitetsmodul hvor vanntemperatur beregnes basert på meteorologiske data og informasjon om temperaturen på vannet som strømmer inn i modelleringsområdet. Oppstrøms ende av modelleringsområdet er gjerne utløpet av kraftverket hvor igjen temperaturen i oppstrøms magasin er avgjørende. Vanntemperaturen nedover i elva beregnes gjennom meteorologiske data og energibalanseligninger. Både den hydrodynamiske og vanntemperaturmodulen må kalibreres mot observasjoner, dvs. kjente vannstander og vanntemperaturer.

En kalibrert HEC-RAS kan benyttes til å simulere effekter av endret kjøremønster, for eksempel ved effektkjøring. I studier i EnviPEAK er dette gjort i Nidelva ved Trondheim. Modellen ble først kalibrert med godt resultatet, scenarier for endret kjøremønster ble definert og effekter på vanntemperatur ble analysert. Endringene i vanntemperatur ble summert som endring i akkumulerte døgngrader som en forenklet måte å illustrere hvordan biologiske effekter kan vurderes. Tilsvarende ble mulig påvirkning på isproduksjonen vurdert utfra modellerte endringer i vanntemperatur.



Resultater fra HEC-RAS simuleringer av ulike scenarier for effektkjøring kan presenteres i form av endrede akkumulerte grad-dager (stiplede linjer). Dette er verdifull informasjon for å vurdere biologiske konsekvenser. De heltrukne linjene viser avvik fra dagens situasjon hver enkelt dag gjennom hele simuleringsperioden.

2.5 Isforhold

Driften av vannkraftverk påvirker dannelsen av is i vassdragene, og tilsvarende vil isforholdene kunne påvirke kraftverksdriften. Underkjølt vann og is i ulike former i regulerte elver kan skape problemer ved kraftverksinntak og andre konstruksjoner i vassdragene (Gebre m.fl. 2013). Den typiske virkningen av kraftverksproduksjonen i vassdrag er at vi opplever mer ustabile isforhold i elva nedstrøms utløpet og mindre isdekke. Hvis elvestrekningene er så lange at tilstrekkelig nedkjøling oppnås kan man oppleve at produksjon av bunnis og sarr øker. Endringene i isdannelse vil videre kunne påvirke forholdene for fisk og andre organismer i elva.

Nylig gjennomførte studier

Gjennom prosjekter innenfor CEDREN er isproduksjonen i Nidelva (Trondheim), Lundesokna og Orkla observert gjennom flere vintre. I Nidelva og Lundesokna er isforholdene kartlagt gjennom manuelle observasjoner i felt, mens isforholdene i Orkla også er registrert ved hjelp av «intervallkamera» (time-lapse) og fra fly. Temperatur og potensialet for isdannelse er modellert i Lundesokna og Nidelva gjennom bruk av HEC-RAS, hvor modellene er tilpasset ved å kalibreres mot målte vannlinjer og vanntemperaturer. I Orkla er studiet av isforholdene gjort mer omfattende hvor ismodellen MIKE-ICE ble tilpasset gjennom kalibrering mot observert vannføring, målt temperatur og observert is (Timalsina m.fl. 2013).

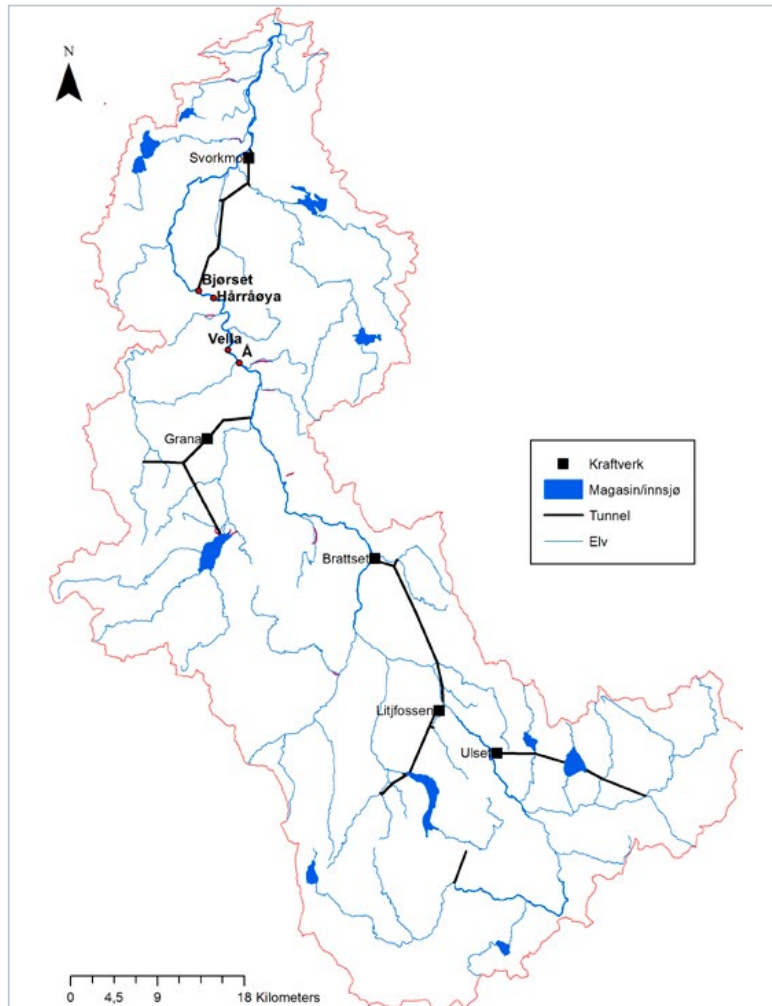


*Figur 2.11. Isdannelse i nedre deler av Lundesokna.
Foto: Tor Haakon Bakken*

Effektkjøringens virkning på isproduksjonen

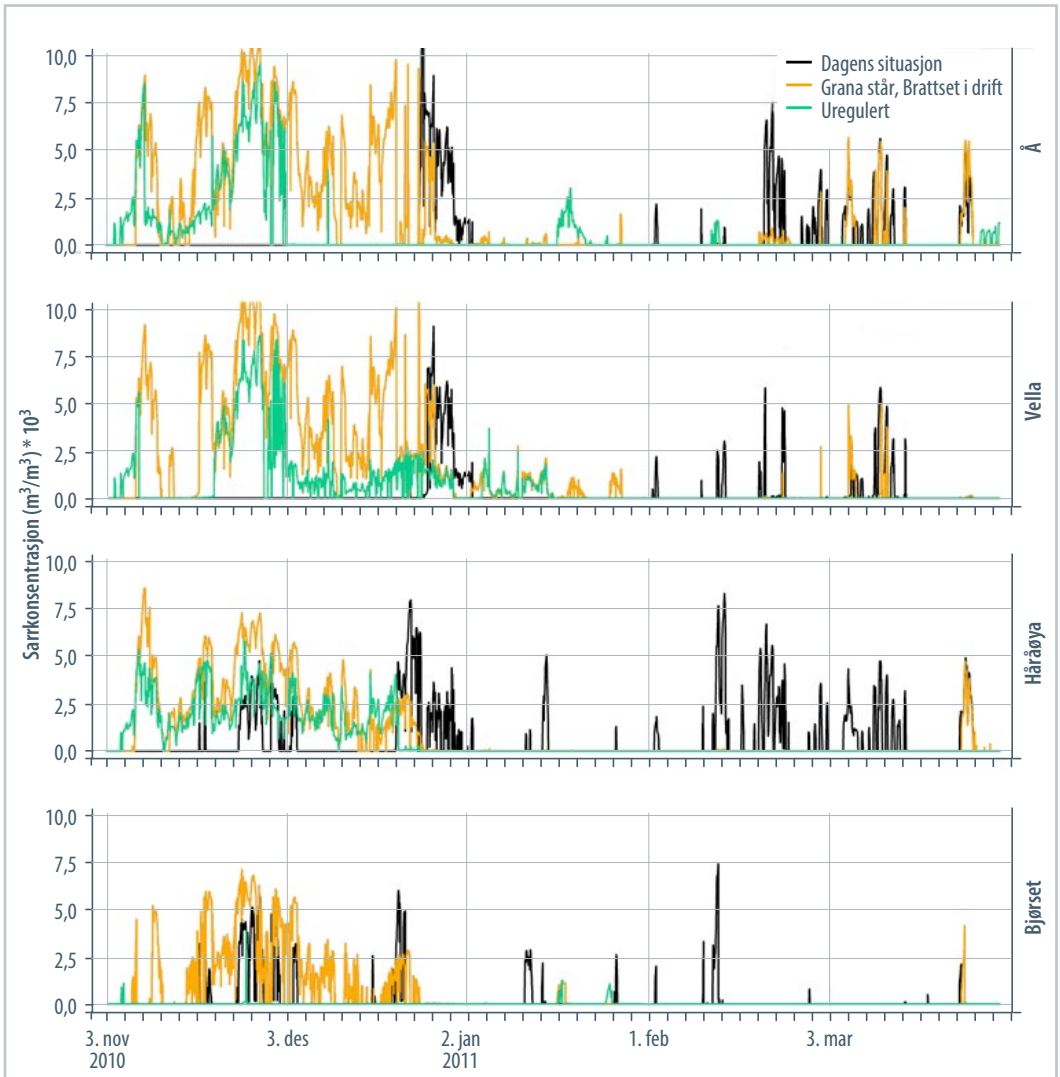
Observasjoner i Lundesokna og Nidelva viser at is svært sjelden dannes i disse elvene nedstrøms utløp av kraftverk som effektkjøres. Årsaken er at vanntemperaturen ikke blir så lav at vannet blir underkjølt og isproduksjonen starter, selv i de kaldere perioder i løpet av vinteren. Dette er bekreftet gjennom simuleringer av vanntemperaturen i begge elvene med HEC-RAS (King 2012). Effekten av driften av kraftverket ble tydelig dokumentert i Lundesokna vinteren 2010 da en stopp i kraftverket umiddelbart førte til isdannelse og overfrysing av elva.

Samvirket mellom driften av kraftverk og dannelse av is er studert i Orkla ved hjelp av MIKE-ICE. Modellen er tilpasset strekningen fra Brattset kraftverk til Bjørsetdammen, hvor dagens drift av kraftverket er sammenliknet med et scenario hvor Brattset ikke er i drift og et scenario som beskriver en uregulert situasjon.



Figur 2.12.
Orklavassdraget, dets reguleringsystem og viktige lokaliteter for analyse av isforhold.

Simuleringsresultatene viser sarrproduksjonen ved tre ulike scenarier og er presentert for fire ulike lokaliteter i vassdraget på strekningen fra Grana utløp til Bjørsetdammen (Figur 2.13). Figuren viser hvordan sarrproduksjon i vassdraget skjer gjennom hele vinteren under dagens driftsmønster (svart kurve). I det uregulerte scenariet (grønn kurve) ser vi at sarrproduksjon stort sett skjer i starten av vinteren og stopper når isen legger seg på elva. Det bekreftes av observasjoner fra andre elver slik som for eksempel Lundesokna i perioder kraftverket har vært ute av drift. De viste simuleringsresultatene er generert basert på klimadata fra vinteren 2011.



Figur 2.13. Produksjon av sarr på fire ulike lokaliteter i Orkla ved dagens driftsmønster, en situasjon hvor Grana kraftverk står (Brattset i drift), og et uregulert system.

2.6 Bunnforhold

Størrelse og frekvens av flommer er en veldig viktige bestemmende faktorer for sammensetning og forflytning av bunnmateriale i elver. Regulering vil endre både størrelse og hyppighet av flommer og medføre et jevnere vannføringsregime enn i en uregulert elv. Bunnforholdene i en regulerte elv vil ofte endres i retning av gradvis øket pakking ('armering') og tilstopping med færre hulrom. Armering av elvebunnen er derfor en prosess som skjer i de fleste regulerte elver som får en jevnere vannføring og færre flommer enn i naturlig tilstand.

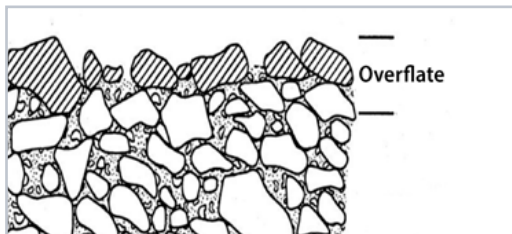
En forutsetning for at prosessen skal skje er at bunnmateriale av ulik størrelse ikke beveger seg samtidig. Utviklingen av en armert overflate av sedimenter, med ulik størrelse og lik tetthet, bestemmes av stabiliteten og mengden av den grovere andelen av bunnmaterialet. Erosjon av de mindre partiklene på bunnen eksponerer de større fraksjoner, hvor gradvis økende eksponering utvikler erosjonsgroper foran de større steinene og avsetning av finere materiale i bakkant. De større fraksjonene vil kunne skli ned i erosjonsgropene og dermed bli mindre eksponert for vannstrømmen og innta en mer stabil posisjon. Tilsvarende kan også materiale av medium størrelse bli fanget i disse erosjonsgropene, mens finstoff legger seg rundt og blir selv beskyttet mot erosjon og stabiliserer de større fraksjonene. Gradvis vil denne reorganiseringen danne klynger av materiale sammensatt av ulik størrelse, men med samme sammensetning av materiale. Materialet i samme klynge støtter hverandre og den største steinen fungerer som et «anker» for de andre. En slik klynge vil kunne brytes opp gjennom gradvis erosjon av ytterkantene av formasjonen. Ankersteinen kan så bli transportert nedover elva til en ny stabil posisjon og en ny klynge dannes. Denne prosessen kan derfor betraktes som en kontinuerlig og gjentakende prosess hvor klynger dannes og brytes opp. Dette forklarer hvorfor bunnmateriale av ulik størrelse kan både eroderes og transporteres ved omlag samme strømningsforhold. Tendensen til å danne og bryte opp slike klynger av bunnmateriale reduseres når bunnsedimentene gradvis blir grovere og når materialet blir mer ensartet.

Klassisk teori om sedimenttransport sier at kritisk skjærspenning angir terskelverdien for bevegelse av sediment. Dette er imidlertid kun gyldig for ensartet bunnmateriale (Hunziker 2002). Slikt ensartet material kan ikke danne et armert bunnsediment, da en viss spredning av partikkelstørrelsene kreves for at dette skal utvikles. For å beskrive denne prosessen og konsekvensen på

sedimenttransporten må et annet teoretisk fundament anvendes. Raudkivi (1982) forklarer motstanden mot bevegelse utfra størrelse og form på partiklene, deres tetthet og hvordan de blir eksponert for kreftene langs bunnen (skjærspenningen). Partiklenes dannelse av et armert bunnlag leder altså til større stabilitet og motstand mot erosjon, og hvor alle partiklene i en klynge støtter hverandre.

2.6.1 Statisk, armert bunnsediment

Armerte bunnsedimenter kan klassifiseres som enten statiske eller mobile. Et statisk, armert bunnsediment innebærer at bunnmaterialene forblir permanent immobile. I en mobil situasjon så er materialene i overflaten grovere enn det opprinnelige materialet, men ikke tilstrekkelig grovt til å motstå bevegelse. Et statisk, armert bunnsediment utvikles vanligvis over en lengre periode med begrensede tilførsler av materiale (Koll 2012), slik som vist i **Figur 2.15** (Lundesokna). Man kan se at grovere materiale i overflaten er ordnet/sortert i strømrretningen og beskytter mindre partikler som befinner seg lengre ned i sedimentet. Mange regulerte elver må karakteriseres som å ha et



Figur 2.14. Illustrasjon som viser armert bunnsediment.



Figur 2.15. Statisk, armerte bunnsstrat i Lundesokna. Foto: Nils R  ther

bunnsediment som er statisk og armert, hvor vannføring er tilnærmet konstant over tid og «sedimentfeller», slik som oppstrøms magasin og terskler, reduserer sedimenttransporten kraftig.

Et statisk, armert bunnsediment er karakterisert av å ha en kornfordeling som inkluderer alle fraksjoner i sedimentoverflaten, selv om den groveste størrelsen er den dominerende fraksjonen. Ettersom overflaten gradvis endres til å bli bestående av større fraksjoner (stein) kan mindre partikler danne beskyttede klynger i bakkant av disse og motstå større skjærkrefter enn uten det armerte laget. De mindre partiklene vil snarere enn eroderes bidra til større grad av stabile bunnforhold og pakke sedimentet ytterligere. Situasjonen som oppstår vil da være statisk og ingen sedimenttransport eller erosjon vil foregå. Koll (2012) hevder at en bred kornfordeling i bunnsedimentet og begrenset tilførsel av sedimenter fra oppstrøms områder er påkrevd for at et statisk, armert bunnsediment skal dannes.

2.6.2 Mobilt, armert bunnsediment

Den andre typen armert bunnsediment er det mobile og utvikles under konstant tilførsel av nye sedimenter fra oppstrøms områder. I denne formen beveger sedimentene seg over et sjikt/lag med grovere stein som beskytter sedimentene som ligger under det grove sjiktet slik at de ikke blir utsatt for erosjon.

Når likevekt oppnås er kornfordelingen av det transporterte bunnmaterialet tilnærmet lik kornfordelingen av bunnsedimentet under overflatelaget. Den gradvise endringen til grovere materiale i overflaten er nødvendig for å tilnærme seg en likevektstilstand. Lavere mobilitet av større fraksjoner enn finere partikler ved samme vannføring kompenseres gjennom akkumulering av større fraksjoner på overflaten av sedimentet. Sannsynligheten for bevegelse i sedimentet er mye større for de eksponerte fraksjoner på overflaten av bunnsedimentet, selv om de er tyngre enn fraksjoner lengre ned i sedimentet. Dette muliggjør en transport av bunnmateriale med lik kornfordeling uten gradvis forringelse eller overgang til grovere materiale.

2.6.3 Konsekvenser av utvikling av armert elvebunn

Når en armert elvebunn utvikles vil ulike andre effekter kunne inntreffe. Ettersom elvebunnen vil beskytte de underliggende lagene vil videre erosjon av elvebunnen i stor grad opphøre og selv moderat store flommer vil ikke utløse forflytning av bunnmateriale. Hvis det armerte laget likevel skulle brytes

Faktaboks 2.5. Frysekjernemetoder

Frysekjerner brukes til å ta prøver av bunnsedimenter i felt. Metodene fungerer slik at et stålrør med diameter på 5 cm drives ned i elvebunnen til et bestemt dyp og deretter blir fylt med flytende nitrogen. Nitrogen fryser porevannet i sedimentene rundt stålrøret slik at dette festes til stålrøret og kan trekkes uforstyrret opp fra elvebunnen. For å trekke frysekjernen opp fra elva trengs et solid tre-fotet stativ som står stødig selv på dypt vann og høye vannhastigheter. Stativet har en vinsj koblet til med en kapasitet til å løfte 100 kg.



Prøvetaking av frysekjerner hvor bildet til venstre viser stålrøret som er drevet ned i elvebunnen med slegge, stativet for å trekke prøven opp i det midtre bildet og gassbeholder med nitrogen til å fylle i stålrøret helt til høyre. Foto: Martin Honsberg"

Bildene nedenfor viser to frysekjerner hentet ut av Daleelva i Hordaland. Prøven til venstre viser tydelig et lag med grovere materiale over et lag med sand. I prøven til høyre fulgte større stein med opp fra bunnen. Dette bildet ble tatt i et gyteområde av elva og viser også døde fiskeegg. På bakgrunn av prøven kunne bunnmateriale på gyteområdet karakteriseres.



Frysekjerner hentet ut fra Daleelva i Hordaland. Foto: Nils Rütther

opp (av store flommer), vil finere materiale lenger ned i bunnen bli eksponert og en umiddelbar transport av finmateriale kan oppstå. Dette kan skape større endringer i hele vassdraget nedstrøms. Selv om sedimenttransporten ved en utviklet, armert elvebunn er neglisjerbar og beskytter mot videre erosjon sammenlignet med en ikke-armert tilstand, vil energien og kreftene i vannet være de samme. Dette vil gi høyere vannhastigheter og elvebredder kan bli utsatt for større påkjenninger og kanterosjon kan oppstå. Dette kan skape en ustabil tilstand og ras langs elvekanten kan inntreffe. På samme måte kan bortfall av

Faktaboks 2.6. Kornfordeling ved hjelp av fotogrammetri

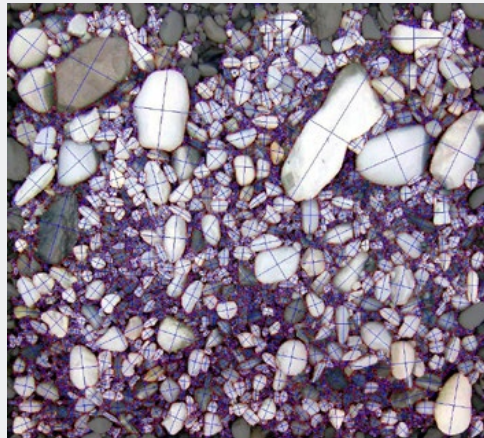
BASEGRAIN er en programvare som er utviklet av ETH i Zürich. Den kan benyttes til å finne kornfordeling i armerte bunnsedimenter ved hjelp av bildeanalyse. Eksemplene på anvendelse som vises er hentet fra studier gjennomført i vassdragslaboratoriet til NTNU og fra Surna. Bildet fra laboratoriet er tatt fra en renne som er 1 meter bred, en mulig operativ vannføring på 270 l/s og en godt sortert kornfordeling med d_{50} på 5,2 mm. Vannføringen i Surna var om lag 40 m³/s og er en typisk vannføring for denne regulerte elva.

Resultatene fra BASEGRAIN er sammenlignet med den klassiske metoden «line-by-number». Med «line-by-number» finner man kornfordelingskurven for sedimentene i elva. Man plukker opp minst 100 tilfeldige stein, og måler de tre aksene av selve steinene. Resultatene fra BASEGRAIN og «line-by-number»-metoden viste godt samsvar.

Bildet viser forsøksrenna etablert ved NTNUs vassdragslaboratorium. Eksperimentene ble gjennomført i en renne som var 1,0 meter bred, 1,0 meter høy og 12,5 meter lang. Foto: Nils Rütther

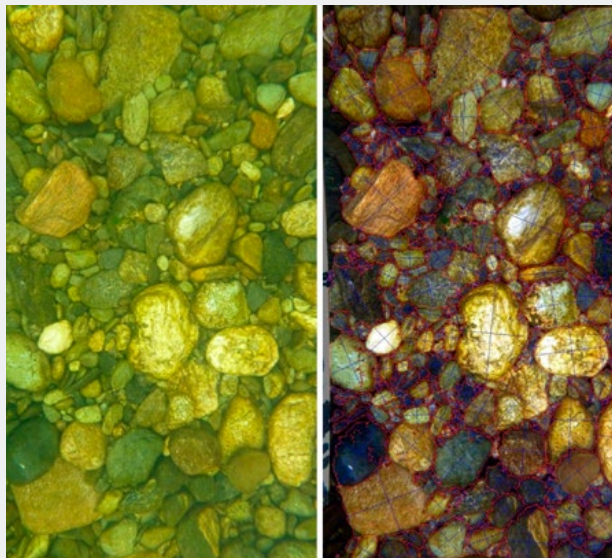


Undervannsbildene fra elvebunnen ble importert inn i BASEGRAIN for analyse hvor programvaren identifiserer mellomrommene mellom steinene og størrelse, beskrevet i detalj av Detert & Weitbrecht (2012). Mellomrommene mellom steinene identifiseres ved å manipulere gråtonene i bildene og definere kantene på steinene. Deretter separeres de enkelte steinene fra hverandre og størrelse og akser beregnes.



Resultatet av analyse av steinstørrelse og akser med data fra laboratoriet til NTNU. Fraværet av fine sedimenter i mange norske elver gjør metoden egnet til bruk. I Surna ble det tatt undervannsfoto ved fem ulike lokaliteter og videre analysert ved hjelp av BASEGRAIN. Illustrasjon: Nils Rütther

Faktaboks 2.6. forts.



*Undervannsfoto av sedimenter fra Surna til venstre og ferdig analysert bilde ved hjelp av BASEGRAIN til høyre hvor aksene på hver stein er tydelig indentifisert.
Illustrasjon: Nils Rütther*

Faktaboks 2.7. Sedimentbøtter

Sedimentbøtter brukes til å måle transporten av mengden finmateriale som trenger inn i bunnsedimentene i løpet av en gitt periode, med minimalt tap av finstoff. En sedimentbøtte består av to bøtter av ulik størrelse plassert i hverandre med hull i siden som overlapper i åpen tilstand og som kan lukkes ved installasjon og uthenting. Dette for å unngå at bøtta fylles med sedimenter før den er satt på plass og tilsvarende forstyrres når den skal hentes ut ved måleperiodens utløp. Hullene i bøtta har en diameter på 13 mm. Før installasjon fylles bøtta med ren grus fra elva, uten partikler mindre enn 2 mm. Bøttene graves deretter ned i elva slik at toppen av den er på samme nivå som toppen av bunnsedimentet. Bøtta dreies deretter slik at hullene åpnes. Vann kan nå strømme gjennom bøtta og finmateriale som transporteres i elva avsettes i bøtta. Når bøtta hentes ut av elva strenges hullene, prøven bringes til laboratoriet og en standardisert analyse av kornfordelingen gjennomføres.



Bildet øverst viser en bøtte med lukkede hull klar til å bli plassert ut i elva, mens fotoet nederst viser en bøtte som er plassert ut i elva. Foto: Julian Sauterleute (øverst) og Nils Rütther (nederst).

sedimenttransport lede til endrede hydrauliske forhold og gi erosjon rundt infrastruktur i vassdrag slik som brupilarer.

Sammensetningen og kvaliteten på bunnsforholdene skaper viktige rammer for habitatet i elver og en gradvis reduksjon i kvaliteten virker negativt for fisk og bunndyr. Gjentetting av hulrom og armering av bunnen vil redusere skjulmuligheter og ødelegge gyteplasser. Videre vil en gjentetting av bunnsedimentene redusere vannutskiftingen i den hyporeiske sone og dermed potensielt redusere overlevelse av fisk og bunndyr i strandingsepisoder. Dette er mer detaljert beskrevet i **Kapittel 3.1** og **3.3**.

3 Økologiske virkninger av effektkjøring

Hovedbudskap virkninger på laksefisk

- Effektkjøring kan forstyrre gyting da for lave vannføringer kan hindre tilgang til gyteområder og for høye kan senere gi tørlegging av egg.
- Gyting foregår ofte rett etter at vannføring er gått markant opp (oppstart kraftverk).
- Stranding er et hovedproblem ved effektkjøring. Omfanget av problemet avhenger av når på døgnet og året den inntreffer, hvor kraftig og hyppig effektkjøringen er og hvor store strandingsutsatte områder det er i elva.
- Effekten på bestanden avhenger av hvordan bestandsreguleringen er og sårbarheten.
- Sjøørret i sameksistens med laks har større strandingsrisiko enn sjøørret uten tilstedeværelse av laks.
- Fisk kan overleve stranding hvis vann er tilgjengelig og tørleggingen ikke er for langvarig og det er fravær av predatorer. Det later til å være størst sannsynlighet for overlevelse vinterstid selv om det da er økt risiko for frost.
- Forsøk tyder på at fisk eksponert for effektkjøring uten å strande vinterstid har like god vekst som fisk som lever under mer konstant vannføringsregime. Resultatene fra sommeren viser imidlertid signifikant, redusert vekst.

Hovedbudskap virkninger på elvemusling, bunndyr, pattedyr og fugl

Elvemusling:

- Muslinger på dypt vann utsatt for effektkjøring (ikke tørrlagt), viste større vandringsuro enn muslinger ikke eksponert for effektkjøring.
- Forsøk i EnviPEAK hvor muslinger ble eksponert for effektkjøring ga ingen dødelighet av individer.
- Studier fra utlandet viser at bestander av muslinger eksponert for kraftig effektkjøring reduseres betydelig. Mest skadelig var jevnlig tørlegging, tilfeldige forflytninger (avdrift) og mekanisk påvirkning ved økende vannføring.

Bunndyr:

- I effektkjorte elver viser studier at både tetthet og arts- mangfold blir kraftig redusert i områder som vekselvis blir tørrlagt og vanndekket.
- Områder med permanent vanndekke (dypål) blir i svært begrenset grad negativt påvirket.
- Effektkjøring kan medføre katastrofedrift av bunndyr hvor det meste av drivet foregår de første 15 minuttene.

Bever:

- Hvis effektkjøringen er moderat kan elvebredder og våtmarker være gode hvilesteder, gitt at tilgjengeligheten er god (ingen vesentlige menneskeskapte barrierer).
- Ved kraftig effektkjøring bør konfliktreducerende tiltak settes inn. Økt tilgang til og restaurering av naturlig habitat vil være gode tiltak.
- Lave vannstander om natten er vesentlig positivt for beverens aktivitetsmønster.
- Hyppig oppbryting av isdekke kan være kritisk for beverens overlevelse.

Oter:

- Ved moderat effektkjøring kan godt habitat oppnås hvis fiskebestandene er tilstrekkelige store og tilgangen til elvebredde, tilknyttede våtmarker og andre hvilesteder er tilfredsstillende.
- Ved kraftig effektkjøring må konfliktreducerende tiltak påregnes. Dette kan være utplassering av steinblokker i elva, å skape en «elv i elv» og bygging av celleterskler. I tillegg må restaurering av våtmark og vurderes som kompensasjonstiltak.

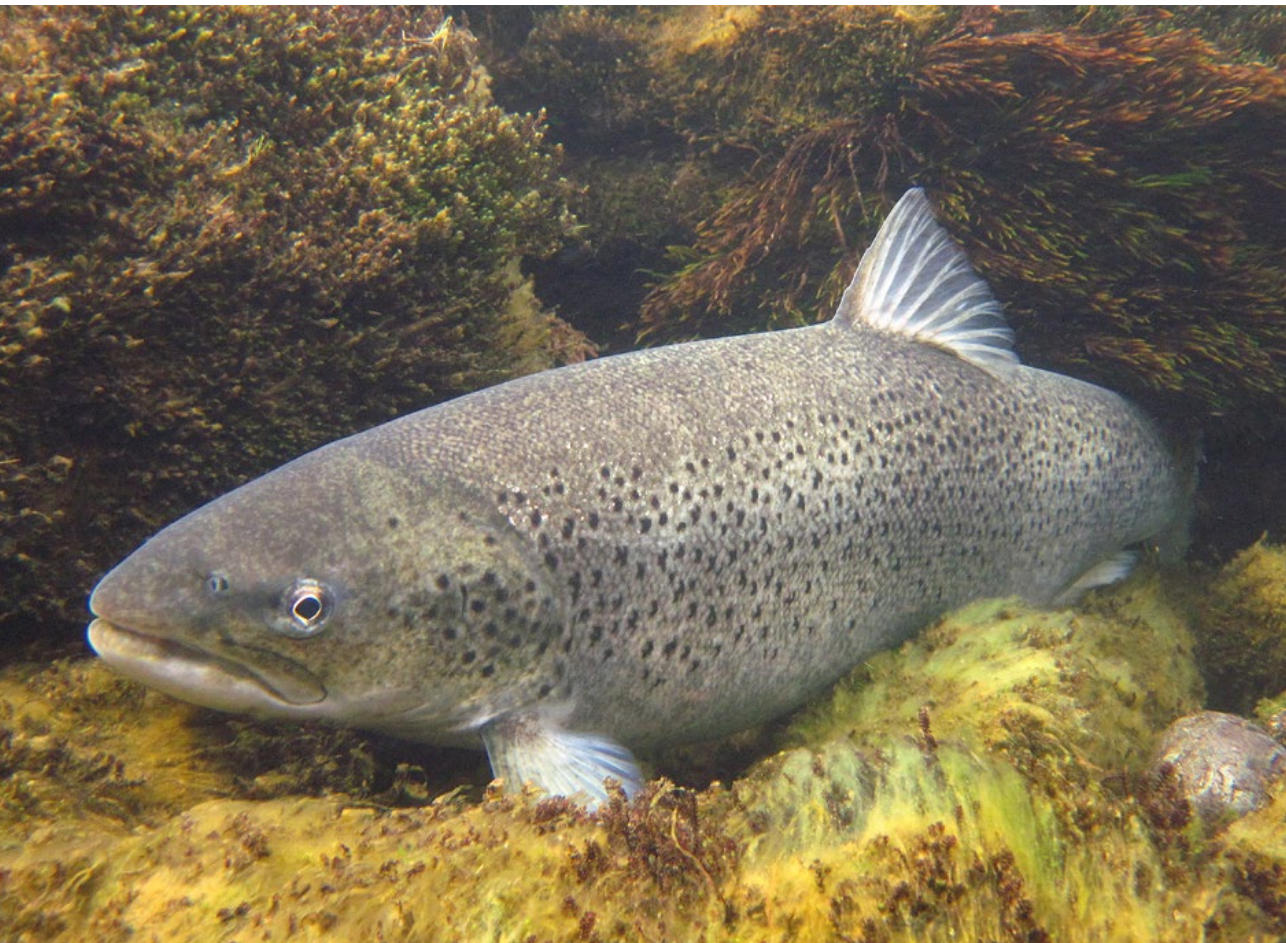


Foto: Helge Skoglund

Fugl:

- Strandede fisk og bunndyr kan være attraktivt føde for fugl.
- Hyppige, lave vannføringer med tilgang på tørrlagte områder gir økte arealer for næringsøk for fugler som beveger seg mye langs elva, slik som ender (særlig laksand), vadefugler og fossefall.
- Fugler fra omkringliggende skog og dyrket mark bruker elvekantene til søk etter næring.
- Mer tilgjengelig areal og mer næring fører raskt til respons/tilstedeværelse fra fugler.

3.1 Laksefisk

Laksefisk er i denne sammenheng begrenset til laks og sjøørret i anadrome vassdrag, men gjennomgangen er også relevant for ørret i innlandsvassdrag.

Laks og ørret i effektkjørte elver kan påvirkes direkte av de raske miljøendringene, indirekte av andre økosystemendringer og av mer langsiktige endringer i habitatforhold. Påvirkningen kan komme i form av direkte dødelighet på grunn av stranding, i form av endret energiomsetning med effekt på vekst og overlevelse og i form av endringer i vassdragets bærekapasitet. Det har vært et hovedmål i EnviPEAK å skaffe grunnlag for å kunne beregne den samlede effekt på bestandsnivå, både på kort og lang sikt. Tiltak for å redusere omfanget av de beskrevne problemene er dels omtalt i dette kapittelet (**Kapittel 3.1**), dels i et eget tiltakskapittel (**Kapittel 4**).

3.1.1 Raske variasjoner i vannføring

Både laks og sjøørret kan overleve i elver eksponert for effektkjøring, enten ved å bruke permanent vanddekte områder eller ved atferdsmessige endringer, som for eksempel ved å svømme bort fra områder som tørrellegges. Bestandene kan dermed opprettholdes ved at nok fisk håndterer variasjonene.

Stranding av gytegroper

En av de største utfordringene er stranding av gytegroper. Dersom ørret- eller laksehunnen gyter i områder som ligger for høyt kan gytegroperne tørrellegges eller bli utsatt for frost og eggene dø. I mange tilfeller vil dette problemet være knyttet til vassdragsreguleringen i seg selv. Dersom effektkjøringen foregår innenfor et vannføringsnivå som ikke ville ha blitt utnyttet ved mer stabile driftsmønstre representer effektkjøring et vesentlig tilleggsproblem. Dersom laveste vannstand er lik ved stabil kjøring og effektkjøring vil eggoverlevelsen i utgangspunktet være lik. Det viktigste tiltaket for å redusere eggdødelighet i regulerte vassdrag, med og uten effektkjøring, er således at vannstanden ikke synker mer enn 30 cm fra gyting til laveste vannstand den påfølgende vinteren (Forseth & Harby 2013). Dette kan gjøres enten ved å redusere vannstanden i gyteperioden, slik at fisken gyter i områder som ikke tørrellegges i løpet av vinteren, eller ved å øke minstevannføringen om vinteren. Om man reduserer vannføringen i gytetida må man ha kunnskap som tilsier at de gjenværende gyteområdene er store nok til å sikre god rekruttering. Redusert vannføring kan gjøre at gyteområder blir liggende for grunt eller får så lave vannhastigheter at de ikke lenger vil brukes av fisken.



Årsyngel av sjøørret.
Foto: Ulrich Pulg

Tørrlegging av gytegroper trenger ikke å bety at eggene dør. I noen tilfeller vil det være vann i grunnen der eggene er begravd som kan sikre overlevelse. Det er vist at laksefisk kan velge områder med grunnvannstilførsel til gytingen, og at vinteroverlevelsen kan bli god selv om elvebunnen tørrlegges (Casas-Mulet m.fl. 2015b,c). Den hyporeiske sonen (se **Kapittel 2.2 og Figur 3.13**) under og ved siden av elva, spiller en viktig rolle for eggutvikling hos laks og ørret i elver og kan skape refugier for egg ved lav vannføring i effektregulerte elver. Eksponering for tørke og frost var de viktigste dødelighetsfaktorer for eggene. Overlevelse av egg var imidlertid betydelig (> 99 %) i den tørrlagte reguleringssonen der eggene var i tilknytning til vann som hindret frysing. Graden av overlevelse vil derfor avhenge av interaksjonen mellom overflatevann og grunnvann.

Før det gjennomføres tiltak for å hindre eggdødelighet ved effektkjøring, bør det derfor kartlegges om og i hvor stor grad dette er et problem i vassdraget. I en slik kartlegging må også i hvilken grad gyteareal er begrensende for bestanden vurderes (se grenseverdier i Forseth & Harby 2013). Stedsspesifikke hydrologiske forhold i den hyporeiske sone bør analyseres og brukes i forvaltningen av fiskebestander i effektregulerte elver.

En annen problemstilling er selvsagt i hvilken grad effektkjøring påvirker fiskens gyteaktivitet på en slik måte at fisken ikke får gytt i områdene med raske variasjoner i vannføring. Laks og ørret stiller strenge krav ved valg av gyteplass, der bunnssubstrat, vanddyb og vannhastighet synes å være de viktigste habitatkriteriene (Forseth & Harby 2013). I tillegg bruker gjerne fisken tid på å finne gode lokaliteter og å konstruere gytegroper. Hurtige endringer av vannføring ved effektkjøring fører til brå endringer i habitatforhold som kan forstyrre gyteaktiviteten, og i mange tilfeller må fisken gjentatte ganger flykte fra gyteområdet for å unngå kritisk lave vannstander. Et sentralt spørsmål har således vært om fisken tar i bruk slike områder, og om konstruksjonen av gytegroperne er adekvat. For å studere dette har man i EnviPEAK etablert et kameraovervåket gytestudio (**Faktaboks 4.2**) i Daleelva i Vaksdal (Hordaland) som er påvirket av effektkjøring.

Det ble vist at laksen forsvinner fra gytearealet ved nedtrapping av vannføring mot minstevannføring, men at den kommer raskt tilbake til gyteområdet når vannføringen øker og det igjen er gode forhold for gyting. Graving, det vil si konstruksjon av gytegroper, ble observert allerede en time etter at vannføringen hadde begynt å øke. Graving av ørret ble også observert ved nær minstevannføring. Egg som ble funnet i gytegroper under vannlinjen ved minstevannføring hadde normal overlevelse (~100 %), mens kun et fåtall egg som ble funnet over vannlinjen overlevde. Disse resultatene indikerer at fisken er sterkt motivert til å gjenoppta gyting når vannføring er adekvat. De viktigste tiltakene for å sikre god gyting i effektkjorte vassdrag er (1) at fisken periodevis får gode forhold med tilstrekkelig høy vannføring til å gjennomføre gyteatferden (2) at fisken har nok vanddekket gytehabitat i elva slik at de i mindre grad tvinges til å bruke områder som tørrlegges, og (3) at fisken har tilgjengelige standplasser (dype holer med skjul) i tilknytning til gyteområdene i periodene med lav vannføring.

Faktaboks 3.1. Eksperimentelle studier av eggoverlevelse i felt

I EnviPEAK ble det gjennomført eksperimentelle studier av eggoverlevelse av laks in situ. Studiene ble utført vinterstid i elv utsatt for effektkjøring eller med permanent redusert vintervannføring. Til dette ble det benyttet to ulike typer bokser som ble plassert nede i substratet.

I studier gjennomført i Lundesokna og Suldalslågen var eksperimentell design basert på metodene utviklet av Malcolm m.fl. (2010). Sylindriske bokser ble plassert vertikalt i grusen og hver sylinder var skrudd sammen av 8 mindre bokser. Innvendig høyde og diameter av disse kammere var henholdsvis 3 og 6,2 cm, og hvert kammer var perforert for å la vann strømme gjennom.

I studiene ble det benyttet 30 og 50 egg som ble hentet fra nærliggende klekkeri. Eggene ble plassert i andre og syvende avdelinger fra toppen av hver sylinder. Eggene ble beskyttet med et 1 mm nett på innsiden for å unngå overskudd av fine sedimenter i boksen. En 0,5 m lang plastslange ble forbundet med de to bokser som inneholdt egg for å muliggjøre uttak av vannprøver. De andre seks kamrene ble fylt med små stein og grus fra elva for å imitere de omkringliggende naturforhold og for å stenge ut lys fra toppen. Boksene ble så gravd ned, slik at egglokker ble liggende omlag 0,1 og 0,3 m ned i substratet. De ble nummerert, merket og plassert i par (1 m fra hverandre). De sylindriske boksene ble plassert både i influensområdet og i permanent vanndekket elv som referanse.

Boksene med egg ble kontrollert for overlevelse etter episoder med effektkjøring. Døde egg ble talt og fjernet fra beholderen for å unngå utvikling av sopp. Der det ikke var overlevelse, ble egg erstattet med et nytt sett egg.

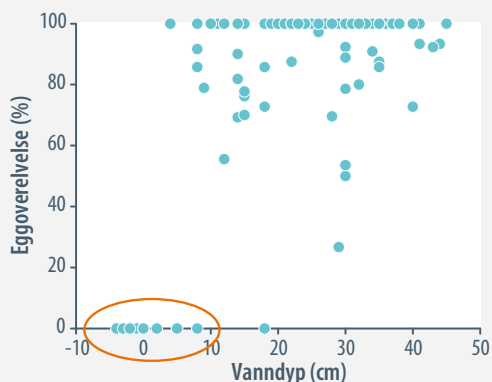


To-roms Whitlock - Vibert bokser ble benyttet i studie av eggoverlevelse ved tørrlegging i Suldalslågen (Saltveit & Brabrand 2013). Metodiske utfordringer med disse boksene erfart er at nyklekkete larver kan bli ført ut av boksene ved høy vannføring og vanskeligheter med å sette boksene tilbake på riktig plass etter at de er kontrollert.

Faktaboks 3.2. In situ måling av eggoverlevelse i gytegrøper

Eggdødelighet som følge av stranding av gytegrøper kan måles ved å kartlegge og registrere gytegrøper in situ. Dette gjøres ved å identifisere aktuelle gyteområder ved å snorkle og/eller vade. Gytegrøper kan ofte observeres ved at grusen der fisken har gravd er lysere og synlig bearbeidet av fisk. I mange tilfeller er derimot visuell identifikasjon av gytegrøper ikke mulig ettersom strøm og graveaktivitet av fisk kan bidra til å endre substratet over gytegrøpen i etterkant av gytingen. Sikker identifikasjon av gytegrøper gjøres derfor best ved å søke forsiktig etter eggklumper med en gartnerspade eller lignende (Barlaup m.fl. 2008). Slike registreringer må gjennomføres etter at eggene har nådd øyerognstadiet på senvinteren/tidlig vår, da eggene er mer robuste. Ved funn av egg registreres lokaliseringen av gytegrøpen (på kart eller ved bruk av GPS), vandndypet over gytegrøpen (eller avstanden ned til vannlinjen dersom gytegrøpen er tørrlagt), og gravedypet ned til eggene. Deretter estimeres eggoverlevelsen ved å samle et utvalg av eggene med en hov, og deretter telle levende og døde egg. For å begrense påvirkning og tap av egg er det tilstrekkelig å ta opp et lite utvalg av eggene (10-20 egg) fra den øverste delen av eggklommen. Eggene blir deretter forsiktig plassert tilbake i eggklommen, som så dekkes til med grus igjen. Ettersom eggene er sårbare for utspyling og mekanisk skade er det svært viktig at prosedyren utføres så skånsomt som mulig. Sikker artsidentifikasjon gjøres på laboratoriet ved å analysere ett egg fra hver av gytegrøpene ved bruk av molekylærbiologiske metoder.

Ved å søke systematisk over aktuelle gyteområder kan en registrere et representativt utvalg av gytegrøper med hensyn til vandndyp. Normalt vil eggoverlevelsen i upåvirkede gytegrøper være høy, mens økt eggdødelighet som følge av stranding vil gjenspeiles ved et markert skille i eggoverlevelse ved minkende vandndyp. Figuren under viser et eksempel på eggoverlevelse for gytegrøper som utsettes for tørrlegging ved lave vannføringer i Daleelva i Vaksdal.



Tørrlegging av gyteområder gjenspeiles ofte i et markert skille i eggoverlevelse hos gytegrøper som funksjon av vandndyp. Eksempelet til venstre er fra 127 gytegrøper som ble undersøkt i Daleelva i Vaksdal vinteren 2010. Registreringen er foretatt ved en vannføring på om lag $5 \text{ m}^3/\text{s}$. Den røde ringen indikerer grunne gytegrøper med total eggdødelighet som høyst sannsynlig har vært utsatt for stranding tidligere i inkubasjonsperioden. Bildet til høyre viser undersøkelser av gytegrøper på tørrlagt gyteområde i samme elv.

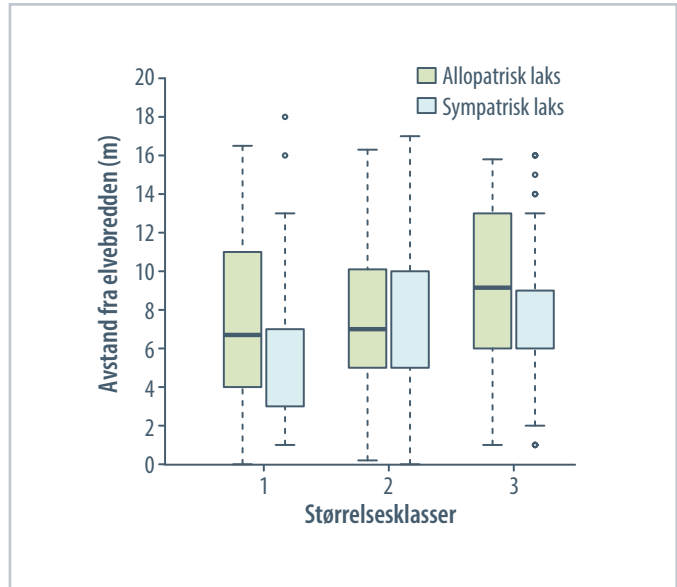
Stranding av ungfisk

En annen stor utfordring er stranding av ungfisk. Dersom reduksjonen i vannstand skjer raskt er det fare for at ikke all ungfisk av laks og ørret klarer å følge tilbaketrekningen av vannet og ender opp i det tørrlagte området. Her vil den kunne ende opp i små dammer, i vannlommer mellom steiner eller på tørt land. Det er dette vi kaller stranding. Graden av og risikoen for stranding er avhengig av art, fiskestørrelse, årstid, tid på døgnet, og ikke minst geometrien av elvebunnen og substrattypen. Den grunnleggende habitatbruken for laks og ørret er en vesentlig faktor for å vurdere påvirkningen av effektkjøring på laksefisk. For ungfisk opp til smoltstørrelse er habitatbruken størrelsesavhengig, og spesielt større laksunger står lengre fra elvebredden. Dette gjør at større fisk er mindre strandingsutsatte (Heggenes m.fl. 1995, Bremset 2000, Berg m.fl. 2014). Strandingsrisiko i forhold til årstid, dag, art og størrelse er derfor viktige faktorer å vurdere for å kunne gi anbefalinger om effektregulering av vassdrag.

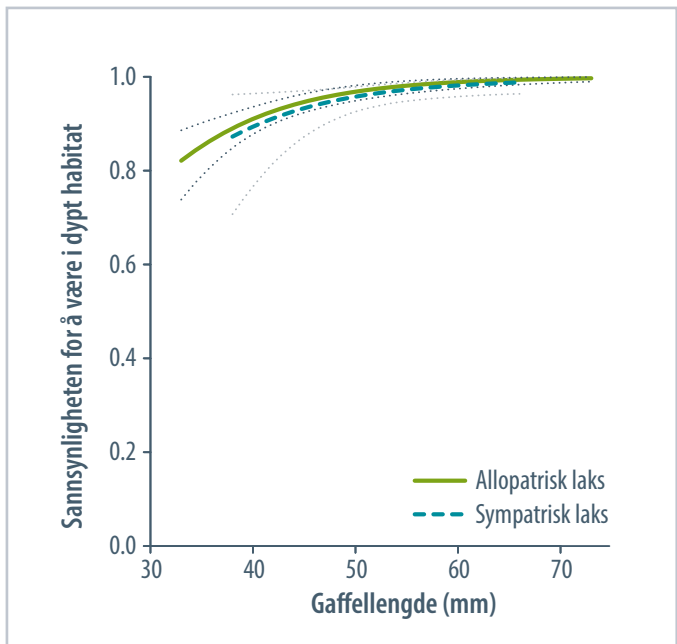
Ungfisk av laks og ørret har i utgangspunktet ulike habitatbruk og dermed ulike strandingsrisiko, men de to artene påvirker også hverandres habitatbruk. Dette har vi sett nærmere på i EnviPEAK. Feltobservasjoner i elver med bare laks (allopatrisk) og i elver med både laks og ørret (sympatrisk) viste at habitatbruk til laks var avhengig av størrelse på fisken og ikke av forekomsten av ørret (**Figur 3.1**). Eksperimentelle forsøk med varierende tetthet og størrelse av laks og ørret viste de samme resultatene – laksungers habitatbruk er ikke påvirket av forekomsten av ørret (**Figur 3.2**). Habitatbruk hos ørretunger var derimot avhengig av forekomsten av laksunger, og spesielt ørrettyngel med kroppslengde under 55 mm ble oftere funnet på grunnere vann når det var laksunger i området (**Figur 3.3**) (Berg m.fl. 2014). Dette viser at laks har en relativt lite fleksibel habitatbruk i forhold til ørret, mens ørret i sameksistens med laks oppholder seg mer i grunne områder av elva. Dette vil gjøre sjøørretpopulasjoner i sameksistens med laks mer utsatt for strandingseffekter i regulerte vassdrag i forhold til rene ørretbestander.

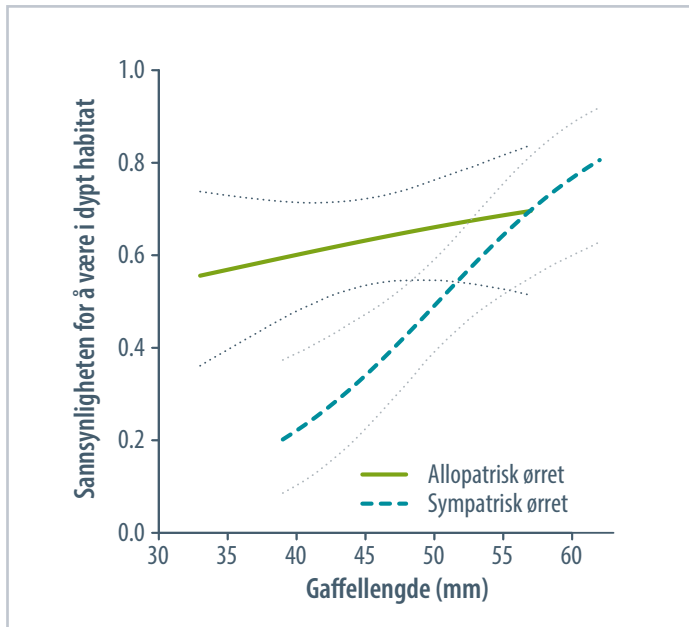
Figur 3.1. Størrelse-spesifikk avstand til nærmeste elvbredden hos allopatrisk atlantisk laks fra elva Ogna (grønnlige boxplot) og sympatrisk laks fra elvene Todalselva, Vindøla og Humla (blålige boxplot)

Størrelsesklasser:
 1. Små parr < 7 cm;
 2. Medium parr 7–10 cm;
 3. Parr > 10 cm.



Figur 3.2. Sannsynligheten for en juvenil atlantisk laks å befinne seg i det dype habitatet, som funksjon av gaffellengde, med eller uten tilstedeværelse av ørret. De tynn-stiplede linjene indikerer 95 % konfidensintervaller av parameterestimaten.





Figur 3.3. Sannsynligheten for en juvenil ørret til å befinne seg i det dype habitatet, som funksjon av gaffellengde, med eller uten tilstedeværelse av laks. De tynn-stiplede linjene indikerer 95 % konfidensintervaller av parameterestimertene.

Bruken av grunne områder hos ørret i to sesonger (sommer, høst), med og uten konkurranse med laksesmolt, ble også observert. Om sommeren var det en positiv sammenheng (korrelasjon) mellom kroppsstørrelse og sannsynlighet for å velge det dype habitatet uten konkurranse, mens tilstedeværelse av større fisk snudde sammenheng. Om høsten var derimot sammenheng mellom kroppsstørrelse og sannsynlighet for å velge det dype habitat negativt, og tilstedeværelse av laksesmolt minsket denne sammenheng. Om sommeren brukte 55 % av ungfisken grunne habitater, med en gjennomsnittlig dybde på 18 cm, noe som viser at ørret kan være spesielt utsatt for stranding om sommeren. Det finnes lite kunnskap om habitatbruk hos ørret i naturlige vassdrag om vinteren, men eksperimentene antyder at strandingsrisikoen for ørret er noe redusert om vinteren.

Årsyngel er som det framgår ovenfor ofte mer knyttet til landnære områder enn eldre laksefiskunger (Greenberg m.fl. 1996; Mäki-Petäys m.fl. 1997; Armstrong m.fl. 2003; Mäki-Petäys m.fl. 2004), og de har på grunn av sin kroppsstørrelse lavere svømmekapasitet slik at det blir vanskeligere å følge vannets tilbaketrekning. Årsyngel av begge arter er således mer utsatt for stranding enn eldre og større fiskeunger (Puffer m.fl. 2015b, manuskript). Trolig på grunn av generelle atferdsmønstre varierer risikoen for stranding med tid

på året og tid på døgnet. Det er størst risiko for stranding på dagtid om vinteren (Bradford m.fl. 1995; Saltveit m.fl. 2001). Dette kan trolig knyttes til en atferd der fisken er i skjul mellom steinene i elvebunnen på dagtid om vinteren, mens den er mer aktiv og mer ute av skjul om natta (Fraser m.fl. 1993; Heggnes m.fl. 1993; Bremset 2000). Om sommeren, når temperaturen er høyere, er strandingsfaren generelt lavere og forskjellen i aktivitet mellom dag og natt mindre (Rimmer m.fl. 1983; Gries m.fl. 1997; Amundsen m.fl. 1999). Høyere temperatur om sommeren gir høyere svømmekapasitet og aktivt fødesøk i store deler av døgnet gjør at fisk i mindre grad er i skjul. Vi har oppsummert kunnskapen om hvor stor andel av laks og ørretunger på et tørrlagt område som strander og våre forslag til tommelfingerregler, som vi også benytter i modellarbeidet (se **Kapittel 3.1.6** og **Faktaboks 3.4**).

Et opplagt tiltak for å redusere stranding av ungfisk i effektregulerte elver er å unngå raske vannstandsreduksjoner om dagen om vinteren. Imidlertid vil mye fisk kunne strande både om sommeren og om natta på vinteren dersom vannstanden reduseres for raskt. Hastigheten av vannstandsreduksjonen er opplagt av stor betydning for strandingsrisikoen. Når vannstanden reduseres gradvis og sakte, rekker fisken både å registrere endringen og respondere med å svømme ut mot dypere vann. Lav nedtappingshastighet er særlig viktig akkurat i det elvebunnen begynner å tørrlegges, fordi fisken ser ut til å vente i det lengste med å forflytte seg (Bradford m.fl. 1995; Saltveit m.fl. 2001). Gjennom en serie med laboratorie- og feltforsøk er det vist at risikoen for stranding hos laks- og ørretunger blir lav når vannstanden synker langsommere enn 10-15 cm pr time (Saltveit m.fl. 2001, Halleraker m.fl. 2003). Denne informasjonen dannet grunnlag for en tommelfingerregel som har vært benyttet i en rekke kraftverk: for å unngå stranding skal gjennomsnittlig vannstandsreduksjon skje langsommere enn 10 cm pr time (Halleraker m.fl. 2003; Harby m.fl. 2004). Dette er opplagt en grenseverdi som har gitt grunnlag for tiltak som har redusert strandingsproblemet i mange vassdrag. Forsøk har imidlertid vist at årsyngel om sommeren kan strande selv på senkningshastigheter under 10 cm pr time. I vassdrag der fiskebestandene er klart rekrutteringsbegrenset (se Forseth & Harby 2013 for metoder for å identifisere slike) er 13 cm regelen trolig for svak, og det må vurderes i hvilken grad effektkjøring er tilrådelig.

Stranding er ikke ensbetydende med dødelighet. Fisk som blir fanget i små dammer eller vannlommer mellom steiner kan opplagt overleve om tørrleggingen ikke er for langvarig. Imidlertid kan de være lett bytte for predatorer

som enkelte pattedyr og fugl (se **Kapittel 3.4** og **3.5**). Både tidligere forsøk og forsøk i EnviPEAK har vist at strandet fisk kan overleve (Saltveit m.fl. 2001, Puffer m.fl. 2015b, manuskript). Det ble gjort relativt omfattende forsøk i renner på lms med to ulike typer av stranding (type 1: gjenværende småpytter mellom steinene; type 2 = full nedtapping). Det var ingen dødelighet etter to ganger 30 minutters stranding (type 2) om vinteren, mens det var 30 % dødelighet om sommeren. Om vinteren ble tørrleggingstida utvidet opp til tre timer uten merkbar økning i dødelighet (type 1), så lenge fisken fant lommer med vann i substratet. Forsøkene ble gjennomført på dager uten frost og uten predatorer, noe som selvsagt har minimalisert dødeligheten. Det er således rimelig å anta at det er en sammenheng mellom varigheten av tørrleggingen og dødelighet, og forsøkene viser at dødeligheten er størst om sommeren. I mange effektkjørte elver kan driftsmønsteret være slik at det varierer over døgnet med høy vannføring på dagen og lave vannføring på natta, og tørrlagte områder vil være tørrlagte i flere timer og dødeligheten er således typisk høy. For at fisk skal overleve langvarig tørrlegging, må de befinne seg i pytter eller lommer av vann og ikke bli tatt av predatorer.

Det er altså mange faktorer som påvirker skjebnen til fisk som strander, og dødeligheten vil variere innen et vassdrag, mellom vassdrag, med sesong og med varighet av tørrleggingen. Siden tørrleggingsperiodene ved effektkjøring vanligvis er relativt lange (flere timer) foreslår vi som en tommelfingerregel at man antar 90 % dødelighet hos strandet yngel om sommeren og 5–40 % hos strandet parr resten av året (**Faktaboks 3.4**).

I EnviPEAK er det også undersøkt hva som skjer med fisk som overlever stranding – vil de ha normal vekst og overlevelse, eller er de påført skader som påvirker de senere i livet? I forsøk på lms med gjenværende småpytter, var det relativt mye vann igjen etter nedtappingen, slik at fisken kunne sprelle seg over i små dammer eller forbli i vannlommer mellom steiner. Det var ingen dødelighet og ingen forskjell i vekst i ukene etter strandingsepisodene både under sommer- og vinterforhold. Når nesten alt vannet (ytterligere reduksjon) ble fjernet under nedtappingen, fikk vi fortsatt små effekter i vinterforsøkene. Det var ingen umiddelbar dødelighet og ingen effekter på vekst og energiomsetning i ukene etter, men både umiddelbar og forsinket dødelighet i sommerforsøkene. Hos fisk som overlevde om sommeren var imidlertid vekst og energiomsetning upåvirket av strandingene. Disse forsøkene underbygger de tidligere studiene, og viser samlet sett at strandingsepisoder gir høy

umiddelbar dødelighet og forsinket dødelighet hos fisk som strander om sommeren, mens dødeligheten er lavere om vinteren. Det skal bemerkes at frost og predasjon kan øke dødeligheten til strandet fisk også om vinteren, men vi kjenner ikke til at det er gjennomført studier som har undersøkt dette.

Effektkjøring påvirker ikke bare fisk som oppholder seg i den delen av elvebunnen som tørrlegges. Fisk som lever i permanent vanddekte områder vil også oppleve et mer variabelt livsmiljø – vannhastigheter og vanddyb endres både når vannføringen økes og reduseres, driv av bunndyr kan endres og fisk som svømmer vekk fra tørrleggingsområdet må finne sin plass blant de faste beboerne. Disse fysiske og biologiske endringene kan påvirke fiskens energiomsetning, både i form av endret energiinntak og endret forbruk som følge av økt aktivitet og stress. Slike påvirkninger kan gi effekt på vekst og overlevelse. Det er tidligere vist at fisk som utsettes for raske reduksjoner i vannstand blir stresset (økt produksjon av stresshormoner; Flodmark m.fl. 2002). Stress kan både gi effekter på vekst og øke mottakeligheten for sykdomsframkallende agens (Flodmark m.fl. 2004). Forsøkene viste imidlertid at stressresponsen avtok når vannstandsreduksjonene kom daglig (Flodmark m.fl. 2002), noe som tyder på at fisken «venner seg til» en variabel vannstand. Gitt at effektkjøringen gjennomføres som regulære døgnkjøringer med ned- og oppkjøringer til faste tidspunkt, er det således ved inngangen til slike effektkjøringsperioder at man må forvente potensielt skadelige stressreaksjoner hos laksefisk.

I Paltamo, Finland, ble det gjennomført en rekke bekkeforsøk i kunstige elveløp, det vil si i konstruerte bekkestrekninger med naturlig elvebunn og tilgang til naturlig føde (**Faktaboks 3.3**) som hadde som mål å kvantifisere effekten av døgnvariasjon i vannstand hos fisk som ikke utsettes for stranding (Puffer m.fl. 2014). Effekter på fisk som ikke strander må også tas med i en samlet vurdering av bestandseffekter av effektkjøring. Forsøkene ble gjennomført ved at halvparten av rennene (kontroll) hadde konstant vannføring på 35 l/s, mens den andre halvparten vekslet mellom 18 l/s om natta (15 timer) og 65 l/s om dagen, men med samme totale vannvolum. Vanddekt areal endret seg nesten ikke fra 18 til 65 l/s. Det er sannsynlig at flere endringer i vannstand i løpet av et døgn vil gi større effekt, og det kan ikke utelukkes at effekten er større i ei elv med store tørrlagte areal. I vinterforsøkene ble det ikke funnet noen effekt av variabel vannstand på verken vekst, energilagring eller aktivitet, og fisken så ikke ut til å bli påvirket av de relativt store endringene i miljøforhold. I sommerforsøkene derimot, hadde fisk i renner med døgnvariasjon i vannstand lavere vekst (-10 %), lavere fettlagre etter

Faktaboks 3.3. Eksperimentelle studier på Ims og Paltamo, Finland

Arbeidet i EnviPEAK har gitt muligheter til gode, realistiske eksperimentelle oppsett. Fordelen med eksperimenter er at forholdene kan forenkles slik at koplingen mellom ulike faktorer kan undersøkes under forhold med lite støy fra omgivelsene. Dette gjør at resultatene kan gi høy sikkerhet i forhold til de faktorene som påvirker hverandre. Det er imidlertid viktig å prøve ut resultatene fra eksperimenter i naturen igjen, for å bekrefte at dette er mekanismer som er tilstede utenfor laboratoriet.

En stor del av forsøksvirksomheten har vært konsentrert rundt oppbyggingen av fire kunstige elvearenaer på NINAs forskningsstasjon for laksefisk på Ims ved Sandnes, og bruken av seks kunstige forsøksrenner ved Finnish Game and Fisheries Research Institute, Paltamo i Finland. For både laks og ørret ble det gjort et stort antall eksperimenter. De fire arenaene på Ims var hver delt i tre like store seksjoner slik at det kunne gjøres til sammen 12 varianter av de parametere som skulle undersøkes, for eksempel varierende tetthet, størrelse og størrelsesfordeling, art og ulikt tidspunkt på døgnet. I EnviPEAK har det til sammen vært kjørt eksperimenter i forsøkselene i over 200 døgn og ca. 13000 fiskeunger har vært benyttet i forsøkene.



Forsøksarena på Ims ved Sandnes, Norge. (Foto: Michael Puffer)



Forsøksrenner i Paltamo, Finland. (Foto: Per Harald Olsen)

forsøket (-16 %) og høyere aktivitet (+4 %) enn fisk i renner med stabil vannstand. Dessuten var overlevelse i rennene med variabel vannstand 30 % lavere når man ekstrapolerer dødelighetsratene fra våre forsøk over et helt år. Under sommerforhold var det altså klare effekter av variabel vannstand på fiskens energiomsetning. Effektene var imidlertid ikke spesielt store, og vekstreduksjonen på grunn av variabel vannstand tilsvarer effekten av en reduksjon i vanntemperatur på mellom 0,5 og 1,5 °C (avhengig av fiskestørrelse). En slik endring i vekst vil være av liten betydning i vassdrag der vekstforholdene ellers er gode, men kan ha betydning for overlevelse og smoltproduksjon i vassdrag med dårlige vekstforhold. I vassdrag der reguleringen har gitt lavere sommertemperaturer, kritisk redusert størrelse på årsyngelen om høsten og økt smoltalder (se Forseth & Harby 2013 for metoder for å identifisere slike) kan effektkjøring være en betydelig tilleggsbelastning og bidra til redusert fiskeproduksjon. Et opplagt tiltak er således å unngå omfattende effektkjøring om sommeren i slike vassdrag, og særlig i de første seks ukene av vekstsesongen. Også fettlagringsperioden (som kan starte så tidlig som i mars, Finstad m.fl. 2009) kan være kritisk, særlig i nordlige bestander som er særlig avhengig av store fettlagre for å overleve vinteren (Berg m.fl. 2009; Berg m.fl. 2011). I en flerårig undersøkelse av kroppssammensetning hos laksunger i Stjørdalselva (Berg m.fl. 2006), ble det funnet en uvanlig høy nedgang i fettlagrene, spesielt hos de minste laksungene, i en periode med ustrakt effektkjøring sommeren 1998.

3.1.2 Temperaturfluktuasjoner

Kunnskapene om raske og hyppige endringer i vanntemperatur (**Kapittel 2.4**) og deres virkning på laksefisk er svært begrenset og mangelfull. Internasjonal forskning tyder på at det er signifikante økologiske effekter på bunndyr (Bruno m.fl. 2013), så basert på dette er det vanskelig å utelukke at raske temperaturendringene også kan ha virkninger på fisk.

Ved å se på den sparsomme dokumentasjonen som finnes fra Norge ser veksten til ungfisk ut til å følge gjennomsnittstemperaturen, og endringene ser ikke ut til å gi stresseffekter eller atferdsendringer av betydning for energiomsetning. Selv om det ikke er gjennomført spesifikke studier framstår det som sannsynlig at heller ikke eggutviklingen vil påvirkes i særlig grad av fluktuasjonene i seg selv, og dersom temperatursummen under eggutviklingen ikke endres vil utviklingshastigheten trolig endres i begrenset grad. Hovedutfordringene i forhold til vanntemperatur er således trolig i hovedsak knyttet til de generelle endringene på grunn av reguleringen og ikke til effektkjøringen, uten å kunne utelukke dette endelig.

3.1.3 Endringer i isforhold

Endringer i isforhold på grunn av effektregulering (**Kapittel 2.5**) kan representere en vesentlig habitatendring med betydning for vinteroverlevelse for laksefisk. Overvintrende laksefisk er avhengig av å forbrenne fettreserver for å overleve vinteren, og når fettlagrene tømmes må fisken bli aktiv og finne mat for å overleve. Det er vist at fisk med lite fett mot slutten av vinteren kan forsvinne fra bestanden (Finstad m.fl. 2010), og dette kan trolig skyldes både direkte dødelighet på grunn av tomme energilagre og økt predasjon når fisken tvinges ut av skjul for å finne mat (Fraser m.fl. 1993; Metcalfe m.fl. 1999; Heggenes & Dokk 2001). Det er vist at bortfall av isdekke kan øke energiforbruket (metabolismen) hos laks fra bestander i nordlige elver som naturlig har solid isdekke om vinteren, men at effekten avtar dess lengre sør og jo mindre is det naturlig er om vinteren (Finstad m.fl. 2010). Stickler m.fl. (2008) og Linnansaari m.fl. (2008) viser at i vassdrag med god tilgang til skjul i substratet er betydning av overflateis/isdekke mindre. Hvis fisken har tilgang til skjul spiller det liten eller ingen rolle om det er overflateis i nærheten eller bunnsformasjoner. Stickler m.fl. (2008) viser også at veksten hos fisk i områder med isdekke i slake partier av elva og i kulper ikke var forskjellig fra fisk i områder uten isdekke (strykpartier).

Økt energiforbruk gir raskere forbrenning av fettreserver og kan gi økt energirelatert dødelighet. Fordi forsøkene ble gjort med fisk alet opp i et felles miljø, er det sannsynlig at disse forskjellene skyldes evolusjonære tilpasninger til lokale isforhold. Dersom effektkjøring påvirker isdekke (omfang og varighet) kan effektkjøring om vinteren være et særlig problem for vinteroverlevelse i elver som naturlig var isdekte gjennom mye av vinteren. I elver med naturlig mer sporadisk isdekke er dette neppe et problem. I mange tilfeller, men ikke alltid, vil bortfall av isdekke være et resultat av reguleringen i seg selv mer enn effektregulering.

Vassdragsregulering generelt, og effektkjøring spesielt, kan gi endringer også på andre isprosesser (se **Kapittel 2.5**) som kan påvirke vinteroverlevelse til laksefisk. Sarrdannelse i åpent vann som følge av effektkjøring kan gi bunnsformasjoner som i noen tilfeller kan tette bunnssubstratet (Stickler m.fl. 2007) og stenge fisk inne eller tvinge de til å flytte seg. Selv om det ikke er dokumentert er det sannsynlig at slike episoder kan påvirke vinteroverlevelse. En annen viktig isrelatert påvirkning er at isganger og energiinnholdet i laksefisk kan synke mye under naturlig isgang om våren. Dette tyder på at isganger kan være spesielt stressende og energikrevende for laksefisk. Etablert kunnskap tilsier at overlevelsen til lakseparr ofte er lavere i vintre med lav enn høy

vannføring (Chadwick 1982, Gibson og Myers 1988, Cunjak m.fl. 1998) og en studie har vist at overlevelsen kan bli særlig lav når det er kraftige isganger (Cunjak m.fl. 1998). Effektkjøring som gir flere isganger i løpet av vinteren er således trolig en svært negativ faktor. Slike isganger kan imidlertid ha store konsekvenser på infrastruktur i og langs elvene, og effektkjøring som gir isganger er derfor neppe særlig aktuelt.

3.1.4 Endringer i mattilgang og forekomst av predatorer

Effektkjøring kan også påvirke andre deler av elveøkosystemet og dermed både mattilgangen og forekomsten av predatorer i og langs elvene. Selv om det er opplagt at tilgang til byttedyr er viktig for vekst og overlevelse til laks- og ørretunger, finnes det lite dokumentasjon på i hvilken grad mattilgang er en begrensende faktor for laksefisk i naturlige systemer (Nislow m.fl. 2011). Dersom mattilgang er en viktig begrensende faktor bør det være en sammenheng mellom mattilgang og vekst. Direkte tester (Orpwood m.fl. 2006, 2010) viser at sammenhengen er kompleks, fordi fisken avveier vekst og overlevelse. Ved redusert mattilgang kan veksten opprettholdes ved at fisken bruker mer tid til fødesøk (Orpwood m.fl. 2006), noe som sannsynligvis øker predasjonsrisikoen. Og motsatt, når mattilgangen øker kan fisken respondere ved å redusere aktiviteten. I andre tilfeller kan veksten bli lavere når mattilgangen blir lavere (Orpwood m.fl. 2010). Vekst hos laksefisk er altså atferdsmessig fleksibel og påvirket av avveining mellom vekst og predasjonsrisiko, en avveining som kan variere både i tid og rom (Forseth m.fl. 2011). Det er således ikke noen enkel lineær sammenheng mellom mattilgang og vekst, men redusert mattilgang kan gi økt predasjonsrisiko.

En annen mekanisme som kan bidra til at mattilgang er en begrensende faktor er knyttet til at laks- og ørretunger som oftest er territorielle. Territoriestørrelsen er vist å avta med økende mattilgang og dette kan gjøre at det er plass til flere fisk ved god mattilgang og at vassdrag med mye byttedyr kan ha høyere bærekapasitet (og vice versa). En slik sammenheng er imidlertid ikke vist. I tillegg til at sammenhengen mellom mattilgang og fiskeproduksjon i seg selv ikke er enkel, kan andre begrensende faktorer være viktigere og overstyre variasjon i mattilgang. For nyklekket årsyngel er det vist at områder med egnede vannhastigheter, som gir et positivt energibudsjett (Nislow m.fl. 2011), kan være en begrensende faktor for tidlig overlevelse, og for eldre laksunger kan forekomsten av skjul være begrensende faktor. I en samlet vurdering av effekter av endringer i mattilgang som følge av effektkjøring vil det likevel

være rimelig å anta at større endringer i byttetilgang kan påvirke både fiskens vekst, overlevelse og bestandenes produktivitet. Som for andre faktorer er effekten trolig størst i vassdrag der nærings- og vekstforholdene i utgangspunktet er dårlige.

Predasjon er en viktig dødelighetsfaktor for laksefisk (Alexander 1979; Fraser m.fl. 1993) og endringer i predasjonsfare som følge av stranding (fisk i dammer og vannlommer i tørrlagt områder) eller redusert isdekke er opplagt en faktor som må vurderes ved effektkjøring.

3.1.5 Bestandseffekter

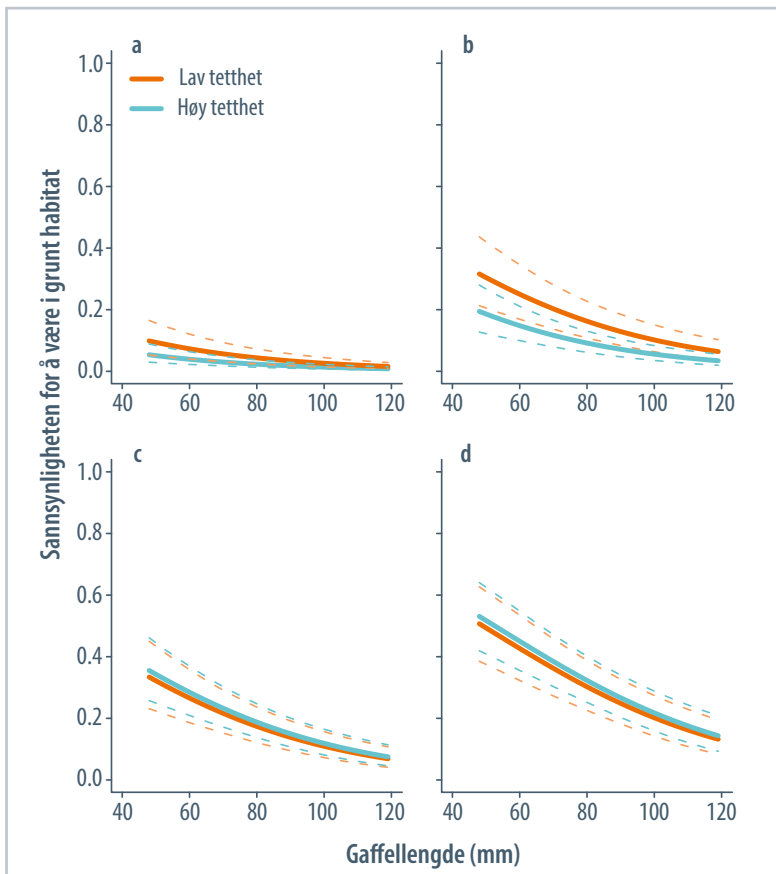
Økt dødelighet (direkte eller indirekte) og redusert vekst som følge av effektkjøring gir ikke alltid bestandseffekter i form av redusert smoltproduksjon. Når fisk dør på grunn av effektkjøring kan de overlevende fiskene få høyere overlevelse og bedre vekst slik at fiskeproduksjonen blir uforandret. Dette skyldes tetthetsregulering og innebærer at ekstradødeligheten under noen betingelser blir kompensert. Hvis dødeligheten derimot er ukompensert, så blir produksjonen redusert. Et typisk eksempel på slik ukompensert dødelighet er dødelighet av smolt ved tørrlegging eller predasjon. Det er et generelt mønster at jo større og eldre fiskeunger er, jo større sannsynlighet vil den ha for å overleve til smolt, og økt dødelighet på større fiskeunger vil derfor alltid ha større effekt på smoltproduksjonen enn økt dødelighet på små fisk. Mekanismene i tetthetsreguleringen hos laksefisk er generelt godt beskrevet (Aas m.fl. 2011). Det generelle mønstret er at det er sterk tetthetsregulering og stor dødelighet i perioden etter at yngelen kommer opp av grusen (Nislow m.fl. 2011). Ofte beskrives bestanden som å ha vært gjennom en flaskehals. Det kan imidlertid også være tetthetsregulering og flaskehals senere i livet, og forekomsten av slike kan variere både mellom strekninger innenfor en og samme elv og mellom elver. Disse oppstår fordi det er andre begrensende faktorer for stor enn små fisk, og tilgjengeligheten av skjul er vist å være en slik faktor. Årsyngelen er trolig i liten grad begrenset av skjultilgangen (fordi de er så små), mens eldre fiskeunger krever større skjul som det kan være lite av. Det framgår av dette at bestandseffektene av ekstradødelighet ved effektkjøring vil være både situasjons- og stedsavhengig, avhengig av om dødeligheten skjer før eller etter tetthetsreguleringen og om reguleringen bare skjer på årsyngelstadiet eller også for eldre laksunger. Først når man har spesifikk kunnskap om når tetthetsreguleringen foregår i en gitt bestand har man grunnlag for å kunne estimere bestandseffekter.

Effektkjøring generelt og strandingsdødelighet spesielt rammer i utgangspunktet ikke all ungfisk i ei elv. Primæreffekten kommer for fisk som oppholder seg langs land i de områdene som tørrlegges ved redusert vannstand (tørrleggingssonen). Et sentralt spørsmål er derfor forholdet mellom fisken som oppholder seg i tørrleggingssonen og de som oppholder seg i permanent vanddekte områder. Hva skjer når fisk i tørrleggingssonen dør og tettheten av fisk i disse områdene synker? Flytter ny fisk inn? Og like viktig – hva slags størrelsesgrupper av fisk er det som befinner seg i de to områdene? Som vi har beskrevet ovenfor er bestandseffektene også avhengig av hvor gammel fisken som rammes er. Denne dynamikken, som vi kan kalle tetthet- og størrelsesavhengig habitatbruk, er helt avgjørende for å forstå bestandseffektene av effektkjøring og har vært et hovedtema innen fiskedelen av EnviPEAK. I forhold til tetthetsavhengig habitatbruk er det tre mulige utfall (scenarier):

1. Bruken av tørrleggingssonen er uavhengig av totaltettheten i elvestrekningen (altså ingen tetthetsavhengighet). Dette innebærer at om for eksempel 20 % av bestanden er i de grunne områdene ved høye tettheter er 20 % av bestanden også der ved lave tettheter. Et slikt scenario kan man ha om det bare er habitatpreferanser som styrer habitatbruken.
2. Bruken av tørrleggingssonen er negativt avhengig av totaltettheten i elvestrekningen (altså negativ tetthetsavhengighet). I dette scenariet vil andelen fisk i tørrleggingssonen øke ettersom tettheten reduseres, og kan oppstå dersom det er en underliggende preferanse for grunne områder.
3. Bruken av tørrleggingssonen er positivt avhengig av totaltettheten i elvestrekningen (altså positiv tetthetsavhengighet). I dette scenariet vil andelen fisk i tørrleggingssonen bli redusert ettersom tettheten reduseres, og kan oppstå dersom det er en underliggende preferanse for dypere områder eller at fisken lærer å unngå tørrleggingssonen.

Utfall 1 og 2 vil begge kunne forsterke bestandseffekten av effektkjøring fordi fisk vil flytte inn i tørrleggingssonen når fisketettheten avtar. Det mest alvorlige utfallet er selvsagt negativ tetthetsavhengighet (utfall 2) der andelen av bestanden som befinner seg i tørrleggingssonen øker ettersom tettheten avtar som følge av effektkjøring. I en slik situasjon kan effektkjøring virke som en økologisk felle som taper fisk ut av bestanden. Utfall 1, med en konstant andel fisk i tørrleggingssonen, virker som et bestandssluk og har potensial for å drepe en like stor andel fisk ved hver tørrlegging.

I EnviPEAK ble det på Ims gjennomført en rekke eksperimenter som hadde som mål å avdekke hva slags tetthetsavhengig habitatbruk som er mest sannsynlig i en effektregulert elv. Samtidig ble det også testet om andre faktorer enn tetthet påvirker habitatbruk, som årstid (vår, sommer, høst, vinter), tid på dagen (dag, natt) og tilstedeværelse av større fisk/smolt. Resultatene var ganske like for laksunger og i mesteparten av eksperimentene ble det ikke påvist noen tetthetsavhengig habitatbruk (Puffer m.fl. 2015b, manuskript). Konklusjonen er derfor at det er utfall 1 som er mest sannsynlig – altså ingen tetthetsavhengighet og at en konstant andel av fisken uavhengig av tettheten befinner seg i tørleggingssonen. Ett statistisk relevant unntak ble funnet for laksunger om høsten (men ikke vinter, vår og sommer) da det ble funnet positiv tetthetsavhengig habitatbruk (**Figur 3.4**). Men selve tetthetseffekten var ikke spesielt sterk og har derfor i de fleste situasjoner (unntatt på dagstid med tilstedeværelse av smolt, **Figur 3.4 b**) ingen reell betydning (Puffer m.fl. 2015a, manuskript).



Figur 3.4. Sannsynligheten for en juvenil laks å bli funnet i det grunne habitatet i forhold til sin gaffellengde om høsten. a) om dagen uten smolt tilstede, b) om dagen med smolt tilstede, c) om natten uten smolt tilstede, og d) om natten med smolt tilstede. De tynne stiplede linjene indikerer 95 % konfidensintervaller av parameterestimertene.

Disse eksperimentelle studiene i elvearenaer på lms antyder altså at en konstant andel av fisken befinner seg i de grunne og potensielt standingsutsatte områdene. Men er dette et funn som bare gjelder under de gitte eksperimentelle betingelsene? For å undersøke dette ble det gjennomført analyser av data fra elektrisk fiske i transekter fra fire vassdrag (Aurlandselva, Nausta, Stjørdalselva, Surna). Analysene bekrefter de eksperimentelle funnene fordi det ikke ble funnet noen sammenheng mellom bruken av grunne områder og fisketetthet (Puffer m.fl. 2015a, manuskript).

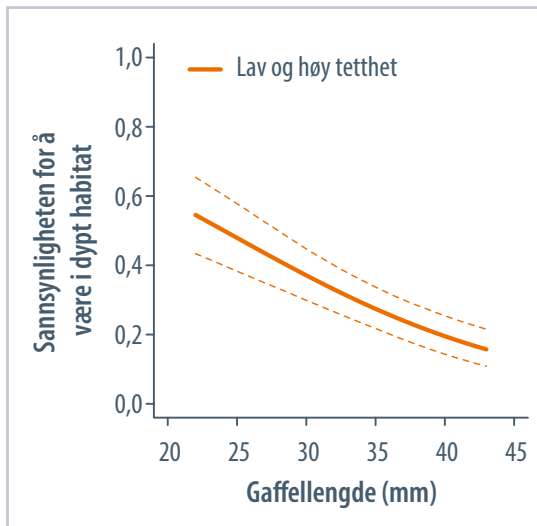
En mulighet som ikke er undersøkt i EnviPEAK, og heller ikke spesifikt i andre studier som vi er kjent med, er at fisken lærer å unngå de grunne og strandingsutsatte områdene (Halleraker m.fl. 2003). Det er imidlertid rimelig å anta at en slik læring forutsetter at nedtappingen skjer med regulære intervaller (for eksempel til samme tid på døgnet) over en relativt lang periode (en læringsperiode). Forsøk hvor stressrespons ble målt ved nedtappinger til samme tid hver dag gir indirekte støtte for en slik mekanisme (Flodmark m.fl. 2002). Stressresponsen ble gradvis svekket ved gjentatte nedtappinger, noe som antyder en tilvenningsprosess, altså læring. Fordi effektkjøring sjeldent skjer med regulære intervaller over lengre tid og fordi strandingsutsatte områder vil være attraktive ved høy vannstand, antar vi at potensiell læring ikke overstyrer de funnene vi har gjort for habitatbruk.

Forsøkene på lms bekreftet også at de grunne og potensielt strandingsutsatte områdene brukes mer av små og ung fisk enn av større og eldre. Innad i yngelårsklassen økte sannsynligheten for å bruke de dype områdene med yngelens kroppsstørrelse for både laks og ørret – i hvert fall uten tilstedeværelse av større fisk. Videre ga tilstedeværelsen av større fisk økt bruk av grunne områder under visse forhold (vår: **Figur 3.5**; sommer: **Figur 3.6**; høst: **Figur 3.4**; vinter: **Figur 3.7**).

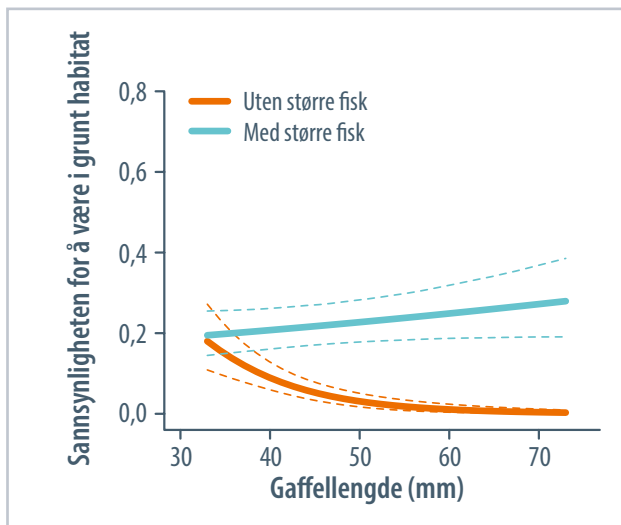
Konklusjonene fra eksperimentene og feltstudiene er at eventuell dødelighet fra effektkjøring i den grunne delen av elva vil resultere i ledige territorier som igjen vil bli okkupert av individer fra de dypere delene av elva i de fleste perioder av året. Dette kan fungere som et sluk hvor fisk fra dypere områder kommer inn i tørrleggingssonen og kan bli utsatt for stranding.

Gjennomgangen over viser at det kan være en betydelig utfordring å estimere bestandseffekter av ulike effektkjøringsregimer. I EnviPEAK har vi derfor

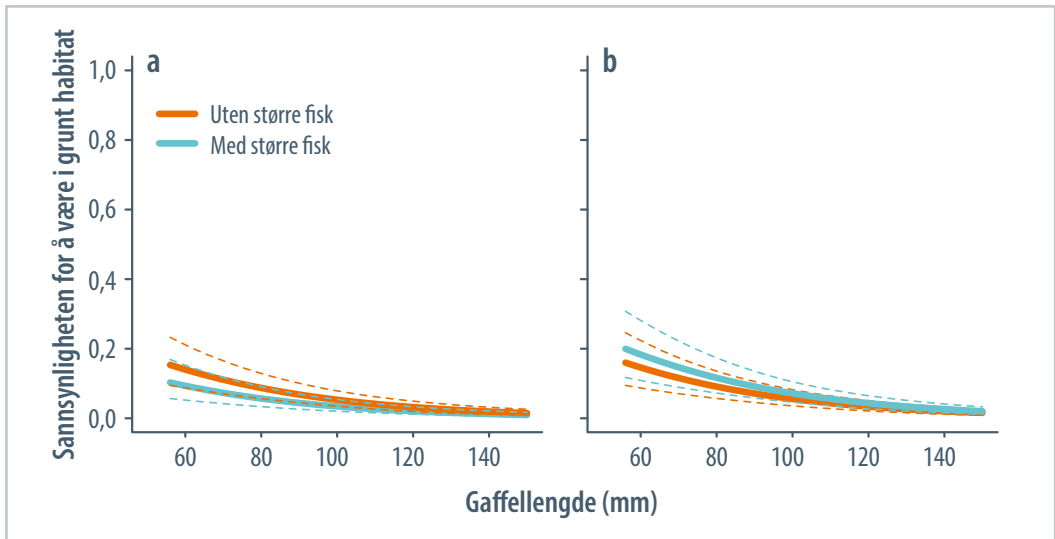
benyttet en bestandsmodell for å estimere effekter og resultatene fra denne modelleringen er gitt i det følgende.



Figur 3.5. Sannsynligheten for en juvenil laks å bli funnet i det grunne habitatet i forhold til sin gaffellengde **om våren**. Lav og høy tetthet vises i samme linjen siden ingen tetthetseffekt ble funnet. De tynne stiplede linjene indikerer 95 % konfidensintervaller av parameterestimertene.



Figur 3.6. Sannsynligheten for en juvenil laks å bli funnet i det grunne habitatet i forhold til sin gaffellengde **om sommeren**. De tynne stiplede linjene indikerer 95 % konfidensintervaller av parameterestimertene.



Figur 3.7.

Sannsynligheten for en juvenil laks å bli funnet i det grunne habitatet i forhold til sin gaffellengde **om vinteren**. a) om dagen, og b) om natten. De tynne stiplede linjene indikerer 95 % konfidensintervaller av parameterestimaterne.

3.1.6 Modellerte bestandseffekter

Både umiddelbare og mer langsiktige effekter av strandingsdødelighet som følge av effektkjøring ble simulert ved hjelp av en individuell basert bestandsmodell (IB-Salmon; se **Faktaboks 3.4**) med strekningen nedstrøms Laudal Kraftverk i Mandalselva som modellev. Fire scenarier for effektkjøring ble definert: (i) effektkjøring om natta om våren, (ii) effektkjøring om natta om sommeren, (iii) effektkjøring om natta om vinteren og (iv) effektkjøring om dagen om vinteren. Disse ble sammenlignet med et kontrollscenario uten stranding (v). I alle scenarioene overskred nedtappingshastighetene de etablerte grenseverdiene for stranding, og det ble kjørt 40 nedtappinger pr år (**Tabell 3.1**).

Tabell 3.1. Spesifikasjon av modellscenarier for effektkjøring i Mandalselva nedstrøms Laudal Kraftverk.

Scenario	Dato effektkjøring	Ukenummer effektkjøring	Nedtappinger per uke	Nedtappinger per år
i) Vår (natt)	3. mars – 30. april	10 → 17	5	40
ii) Sommer (natt)	5. juni – 30. juli	23 → 30	5	40
iii) Vinter (natt)	4. des. – 29 jan.	49 → 4	5	40
iv) Vinter (dag)	4. des. – 29 jan	49 → 4	5	40
v) Kontroll	-	-	0	0

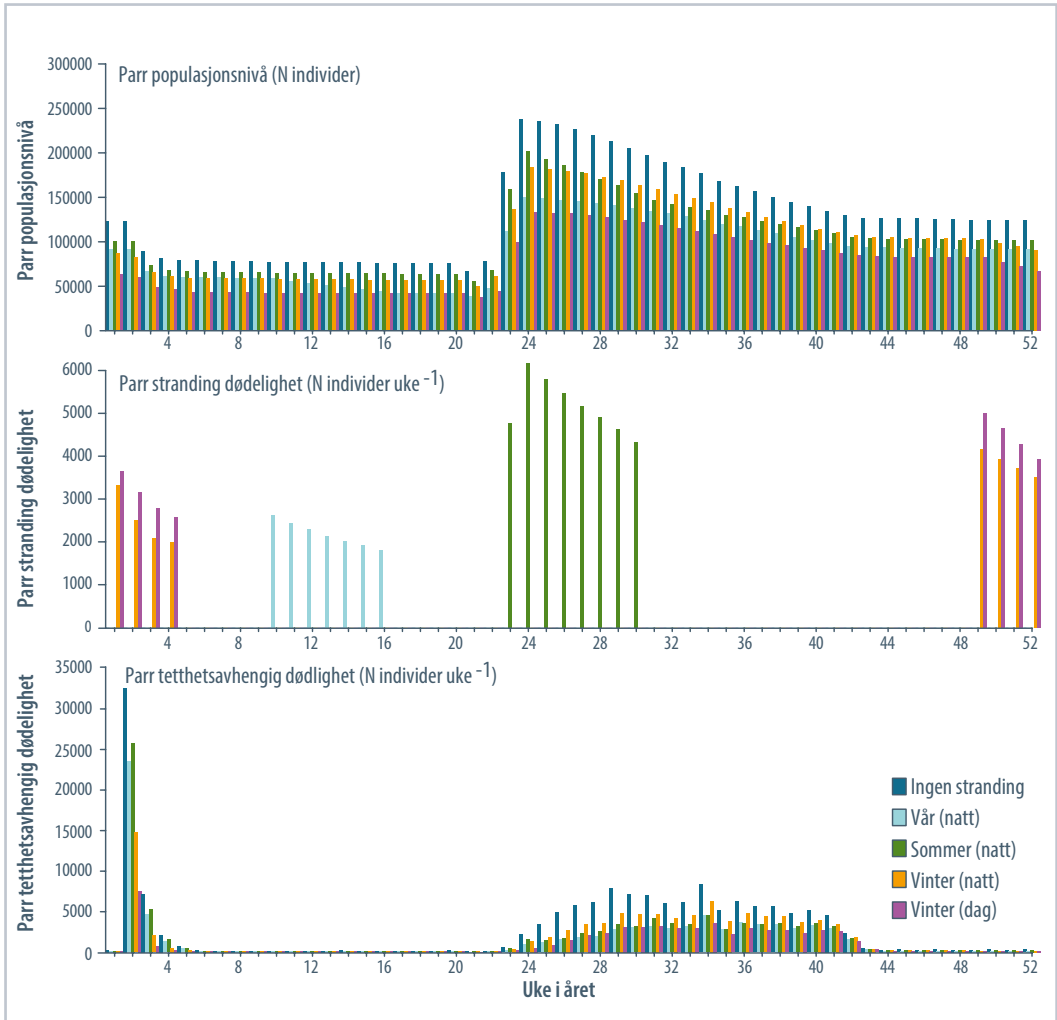
I kontrollscenarioet varierte parrmengden (i modellen blir årsyngel til parr en uke etter at de kommer opp av grusen) gjennom året (**Figur 3.8**, øverste del). På grunn av rekrutteringen etter swim-up av årets yngel var det mest parr sent om våren og tidlig på sommeren, mens parrmengden avtok på grunn av tetthetsavhengig dødelighet ned til et nivå våren etter, da mengden ikke overskred bærekapasiteten.

De ulike scenariene for effektkjøring hadde svært forskjellig effekt på parrmengdene. Effektkjøring om vinteren (særlig på dagtid) ga sterkere reduksjon i parrmengdene enn effektkjøring om natta om sommeren (på grunn av høyere strandingsdødelighet; se **Faktaboks 3.4**). Effektkjøring om natta om våren reduserte også parrmengdene, men ikke så sterkt som effektkjøring om natta om vinteren. Total parrdødelighet på grunn av stranding var faktisk størst om sommeren, men dette skyldes at parrmengdene var høye, og det var en lavere andel av individene som døde om sommeren.

Endringer i styrken på tetthetsreguleringen kompenserte delvis for strandingsdødeligheten. For eksempel var tetthetsavhengig dødelighet relativt lav når strandingsdødeligheten var høy ved effektkjøring om dagen om vinteren. Dette betyr at dødeligheten på grunn av stranding reduserer presset på overlevende fisk slik at disse har større overlevelsesmuligheter. Disse funnene bekrefter de teoretiske betraktningene i **Kapittel 3.1.5**, men representerer altså den umiddelbare effekten på ungfiskbestanden.

Langtidssimuleringene i IB-Salmon ga reduserte bestandsstørrelser i alle livsstadier, men effekten varierte med scenarioene for effektkjøring. Produksjonen av pre-smolt (parr som om høsten er stor nok til å vandre ut som smolt våren etter) ble redusert i alle scenarioene (**Figur 3.8**, midtre del). Denne reduksjonen ga færre gytefisk tilbake, redusert eggdeponering og redusert rekruttering fra yngel til parr. Scenarioer med effektkjøring om vinteren ga sterkere bestandsreduksjoner enn effektkjøring om sommeren, og spesielt om vannstanden ble redusert om dagen.

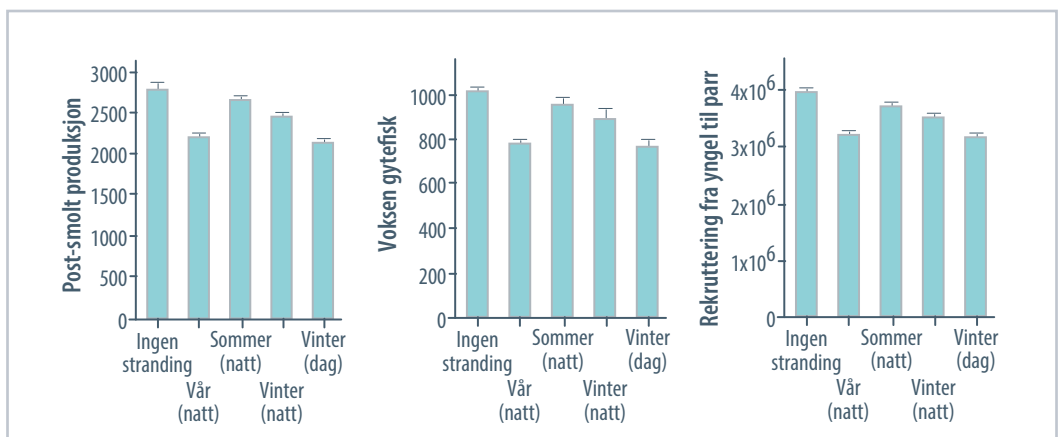
Selv om strandingsdødelighet reduserte bestandsstørrelsene var effekten på bestanden liten til moderat (**Figur 3.9**). Gjennomsnittlig reduksjon i smoltproduksjon var på 5-6 % for nattstranding om sommeren, 10-12 % for nattstranding om vinteren, 19-23 % for nattstranding om våren og 20-24 % for dagstranding om vinteren. Det er to hovedårsaker til at effektene ikke ble større. For det



Figur 3.8. Umiddelbar (korttids) effekt av strandingsdødelighet på bestandsparametere hos lakseparr i Mandalselva eksponert for ulike scenarier: parrmengder (øvre panel), tetthetsavhengig parr dødelighet (midtre panel), and parr strandingsdødelighet (nedre panel). Søylene viser ukeverdier gjennom året i seksjoner som ble utsatt for effektkjøring.

første utgjorde det strandingsutsatte arealet bare 8 % av totalarealet, og for det andre kompenserte redusert tetthetsavhengig dødelighet delvis for strandingsdødeligheten. Oppsummert viser disse første strandingssimuleringene at strandingsdødelighet reduserer bestandsstørrelsene hos laks. Effektkjøring om våren og vinteren, og særlig om dagen om vinteren, har sterkere effekt enn effektkjøring om sommeren. De bestandsreduksjonene som er estimert i modellen er selvsagt et resultat av de betingelsene som er lagt inn (antall nedtappinger, vannstandsamplitude) og gjelder for habitatforholdene på den modellerte strekningen i Mandalselva. Nedtappingene er gjort på en slik måte at de vil gi stranding av fisk, og ligner mye på typiske nedtappingshastigheter (~20 cm pr time) i effektkjørte kraftverk i Norge der det ikke er innført restriksjoner. Indirekte effekter i form av redusert vekst er heller ikke lagt inn.

Resultatene som er presentert her angir noen generelle trekk, men det gjenstår arbeid før modellens potensiale til å gi verdifull kunnskap om effektkjøring i lakselver er fullt utnyttet. Videre uttesting er nødvendig og det foregår for tiden (2016) lignende modellarbeid i Daleelva i Vaksdal, med andre miljøforhold og kraftverk.

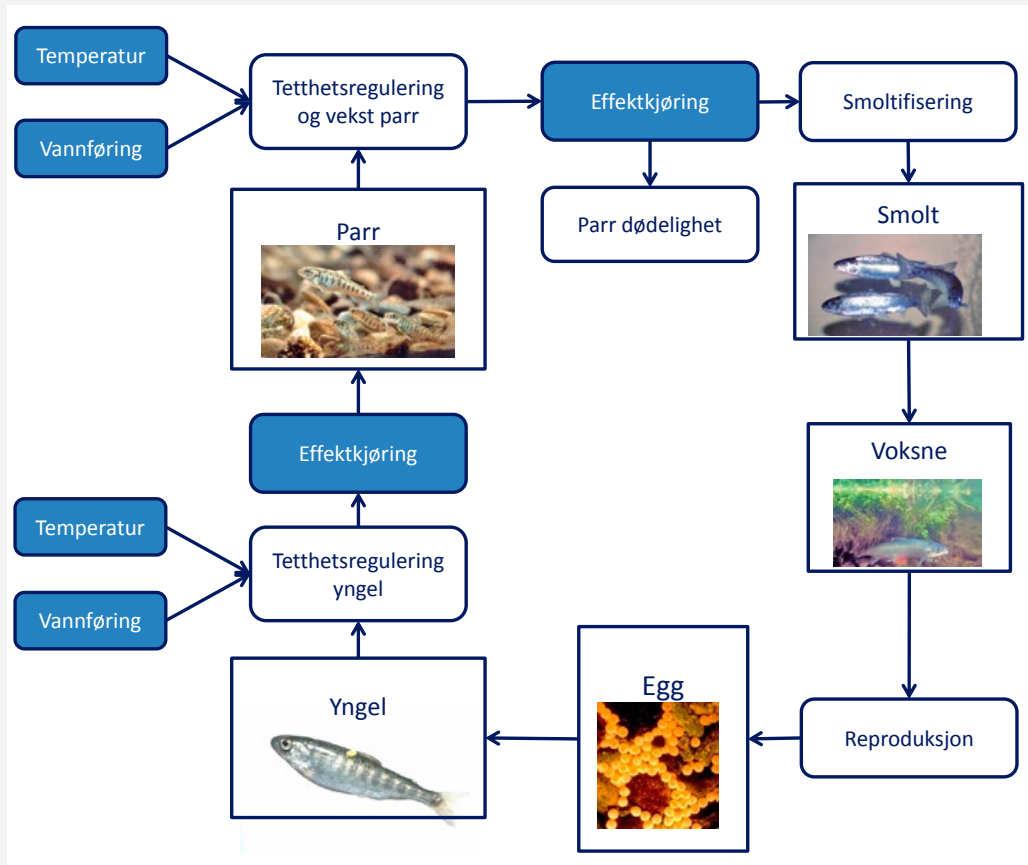


Figur 3.9. Langtidseffekt av stranding på bestandsstørrelser under ulike effektkjøringsscenarier i Mandalselva: post-smolt produksjon (venstre panel), gytefisk (midtre panel), og rekruttering fra yngel til parr (høyre panel).

Faktaboks 3.4. Modellering av laksepopulasjonen med IBSalmon

Det er vanskelig å forutsi eller beregne bestandseffekter av effektkjøring hos laks. Laks har en kompleks bestandsdynamikk og ekstra dødelighet som følge av effektkjøring kan ikke «oversettes» direkte til tapt fiskeproduksjon. For å kunne studere langtidseffekter av effektkjøring er det derfor nødvendig å bruke en populasjonsmodell som kan forutsi hvordan bestandsstørrelsene endres over tid. I EnviPEAK har vi derfor benyttet populasjonsmodellen IB-Salmon (Hedger m.fl. 2013a,b), som ble utvidet med en egen strandingsmodul for å kunne simulere hvordan laksebestander responderer på serier av effektkjøring.

IB-Salmon simulerer bestandsdynamikk hos laks gjennom å modellere prosesser som påvirker individer av laks (en individbasert modell) fra yngel, til parr og voksenfisk (se figuren under). De individuelle prosessene inkluderer vekst, forflytninger, dødelighet og gyting, og er beskrevet ved funksjonelle sammenhenger basert på empiriske data. I modellen er elvene inndelt i seksjoner, typisk 50 meter lange, slik at prosessene kan bli modellert på en egnet lokal romlig skala. Ungfiskdødeligheten i den tilpassede modellen har to komponenter: For det første skjer det en tetthetsavhengig dødelighet når den totale biomassen overskrider biomassen som en seksjon kan støtte (bærekapasiteten). For det andre skjer det en tetthetsuavhengig dødelighet på grunn av stranding når kraftverket effektkjøres.



De viktigste prosessene som påvirker laksebestanden i IB-Salmon.

Faktaboks 3.4. forts.

Total strandingsdødelighet er avhengig av (i) andelen av totalarealet i en seksjon som blir tørrlagt ved en nedtapping og (ii) dødeligheten til fisk som strander, som er avhengig av livsstadium, tid på døgnet og sesong. Andelen av totalarealet som tørrlegges er avhengig av hvor stor endringen i vannstand er og elvebunnens profil. For en gitt vannstandsreduksjon vil et V-formet profil gi et annet tørrlagt areal enn et U-formet profil.

Sannsynlighet for strandingsdødelighet ble estimert fra eksperimentelle studier (se Saltveit m.fl. 2001; Halleraker m.fl. 2003; Harby m.fl. 2004). Det ble ikke funnet estimater av strandingsdødelighet for nyklekket yngel, men på grunn av deres begrensede mobilitet (lav svømmekapasitet) ble det antatt at de har høy dødelighet (Tabell under). Parr eldre enn 0+ ble på grunn av deres høyere svømmekapasitet antatt å ha den laveste dødeligheten. I samsvar med kunnskapen beskrevet tidligere i **Kapittel 3.1**, varierte dødeligheten med tid på døgnet og sesong.

Strandingsdødeligheter (% av fisk i tørrlagt område) for nedtappinger om dagen eller natta i ulike sesonger (sommer, vår og vinter) for nyklekket yngel, 0+ parr og eldre parr.

Sesong og tid på døgnet	Yngel	0+ parr	>0+ parr
Sommer (dag)	90	10	5
Sommer (natt)	90	10	5
Vinter (dag)	90	40	30
Vinter (natt)	90	15	10
Vår (dag)	90	20	15
Vår (natt)	90	20	15

3.1.7 Langsiktige effekter på bærekapasitet

På lengre sikt (over tiår) kan effektkjøring påvirke et vassdrags eller en streknings bærekapasitet for laks og ørret. Dette skjer i så fall gjennom mer langsiktige endringer i habitatforhold i elvebunnen. Det er særlig redusert forekomst og romlig fordeling av gyteplasser og skjul som kan gi redusert bærekapasitet. Effekten vil være avhengig av hvordan de hydromorfologiske prosessene (**Kapittel 2.6**) virker i de enkelte vassdrag, om den primært rammer gytehabitat eller skjulplasser, og hva som er viktigste begrensende faktor i vassdraget eller strekningen. Dersom det er mye og godt spredte gyteplasser trenger ikke tap av noen gyteplasser bety så mye, men der det er få og små gyteplasser kan nedauring av gyteplassene raskt gi effekter på vassdragets bærekapasitet og smoltproduksjon. På samme måte kan tetting av hulrom mellom steiner være et særlig stort problem der tilgangen til skjul i utgangspunktet var en begrensende faktor.

3.2 Elvemusling

Vassdragsreguleringer og effektkjøring vil endre habitatet til muslinger gjennom endringer i flomstørrelse og frekvens, vannhastighet, vanddekt areal og substratkvalitet. En regulering som fører til redusert vannføring og nedslamming på grunn av redusert vannhastighet vil redusere tilgjengelige gyteområder for laksefisk, men også oppvekstområder for elvemusling. Endret vannføring kan også gi negative effekter som økt isskuring, sarrdannelse og innfrysing om vinteren.

Utbredelsen av muslinger vil normalt være begrenset av den gjennomsnittlige lavvannføringen. Ved ytterligere reduksjon i vanddekt areal og lengre perioder med liten vannføring, vil muslinger kunne strande i de grunne områdene. Store ferskvannsmuslinger beveger seg sakte og klarer ikke å respondere raskt nok på hurtige vannstandssenkninger, noe som er kjent både fra innsjøer og elver. Muslinger kan imidlertid tåle kortere perioder med tørrelgging, delvis fordi de kan holde seg lukket og delvis fordi substratet ikke tørker fullstendig inn. Ved lav vannføring investerer imidlertid muslingene mye energi for å unngå en tørrelgging (vandringssuro) eller til å grave seg ned i substratet. Stranding forårsaker i tillegg fysiologisk stress som kan forstyrre reproduksjonen og redusere formeringsevnen. Sekundære effekter som lavt oksygeninnhold, høy vanntemperatur, algevekst, konsentrering av forurensende stoff og økende avsetning av silt og finpartikulært materiale, kan øke dødeligheten selv i områder som fortsatt er vanddekte.

Lite er skrevet om muslinger og effekten av korttidsfluktasjoner. Bain (2009) sier at effekten på muslinger var klar, men at det var lite studert. I vassdrag med kraftig effektkjøring ble bestandene raskt redusert. Det mest skadelige var den stadige skiftningen mellom potensiell tørrelgging av gruntområdene ved lav vannføring og fare for tilfeldige forflytninger (avdrift), og mekanisk påvirkning og skuring når vannføringen var høy (Layzer m.fl. 1993, Layzer & Scott 2006).

I EnviPEAK er det undersøkt eksperimentelt hvordan elvemusling responderer på endring i vannføring (vannstand) og midlertidig tørrelgging. Formålet med undersøkelsene var å se på hvordan elvemusling reagerte på gjentatte hurtige vannstandsendringer i elver. Aktiviteten har fokusert på eksperimentelle studier i gytedammer (kunstige elvearenaer) ved NINA Forsøksstasjon, Ims



(Faktaboks 3.5). Forsøk ble gjennomført i august 2010 (pilotstudie) og august 2011. Voksne elvemuslinger (60-120 mm lange) som ble benyttet til forsøkene, ble samlet inn fra Figgjo (Rogaland). For å identifisere muslingene ble de indidvidmerket (Faktaboks 3.6).

Resultatene fra forsøkene viste at voksne muslinger responderte spontant på hurtige vannstandsendringer (12-14 cm reduksjon i vanddybde pr. time) etterfulgt av perioder med tørrlegging fra én til ti timers varighet. Nøkkelfunn var:

- Muslinger på grunt vann viste større vandringsuro og forflyttet seg lenger enn muslinger på dypt vann
- Muslinger som oppholdt seg i områder med grunt, stillestående vann fikk økt vandringsuro uavhengig av om området tidvis ble tørrlagt
- Muslinger på dypt vann som ble utsatt for effektkjøring uten å tørrlegges, vandret lenger enn muslinger på dypt vann som ikke ble eksponert for effektkjøring
- Muslinger på grunt vann søkte over tid mot dypere vann
- Ingen muslinger vandret fra dypt vann til grunt vann
- Ingen dødelighet i løpet av eksperimentets varighet

Figur 3.10. Ved reduksjon i vannføring kan muslinger på grunt vann bli helt eller delvis tørrlagt. Foto: Bjørn Mejdell Larsen.

Forsøk 2010 – Resultater

Ingen muslinger døde på grunn av inntørrking, selv ikke etter gjentatte episoder med tørrlegging. Muslingene som i utgangspunktet ble plassert ut i den grunne delen av gytedammen som ble utsatt for tørrlegging hadde større vandringsaktivitet, og beveget seg to til tre (1,8-2,7) ganger lenger i gjennomsnitt enn muslingene som oppholdt seg i den dype, alltid vandekte delen av gytedammen (**Tabell 3.2**). Det var ingen signifikant forskjell i respons mellom første og andre dag med effektkjøring, men muslingene beveget seg lenger på grunt vann enn på dypt vann (**Tabell 3.2**). Det var isolert sett heller ingen signifikant forskjell i respons mellom andre og tredje dag med effektkjøring. Responsen avtok imidlertid gradvis med antall effektkjøring, og muslingene vandret derfor signifikant kortere etter tredje dag med effektkjøring sammenlignet med den første. Retningen som muslingene beveget seg virket i utgangspunktet å være tilfeldig. I løpet av forsøksperioden havnet likevel til slutt 76 % av alle muslinger på dypt vann i løpet av en til sju dager etter den første simulerte perioden med tørrlegging (**Figur 3.10**). Ingen muslinger beveget seg i den motsatte retningen.

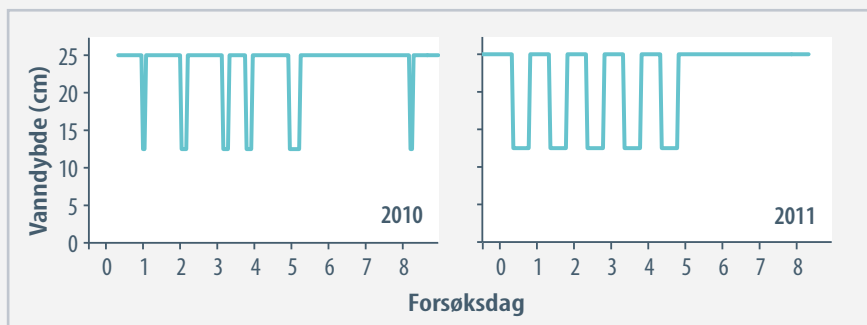
Tabell 3.2. Elvemuslingenes gjennomsnittlige forflytning (lengde i cm ± standardavvik) i tre ulike seksjoner av en kunstig anlagt elvearena (gytedam) på NINA Forsøksstasjon, lms i august 2010. Resultatet er vist for hver enkelt dag i forsøksperioden (dag 2-8) fordelt på individer som opprinnelig var plassert ut på grunt vann (10 individ i seksjon 1 og 2, 15 individ i seksjon 3) eller dypt vann (10 individ i seksjon 1 og 2, 15 individ i seksjon 3).

Dag	Grunt vann			Dypt vann		
	Seksjon 1	Seksjon 2	Seksjon 3	Seksjon 1	Seksjon 2	Seksjon 3
2	20 ± 13	39 ± 30	47 ± 35	9 ± 10	4 ± 6	13 ± 16
3	31 ± 24	14 ± 25	31 ± 29	24 ± 32	6 ± 5	7 ± 10
4	24 ± 23	12 ± 15	23 ± 27	13 ± 16	10 ± 16	2 ± 3
5	56 ± 49	41 ± 40	21 ± 20	25 ± 32	18 ± 24	16 ± 25
6	22 ± 25	23 ± 30	25 ± 31	13 ± 14	9 ± 20	8 ± 10
7	-	21 ± 22	26 ± 23	-	9 ± 13	26 ± 36
8	-	-	24 ± 34	-	-	19 ± 25
Sum	153	150	197	84	56	91

Faktaboks 3.5. Design av eksperimenter med elvemusling og effektkjøring

Eksperimentene som ble utført i august 2010 ved NINAs forsøksstasjon på Ims var en pilot-studie med den hensikt å skaffe til veie kunnskap både om utformingen av elvearenaene og hvordan muslingene reagerte på tørrleggingene (1, 3 og 6 timers varighet). Det var én gruppe i den grunne delen av gytedammen (kunstig elvearena) som ved tapping av vann kunne tørrlegges, og en annen gruppe i den dype, alltid vanndekte delen av gytedammen (10-15 individ i hver gruppe). Tre grupper med muslinger ble undersøkt samtidig, men de ble satt inn med én dags mellomrom i de respektive seksjonene. Posisjonen til muslingene ble målt før hver runde med effektkjøring. Dette gjorde det mulig å se hvordan muslingene reagerte, hvor langt de beveget seg og i hvilken retning.

I 2011 ble det benyttet fire gytedammer. To av dammene hadde stabil vannføring og vannstand i hele forsøksperioden (kontroll-dammer). I de to andre dammene ble vannstanden manipulert med døgnregulering slik at vannstanden ble tappet ned om natta, og mer enn halve arealet (den grunne delen av dammen) ble tørrlagt (se diagram nedenfor og til høyre). Om dagen ble vannstanden økt igjen slik at hele arealet ble vanndekt. Dette ble gjentatt i fem døgn. Det ble benyttet 16-32 mm vasket grus som substrat i dammene. Overgangen mellom grunt (<12-13 cm) og dypt vann (<20-25 cm) var uten vandringshindre. Muslingene ble ved starten av forsøket delt inn i to grupper – én gruppe på 10-15 muslinger ble satt ut i den grunne delen av den kunstige elvearenaen, og en annen gruppe på 10 muslinger ble satt ut i den dype, alltid vanndekte delen. Posisjonen til muslingene ble målt daglig for hver episode med effektkjøring.



Effektkjøring i gytedammer (kunstige elvearenaer) ved NINA Forsøksstasjon, Ims. I 2010 ble det foretatt daglige effektkjøringer med henholdsvis 1, 3, 3, 3 og 6 timers varighet på dagtid i de fem første forsøksdagene, samt en ny tørrlegging med 1 times varighet på forsøksdag 8. I 2011 ble det foretatt en gjentakende tørrlegging på 10 timer om natta i fem påfølgende forsøksdager.



Gytedammer (kunstige elvearenaer) ved NINA forsøksstasjon, Ims, med elvemusling plassert ut i grupper på grunt og dypt vann. Foto: Bjørn Mejdell Larsen.

Faktaboks 3.6. Merking av muslinger i kunstige elvearenaer på lms

Det var nødvendig å individmerke alle muslingene slik at de kunne gjenfinnes og identifiseres for å kunne angi riktig posisjon til hver enkelt musling i elvearenaene uten at de ble forstyrret. Utvendig merking på skall, som er den vanligste merkemethoden, ble ansett som uegnet i denne sammenheng da muslinger i noen grad graver seg ned i substratet. Fiskemerker av Carlin-type ble valgt i stedet. Disse kan festes i hengselleddet hos voksne muslinger ved å bore et lite hull som ståltråden tres inn gjennom. Metoden egner seg ikke på unge muslinger med dårligere utviklet hengselledd.

Merkede muslinger fra forsøket i 2010 ble satt tilbake til Figgjo (åpent på elvebunnen) etter endt forsøk (76 individ). Av disse ble 96 % gjenfunnet i august 2011 (72 levende og én død musling). Muslinger med lengde 75-85 og 105-115 mm hadde en gjennomsnittlig tilvekst på henholdsvis 4 og 1 mm - en normal tilvekst for aldersgruppene. Dette indikerer at muslingene var i god kondisjon på tross av den behandlingen de fikk under flytting, merking og manipulering under forsøk i 2010.

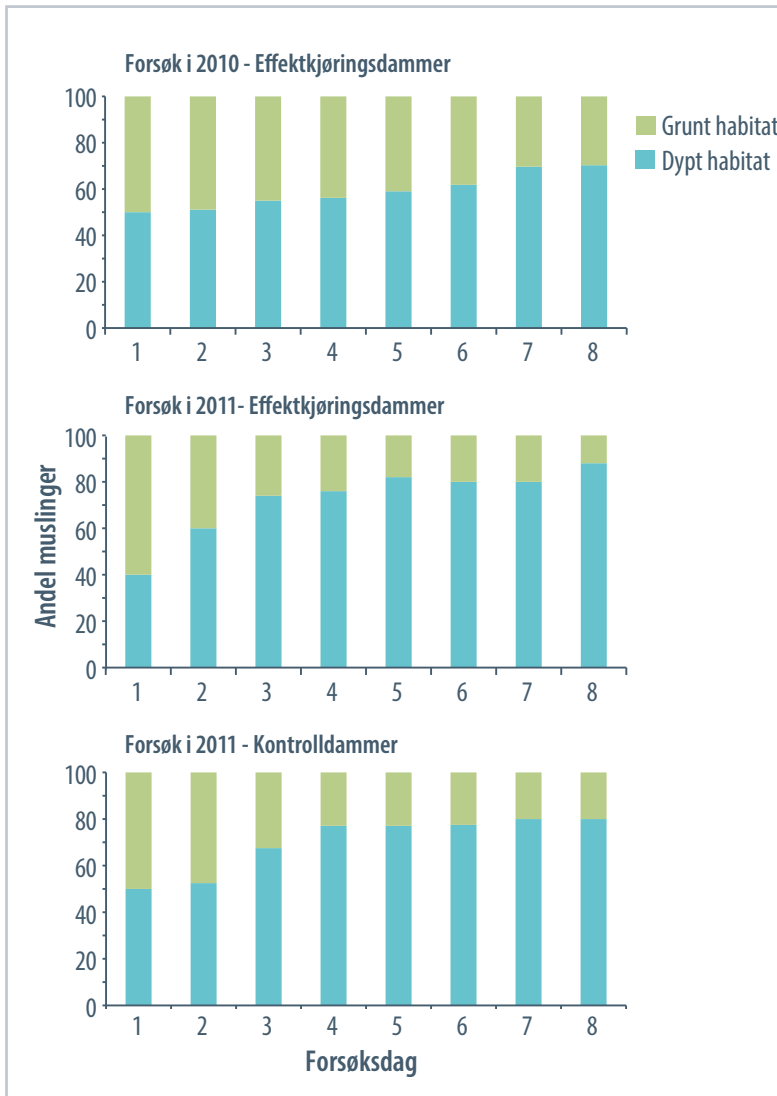


Merking av muslinger med Carlin-merker. Muslingene ble benyttet til eksperimentelle forsøk i forbindelse med effektkjøring i gytedammer (kunstige elvearenaer) på NINA forsøksstasjon, lms. Foto: Bjørn Mejdell Larsen (venstre) og Kamila Tichá (høyre).

Forsøk 2011 – Resultater

Ingen muslinger døde i forsøksperioden i forbindelse med de gjentatte episodene med redusert vannstand og tørrlegging. Muslinger som i utgangspunktet ble plassert ut i den grunne delen av gytedammen vandret i stor grad utover mot dypere vann. I løpet av forsøksperioden havnet 88 % av alle muslinger i elvearenaene med periodevis tørrlegging av grunnområdene (effektkjøringsdammene) og 80 % av alle muslingene i elvearenaer med stabil vannføring (kontrolldammene) ut på dypt vann (**Figur 3.11**). Det kan tenkes at liten vanddybde og lav vannhastighet i seg selv (grunt og stillestående vann) trigger en vandringsuro uavhengig av om arealet tørrlegges. Retningen som

muslingene beveget seg til å begynne med kunne virke tilfeldig, men muslingene gikk kortere avstander mot enn med strømretningen. Ingen muslinger beveget seg fra dypt til grunt vann. Alle muslinger som ble satt ut på dypt vann oppholdt seg der hele perioden.



Figur 3.11. Prosentvis endring i fordelingen av muslinger på grunt og dypt vann i elvearenaer med periodevis tørrelgging av grunnområdene (effektkjøringsdammer) i 2010 og 2011 og i elvearenaer med stabil vannføring (kontrolldammer) i 2011.

Når vi sammenligner første og andre dag med effektkjøring i elvearenaene med periodevis tørrlegging av grunnområdene fant vi at muslingene gikk kortere avstander etter andre effektkjøring enn etter første effektkjøring. Muslingene gikk lengre avstander i elvearenaene med periodevis tørrlegging av grunnområdene enn i elvearenaer med stabil vannføring. Muslinger som i utgangspunktet ble plassert ut i den grunne delen av effektkjøringsdammene beveget seg to til tre ganger (2,0-2,7) lenger og hadde større vandringsaktivitet enn muslingene som oppholdt seg i den dype, alltid vanddekte delen av gytedammen (**Tabell 3.3**). Forskjellen mellom den grunne og den dype delen av kontrolldammene var noe mindre, men også her beveget muslingene seg nær dobbelt så langt i den grunne delen. Grunt, stillestående vann kan derfor også være en utløsende faktor for vandringsuro.

Tabell 3.3. Gjennomsnittlig vandringslengde (cm ± standardavvik) for muslinger opprinnelig plassert ut i habitatene grunt eller dypt vann i elvearenaer med effektkjøring (periodevis tørrlegging av grunnområdene) (Effekt1 og Effekt2) og i elvearenaer med stabil vannføring (Kontroll1 og Kontroll2) fordelt på en etableringsfase (dag 1) og selve forsøksperioden (dag 2 til 7).

Dag	Grunt vann				Dypt vann			
	Effekt1	Effekt2	Kontroll1	Kontroll2	Effekt1	Effekt2	Kontroll1	Kontroll2
1	95 ± 50	64 ± 50	54 ± 38	47 ± 26	41 ± 25	45 ± 44	30 ± 15	47 ± 47
Gj.snitt	79 ± 52		50 ± 32		43 ± 35		38 ± 35	
2	51 ± 52	65 ± 43	58 ± 36	40 ± 38	21 ± 23	16 ± 31	12 ± 21	10 ± 14
3	33 ± 46	33 ± 32	31 ± 31	52 ± 27	18 ± 35	22 ± 32	7 ± 8	8 ± 14
4	19 ± 26	20 ± 24	7 ± 13	24 ± 31	7 ± 10	18 ± 23	9 ± 11	12 ± 25
5	12 ± 16	17 ± 25	29 ± 26	21 ± 23	24 ± 25	7 ± 8	16 ± 22	16 ± 22
6	11 ± 18	20 ± 24	12 ± 15	16 ± 25	6 ± 7	16 ± 21	15 ± 23	7 ± 11
7	32 ± 37	29 ± 38	16 ± 16	42 ± 29	15 ± 24	30 ± 57	18 ± 26	20 ± 27
Gj.snitt	171 ± 99		174 ± 69		101 ± 96		75 ± 53	



Figur 3.12. Miljøpåvirket stress på grunn av effektkjøring og tørrlegging eller reduksjon i vannføring og vannhastighet kan også forårsake sekundære effekter. Selv om de voksne muslingene overlever, kan for eksempel stressgyting av muslinglarver forekomme. Det betyr at umodne muslinglarver slippes ut i vannet før de er i stand til å feste seg på gjellene til vertsfisken, og reproduksjonen kan bli ødelagt eller kraftig svekket i de årene dette inntreffer. Foto: Bjørn Mejdell Larsen.

Eksperimentelle forsøk har vist at muslingene i stor grad har en unnvikelsesatferd, og lav vannføring med stillestående vann eller hel eller delvis tørrlegging ga seg utslag i økt vandringsuro. Effekten av en kortvarig tørrlegging (opp til 10 timer) vil imidlertid avhenge av flere faktorer enn de som ble undersøkt. Høy vanntemperatur kan påvirke muslingene, og ved stranding vil lufttemperaturen ha stor betydning for hvor lenge muslingene vil overleve på tørt land. I forsøkene våre fra Ims i 2011 var lufttemperaturen 12-14 grader C om natta i perioden med effektkjøring. Ved direkte sollys på dagtid vil lufttemperaturen og overflatetemperaturen i substratet kunne stige betydelig sammenlignet med vanntemperaturen, og ved temperaturer opp mot 22-25 grader C må vi regne med overdødelighet hos muslingene. Unge muslinger har vi ikke data på. I noen grad vil muslingene kunne bevege seg noe ned i substratet for å unngå inntørking og overoppheting. Mye energi vil imidlertid gå med for å unngå stranding og tørrlegging, og stress kan gi sekundære effekter som ikke er undersøkt.

Lav vannføring og stranding av muslinger kan i tillegg skape en situasjon der fugler (bl.a. kråke og ulike måkearter) får tilgang på muslingene. Predasjon av elvemusling er observert flere steder i Norge i perioder med særskilt lav vannføring. Tørkeperioder om sommeren og innfrysing om vinteren er med ujevne mellomrom en naturlig dødsårsak for elvemusling, men en menneskeskapt

endring i vannføringen, for eksempel ved en vannkraftregulering, kan øke omfanget av slike episoder. En endret vannføring om vinteren kan også medføre endringer i iserosjon og sarrdannelse i vassdraget.

Muslingenes reproduktive suksess påvirkes av flere ulike habitat-variable, men vanntemperatur og vannføring er de antatt viktigste (Watters & O'Dee 2000, Hastie & Young 2003). Nedstrøms utløp av effektkjorte kraftverk kan pulserende vannføring potensielt redusere muslingenes reproduktive suksess under kritiske perioder i muslingens reproduktive syklus. En vellykket reproduksjon kan derfor bli hemmet av endringer i temperaturregime i regulerte vassdrag. Det er dessuten antatt at reproduksjonen er utviklet som en tilpasning til vertsfiskens sesongvandringer og/eller gyteperiode. Som en konsekvens av dette kan tidspunktet for reproduksjon og utvikling av larvene variere både mellom vassdrag og innad i vassdrag.

Over tid vil selve forsøksituasjonen i en kunstig elvearena kunne påvirke resultatet noe. Dammenes fysiske begrensninger vil hemme muslingene. Muslinger som vandrer ut på dypere vann og muslinger opprinnelig på dypt vann, må stoppe opp mot skilleveggene av netting, og spesielt i nedre del av arealet kan vi da få en opphopning av muslinger. Det er derfor et behov for å følge opp arbeidet med elvemusling for å se ytterligere på konsekvensen av vannkraftreguleringer generelt og effektkjøring spesielt. Dette er nødvendig for å designe effektive tiltak som kan begrense de eventuelle effektene som endringer i vannføring har på overlevelsen av elvemusling i regulerte vassdrag. En bestand av elvemusling som opprettholder naturlig rekruttering, vil være det synlige beviset på god vannkvalitet og god økologisk status.

3.3 Bunndyr

Bunndyr eller makrovertebrater er virvelløse organismer som lever i rennende vann på og i bunn sedimentene. Insektene er ofte dominerende i antall, særlig grupper som fjærmygg, knott, døgnfluer, steinfluer, vårfluer og stankelbein. Andre vanlige bunndyr er fåbørstemark, snegler, muslinger, igler og krepsdyr. Bunndyrene viser stor variasjon i kroppsstørrelse og form, næringspreferanser, fødevalg, og preferanser i forhold til temperatur, vannkjemi, substrat og strømhastighet. På grunn av deres mangfold er bunndyr gode indikatorer på både strukturell og funksjonell integritet i ferskvannsystemene. Bunndyrene utgjør normalt en stor del av artsmangfoldet i ferskvann, de er viktige for omsetningen av dødt organisk materiale og de utgjør i hovedsak føden for fisk. Makrovertebrater blir derfor brukt for å karakterisere økologisk status i ulike vannforekomster i EUs Vanndirektiv. I tillegg gir kunnskap om bunndyr viktig informasjon til modellering av bl.a. fiskebestander og økosystemer som helhet.

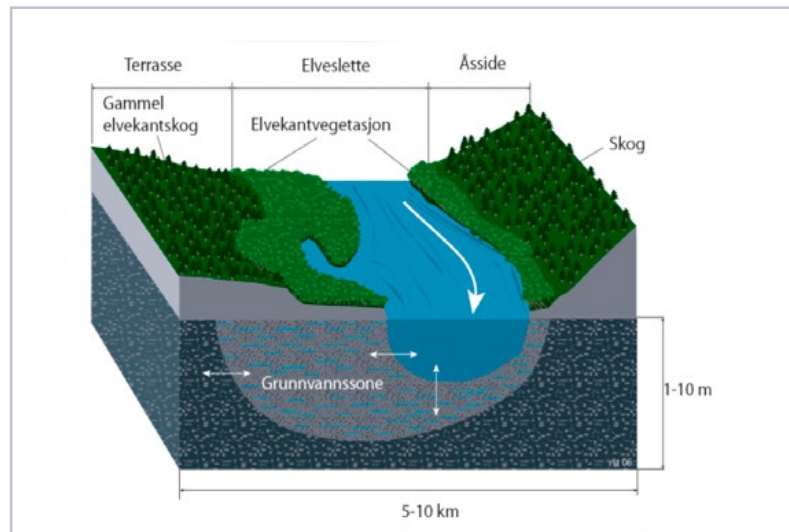
Forekomstene av bunndyr er avhengig av næringsforhold, temperatur, vannkvalitet, substratets sammensetning og vannhastighet. Karakteristisk for naturlige elver og bekker er en kontinuerlig og retningsbestemt vanntransport, stadig blanding av vannet og begrenset sedimentering av finpartikulært materiale. For forvaltningen av vassdrag er det viktig med god kunnskap om de økologiske prosessene som styrer den biologiske produksjonen i elver og hvordan vassdragsreguleringer kan endre produksjonsforholdene. I et elveøkosystem er produksjonskapasiteten («bæreevnen») svært dynamisk både i rom og tid. Den romlige dimensjonen er tredimensjonal; lengde, bredde og dybde (**Figur 3.13**). Gjennom året vil «bæreevnen» variere med faktorer som vannføring, tilgang på føde og temperatur.

Vannbevegelsen er den viktigste regulerende faktor fordi den sammen med blant annet sedimenttilførselene bestemmer substrattypen og sørger for en kontinuerlig tilførsel av næring. De fleste bunndyr har bestemte preferanser for en eller noen få bunntyper og produksjonsarealet vil variere med vannføringen. Vannføringen bestemmer derfor sammen med temperatur og næring i stor grad hvor mye bunndyr en elv kan produsere. Vanntemperaturen påvirker fysiologi og atferd til bunndyr, er viktig for eggutvikling, og er sammen med næring viktigste faktor for vekst. Oksygen er sjelden en begrensende faktor i rennende vann i Norge. Næringsgrunlaget for bunnfaunaen i rennende

vann er i stor grad basert på alloktont tilført plantemateriale, det vil si materiale tilført fra området rundt og langs med elva. Biomassen og aktiviteten i elver er derfor høy også om vinteren.

Et spesielt og svært viktig område i elver og bekker er den hyporeiske sonen nede i elvebunnen og til dels inn under elvebredden/elvesletta. Denne sonen består av hulrom mellom substratpartikler, og står mer eller mindre i kontinuerlig kontakt med grunnvannssonen (**Figur 3.13**). Den gir ofte egnede betingelser for egg, puppe og larver og nymfer av insekter og for rogn og yngel av fisk, og tjener som refugium for bunndyr og fisk ved flom, tørke og ekstreme temperaturer. Vertikalt forbinder den hyporeiske sonen elvevann med grunnvann og elva med sedimentavsetninger nede i elvesletta. Dette er kritiske biotoper for ulike stadier av fisk og næringsdyr og som lett kan endres som følge av endret vannføring med påfølgende konsekvens for elvas produksjonskapasitet.

Figur 3.13. Den romlige dimensjonen i et elveøkosystem er tre-dimensjonal; lengde, bredde og dybde. Disse tre dimensjoner er i stadig endring som følge av fysiske (flommer) og biologiske prosesser (f. eks. graving av gytegroper). (Fra Saltveit 2006 etter Ward 1989).



3.3.1 Virkninger av vassdragsreguleringer

Effektene av vassdragsreguleringer på makrovertebrater er som regel sammensatte og kompliserte. Generelt er den vanligste effekten av vassdragsreguleringer fravær av store flommer, redusert sommervannføring, redusert sommertemperatur, økt vintervannføring og økt vanntemperatur om vinteren. Effektkjøring kan medføre hurtige reduksjoner og økninger i vannføring, noe som gir stadig vekslende mellom vanndekket og tørrlagt elveareal.

Bunndyrene påvirkes både direkte av de raske miljøendringene ved raske og hyppige vannføringsendringer, men også indirekte av mer langsiktige endringer i habitatforholdene. Bunndyrenes respons på raske vannstandsendringer vil være varierende. De fleste bunndyrene oppholder seg nede i substratet eller i dødvannsoner for å unngå å bli tatt av strømmen, mens andre lever mer eksponert oppå substratet og har utviklet ulike festeorganer og flat kroppsform. Vannføring har likevel en direkte effekt på faunaen og medfører at bunndyr kommer i driv. Dette kan være en måte bunndyr spres på for å kolonisere nye områder, men vil også kunne representere en stor dødelighet, særlig ved såkalt katastrofedrift under effektkjøring. En av de mest åpenbare konsekvensene ved effektkjøring er stranding av fisk og bunndyr. Ved raske vannstandsreduksjoner som tørrlegger deler av elvebunnen kan bunndyr bli liggende igjen på tørt land eller i kulper som seinere tørker ut. Raske vannføringsfluktuasjoner som resulterer i endringer i substratforhold og nærings-tilgang til bunndyr kan gi endringer i energiomsetningen og de økologiske prosessene. Dagens kunnskap om hvordan effekttregulering av kraftverk påvirker bunndyrbestandene er oppsummert i de påfølgende kapitler og sammenstiller kunnskap både fra publisert litteratur og ny kunnskap framkommet i EnviPEAK.

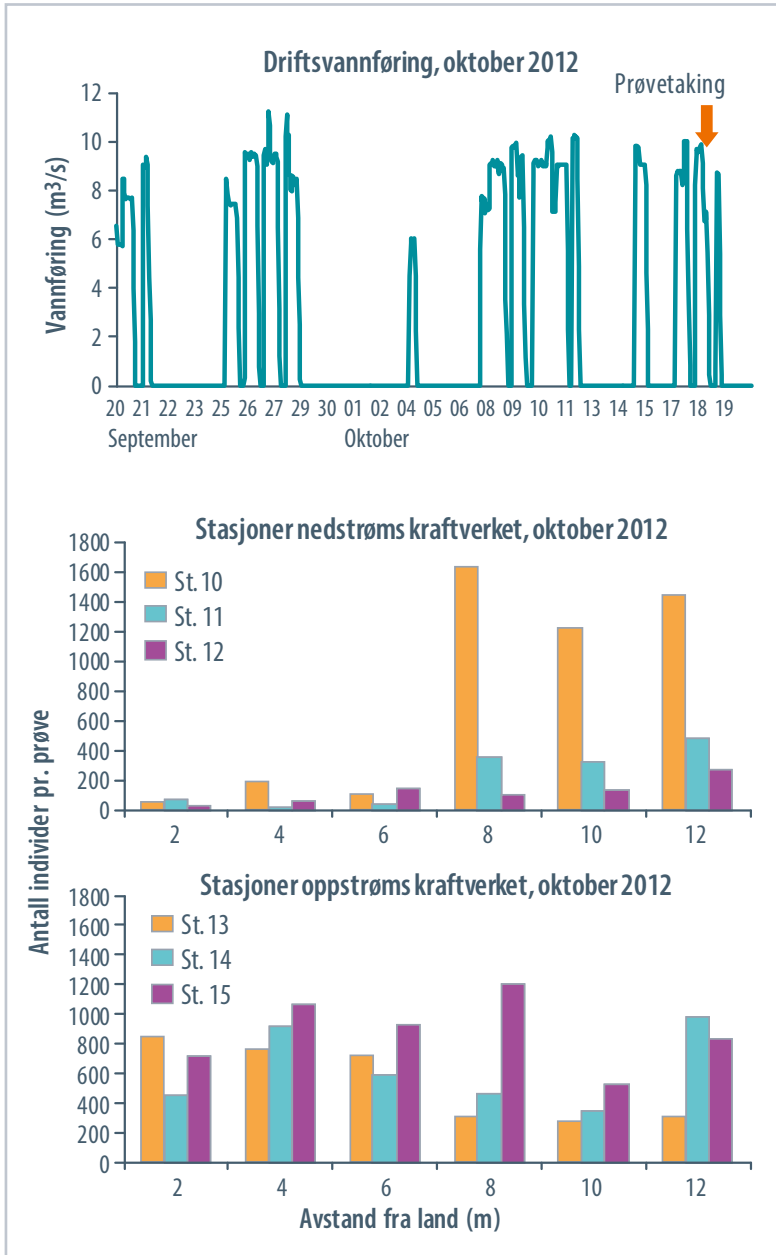
3.3.2 Virkning av effektkjøring på tetthet og artssammensetning av bunndyr

Raske vannstandsfluktuasjoner kan karakteriseres etter størrelsen, hastigheten, og frekvensen av endringene, samt varigheten og når på døgnet og året variasjonene inntreffer. Konsekvensen er størst når disse endringene ligger utenfor naturlige variasjoner i elver. Bunndyr er generelt mindre mobile enn fisk, og derfor utsatt for større strandingsrisiko ved raske vannstandsreduksjoner. Mange bunndyr vil ikke rekke å følge tilbaketrekkingen av vannet og dør i de tørrlagte områdene. Effekten på bunndyr vil imidlertid variere. Noen grupper og arter vil være så trege at de ikke har mulighet til å følge slike hurtige vannstandssenkninger. Dette gjelder for eksempel snegler, muslinger og husbyggende vårfluelarver, mens arter som er gode svømmere som mange arter av døgnfluer, vil kunne unngå stranding ved egenbevegelse eller ved å drive med vannmassene til hovedstrømmen av elva. En rekke studier av bunndyr i elver med effektkjøring viser at den delen av elvebunnen som utsettes for vekselvis vanddekke og tørrlegging har en sterkt redusert bunnfauna i perioder med effektkjøring, både i forhold til tetthet og artsmangfold.

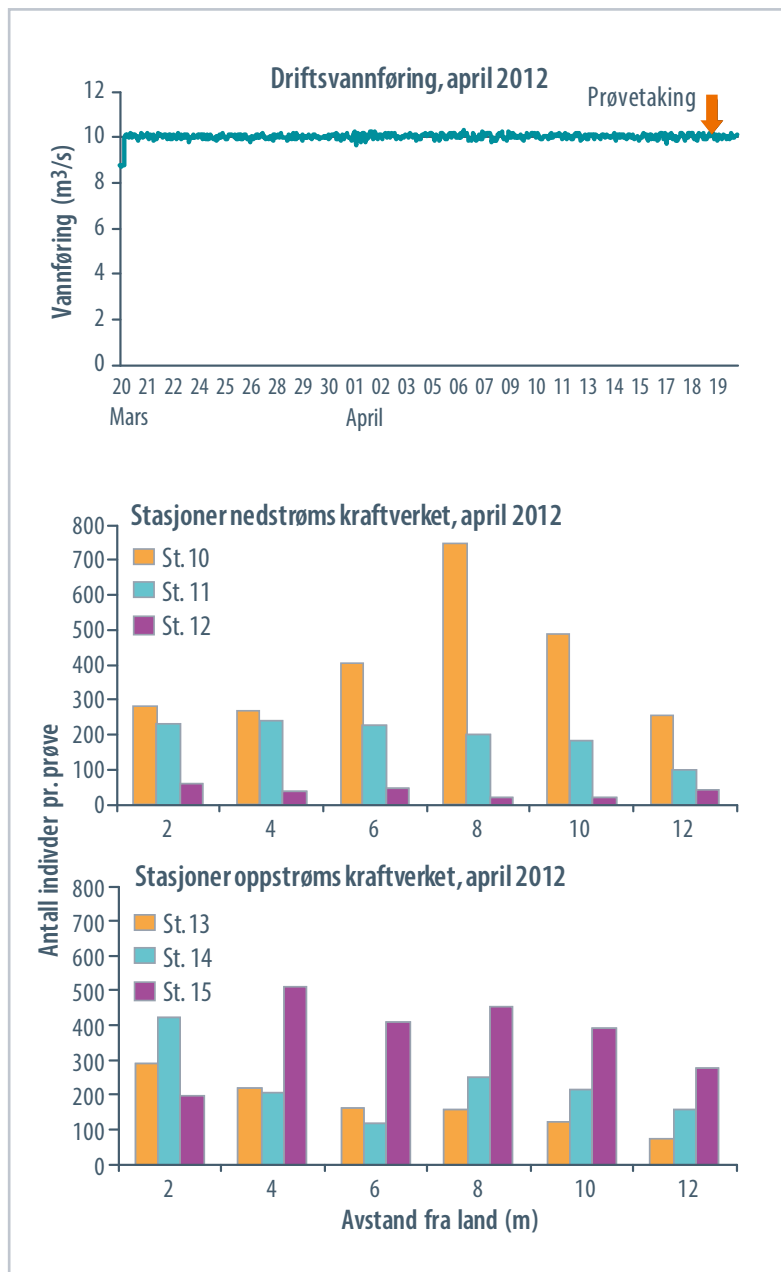
I elva Bævra ble bunnfaunaen på tre lokaliteter ovenfor, og tre lokaliteter nedenfor det effektregulerte Svorka kraftverk studert under ulike driftsforhold og årstider (Herland 2012). Her ble det tatt bunnprøver for hver andre meter i et transekt utover elvesenga både ovenfor og nedenfor kraftverket. I perioder med døgnregulering og raske vannstandsfluktuasjoner var bunndyrtetthetene og artsmangfoldet kraftig redusert i områdene som var vekselvis tørrlagt og vanddekket sammenlignet med bunnområdene lenger ut (**Figur 3.14**). Denne effekten kunne identifiseres på alle lokalitetene nedstrøms kraftverket (2,3 km), mens fordelingen i elva oppstrøms kraftverket var relativt jevn utover elvetransektet. Bunndyr som viste størst reduksjon i tetthet i de grunne områdene nedenfor kraftverket var arter av døgnfluer, steinfluer og vårflyer samt fjærmygg. Etter en lengre periode med vanddekte arealer, kunne en tørrlegging i løpet av kun ett døgn redusere bunndyrmengdene 80-90 %. Lignende negative påvirkninger på bunnfaunaen i forbindelse med effektkjøring av kraftverk er tidligere dokumentert i Nidelva ved Trondheim (Harby m.fl. 2004) og i Surna (Johnsen m.fl. 2008).

Undersøkelser av reetablering av bunnfaunaen i elver som har blitt behandlet med rotenon viser at bunndyra har evne til rask reetablering gjennom drift av organismer, og arter med gode svømmeegenskaper er de første til å reetablere bestander (Arnekleiv m.fl. 1987). Etter perioder med effektkjøring kan stabil vannføring over tid medføre en gradvis rekolonisering av bunndyr på arealene som var utsatt for tørrlegging under effektkjøring. Eksempelvis var det i Bævra, etter ca. 48 dager med stabil høy vannføring i april, små forskjeller i bunndyrmengder mellom de indre og ytre transektene, der tetthetene på de innerste utgjorde 87 % av tetthetene på de ytterste (**Figur 3.15**). Døgnfluearten *Baetis rhodani*, to arter steinfluer samt fjærmygg og knott utgjorde mesteparten av faunaen. Dette er taxa med stor grad av egenbevegelse, og de første som vanligvis rekoloniserer nylig oversvømte elvearealer. Tiden det tar før faunaen er helt reetablert vil variere, og i noen effektregulerte elver synes områdene som periodevis tørrlegges ofte og over lengre tid å miste mye av sin funksjon som produksjonsområder. I Nidelva ved Trondheim synes faunaen i elvesonen som utsettes for vekselvis vanddekke og tørrlegging å være permanent fattigere enn faunaen i området med permanent vanddekke (Harby m.fl. 2004, Arnekleiv, upubliserte data). Her var det en restfauna av spesialiserte arter (vesentlig fjærmygg og fåbørstemark) som tålte de store miljøendringene over tid. Dette har trolig sammenheng med at reguleringssonene også blir utsatt for endringer i substratet og næringstilgangen for bunndyr (vegetasjon/

algebegroing og mengden dødt organisk materiale) ved gjentatt utvasking og sedimentering, noe som kan tette igjen hulrom på elvebunnen (Fergus & Bogen 2006) og medføre permanent endring i habitatet.



Figur 3.14. Driftsvannføring i Svorka kraftverk og fordeling av bunndyr i prøver tatt i transekter utover elvesenga nedstrøms (tre lokaliteter) og oppstrøms (tre lokaliteter) utløpet fra kraftverket etter en periode med effektkjøring.



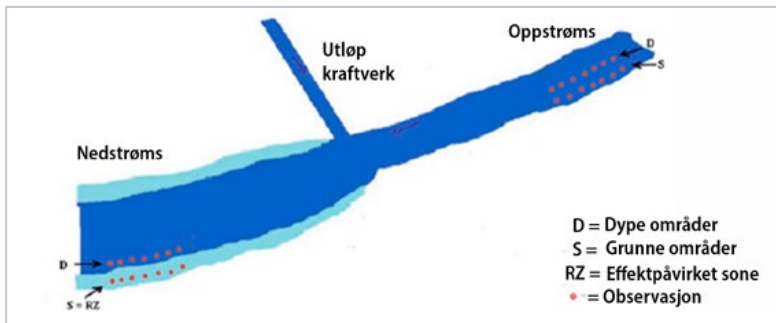
Figur 3.15.
Driftsvannføring i Svorka kraftverk og fordeling av bunndyr i prøver tatt i transekter utover elvesenga nedstrøms (tre lokaliteter) og oppstrøms (tre lokaliteter) utløpet fra kraftverket etter en periode med høy og stabil vannføring.

I EnviPEAK er det også studert virkningen av effektkjøring på tetthet, diversitet og artsrikhet av døgnfluer og steinfluer i de to effektregulerte elvene Lundesokna og Bævra i Midt-Norge (Herland 2012). Resultatene viste at det var en reduksjon i total tetthet av bunndyr og redusert tetthet, artsdiversitet

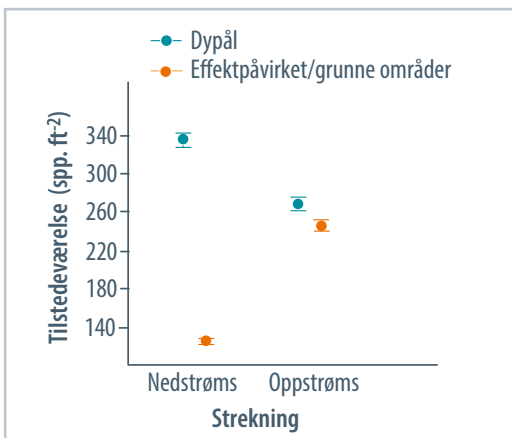
og artsrikhet av døgn- og steinfluer i sonen eksponert for tørrlegging sammenlignet med dypålen nedstrøms kraftverket, og sammenlignet med bunndyrsamfunnet ovenfor kraftverket.

I fire effektregulerte elver (Daleelva, Lundesokna, Surna og Valleråi) med ulikt mønster effektkjøring, og i to elver med tradisjonell kraftverksdrift (Orkla og Stjørdalselva), ble det på høsten tatt kvantitative bunndyrprøver i dype og grunne partier ovenfor (kontroll) og nedenfor utløpet av kraftverket (**Figur 3.16**).

Resultatene er sammenstilt for alle de undersøkte elvene og representerer slik ikke bare effektregulerte elver. Oppstrøms utløpet var tettheten av bunndyr relativt lik mellom dypålen og de grunne områdene, med litt større tetthet i dypålen (**Figur 3.17**). Nedstrøms utløpet, i områder påvirket av effektkjøring, var det en konsentrasjon av bunndyr i dypålen samtidig som tettheten var svært lav i de grunne områdene som var eksponert for hyppig tørrlegging. Interessant nok var tettheten av bunndyr i dypålen i strekningen påvirket av effektkjøring høyere enn i lokalitetene som var upåvirket av effektkjøring.

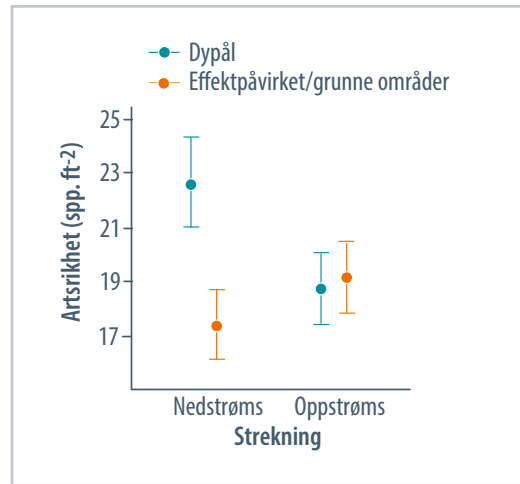


Figur 3.16. Skisse som viser oppsettet for bunndyrprøver oppstrøms og nedstrøms kraftverksutløpet.



Figur 3.17. Tetthet av makrobunndyr oppstrøms og nedstrøms utløpet av effektkjørt kraftverk i henholdsvis dypålen og grunne områder.

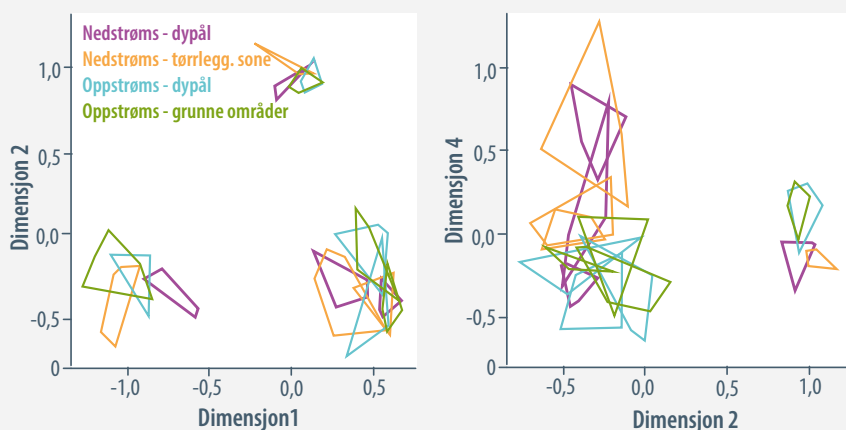
I de samme regulerte elvene ble det også undersøkt arts mangfold (artsrikhet) av EPT (Ephemeroptera – døgnfluer, Plecoptera – steinfluer og Trichoptera – vårfluer) og utvalgte andre bunndyr. Mens arts mangfoldet av EPT var lik i dype og grunne områder oppstrøms utløpet fra kraftverk, hadde dypålen på strekninger eksponert for effektkjøring høyere artsrikdom enn de grunne områdene som ved lave vannføringer ble tørrlagt (**Figur 3.18**). På samme måte som bunndyrtettheten var høyest i de dype områdene påvirket av effektkjøring, er det interessant at også artsrikheten var høyere i de dype områdene nedstrøms kraftverkutløpet, der grunnområdene er eksponert for raske og store endringer i vannføring. Det bør imidlertid bemerkes at økt artsrikhet i dypområdene av elvestrekningen påvirket av effektkjøring, kan være en statistisk bieffekt, siden man vil forvente økt artsrikhet der forekomsten av individer er høyest.



Figur 3.18. Artsrikhet på lokaliteter oppstrøms og nedstrøms utløp fra kraftverk i henholdsvis dypålen og i de grunne områdene i de studerte elvene.

Faktaboks 3.7. Multi-dimensjonal skalering

Artssammensetningen på lokaliteter oppstrøms og nedstrøms utløp fra kraftverk er illustrert ved en teknikk som kalles multi-dimensjonal skalering (se figurer under), og er utført på datasett fra Daleelva, Orkla, Stjørdalselva og Surna. Figuren til venstre viser plasseringen langs de to første (og viktigste) dimensjonene i sammenlikningen, mens figuren til høyre viser plasseringen langs den andre og fjerde dimensjonen. I figuren til venstre lar prøvene seg gruppere etter identiteten til vassdraget. Dette viser at artssammensetningen i ulike prøver fra et vassdrag er forholdsvis lik uavhengig av hvilken strekning (oppstrøms eller nedstrøms), dyp og hyppighet av uttørring prøven er tatt fra. Likevel er det også forskjeller mellom påvirket og upåvirket strekning (dvs. nedstrøms versus oppstrøms utløpet fra kraftverket), noe som kan leses av figuren til høyre som viser klassifisering etter de høyere dimensjonene. Det er typisk for klassifiseringsteknikker, inklusive multi-dimensjonell skalering, at effektene av ulike miljøfaktorer på bunndyrssamfunn kun vises i figurene som illustrerer klassifisering etter de høyere dimensjonene. Her fant vi imidlertid ikke tydelige forskjeller mellom prøver fra de dype og de grunne områdene. Dette kan ha sammenheng med at to av elvene i analysen ikke var effektregulert.



Artssammensetning i de ulike partiene ovenfor og nedenfor kraftverkene illustrert ved multi-dimensjonal skalering. Dette er en klassifiseringsteknikk som sorterer prøver etter deres likhet i sammensetning. Prøver som har lik sammensetning blir med denne teknikken plassert nær hverandre, mens mer ulike prøver plasseres lengre fra hverandre.

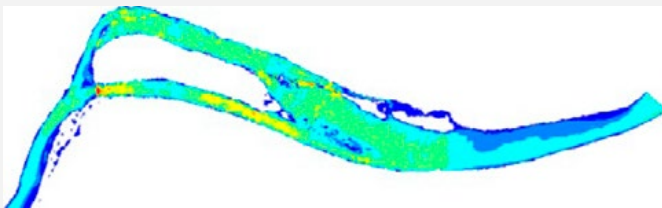
Oppsummert viser undersøkelsene at i effektregulerte elver var både bunndyrtetthetene og artsmangfoldet kraftig redusert i bunnområdene som ble vekselvis tørrlagt og vanddekket sammenlignet med bunnområdene i dypålen med permanent vanddekke. Tettheten av bunndyr i dypålen i strekningen påvirket av effektkjøring var imidlertid høyere enn i noen av lokalitetene som var upåvirket av effektkjøring. Oppstrøms kraftverksutløpet var tettheten av bunndyr relativt lik mellom dypålen og grunnområdene, med litt større tetthet i dypålen. Undersøkelsene indikerer at rekolonisering av faunaen i gruntområdene nedstrøms kraftverksutløpet kan ta lang tid (måneders), og at bare få døgn med effektkjøring kan forårsake sterk reduksjon i tetthet og artsmangfold i grunne områder nedstrøms utløpet.

Vi vet imidlertid lite om effekten av temperatur, døgnvariasjon og årstidsvariasjon i effektkjøring på bunndyr og hvordan endringene påvirker de ulike livsstadier og overlevelse. Eksempelvis lever mange arter av døgnfluer og steinfluer langt nede i substratet i sine yngste larvestadier og vil kunne unngå store negative virkninger av effektkjøring. Hvorvidt dødeligheten er større eller mindre ved effektkjøring natt eller dag, sommer eller vinter, vet vi lite om. Sannsynligvis vil det imidlertid være ekstra stor dødelighet ved rask vannstandsreduksjon etter en lengre periode med stabil vannføring og særlig vinterstid. Bunndyr som har rekolonisert de grunne områdene vil da være ekstra utsatt for tørrlegging og innfrysing.

Faktaboks 3.8. CASiMiR - et verktøy for analyse av effekter på evertebrathabitat

De fleste verktøy utviklet for å simulere fysisk habitat i elver er utviklet med tanke på analyse av forholdene for fisk, selv om også habitatet for bunnelvende organismer vil bli sterkt påvirket av effektkjøring. Modellering av hydraulisk habitat for bunnelvende makrovertebrater er i CASiMiR basert på FST-metoden (halvkuler og deres evne til å motstå skjærspenninger), introdusert av Statzner og Mueller (1989). Denne er utviklet som en screening-metode for raskt å kunne vurdere strømningsforholdene langs bunnen.

Den grunnleggende hypotesen bak verktøyet er at strømningsforholdene (skjærspenningene) langs bunnen av avgjørende for tilstedeværelse og fordeling av bunndyr i rennende vann. En tydelig sammenheng mellom nettopp tilstedeværelse av mange arter av bunndyr og FST-tall er funnet og bekreftet i mange studier og preferansedata mellom strømningsparametere og tilstedeværelse er etablert. Selv om den originale målemetoden ved hjelp av FST-halvkuler er velegnet i elver er den ofte for kostbar og arbeidskrevende i mange habitatstudier og det kan av den grunn være hensiktsmessig å benytte en numerisk modell i stedet eller som et supplement (Kopecki, 2008). CASiMiR beregner FST-tall basert på en topografisk beskrivelse av elvebunnen og hydrauliske simuleringer. Modellen beregner den romlige fordelingen av FST-tallene og kan kombinert med andre viktige forhold som er bestemmende for habitatkvaliteten, slik som sammensetning av substrat og vanddyb, muliggjøre analyse av framtidige endringer i vannføring og elvetopografi. CASiMiR benytter en såkalt «fuzzy logic»-tilnærming hvor preferanser for de ulike parametere angis ved hjelp av gradvise overganger. Resultatene fra analysen presenteres gjerne som kart som viser grad av egnet habitat ved ulike vannføringer (se figuren under).



Romlig fordeling av modellerte FST-tall ved Harang, Surna, nedstrøms utløpet av Trollheim kraftverk, ved en vannføring på $23 \text{ m}^3/\text{s}$.

CASiMiR finnes med GIS-grensesnitt og kan opereres gjennom ArcToolbox som en del av ESRI ArcGIS Desktop. Dette muliggjør videre analyse av modellresultatene med standard GIS-funksjonalitet og støtter også sammenkobling av resultatene med andre typer romlige data.

3.3.3 Katastrofedrift av bunndyr

I en elv vil deler av bunnfaunaen til enhver tid drifte med vannstrømmen. Dette er naturlige prosesser i forhold til regulering av populasjonstettheter, spredning og livssyklus hos bunndyr i elver og bekker (Brittain & Eikeland 1988; Mochizuki m.fl. 2006). Drift av bunndyr kan også være en respons på ugunstige miljøforhold eller plutselige endringer i miljøet. Eksempelvis kan miljøgifter eller plutselige og store økninger i vannføring gi det vi kan kalle katastrofedrift – at store deler av bunndyrbestandene går i drift samtidig. Eller det kan være respons på endringer i miljøet som gjør at enkeltarter endrer atferd og går i drift (adferdsdrift).

I uregulerte elver varierer mengde og sammensetningen av drivet gjennom døgnet og er vanligvis størst i skumringen. Temperaturendringer påvirker vekst- og aktivitetsmønster hos mange bunndyr, og vannføringen påvirker drivet direkte der økning i vannføring gir økt driv (Giller & Malmquist 1988; Calisto & Goulart 2005). Nyere studier i regulerte elver har vist at stor og varierende vannføring kombinert med endringer i temperatur til unormale tidspunkter kan føre til økt dødelighet og tap av bunndyr gjennom drift (Bruno m.fl. 2010, 2012). Effektkjøring vil medføre hyppige variasjoner i vannføring, med raske vannføringsøkninger på unormale tidspunkt. Dette har ført til katastrofedrift hvor drivtettheten øker mangedobbelt over en kort tidsperiode (Bruno m.fl. 2010; Cereghino m.fl. 2004). Gjentatte raske vannføringsøkninger gir gjentatt katastrofedrift noe som utarmer bunnfaunaen dersom det ikke i mellomtiden skjer en tilsvarende kompensierende rekolonisering (Bruno m.fl. 2010; Cereghino m.fl. 2004; Imbert & Perry 2000). Bruno m.fl. (2010) viste at i en effektregulert elv der vannføringen raskt økte 7 ganger, ga det en 9 ganger økning i drivtettheten 8 km nede i elva. Drivtettheten økte raskt de første 5-10 minuttene, og mesteparten av bunndyrene ble vasket ut de første 15 minuttene av en slik stigende bølge. Sammensetningen av bunndyr i drift vil variere, men består vanligvis mest av insekter som fjærmygg, døgnfluer, steinfluer og knott, men også av fåbørstemark. Sammensetningen i drivet reflekterer som regel sammensetningen i bunnfaunaen med unntak av grupper som snegler, muslinger og husbyggende vårfluer som har en lav drivrate.

I flere tilfeller vil effektregulering også bety tapping av bunnvann fra magasin, noe som kan gi raske endringer i temperatur gjennom døgnet, særlig vinter og sommer. Carolli m.fl. (2012) har gjennomført kontrollerte forsøk med denne

type effektkjøring og analyserte faunaen i drivet. De fant at bunnfaunaen responderte først på vannføringsøkning med «katastrofedrift», deretter var det flere arter som responderte på temperaturendringen med «adferdsdrift». Responsen var imidlertid ulik for ulike taxa med størst driv av fjærmygg, døgnfluer og knott.

Drift kan imidlertid også representere en måte å unngå stranding ved at bunndyrene blir med vannstrømmen ut i hovedstrømmen fra de etter hvert tørrlagte områdene, noe som ble observert under forsøk i Nidelva i Trondheim (Arnekleiv m.fl. 1994).

3.3.4 Effekt av grunnvann og overlevelse i hyporeisk sone

Det er få studier av vertikal utbredelse og vertikal vandring av makrovertebrater i elvebunnen. Dette skyldes trolig både mangel på egnet metode og at slike studier må gjøres eksperimentelt.

Selv om endringer i den vertikale utbredelsen av bunndyr i substratet er undersøkt ved flomhendelser, lavvannføring og tørrlegging, er det fremdeles mange uklareheter knyttet til bruken av den hyporeiske sone som refugium (Stubbington 2012). Graden av bruk styres av substratets beskaffenhet, porøsitet, og vannutveksling mellom overflatevann og grunnvann. Tilflukt i hyporeisk sone kan også være artspesifikk og avhengig av en rekke morfologiske, atferdsmessige og fysiologiske egenskaper hos individet. Den hyporeiske sone kan være et fristed, men bare for enkelte taxa, dersom habitatet er tilfredsstillende. Til tross for denne variasjonen, er den hyporeiske sone trolig en viktig komponent for bunndyrsamfunnet for å takle ulike hendelser i miljøet, herunder effektregulering. For eksempel viste en studie av effektkjøring i Italia til økt bruk av hyporeisk sone av noen taxa for å unngå ekstreme forhold og drift (Bruno m.fl. 2010).

Potensialet som tilfluktssted ved tørrlegging avhenger av i hvor stor grad tilgangen på vann eller hvor høy fuktighet i substratet er når substratet eksponeres for tørrlegging. Dersom fritt vann er tilstede, indikerer endringer i dybdeutbredelse at bunndyr aktivt kan følge et synkende vannspeil ned i dypere sedimenter (Stubbington 2012). Potensialet som refugium reduseres hvis finsedimenter er avsatt eller avsettes i mellomrommene i substratet når vannføringen reduseres. Kvaliteten av hyporeisk refugium som tilfluktssted må også sees i sammenheng med andre mikrohabitater for bunndyr, og vertikale

vandringer kan reduseres dersom alternative oppholdsteder under effektkjøring finnes, som avsnørte dammer eller kulper.

Vannutveksling mellom overflatevann og grunnvann er viktig for at hyporeisk sone skal fungere som refugium for bunndyr. Sammen med varighet av eksponering for tørke og risiko for frost om vinteren har dette stor betydning for overlevelse. Ettersom substratet er veldig heterogent av natur vil det imidlertid kunne være store variasjoner i innstrømming av grunnvann fra en lokalitet til en annen. Grunnvann og mellomromsvann kan i noen tilfeller være relativt fattig på oksygen og derved redusere overlevelse. I Norge vil kombinasjonen av mye nedbør, kort oppholdstid (også i grunnvannet) og fordelaktige temperaturforhold til sammen gi økt overlevelse. Ettersom mye av vannet i lavvannsperioder kan stamme fra grunnvannet, vil grensesnittet mellom overflaten og grunnvann være veldig viktig. Grunnet korte oppholdstider i grunnvannet og interaksjon med elva vil vannet i den hyporeisk sone i norske elver ha egenskaper som er svært lik overflatevannet.

Effektkjøring om vinteren var ikke ensbetydende med dødelighet hos lakse- rogn i tørrlagte gytegroper (Casas-Mulet m.fl. 2015b,c). Dersom gytegroperne er påvirket av grunnvann som vanligvis er varmere enn overflatevannet om vinteren, kunne egg overleve i lengre perioder selv om lufttemperaturen er langt under null. Det er derfor nærliggende å anta at det samme vil være tilfelle for bunndyr gitt muligheten til vertikal vandring. Grunnvannssonens økologiske integritet bør derfor ivaretas gjennom følsom styring og effektive rehabiliteringsordninger i regulerte elver.

3.3.5 Virkninger av effektkjøring på næringsnett og økologiske prosesser

Akvatiske økosystemer og deres funksjon har fått økt oppmerksomhet i nyere vitenskapelig litteratur. Det meste av forskningen omkring virkninger av effektkjøring på bunndyr har fokusert på biodiversitet, biomasse og driv, mens endringer i sammensetningen og fordelingen av (arts-)egenskaper og økologisk funksjon forårsaket av effektkjøring, har fått liten oppmerksomhet. Forsøk på å koble sammensetningen av egenskaper hos bunndyr og nøkkelprosesser er derfor spesielt interessant når man skal sammenlikne vassdrag som er gjenstand for effektkjøring, med vassdrag som ikke er det.

En vesentlig del av energitilførselen til rennende vann kommer fra landområdene omkring elva, som såkalt allohton tilførsel (løv og annet organisk

materiale), mens de viktigste primærprodusenter er alger (diatomeer og trådalger) og mose. I rennende vann foregår det derfor nedbrytning av alloktont organisk materiale og beiting på alger. Begge prosessene kanaliserer næringsstoffer og energi til høyere trofiske nivåer i økosystemet; rovformer av bunndyr og fisk. Opprinnelsen til energien er imidlertid ulik. Nedbrytningen av organisk materiale kanaliserer alloktont karbon og energi til akvatiske økosystemer gjennom mikrobiell aktivitet og gjennom dekomposisjon av organisk materiale av terrestrisk opprinnelse. Dette foregår ved oppdeling og eting fra vannlevende krepsdyr og insekter, klassifisert som oppdelere og samlere (Mann 1988, Wallace m.fl. 1997). Bunndyr som beiter påvekstalger og annen vegetasjon, og derved kanaliserer autokton primærproduksjon til høyere trofiske nivåer, blir klassifisert som gressere eller skrapere. Virkningen av effektkjøring på omsetning av organisk materiale er ukjent, og det samme er tilfelle for beiting.

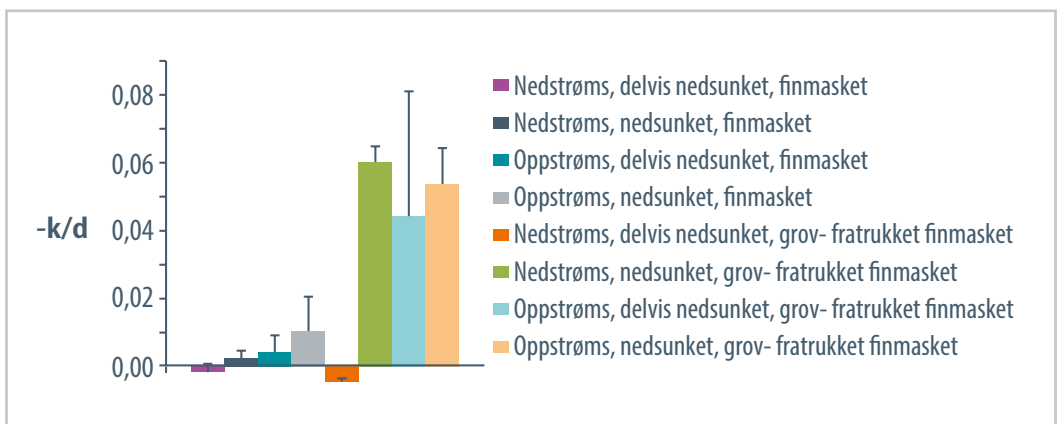
Faktaboks 3.9. Forventet virkning ut fra økologisk teori

For å klassifisere vanninsektenes ulike funksjoner blir de gjerne inndelt i såkalt funksjonelle grupper etter ernæringsmåte. Oppdelere lever mest av døde blad og annen detritus i form av grovpartikulært organisk materiale. Samlere er bunndyr som spiser finpartikulært organisk materiale. Noen filtrerer vannmassene for partikler og organismer og kalles filtrerere, mens andre beiter på påvekstalger og vegetasjon og kalles gressere. Den siste gruppen er rovdypdyrene som lever av andre bunndyr. I realiteten kan en art ha flere av disse funksjonene i næringsnettet.

Økologisk teori tilsier at daglig variasjon i avrenning krever tilpasninger hos makrovertebrater, og effektkjøring skulle selektere for en opportunistisk livshistoriestrategi, mens taxonomiske grupper med en smal hydrologisk nisje skulle bli selektert mot. Makrovertebratenes kroppsstørrelse og kroppsfarm som påvirker deres evne til å motstå vannhastighet, deres generasjonstid, livssyklus og fødevalg er sannsynlige faktorer som bestemmer hvilke arter av bunndyr som kan leve i områder påvirket av effektkjøring. For eksempel er små og flate insekter med kort generasjonstid og som ernærer seg av detritus eller påvekstalger (dvs. skrapere, samlere og oppdelere) bedre i stand til å overleve enn store, ikke-strømlinjeformede og sakte voksende makrovertebrater som okkuperer høyere trofiske nivåer. Andelen makrovertebrater som har kort livssyklus og liten kroppsstørrelse skulle derfor øke relativt til de andre formene. Teori basert på organismenes metabolisme tilsier at egenskapene til opportunistiske arter skulle sikre en tettere kobling mellom makrovertebrater og deres næringsgrunnlag, og derigjennom øke hastigheten på økologiske prosesser som nedbrytning og beiting. I kontroll-lokaliteter med større hydrologisk stabilitet ville man forvente økt primærproduksjon, økt akkumulering av detritus og mer effektiv økologisk funksjon, dvs. raskere insektpåvirket, men ikke mikrobiell, nedbrytning og beiting parallelt med økt tetthet av bunndyr. Det samme vil vi forvente skal være tilfelle i den permanent vanndekte dypålen sammenliknet med grunne områder.

Undersøkelsene av hvordan effektkjøring påvirker nedbrytning har blitt gjennomført etter samme forsøksdesign som undersøkelsene av bunndyrsamfunnet, og utført i elvene Daleelva, Valleråi og Longva. Den økologiske konteksten var den samme med en upåvirket (kontroll) og en påvirket strekning i samme vassdrag. Strekingen påvirket av effektkjøring ble inndelt i den permanent vanndekte dypålen og i grunne områder, der endringer i vannføring er synlig gjennom endringer i vanndekt og tørrlagt areal. Kontrollstrekingen ble på samme måte inndelt i permanent vanndekt areal (dypål) og grunne områder. Mikrobiell nedbrytningsrate ble målt i finmaskede poser (500 µm maskevidde), mens den kombinerte effekten av vanninsektenes nedbrytning og mikrobiell nedbrytning ble målt i grovmaskede poser (12 mm). I begge typer poser ble det veid inn en mengde blader, vesentlig av or og vier. Effekten av vanninsektenes oppdeling ble målt som differansen mellom nedbrytningsraten mellom grovmaskede og finmaskede poser.

I Valleråi var vanninsektenes oppdeling viktigere enn mikrobiell nedbrytning om våren. Nedbrytningshastigheten fra oppdelerne var generelt høyere på dypt vann enn i de grunne områdene, og hastigheten varierte mellom elver. Den mikrobielle nedbrytningshastigheten var generelt raskere på dypt enn på grunt vann (Figur 3.19).



Figur 3.19. Nedbrytning av blader i Valleråi om våren i lokaliteter oppstrøms og nedstrøms utløpet fra det effektkjørte kraftverket, og i poser (fin- og grovmaskede) som var helt eller delvis nedsunket i vann. Forholdet $-k/d$ på y-aksen er et mål som viser nedbrytningshastighet.

Om høsten ga oppdelerne raskere nedbrytning på kontrollstrekningene oppstrøms enn i områdene påvirket av effektkjøring nedstrøms, og ga også raskere nedbrytning på dypt enn på grunt vann. Nedbrytningshastighetene var generelt lave og det ble ikke funnet forskjeller mellom effektkjørte og kontrollområder, eller mellom dypt og grunt vann i Valleråi om høsten (**Figur 3.19**). Mikrobiell nedbrytningsrate varierte ikke mellom kontrollstrekning og påvirket strekning, og heller ikke mellom ulike dyp.

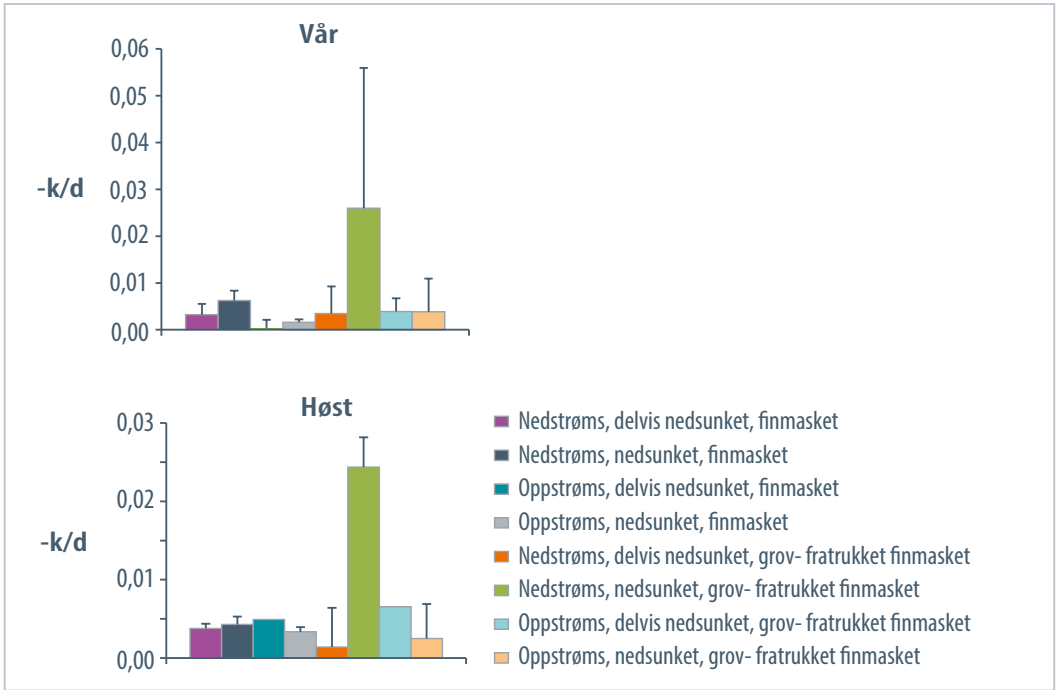
Tilsvarende studier i Daleelva ga aktiviteten til oppdelerne høyere nedbrytningshastighet på dypt enn på grunt vann, og det var en tendens til at den var raskere på strekningen med effektkjøring (nedstrøms) enn på kontrollstrekningen oppstrøms. Mikrobiell nedbrytningshastighet var raskere på dypt enn på grunt vann, og også raskere på strekningen med effektkjøring enn på kontrollstrekningen.

I Logna ga oppdelerne raskere nedbrytningshastighet på strekningen med effektkjøring enn på kontrollstrekningen om høsten, men ikke om våren, og ga raskere nedbrytning i dypålen enn på grunnområdene uansett årstid (**Figur 3.20**). Mikrobiell nedbrytning var raskere på dypt enn på grunt vann, og raskere med effektkjøring enn på kontrollstrekningen om våren, men ikke om høsten.

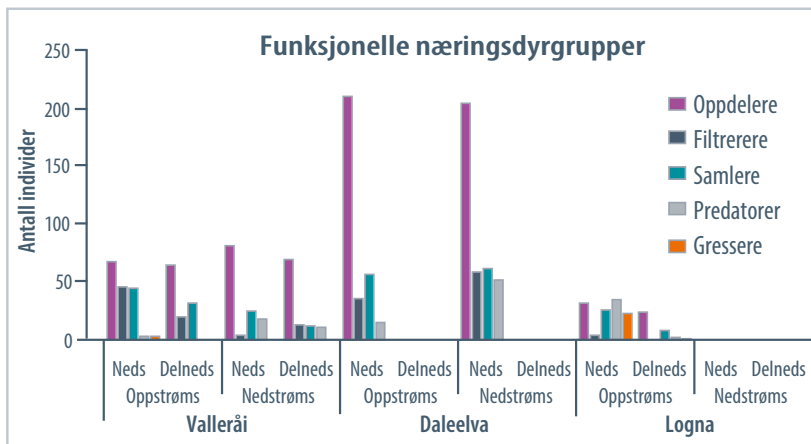
Oppsummert ble det funnet at hyppig tørrlegging på strekninger med effektkjøring har negative effekter på nedbryting av organisk materiale og på mangfoldet av grupper av bunndyr. Hypoteser om raskere nedbryting på kontrollstrekninger og på permanent vanddekte arealer (dypålen) fant delvis støtte i observasjoner av nedbryting av blader på de ulike strekningene.

Det ble undersøkt om effektregulering påvirket balansen mellom de funksjonelle næringsdyrgruppene (**Faktaboks 3.9**). I de undersøkte effektregulerte elver var de fleste makrovertebratene oppdelere (44 %) (**Figur 3.21**). Nymfer av to steinfluearter, *Amphinemura borealis* (Morton) og *A. sulcollicis* (Stephens) utgjorde 83 % av alle individer av oppdelere. Generelt var det flere oppdelere på dypt enn på grunt vann, og flere på kontrollstrekning enn på strekning med effektkjøring. Tettheten av makrovertebrater varierte også betydelig mellom elver. Antall oppdelere var negativt korrelert med mengden detritus om høsten i Valleråi. Mengden detritus var større på kontrollstrekningen enn på strekningen med effektkjøring i Valleråi om våren.

Bortsett fra det, varierte ikke mengden detritus mellom vassdrag, mellom påvirket/upåvirket strekning eller med vanddyp. Oppdelerne var også den mest artsrike funksjonelle gruppen av bunndyrene med 16 arter, mens rovdyr, samlere, filtrerere og beitere var representert med henholdsvis 9, 7, 3 og 2 arter av bunndyr.



Figur 3.20. Nedbrytning av blader i Logna vår og høst i lokaliteter oppstrøms og nedstrøms utløpet fra det effektkjørte kraftverket, og i poser (fin- og grovmaskede) som var helt eller delvis nedsunket i vann.

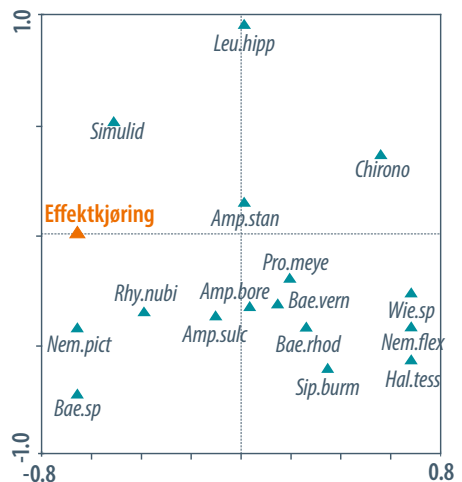


Figur 3.21. Fordeling av funksjonelle grupper av vanninsekter med hensyn til ernæringsmåte, vist for ulike vassdrag, påvirket (nedstrøms) og upåvirket (oppstrøms) strekning, og vanddyp (nedsunket i dypål / delvis nedsunket- delvis tørrlagt). Enhet på y-aksen er antall.

Ordinasjonsanalyse ble brukt til å studere påvirkning av effektkjøring på artssammensetningen. Bunndyrsamfunnets artsmangfold og jevnhet (dvs. hvor like artene er i forekomst) var generelt høyere på dypt vann enn på grunt vann, og høyere på kontrollstrekningene enn på strekningene med effektkjøring. Knott, som er tilpasset hurtigrennende vann, vårfluearten *Rhyacophila nubila* (en rovform), steinfluearten *Nemurella pictetii* som er en oppdeler med vid økologisk toleranse, og den lille, beitende døgnflueslekta *Baetis* spp. var mest tilknyttet effektkjørte strekninger. Effektive oppdelere som steinflueslekta *Nemoura* sp. og vårflua *Halesus* sp. var sterkere tilknyttet kontrollstrekninger (Figur 3.22).

Algebiomassen var høyere på kontrollstrekninger enn på effektkjørte strekninger, og høyere på dypt vann enn på grunt vann i Logna, men ikke Daleelva. Klorofyllkonsentrasjonene var høyere på dypt enn på grunt vann i Daleelva, men konsentrasjonene varierte ikke mellom påvirket og upåvirket strekning.

Forventningen om høyere algebiomasse og høyere primærproduksjon på dypområdene og på kontrollstrekningene ble delvis støttet av observasjonene. I motsetning til forventningene, ble det imidlertid funnet større mengde detritus på én strekning med effektkjøring i forhold til kontrollen. Den mikrobielle nedbrytningen var generelt høyere på effektkjørte strekninger enn på kontrollstrekninger, mens vi ikke fant noen forskjell mellom de dype og de grunne områdene. Grunnet svært lite vann i magasinene under eksponeringstiden var ikke den typiske effektkjøringen like framtrødende i alle tre elvene, noe som sannsynligvis forklarer noen begrensede effekter i noen av forsøkene.



Figur 3.22. Resultatet av korrespondansanalyse av artssammensetning av bunndyr på effektkjørte strekninger (lengst til venstre i figuren) og kontrollstrekninger (høyre del).

3.4 Pattedyr

3.4.1 Bever

Rundt 1850 var beveren (*Castor fiber*) nesten utryddet i Norge og fantes bare i noen få vassdrag i Sør-Norge. De siste 40-50 årene har beveren gradvis spredt seg til store deler av Sør-Norge og resten av landet. Utbredelsen fortsetter å øke og man antar at beverbstanden har en størrelse på ca. 70.000 dyr i Norge i dag (Halley & Bevanger 2005). I områder med få bever og hvor den er nylig kolonisert er den vernet, mens det i områder med en høy populasjonsstørrelse tillates kvotejakt (Halley m.fl. 2013).

Beveren er kjent som økosystemingeniør og spiller en viktig rolle i tilpasning av sine leveområder og ressurser. I akvatiske økosystemer forandres lokale habitater av beverens byggevirksomhet og dette kan ha betydelige positive virkninger på habitattilgjengelighet og habitatkvalitet til fisk og bunndyr (Beechie m.fl. 2008) og fossefall. Bever synes å oppnå en stadig økende anerkjennelse som bidragsyter i å restaurere forringet habitat langs elvebredden og for å gjenopprette et naturlig forstyrrelsesregime i bekker og andre deler av vassdragene (Beechie m.fl. 2008). Beechie m.fl. (2008) konkluderte at beveren ville kunne bidra til å tilbakeføre et kanalisert elvesystem til det opprinnelige systemet med flomhabitat mye raskere enn uten tilstedeværelse av arten.

I Europa blir forringelse av habitat vurdert som den største trusselen for bever (Nolet 1997). For bever innebærer påvirkningen fra vannkraftreguleringene først og fremst tap av og endring i habitat, spesielt langs elvebredden og tilknyttede våtmarker. Hyppige vannstandsendringer gjennom effektkjøring vil skape større og unaturlige variasjoner i livsmiljøet for beveren. Bever avsetter duftspor nær sine territoriale grenser på små forhøyninger i substratet og stein/kvistrester langs vannkanten (Rosell & Nolet 1997) og duftsporene vil vaskes raskere bort ved hyppigere vannstandsøkninger. Hvordan det påvirker beverens tilstedeværelse, atferd og gruppestruktur er ukjent.

Beveren er aktiv ved daggry og skumring og på natten. Hvis det finnes tilstøtende høyereliggende områder med busk og trær («refugier») av tilstrekkelig størrelse, vil et effektkjøringsregime med høy vannføring om dagen innebære begrensede problemer for beveren. Bilder tatt med viltkameraer nedstrøms utløpet fra det effektkjørte Sokna kraftverk i Lundesokna (nær samløpet med Gaula) viste at beveren var ekstremt aktiv med transport av kvist om natten

når vannstanden var lav. I perioder hvor vannstanden var høy også om natten ble aktiviteten betydelig mindre. Resultatene må tolkes slik at i perioder med døgnkontinuerlig vannkraftproduksjon vil beveren muligens unngå å bruke elvestrekninger med konstant høy vannstand. Beverens tilstedeværelse kan sikres gjennom tilgang på partier med rolige elvestrekninger og sidebekker («refugier»), og disse områdene kan gjerne befinne seg oppstrøms utløpet av det effektkjørte kraftverket hvis det er tilstrekkelig restvannføring. I Lundesokna og i Nidelva (Trondheim) tyder undersøkelsene på at det var godt beverhabitat nettopp på disse områdene oppstrøms kraftverkene og beveren var kontinuerlig aktiv om natten.

Beveren er aktiv også vinterstid (Smith m.fl. 1991), men når elvene blir islagte trekker beveren seg tilbake til beverhytta og spiser fra sine matlagre under vann. Vannstanden i områder med beverhytter må dermed være stabil gjennom vinteren, og ødeleggelse av beverhyttene vinterstid kan være kritisk for lokal overlevelse for beveren. Effektkjøring i elver vinterstid med den konsekvensen at isdekket kan bli mindre stabilt er derfor ugunstig for beveren.

Ettersom beveren fortsatt koloniserer nye områder i Norge (Halley m.fl. 2013) er det viktig at lokale bestander ikke isoleres og hindres i å etablere seg i nye områder. Nye eller utvidelse av eksisterende damanlegg eller andre inngrep i forbindelse med vassdragsreguleringer må ta hensyn til dette, og avbøtende og kompensierende tiltak bør planlegges.

Faktaboks 3.10. Bruk av GPS-utstyr

Radiotelemetristudier på bever og oter kan gi bedre forståelse av bevegelsesmønstre, habitatbruk og kunnskap om hvordan effektkjøring og menneskeskapt barrierer påvirker atferd. Slikt utstyr anvendt på bever har vært begrenset av utfordringer med å feste senderen på dyret, men det har blitt gjort framskritt de senere år. I EnviPEAK ble det forsøkt å utstyre bever med GPS sendere, limt direkte på dyr. For oter har det vært forsøkt å utstyre dyr med en GPS-GSM sender hvor data overføres via mobilnettverket. Senderne ble festet på ryggen ved bruk av en slags ryggsekk som faller av etter omlag tre måneder (se bildene under). Forsøkene viste seg å være vellykkede og prosjektet bidro derfor til å bygge kompetanse på dette området, noe som manglet i Norge.



Foto av GPS-merking av oter. På bildet til venstre vises en oter som har våknet opp etter å ha vært immobilisert. Dyret ble fanget i en myk fotfelle. På bildet til høyre vises en oterryggsekk og GSM-GPS utstyr klar til montering. Foto: Jiska van Dijk

Faktaboks 3.11. Bruk av viltkameraer

Det ble i EnviPEAK brukt viltkameraer av type Reconyx for å registrere oteraktivitet langs elvestrekninger påvirket av effektkjøring. Det er mange hensyn å ta ved montering av slike kameraer ved rennende vann, slik som refleksjon av sollys, og riktig plassering for å fange opp et lite og lavt dyr. På tross av disse utfordringene ble det framskaffet mange bilder av bever, oter og fugl som ble analysert i studiet av effektkjøringens virkning på disse artene.



Foto av oter og bever tatt med samme viltkamera montert i Lundesokna. Viltkameraet ble montert på en lokalitet omlag 1 km oppstrøms samløpet med Gaula, snaut 2 km nedstrøms utløpet fra Sokna kraftverk. Foto: Jiska van Dijk

3.4.2 Oter

Mens det var skuddpremie på oter (*Lutra lutra*) i perioden 1900-1932, har den vært totalfredet i Norge siden 1982. Oter er regnet som en sårbar art (Kålås m.fl. 2010) i Norge selv om bestandsstørrelsen er antatt å være høy. I Norge finnes oter både i innlandet i tilknytning til vassdragene og ved kysten.

Oter er en nøkkelart i godt fungerende akvatiske og semi-akvatiske økosystemer. Oteren er en relativ stedbunden predator på toppen av den akvatiske næringskjeden. Oteren er funksjonelt viktig for vassdragets økosystem fordi oterens diett i hovedsak består av fisk og vil følgelig kunne påvirke, eller bli påvirket av fiskebestandene. Den er en viktig indikator for tilstanden i akvatiske miljøer fordi den som toppredator er følsom for forurening og akkumulering av organiske miljøgifter. Samtidig er sannsynligheten for å finne oter langs elver stor når fiskebestandene forvaltes fornuftig og det er god tilgang til naturlig elvehabitat.

Forandringer i leveområdet på grunn av raske vannstandsendringer påvirker oterens habitatbruk. Oterens strategier for å skaffe mat vil sannsynligvis bli påvirket av lokale forandringer i fisketetthet og -bestander. Raske vannstands- endringer med tørrelgging av elvebredden og mer ustabil isdekke er to konsekvenser som kan være positive for oteren fordi det skaper muligheter for enkel og effektiv tilgang på mat. På den annen side kan vassdragsregulering i seg selv, og effektkjøring, med økte og variable vannføringer gjøre elva lite attraktiv for oter på grunn av økte energikostnader ved motstrøms svømming og på sikt potensielt reduserte fiskebestander. Variasjoner i vannstand gjennom vinteren kan for elver som islegges også skape luftlommer mellom overflaten av det rennende vannet og isen, noe oteren kan utnytte. Når vannstanden øker raskt som følge av oppstart av kraftverk kan dette imidlertid medføre drukningsfare for oter (Stubbe 1980). I **Tabell 3.4** gis oversikt over relevante faktorer ved effektkjøring som kan påvirke tilstedeværelse av oter.

Tabell 3.4. Ulike faktorer potensielt utløst av effektkjøring, forventet endring og dens betydning for oter.

Faktor	Forventet endring pga. effektkjøring	Betydning for oter	Positivt/ negativt for oter
Størrelse fiskebestand	kan reduseres	dårligere tilgang på mat	negativt
Strandet fisk	strandet fisk tilgjengelig	lokalt lett tilgjengelig mat	positivt
Vannmengde og strømning	midlertidig økning	økt energiforbruk	negativt
Islegging om vinter	mer åpent vann	mulighet for bedret mattilgang	positivt
Islegging om vinter	usikker is og upålitelig luftlag mellom vann og is	drukningsfare	negativt
Elvebredd, habitat	erosjon, (forebyggende) tiltak mot erosjon	oterhabitat ødelegges (midlertidig eller permanent)	negativt
Dammer		fragmentert habitat, muligens isolasjon, til hinder for otervandring langs elva	negativt

I de senere årene er det internasjonalt (bl.a. i Portugal, Romania, Østerrike) gjennomført flere studier på effektene av bygging av dammer og etablering av magasiner på oter. Hovedkonklusjonene fra disse utredningene er at oterbestandene reduseres på kort sikt grunnet byggeaktivitetene som medfører at oteren forsvinner fra tiltaksområdet, men oteren kommer gradvis tilbake etter at bygningsaktivitetene avsluttes (Pedroso m.fl. 2007). Den lokale bestandsstørrelsen forble likevel lavere enn før tiltaket (utbyggingen) og individuelle otere brukte større leveområder etter byggeaktivitetene enn før (Pedroso m.fl. 2011). En del studier har også påvist endringer i oterens diett sammenlignet med før bygging av dammer og etablering av magasiner (Pedroso & Santos-Reis 2006).

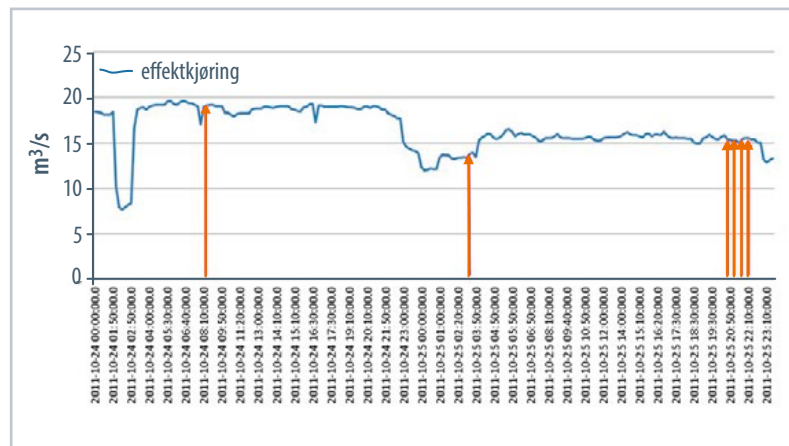
Forebyggende tiltak mot erosjon langs elvebredden og restaureringsarbeid i seg selv er kun midlertidig forstyrrende for oter. Da restaureringsarbeidet i områdene ved elva Spree (Brandenburg, Tyskland) startet var oteren fraværende, men den ble observert igjen allerede før restaureringsarbeidet var avsluttet (Jiska van Dijk, pers. komm.). Kanalisering for å hindre erosjon med lange, bratte elvestrekninger med steinblokker og uten vegetasjon som skaper skjul er lite attraktivt for oteren.

Kunnskapen om hvordan oteren responderer på effektkjøring var inntil nylig meget begrenset og EnviPEAK har vært et pionerprosjekt med tanke på å studere virkninger på oterens tilstedeværelse, aktivitetsmønster og habitatbruk.

Oterens tilstedeværelse i effektkjorte elvestrekninger bestemmes av mattilgang (fiskebestandene), naturlig habitat (eldebreddens morfologi, elvebanker og elvas innlandsmark), mulighetene for kontakt mellom enkeltindividene (voksen hann og hunn) og tilgang til nærliggende områder for ny kolonisering (utvandring av ungdyr). Hvis alt dette er ivaretatt er sannsynligheten for tilstedeværelse veldig stor, hvis ikke utbredelsen er begrenset av områder som er geografisk uegnet for oter (dvs. fjellområdene).

Oteren vil sannsynligvis søke å unngå elver med for høy vannføring på grunn av sterk strøm og store energikostnader ved å svømme motstrøms. Terskelverdiene for disse vannhastigheter er imidlertid ukjente. Høye vannhastigheter kan imidlertid være lokale og oteren kan fortsatt bruke elva og områdene rundt hvis områdene med høyeste vannhastighet kan unngås. Resultatene fra EnviPEAK viser at oteren bruker elvestrekningen i Lundesokna nedstrøms utløpet til Sokna kraftverk selv i perioder med høy vannføring (effektproduksjon) (Figur 3.23). Lavvannføring i denne elva er typisk mindre enn $1 \text{ m}^3/\text{s}$ når kraftverket står. Analyser basert på resultatene fra viltkamerarene langs Nidelva (Trondheim) viser at oterens aktivitetsmønster ikke er annerledes i elvestrekningen med effektkjøring (nedstrøms Nedre Leirfossen kraftverk) i forhold til elvestrekningen oppstrøms utløpet av kraftverket (Figur

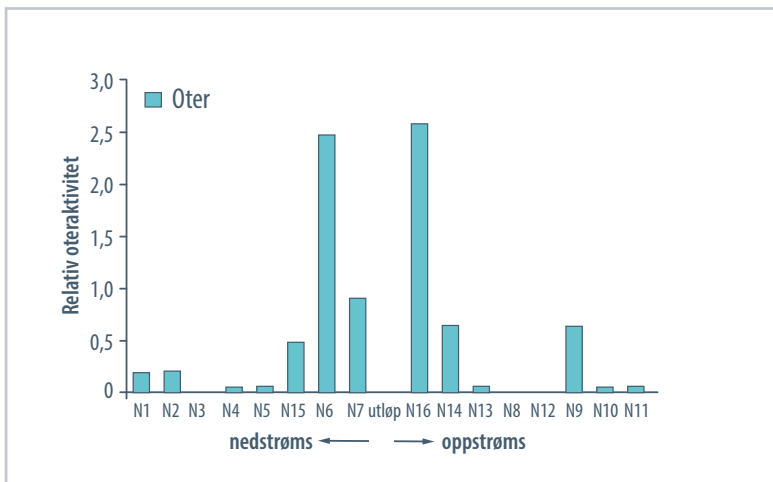
Figur 3.23. Tidspunktene (rødstrek) når en radiomerket oter oppholdte seg i elvestrekning nedstrøms Sokna kraftverk sitt utløp i Lundesokna. Y-aksen viser vannføringen i m^3/s .



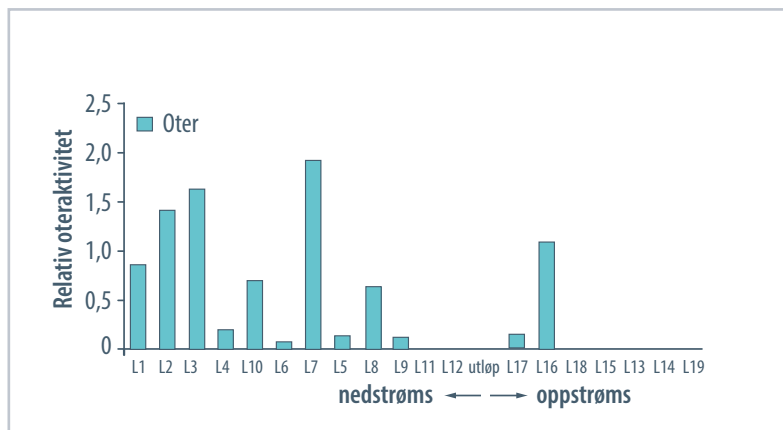
3.24). I Lundesokna viser resultatene til og med høyere aktivitet nedstrøms enn oppstrøms utløpet fra kraftverket (Figur 3.25, se også illustrasjonsbildene i Figur 3.26).

I EnviPEAK ble det forsøkt å kartlegge og kvantifisere oterens predasjon på strandet fisk i Surna og Lundesokna ved bruk av viltkameraer. På grunn av mange potensielle standingssoner langs elvene kan slike studier bare gjennomføres på en effektiv måte ved å merke ville dyr med VHF-sendere eller ved bruk av Passive Integrated Transpondere (PIT) med antenner og loggere. I prosjektet ble det således ikke observert oterpredasjon fra tørrlagte områder og isolerte kulper ved lav vannstand, men utfordringer med studiedesign samt de begrensede mulighetene til kostbar instrumentering innebærer at vi ikke kan trekke endelige og bastante konklusjoner.

Ulike habitattiltak for laksefisk kan være positivt for oter (se nærmere beskrivelse i Forseth & Harby 2013). Disse er i seg selv ikke tilstrekkelig for å redusere negative virkninger for oteren, men kan i kombinasjon med god tilgang til våtmark og andre «refugier» sikre oterbestanden. Utplassering av stein og grus som skaper gunstig substrat og gode hydrauliske forhold for gyting kan være fordelaktig også for oteren ettersom det skaper lokal variasjon i habitat og små områder i elva med lavere vannhastigheter. Videre vil tiltak som «elv-i-elv» og cellederskler være to tiltak som endrer vannløpene i selve elveleiet (se Forseth & Harby 2013) til det bedre for oteren.



Figur 3.24. Relativ oteraktivitet (antall bilde-sekvenser per uke) registrert på kameraene langs Nidelva. Kamera-stasjonene (x-aksen) er sortert etter avstand fra kraftverkets utløp.



Figur 3.25. Relativ oteraktivitet (antall bilde-sekvenser per uke) registrert på viltkameraene langs Lundesokna. Kamerastasjonene (x-aksen) er sortert i avstand fra kraftverkets utløp.



Figur 3.26. Oteraktivitet på dagtid ved høy vannføring og vannstand i Lundesokna nedstrøms utløpet fra Sokna kraftverk. Vannføringen er omlag 17,5 m³/s. Foto: Jiska van Dijk.

3.5 Fugler

3.5.1 Fuglers tilstedeværelse og adferd i elver



Elver inneholder attraktive habitater og de rike næringsressursene i elva og langs elvekantene tiltrekker mange fugler. Dette medfører at fuglene både søker næring, raster på elvebreddene og hekker langs elva.

67 fuglearter regnes som tilknyttet elv, hvorav 65 bruker elvebredder og igjen om lag 40 av disse benytter elva hele året. Blant de 67 elveartene tilhører mer enn 85 % fugleordenene andefugler, vadefugler, måkefugler, alkefugler og spurvefugler (Reitan 2012). Noen arter søker næring i selve vannstrengen, mens andre tiltrekkes av ressursene som finnes langs elvekantene. Andefugler slik som ender, gjess og svaner lever i alle typer ferskvannshabitater, mens vadefugler, gråhegre, måker, isfugl, linerle og vintererle foretrekker områdene langs elva. Hvis elva er bred og stilleflytende tiltrekkes lommer, dykkere, terner, riksefugler, fiskeørn og andre arter. Mer typiske terrestriske arter med næringsøk i elver er havørn, kråker, troster, sangere og sivspurv (Bakke 1973, Bevanger & Thingstad 1986, Håland 1993, Gjershaug 1996, Lislevand & Steel 2006). Publiserte studier omtaler primært hvor fuglene hekker i og langs våtmarkene, mens det er mindre kunnskap om hvilke fugler som raster eller søker næring i og langs elvebreddene.

Figur 3.27. Laksand er eksempel på en fugleart som er til stede i de fleste elver med åpent vann, og som reagerer umiddelbart når det er mat tilgjengelig. Den beveger seg mye langs elva, både fiskende og flygende. Foto: Jan Ove Gjershaug

Det mest karakteristiske trekket for fugler sammenlignet med andre ferskvannsorganismer er deres mobilitet. Fugler forflytter seg og responderer raskt på endringer i tilgjengelighet av næringsressurser. Dette betyr at fugler raskt kan forflytte seg til områder med bedret ressurstilgang i og ved elva. Fuglene kan forflytte seg mellom mange ulike lokaliteter flere ganger daglig, det er også klare årstidsvariasjoner, og mange fuglearter er kun til stede i sommerhalvåret. Om sommeren er også de fleste artene større i antall. I tillegg er det forskjeller fra år til år på grunn av både klimatiske og bestandsmessige forhold. Fysiske faktorer påvirker hvor mye fugler bruker elvebiotoper. Forhold som snø og isdekke påvirker tilstedeværelsen av arter.

Våtmarksfuglene har en rekke tilpasninger som gjør dem egnet for ferskvannshabitater. Lengden og utformingen av føttene, sier noe om hvor de kan foreta næringsøk. Vadefugler og hegrer er eksempler på arter som har lange føtter og kan vade rundt i grunt vann i søk etter næring. Noen har kortere føtter og kan søke mat kun langs breddene og når vannstanden blir lavere i elvene. Vannføringsregimet i en elv er derfor en bestemmende faktor for hvilke arter som bruker elva til enhver tid.

Fugler utnytter samlet sett de fleste næringsressurser i elva og langs elvekantene. Bunndyr, fisk, frø og planter kan være attraktiv næring. Mange arter søker mat i øvre del av vannflata slik som gressender, mens andre arter som fiskender og dykkender dykker dypere etter maten. Andre arter søker mat langs elvebreddene, både i tørrlagte elvehabitat og i periodevis oversvømte områder. Vanndybde og -hastighet er faktorer som bestemmer hvor de ulike artene søker etter næring. Fossefall og vintererle er de artene som er mest knyttet til stritt rennende vann. Arter som kun søker mat i selve elvestrengen, slik som fiskendene, andre ender, svaner, gråhegre og fossefall, forflytter seg mye på langs av elva og søker etter mat både oppover og nedover elva. Selv om fugler søker mat i selve elva, legger de fleste fuglene reir utenfor selve vannstrengen.

De fleste fuglearter har en noe spesialisert diett, mens enkelte arter har et smalere næringsinntak slik som fiskendene og gråhegre som er fiskepisende. Mange fugler er omnivore (altetende). Deres næringspreferanse kan variere mellom ulike årstider der mange arter foretrekker bunndyr i hekkesesongen.

3.5.2 Påvirkning fra regulering og effektkjøring

Effektkjøring påvirker levestandarden til fugler på mange måter gjennom raske endringer i vannføring. Raske endringer i vannføring kan endre vanntemperatur og isforhold, noe som påvirker fuglers mattilgang. Mer åpne arealer vinterstid grunnet regulering, samt episoder med tørrlegging og stranding, vil kunne gi enklere tilgang på mat og dermed tiltrekke seg fugler. Fugler vil respondere umiddelbart på endringer, særlig hvis det medfører mer og lettere tilgang på næring. Fiskender som laks og siland er tilpasset å respondere på endret vannføring og lærer også raskt når det er lettere å få tak i mat. Fugler som lever i nærheten av de sterkest påvirkede strekningene i elva flyr ofte ut i elvehabitatene for å finne mat, og må generelt antas å raskt kunne utnytte strandet næring i effektkjorte elver.

Langsiktige endringer i habitat vil ha betydning for mange fuglearter. Døde fisk og insekter er attraktivt for mange fuglearter og tilgjengeligheten vil påvirke både antall og fordelingsmønster av fugler. I EnviPEAK ble fugler i elvene Surna, Lundesokna og Nidelva undersøkt. De observerte responsene på endret vannføring antas å være representativt for mange elver i Norge. I de påfølgende avsnittene er funnene oppsummert.

Tid på året og døgnet: I sommerhalvåret er langt flere fuglearter til stede enn om vinteren og i langt større antall. Dette gjelder både elvelevende fugler, fugler langs elvebreddene og fugler på elvesletter og omliggende dyrket mark, og som alle bruker effektkjorte elver. Om vinteren varierer forholdene mer ved at elva er delt i is/snødekte og åpne partier. I områder med snø eller isdekke er det lite fugl til stede. I de åpne partiene kan det tidvis være konsentrasjoner av bl.a. fossefall, kvinand og laksender, men også fugler fra skog, dyrka mark og bebyggelse nær elva, slik som skjære. Type og mengde vegetasjon det er langs elvekantene har stor betydning for hvordan fuglene bruker elva og elvekantene.

Særlig i sommerhalvåret er det også ulikheter i hvordan elva brukes av fugler gjennom døgnet. Når vannføring reduseres i løpet av kvelden eller natta, vil elvelevende fugler som laks og siland være først til stede før det blir lyst nok for andre arter. Seinere på dagen vil andre arter komme raskt til elva, som for eksempel fiskemåker der elva er nær dyrket mark, kråker der elva er nær skogkanter, og skjære der elva er nær bebyggelse.

Bevegelser langs elva: Fugler beveger seg mye langs elva i løpet av en dag. Når vannstanden synker vil noen fugler slik som laksand bli tiltrukket av disse områdene, mens andre ender slik som kvinand og stokkand forflytter seg til steder med mer vann. Vinterstid foretar også fossefall slike bevegelser langs elva. I individantall ble det registrert langt flere fugler i de større elvene Surna og Nidelva enn i den mye mindre Lundesokna.

Bevegelser mellom elva og terrestriske habitater: I tørrleggingsepisoder ble det observert at fugler fra omliggende skog og dyrket mark foretok mye næringsøk i elva og særlig langs de tørrlagte delene av elva. Det var særlig i sommersesongen episodene med lav vannstand utløste spesielt høy aktivitet. Det ble registrert særlig stor aktivitet hos kråke og skjære (spiser all tilgjengelig næring), storspove (bunndyr), fiskemåke (fisk og bunndyr), linerle, gråtrost og tjeld (bunndyr), samt låvesvale, taksvale og sandsvale (som søkte insekter over vannet).

Det finnes studier av ernæring hos fiskespisende fugler i norske elver, de fleste av fiskemåke og laksand, i forbindelse med studier av smoltutvandring hos laks (Reitan m.fl. 1987, Kålås m.fl. 1993). Stranding av fisk vil være tiltrekkende for mange fuglearter, og vil føre til fordeler for mange arter som kan utnytte fisken som en næringsressurs. Dette er også observert tidligere i Surna i 1985-86 og Orkla i 1987. Laksender ankom elvene raskt når smolt eller fisk som ble drept eller skadd i kraftverksturbiner var tilgjengelig. Ved stor tilgang til mat synes fuglene å spise til de er mette for så å raste. For videre lesning om fugl og reguleringseffekter i elver og innsjøer vil vi henvise til Nilsson & Dynesius (1994), Reitan (1997) og Reitan & Thingstad (1999).

4 Tiltak for å avbøte problemer ved effektkjøring

Hovedbudskap tiltak

Operasjonelle tiltak og tekniske endringer på kraftverket:

- Operasjonelle tiltak som reduserte senkningshastigheter og økt minstevannføring har potensielt stor positiv virkning.
- Tilpasning av tidspunkt for effektkjøring til perioder hvor bestandseffektene er minst vil redusere omfanget av problemet. Effektkjøring vår og forsommer er trolig mindre problematisk enn på dagtid på vinteren.
- Driftsmessige tiltak må ses i sammenheng med fysiske tiltak i vassdraget.
- Endringer i driftsmønster må avklares i forhold til hva som er økonomisk forsvarlig for kraftprodusenten og må avveies mot andre tiltak og ønsket effekt.
- Det kan være iboende begrensninger i installert maskinpark på kraftstasjonene og i vannveienes utforming som vanskeliggjør introduksjon av de beste miljøtiltak. Ved utbygging/oppgradering av tekniske deler av anlegget bør miljømessige hensyn tas.
- Installasjon av omløpsventil er trolig det eneste aktuelle tiltaket for å eliminere risikoen for utfall.

Fysiske tiltak i vassdraget:

- Uønskede miljøeffekter av effektkjøring kan begrenses gjennom fysiske tiltak. Behov og muligheter for tiltak bør utredes og begrunnes utfra forholdene i vassdraget, og utformes spesifikt for å motvirke problem eller avbøte flaskehals i økosystemet.
- Tiltak må tilpasses elvas vannføringsregime, og da spesielt fastsettelse av lavvannføring/minstevannføring i perioder kraftverket står.
- Aktuelle tiltak for å redusere stranding av ungfisk og bunndyr inkluderer bygging av terskler, modifisering av elveleiet og restaurering og sikring av vannføring i sideløp. Det er også mulig å dempe vannføringsendringer gjennom bruk av fordrøyningsbasseng eller ved å endre utløp fra kraftverket.
- Flaskehals i fiskeproduksjon kan motvirkes gjennom habitattiltak på områder som er kontinuerlig vanddekket ved lavvann og dermed ikke tørrlegges ved effektkjøring.
- Risikoen for tørrlegging av gyteområder kan reduseres ved å tilføre vann gjennom grøfter/rør, legge ut gytegrus på kontinuerlig vanddekte områder, og ved å fjerne gytegrus fra strandingsutsatte områder av elveleiet.
- Ungfiskhabitat kan forbedres gjennom utlegging av store stein/blokker, trær og ved harving av substratet.
- Fysiske tiltak er generelt kostnadseffektive sett i forhold til tap av energiproduksjon. Tiltak krever i mange tilfeller oppfølging og vedlikehold for å oppnå vedvarende ønsket effekt.

Foto: Ulrich Pulg



4.1 Hovedgrupper av tiltak

Det er tre hovedgrupper avbøtende tiltak for å redusere negative virkninger av effektkjøring:

1. Driftsmessige eller operasjonelle tiltak som endrer forekomst, hastighet og størrelse på endringer i vannføring
2. Fysiske tiltak i elveleiet som kompenserer for negative effekter
3. Tekniske tiltak i selve kraftverket, vannveiene eller dammen, for eksempel forbitappingsventil, luker og mer fleksible turbiner som har større bredde i mulige driftsvannføringer

Selv om tiltakene her er kategorisert i tre hovedgrupper er det imidlertid viktig å huske at i mange sammenhenger kan en kombinasjon av ulike driftsmessige, fysiske og tekniske tiltak gi best effekt. Driftsmessige tiltak inngår i systemet for miljøtilpasset effektkjøring (Kapittel 5) og tiltakskapittel bør derfor leses i sammenheng med dette kapittelet.

Det er få eksempler på tiltak som er gjennomført i norske vassdrag spesifikt med tanke på effektkjøring, men det er mange tiltak som utføres i regulerte vassdrag som også vil kunne motvirke negative effekter som følger av raske og hyppige endringer i vannføring og vannstand. En oppsummering av ulike tiltak for å redusere miljøkonsekvenser av vassdragsregulering i norske vassdrag er gitt i for eksempel Forseth & Harby (2013), mens tiltak mot miljøvirkninger av effektkjøring spesielt er behandlet i Charmasson & Zinke (2011), Harby & Bogen (2012) og Harby & Noack (2013).

4.2 Tiltak og miljøforbedrende effekt

Behov og muligheter for ulike tiltak vil variere med fysiske forhold i elva og reguleringsregimet. For å ha god treffsikkerhet bør derfor tiltakene baseres på en grundig kartlegging av forholdene i vassdraget og utformes spesifikt for å motvirke påviste problem. Spesielt viktig er det å identifisere og avbøte effekter som potensielt kan være en flaskehals for fiskebestandene eller andre deler av økosystemet. For eksempel kan strandingsfare knyttet til viktige gyte- eller oppvekstområder ha store konsekvenser, og bør derfor gis høy prioritet med tanke på tiltak. Videre må tiltakene utformes i henhold til gjeldende regime for effektkjøring og hva som teknisk sett er mulig å oppnå ved justeringer i kraftproduksjonen, samt at restriksjoner og bestemmelser knyttet til minstevannføringer, flomfare og andre forhold selvsagt må respekteres.

En generalisert oversikt over fysiske tiltak i vassdraget og operasjonelle tiltak styrt gjennom driften av kraftverket, med den hensikt å redusere uønskede virkninger av effektkjøring, er gitt i **Tabell 4.1** og **Tabell 4.2**. Den forventede miljøeffekten er beskrevet i **Tabell 4.3**.

Tabell 4.1. Oversikt over fysiske tiltak for å motvirke uønskede miljøeffekter ved effektkjøring og beskrivelse av virkemåte. I tillegg til den ønskede virkningen kan enkelte tiltak ha uønskede bivirkninger. Disse er angitt med et minustegn i parentes etter beskrivelsen. Eksempler på hvordan tiltakene er eller kan gjennomføres er beskrevet og illustrert i Kapittel 4.5.

Fysiske tiltak	Virkemåte
Terskler	<ul style="list-style-type: none"> • Reduserer tørrlegging og dermed stranding av egg, ungfisk og bunndyr • Reduserer vannstandsvariasjoner og kan derfor redusere stressrelatert vekstreduksjon/dødelighet hos ungfisk og effekter på gyteatferd • Redusert vannhastighet kan også resultere i mindre uønsket driv av fiskeyngel og bunndyr • Redusert vannhastighet kan føre til økt sedimentering av finstoff, begroing og redusert habitatkvalitet. Tiltaket bør derfor avveies i henhold til dette og eventuelt suppleres med vedlikehold av habitatforholdene (f.eks. harving etter noen år). Videre skaper terskler habitatforhold som fremmer arter som foretrekker stilleflytende vann, mens arter som foretrekker stryk og mer dynamiske strømningsmønstre mister slike områder (±)
Økt bruk av sideløp	<ul style="list-style-type: none"> • Økt tilgang til gyte- og oppvekstområder med mer stabil vannføring • Reduserer stranding og stress-/atferdsrelaterte effekter ved å sikre kontinuerlig vannføring. Krever tilgang på elvenære landområder dersom gamle sideløp ikke er i bruk lenger
Modifisere elveleiet slik at sidene blir jevnere og brattere for å redusere strandingsfare	<ul style="list-style-type: none"> • Reduserer stranding av egg og fisk ved å unngå tørrlegging og/eller unngår at fisk fanges i dammer ved nedtrapping av vannføring • Skaper et mer homogent habitat
Habitatforbedrende tiltak (skjul, steiner, strømvridere) for ungfisk på permanent vanndekte områder	<ul style="list-style-type: none"> • Reduserer stranding ved å tilby optimalt habitat på trygge lokaliteter • Kompenserer for økt fiskedødelighet ved å forbedre habitatforhold og produksjon
Restaurering eller utforming av trygge gyteplasser	<ul style="list-style-type: none"> • Reduserer eggdødelighet • Øker fiskeproduksjon på elvestrekninger med begrensede gytemuligheter
Fjerne gytegrus på elvebunn som tørrlegges	<ul style="list-style-type: none"> • Reduserer eggdødelighet ved å begrense gytemuligheter på strandingsutsatte områder
Fordrøyningsbassenger og andre morfologisk dempingstiltak	<ul style="list-style-type: none"> • Demper vannføringsendring og med dette reduserer stranding og atferds-/stressrelaterte effekter • Egnet til å redusere endringer i vanntemperatur og vannkvalitet som er knyttet til effektkjøring • Ofte stort arealbehov (±)
Endre kraftverksutløp slik at utløp går til en innsjø, et magasin eller havet	<ul style="list-style-type: none"> • Unngår vannføringsfluktuasjoner ved å føre vannet direkte til innsjø/sjø • Egnet til å redusere endringer i vanntemperatur og vannkvalitet som er knyttet til effektkjøring • Redusert vannføring vil gi redusert vanndekt areal og habitattilgang (±) • Teknisk vanskelig og økonomisk utfordrende, vil også kreve endringer i konsesjonsbestemmelser (±)

Alle tiltakene i **Tabell 4.1** vil ha en kostnad ved bygging/etablering, og det vil ved mange av tiltakene også være kostnader forbundet ved vedlikehold. En sjablongmessig vurdering av kostnader/tap ved de ulike tiltakene er angitt i **Tabell 4.4**.

Operasjonelle tiltak innebærer tilpasninger av kraftverksdriften med den hensikt å redusere miljøproblemene forårsaket av effektkjøring. Tilpasningene kan være gradvis og saktere nedtrapping av produksjonen for å redusere strandingsfaren for fisk og bunndyr nedstrøms utløpet, båndlegging av effektkjøring i perioder hvor økosystemet er spesielt sårbart for raske og hyppige endringer i vannføring og vannstand (for eksempel stopp i produksjon på dagen vinterstid) eller en økning av minstevannføring for å sikre at de tørrlagte områdene ved lav vannføring blir så små som mulig.

Foreslåtte grenseverdier som sikrer reduserte miljøvirkninger er gitt i **Kapittel 5** i form av senkningshastigheter, tørrlagte områder, forholdstall mellom høy og lav vannføring, regularitet og tidspunkt for effektkjøringen. Disse faktorene er videre kombinert med vassdragets sårbarhet for å finne den ytterligere påkjenning effektkjøring kan innebære.

For å kunne gjennomføre operasjonelle tiltak er det viktig med en forståelse av det tekniske systemet de skal gjennomføres i da det kan være fysiske begrensninger på selve kraftstasjonen og i vassdraget som gjør disse tiltakene vanskelige å gjennomføre. Restriksjoner i driften av vannkraftanlegget vil ofte koste i form av tapte inntekter i perioder med høy pris, selv om produsert volum kraft kan være uendret. Dette gjelder kraft solgt både som regulerkraft, i balansekraftmarkedet (tidsperspektiv minutter) og i spotmarkedet. Begrensninger i driften kan påvirke hastighet på start/stopp av kraftverket, og variasjoner i pris ved sesongmessige begrensninger i effektproduksjonen.

Tabell 4.2. Oversikt over operasjonelle tiltak for å motvirke uønskede miljøeffekter ved effektkjøring og beskrivelse av virkemåte. Det understrekes at tiltaket for å oppnå den ønskede miljømessige virkningen kan ha ulemper eller kostnader for kraftverksdriften. Foreslåtte grenseverdier for tiltakene er presentert i Kapittel 5.

Operasjonelle tiltak	Virkemåte
Redusere kraftproduksjon gradvis over tid	<ul style="list-style-type: none"> • Vannføring ut av kraftverket vil reduseres gradvis med redusert risiko for stranding av fisk og bunndyr • Saktere oppkjøring av kraftverket kan redusere risikoen for uønsket driv av bunndyr og yngel, raske endringer i vanntemperatur, samt isganger
Unngå effektkjøring i visse perioder på døgnet og året	<ul style="list-style-type: none"> • Tiltaket vil båndlegge effektproduksjon i perioder av året og døgnet når fisk og bunndyr er ekstra sårbare for raske endringer i vannføring og vannstand og risikoen for stranding av ungfisk, egg eller bunndyr er størst, eller når effekten på populasjoner er mest dramatisk • Redusert effektkjøring vinterstid vil redusere problemer med isganger
Øke laveste vannføring eller redusere høyeste vannføring	<ul style="list-style-type: none"> • Tiltaket vil redusere størrelsen på variasjonene i vannføring/vannstand og redusere strandingsutsatte områder. Tiltaket vil pålegge produsenten et konstant høyere minstenivå på produksjon og dermed redusere muligheten for prisoptimal kjøring, og tilsvarende begrense hvor mye kraft som kan produseres ved en høy pris • Tiltaket vil trolig også redusere energiomsetningen hos fisk • Reduksjoner i vannføringsintervallene kraftverkene opererer på vil kunne redusere risikoen for isganger • Økt minstevannføring vinterstid vil trolig redusere sarrproduksjonen i elva

Alle de operasjonelle tiltakene antas å ha en eller annen negativ virkning for kraftverksdriften, enten i form av tapt energiproduksjon eller redusert mulighet for effektproduksjon i perioder med fordelaktige prisforskjeller. Størrelsen på disse vil avhengig av størrelsen på de operasjonelle tiltakene og spesifikke faktorer ved det enkelte vannkraftanlegg, slik som fallhøyde, reguleringsgrad og turbinkarakteristika. Sjablongmessige vurdering av kostnader/tap ved de ulike tiltakene er angitt i **Tabell 4.4**.

Tabell 4.3. Forholdet mellom tiltak, problemtype og miljøeffekt. Scoring gitt i tabellen angir miljøeffekt på følgende måte: + = Liten positiv effekt, ++ = Middels positiv effekt, +++ = Stor positiv effekt, 0 = Nøytral/ingen effekt og ÷ = Negativ miljøeffekt. Det må understrekes at de angitte virkningene varierer fra elv til elv og må kun leses indikativt. Erfaringer med en del av tiltakene og grunnlaget for angivelse av effekt i denne tabellen er beskrevet i Kapittel 4.5, og foreslåtte verdier for miljøtilpasset effektkjøring er gitt i Kapittel 5.

Tiltak	Problemtype				
	Stranding	Økt energiomsetning	Endret artssammensetning/ konkurransforhold	Armering av bunnsforhold	Isproduksjon/isganger
Terskler	+	++	÷	÷	+
Restaurere og/eller sikre vannføring i sideløp	++	++	+	+	0
Modifisere elveleiet	+++	0	0	+++	0
Habitatforbedrende tiltak for ungfisk på permanent vanndekte områder	++	++	++	++	0
Restaurering/tillaging av trygge gyteplasser	+++	0	++	++	0
Fjerne gytegrus på elvebunn som tørrelegges	++	0	+	0	0
Fordrøyningsbasseng og andre morfologisk dempingstiltak	++	+	÷	÷	+
Endre kraftverksutløp	++	+	+	÷	++
Redusere kraftproduksjon gradvis (oppstart mhp. is)	+++	+	+	0	++
Unngå effektkjøring i visse perioder	+++	++	+	0	+++
Redusere forholdet høy vannføring og lav vannføring ved effektproduksjon	+++	++	++	0	++

4.3 Tekniske tiltak på kraftverket

En utskifting av maskinparken til flere små og nyere turbiner vil sikre en større fleksibilitet for produksjon på flere ulike nivåer. Nyere turbiner kan også tåle saktere oppkjøring og nedkjøring, tilby et bredere driftsområde, samt en lavere driftsvannføring. Dette vil gjøre de foreslåtte operasjonelle tiltakene enklere å gjennomføre. Utskifting av maskinpark er imidlertid dyre tiltak, men bør definitivt vurderes hvis oppgraderingen uansett skal gjøres.

Det vanligste og kanskje eneste tiltaket for å eliminere problemer knyttet til utfall er å bygge en omløpsventil i kraftverket. Omløpsventilen vil sikre at vann renner gjennom kraftverket og ned i nedstrøms elvestrekning selv om kraftverket skulle oppleve en brå stans i produksjonen. En omløpsventil regnes som et relativt kostbart tiltak. Det er også mulig å slippe vann fra magasinet via luker. Hvor raskt vannstand og vannføring kan reetableres vil avhenge av hvor raskt luker kan åpnes og hvor lang transporttid vannet bruker gjennom elveleiet fram til utløpet fra kraftverket.

4.4 Kostnader og vedlikehold av tiltak

Operasjonelle tiltak og endringer i driftsmønsteret kan få store kostnader dersom man både må gjøre fysiske justeringer av inntaks- og reguleringsordninger samt maskiner og utstyr for å kunne operere med langsommere endringer. Det kan også være uønsket siden det nettopp er muligheten til å utføre hurtige endringer i kraftproduksjon som er en del funksjonen til enkelte kraftverk i energisystemet. Det kan imidlertid være mulig å tilpasse driften slik at hurtige endringer ikke forekommer i bestemte, kritiske tidsperioder i året eller døgnet, uten store tap av inntekter. Saltveit m.fl. (2003) har for eksempel vist at man om vinteren bør vente til etter at det har blitt mørkt før vannstanden senkes for å redusere strandingsfaren. I de mørkeste månedene er dette kanskje mulig uten å tape inntekter eller produksjon.

Fysiske tiltak kan generelt sett være meget kostnadseffektive tiltak sett i forhold til tap av energiproduksjon. Fysiske tiltak er derimot ofte ikke en engangskostnad, men må sees på som et av flere verktøy for kontinuerlig å forvalte den påvirkede elva – så lenge naturlige fluviale prosesser og naturlig vannføring ikke restaureres. På lik linje med andre tekniske tiltak (erosjonssikring, demninger) krever fysiske habitattiltak både oppfølging og vedlikehold for å opprettholde ønsket effekt. Kostnader kan reduseres hvis habitattiltak integreres i vassdrags-tekniske planer, forvaltningsplaner og revisjoner på et tidlig stadium.

Kombinasjonen av operasjonelle og fysiske tiltak er ofte det mest effektive, og det er viktig å studere alle muligheter for endringer i driftsmønsteret som ikke medfører tapte inntekter eller produksjonstap i kombinasjon med mulige fysiske tiltak og på denne måten optimalisere kostnader og nytte.

Tabell 4.4. Vurdering av ulempene ved de ulike tiltakene. Scoring gitt i tabellen indikerer følgende: ÷ = Liten ulempe, ÷÷ = Middels ulempe, ÷÷÷ = Stor ulempe, 0 = Nøytral/ingen ulempe og + = Positiv effekt. Det må understrekes at de angitte virkningene varierer fra elv til elv og anlegg og til anlegg og må kun leses indikativ. I kolonnen Tekniske utfordringer indikerer antall minustegn størrelsen på den tekniske utfordringen.

Tiltak	Problemtype				
	Tekniske utfordringer	Investeringskostnader	Driftskostnader (selve tiltaket)	Energitap	Effekttap
Terskler	÷	÷÷÷	÷	0	0
Restaurere og/eller sikre vannføring i sideløp	÷÷	÷	÷	0	0
Modifisere elveleiet	÷	÷÷÷	÷	0	0
Habitatforbedrende tiltak for ungfisk på permanent vandekte områder	÷	÷÷	÷÷	0	0
Restaurering/tillaging av trygge gyteplasser	÷	÷÷	÷	0	0
Fjerne gytegrus på elvebunn som tørregges	÷	÷÷	÷	0	0
Fordrøyningsbasseng og andre morfologisk dempingstiltak	÷÷	÷÷÷	÷	0	0
Endre kraftverksutløp	÷÷	÷÷÷	0	0	0
Redusere kraftproduksjon gradvis (oppstart mhp. is)	÷÷	0	0	0	÷
Unngå effektkjøring i visse perioder	÷	0	0	÷	÷÷÷
Redusere forholdet høy vannføring og lav vannføring ved effektproduksjon	÷	0	0	÷	÷÷÷
Tekniske tiltak anlegg	÷÷	÷÷÷	÷	0	0

Forholdet mellom effekt og kostnad etter at andre tekniske, praktiske eller juridiske hensyn er tatt vil være avgjørende for rekkefølgen tiltakene bør gjennomføres og det er vanskelig å gi noen konkret anbefaling på dette uten at den enkelte elv og anlegg er vurdert. I tillegg vil noen tiltak ha en større sannsynlighet for å virke positivt mens det vil være større usikkerhet rundt effekten og eventuelt kostnaden forbundet med andre tiltak. Dette må også tas hensyn til når den optimale pakken av tiltak velges.

4.5 Eksempler på planlegging og gjennomføring av fysiske tiltak

4.5.1 Tiltak for å redusere tørrlegging og stranding

I Norge er bygging av terskler et vanlig tiltak for å avbøte uønskede effekter på biologiske forhold i regulerte vassdrag (Arnekleiv m.fl. 2006; 2012). Hovedfokuset har ofte vært å øke vanddekt areal og vannvolum ved lave vannføringer, noe som også vil bidra til å redusere strandingsrisiko for egg, fisk og bunndyr ved effektkjøring. Terskler vil også ha en avbøtende effekt ved at den demper fluktasjoner i vannstand og vannhastighet, og kan dermed bidra til å redusere stressbelastning hos fisk og redusere uønsket driv av yngel og bunndyr. Ved å endre hydrauliske forhold i elva vil terskelen samtidig endre strømforhold og sedimentasjonsprosesser, noe som kan endre habitatforholdene i elva på lengre sikt. Erfaringer fra flere tiår med terskelbygging i regulerte vassdrag i Norge viser at terskler også kan ha ulemper for fisk, særlig terskler som er dimensjonert alt for store. Eksempelvis kan de føre til økt sedimentering og redusert habitatkvalitet for lakseunger (Arnekleiv m.fl. 2006; 2012, Fjeldstad m.fl. 2012, Pulg m.fl. 2013a). Ved riktig utforming kan imidlertid terskler være et enkelt tiltak for å redusere tørrlagte arealer, og kan dermed alene eller i kombinasjon med andre tiltak bidra til å redusere både strandingsproblemer og bedre gyte- og oppvekstforhold for laks og ørret. Avhengig av sedimenttransport og -kvalitet bør en regne med vedlikehold av habitater i terskelbassenger. Det kan for eksempel være nødvendig å harve substratet eller supplere med gytegrus etter noen år.

Figur 4.1. Habitatundersøkelsene i Ekso (Hordaland) viste at et viktig oppvekstareal for ungfisk var svært utsatt for stranding (bilde til venstre) som følge av driften i Myster kraftverk. Bygging av en terskel (høyre bilde) og gjenåpning av et sideløp sørger for at habitatet nå er nær permanent vanddekt. Foto: Uni Miljø v/Sven-Erik Gabrielsen og Bjørn Barlaup.



Det er også mulig å redusere områder med risiko for tørrelegging ved å modifisere elveleiet. Områder som tørrelegges ved vannstandsreduksjoner kan senkes, og breddene kan gjøres brattere for å begrense mulig strandingsområder. Elvebreddene kan også jevnes ut for å unngå at det dannes små, avsnørte dammer/lommer med vann hvor fisk og bunndyr blir værende når vannstanden reduseres (Charmasson & Zinke 2011). Andre tiltak kan være å grave ut kulper som er tilstrekkelig store og permanent vanddekte som kan virke som standplasser og skjulområder for både ungfisk, gytefisk og bunndyr i perioder med lav vannstand.

Faktaboks 4.1. Simulering av tiltak for redusert eggdødelighet

I EnviPEAK er det demonstrert hvordan krav til minstevannføring, definert utfra eggoverlevelse gjennom vinteren kan kobles med hydrauliske modeller. Hydrauliske modeller beregner vannstander og habitat og disse er videre koblet med modeller for simulering av drift av effektkjerte kraftverk. Nivået på minstevannføring ble spesifisert ut fra en kombinasjon av maksimal varighet på lavvannsperioder og minimum lufttemperatur for å unngå utfrysing.

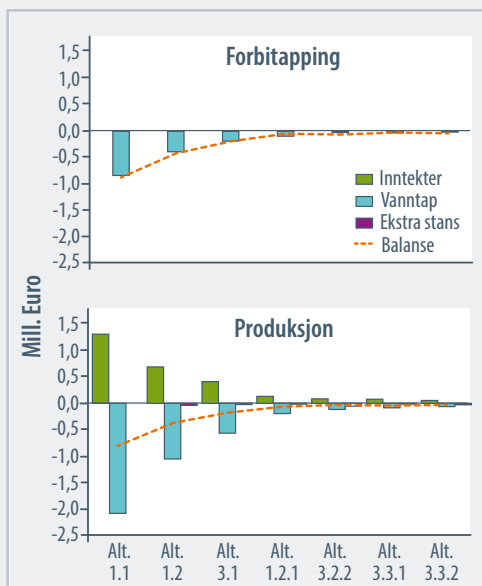
Et sett av alternativer for operativ drift av vannkraftsystemet ble etablert som en kombinasjon av:

- (i) økt vannslipp for å sikre tilstrekkelig vannstand, enten gjennom økt produksjon eller ved forbitapping (tapt produksjon)
- (ii) frekvens for økt vannslipp (hver 3. eller hver 6. time)
- (iii) varighet for de økte vannslippene (kontinuerlig, én eller to timer)

Ulike varianter av disse driftsmønstrene ble testet i perioder hvor lufttemperaturen var under 0° C og eggene potensielt kan fryse.

En vassdragssimulator for hele systemet ble satt sammen av nMAG, som håndterer kraftverksystemet, og HEC-RAS som beregner vannstand og vanddekket areal utfra gitte vannføringer. Kostnader og inntekter ved de ulike driftstrategiene ble beregnet og sammenstilt mot sannsynligheter for overlevelse av egg.

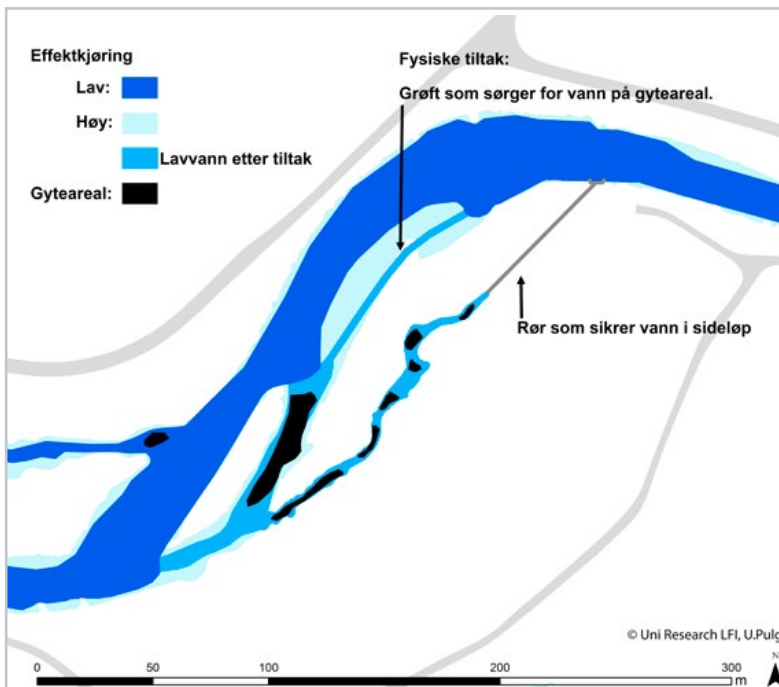
Studiet demonstrerer hvordan man kan definere målrettede miljørestriksjon mot bestemte, kritiske livsfaser, som et alternativ til mer generelle miljøkrav som for eksempel konstant minstevannføring representerer. Ved å koble sammen en modell som beregner inntekter og kostnader for vannkraftsystemet med en hydraulisk modell kan kostnadseffektive tiltak identifiseres. Ytterligere beskrivelse av dette studiet finnes i Casas-Mulet m.fl. (2014b).



Figuren illustrerer endring i kostnader og inntekter ved ulike varianter av effektkjøring og miljørestriksjoner, og balansen mellom kostnader og inntekter (stiplet linje).

4.5.2 Etablering/restaurering av sideløp

Sideløp kan ofte bli spesielt utsatt ved effektkjøring ettersom de i mange tilfeller tørker helt eller delvis ut ved vannføringsreduksjoner. I tillegg har mange sideløp opp igjennom årene blitt stengt på grunn av flomsikring eller for å utnytte arealet til andre formål. Slike sideløp kan i mange tilfeller tilby spesielt gunstige gyte- og oppvekstområder, særlig for sjøørret. Ved å gjenåpne og/eller sikre vannføringen i slike sideløp kan en både vinne nye verdifulle fiskehabitater, samtidig som de kan virke som refugier for fisk eller andre dyr ettersom endringer i vannstand ofte kan dempes i slike sideløp. I **Figur 4.2** er det vist eksempler på både sikring av permanent vanntilgang og gjenåpning av sideløp i Daleelva i Vaksdal. På det ene området, som også ble benyttet som lokalitet til gyttestudioet (**Faktaboks 4.2**), ble et viktig gyteområde i elva i stor grad tørrlagt ved redusert vannføring. For å unngå dette ble det gravd en grøft i elveleiet oppstrøms som leder vannet inn i sideløpet ved lave vannføringer, slik at gytegroper holdes vanddekt og yngel ikke strander. Parallelt med dette er et gammelt sideløp restaurert ved at det ledes vann inn fra oppstrøms side via et rør. Ettersom inntaket til røret er dykket, også ved lav vannføring, og rørets kapasitet begrenset, er vannføringen i dette sideløpet vesentlig jevnere enn i hovedløpet og bidrar dermed til at fisken her blir vesentlig mindre påvirket ved effektkjøring.



Figur 4.2. Eksempel på tiltak for å åpne og sikre vannføring på gyte- og oppvekstområder i sideløp for laks og sjøørret i Daleelva i Vaksdal (2011). Det store gytearealet (svart område) sentralt i skissen er området hvor «gyttestudioet» (Faktaboks 4.2) er installert.

Tiltak som bidrar til å opprettholde eksisterende eller gjenopprette opprinnelige naturlige gyteområder vil ofte være kostnadseffektive.

Effektkjøring vil trolig også medfører mer varige habitatendringer med redusert algebegroing og dødt organisk materiale (bunndyrnæring) i de grunne områdene utsatt for varierende vanddekke. Konstruerte elveområder (sidekanaler, osv.) som unntas fra tørrlegging og som bestandig er vanddekt vil kunne virke positivt for å opprettholde bunndyrproduksjon og biologisk mangfold.

Faktaboks 4.2. Gytestudio i Daleelva

Laks og ørret stiller strenge krav til valg av gyteplass. Bunnsubstrat, vanddyp og vannhastighet synes å være de viktigste habitatkriteriene og fisken bruker gjerne tid på å finne gode lokaliteter og å konstruere gytegroper. Hurtige endringer i vannføring fører til brå endringer i habitatforhold som kan forstyrre gyteaktiviteten, og i mange tilfeller må fisken gjentatte ganger flykte fra gyteområdet for å unngå kritisk lave vannstander. Et ubesvart spørsmål har vært om fisken tar i bruk slike områder, og om konstruksjonen av gytegroperne er adekvat. For å studere dette har vi i EnviPEAK tatt i bruk et undervanns videosystem bestående av 8 kameraer som har filmet gyteatferden til laks og sjørøret over 2 gytesesonger. Dette ble installert ved et gyteområde i Daleelva i Vaksdal (Hordaland) som er eksponert for effektkjøring.

Resultatene fra studiet viser at laksen forsvinner fra gytearealet ved nedtrapping av vannføring mot minstevannføring, men kommer raskt tilbake til gyteområdet når vannet øker og det igjen er gode forhold for gyting. Graving (dvs. konstruksjon av gytegroper) ble observert allerede én time etter at vannføringen hadde begynt å øke. Graving av ørret ble også observert ved nær minstevannføring. Egg som ble funnet i gytegroper under vannlinjen ved minstevannføring hadde normal overlevelse (~100 %), mens et fåtall egg som ble funnet over vannlinjen hadde ingen overlevelse.

Disse resultatene indikerer at fisken er sterkt motivert til å gjenoppta gyting når vannføring er egnet og at tiltak som sikrer egg-overlevelse på strandingsutsatte områder bør gjennomføres. Våre erfaringer tilsier at de viktigste tiltakene for å motvirke negative effekter på gytefisk er (1) at laksen periodevis får gode forhold med tilstrekkelig høy vannføring til å gjennomføre gyteatferden (2) at fisken har nok vanddekket gytehabitat i elva slik at de i mindre grad er tvunget til å bruke områder som er utsatt for tørrlegging, og (3) at fisken har tilgjengelige refugium/standplasser i tilknytning til gyteområdene til bruk i perioder med lav vannføring.



Videoovervåking av gyteatferd hos laks i Daleelva.



Gytestudioet ved minstevannføring og kameraene kan sees i forkant av bildet. Hovedelva er i bakgrunnen til venstre, mens grøfta som sikrer vann inn på gyteområdet befinner seg øverst til høyre i bildet.

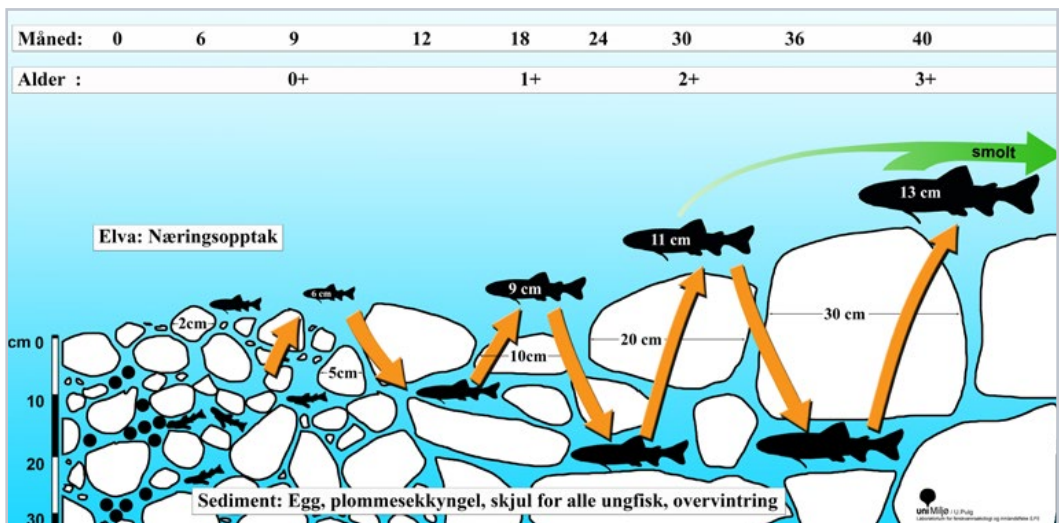
4.5.3 Habitatforbedrende tiltak på kontinuerlig vandekte områder

Negative konsekvenser av effektkjøring på fiskebestanden kan også kompenseres ved å utføre habitattiltak som motvirker flaskehals i fiskeproduksjonen generelt. Ved å bedre gyte- og skjulmuligheter på områder som ikke tørrlegges ved lavvann eller minstevannføring vil en kunne øke fiskeproduksjonen på områder som ikke utsettes for stranding.

Ungfisk av laks og ørret har spesifikke krav til habitat og skjul som kan variere noe fra vassdrag til vassdrag. Laksefisk er i hovedsak territorielle, og det er derfor begrenset hvor mange individer som kan finnes innenfor et gitt område. Dette avhenger for en stor del av de lokale habitat- og skjulforholdene, der parametere som vannhastighet, vanddyp, substratstørrelse og hulrom i substratet beskriver dette. Krav til skjul og habitat varierer med størrelse på fisken, se **Figur 4.3** som illustrerer ulike krav til skjul. Habitatkravene varierer også med årstid, og det er derfor viktig å se dette i sammenheng med hvilke perioder på året effektkjøring eller eventuell tørrlegging av områder foregår.

Vanligvis vil områder med vanddyp på 30-70 cm og vannhastigheter mellom 10-50 cm/s kombinert med substratstørrelser på 12-50 cm og tilstrekkelig hulrom gi gode habitatforhold for ungfisk av laks og ørret i sommerhalvåret (Armstrong m.fl. 2003, Heggenes & Wollebæk 2013, Finstad m.fl. 2011). Laks ser

Figur 4.3. Ungfisk av laks bruker hele det øvre laget av elvebunnen (ca. 0-30 cm) i oppveksten. Skjulsteder (hulrom) i sediment er viktig for å unngå predasjon, til overvintring og som refugium ved flom.



ut til å foretrekke noe høyere vannhastighet enn ørret. På lavere temperaturer foretrekker ungfisk av både laks og ørret lavere vannhastigheter, og det er spesielt viktig med gode skjulmuligheter på områdene som ikke tørlegges.

I tillegg til å sikre gode habitatforhold for ungfisk på områder som er permanent vanndekt, er det også viktig å sikre god spredning av områder med godt ungfiskhabitat i vassdraget. De yngste årsklassene beveger seg sjelden langt fra gyteområdet de er klekket fra (Einum m.fl. 2008, Finstad m.fl. 2009), og det er derfor viktig å sørge for både godt ungfiskhabitat og gode gyteforhold i nærheten av hverandre på områder som ikke tørlegges.

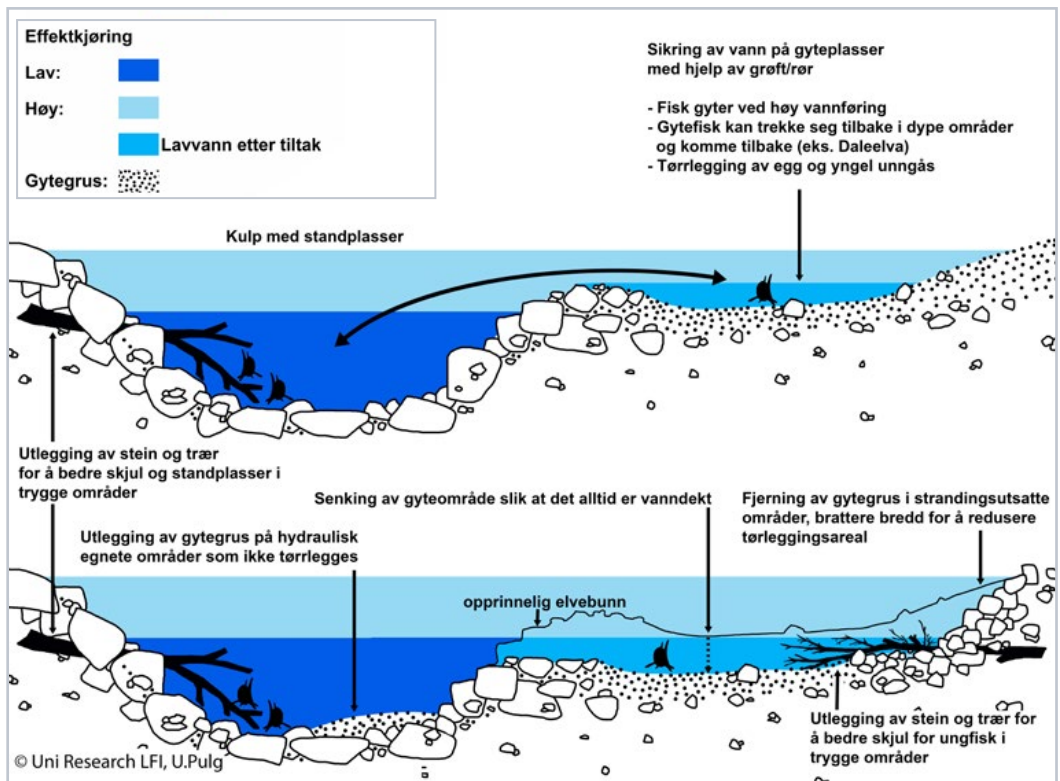
Laks og ørret velger gyteområder innenfor gitte kriterier definert av bunnsubstrat, vannhastighet og vanddyp. Bunnsubstratet er spesielt viktig og består normalt av grus og stein med en kornfordeling mellom 8 og 64 mm. En vil derfor normalt finne gyteområdene på steder med grusavsetninger og forekomsten av gyteplasser varierer derfor mye mellom vassdrag avhengig av sedimenttilførsel, fallgradient og hydrologiske forhold. Hvis det er behov for å sikre eller styrke gyteforholdene kan dette gjennomføres ved å legge ut grus på identifiserte, nye og gode gyteområder. Erfaringer viser at fisken vanligvis raskt tar i bruk nye gyteområder dersom de er utformet riktig (Barlaup m.fl. 2006; 2008, Pulg m.fl. 2013a, b). Ved å legge ut gytegrus på områder som forblir vanndekket også ved lave vannføringer kan en unngå stranding og dødelighet på egg som følge av effektkjøring. På denne måten kan en «styre» fisken til å gyte på trygge områder og dermed bidra til å sikre det viktige gytehabitatet. For å lykkes med å konstruere nye gyteområder er det viktig at gytegrusen legges ut på et område med egnede strømningsforhold. Dette innebærer blant annet at en må sørge for å unngå at grusen spyles ut og at habitatforhold i form av vanddyp og vannhastighet er slik at gytefisken tar området i bruk. Utlegging av gytegrus bør også sees i forhold til mulige skjul og oppholdssteder for gytefisk ved lave vannføringer. Ved å legge nye gyteområ- det i tilknytting til kulper med godt vanddyp og skjul vil fisken raskt kunne finne tilbake til gyteområdet når vannstanden igjen er egnet for gyting.

I tilfeller hvor det ikke er mulig å gjennomføre tiltak for å sikre gyteområdet vil det være hensiktsmessig å fjerne gytegrusen i områder som tørlegges på lave vannføringer. På denne måten unngår en at fisken gyter på strandingsutsatte steder. Det er påvist flere tilfeller hvor gytefisken år etter år benytter slike «strandingsfeller» og hvor fjerning av grus har vist seg å være et effektivt tiltak.

Mens høye vannføringer i løpet av gytetiden kan medføre fare for at gytegrøper strander ved lave vannføringer, kan også vedvarende lave vannføringer føre til at mange gode gyteområder som ikke tørlegges blir liggende for grunt og med for lav vannhastighet til at fisken kan gyte. Dette kan resultere i at tilgangen til gyteområder blir begrenset, og at fisken i større grad samles på gjenværende områder med tilfredsstillende gyteforhold. Dette kan igjen medføre økt lokal tetthetsavhengig dødelighet og derfor være en viktig flaskehals i produksjonen av laks og ørret. Resultater av gyteatferd hos laks og sjørøret i gytetudioet i Daleelva (Faktaboks 4.2) viser at fisken flyktet fra gyteområder og ut på dypere vann ved hurtig nedtrapping av vannføring, men at gytefisken raskt var på plass og gjenopptok gyting når vannføringen økte igjen. Det er derfor viktig å tilpasse kjøremønstret i gytetiden slik at det forekommer perioder med vannføringer som er egnet og av lang nok varighet til at fisken tar i bruk tilgjengelige gytearealer i elva.

I **Figur 4.4** er det illustrert hvordan gyteområder og skjul kan konstrueres på områder som holdes kontinuerlig vanddekt.

Figur 4.4. Prinsippskisse for bedring av gyte- og oppvekstforhold for fisk i vassdrag med effektkjøring.



En høy minstevannføring vil være et tiltak som reduserer flere av de uønskede forholdene nevnt over og vil sikre stabile forhold og stort mangfold i permanent vanddekte områder. Effektkjøring «på toppen» av en høy minstevannføring er dessuten mindre dramatisk (lavere forholdstall mellom høy og lav vannføring) enn om den lave vannføringen er veldig lav da dette ofte skaper mindre strandsutsatte arealer.

4.5.4 Fysisk demping av vannføringsfluktasjoner

Det er mulig å dempe hastigheten på endringer i vannføring, og tilhørende endringer i vannkvalitet (for eksempel temperatur og pH) gjennom fysiske tiltak. Ulike strukturer som øker oppholdstiden til vannet og danner et mer variert strømbilde, som terskler og buner, demper de raske endringene. En tilsvarende effekt vil en få ved å fjerne kanaliseringer og restaurere opprinnelige svinger og elvesletter. I mange tilfeller vil imidlertid dempingeffekten være av begrenset omfang, særlig på korte elvestrekninger hvor utlikningsvolumet er lite, og hvis vannføringsfluktasjonene er store.

En betydelig større dempingeffekt kan oppnås ved bygging av fordrøyningsbasseng nedstrøms utløpet av kraftstasjonen. Det foreligger ingen eksempler på bruk av den typen tiltak i Norge, men fordrøyningsbasseng er i stadig større grad brukt som tiltak mot negative virkninger av effektkjøring internasjonalt, særlig i Sveits og Østerrike. Et annet alternativ kan være å endre utløpet av kraftstasjonen slik at det munner ut direkte i innsjø eller sjø slik at uønskede variasjoner i elva reduseres.

5 Hjelpemiddel for miljøtilpasning av effektkjøring

5.1 Mål, bakgrunn og begrensinger

5.1.1 Mål

Denne delen av boka beskriver et system og hjelpemiddel for å utvikle en miljøtilpasset effektkjøring i elver. Systemet er utviklet basert på ny kunnskap framkommet i EnviPEAK og andre nasjonale og internasjonale studier innenfor temaet. Dette er ment som et hjelpemiddel for vannkraftindustrien og forvaltningen i arbeidet med å:

- 1 Vurdere hvilken miljøbelastning en eventuell effektkjøring vil gi i et bestemt vassdrag.
- 2 Utvikle driftsstrategier for kraftverk og tiltak i effektkjorte vassdrag som sikrer en best mulig miljøtilpasset effektkjøring.

I et bestemt tilfelle vil det for myndighetene alltid være en avveining mellom den eventuelle miljøbelastningen effektkjøringen skaper og samfunnets behov for fleksibel kraftproduksjon. Vurderingen av den samfunnsmessige og bedriftsøkonomiske nytten ligger utenfor dette systemet, likeså avveiningen mellom nytten og den miljøbelastningen som kan oppstå.

Svært stor	Stor	Moderat	Liten

Figur 5.1. Sluttproduktet i systemet er en firedelt vurdering av belastningen som effektkjøring mest sannsynlig vil gi på elveøkosystemet.

Ved svært stor belastning (rødt) er det sannsynlig at effektregulering vil være en betydelig tilleggsbelastning på økologiske forhold i vassdraget og at fiskebestanden raskt eller over tid kan bli redusert (på grunn av økt dødelighet eller redusert produksjonskapasitet), mens ved liten belastning (grønt) er det lite sannsynlig at det vil forekomme slike endringer.

5.1.2 Bakgrunn

Effektkjøring av vannkraftverk er et resultat av behovet for balansering av kraftnettet, men kan også være motivert av ressuroptimalisering. Behovet for balansering er økende ettersom stadig flere ikke-regulerbare energikilder (uregulert småkraft, vindkraft og solenergi) kobles til strømmettet. Andelen faste leveranser som for eksempel til kraftkrevende industri med døgnkontinuerlig produksjon har også avtatt, noe som påvirker variasjonen i forbruksmønstre og behovet for regulerbar strømproduksjon. Det er således betydelige samfunnsbehov og verdier knyttet til effektkjøring. På den annen side kan effektkjøring med utløp til elv gi store tilleggsbelastninger på elveøkosystemene, og påvirke bestander av ferskvannsfisk. Vassdragene og deres økosystemtjenester (blant annet fritidsfiske) representerer også samfunnsverdier som kan bli påvirket.

Oppmerksomheten rundt effektkjøring har vært økende de siste årene. Da de aller fleste av dagens gjeldende konsesjoner ble gitt var det imidlertid liten oppmerksomhet rundt de mulige miljøproblemerne effektkjøring kunne gi, og bare noen få kraftverk har i dag spesifikke restriksjoner i konsesjonsvilkårene for slik drift. Noen kraftprodusenter har imidlertid innført selvpålagte restriksjoner for når og hvordan effektkjøring skal gjennomføres. Som grunnlag for god avveining mellom samfunnsverdiene av effektkjøring og konsekvensene for elvesystemene er det behov for hjelpemidler. Mens de økonomiske og samfunnsmessige gevinstene allerede kan beskrives og kvantifiseres relativt godt, finnes det ikke noe system for å angi de økologiske effektene eller verdiene i vassdragene. Vi presenterer her et system som gjør at effekter på elveøkosystemet kan vurderes fra liten til svært stor, som et grunnlag for en bredere kost-nytte vurdering.

5.1.3 Begrensninger

Effektkjøring gjennomføres i kraftverk med utløp til elv, innsjø, magasin og direkte til fjorder med svært forskjellige konsekvenser. Systemet som presenteres her gjelder for effektkjøring med utløp til elv og inkluderer både kystvassdrag med anadrom fisk og innlandsvassdrag.

Når man skal vurdere effektkjøring i et bestemt vassdrag vil verdiaspektet komme inn. Man må da forholde seg til de verdier, i vid forstand, som finnes i tilknytning til vassdraget og hvordan disse blir berørt ved effektkjøring. Forskergruppa som står bak dette hjelpemiddelet har ikke spesiell kompetanse på dette temaet og EnviPEAK har ikke foretatt verdivurderinger av økosystemene. Verdivurderinger er en typisk forvaltningsoppgave som har en bredere tilnærming, hvor mange interesser må avveies. Vi har derfor valgt ikke å inkludere miljøverdi i vårt system, men henviser til miljøverdisettingen i NVE rapport nr. 49/2013 (Sørensen m.fl. 2013), utviklet av Miljødirektoratet og NVE i fellesskap, som en nyttig referanse. Ved utarbeidelse av NVE Rapport nr. 49/2013 var verdisetting sentralt og et klassifiseringssystem med tilhørende kriteriesett ble utviklet (se vedlegg 4 i rapporten). Videre gir Vitenskapelig råd for lakseforvaltning i sin første rapport (Anon. 2009) en gjennomgang av hva som er biologisk viktige laksebestander, der det også gis en liste med viktige kriterier (**Tabell 5.1**) som kan være et nyttig utgangspunkt. Nasjonale laksevassdrag er allerede gitt et spesielt vern, og er med i kriteriesettet til NVE/Miljødirektoratet. Verdivurderinger kan eventuelt supplere systemet beskrevet her, men vi understreker at dette må utføres av myndighetene ansvarlig for forvaltning av regulerte vassdrag.

Alle strømnnett må ha muligheter til å balansere forbruk og produksjon på både kort og lang sikt for å oppfylle krav om stabilitet og kvalitet på strømforsyningen til enhver tid. I Norge brukes stort sett vannkraftverk eller enkelte aggregater i vannkraftverk til dette siden vårt energisystem er dominert av vannkraft. Dette innebærer at effekten må reguleres og varieres og enkelte kraftverk eller deler av kraftverk (aggregater) brukes derfor til effektkjøring. Tekniske, geografiske, økonomiske og organisatoriske forhold påvirker hvilke kraftverk som egner seg til effektkjøring og hvilke som faktisk blir brukt til dette. Vurderinger i forhold til bedriftsøkonomisk og samfunnsøkonomisk nytteverdi av effektkjøring er ikke omtalt her, og må eventuelt komme i tillegg til vurderingen av påvirkning av elvesystemet og egne verdivurderinger.

Tabell 5 1. Tabell med forslag til kriterier for å identifisere særlig viktige laksebestander foreslått av Vitenskapelig råd for lakseforvaltning (fra Anon. 2009).

Kriterium	Beskrivelse
Genetisk variasjon	Graden av genetisk variasjon i et representativt sett med genetiske markører. I fravær av direkte målinger av genetisk variasjon, kan kunnskap om bestandsstørrelse gi en indikasjon.
Genetisk baserte særtrekk	Kjente trekk hvor arverbarhet er dokumentert eller sannsynliggjort, som for eksempel: avvikende god/dårlig vekst, stor/liten størrelse ved kjønnsmodning, spesielt tidlig/sen oppvandring, spesielt sen gyting, spesielle livshistorievarianter osv.
Potensial for genetiske særtrekk	Forekomst av habitatkarakteristika som det er sannsynlig at har gitt spesielle tilpasninger, som for eksempel: store innsjøer på lakseførende strekninger, spesielt kalde/varme elver, elver med høy gradient og/eller spesielt vanskelige naturlige vandringshindre, spesielt storsteinet gytesubstrat osv.
Opprinnelighet	En vurdering av hvor sannsynlig det er at bestanden har beholdt sin opprinnelige genetiske sammensetning ut fra a) innslaget av rømt oppdrettslaks i gytebestanden og b) historisk og nåværende praksis for utsetting av fisk.
Geografisk sammenheng	En vurdering av hvordan bestandssituasjonen er i nærliggende vassdrag som det antas at gjeldende bestand kan avgi eller motta gytefisk fra, og om bestanden inngår som en viktig del i en meta-bestand.
Utdøleserisiko	En vurdering av risikoen for tap av levedyktighet for bestanden ut fra en formell levedyktighetsanalyse eller også DN sitt kategorisystem som klassifiserer ungfiskproduksjon, gytebestandens størrelse og trusler mot bestanden.

5.2 Beskrivelse av hjelpemiddelet

Det foreslåtte hjelpemiddelet har to akser:

P: En påvirkningsakse som vurderer de mulige økologiske konsekvensene av effektkjøring ut fra hvordan fysiske forhold som vannføring, vannstand og vanddekt areal endres, gitt av vannkraftsystemet og elveleiets utforming.

S: En sårbarhetsakse som vurderer hvor sårbart systemet er for ytterligere påvirkning i form av effektkjøring.

De to aksene kan brukes hver for seg, avhengig av formålet, eller kombineres til en samlet vurdering som særlig kan være nyttig når man skal identifisere kritiske faktorer ved effektkjøring eller flaskehals. I begge aksene henvises det flere plasser til sesonginndelinger av året. Vinteren er definert tidsmessig som perioden fra døgnmiddel vanntemperaturen i gjennomsnitt (over år) synker under 6 °C om høsten til den passerer 6 °C om våren. Resten av året er

definert som sommer. Den første delen av sommeren, kalt vår og forsommer, varer fram til fire uke etter at fiskeyngelen har begynt å ta til seg næring i elva («swim-up» for laks og ørret). For laks og ørret kan dette tidspunktet defineres relativt presist fra utviklingsmodeller (fra egg til klekking og «swim-up»).

Det faglige grunnlaget er grundig beskrevet i de andre delene av denne rapporten, og vi har valgt å ikke inkludere referansene i beskrivelsen av systemet, med unntak av der vi direkte henviser til andre systemer.

Effektkjøring innebærer at kraftproduksjonen i et vannkraftverk driftes for å møte kortsiktige variasjoner i etterspørselen i kraftmarkedet eller behov for stabilisering av elektrisitetsnettet, med den konsekvens at driftsmønsteret preges av raske, hyppige og kortsiktige operasjonelle endringer. Vi understreker viktigheten av denne samfunnstjenesten. Se **Kapittel 1** for definisjon av effektkjøring.

5.2.1. P – Påvirkningsaksen

Tabell 5.2 oppsummerer faktorer som skal vurderes (P1-P6), hvilke indikatorer som brukes og kriterier for å plassere det aktuelle vassdraget i en av fire påvirkningsklasser – fra svært stor påvirkning som gis tallverdien 4 til liten med tallverdien 1. Tabellen er basert på en fysisk beskrivelse av forhold i vassdraget som er relevante for virkninger på økosystemet. Kriteriene er lagd med utgangspunkt i kunnskap om effekter på laksefisk og bunndyr, men antas også å representere viktige effekter på hele elveøkosystemet. En anvendelse av systemet bør ta utgangspunkt i de tekniske og operasjonelle begrensningene som ligger i vannkraftsystemet (turbiner, luker, vannveier, restriksjoner osv.). En slik vurdering vil representere det totale mulighetsrommet for effektkjøring. Deretter kan man legge inn ulike restriksjoner i en iterativ prosess som reduserer samlet påvirkningsverdi og eventuelt klasse i arbeidet fram mot en miljøtilpasset effektkjøring.

Tabell 5.2. System og metodikk for hvor sterkt effektkjøring påvirker elveøkosystemer, med påvirkningsfaktorer, indikatorer og tilhørende grenseverdier for klasser fra svært stor effekt til liten effekt. Forklaring på hvordan påvirkningsfaktorene skal utledes er gitt i den påfølgende teksten.

Påvirkningsfaktor	Indikator	Kriterium for klasseplassering			
		Svært stor (verdi 4)	Stor (verdi 3)	Moderat (verdi 2)	Liten (verdi 1)
P1: Senkningshastighet	Vannstands-endring, angitt pr time [cm/t]	> 20	13-20	5-13	< 5
P2: Tørrlagt areal	Endring i vanddekt areal ved vannførings-reduksjon fra Qmaks til Qmin [%]	> 20	10-20	5-10	< 5
P3: Størrelse av vannførings-svingningene (amplitude)	Vannføringsforholdet Q_{maks} / Q_{min}	> 5	3-5	1.5-3	< 1.5
P4: Frekvens	Årlig frekvens (andel/antall dager per år med effektkjøring)	>40 % (>146 d)	25-40 % (92-146 d)	10-25 % (37-91 d)	<10 % (< 37 d)
P5: Fordeling		Irregulært over hele året	Irregulært i perioder	Døgn-regulering i flere perioder	Døgn-regulering i inntil to perioder
P6: Tidspunkt	Vannstands-reduksjon i kritiske perioder	I dagslys om vinteren	I mørke om vinteren	Sommer og høst	Vår og forsommer

P1 Senkningshastighet: Hvor fort vannstanden faller når vannføringen gjennom et kraftverk reduseres er avgjørende for om fisk og i noen grad bunndyr klarer å svømme/krype unna eller strander i tørreleggingssonen. Senkningshastigheten er definert som hastigheten i endring i vannstand fra starten til slutten av en reduksjon i vannføring, uttrykt som cm pr time for hele episoden. Episoden starter når vannstanden starter å synke og regnes som avsluttet når 90 % av vannstandsreduksjonen er gjennomført. Fordi vannstandsreduksjonen varierer både med avstand fra kraftverksutløpet og elveprofilen på stedet, må denne verdien hentes fra en mest mulig representativ del av den aktuelle elvestrekningen. Ofte finnes det målestasjoner som logger vannstand og det må vurderes om stasjonen er representativ. I tilfeller der det ikke finnes data tilgjengelig må det gjøres egne målinger eller modellstudier. Vannstandsdata med timesoppløsning er sjelden tilstrekkelig for å beregne senkningshastigheter. Senkningshastigheten vil variere mellom episoder, avhengig av vannføringsnivå ved start og en rekke andre faktorer. I vurderingene skal 90 % persentilen av alle effektkjøringsepisodene gjennom et år (eller

flere år) benyttes. Denne verdien tilsier at 90 % av nedtappingshendelsene har minst den senkningshastigheten, mens kun 10 % har en høyere verdi. På den måten unngår man at sjeldne og spesielt store senkningshastigheter blir med i vurderingen. Grenseverdiene er basert på kunnskap om strandingsfare hos laksefisk. Bunndyr er mye mer utsatt for stranding, men effektene på bunndyr fanges opp av andre påvirkningsfaktorer. Senkningshastigheten kan reduseres ved gradvis/trappevis nedkjøring av kraftverksturbinene, eventuelt også til en viss ved hjelp av enkelte tiltak i vassdraget.

P2 Tørrlagt areal: Dette er en faktor som er viktig for å beskrive bestandseffekter på fisk og bunndyr, fordi det er i denne sonen (og arealet) at stranding vil kunne skje eller at den biologiske produksjonen kan påvirkes direkte. Tørrlagt areal beregnes som differansen mellom vanndekt areal før vannstanden synker (Q_{maks}) og vanndekt areal når vannføringsreduksjonen er fullført (Q_{min}), og uttrykkes som prosent av vanndekt areal ved Q_{maks} . For å beregne denne størrelsen kreves en etablert sammenheng mellom vanndekt areal og vannføring, eller innmålinger ved de to vannføringene (Q_{maks} og Q_{min}). Tørrlagt areal kan reduseres ved å effektkjøre innenfor vannføringsintervall som tørrlegger relativt lite areal (nesten alltid på relativt høye vannføringer), og unngå å effektkjøre i vannføringsintervall der små endringer i vannføring gir store endringer i vanndekt areal.

P3 Størrelsen på vannføringssvingningene: Denne faktoren beskriver andre fysiske endringer enn de som er dekket av senkningshastighet og tørrlagt areal, og er definert som forholdet mellom vannføringen før vannstanden synker (Q_{maks}) og vannføringen når vannføringsreduksjonen er fullført (Q_{min}). Dette dimensjonløse tallet beregnes fra tidsserier av vannføringsdata og er sammen med senkningshastigheten det mest brukte mål for å karakterisere vannføringssvingninger internasjonalt (kalles «flow ratio» på engelsk). Vannføringssvingningene vil variere mellom episoder, og i vurderingen skal 90 % persentilen av alle svingningene gjennom et år (eller flere år) benyttes. Dette innebærer at 90 % av nedtappingsepisodene har minst denne vannføringsratioen, mens kun 10 % har en høyere verdi.

P4 Frekvens: Påvirkningen på et elveøkosystem øker med hvor store deler av året det er effektkjøring. Frekvensen beregnes som hvor mange dager i løpet av et år det effektkjøres.

P5 Fordeling: Denne faktoren er tatt med fordi det utgjør en forskjell om vannstandsreduksjonene kommer regulært hvert døgn i en periode (f. eks. døgnregulering i en måned om sommeren og deretter flere måneder uten døgnregulering), om det er flere slike perioder (f. eks. døgnregulering i en måned om sommeren og en måned om vinteren), eller om reduksjonene kommer med ujevne mellomrom. Dersom vannføringen senkes daglig vil trolig fisk i mindre grad ta i bruk reguleringssonen. Bunndyrsamfunnet vil imidlertid raskt utarmes, men om vannføringsforholdene stabiliseres vil tørleggingsssonen gradvis reetableres. Flere perioder med døgnregulering vil hindre slik reetablering og permanent utarme reguleringssonen. Til vurderingen brukes en semi-kvantitativ beskrivelse av hvordan effektkjøringen er fordelt over året.

P6 Tidspunkt: Strandingsrisikoen for laksefisk varierer sterkt med tid på året og døgnet når vannstandsreduksjonene kommer. Vurderingen er basert på kunnskap fra fisk, fordi vi ikke har grunnlag til å vurdere når på døgnet eller hvilken sesong som er mest problematisk for bunndyr. Klassifiseringen virker slik at dersom det er aktuelt med effektkjøring i dagslys om vinteren plasseres effekten i den alvorligste klassen, altså slik at det mest kritiske tidspunktet er styrende. Effektkjøring sommer og høst er vurdert til å gi større effekt enn effektkjøring om våren og forsommeren, selv om antall strandet fisk kan bli spesielt høyt like etter at yngelen kommer opp av grusen. Årsaken til dette er at vi antar at bestandseffektene totalt sett blir større når dødeligheten kommer etter at den første perioden om våren og forsommeren med høy og tetthetsavhengig naturlig dødelighet er over.

Nedskrivning av påvirkning

Det er også mulig å innføre nyanserte restriksjoner for senkningshastighet som bidrar til å redusere biologiske effekter. Særlig gjelder dette reduserte senkningshastigheter i den første nedtappingen etter en periode uten effektkjøring. Samlet påvirkning reduseres med ett poeng dersom senkningshastigheter i den første nedtappingen etter en periode uten effektkjøring reduseres til 5 cm/t eller mindre.

Samlet klassifisering av påvirkning

Senkningshastighet er en viktig faktor i vurderingen. Dersom senkningshastigheten blir lav vil stranding av fisk mer eller mindre kunne elimineres. Reduserte senkningshastigheter reduserer også strandingen av bunndyr, men på grunn av lav mobilitet vil mye bunndyr strande selv på lave senkningshastigheter. For

bunndyrsamfunnet er således tørrlagt areal viktigere. Tørrlagt areal påvirker også den totale effekten på bestandene (antall og andel av fisken som kan strande) dersom senkningshastighetene er så høye at fisk kan strande. Vi har valgt å kombinere disse ved å bruke produktet verdiene for senkningshastighet og tørrlagt areal. Klasseverdiene for de fire andre faktorene (P3-P6) legges deretter til dette produktet, slik at minimumsverdien i systemet med eventuell nedskrivning blir 4 ($(1 \times 1) + 4 \cdot 1$) og maksimumsverdien 32 ($(4 \times 4) + 16$).

Det finnes ikke noe objektivt faglig grunnlag for samlet vurdering i dette systemet. Systemet har liten verdi som hjelpemiddel for å evaluere og tilpasse effektkjøring dersom grensene er for milde eller for strenge, ei heller som verktøy for å identifisere hvilke endringer i kjøremønster som bør vurderes. Krav om at alle faktorene skal ha liten effekt for at samlet effekt skal vurderes som liten, kan gi et for strengt system. Vi har skjønsmessig valgt følgende prinsipper:

- Øvre grenseverdi for liten effekt er basert på at både senkningshastighet og tørrlagt areal har verdi 1 og at de fire andre faktorene maksimalt kan ha verdi 2, noe som gir en øvre grense på 9 ($(1 \times 1) + 2 + 2 + 2 + 2$).
- Øvre grenseverdi for moderat effekt er basert på at både senkningshastighet og tørrlagt areal har verdi 2 og at maksimalt to av de fire andre faktorene kan ha verdi 3, noe som gir en øvre grense på 14 ($(2 \times 2) + 2 + 2 + 3 + 3$).
- For å sette nedre grenseverdi for svært stor effekt tok vi utgangspunkt i en situasjon der både senkningshastighet og tørrlagt areal er svært store, mens de andre faktorene har liten effekt. Dette innebærer en nedre grense for svært stor effekt på 20 ($(4 \times 4) + 1 + 1 + 1 + 1$). En annen tilnærming er å ta utgangspunkt i stor effekt på alle faktorer som gir samlet verdi på 21 ($(3 \times 3) + 3 + 3 + 3 + 3$), hvor vi endte opp med sistnevnte.

Klasse	Sum
Svært stor	21-32
Stor	15-20
Moderat	10-14
Liten	4-9

Figur 5.2. De skisserte prinsippene gir denne samlede vurderingen av påvirkning.

5.2.2 S – Sårbarhetsaksen

Sårbarhetsaksens er basert på en vurdering av bestandsforhold hos fisk (S1 og S2) (Tabell 5.3) samt en mer generell vurdering (S3-S5) av hvor sterkt vassdraget er påvirket uten effektregulering og om det eventuelt er andre påvirkninger som bidrar til sårbarhet (S6). Sårbarheten skaleres til slutt ut fra hvor stor del av vassdraget eller vassdragsavsnittene som påvirkes av effektkjøring (S7). Her vurderes altså hvor sårbart det regulerte vassdraget er for ytterligere påvirkning i form av effektkjøring. For biologiske forhold har vi ut fra tilgjengelig kunnskap valgt å bruke laksefisk som grunnlag for å vurdere sårbarhet. Imidlertid vil andre biologiske forhold bli hensyntatt i bekrivelsen av reguleringseffekter eller andre påvirkninger.

Tabell 5.3 oppsummerer faktorer som skal vurderes (S1-S7), hva slags indikatorer som brukes og kriterier for å plassere det aktuelle vassdraget i en av tre sårbarhetsklasser – fra stor sårbarhet som gis tallverdien 3 til lav sårbarhet med tallverdien 1. Det er gitt ytterligere detaljering i teksten som etterfølger tabellen.

For alle faktorene (S1-S6) skal alle relevante elvestrekninger vurderes, og ikke bare strekningen(e) som er aktuell for effektkjøring. For anadrome fiskebestander er relevant elvestrekning godt dokumentert (anadrom strekning). For innlandsfisk i mer komplekse systemer avgrenses den totale strekningen som skal vurderes ut fra dagens vandringsmuligheter for fisk. Det vil si at alle elvestrekninger som fisk i påvirket område kan vandre til blir inkludert. Elvestrekningene vurderes først hver for seg, og deretter beregnes en samlet verdi ved å vekte med lengden av strekningene. Kriterier for inndeling i strekninger i gitt i kapitlet «Metodeverktøy for diagnose» i Forseth & Harby (2013).

I noen tilfeller har vassdragsreguleringer hatt positiv effekt på fiskeproduksjon. Slike tilfeller blir ikke hensyntatt i tabellen under, men tas inn i en egen tabell for nedskrivning av sårbarhet.

Tabell 5.3. System for vurdering av hvor sårbart elveøkosystemet er for ytterligere påvirkning fra effektkjøring, med sårbarhetsfaktorer, indikatorer og tilhørende grenseverdier for klasser fra høy til lav sårbarhet. Forklaringer av de vurderte faktorene og hvordan de skal forstås er gitt i den påfølgende teksten.

Faktor	Indikator	Sårbarhet		
		Høy sårbarhet (verdi 3)	Moderat sårbarhet (verdi 2)	Lav sårbarhet (verdi 1)
Bestandsforhold fisk:				
S1 Effektiv bestandsstørrelse	Gjennomsnitt antall hunner siste 5 år	< 25 hunner	25-250	>250
S2 Grad av rekrutteringsbegrensning	Mengde og fordeling av gyteareal	Lite	Moderat	Mye
Virkninger av reguleringen (uten effektkjøring) på produksjonsforhold i vassdraget:				
S3 Lavvannsperioder som flaskehals	Endring i laveste ukemiddel vannføring (sommer og vinter kombinert)	Sterk flaskehals	Moderat flaskehals	Ingen eller svak flaskehals
S4 Habitatdegradering	Endring i flomstørrelse og frekvens, sannsynlighet for degradering	Høy sannsynlighet eller dokumentert	Moderat sannsynlighet	Lav sannsynlighet
S5 Redusert vanntemperatur som gir bestandseffekter	Reduksjon i sommertemperatur og sannsynlighet for bestandseffekter	Stor (>3°C), med sannsynlige eller dokumenterte bestands-effekter	Moderat (1-3 °C), med sannsynlige bestands-effekter	Liten (<1 °C), med små bestands-effekter
S6 Eventuelle andre påvirkninger	Forsuring, forurensing, annen habitatforringelse, sykdom og parasitter osv.	Sterk reduksjon i bestands-størrelse eller bærekapasitet	Moderat reduksjon i bestands-størrelse eller bærekapasitet	Ingen eller liten reduksjon i bestands-størrelse eller bærekapasitet
S7 Prosent berørt strekning av totalstrekning	Lengde (km) på elvestrekning aktuell for effektkjøring i % av totalstrekningen	>40 %	10-40 %	<10 %

Faktor «Bestandsforhold fisk»

For bestandsforhold har vi tatt utgangspunkt i risiko for at bestander går tapt (effektive bestandsstørrelser) og om bestandssammensetningen ut fra naturgitte forhold tilsier at bestanden(e) er spesielt sårbar for ekstra belastninger (rekrutteringsbegrensning). Dersom det er flere bestander i systemet er den mest sårbare styrende for vurderingen.

S1 Effektiv bestandsstørrelse: Langsiktig overlevelsesmulighet av fiskebestander er nært knyttet til effektiv bestandsstørrelse. Vitenskapelig råd for lakseforvaltning har i utredningen av kvalitetsnormer for laks (Anon. 2011) lagd en inndeling av laksebestander som baserer seg på effektiv bestandsstørrelse. Vi har valgt å bruke dette systemet, men i stedet for en sortering etter antall hunner for å nå gytebestandsmålet benyttes gjennomsnittlig antall hunner i bestanden over fem år. Selv om systemet er utviklet for laksebestander er sammenhenger mellom langsiktig overlevelsesmuligheter og effektiv bestandsstørrelse et generelt fenomen som er gyldig på tvers av arter og systemer. Sammenhenger mellom faktisk bestandsstørrelse og effektiv bestandsstørrelse er forskjellig i ulike fiskebestander, men vi anser omregningene som ligger til grunn for vurderingen for laks vil være brukbar også for andre viktige fiskearter i norske vassdrag.

S2 Grad av rekrutteringsbegrensning: Strandingsdødelighet og andre konsekvenser av effektkjøring rammer den yngste og minste fisken sterkest. Fiskebestander som i utgangspunktet er rekrutteringsbegrenset vil derfor være mest sårbare for effektkjøring. For å identifisere disse bruker vi klassifiseringssystemet utviklet i «Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag» (Forseth & Harby 2013). Her kombineres mengden gytehabitat med den romlige fordelingen (Tabell 5.4).

Den samlede vurderingenn i tabellen (lite, moderat, mye) er en samlet vurdering av både mengde gytehabitat og den romlige fordelingen, og det er denne som brukes i sårbarhetsvurderingen. Dette er en datakrevende vurdering som i noen tilfeller må gjøres ut fra ekspertvurderinger.

Tabell 5.4. System for vurdering av gytehabitat som funksjon av gytearealets størrelse (innenfor hvert segment) og spredning (gjennomsnittlig avstand mellom gytehabitat). Fra Tabell 1 i Forseth & Harby (2013), med sårbarhetsverdi tillagt i parentes.

		Mengde av gytehabitat som % av elveareal		
		Lite (<1 %)	Moderat (1-10 %)	Mye (>10 %)
Avstand mellom gytehabitat	Stor (>500 m)	Lite (3)	Lite (3)	Moderat (2)
	Moderat (200-500 m)	Lite (3)	Moderat (2)	Mye (1)
	Liten (<200 m)	Moderat (2)	Mye (1)	Mye (1)

Faktortype «Virkninger av reguleringen»

For å beskrive hvor sterkt vassdragsreguleringen i seg selv påvirker biologisk produksjon i vassdraget har vi valgt ut tre viktige miljøendringer som er dokumentert å kunne påvirke biologiske forhold - økt forekomst av lavvannsperioder, mer langsiktige endringer i habitatforhold på grunn av reduserte flommer, og redusert vanntemperatur om sommeren som påvirker energiomsetning og vekst. Denne vurderingen omfatter som nevnt ovenfor hele den relevante vassdragsstrekningen (også deler der effektregulering ikke er aktuelt).

S3 Lavvannsperioder som flaskehals: I tråd med «Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag» (Forseth & Harby 2013) brukes endringer i laveste ukemiddel vannføring etter regulering som utgangspunkt for å vurdere i hvilken grad lavvannsperioder om sommeren eller vinteren representerer bestandsflaskehals (**Tabell 5.5**).

Tabell 5.5. Et system for å vurdere (ut fra prosentvis endring i median ukemiddel minste vannføring) om og i hvilken grad endring i laveste ukemiddel vannføring fra uregulert til regulert tilstand om sommeren og vinteren representerer en flaskehals for laksebestanden. Dersom reguleringen har økt minstevannføringen er dette antatt å ha positiv effekt på laksebestanden. Fra Tabell 7 i Forseth & Harby (2013) med sårbarhetsverdi lagt til.

Sesong	Endring i laveste ukemiddel	Bestandseffekt	Sårbarhetsverdi
Sommer	Redusert < 20 %	Ingen flaskehals	1
	Redusert 20-40 %	Svak flaskehals	1
	Redusert 41-60 %	Moderat flaskehals	2
	Redusert > 60 %	Sterk flaskehals	3
Vinter	Redusert < 10 %	Ingen flaskehals	1
	Redusert 10-30 %	Svak flaskehals	1
	Redusert 31-50 %	Moderat flaskehals	2
	Redusert > 50 %	Sterk flaskehals	3

Som det framgår av tabellen er grenseverdiene strengere for endringer i laveste vintervannføring enn for laveste sommervannføring. Vi antar at den sterkeste av de to vil være dimensjonerende for bestanden og bruker denne. I klassifiseringen av sårbarhet har ingen og svak flaskehals fått verdi 1, moderat flaskehals verdi 2 og sterk flaskehals verdi 3.

S4 Habitatdegradering: Endringer i habitatforhold etter regulering er en kompleks og sammensatt langsiktig påvirkning som gradvis kan redusere vassdragets

biologiske produksjonskapasitet. Også andre menneskeskapte påvirkninger kan bidra, slik som kanalisering, forbygning og økt tilførsel av finmateriale fra for eksempel dyrket mark. Flommer er viktig for morfologiske prosesser som periodevis utvasking av finstoff og dynamisk utforming av elveløpet. I tråd med «Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag» (Forseth & Harby 2013) brukes en kvalitativ vurdering av endring i forekomst og størrelse på flommer som grunnlag for å klassifisere sannsynlighet for habitatdegradering (**Tabell 5.6**).

Tabell 5.6. System for å vurdere om det er sannsynlig at endringer i flomforhold etter regulering bidrar til forringelse av habitatet, basert på endringer i flomfrekvens og størrelse (fra før til etter regulering). Fra Tabell 11 i Forseth & Harby (2013) med sårbarhetsverdi i parentes.

Reduksjon i flomstørrelse	Reduksjon i flomfrekvens		
	Liten	Middels	Stor
Liten	Lav (1)	Moderat (2)	Moderat (2)
Middels	Lav (1)	Moderat (2)	Høy (3)
Stor	Moderat (2)	Høy (3)	Høy (3)

Dette systemet er basert på en skjønnsmessig vurdering. Årsaken er at både kritiske flomstørrelser og nødvendig frekvens for selvrenging varierer mye mellom vassdrag (på grunn av blant annet gradient, kornstørrelser og tilførsler av materiale). I noen tilfeller kan habitatdegraderingen være så kraftig at den er lett å dokumentere. Som for S3 kan vurderingen omgjøres til tallverdier og vektas i en samlet vurdering.

S5 Redusert vanntemperatur og vekst: Vassdragsreguleringer med magasin og tapping av bunnvann eller tapping fra høytliggende magasin kan gi redusert vanntemperatur nedstrøms kraftverk om sommeren. Dette kan gi redusert vekst hos fisk, som igjen kan påvirke produksjon og overlevelse. Vi har satt skjønnsmessige grenser for gjennomsnittlig temperaturreduksjon fra før til etter regulering i løpet av de åtte første ukene av sommeren.

Det er bare dersom det er sannsynlig eller dokumentert at temperaturendringene har gitt redusert vekst og bestandseffekter at sårbarheten skal vurderes som moderat eller høy. Som støtte til å vurdere om endringene gir bestandseffekter (for laks) kan «Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag» (Forseth & Harby 2013) brukes.

For andre arter kan komparative vekststudier benyttes som støtte, for eksempel basert på sammenligning av påvirket og upåvirket strekning, eller før og etter regulering (om slike data finnes).

Tabell 5.7. System for å vurdere om og i hvilken grad redusert vanntemperatur på grunn av reguleringen er en flaskehals for bestanden, basert på om det har skjedd en endring i vekst eller ikke (basert på vekstmodellering) og ut fra størrelsen på årsunger om høsten (målt i felt). Fra Tabell 13 i Forseth & Harby (2013).

Endring i vekst	0+ størrelse om høsten (mm)		
	>45 mm	40-45 mm	<40 mm
Ingen endring	Ingen flaskehals	Ingen flaskehals	Ingen flaskehals
Redusert	Ingen flaskehals	Moderat flaskehals	Sterk

Tabell 5.8. System for vurdering av bestandseffekter som skyldes redusert vanntemperatur etter regulering ut fra modellert økning i gjennomsnittlig smoltalder. Fra Tabell 14 i Forseth & Harby (2013).

Økning i smoltalder	Bestandseffekt
< 0,1 år	Ingen reduksjon
0,1-0,25 år	Liten reduksjon
0,25-0,75 år	Moderat reduksjon
>0,75 år	Stor reduksjon

S6 Eventuelle andre påvirkninger: I de vassdragene der det er andre påvirkninger enn vassdragsregulering som reduserer bestandsstørrelsene av fisk (på grunn av økt dødelighet) eller har redusert bærekapasiteten (redusert habitatkvalitet) vil dette påvirke sårbarheten. Påvirkningen av andre faktorer kan vurderes skjønnsmessig eller ut fra estimater og klassifiseres ut fra om det er liten, moderat eller sterk reduksjon i bestandsstørrelse eller bærekapasitet.

S7 Prosent berørt strekning av totalstrekning: Sårbarheten til et elveøkosystem for effektkjøring er selvsagt også avhengig av hvor stort området som påvirkes er i forhold til hvor stort det totale produksjonsområdet er. Ideelt sett trenger man andelen av produksjonen, men vi anser lengde av påvirket strekning i prosent av relevant totalstrekning for fisk som en tilstrekkelig indeks. Relevante elvestrekninger er alle strekninger som fisk i påvirket område kan vandre til i dag.

Nedskrivning av sårbarhet

I noen tilfeller har reguleringen gitt miljøforhold som kan ha positiv effekt for fiskebestander og som reduserer sårbarheten for effektkjøring. Dette gjelder

primært vassdrag der det er krav om minstevannføring som har redusert forekomsten av lavvannsperioder, men kan også forekomme i andre vassdrag, for eksempel der reguleringen innebærer overføring av vann fra andre vassdrag. Dette gir en nedskrivning av sårbarhet etter følgende prosedyre:

- Minstevannføringskrav eller andre forhold ved reguleringen har medført at laveste ukemiddel vannføring har økt med mer enn 50 % både om sommeren og vinteren: samlet sårbarhetsverdi nedskrives med 3.
- Minstevannføringskrav eller andre forhold ved reguleringen har medført at laveste ukemiddel vannføring har økt med mer enn 50 % om vinteren: samlet sårbarhetsverdi nedskrives med 2.
- Minstevannføringskrav eller andre forhold ved reguleringen har medført at laveste ukemiddel vannføring har økt med mer enn 50 % om sommeren: samlet sårbarhetsverdi nedskrives med 1.

Samlet vurdering av sårbarhet

Vi vekter ikke de ulike faktorene ulikt, men dersom bestandsstørrelsen er liten (< 25 hunner) er risikoen for at fiskebestanden går tapt ved ytterligere påvirkning så stor at sårbarheten samlet må vurderes som høy. I slike tilfeller vil altså sårbarheten bli høy uavhengig av vurderingen av de andre faktorene.

Ved å bruke tallverdiene i 7 x 3 systemet og å ta hensyn til eventuell nedskrivning på grunn av minstevannføringer, vil vurderingen ha en minimumsverdi på 4 (7-3) og en maksimumsverdi på 21. Som for vurderingen av påvirkning finnes det ikke her noe objektivt faglig grunnlag for den samlede vurderingen av sårbarhet.

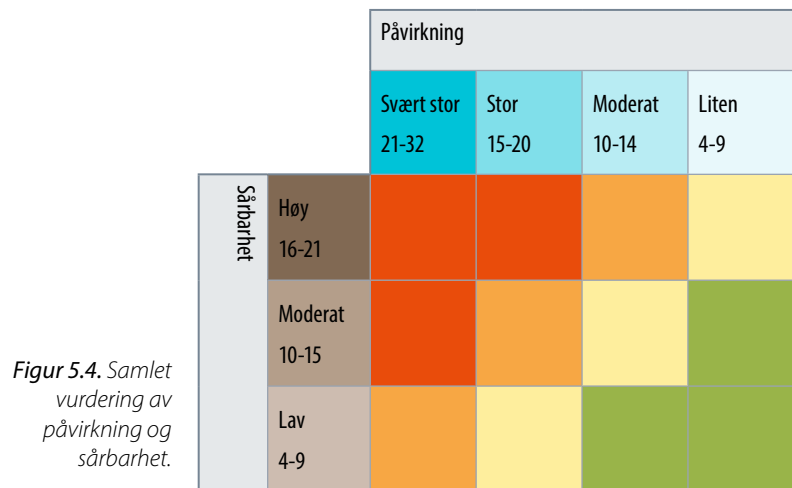
Systemet har liten verdi som hjelpemiddel dersom grensene er for milde eller for strenge og dermed ikke skille sårbare fra ikke-sårbare vassdrag. Krav om at alle faktorene skal ha liten effekt for at samlet effekt skal vurderes som liten, kan gi et for strengt system. Vi har skjønnsmessig valgt følgende klassegrenser:

Klasse	Sum
Høy sårbarhet	16-21
Moderat sårbarhet	10-15
Lav sårbarhet	4-9

Figur 5.3. De skisserte prinsippene gir denne samlede vurdering av sårbarhet.

5.2.3 Samlet vurdering av påvirkning og sårbarhet

I den samlede vurderingen av påvirkning fra effektkjøring og systemets sårbarhet for ytterligere negativ påvirkning kombineres de to aksene til en samlet vurdering av belastningen på elveøkosystemet. Prinsippene for denne kombinerte vurderingen er at skillet mellom rødt, oransje, gult og grønt (svært stor, stor, moderat og liten belastning) avhenger av sårbarheten, slik at mens et sårbart system bare tåler liten påvirkning så tåler et system med lav sårbarhet større påvirkning. Ved svært stor belastning (rødt) er det sannsynlig at effektkjøring vil være en betydelig tilleggsbelastning på økologiske forhold i vassdraget og at viktige fiskebestander raskt eller over tid kan bli redusert (på grunn av økt dødelighet eller redusert produksjonskapasitet). Grønn farge (liten belastning) fremkommer for kombinasjonene liten påvirkning og moderat eller lav sårbarhet og moderat påvirkning og lav sårbarhet. I slike tilfeller er det lite sannsynlig at elveøkosystemet blir særlig påvirket og at viktige fiskebestander reduseres.



I **vedlegg 1** er en demonstrasjon av systemet presentert i fire utvalgte vassdrag. Vi presiserer at dette er kun en demonstrasjon av systemet og er ikke kvalitetssikret i det enkelte vassdrag eller kraftverk. En del av de beregnede verdiene er framkommet basert på et meget ufullstendig datagrunnlag, men er inkludert for å øke forståelsen av en framtidig bruk av systemet.

6 Referanser

- Alexander, G.R. 1979. Predators of fish in coldwater streams. I *Predator-Prey Systems in Fisheries Management*. Stroud, R. H. & Clepper, H. (red.), 153-170. Washington: Sport Fishing Institute.
- Amundsen, P.A., Bergersen, R., Huru, H. & Heggberget, T.G. 1999. Diel feeding rhythms and daily food consumption of juvenile Atlantic salmon in the River Alta, northern Norway. *Journal of Fish Biology* 54: 58-71.
- Anon. 2009. Status for norske laksebestander i 2009 og råd om beskatning. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 1, 230 s.
- Anon. 2011. Kvalitetsnormer for laks – anbefalinger til system for klassifisering av vilkaksbestander. Temarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 1, 105 s.
- Anon. 2015a. Status for norske laksebestander i 2015. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 8. 300 s.
- Anon. 2015b. Vedleggsrapport med vurdering av måloppnåelse for de enkelte bestandene. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 8b. 785 s.
- Armstrong, J.D., Kemp, P.S., Kennedy, G.J.A., Ladle, M. & Milner, N.J. 2003. Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries Research* 62 (2003) 143–170.
- Arnekleiv, J.V., Koksvik, J.I., Hvidsten, N.A. & Jensen, A.J. 1994. Virkninger av Bratsberg-reguleringen (Bratsberg kraftverk) på bunndyr og fisk i Nidelva, Trondheim (1982-1986). Vitenskapsmuseet, Rapport Zoologisk Serie 1994-8: 66 s.
- Arnekleiv, J.V., Dolmen, D., Aagaard, K., Bongard, T. & Hansen, O. 1997. Rotenon-behandlingenes effekt på bunndyr i Rauma og Hensvassdraget, Møre og Romsdal. I. Kvalitative undersøkelser. Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 1997-8: 1-48.
- Arnekleiv, J.V. (red.) 2012. Evaluering av celleterskler som avbøtende tiltak. Norges vassdrags- og energidirektorat. Rapport Miljøbasert vannføring nr. 6 – 2012.
- Arnekleiv, J.V., Koksvik, J.I., Davidsen, J.G., Sjørnsen, A.D. & Rønning, L. 2013. Fiskebiologiske undersøkelser i lakseførende del av Nidelva, Trondheim, 2001 - 2010. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2013-2. 45 s.
- Bain, M.B. 2007. *Hydropower Operations and Environmental Conservation: St. Marys River, Ontario and Michigan*. Tech. Rep. International Lake Superior Board of Control, Canada and USA.
- Bain, M.B. 2009. Hydro peaking and green energy: Standards and application to the St. Marys River USA and Canada. Proceedings of the International Conference of Science and Information Technologies for Sustainable Management of Aquatic Ecosystems, International Association of Hydraulic Engineering and Research and the International Association of Hydrological Sciences, Concepción, Chile.
- Bakke, T.A. 1973. Ferskvannsbiotopene og deres betydning for den terrestre vertebratfaunaen i Norge. *Fauna* 26: 112-119.
- Bakken, T.H., King, T. & Alfreidsen, K. 2016. Simulation of river water temperatures during various hydro-peaking regimes. *Journal of Applied Water Engineering and Research*. DOI: 10.1080/23249676.2016.1181578

- Barlaup, B.T., Gabrielsen, S.E., Skoglund, H. & Wiers, T. 2006. Utlekking av gytegrus i tilknytning til terskler som habitatforbedrende tiltak for aure og laks. Norges vassdrags- og energidirektorat. Miljøbasert vannføring rapport nr. 6-2006.
- 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.
- Baumann, P. & Klaus, I. 2003. Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes. Mitteilungen zur Fischerei Nr. 75. Tech. Rep. BUWAL Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- Beechie, T.J., Pess, G., Roni, P. & Giannico, G. 2008. Setting river restoration priorities: A review of approaches and a general protocol for identifying and prioritizing actions. *North American Journal of Fisheries Management* 28: 891-905.
- Berg, O. K., Arnekleiv, J. V. & Lohrmann, A. 2006. The influence of hydroelectric power generation on the body composition of juvenile Atlantic salmon. *River Research and Applications* 22: 993-1008. DOI: 10.1002/rra.949.
- Berg, O. K., Finstad, A. G., Solem, O., Ugedal, O., Forseth, T., Niemela, E., Arnekleiv, J. V., Lohrmann, A. & Naesje, T. F. 2009. Pre-winter lipid stores in young-of-year Atlantic salmon along a north-south gradient. *Journal of Fish Biology* 74: 1383-1393. DOI: 10.1111/j.1095-8649.2009.02193.x.
- Berg, O. K., Rod, G., Solem, O. & Finstad, A. G. 2011. Pre-winter lipid stores in brown trout (*Salmo trutta*) along altitudinal and latitudinal gradients. *Journal of Fish Biology* 79: 1156-1166. DOI: 10.1111/j.1095-8649.2011.03097.x.
- Berg, O.K., Bremset, G., Puffer, M. & Hanssen, K. 2014. Selective segregation in intraspecific competition between juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*). *Ecology of Freshwater Fish* 23: 544-555. DOI: 10.1111/eff.12107.
- Bevanger, K. & Thingstad, P.G. 1986. Vassdragsreguleringer og ornitologi. En oversikt over kunnskapsnivået. *Økoforsk Utredning* 1986; 4: 1-82.
- Borsányi, P., Alfreksen, K., Harby, A., Ugedal, O. & Kraxner, C. 2004. A meso-scale habitat classification method for production modelling of Atlantic salmon in Norway. *Hydroecologie Appliquee* 14: 119-138.
- Bradford, M.J., Taylor, G.C., Allan, J. A. & Higgins, P.S. 1995. An Experimental Study of the Stranding of Juvenile Coho Salmon and Rainbow Trout during Rapid Flow Decreases under Winter Conditions. *North American Journal of Fisheries Management* 15: 473-479.
- Bremset, G. 2000. Seasonal and diel changes in behaviour, microhabitat use and preferences by young pool-dwelling Atlantic salmon, *Salmo salar*, and brown trout, *Salmo trutta*. *Environmental Biology of Fishes* 59: 163-179. DOI: 10.1023/a:1007691316864.
- Brittain, J.E. & Eikeland, T.J. 1988. Invertebrate drift - A review. *Hydrobiologia* 166: 77-93.
- Brunner, G.W. 2010. HEC-RAS River Analysis System User's Manual Version 4.1. US Army Corps of Engineers Institute for Water Resources Hydrologic Engineering Center, Davis, CA.

- Bruno, M.C., Maiolini, B., Carolli, M. & Silveri, L. 2010. Short time-scale impacts of hydropeaking on benthic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italia). *Limnologica* 40: 281-290.
- Bruno, M.C., Siviglia, A., Carolli, M. & Maiolini, B. 2012. Multiple drift responses of benthic invertebrates to interacting hydropeaking and thermopeaking waves: Ecohydrology. DOI: 10.1002/eco.1275. IF 2011: 2.133.
- Bruno, M. C., Siviglia, A., Carolli, M. & Maiolini, B. 2013. Multiple drift responses of benthic invertebrates to interacting hydropeaking and thermopeaking waves. *Ecohydrology* 6: 511-522.
- Bævre, I. 1995. Trollheim-reguleringens innvirkning på elveløp og hydrologi i Surna på strekningen Bulu-Harang. NVE, Rapport nr. 21-1995.
- Callisto, M. & Goulart, M. 2005. Invertebrate drift along a longitudinal gradient in a neotropical stream in Serra do Cipo National Park, Brazil. *Hydrobiologia* 539: 47-56.
- Carolli, M., Bruno M.C., Siviglia, A. & Maiolini, B. 2012. Responses of benthic invertebrates to abrupt changes of temperature in flume situations. *River Research and Applications* 28: 678-691. DOI: 10.1002/rra.1520.
- Casas-Mulet, R., Alfredsen, K., Boissy, T., Sundt, H. & Rüter, N. 2014a. Performance of a one-dimensional hydraulic model for the calculation of stranding areas in hydropeaked rivers. *River Research and Applications* 31 (2): 143-155. doi: 10.1002/rra.2734.
- Casas-Mulet, R., Alfredsen, K. & Killingtveit, Å. 2014b. Modelling of environmental flow options for optimal Atlantic salmon (*Salmo salar*) embryo survival during hydropeaking. *Fisheries Management and Ecology* 21(6): 480-490.
- Casas-Mulet, R., Alfredsen, K., Hamududu, B. & Timalina N. 2015a. The effects of hydropeaking on hyporheic interactions based on field experiments. *Hydrological Processes* 29(6): 1370-1384.
- Casas-Mulet, R., Alfredsen, K. & Saltveit, S.J. 2015b. The survival of Atlantic salmon (*Salmo salar*) eggs during dewatering in a river subjected to hydropeaking. *River Research and Applications* 31(4): 433-446.
- Céréghino, R., Legalle, M. & Lavandier, P. 2004. Drift and benthic population structure of the mayfly *Rhitrogena semioculata* (Heptageniidae) under natural and hydropeaking conditions. *Hydrobiologia* 519: 127-133.
- Charmasson, J. & Zinke, P. 2011. Mitigation measures against hydropeaking effects - A literature review. SINTEF-rapport TR A7192.
- Chadwick, E.M.P. 1982. Stock-recruitment relationship for Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Newfoundland rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 39: 1496-1501. DOI: 10.1139/f82-201.
- Cunjak, R.A., Prowse, T.D. & Parrish, D.L. 1998. Atlantic salmon (*Salmo salar*) in winter: the season of parr discontent? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 161-180.
- Detert, M. & Weitbrecht, V. 2012. Automatic object detection to analyze the geometry of gravel grains - A free stand-alone tool. *River Flow 2012 - Proceedings of the International Conference on Fluvial Hydraulics* 1: 595-600.
- Drageset, T.-A. 2004. Flomberegning for Surna. NVE, Dokument nr. 10-2004.

- Einum, S., Nislow, K.H., Reynolds, J.D. & Sutherland, W.J. 2008. Predicting population responses to restoration of breeding habitat in Atlantic salmon. *Journal of Applied Ecology* 45: 930–938.
- Fergus, T. & Bogen, J. 2006. Sedimenttransport og bunnsubstrat. I Økologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer.
- Finstad, A.G., Einum, S., Forseth, T., Ugedal, O. 2007. Shelter availability affects behaviour, size-dependent and mean growth of juvenile Atlantic salmon. *Freshwater Biology* 52 (9): 1710–1718. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2007.01799.x.
- Finstad, A.G., Einum, S., Ugedal, O. & Forseth, T. 2009. Spatial distribution of limited resources and local density regulation in juvenile Atlantic salmon. *Journal of Animal Ecology* 78 (1): 226–235.
- Finstad, A. G., Berg, O. K., Forseth, T., Ugedal, O. & Naesje, T. F. 2010. Adaptive winter survival strategies: defended energy levels in juvenile Atlantic salmon along a latitudinal gradient. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 277: 1113–1120. DOI: 10.1098/rspb.2009.1874.
- Finstad, A.H., Armstrong, J.D. & Nislow, K.H. 2011. Freshwater habitat requirements of Atlantic salmon. Pp. 67–83 in Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skurdal, J. (eds.) *Atlantic Salmon Ecology*. Wiley-Blackwell.
- 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 Research and Applications* 28(6): 753–756.
- Fjellheim, A. & Fergus, T. 2006. Evaluering av terskler som avbøtende tiltak i et utvalg vassdrag i Midt- og Vest-Norge. Norges vassdrags- og energidirektorat. Rapport Miljøbasert vannføring nr. 3 – 2006.
- Flodmark, L. E. W., Urke, H. A., Halleraker, J. H., Arnekleiv, J. V., Vollestad, L. A. & Poleo, A. B. S. 2002. Cortisol and glucose responses in juvenile brown trout subjected to a fluctuating flow regime in an artificial stream. *Journal of Fish Biology* 60: 238–248. DOI: 10.1006/jfbi.2001.1845.
- Flodmark, L. E. W., Vollestad, L. A. & Forseth, T. 2004. Performance of juvenile brown trout exposed to fluctuating water level and temperature. *Journal of Fish Biology* 65: 460–470. DOI: 10.1111/j.1095-8649.2004.00463.x.
- Forseth, T., Letcher, B. H. & Johansen, M. 2011. The behavioural flexibility of salmon growth. I *Atlantic salmon ecology*. Aas, O., Einum, S., Klemetsen, A. & Skurdal, J. (red.), 145–169. Wiley-Blackwell.
- Forseth, T. & Harby, A. (red.) 2013. Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag. NINA Temahefte 52. 1–90 s.
- Fraser, N. H. C., Metcalfe, N. B. & Thorpe, J. E. 1993. Temperature-dependent switch between diurnal and nocturnal foraging in salmon. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 252: 135–139.
- Gabrielsen, S.-E., Barlaup, B.T., Halvorsen, G.A., Sandven, O., Wiers, T., Lehmann, G.B., Skoglund, H., Skår, B. & Vollset, K.W. 2011. Langsiktige undersøkelser i Daleelva i perioden 2006 - 2011. LFI Uni Miljø Rapport 185. 42 s.
- Gibson, R. J. & Myers, R. A. 1988. Influence of seasonal river discharge on survival of juvenile Atlantic salmon, *Salmo Salar*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 344–348.

- Giller, P.S. & Malmqvist, B. 1998. *The Biology of Streams and Rivers*. Oxford University Press, New York 1998. 296 pp.
- Gjershaug, J.O. 1996. Aves. Fugl. I Limnofauna norvegica. Aagaard, K. & Domen, D. (red.). Katalog over norsk ferskvannsfåuna. Tapir forlag, Trondheim.
- Greenberg, L., Svendsen, P. & Harby, A. 1996. Availability of microhabitats and their use by brown trout (*Salmo trutta*) and grayling (*Thymallus thymallus*) in the River Vojman, Sweden. *Regulated Rivers: Research & Management* 12: 287-303.
- Gries, G., Whalen, K. G., Juanes, F. & Parrish, D. L. 1997. Nocturnal activity of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in late summer: evidence of diel activity partitioning. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 1408-1413.
- Halleraker, J. H., Saltveit, S. J., Harby, A., Arnekleiv, J. V., Fjeldstad, H.P. & Kohler, B. 2003. Factors influencing stranding of wild juvenile brown trout (*Salmo trutta*) during rapid and frequent flow decreases in an artificial stream. *River Research and Applications* 19.5-6: 589–603.
- Halleraker, J.H., Sundt, H. & Alfredsen, K. 2006. Optimalisering av fiskeforhold og kraftproduksjon i Surna. Hovedrapport om videreutvikling og anvendelse av simuleringsverktøy fra samløpet Rinna til Skei. SINTEF Rapport TR A6264.
- Halley, D.J. & Bevanger, K. 2005. Bever – forvaltning av en jakt- friluft- og miljøressurs. En håndbok om moderne metoder for praktisk forvaltning av beverbestander. NINA rapport 21. 61s.
- Halley, D.J., Teurlings, I., Welsh, H. & Taylor, C. 2013. Distribution and patterns of spread of recolonising Eurasian beavers (*Castor fiber Linnaeus 1758*) in fragmented habitat. Agdenes peninsula, Norway. *Fauna norvegica*. vol. 32: 1-12.
- Harby, A., Alfredsen, K., Arnekleiv, J. V., Flodmark, L. E. W., Halleraker, J. H., Johansen, S. & Saltveit, S. J. 2004. Raske vannstandsendringer i elver. Virkninger på fisk, bunndyr og begroing. SINTEF-rapport TR A5932.
- Harby, A., Alfredsen, K., Halleraker, J.H., Sundt, H. & Ugedal, O. 2007. Bedre vannføringer i Surna - fase II. Effekter av nytt inntak i Follsjø, Bjønnålia kraftverk og omløpsventil i Trollheim kraftverk. SINTEF Energiforskning Notat, 20. 22 s.
- Harby, A. & Bogen, J. (red.) 2012. Miljøkonsekvenser av raske vannstandsendringer. Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE). Rapport Miljøbasert vannføring 1-2012. 82 s.
- Harby, A., Bogen, J., Arnekleiv, J.V., Bakken, T.H., Bønsnes, T.E., Elster, M., Kutznetsova, Y., Saltveit, S.J., Sauterleute, J., Stickler, M., Sundt, H., Tjomsland, T. & Ugedal, O. 2012. Miljøkonsekvenser av raske vannstandsendringer. Rapport nr. 1-2012, NVE, Oslo.
- Harby, A. & Noack, M. 2013. Rapid flow fluctuations and impacts on fish and the aquatic ecosystem. I *Ecohydraulics: An Integrated Approach*. Maddock, I., Harby, A., Kemp, P. & Wood, P. (red.). Wiley-Blackwell.
- Hastie, L.C. & Young, M.R. 2003. Timing of spawning and glochidial release in Scottish freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) populations. *Freshwater Biology* 48: 2107-2117.
- Hedger, R.D., Sundt-Hansen, L.E., Forseth, T., Ugedal, O., Diserud, O.H., Kvambekk, Å.S., Finstad, A.G. & Bradford, M. 2013a. Predicting climate change effects on subarctic-Arctic populations of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70: 159–168.

- Hedger, R.D., Sundt-Hansen, L.E., Forseth, T., Diserud, O.H., Ugedal, O. & Finstad, A.G. 2013b. Modelling the complete life-cycle of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) using a spatially explicit individual-based approach. *Ecological Modelling* 248: 119–129.
- Heggenes, J., Krog, O. M. W., Lindas, O. R., Dokk, J. G. & Bremnes, T. 1993. Homeostatic behavioral-responses in a changing environment - brown trout (*Salmo trutta*) become nocturnal during winter. *Journal of Animal Ecology* 62: 295-308. DOI: 10.2307/5361.
- Heggenes, J., Bagliniere, J. L. & Cunjak, R. 1995. Synthetic note on spatial niche selection and competition in young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in lotic environments. *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture* 68: 231-239. DOI: 10.1051/kmae:1995026.
- Heggenes, J. & Dokk, J.G. 2001. Contrasting temperatures, waterflows, and light: Seasonal habitat selection by young Atlantic salmon and brown trout in a nemo-boreal river. *Regulated Rivers* 17: 623-635.
- Heggenes, J. & Wollebæk, J. 2013. Habitat use and selection by brown trout in streams. pp 159-176. in: Maddock, I., Harby, A., Kemp, P. and Wood, P. (eds). 2013. *Ecohydraulics – an integrated approach*. Wiley.
- Herland, A. K. 2012. The effect of hydropeaking on density, diversity and species richness of mayflies (*Ephemeroptera*) and stoneflies (*Plecoptera*) in two river systems. Masteroppgave i biologi, NTNU.
- Holmqvist, L.-E. 2003. Flomberegning for Mandalselva. NVE, Dokument nr. 19-2003.
- Hunziker, R.P. & Jaeggi, M.N.R. 2002. Grain sorting processes. *Journal of Hydraulic Engineering* 128 (12): 1060-1068.
- Håland, A. 1993. Fugl. I Inngrep i vassdrag; konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. Faugli, P. E., Erlandsen, A.H. & Eikeneæs, O. (red), 311-349. *Norges Vassdrags- og Energiverk. Publikasjon 1993 nr. 13*.
- Imbert, J. B. & Perry, J. A. 2000. Drift and benthic invertebrate responses to stepwise and abrupt increase on non-scouring flow. *Hydrobiologia* 436: 191-208.
- Johnsen, B. O., Hvidsten, N.A., Bongard, T. & Bremset, G. 2008. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Surna. Årsrapport 2007. NINA Rapport 373, 87 s.
- King, T. 2012. Thermal Implications of hydropeaking activity in regulated rivers. Master's thesis at the University of New Hampshire, U.S.
- Koch, W. 2011. Density-dependent micro-habitat selection of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) parr in winter. Master's thesis at the University of Groningen & NTNU.
- Koll, K. 2012. Influence of depot size on bed load transport velocity over static armor layers, *River Flow 2012*. Proceedings of the International Conference on Fluvial Hydraulics 1: 451-456.
- Kopecki, I. 2008. Calculational Approach to FST-Hemispheres for Multiparametrical Benthos Habitat Modelling. Doctoral dissertation, Institute of Hydraulic Engineering, University of Stuttgart.
- Kålås, J. A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. (red). 2010. *Norsk Rødliste for arter 2010*. Artsdatabanken, Trondheim.
- Layzer, J. B., Gordon, M. E. & Anderson, R. M. 1993. Mussels: the forgotten fauna of regulated rivers. A case study of the Caney Fork River. *Regulated Rivers Research and Management* 8: 63–71.

- Layzer, J.B. & Scott, E.M. 2006. Restoration and colonization of freshwater mussels and fish in a southeastern United States tailwater. *River Research and Application* 22: 475-491.
- Linnansaari, T., Alfredsen, K., Stickler, M., Arnekleiv, J.V., Harby, A. & Cunjak, R.A. 2008. Does ice matter? Site fidelity and movements by Atlantic Salmon (*Salmo Salar* L.) parr during winter. *River Research and Application*. DOI: 10.1002/rra.1190.
- Lislevand, T. & Steel, C. 2006. Fugl. I Økologiske forhold i vassdrag - konsekvenser av vannføringsendringer. En sammenstilling av dagens kunnskap. Saltveit, S.J. (red.), 129-142. Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE).
- Malcolm, I., Middlemas, C.A., Soulsby, C., Middlemas, S.J., Youngson, A.F. 2010. Hyporheic zone processes in a canalised agricultural stream: implications for salmonid embryo survival. *Fundamental and Applied Limnology* 176 (4): 319-336.
- Mann, K.H. 1988. Production and use of detritus in various freshwater, estuarine, and coastal marine ecosystems. *Limnology and Oceanography* 33: 910-930.
- Metcalf, N. B., Fraser, N. H. C. & Burns, M. D. 1999. Food availability and the nocturnal vs. diurnal foraging trade-off in juvenile salmon. *Journal of Animal Ecology* 68: 371-381. DOI: 10.1046/j.1365-2656.1999.00289.x.
- Mochizuki, S., Kayaba, Y. & Tanida, K. 2006. Drift patterns of particulate matter and organisms during artificial high flows in a large experimental channel. *Limnology* 7 (2): 93-102.
- Mäki-Petäys, A., Erkinaro, J., Niemela, E., Huusko, A. & Muotka, T. 2004. Spatial distribution of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a subarctic river: size-specific changes in a strongly seasonal environment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61: 2329-2338. DOI: 10.1139/f04-218.
- Mäki-Petäys, A., Muotka, T., Huusko, A., Tikkanen, P. & Kreivi, P. 1997. Seasonal changes in habitat use and preference by juvenile brown trout, *Salmo trutta*, in a northern boreal river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 520-530.
- Nilsson, C. & Dynesius, M. 1994. Ecological effects of river regulation on mammals and birds: A review. *Regulated Rivers: Research & Management* 9: 45-53.
- Nislw, K.H., Armstrong, J.D. & Grant, J.A. 2011. The role of competition in the ecology of Juvenile Atlantic salmon. I *Atlantic Salmon Ecology*. Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skurdal, J. (red.), 171-198. Wiley-Blackwell.
- Nolet, B.A. 1997. Management of the beaver (*Castor fiber*): towards restoration of its former distribution and ecological function in Europe. Council of Europe/ Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (Bern Convention) Nature & Environment series, No. 86. 32pp. Council of Europe Publishing, Strasbourg.
- Orpwood, J.E., Armstrong, J.D. & Griffiths, S.W. 2010. Interactions between riparian shading and food supply: a seasonal comparison of effects on time budgets, space use and growth in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Journal of Fish Biology* 77: 1835-1849. DOI: 10.1111/j.1095-8649.2010.02760.x.
- Orpwood, J.E., Griffiths, S.W. & Armstrong, J.D. 2006. Effects of food availability on temporal activity patterns and growth of Atlantic salmon. *Journal of Animal Ecology* 75: 677-685. DOI: 10.1111/j.1365-2656.2006.01088.x.

- Parker, G. & Klingeman, P.C. 1982. On why gravel bed streams are paved. *Water Resources Research* 18 (N5): 1409-1423.
- Parker, G., Klingeman, P.C. & McLean, D.G. 1982. Bed load and size distribution of gravel-bed streams, *ASCE Journal Hydraulic Division* 108 (HY4): 544-571.
- Pedroso, N.M., Sales-Luis, T. & Santos-Reis, M. 2007. Use of Aguieira Dam by Eurasian otters in Central Portugal. *Folia Zool.* 56(4): 365–377.
- Pedroso, N.M., Sales-Luis, T. & Santos-Reis, M. 2011. Long term monitoring of the Eurasian otter in the Alqueva dam (SE Portugal). *Hystrix, It. J. Mamm. (n.s.) supp.* (2011) XI International Oner Colloquium.
- Pedroso, N.M. & Santos-Reis, M. 2006. Summer diet of Eurasian otters in large dams of South Portugal. *Hystrix It. J. Mamm. (n.s.)* 17 (2): 117-128.
- Pettersson, L.-E. 2001. Flomberegning for Nea-Nidelvassdraget. NVE, Dokument nr. 5-2001.
- Pettersson, L.-E. 2002. Flomberegning for Dale i Bergsdalsvassdraget. NVE, Dokument nr. 18-2002.
- Pfandler, M. & Keusen, M. 2007. Charakterisierung und Veränderungen von Schwall-Sunk Phänomenen in der Schweiz. Tech. Rep. BAFU, Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R. E. & Stromberg, J. C. 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience* 47: 769-784. DOI: 10.2307/1313099.
- Puffer, M., Berg, O.K., Einum, S., Saltveit, S.J. & Forseth, T. 2015a. Energetic Consequences of Stranding of Juvenile Atlantic Salmon. Manuskript.
- Puffer, M., Berg, O.K., Hamnes, F., Bentsen, V., Koch, W., Ugedal, O., Arnekleiv, J.V. & Einum, S. 2015b. Are shallow shorelines ecological traps for juvenile Atlantic salmon? Manuskript.
- Puffer, M., Berg, O. K., Huusko, A., Vehanen, T., Forseth, T. & Einum, S. 2014. Seasonal effects of hydropeaking on growth, energetics and movement of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *River Research and Applications*. DOI: 10.1002/rra.2801.
- Pulg, U., Barlaup, B.T., Skoglund, H., Wiers, T., Gabrielsen, S.-E. & Normann, E.S. 2013. Gyteplasser og sideløp i Aurlandsvassdraget. LFI-rapport nr. 221. 77 s.
- Pulg, U., Barlaup, B.T., Sternecker, K., Trepl, L. & Unfer, G. 2013b. Restoration of Spawning Habitats of Brown Trout (*Salmo trutta*) in a Regulated Chalk Stream. *River Research and Applications* 29, 172-182. DOI: 10.1002/rra.1594.
- Raudkivi, A.J., Ettema, R. 1982. Stability of armour layers in rivers. *Journal of the Hydraulics Division* 108 (HY9): 1047-1057, Document 12.
- Reitan, O. 1997. Responses of Birds to Habitat Disturbances Due to Damming. Dr. Scient. Thesis, NTNU, Norway.
- Reitan, O. & Follestad, A. 2012. Fugl. Powerpoint-presentasjon Envipeak-brukermøte 25. oktober 2012.
- Reitan, O. & Thingstad, P. G. 1999. Responses to damming – a review of the influence of lakes, dams and reservoirs on bird ecology. *Ornis Norvegica*: 22 NO. 1/2 -1990.

- Rimmer, D. M., Paim, U. & Saunders, R. L. 1983. Autumnal habitat shift of juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar*) in a small river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40: 671-680.
- Roen, S. 1980. Temperaturforhold i Surna. En utredning til Nordmøre herredsrett i forbindelse med Trollheimsreguleringen. Stensil. 10 s.
- Rosell F. & Nolet, B.A. 1997. Factors affecting scent marking behavior in the European beaver. *Journal of Chemical Ecology* 23: 673-689.
- Saltveit, S.J. 2006. Økologiske prosesser i rennende vann. I Økologiske forhold i vassdrag - konsekvenser av vannføringsendringer. Saltveit, S.J. (red.), 7-16. Norges vassdrags- og energidirektorat. ISBN 82-410-0603-9.
- Saltveit, S.J. & Brabrand, Å. 2013. Incubation, hatching and survival of eggs of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in spawning redds influenced by groundwater. *Limnologia* 43: 325-331.
- Saltveit, S.J., Halleraker, J.H., Arnekleiv, J.V. & Harby, A. 2001. Field experiments on stranding in juvenile atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. *Regulated Rivers* 17: 609-622.
- Sauterleute, J.F. & Charmasson, J. 2014. A computational tool for the characterisation of rapid fluctuations in flow and stage in rivers caused by hydropeaking. *Environmental Modelling Software* 55: 266-278. doi: 10.1016/j.envsoft.2014.02.004.
- Smith, D.W., Peterson, R.O., Drummer, T.D. & Sheputis, D.S. 1991. Over-winter activity and body temperature patterns in northern beavers *Canadian Journal of Zoology* 69(8): 2178-2182.
- Statzner, B. & Müller, R. 1989. Standard hemispheres as indicators of flow characteristics in lotic benthos research, *Freshwater Biology* 21: 445-459.
- Stickler, M., Alfredsen, K., Scruton, D. A., Pennell, C., Harby, A. & Okland, F. 2007. Mid-winter activity and movement of Atlantic salmon parr during ice formation events in a Norwegian regulated river. *Hydrobiologia* 582: 81-89. DOI: 10.1007/s10750-006-0559-4.
- Stickler, M., Enders, E.C., Pennell, C.J., Cote, D., Alfredsen, K. & Scruton, D.A. 2008. Stream Gradient-Related Movement and Growth of Atlantic Salmon Parr during Winter. *Transactions of the American Fisheries Society* 137:371-385.
- Stubbington, R. 2012. The hyporheic zone as an invertebrate refuge: a review of variability in space, time, taxa and behavior. *Marine and Freshwater Research* 63, 293-311.
- Sørensen, J., Halleraker, J.H., Bjørnhaug, M., Langåker, R.M., Selboe, O.K., Brodtkorb, E., Haug, I. & Fjellanger, J. 2013. Vannkraftkonsesjoner som kan revideres innen 2022. Nasjonal gjennomgang og forslag til prioritering. NVE Rapport nr. 49/2013.
- Timalsina, N.P., Charmasson, J. & Alfredsen, K. 2013. Simulation of the ice regime in a Norwegian regulated river. *Cold Regions Science and Technology* 94: 61-73. DOI:10.1016/j.coldregions.2013.06.010.
- Ugedal, O., Bremset, G., Forseth, T., Kvingedal, E., Fjeldstad, H.-P. & Sundt, H. 2016. Ekstra aggregat i Trollheim kraftverk. Konsekvensvurdering for fisk på lakseførende strekning. NINA Rapport 1099. 70 s.
- Ugedal, O., Larsen, B.M., Forseth, T. & Johnsen, B.O. 2006. Produksjonspotensial for laks i Mandalselva og vurdering av tap som følge av kraftutbygging. NINA Rapport nr. 146. 46 s.

- Zinke P. & Flener C. 2013. Experiences from the use of Unmanned Aerial Vehicles (UAV) for River Bathymetry Modelling in Norway. *Vann* 3/2013: 351-360.
- Zinke, P., Olsen, N. R. B. & Bogen, J. 2011. Three-dimensional numerical modelling of levee depositions in a Scandinavian freshwater delta. *Geomorphology* 129: 320-333. Doi: 10.1016/j.geomorph.2011.02.027.
- Zinke, P., Sauterleute, J. & Pulg, U. 2012. Hydraulic characteristics of a spawning reach in the river Daleelva, Western Norway. 9th International Symposium on Ecohydraulics, Vienna, 17-21 September 2012.
- Zolezzi, G., Siviglia, A., Toffolon, M. & Maiolini, B. 2011. Thermopeakings in Alpine streams: event characterization and time scales. *Ecohydrology* 4: 564-576.
- VAW&LCH. 2006. Kraftwerksbedingter Schwall und Sunk – Eine Standortbestimmung. Tech. Rep., ETH, Zürich and EPF, Lausanne.
- Wallace, J.B., Webster, J.R. & Woodall, W.R. 1977. The role of filter feeders in flowing waters. *Archiv für Hydrobiologie* 79: 506-532.
- Ward, J.V. 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 8: 2-8.
- Watters, G.T. & O'Dee, S.H. 2000. Glochidial release as a function of water temperature: beyond bradyticty and tachyticty. I *Freshwater Mollusk Symposia Proceedings*. Tankersley, R.A., Warmolts, D.I., Watters, G.T., Armatage, B.J., Johnson, P.D. & Butler, R.S. (red.), 135–140. Ohio Biological Survey, Columbus, Ohio.
- Whitlock, D. 1977. *The Whitlock Vibert Box Handbook*. Federation of Fly Fisherman, West Yellowstone.
- Aas, Ø., Klemetsen, A., Einum, S. & Skurdal, J. 2011. *Atlantic salmon ecology*. Wiley-Blackwell.

Vedlegg

Vedlegg 1. Demonstrasjon av system for miljøtilpasset effektkjøring

Innledning

I dette kapitlet demonstreres «Hjelpemiddel for miljøtilpasset effektkjøring» beskrevet i detalj i **Kapittel 5** i fire vassdrag. Formålet er å vise hvordan systemet kan brukes og å dokumentere at systemet fanger opp vesentlige forskjeller mellom vassdrag, kraftverk og driftsstrategier. Vi har valgt ut fire vassdrag med variabel kraftverksdrift som gir hyppige og raske vannstandsendringer (effektkjøring i vår terminologi), med bakgrunn i hvor tilgjengelig data/informasjon har vært og kunnskap finnes. Vi presiserer at dette er en *demonstrasjon av systemet og ikke en kvalitetssikret vurdering av det enkelte vassdrag/ kraftverk*. En del av de beregnede verdiene er framkommet basert på et meget ufullstendig datagrunnlag, men er inkludert for å øke forståelsen av en framtidig bruk av systemet.

Datagrunnlag

Vi testet systemet basert på de beste tilgjengelige data, og datakvaliteten varierer fra vassdrag til vassdrag, blant annet på grunn av tidsoppløsningen i vannstandsseriene. En oversikt over dataene vi brukte er gitt i **Tabell 1**. Vi demonstrerer gjennomføringen av vurderingen for lakseførende (anadrom) strekninger av følgende vassdrag: Nidelva (Trondheim), Surna (Møre og Romsdal), Daleelva (Vaksdal, Hordaland) og Mandalselva (Vest-Agder). På grunn av tilgang på vannføringsserier har vi i Mandalselva bare vurdert effektkjøring ved Laudal kraftverk, selv om effektkjøring også er aktuelt ved Bjelland kraftverk lengre oppstrøms i vassdraget. Strekningen fra utløp Bjelland kraftverk til Mannflåvatn er derfor ikke vurdert som effektkjørt i denne demonstrasjonen. For de andre vassdragene er det bare de kraftverkene som vi har vurdert som er relevante for anadrom fisk.

Tabell 1. Vannstands- og vannføringsserier brukt ved vurdering av effektkjøring i fire norske demonstrasjonsvassdrag.

Elv	Målestasjonsnummer	Stasjons-navn	Periode	Tidsoppløsning	Avstand fra kraftverksutløp
Nidelva	123.20	Rathe	1991 - 2014	1 time	0,5 km
Surna	112.27	Skjermo	2000 - 2014	1 time	1,3 km
Daleelva (Vaksdal)	-	-	16/2/2011 -1/8/2014	1 time	50 meter
Mandalselva	20.23	Laudal	1991 - 2014	1 time	0,2 km

I alle vassdragene kan det ha skjedd endringer i praksis for effektkjøring over tid, og vår vurdering representerer et gjennomsnitt for dataperioden (**Tabell 1**). Surna er det eneste vassdraget der kraftselskapet har innført en eksplisitt restriksjon for effektkjøring (selvpålagt). Den første restriksjonen ble innført i 2005, og denne ble utvidet i 2009 slik at kraftverket nå har restriksjoner på nedtappingshastigheter for alle relevante vannføringsintervall. Samtidig har det sannsynligvis også skjedd en økning i frekvens av effektkjøring i Surna i de senere år (Ugedal m.fl. 2016). Vi har i vurderingen forholdt oss til gjeldende restriksjon for nedtappingshastighet i Surna, men brukt hele dataserien for beregning av de andre påvirkningsfaktorene.

I Mandalselva er det følgende formuleringer i gjeldene manøvreringsreglement for Laudal kraftverk: «For å unngå stranding av fisk skal vannføringen i elveleiet reduseres gradvis. Av hensyn til vassdraget nedenfor skal det dessuten vises varsomhet ved lastvariasjoner». Her er det altså ingen spesifikke henvisninger til senkningshastigheter eller vannføringsnivå ved nedtappinger, men generelle varsomhetsformuleringer.

Påvirkningsparameterne er beregnet etter prinsipper gitt i **kapittel 5.2.1**. Ettersom den faktiske beregningen innebærer analyse av potensielt lange tidsserier med mange tidssteg (fin oppløsning) er verktøyet COSH-Tool benyttet. Detaljert beskrivelse av beregningsalgoritmer er gitt i Sauterleute & Charmasson (2014).

Resultater fra demonstrasjonen

P. Påvirkning av effektkjøring

Tabell 2. Resultater av vurdering av påvirkningsfaktorene i demonstrasjonsvassdragene. Verdier og resulterende påvirkningsklasser er gitt for hvert vassdrag.

Påvirkningsfaktor	Elv			
	Nidelva	Surna	Daleelva	Mandalselva (Laudal)
P1 Senkningshastighet [cm/t]	29 cm/t (svært stor)	12 cm/t (moderat)	35 cm/t (svært stor)	17 cm/t (stor)
P2 Tørrlagt areal [%]	18 % (stor) ⁴	9 % (moderat) ¹	24 % (svært stor) ²	14 % (stor) ³
P3 Størrelse av vannføringssvingningene [-]	3,2 (stor)	2 (moderat)	6,2 (stor)	2,4 (moderat)
P4 Frekvens [-]	136 (stor)	96 (stor)	97 (stor)	58 (moderat)
P5 Fordeling	Døgnregulering i flere perioder (moderat)	Døgnregulering i flere perioder (moderat)	Døgnregulering i flere perioder (moderat)	Døgnregulering i 1-2 perioder (liten)
P6 Tidspunkt	Nattestid om vinteren (stor)	Nattestid om vinteren (stor)	Nattestid om vinteren (stor)	Nattestid om vinteren (stor)

¹ Fra Harby m.fl.. (2007), for en endring i vannføring fra 42 til 19 m³/s.

² For en endring i vannføring fra 45 til 11 m³/s, basert på hydrodynamisk modellering og flybilder.

³ For en endring i vannføring fra ca 50 til 20 m³/s, basert på hydrodynamisk modellering og flybilder.

⁴ For en endring i vannføring fra 155 til 33 m³/s, som gir et tørrfall på 18 % (Arnekleiv m.fl.. 2013), dvs klasse stor.

Beregning av samlet påvirkning

Tabell 3. Resultat for samlet påvirkning i demonstrasjonsvassdragene uten hensyn til eventuell nedskrivning pga. restriksjoner for senkningshastigheten.

	Elv			
	Nidelva	Surna	Daleelva	Mandalselva
Samlet påvirkning	23 (svært stor)	14 (moderat)	27 (svært stor)	17 (stor)

Tabell 4. Nedskrivning av påvirkning i tilfeller med restriksjoner på senkningshastigheten dersom denne i den første nedtappingen etter en periode uten effektkjøring reduseres til 5 cm/t eller mindre. Ingen restriksjon = 0, restriksjon = -1.

Nedskrivingsverdi	Elv			
	Nidelva	Surna	Daleelva	Mandalselva
Nedskrivning	0	-1	0	0

Tabell 5. Resultat for samlet påvirkning i demonstrasjonsvassdragene etter å ha tatt hensyn til eventuell nedskrivning pga. restriksjoner for senkningshastigheten.

	Elv			
	Nidelva	Surna	Daleelva	Mandalselva
Samlet påvirkning	23 (svært stor)	13 (moderat)	27 (svært stor)	17 (stor)

S. Sårbarhet

Inndeling i elvestrekninger

For sårbarhetsfaktorene S1 til S6 vurderes alle relevante strekninger (det vil si hele lakseførende strekning), og ikke bare strekningen som er aktuelt for effektkjøring (**Tabell 6**). Kriterier for inndelingen er gitt i med «Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag» (Forseth & Harby 2013). Etter vurderingen av faktorene separat for hver strekning regnes det ut sårbarhetsverdier for faktorene S2 til S6 for hele elven ved å vekte med lengden av de enkelte elvestrekningene (Tabell 13 i Forseth & Harby 2013). For sårbarhetsfaktoren S1 (effektiv bestandsstørrelse) gjøres vurderingen for hele bestanden (det vil si hele lakseførende strekning).

Tabell 6. Inndeling i relevante elvestrekninger for vurdering av sårbarhetsfaktorene S2 til S6 og lengden (i km) av de enkelte strekningene.

Elvestrekning og lengde [km]	Elv			
	Nidelva	Surna ¹	Daleelva	Mandalselva ²
Andre strekninger	-	Surna ovenfor Rinna: 22 (29)	-	Utløp Bjelland - Mannflåvatn 8
Minstevannstrekning	-	Utløp Rinna-Trollheim utløp: 12 (22)	Storefoss-Dale utløp: 1,7	Kavfoss-Bjelland utløp 4, og Mannflåvatn-Laudal utløp 6
Nedstrøms strekning (effektkjørt)	Nedre Leirfoss-Elgeseter bru: 8,6	Trollheim utløp-fjord: 20	Dale utløp-fjord: 3	Laudal utløp-Krossen: 20
Totalstrekning	8,6	Lomundsjø-fjord 54 (72) ¹	Storefoss-fjord: 4,7	Kavfoss-Krossen 38

¹ Lakseførende strekning er om lag 54 km i hovedelva, og i tillegg om lag 17 km i de viktigste sideelvene hvorav den uregulerte Tiåa er 7 km. Tall i parentes angir lakseførende strekning inkludert viktige sideelver.

² Har sett bort fra Mannflåvatn, Kosåna og andre uregulerte sideelver og bekker.

S1: Effektiv bestandsstørrelse

Tabell 7. Klassifisering av effektiv bestandsstørrelse av laks i henhold til Vitenskapelig råd for lakseforvaltning (Anon. 2015a,b). Verdier og resulterende sårbarhetsklasser gjelder for hele lakseførende strekning.

S1 Bestandsstørrelse i antall hunner over siste 5 år	Elv			
	Nidelva	Surna	Daleelva	Mandalselva
Totalt anadrom strekning	> 250 (lav)	> 250 (lav)	25-250 (moderat)	> 250 (lav)

S2: Grad av rekrutteringsbegrensning

Tabell 8. Klassifisering av gytehabitat, avhengig av mengde og fordeling av gyteareal, som grunnlag for vurdering av rekrutteringsbegrensning i henhold til «Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag» (Forseth & Harby 2013, Tabell 1). Verdier og resulterende klasser er gitt per strekning i hver elv.

S2 Rekrutterings-begrensning	Elv			
	Nidelva	Surna	Daleelva	Mandalselva
	Andre strekninger			
Mengde av gytehabitat som % av elveareal	-	?	-	?
Avstand mellom gytehabitat [m]	-	?	-	?
Samlet klassifisering av gytehabitat	-	Mye ¹	-	Mye ¹
	Minstevannstrekninger			
Mengde av gytehabitat som % av elveareal	-	?	?	?
Avstand mellom gytehabitat [m]	-	?	?	?
Samlet klassifisering av gytehabitat	-	Mye ¹	Lite ³	Lite ²
	Nedstrøms strekning			
Mengde av gytehabitat som % av elveareal	?	?	?	?
Avstand mellom gytehabitat [m]	?	?	?	?
Samlet klassifisering av gytehabitat	Moderat ¹	Mye ¹	Moderat ¹	Mye ¹

¹ Skjønnsmessig vurdert da det ikke foreligger klassifisering etter (Forseth & Harby 2013)

² T. Forseth (Upubliserte data)

³ Gabrielsen m.fl.. (2011)

S3: Lavvannsperioder som flaskehals

Tabell 9. Klassifisering av reduksjon i laveste ukemiddel av vannføringen etter reguleringen for vurdering av lavvannsperioder som flaskehals i henhold til «Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag» (Forseth & Harby 2013). Verdier og resulterende klasser er gitt per strekning i hver elv.

S3 Lavvannsperioder	Elv			
	Nidelva	Surna	Daleelva	Mandalselva
	Andre strekninger			
Reduksjon i laveste ukemiddel sommervannføring [%]	-	Ingen endring	-	Økning ³
Reduksjon i laveste ukemiddel vintervannføring [%]	-	Ingen endring	-	Økning ³
Lavvannsperiode som flaskehals	-	Ingen	-	Ingen
	Minstevannstrekning			
Reduksjon i laveste ukemiddel sommervannføring [%]	-	~ 62 % Sterk ²		Sterk ⁴
Reduksjon i laveste ukemiddel vintervannføring [%]	-	~ 28 % Svak ²		Sterk ⁴
Lavvannsperiode som flaskehals	-	Sterk	Sterk ⁵	Sterk ⁴
	Nedstrøms strekning			
Reduksjon i laveste ukemiddel sommervannføring [%]	Sannsynligvis en økning	Liten reduksjon ¹	Økning ⁵	Økning ³
Reduksjon i laveste ukemiddel vintervannføring [%]	Sannsynligvis en økning	Økning ¹	Økning ⁵	Økning ³
Lavvannsperiode som flaskehals	Ingen	Ingen/Svak	Ingen	Ingen

¹ Forholdet mellom regulert og uregulert middelvannføring ved Skjerno like nedstrøms Trollheim kraftverk. Uregulert vannføring er basert på simulerte vannføringsverdier (Halleraker m.fl. 2006).

² Forholdet mellom regulert og uregulert middelvannføring ved Harang like oppstrøms Trollheim kraftverk. Uregulert vannføring er basert på simulerte vannføringsverdier (Halleraker m.fl. 2006). Forskjellene mellom regulert og uregulert vannføring er mindre på strekningen mellom utløpet av Folla og utløpet av Rinna enn på strekningen mellom utløpet av Folla og Trollheim kraftverk.

³ Laveste døgnmiddel vannføring har økt vesentlig både vinter og sommer etter regulering ved Kjølemo nederst i vassdraget (Ugedal m.fl. 2006). Det er sannsynlig at det samme har skjedd på strekningen mellom utløp Bjelland og Mannflåvatn.

⁴ Vurdert ut fra «gammelt» minstevannføringsregime på strekningene Kavfossen-Bjelland og Mannflåvatn-Laudal

⁵ Gabrielsen m.fl. (2011)

S4: Habitatdegradering

Tabell 10. Klassifisering av reduksjon i flomstørrelse og flomfrekvens etter regulering som grunnlag for vurdering av habitatdegradering i henhold til «Håndbok for miljødetsign i regulerte laksevassdrag» (Forseth & Harby 2013). Resulterende klasser er gitt per strekning i hver elv.

S4 Habitatdegradering	Elv			
	Nidelva	Surna ¹	Daleelva	Mandalselva
	Andre strekninger			
Reduksjon i flomfrekvens	-	Uregulert	-	Liten ³
Reduksjon i flomstørrelse	-	Uregulert	-	Liten ³
Sannsynlighet for degradering basert på endring i flomforhold	-	Lav	-	Lav
	Minstevannstrekning			
Reduksjon i flomfrekvens	-	Liten ²	Liten	Liten
Reduksjon i flomstørrelse	-	Middels ²	Liten	Liten
Sannsynlighet for degradering basert på endring i flomforhold	-	Lav	Lav	Lav
	Nedstrøms strekning			
Reduksjon i flomfrekvens	Middels	Middels ²	Liten ⁵	Liten ³
Reduksjon i flomstørrelse	Middels ⁴	Stor ²	Liten ⁵	Liten ³
Sannsynlighet for degradering basert på endring i flomforhold	Moderat	Høy	Lav	Lav

¹ Det finnes ikke observerte vannføringsdata i vassdraget fra før reguleringen i slutten av 1960-tallet (Drageset 2004), men en vurdering av flomforhold er likevel foretatt av Bævre (1995).

² Fra Bævre (1995): Oppstrøms Trollheim kraftverk: Liten forandring av flomforhold vinterstid (desember-april), vesentlig reduksjon i flomvannføring mai-november; Oppstrøms sideløp Folla: Vesentlig reduksjon i flomstørrelse, 10 % reduksjon i største årlige døgnmiddelflom og mellomvannføring i sesongen desember-april, 20-30 % i mai-november; Nedstrøms Folla - fjord: Størst reduksjon i flomstørrelse, 25 % reduksjon i største årlige døgnmiddelflom des.-apr., 40 % i mai-nov. (forutsatt ingen overløp fra Follsjo), 50 % reduksjon i mellomvannføring opp til 65 % under snøsmelting om våren (ledig magasinkapasitet), varighet av midlere flommer mai-juli sterkt redusert.

³ Fra Holmgvist (2003): Selv om vannføringen om våren er betydelig redusert som følge av reguleringene, er ikke midlere flom vesentlig endret (flom oftest om høsten). Midlere flom ved Kjølmo i perioden 1896-1930 (naturlig, før regulering): 452 m³/s; i perioden etter regulering 1961-2002: 394 m³/s; tilsvarer 13 % reduksjon.

⁴ Fra Pettersson (2001): Midlere flom (døgnmidler av årsflommer) ved Rathe i perioden før regulering 1881-1949: 452 m³/s; i perioden etter regulering 1950-1999: 338 m³/s; tilsvarer 25 % reduksjon.

⁵ Fra Pettersson (2002): Høstflommer dominerer, men store flommer kan forekomme året rundt. Reduksjon i flomstørrelse antatt liten pga. overføringer fra nabovassdraget og lite lagringskapasitet i magasin. Reduksjon i flomfrekvens antatt liten pga. vassdragskarakteristikk (høye fjell nær kysten, kort respons på nedbør) og lite magasinkapasitet.

S5: Redusert vanntemperatur og vekst

Tabell 11. Klassifisering av redusert vanntemperatur og vekst etter regulering. I tillegg til vanntemperatur er bestandseffekten av endring i vekst og økning i smoltalder vurdert i henhold til «Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag» (Forseth & Harby 2013). Verdier og resulterende klasser er gitt per strekning i hver elv.

S5 Redusert vanntemperatur og vekst	Elv			
	Nidelva ⁵	Surna ¹	Daleelva ²	Mandalselva ³
	Andre strekninger			
0+ størrelse om høsten [mm]	-	~ 55	-	?
Endring i vekst	-	ingen	-	Sannsynligvis liten
Økning i smoltalder [år]	-	ingen	-	Sannsynligvis liten
Reduksjon i sommertemperatur [°C]	-	ingen	-	Sannsynligvis liten
Samlet klassifisering av temperatureffekt	-	Lav	-	Lav
	Minstevannstrekning			
0+ størrelse om høsten [mm]	-	~ 55	45-67	?
Endring i vekst	-	Liten		?
Økning i smoltalder [år]	-	Liten mulig reduksjon		?
Reduksjon i sommertemperatur [°C]	-	Liten økning		Mulig økning
Samlet klassifisering av temperatureffekt	-	Lav		Lav
	Nedstrøms strekning			
0+ størrelse om høsten [mm]	~ 49	~ 45	41-57	?
Endring i vekst	?	Redusert	Sannsynligvis redusert	Sannsynligvis liten
Økning i smoltalder [år]	Tvilsomt pga. gode næringsforhold	Sannsynlig økt med mer enn 0,25 år	?	Sannsynligvis liten?
Reduksjon i sommertemperatur [°C]	?	Inntil 5-6° i deler av sommer ⁴	?	Sannsynligvis liten
Samlet klassifisering av temperatureffekt	Liten	Moderat	Liten	Liten

¹ Ugedal m.fl. 2014

² Gabrielsen m.fl. 2011

³ Ugedal m.fl. 2006

⁴ Roen 1980

⁵ Arnekleiv m.fl. 2013

S6: Eventuelle andre påvirkninger

Tabell 12. Andre påvirkninger i de enkelte strekningene i dem undersøkte vassdrag og reduksjon i bestandsstørrelse eller bærekapasitet knyttet til dem. Påvirkninger og resulterende klasser er gitt per strekning i hver elv.

S6 Andre påvirkninger	Elv			
	Nidelva	Surna	Daleelva	Mandalselva
	Andre strekninger			
Påvirkning	-	Ingen kjente	-	Ingen kjente
Samlet sårbarhet pga. andre påvirkninger	-	Lav	-	Lav
	Minstevannstrekning			
Påvirkning	-	Ingen kjente	Forurensning ¹	Ingen kjente
Samlet sårbarhet pga. andre påvirkninger		Lav	Moderat	Lav
	Nedstrøms strekning			
Påvirkning	Ingen kjente	Ingen kjente	Ingen kjente	Ingen kjente
Samlet sårbarhet pga. andre påvirkninger	Lav	Lav	Lav	Lav

¹ Gabrielsen m.fl. 2011

S7: Prosent berørt elvestrekning

Tabell 13. Prosent berørt elvestrekning av totalstrekning aktuell for effektkjøring i de undersøkte elvene.

S7 Prosent berørt elvestrekning	Elv			
	Nidelva	Surna	Daleelva	Mandalselva
Lengde (km) på elvestrekning aktuell for effektkjøring i % av totalstrekningen	100 % (høy)	27-36 % ¹ (moderat)	64 % (høy)	27 % (moderat)

¹ Intervall angir %-andel med eller uten sidevassdrag. (Hvis en bruker areal fra 1:50000 kart øker imidlertid andelen til nær 50 %, dvs. høy)

Oppsummering av sårbarhetsverdier for S1 til S7

Tabell 14. Oppsummerte resultater for sårbarhetsfaktorene S1 til S7 i alle aktuelle strekningene i de undersøkte vassdrag. Samlete verdier for S2 til S6 beregnes ved å vekte med lengde elvestrekning.

Sårbarhetsfaktor	Elv			
	Nidelva	Surna	Daleelva	Mandalselva
S1 Effektiv bestandsstørrelse				
Samlet	1	1	2	1
S2 Grad av rekrutteringsbegrensing				
Andre strekninger	-	1	-	1
Minstevannstrekning	-	1	2	2
Nedstrøms strekning	2	1	1	1
Samlet	2	1	1,4	1,3
S3 Lavvannsperioder som flaskehals				
Andre strekninger	-	1	-	1
Minstevannstrekning	-	3	2	3
Nedstrøms strekning	1	1	1	1
Samlet	1	1,4	1,7	1,5
S4 Habitatdegradering				
Andre strekninger	-	1	-	1
Minstevannstrekning	-	1	1	1
Nedstrøms strekning	2	3	1	1
Samlet	2	1,7	1	1
S5 Redusert vanntemperatur og vekst				
Andre strekninger	-	1	-	1
Minstevannstrekning	-	1	1	1
Nedstrøms strekning	1	2	1	1
Samlet	1	2	1	1
S6 Eventuelle andre påvirkninger				
Andre strekninger	-	1	-	1
Minstevannstrekning	-	1	2	1
Nedstrøms strekning	1	1	1	1
Samlet	1	1	1,4	1
S7 Prosent berørt strekning av totalstrekning	3	2	3	2

Beregning av samlet sårbarhet

Samlet sårbarhet S1 til S7 før hensyn til eventuelle positive effekter av reguleringen i vassdraget på fiskebestander (Tabell 15).

Tabell 15. Resultater for samlet sårbarhet i dem undersøkte vassdrag før hensyn til eventuelle positive regulerings effekter.

	Elv			
	Nidelva	Surna	Daleelva	Mandalselva
Sårbarhet	11,0 (moderat)	9,2 (lav)	12,1 (moderat)	8,8 (lav)

Nedskrivning av sårbarhetsverdien: I tilfeller der reguleringen har medført positive effekter for fiskebestander som følge av høyere vannføring i lavvannsperioder på effektregulert strekning, blir sårbarheten redusert med 3, 2 eller 1 poeng.

Tabell 16. Nedskrivning av sårbarhet i tilfeller med positive effekter for fiskebestander som følge av høyere vannføring i lavvannsperioder på effektregulert strekning. Ingen økning 0, økning om sommeren, vinteren eller begge deler -1, -2 eller -3.

	Elv			
	Nidelva ¹	Surna ²	Daleelva ³	Mandalselva ⁴
Økt laveste ukemiddel vannføring om sommeren og vinteren	0	-2	0	-3

¹ Minstevannføring på 30 m³/s noe som sannsynligvis er en økning fra uregulert tilstand

² Minstevannføring på 15 m³/s både sommer og vinter nedstrøms Trollheim kraftverk, noe som sannsynligvis er en vesentlig økning i forhold til uregulert vannføring om vinteren (Halleraker m.fl. 2006).

³ Nedstrøms kraftverket er middelvannføringen økt med 28 %, med størst økning om vinteren. Minstevannføringen er 3 m³/s, men med dagens kjøring går vannføringen normalt ikke under 5 m³/s (Gabrielsen m.fl. 2011). Usikker på om minstevannføringen er vesentlig større enn naturlige lavvannsperioder, og derfor er nedskrivningen foreløpig satt til 0.

⁴ Ugedal m.fl. 2006.

Tabell 17. Resultater for samlet sårbarhet i de undersøkte vassdrag etter hensyn til eventuelle positive effekter for fiskebestander som følge av høyere vannføring i lavvannsperioder.

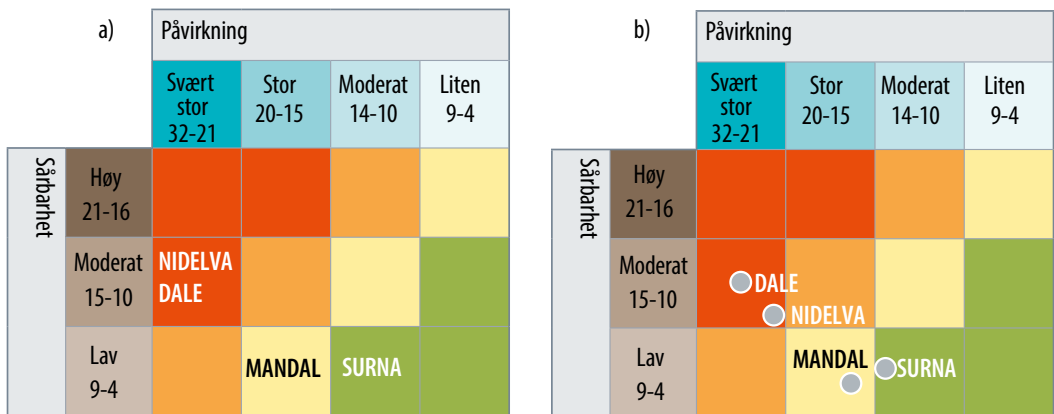
	Elv			
	Nidelva	Surna	Daleelva	Mandalselva
Samlet sårbarhet	11,0 (moderat)	7,2 (lav)	12,1 (moderat)	5,8 (lav)

Samlet klassifisering av påvirkning og sårbarhet

Resultatene for samlet påvirkning (Tabell 5) og samlet sårbarhet (Tabell 17) blir kombinert til klasser som beskriver belastningen som effektkjøringen mest sannsynlig gir på elveøkosystemene (Tabell 18). De fire vassdragene kan også settes inn i den to-dimensjonale vurderingen, enten i klasser (Figur 1 a) eller i mer detalj ut fra beregnede poeng (Figur 1 b). Den siste framstillingen kan være særlig nyttig om man leter etter løsninger for bedre miljøtilpasset effektkjøring.

Tabell 18. Resultater for samlet vurdering av påvirkning og sårbarhet i dem undersøkte vassdrag.

Samlet vurdering	Elv			
	Nidelva	Surna	Daleelva	Mandalselva
Samlet påvirkning	Svært stor (23)	Moderat (14)	Svært stor (27)	Stor (17)
Samlet sårbarhet	Moderat (11,0)	Lav (7,2)	Moderat (12,1)	Lav (5,8)
Resulterende klasse	Svært stor	Liten	Svært stor	Moderat



Figur 1. De fire demonstrasjonsvassdragene plassert inn i systemets samlede vurdering av påvirkning fra effektkjøring og elveøkosystemets sårbarhet, (a) plassert i klasser fra grønt som er liten belastning, gult er moderat, oransje er stor og rød er svært stor belastning og b) som punkter innenfor klassene.

Vurdering av resultatene og prosessen

De fire vassdragene ble plassert i fra liten samlet belastning til svært stor belastning, og representerte således hele systemets utfallsrom. Systemet fanger opp at Surna er blant de vassdragene i Norge der regulanten har gått lengst i å etablere en miljøtilpasset effektkjøring, og vassdraget plasserer seg så vidt innenfor liten effekt (grønt). På den andre siden plasserer Daleelva og Nidelva seg i et rødt felt (stor belastning), noe som gjenspeiler raske nedtappinger og til dels store tørrlagte areal. Effektkjøringen i Mandalselva ble klassifisert til å gi moderat tilleggsbelastning, dels fordi det har vært relativt få effektkjøringsepisoder, men også fordi reguleringen har gitt høyere minstevannføringer både vinter og sommer. Det skal bemerkes at bare en av to strekninger der effektkjøring er aktuelt i Mandalselva ble inkludert. Vi gjentar at dette er en demonstrasjon av hjelpemiddelet og ikke en kvalitetssikret vurdering av vassdragene.

Testen av hjelpemiddelet viste at det var relativt enkelt å vurdere langs påvirkningsaksen, og den største begrensningen er trolig tidsoppløsningen på vannføringsseriene. Vi presiserer imidlertid at vi ikke har vurdert målestasjonenes representativitet, noe som kan være mer krevende. Som det framgår av gjennomgangen ovenfor ble vurderingen langs sårbarhetsaksen noe mer utfordrende, og vi måtte gjøre flere skjønnsmessige vurderinger. Vurderingene av sårbarhet er på flere punkter basert på miljødesignkonseptet og metodikken i «Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag» (Forseth & Harby 2013). Dette er en nyetablert metodikk som foreløpig ikke er benyttet i mange vassdrag. Det er imidlertid forventet at metodene vil få økt utbredelse i regulerte vassdrag, og det er allerede flere prosjekter som er startet som benytter miljødesignkonseptet. Denne utviklingen vil redusere behovet for skjønnsmessige vurderinger og lette bruken av systemet.

Vedlegg 2. Lesestoff

I det følgende er det listet opp bøker, artikler og rapporter som vi mener kan være relevant lesestoff om tematikken miljøvirkninger av effektkjøring spesielt og mer generelt om miljøvirkninger av vannkraftreguleringer og som ikke er referert direkte i teksten i rapporten.

- Berland, G., Nickelsen, T., Heggnes, J., Økland, F., Thorstad, E.B. & Halleraker, J.H. 2004. Movements of wild Atlantic salmon parr in relation to peaking flows below a power station. *Journal of Rivers Research and Applications* 20: 957-966.
- Bradford, M. J. 1997. An experimental study of stranding of juvenile salmonids on gravel bars and in side channels during rapid flow decreases. *Journal of Regulated Rivers* 13: 395-401.
- Bretschko, G. H. & Moog, O. 1990. Catastrophic drift of insects in a woodland stream. *Ecology* 49: 198-206.
- Bogen, J. & Bønsnes, T.E. 2001. Virkninger av effektregulering på erosjon og sedimentasjon i vannkraftmagasiner. Effektregulering – miljøvirkninger og konfliktreduserende tiltak. Rapport nr 16, Statkraft Grøner, 66 s.
- Chapman, R. M. 1985. Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectrical facilities. *North American Journal of Fisheries Management* 5: 330-339.
- Clarke, K.D., Pratt, T.C., Randall, R.G., Scruton, D.A. & Smokorowski, K.E. 2008. Validation of the Flow Management Pathway: Effects of Altered Flow on Fish Habitat and Fishes Downstream from a Hydropower Dam. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2784.
- Cushman, R.M. 1985. Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. *North American Journal of Fisheries Management* 5: 330-339.
- Forseth, T., Næsje, T.F., Jensen, A.J., Saksgård, L. & Hvidsten, N.A. 1996. Ny forbitappingsventil i Alta kraftverk: Betydning for laksebestanden. NINA Oppdragsmelding 392. 26 s.
- Forseth, T., Stickler, M., Ugedal, O., Sundt, H., Bremset, G., Linnansaari, T., Hvidsten, N.A., Harby, A., Bongard, T. & Alfredsen, K. 2009. Utfall av Trollheim Kraftverk i juli 2008. Effekter på fiskebestandene i Surna. NINA-rapport 435. 35 s.
- Førde, E. & Brodtkorb, E. 2001. Sluttrapport for FoU-prosjektet «Effektregulering – Miljøvirkninger og konfliktreduserende tiltak. Rapport nr 20, Statkraft Grøner.
- Gore, J. A., Nestler, J. M. & Layzer, J. B. 1989. Instream flow predictions and management options for biota affected by peaking-power hydroelectric operations. *Regulated Rivers, Research & Management*, Volume 3.
- Gore, J. A., Niemela, S., Fresh, V. H. & Statzner, B. 1994. Near-substrate hydraulic conditions under artificial floods from peaking hydropower operation: A preliminary analysis of disturbance intensity and duration. *Regulated Rivers, Research & Management*, Volume 9.
- Halleraker, J., Johnsen, B.O., Lund, R.A., Sundt, H., Forseth, T. & Harby, A. 2005. Vurdering av stranding av ungfisk i Surna ved utfall av Trollheim kraftverk i august 2005. SINTEF TR A6220. 35 pp.

- Harby, A. & Halleraker, J.H. 2001. Ecological impacts of hydro peaking in rivers. *Journal of Hydropower and Dams*, issue four.
- Heggenes, J. 1988. Effect of Short-Term Flow Fluctuations on Displacement of, and Habitat Use by, Brown trout in a Small Stream. *Transactions of the American Fisheries society* 117: 336-344.
- Hudson, P. L. & Nichols, S. J. 1986. Benthic Community of the Savannah River below a peaking hydropower station. *The Journal of Elisha Mitchell Scientific*.
- Hunter, M. A. 1992. Hydropower flow fluctuations and salmonids: a review of the biological effects, mechanical causes and options for mitigation. State of Washington, Department of Fisheries, Technical Report No. 119.
- Hvidsten, N.A. 1985. Mortality of pre-smolt Atlantic salmon, *Salmo Salar* L., and Brown trout, *Salmo Trutta* L., caused by fluctuating water levels in the regulated River Nidelva, Central Norway. *Journal of Fish Biology* 27: 711-718.
- Irvine, J. R. P. & Henriques, R. 1984. A preliminary investigation on effects of fluctuating flows on invertebrates of the Hawea River, a large regulated river in New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, Volume 18.
- Jensen, J.W., Koksvik, J.I. & Karlsen, L. 1992. Rapport fra forsøk med korttidsregulering av Altaelva. Stensil, 5s.
- Larsen, B.M. 2012. Elvemusling og konsekvenser av vassdragsreguleringer – en kunnskapsoppsummering. Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE). Rapport Miljøbasert Vannføring 8-2012. 165 s.
- Larsen, A. & Fiksen, Ø. 1998. Effektregulering – turbiditetsøkning og biologiske virkninger i sjø. Rapport nr 4 i serien «Effektregulering – Miljøvirkninger og konfliktreduerende tiltak». Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE). ISBN 82- 91904–03-0.
- Lauters, F., Lavandier, P., Lim, P., Sabaton, C. & Belaud, A. 1996. Influence of hydropeaking on invertebrates and their relationship with fish feeding habitats in a Pyrenean river. *Journal of Regulated Rivers* 12: 155-169.
- Layzer, J. B., Nehus, T. J., Pennington, W., Gore, J. A. & Nestler, J. M. 1989. Seasonal variation in the composition of the drift below a peaking hydroelectric project. *Regulated Rivers, Research & Management*, Volume 3.
- Lowett, I. G. & Richardson, J. 1994. Habitat use by New Zealand fish in flooded and normal flow conditions. *Proceedings fra Habitat Hydraulics '94*.
- Matter, W.J., Hudson, P.L. & Saul, G.E. 1983. Invertebrate drift and particulate organic material transport in the Savannah River below Lake Hartwell during a peak power generation cycle. I *Dynamics of Lotic Ecosystems*. Fontaine T. P. & S. Bartell (red.). Ann Arbor Sci., Ann Arbor, MI. 1983.
- Moog, O. 1993. Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts. *Regulated Rivers, Research & Management*, Volume 8. 1993.
- Moog, O. & Janacek, B. F. U. 1991. River flow, substrate type, and Hydrurus density as major determinants of benthic macroinvertebrate abundance, composition and distribution, *Verh. Int. Verein Limnol.* 24: 1888-1896.
- Morgan, R.P., Jacobsen, R.E., Weisberg, S.B., McDowell, L.A. & Wilson, H.T. 1991. Effects of flow alteration on benthic macroinvertebrate communities below the Brighton Hydroelectric Dam. *Journal of Freshwater Ecology*, Volume 6, No. 4.

- Morrison, H. A. & Smokorowski, K. E. 2000. The application of various frameworks and models for assessing the effects of hydropeaking on the productivity of aquatic ecosystems. Canadian technical report of fisheries and aquatic sciences no. 2322.
- Parasiewicz, P., S. Schmutz & O. Moog. 1996. The effect of managed hydropower peaking on the habitat, benthos and fish fauna in the Bregenzerach, a nival 6th order river in Austria. Proceedings fra Habitat Hydraulics '96 i Quebec.
- Pedersen, T.B. & Sollibråten, T. 2001. Effektregulering, Erosjonsprosesser og sikringsmetoder. Rapport nr 17 i serien «Effektregulering – Miljøvirkninger og konfliktreduserende tiltak». Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE). NVE: ISBN 82-9104-18-9.
- Puffer, M., Berg, O.K., Huusko, A., Vehanen, T. & Einum, S. 2015. Effects of intra- and interspecific competition and hydropeaking on growth of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). Ecology of Freshwater Fish. doi: 10.1111/eff.12258.
- Reiser, D. W. & White, R. G. 1983. Effects of complete redd dewatering on Salmonid egg-hatching success and development of juveniles. Transactions of the American Fisheries Society 112: 532-540.
- Saltveit, S.J. 2006 (ed.). Økologiske forhold i vassdrag - konsekvenser av vannføringsendringer. Norges vassdrags- og energidirektorat. ISBN 82-410-0603-9.
- Scruton, D.A., Pennell, C.J., Ollerhead, L.M.N., Alfredsen, K., Stickler, M., Harby, A., Robertson, M.J., Clarke, K.D. & LeDrew, L.J. 2008. A synopsis of «hydropeaking» studies on the response of juvenile Atlantic salmon to experimental flow alteration. Hydrobiologia 609:263–275.
- Scruton, D.A., Pennell, C.J., Robertson, M.J., Ollerhead, L.M.N., Clarke, K.D., Alfredsen, K., Harby, A. & McKinley, R.S. 2005. Seasonal response of juvenile Atlantic salmon to experimental hydropeaking power generation in Newfoundland, Canada. North American Journal of Fisheries Management 25: 964-974.
- Scruton, D.A., Ollerhead, L.M.N., Clarke, K.D., Pennell, C., Alfredsen, K., Harby, A. & Perry, D. 2003. The behavioural response of juvenile Atlantic salmon (*salmo salar*) and brook trout (*salvelinus fontinalis*) to experimental hydropeaking on a Newfoundland (Canada) river. River Research and Applications 19: 577-587.
- Schmutz, S., Bakken, T.H., Friedrich, T., Greimel, F., Harby, A., Jungwirth, M., Melcher, A., Unfer, G. & Zeiringer, B. 2014. Response of fish communities to hydrological and morphological alterations in hydropeaking rivers of Austria. River Research and Applications. DOI: 10.1002/rra.2795.
- Smokorowski, K.E., Metcalfe, R.A., Finucan, S.D., Jones, N., Marty, J., Power, M., Pyrc, R.S. & Steele, R. 2010. Ecosystem level assessment of environmentally based flow restrictions for maintaining ecosystem integrity: A comparison of a modified peaking versus unaltered river. Ecohydrology. DOI: 10.1002/eco.167.

Vedlegg 3. Artikler, rapporter og andre viktige skriftlige produkter fra EnviPEAK

I det følgende presenteres en oversikt over artikler, rapporter og annen skriftlig dokumentasjon av arbeid utført i EnviPEAK. De fleste av disse er direkte tilgjengelig fra www.cedren.no. Hvis artikkelen ikke skulle være direkte tilgjengelig så anbefaler vi at leseren tar kontakt direkte med en av forfatterne av det aktuelle arbeidet.

Artikler med fagfelleevaluering

Forfatter(e)	Tittel	Journal/bok	Sidenr	Utgivelse/ år	ISSN
Tommi Linnansaari, A. Keskinen, A. Romakkaniemi, J. Erkinaro, P. Orell	Deep habitats are important for juvenile Atlantic salmon <i>Salmo salar</i> L. in large rivers	Ecology of Freshwater Fish	618-626	19/4 2010	0906-6691 dx.doi.org/10.1111/j.1600-0633.2010.00443.x
Peggy Zinke	Application of a porous media approach for vegetation flow resistance	River Flow 2012	301-308	Volume 1, 2012	978-0-415-62129-8
Duncan Halley, Ivonne Teurlings, Hannah Welsh, Claire Taylor	Distribution and patterns of spread of recolonising Eurasian beavers (<i>Castor fiber</i> Linnaeus 1758) in fragmented habitat, Agdenes peninsula, Norway	Fauna Norvegica	1-12	Vol. 32, 2013	1502-4873 doi: 10.5324/fn.v31i0.1438
Atle Harby, Marcus Noack	Rapid Flow Fluctuations and Impacts on Fish and the Aquatic Ecosystem	Ecohydraulics: An Integrated Approach Pages 323-334	323-335	2013	978-0-470-97600-5
Ulrich Pulg, Bjørn Torgeir Barlaup, Katharina Sternecker, Ludwig Trepl, Günther Unfer	Restoration of Spawning Habitats of Brown Trout (<i>Salmo trutta</i>) in a Regulated Chalk Stream	River Research and Applications	172-182	2013:29	DOI: 10.1002/rra.1594
Peggy Zinke, Jim Bogen	Effect of water level regulation on gradients and levee deposits in the Lake Øyeren delta, Norway	Hydrology Research	523-537	Volume 44(3) 2013	doi:10.2166/nh.2012.097
Peggy Zinke, Claude Flener	Experiences from the use of Unmanned Aerial Vehicles (UAV) for River Bathymetry Modelling in Norway	VANN	351-360	3/2013	0042-2592
Øystein Aas, Oskar Onstad	Strategic and temporal substitution among anglers and white-water kayakers – The case of an urban regulated river	Journal of Outdoor Recreation and Tourism	1-8	Volum1-2 2013	dx.doi.org/10.1016/j.jort.2013.04.002

Forfatter(e)	Tittel	Journal/bok	Sidenr	Utgivelse/ år	ISSN
Ole Kristian Berg, Gunnbjørn Bremset, Michael Puffer, Kjersti Hanssen	Selective segregation in intraspecific competition between juvenile Atlantic salmon (<i>Salmo salar</i>) and brown trout (<i>Salmo trutta</i>)	Ecology of Freshwater Fish	544-555	2014	0906-6691 doi: 10.1111/eff.12107
Roser Casas-Mulet, Knut Alfredsen, Thibault Boissy, Håkon Sundt, Nils Rütther	Performance of a one-dimensional hydraulic model for the calculation of stranding areas in hydropeaked rivers	River Research and Applications	143-155	2014	doi:10.1002/rra.2734
Roser Casas-Mulet, Knut Alfredsen, A. Garcia-Escudero	A cost-effective approach to predict dynamic variations of mesohabitats at the river scale in Norwegian systems	Journal of River Basin Management	145-159	Volume 12 (2), 2014	1571-5124
Roser Casas-Mulet, Knut Alfredsen, Ånund Killingtveit	Modelling of environmental flow options for optimal Atlantic salmon (<i>Salmo salar</i>) embryo survival during hydropeaking	Fisheries Management and Ecology	480-490	Volume 21 (6), 2014	
Roser Casas-Mulet, Knut Alfredsen, Byman Hamududu, Netra Timalsina	The effects of hydropeaking on hyporheic interactions based on field experiments	Hydrological Processes	1370-1384	Volume 29(6), 2014	0885-6087
Michael Puffer, Ole Kristian Berg, Ari Huusko, Teppo Vehanen, Sigurd Einum, Torbjørn Forseth	Seasonal effects of hydropeaking on growth, energetics and movement on juvenile Atlantic salmon (<i>Salmo salar</i> L.)	River Research and Applications		2014	DOI: 10.1002/rra.2801
Julian Sauterleute, Julie Charmasson	A computational tool for the characterisation of rapid fluctuations in flow and stage in rivers caused by hydropeaking	Environmental Modelling & Software	266-278	Volume 55, May 2014	http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.02.004
Stefan Schmutz, Tor Haakon Bakken, Thomas Friedrich, Franz Greimel, Atle Harby, Mathias Jungwirth, Andreas Melcher, Günther Unfer, Bernhard Zeiringer	Response of fish communities to hydrological and morphological alterations in hydropeaking rivers of Austria	Rivers research and applications		2014	DOI: 10.1002/rra.2795
Roser Casas-Mulet, Knut Alfredsen, Svein Jakob Saltveit	The survival of Atlantic salmon (<i>Salmo salar</i>) eggs during dewatering in a river subject to hydropeaking	River Research and Applications	433-446	Volume 31(4), 2015	DOI: 10.1002/rra.2827

Forfatter(e)	Tittel	Journal/bok	Sidenr	Utgivelse/ år	ISSN
Roser Casas-Mulet, Knut Alfredsen, Åge Brabrand, Svein Jakob Saltveit	The survival of eggs of Atlantic Salmon (<i>Salmon salar</i>) in a draw down zone in a regulated river influenced by groundwater	Hydrobiologia	269-284	Volume 743(1), 2015	0018-8158
Michael Puffer, Ole Kristian Berg, Ari Huusko, Teppo Vehanen, Sigurd Einum	Effects of intra- and interspecific competition and hydropeaking on growth of juvenile Atlantic salmon (<i>Salmo salar</i>)	Ecology of Freshwater Fish		2015	DOI: 10.1111/eff.12258
Tor Haakon Bakken, Knut Alfredsen, Tyler King	Simulation of river water temperatures during various hydro-peaking regimes: Case-study Nidelva, Norway	Journal of Applied Water Engineering and Research		2016	DOI: 10.1080/23249676.2016.1181578
Knut W. Vollset, Helge Skoglund, Thor Wiers, Bjørn T. Barlaup	Effects of hydropeaking on the spawning behaviour of Atlantic salmon <i>Salmo salar</i> and brown trout <i>Salmo trutta</i>	Journal of Fish Biology		2016	DOI: 10.1111/jfb.12985
Christian Haas, Peggy Zinke, Knut Wiik Vollset, Julian Sauterleute, Helge Skoglund	Behaviour of spawning Atlantic salmon and brown trout during ramping events.	Journal of Applied Water Engineering and Research.		2016.	DOI: 10.1080/23249676.2016.1169227
Roser Casas-Mulet, Knut Alfredsen, Åge Brabrand, Svein Jakob Saltveit	Hydropower operations in groundwater-influence rivers: implications for Atlantic salmon, <i>Salmo salar</i> , early life stage development and survival.	Fisheries Management and Ecology	144-151	Volume 23(2), 2016	DOI: 10.1111/fme.12165
Matthias Schneider, Ianina Kopecki, Julian Sauterleute, Peggy Zinke, Tania Zakowski, Jeffrey A. Tuhtan, Tor Haakon Bakken	A Fuzzy Rule-Based Model For The Simulation Of Macrobenthic Habitats Using The FST-Hemisphere Approach	River Research and Applications		2016	Innsendt september 2015
Ianina Kopecki, Matthias Schneider, Julian Sauterlaute, Peggy Zinke	Predicting Near-Bed Flow Conditions In Shallow Gravel-Bed Rivers	Journal of Hydraulic Research		2016	Innsendt september 2015
Michael Puffer, Ole Kristian Berg, Sigurd Einum, Svein Jakob Saltveit, Torbjørn Forseth	Energetic consequences of stranding of juvenile Atlantic salmon (<i>Salmo salar</i> L.)	Hydrobiologia			Innsendt mars 2015

Forfatter(e)	Tittel	Journal/bok	Sidenr	Utgivelse/ år	ISSN
Michael Puffer, Ole Kristian Berg, Frøydis Bolme Hammes, Vidar Bentsen, Wouter Koch, Ola Ugedal, Jo Vegar Arnekleiv, Sigurd Einum	Are shallow shorelines ecological traps for juvenile Atlantic salmon?	Ecological Applications			Innsendt 2015
Andreas Melcher, Tor Haakon Bakken, Tim Cassidy, T. Friedrich, Franz Greimel, Bernhard Zeiringer, Stefan Schmutz	Drawing evidence from multiple studies for causal assessment of hydro peaking in regulated rivers	Freshwater Science Bridges Series			Innsendt 2015
Atle Harby, Torbjørn Forseth, Ola Ugedal, Tor Haakon Bakken	A method to assess impacts from hydropeaking				Planlagt innsendt 2016
Michael Puffer, Bjørn Mejdell Larsen	Daily horizontal movements of adult freshwater pearl mussels (<i>Margaritifera margaritifera</i> L.) under fluctuating water level conditions	Hydrobiologia			Planlagt innsendt 2016

Monografier publisert (doktorgrader)

Forfatter	Tittel	År/utgivelse	ISSN/ISBN	Utgitt av	Sted
Roser Casas-Mulet	Dynamics of dewatering and flooding during hydropeaking	2014:79	978-82-326-0082-3	NTNU	Trondheim
Norwegian summary:	Oppgåva ser på dynamikken i vassdrag ved hurtige vannstandsendingar. Det er sett saman av seks fagfelleverderte artiklar. Desse handlar om simulering av strandingsområder, dynamisk simulering av mesohabitat, dynamikk i hyporeisk sone ved hurtig variasjon i vannstand, to studier av egg av atlantisk laks i regulerte elver og eit arbeid som freistar å kople overlevelse av egg mot styrt slepp av minstevassføring gjennom ein integrasjon av resultat frå fleire av dei andre delane av studiet. Funn frå dette arbeidet samt dei verktya som er testa og utarbeidde kan forenkla framtidige analyser av elver med hurtige endringar i vannstand. Casas-Mulet er for tida tilsett som prosjektmedarbeidar ved NTNU/UiO, men vil frå november 2014 vere post doktor ved Universitetet i Melbourne.				
Michael Puffer	Effects of Rapidly Fluctuating Water Levels on Juvenile Atlantic Salmon (<i>Salmo salar</i> L.)	2014:111	978-82-326-0146-2	NTNU	Trondheim
Norwegian summary:	Oppgaven ser på effekter av effektkjøring på lakseyngel, og inneholder fire fagfelleverderte artikler. Disse handler om 1) effekter som påvirker habitatbruk av lakse- og ørrettyngel, 2) betydning av grunne elvestrekninger som bestandssluk, 3) sesongeffekter av effektkjøring på vekst, energetikk (fettlager) og bevegelse av lakseyngel og 4) energetiske konsekvenser av stranding på lakseyngel. Resultatene fra disse fire studiene utvider og øker forståelsen om hva som skjer med lakseyngel i regulerte vassdrag, og skal bli brukt for å modellere effektene på populasjonsnivå.				

Rapporter

Forfatter(e)	Tittel	Utgivelse/år	ISSN/ISBN	Utgitt av	Sted
Stefan Jocham	Linking shelter abundance and grain size distribution - A correlation analysis between shelter abundance and particle size of river substratum	TR A7053, 2010	978-82-594-3460-9	SINTEF Energi AS	Trondheim
Tor Haakon Bakken, Håkon Borch	EUs Vanndirektiv og bruk av modeller. Vurdering av beregningsmodeller for vassdrag ved implementeringen av EUs Vanndirektiv	TR A7105, 2011	978-82-594-3485-2	SINTEF Energi AS	Trondheim
Julie Charmasson, Peggy Zinke	Mitigation measures against hydropeaking effects - A literature review	TR A7192, 2011	978-82-594-3517-0	SINTEF Energi AS	Trondheim
Julie Charmasson	Modeling operation of a pumped-storage plant in Lake Suldalsvatn – Consequences on temperature and currents distributions	TR A7249, 2012	978-82-594-3530-9	SINTEF Energi AS	Trondheim
Jiska van Dijk	Merking av oter i innlandet i Norge – et pilotstudium	NINA Report 799, 2012	978-82-426-2394-2	NINA	Trondheim
Jiska van Dijk	Finskala studie av oterens bruk av effektkjørtelver i Sør-Trøndelag	NINA Minirapport 431		NINA	Trondheim
Atle Harby (red.), Jim Bogen (red.)	Miljøkonsekvenser av raske vannstandsendringer	NVE 1-2012	978-82-410-0768-2	Norges vassdrags- og energidirektorat	Oslo
Julian Sauterleute, Julie Charmasson	A computational tool to characterise rapid fluctuations of flow and stage in rivers	TR A7182, 2012	978-82-594-3544-6	SINTEF Energi AS	Trondheim
Torolv Tjomsland, Tor Haakon Bakken	Hydro-peaking at Tonstad power plant in Norway – Modelled effects on currents, temperatures and ice cover	6326-2012	978-82-577-6061-8	NIVA	Oslo
Ian Maddock, Atle Harby, Paul Kemp, Paul Wood	Ecohydraulics: An introduction	2013 p. 1-6	978-0-470-97600-5	Wiley-Blackwell	
Ian Maddock, Atle Harby, Paul Kemp, Paul Wood	Research Needs, Challenges and the Future of Ecohydraulics Research	2013 p. 431-436	978-0-470-97600-5	Wiley-Blackwell	

Mastergrader

Forfatter	Tittel	År	Utgitt av	Sted
Christophe Degouy	To assess environmental impacts of hydropower-induced frequent stream variations	2010	Universidad Politecnica de Valencia	
Stefan Jocham	An approach to link shelter abundance and grain size distribution for the assessment of sediment quality for juvenile Atlantic Salmon	2010		
Morten Asbjørnsen, Steinar Tronhus	Hvilke innvirkninger har effektkjøring på økologiske prosesser i tre norske elver?	2011	HiT	Bø
Vidar Johan Bentsen	Density dependent habitat use of Atlantic salmon, <i>Salmo salar</i> L. – stranding in hydropower rivers	2011	NTNU	Trondheim
Thibault Boissy	Estimation of stranding areas during hydro peaking	2011	NTNU	Trondheim
Frøydis Bolme Hamnes	Size-dependent habitat use in juvenile Atlantic salmon (<i>Salmo salar</i> L.)	2011	NTNU	Trondheim
Ana Garcia-Escudero Uribe	Predicting dynamic mesohabitats in hydropeaked rivers: mapping and simulation	2011	NTNU	Trondheim
Martin Honsberg	Advanced study to link grain size distribution parameters and shelter frequency for juvenile Atlantic salmon	2011	Technische Universität München / NTNU	München / Trondheim
Oskar Onstad	Reaksjoner på effektkjøring blant laksefiskere i Nidelva i Trondheim – resultater fra fokusgruppeintervjuer og spørreundersøkelse	2011	UMB	Ås
Lydia Seitz	Sediment infiltration - Analysis of a laboratory study and application to a Norwegian river	2011	Universität Stuttgart / NTNU	Stuttgart / Trondheim
Eirik Straume Normann	Spatial Distribution of Seatrout Spawning and the Effects on Juvenile Abundance in River Teigdalselva, Western-Norway	2011	UiB	Bergen
Christian Haas	Investigation of fish behaviour and habitat preferences in a Norwegian river affected by hydropeaking	2012	NTNU / Univ. of Stuttgart	Stuttgart
Anne Karine Herland	The effect of hydropeaking on density, diversity and species richness of mayflies (Ephemeroptera) and stoneflies (Plecoptera) in two river systems	2012	NTNU	Trondheim
Tyler King	Thermal Implications of Hydropeaking Activity in Regulated Arctic Rivers	2012	Univ. of New Hampshire / NTNU	Trondheim

Forfatter	Tittel	År	Utgitt av	Sted
Øystein Nordeide Kielland	Size-dependent habitat use of juvenile brown trout (<i>Salmo trutta</i> L.) in an artificial river	2013	NTNU	Trondheim
Wouter Koch	Density-dependent micro-habitat selection of Atlantic salmon (<i>Salmo salar</i> L.) parr in winter	2013	Univ. Of Groeningen	Groeningen
Vegard Pedersen Sollien	Effects of highly variable flow on macroinvertebrate diversity and the food availability of Atlantic salmon and brown trout juveniles	2013	NTNU	Trondheim

Konferansebidrag

Forfatter(e)	Tittel	Konferanse
Atle Harby, Julian Sauterleute, Håkon Sundt, Tor Haakon Bakken, Keith Clarke, Helmut Mader, Sylvie Mérioux, Markus Noack, Stefan Schmutz, David A. Scruton, Teppo Vehanen	Environmental Impacts of Artificial Flow Fluctuations. Overview and Examples	8th International Symposium on Ecohydraulics 2010; Seoul, Korea; 12-16 September 2010
Julian Sauterleute, Markus Noack, Atle Harby, Morten Stickler	Modelling Stranding Risk of Fish in a Norwegian Regulated River with Fluctuating Flow	8th International Symposium on Ecohydraulics 2010; Seoul, Korea; 12-16 September 2010
Julie Charmasson, Tor Haakon Bakken, Atle Harby	Scenarios for alterations in water temperature regime introduced by increased hydropeaking	8th International Symposium on Ecohydraulics 2010; Seoul, Korea; 12-16 September 2010
Roser Casas-Mulet, Knut Alfredsen, Nils Rütger, Ånund Killingtveit, Tor Haakon Bakken	Methodologies for combining a hydropower production model with 1D and 3D hydraulic models in order to predict stranding potential	8th International Symposium on Ecohydraulics 2010; Seoul, Korea; 12-16 September 2010
Tania Zakowski, Zlatko Petrin, Sylvie Merigoux, Jo Vegar Arnekleiv, Matthias Schneider	The Effects of Rapid Flow Variation on Benthic Macroinvertebrates in Norwegian Rivers	8th International Symposium on Ecohydraulics 2010; Seoul, Korea; 12-16 September 2010
Tania Zakowsky	The effects of hydropeaking operation on benthic macroinvertebrate community assembly and ecological functioning: how do species traits relate to ecological processes	1st International Conference in Applied Ecology, IRSAE 2010; Evenstad, Norway; 9-11 August 2010
Michael Puffer, Ole Kristian Berg	Review on impacts of artificial rapid and frequent flow changes on salmonids in fast flowing waters	8th International Symposium on Ecohydraulics 2010; Seoul, Korea; 12-16 September 2010
Stefan Schmutz, Andreas Melcher, M. Jungwirth, R. Schieggger, Günther Unfer, C. Wiesner, B. Zeiringer	Hydro peaking in Austria and its effects on aquatic organisms	8th International Symposium on Ecohydraulics 2010; Seoul, Korea; 12-16 September 2010

Forfatter(e)	Tittel	Konferanse
Silke Wieprecht, Jeffrey A. Thutan, Markus Noack, Matthias Schneider	Interactions between river morphology and stranding risk due to hydropeaking for juvenile European grayling	8th International Symposium on Ecohydraulics 2010; Seoul, Korea; 12-16 September 2010
Roser Casas-Mulet, Knut Alfredsen, Nils R��ther, Tor Haakon Bakken	Dynamics of dewatering and flooding during hydropeaking	8th International Symposium on Ecohydraulics 2010; Seoul, Korea; 12-16 September 2010
Jeffrey A. Thutan, Silke Wieprecht, Matthias Schneider	Automating River Rehabilitation Measure Design Considering Ecological and Economic Constraints	8th International Symposium on Ecohydraulics 2010; Seoul, Korea; 12-16 September 2010
Roser Casas-Mulet, Knut Alfredsen, Nils R��ther, ��lund Killingtveit, Tor Haakon Bakken	Methodologies to predict stranding potential during hydropeaking operations	8th International Symposium on Ecohydraulics 2010; Seoul, Korea; 12-16 September 2010
Roser Casas-Mulet, Knut Alfredsen, Nils R��ther, Thibault Boissy, H��kon Sundt	Testing the accuracy of a 1D hydraulic model for the simulation of stranding areas during hydropeaking	2nd Biennial Symposium of the International Society for River Science ISRS; Berlin, Germany; 8-12 August 2011
Julian Sauterleute, Julie Charmasson, Tor Haakon Bakken, Atle Harby	A method to analyse characteristics of rapid fluctuations of flow and stage in rivers in consequence of hydropeaking	2nd Biennial Symposium of the International Society for River Science ISRS; Berlin, Germany; 8-12 August 2011
Tania Zakowsky, Zlatko Petrin, Gaute Kj��rstad, Jo Vegar Arnekleiv, Sylvie Merigoux	The effect of hydropeaking on benthic macroinvertebrates	Symposium for European Freshwater Sciences 2011; Girona, Spain; 27 June - 1 July 2011
Peggy Zinke	Implementation of natural vegetation into 3D hydrodynamic models for flow and sediment transport	European Geosciences Union General Assembly 2011; Vienna, Austria; 3-8 April 2011
Atle Harby, Jim Bogen	Environmental impacts from hydropeaking and mitigation – A case-study of three different Norwegian peaking hydropower plants	Hydro 2012 - International Conference and Exhibition; Bilbao, Spain; 29-31 October 2012
H��kon Sundt, Roser Casas-Mulet, Nils R��ther, Knut Alfredsen	The Influence of Transect Density on Simulation of Stranding Areas in a Norwegian Hydropower Regulated River	9th International Symposium on Ecohydraulics; Vienna, Austria; 17-21 September 2012
Tor Haakon Bakken, Tyler King, Knut Alfredsen, Atle Harby	Simulation of water temperature changes introduced by hydro-peaking	9th International Symposium on Ecohydraulics; Vienna, Austria; 17-21 September 2012
Stefan Jocham, Nils R��ther, Markus Noack, Julian Sauterleute	Correlation between shelter abundance and grain size distribution for the assessment of sediment quality for juvenile Atlantic salmon	9th International Symposium on Ecohydraulics; Vienna, Austria; 17-21 September 2012
Roser Casas-Mulet, Knut Alfredsen, Ana Garcia-Escudero	Predicting Dynamic Variation of Mesohabitats in a Peaking Scenario	9th International Symposium on Ecohydraulics; Vienna, Austria; 17-21 September 2012
Roser Casas-Mulet, Knut Alfredsen, Byman Hamududu	Hyporheic interactions under a hydropeaking scenario: a multi-scale approach	European Geosciences Union General Assembly 2012

Forfatter(e)	Tittel	Konferanse
Øyvind Pedersen, Nils Rüter	Modeling bed shear stress on an armored river bed due to hydropower peaking	18th Congress of the Asia & Pacific Division of the International Association for Hydro-Environment Engineering and Research 2012; Jeju, South Korea; 19-23 August 2012
Julie Charmasson, Tor Haakon Bakken	Modelling the effects of pumped-storage on physical conditions in Lake Suldalsvatn	Renewable Energy Research Conference 2012; Trondheim; 16-17 April 2012
Peggy Zinke, Claude Flener, Gunnar Rokseth	Experiences with a remote sensing method based on Unmanned Aircraft Systems (UAS) for river bathymetry measurements in Norway	Renewable Energy Research Conference 2012; Trondheim; 16-17 April 2012
Michael Puffer, Ole Kristian Berg, Sigurd Einum, Torbjørn Forseth	Spatial habitat selection of Atlantic salmon (<i>Salmo salar</i> L.) YOY	9th International Symposium on Ecohydraulics; Vienna, Austria; 17-21 September 2012
Tania Zakowski, Gaute Kjærstad, Anne Karine Herland	Composition of benthic macroinvertebrate communities exposed to hydropeaking in Norwegian rivers	9th International Symposium on Ecohydraulics; Vienna, Austria; 17-21 September 2012
Knut Wiik Vollset, Bjørn Barlaup, Tore Wiers, Helge Skoglund, Sven-Erik Gabrielsen	Effects of hydropeaking and unnatural flow regime on the spawning behavior of Atlantic salmon (<i>Salmo salar</i>) and brown trout (<i>Salmo trutta</i>): in-situ observations from video monitoring of a natural spawning area	9th International Symposium on Ecohydraulics; Vienna, Austria; 17-21 September 2012
Tania Zakowski, Sylvie Merigoux, Matthias Schneider, Julian Sauterleute	CASIMIR habitat-model applied to the Surna river	Renewable Energy Research Conference 2012; Trondheim; 16-17 April 2012
Andreas Melcher, T. Friedrich, F. Greimel, Günther Unfer, B. Zeiringer, Stefan Schmutz	Hydro peaking in alpine rivers and its effects on fish assemblages	Renewable Energy Research Conference 2012; Trondheim; 16-17 April 2012
Svein Jakob Saltveit, Åge Brabrand	Development and survival of eggs of Atlantic salmon (<i>Salmo salar</i>) in spawning redds influenced by groundwater	9th International Symposium on Ecohydraulics; Vienna, Austria; 17-21 September 2012
Peggy Zinke, Julian Sauterleute, Ulrich Pulg	Hydraulic Characteristics of a Spawning Reach in the River Daleelva, Western Norway	9th International Symposium on Ecohydraulics; Vienna, Austria; 17-21 September 2012
Julian Sauterleute, Julie Charmasson	Characterisation of rapid fluctuations of flow and stage in rivers in consequence of hydropeaking	9th International Symposium on Ecohydraulics; Vienna, Austria; 17-21 September 2012
Florian Leo, Torbjørn Forseth, Richard D. Hedger, Silke Wieprecht	Linking habitat and population models to determine the effect of hydropeaking on salmon populations	9th International Symposium on Ecohydraulics; Vienna, Austria; 17-21 September 2012

Forfatter(e)	Tittel	Konferanse
Andreas Melcher, Tor Haakon Bakken, Julie Charmasson, Tim Cassidy, Franz Greimel, Armin Peter, Julian Sauterleute, Stefan Schmutz, Günther Unfer, Atle Harby	Mitigating effects of hydro peaking on fish assemblages in different bio-geographical regions of Europe	9th International Symposium on Ecohydraulics; Vienna, Austria; 17-21 September 2012
Peggy Zinke	Lake Øyeren	2nd Conference on Modelling Hydrology, Climate and Land Surface Processes; Øyeren; 10-12 September 2012
Roser Casas-Mulet, Knut Alfredsen, Svein Jakob Saltveit	Linking hyporheic interactions with salmon egg survival in hydropeaking scenarios	International Society for River Science: 3rd Biennial Symposium: Achieving healthy and viable rivers; Beijing, China; 5-9 August 2013
Lorenzo Quaglietta, Addy de Jongh, Ferdia Marnell, Jiska Van Dijk, Lughaidh O'Neill, António Mira, Luigi Boitani	GPS telemetry & otters: experiences from three European pioneer projects	Wild Musteloid Conference; Oxford University, UK; 18-21 March 2013
Svein Jakob Saltveit, Knut Alfredsen, Åge Brabrand, Roser Casas-Mulet	Survival of eggs of Atlantic salmon (<i>Salmo salar</i>) in gravel in a drawdown zone in a Norwegian regulated river influenced by groundwater	International Society for River Science: 3rd Biennial Symposium: Achieving healthy and viable rivers; Beijing, China; 5-9 August 2013
Peggy Zinke	Elasticity Measurements for Selected North European Floodplain Species	Proceedings of the 35th IAHR World Congress; Chengdu, China; 8-13 September 2013
Roser Casas-Mulet, Michael Stewardson, Knut Alfredsen	Lateral and vertical fine sediment infiltration dynamics in the hyporheic zone of a regulated river	10th International Symposium on Ecohydraulics 2014; Trondheim, Norway; 23-27 June 2014
Svein Jakob Saltveit, Knut Alfredsen, Åge Brabrand, Roser Casas-Mulet	The influence of hydropower regulation and groundwater dynamics on the survival of atlantic salmon embryos: a comparison between two regulated Norwegian rivers	10th International Symposium on Ecohydraulics 2014; Trondheim, Norway; 23-27 June 2014
Michael Puffer, Ole Kristian Berg, Ari Husko, Teppo Vehanen, Sigurd Einum, Torbjørn Forseth	Seasonal effects of hydropeaking on growth, energetics and movement on juvenile Atlantic salmon	10th International Symposium on Ecohydraulics 2014; Trondheim, Norway; 23-27 June 2014
Christian Haas, Peggy Zinke, Knut W. Vollset, Julian Sauterleute, Helge Skoglund	Behavioural observations of spawning Atlantic salmon (<i>Salmo salar</i>) and brown trout (<i>Salmo trutta</i>) during ramping events in a hydro peaked river	10th International Symposium on Ecohydraulics 2014; Trondheim, Norway; 23-27 June 2014
Hans-Petter Fjeldstad, Turid Follestad, Knut Alfredsen, Torbjørn Forseth	Application of hydropower scheduling models for environmental design in rivers	10th International Symposium on Ecohydraulics 2014; Trondheim, Norway; 23-27 June 2014
Peggy Zinke, Odd Terje Sandlund	River classification systems in Norway and their suitability for environmental flow assessments	10th International Symposium on Ecohydraulics 2014; Trondheim, Norway; 23-27 June 2014

Forfatter(e)	Tittel	Konferanse
Tor Haakon Bakken, Julian Sauterleute, Atle Harby, Torbjørn Forseth, Knut Alfredsén	New design on restrictions for improved management and operation of hydropeaked rivers	10th International Symposium on Ecohydraulics 2014; Trondheim, Norway; 23-27 June 2014
Julie Charmasson	Modeling operation of a pumped-storage plant in lake Suldalsvatn: consequences on the water temperature in the lake and the downstream river	10th International Symposium on Ecohydraulics 2014; Trondheim, Norway; 23-27 June 2014
Peggy Zinke, Julian Sauterleute, Atle Harby, Eivind Solvang, Julie Charmasson, Ånund Killingtveit, Fredrik Arnesen	Assessment and mapping of increasing balance power capacity in Norwegian hydroelectric power stations	10th International Symposium on Ecohydraulics 2014; Trondheim, Norway; 23-27 June 2014
Linmei Nie	Approaches and practices of Environmental Impact Assessment (EIA) of hydro power development in Norway and China	10th International Symposium on Ecohydraulics 2014; Trondheim, Norway; 23-27 June 2014
Richard D. Hedger, Line Sundt-Hansen, Torbjørn Forseth, Ola Ugedal, Julian Sauterleute	Simulating hydropeaking effects on Atlantic salmon population abundance using individual-based modeling	10th International Symposium on Ecohydraulics 2014; Trondheim, Norway; 23-27 June 2014
Stefan Schmutz, Tor Haakon Bakken, Thomas Friedrich, Franz Greimel, Atle Harby	Response of fish assemblages to hydrological and morphological alterations in hydro-peaking rivers	10th International Symposium on Ecohydraulics 2014; Trondheim, Norway; 23-27 June 2014
Julian Sauterleute, Richard D. Hedger, Ola Ugedal, Christoph Hauer, Tor Haakon Bakken, Ulrich Pulg, Helge Skoglund, Torbjørn Forseth, Line Sundt-Hansen	Implementation of stranding mortality into an individual-based Atlantic salmon population model	10th International Symposium on Ecohydraulics 2014; Trondheim, Norway; 23-27 June 2014
Roser Casas-Mulet, Michael Stewardson, Knut Alfredsén	Lateral and vertical fine sediment infiltration dynamics in the hyporheic zone of a regulated river in North Victoria, Australia	10th International Symposium on Ecohydraulics 2014; Trondheim, Norway; 23-27 June 2014
Knut Alfredsén	An assessment of flow impacts and environmental flows in high head hydropower systems	10th International Symposium on Ecohydraulics 2014; Trondheim, Norway; 23-27 June 2014
Christoph Hauer, Ulrich Pulg, Bjørn Barlaup	Hydrological characteristics of lake retention and its relevance for spawning sites of the Atlantic Salmon (<i>Salmo salar</i>) in Western Norway	10th International Symposium on Ecohydraulics 2014; Trondheim, Norway; 23-27 June 2014
Teppo Vehanen, Ari Huusko, Michael Puffer, Ole Kristian Berg	Competition between young Atlantic salmon and brown trout under peaking flows	10th International Symposium on Ecohydraulics 2014; Trondheim, Norway; 23-27 June 2014
Michael Puffer, Ole Kristian Berg, Ari Huusko, Teppo Vehanen, Sigurd Einum	Effect of competition and hydropeaking on growth of juvenile Atlantic salmon (<i>Salmo salar</i>).	Advances in the Population Ecology of Stream Salmonids – IV; University of Girona, Spain; 2015

Forfatter(e)	Tittel	Konferanse
Roser Casas-Mulet, Knut Alfredsen, Ånund Killingveit, Svein Jakob Saltveit	Flexible hydropower operations for optimal Atlantic salmon (<i>Salmo salar</i>) embryo survival	HYDROES 2016: Hydropower and Environmental Sustainability Symposium. Society of Hydroelectricity in France (SHF); Grenoble, France; 16-17 March 2016.
Svein Jakob Saltveit, Knut Alfredsen, Roser Casas-Mulet	Establishing mitigation strategies for salmonid gravel stages in hydropeaking rivers.	11th International Symposium on Ecohydraulics. Melbourne, Australia, 7-12 February 2016
Roser Casas-Mulet, Michael Stewardson, Knut Alfredsen,	Fine sediment accumulation a gravel bar subject to fluctuating flow	4th Symposium of the International Society for River Science. LaCrosse, USA, August 2015.
Svein Jakob Saltveit, Knut Alfredsen, Roser Casas-Mulet	Hydropower regulation strategies and Atlantic salmon (<i>Salmo salar</i>) alevins development and survival	4th Symposium of the International Society for River Science. LaCrosse, USA, August 2015.
Roser Casas-Mulet, Knut Alfredsen	Environmental flow releases for optimal Atlantic salmon (<i>Salmo salar</i>) embryo survival during winter in a hydropeaking river	11th International Congress on the Biology of Fish. Edinburgh, Scotland, August 2014.
Roser Casas-Mulet, Svein Jakob Saltveit, Knut Alfredsen	Linking hyporheic interactions with salmon egg survival in hydropeaking scenarios.	8th European Workshop of PhD and Post-Doctoral fellows on Andromous Salmonids. Trondheim, Norway. March 2012.
Roser Casas-Mulet	Environmental effects of hydro-peaking and hydro-balancing. I Seminar on hydro-balancing of hydropower systems.	Universidad Politecnica de Madrid, Madrid, Spain, June 2012. Guest lecture.
Roser Casas-Mulet, Knut Alfredsen, Nils R��ther, Tyler King	Physical processes, hydropower operation and scale integration for the prediction of stranding potential in rivers.	7th European Workshop of PhD and Post-Doctoral fellows on andromous Salmonids. Biarritz, France. March 2011.
Roser Casas-Mulet, Knut Alfredsen, Nils R��ther, Tor Haakon Bakken	Dynamics of flooding and dewatering during hydropeaking.	6th European Workshop of PhD and Post-Doctoral fellows on andromous Salmonids. Pitlochry, Scotland, UK. March 2010.

NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Kortrapport

Dette er en enklere og ofte kortere rapportform til oppdragsgiver, gjerne for prosjekt med mindre arbeidsomfang enn det som ligger til grunn for NINA Rapport. Det er ikke krav om sammendrag på engelsk. Rapportserien kan også benyttes til framdriftsrapporter eller foreløpige meldinger til oppdragsgiver.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Boka presenterer en kunnskapsstatus om miljøvirkninger av effektkjøring i elver og foreslår operasjonelle og fysiske tiltak som sikrer en balansert bruk og forvaltning av vassdrag.

ISSN 0804-421X

ISBN 978-82-426-2834-3

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger