



Vannkraft og miljø

Resultater fra FoU-programmet
Miljøbasert vannføring

Jon Arne Eie



Vannkraft og miljø

**Resultater fra FoU-programmet
Miljøbasert vannføring**

Jon Arne Eie

ISBN: 978-82-410-0942-6

ISSN: 1501-2832

Produksjon: Pro-x

Opplag: 1000

Forfatter: Jon Arne Eie

Design og ombrekking: Involve! Design

Forsidebilde: Sima, Eidfjordutbyggingen. Foto: Jon Arne Eie

©Norges vassdrags- og energidirektorat 2013

Middelthuns gate 29

Postboks 5091 Majorstua, 0301 Oslo

Telefon: 09575

www.nve.no

Forord

Denne boka avslutter forskningsprogrammet Miljøbasert vannføring. Målsettingen med programmet har vært å øke kunnskapen om de fysiske og biologiske konsekvensene av endret vannføring, og virkningene av forskjellige avbøtende tiltak, med tanke på å bedre grunnlaget for en god og balansert avveining av inngrep i vassdrag og for vurdering av hensiktsmessige avbøtende tiltak.

Undertegnede har vært engasjert av styringsgruppa for programmet til å skrive sammen resultatene fra de ulike rapportene som er levert i programmet, for å gjøre stoffet lettere tilgjengelig. Styringsgruppa har gitt meg frihet til å sette sammen og kommentere resultatene på min måte, og også supplere dem med annen relevant kunnskap enn det som kommer fram i programmet.

Jeg har for hvert fagtema henvist til fagrapportene. For å gå dypere inn i stoffet vil det i mange tilfelle være nødvendig å gå til den aktuelle fagrapporten. Noe av beskrivelsen for de enkelte tema er mer eller mindre klippet direkte fra fagrapportene. Jeg har bevisst ikke tatt med metodebeskrivelser eller annet stoff som i en vitenskapelig rapport vil være viktig for vurdering av stoffets faglige kvalitet.

Jeg takker styringsgruppa som har lest manus og kommet med verdifulle bidrag. En takk også til Jan Henning L'Abée-Lund for kommentarer og til John E. Brittain som har kommentert og skrevet sammen enkelte tema.



Jon Arne Eie

Innhold

FORORD	3
INTRODUKSJON	6
DEL I MILJØVIRKNINGER AV VANNKRAFTUTBYGGING	8
1 Innledning	8
2 Endringer i fysiske forhold	9
Temperatur	9
Grunnvann og vannføring	12
3 Biologisk mangfold	12
Bunndyr	12
Blodsugende knott	15
Elvemusling	17
Ørret - virkninger av småkraftverk	21
Ål	25
Fossefall	28
Lav og moser	29
4 Landskapsvirkninger	31
5 Virkninger for friluftsliv	37
6 Modeller for simulering av miljøkonsekvenser av vannkraft	39
7 Miljøkonsekvenser av raske vannstandsendringer	40
8 Miljøvirkninger knyttet til konsesjonsfrie mikro- og minikraftverk	43
DEL II FORVALTNING	46
9 Konsekvensvurderinger	46
10 Prøvereglement	49

DEL III AVBØTENDE TILTAK	51
11 Generelt om avbøtende tiltak	51
12 Minstevannføring	54
Generelt om minstevannføring	54
Alminnelig lavvannføring	55
Tilsgsstyrt minstevannføring (TMVF)	56
Building block-metoden (BBM)	60
Lokke- og utvandningsflommer	60
Spyleflommer/opprensning	61
Forslag til metode for fastsettelse av miljøbasert vannføring	61
13 Omløpsventil og småkraftverk	62
14 Tiltak for å endre temperaturen i regulerte vassdrag	66
15 Fyllingsmønster i magasiner	69
16 Utsetting av fisk	70
17 Habitatjusterende tiltak	70
Metoder og modeller for vurdering av habitatjusterende tiltak	70
Krav til habitat og tiltak for ørret	71
Virkninger av is på habitat for fisk i elver	73
Utlegging av gytegrus	74
Fiskepassasjer	76
Terskler	76
18 Tiltak for ål	84
19 Tiltak for elvemusling	85
20 Vegetasjonsetablering i strandsonen	87
21 Fjerning av krypsiv	87
SLUTTKOMMENTAR	91
REFERANSER	92

Introduksjon

Ved vedtak om vannkraftutbygging og annen utnyttelse av vassdragene må en avveie kryssende hensyn, på den ene siden hensynet til vassdragsmiljø, fiske, landskap og friluftsliv, på den andre siden hensynet til kraftproduksjon og økonomi. For å få til en god og balansert forvaltning som skal ivareta miljø- og brukerinteresser i vassdragene tilfredsstillende og sikre en bærekraftig bruk, trengs kunnskap om virkningene av inngrep og om tiltak som kan dempe de negative virkningene. Forvaltningens behov for kunnskap er knyttet til både behandlingen av nye konsesjoner for vassdragstiltak og til revisjon av vilkår i gamle konsesjoner. Også oppfølging av EUs vanddirektiv og hensynet til naturmangfoldet i samsvar med naturmangfoldloven og en rekke internasjonale konvensjoner om miljø og truede arter krever kunnskap.

Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) har lange tradisjoner for å bidra til å framskaffe ny miljøfaglig kunnskap. Arbeidet for å få grunnleggende kunnskap om avbøtende tiltak startet med det omfattende Terskelprosjektet midt på 1970-tallet. Deretter fulgte Biotopjusteringsprogrammet på 1980- og 1990-tallet.

Kunnskapsinnhenting er videreført i programmet Miljøbasert vannføring. Programmet er gjennomført i samarbeid mellom NVE, Direktoratet for naturforvaltning (DN, nå Miljødirektoratet), Energi Norge og flere FoU-miljøer. Det er gjennomført i to faser, fase I (2002–2006) og fase II som startet i 2007 og som avsluttes med denne boka. En kort oppsummering av prosjektene i fase I er gitt i Brittain (2007). Avslutningen av fase I ble markert med boka *Økologiske forhold i vassdrag* (Saltveit 2006). I fase II er det gitt ut til sammen 21 prosjektrapporter.

Miljøbasert vannføring er i programmet definert slik: *"En vannføring som tar mest mulig hensyn til økosystemets helhet og integritet, ulike brukerinteresser og det framtidige ressursgrunnlaget i vassdraget."* Kort formulert kan det sies å ivareta miljøet i regulerte vassdrag.

Målet med programmet har vært å øke kunnskapen om de fysiske og biologiske konsekvensene av endret vannføring og virkningene av avbøtende tiltak. Det har videre vært et mål å komme med forslag til nye verktøy for en god og balansert forvaltning av våre vassdrag, herunder fastsettelse

av avbøtende tiltak.

Denne boka gir ikke anbefalinger om hvor sterkt miljøhensynet skal vektlegges i forhold til samfunnsnyttene som kan oppnås ved økt kraftproduksjon eller annen utnyttelse av vassdragene. Programmet Miljøbasert vannføring har ikke gjennomført prosjekter som belyser dette.

Målgruppene for programmet er i første rekke saksbehandlere i forvaltningen, i NVE, Miljødirektoratet, fylkesmennene og kommunene, men også personer innen vannkraftbransjen og interesseorganisasjoner. Allmennheten generelt kan også ha nytte av kunnskapen.

For et par prosjekter der programmet har bidratt økonomisk, men der prosjektene ikke er avsluttet, henvises til sluttrapportene når de foreligger. I regi av Norges forskningsråd har det under FoU-programmet RENERGI parallelt pågått flere større forskningsprosjekter som har energi, miljø og vannforvaltning som tema. Flere prosjekter er også gjennomført i regi av CEDREN, bl.a. EnviPEAK og EnviDORR. Boka omtaler ikke disse nærmere.

Boka gir først (del I) en beskrivelse av hvilke virkninger ulike inngrep i vassdrag kan ha på fysiske forhold som endret vannføring, endrede temperatur-, grunnvanns-, erosjons- og sedimentasjonsforhold. Deretter beskrives virkningene på biologiske forhold, herunder bunndyr, fisk, fossefall og vegetasjon, og videre virkninger på landskap og på andre brukerinteresser (friluftsliv). Del II omhandler forvaltningsrettede metoder, herunder prøvereglement og metoder for å fastsette slipp av minstevannføring. Del III omhandler ulike former for avbøtende tiltak som kan iverksettes for å minske ulempene/skadene ved vassdragsreguleringer eller annen utnyttelse av elver og innsjøer.

Boka gir bare i begrenset grad beskrivelse av kunnskap som tidligere er publisert om økologiske forhold i vassdrag, f.eks. boka fra fase I (Saltveit 2006) og bøkene om effekter av vassdragsregulering på villaks (Thorstad et al. 2006) (Johnsen et al. 2010). Stoff fra disse bøkene er bare kort referert der det har falt naturlig.

Del I Miljøvirkninger av vannkraftutbygging

1. Innledning

Utbygging av vannkraft gir flere miljøvirkninger som i konsesjonsprosessen skal veies opp mot fordelene med økt kraftproduksjon. Virkningene vil variere etter omfanget av utbyggingen og måten utbyggingen skjer på, etter verdien av og sårbarheten til det biologiske mangfoldet som berøres, og etter hvor sterke brukerinteresser som er knyttet til vassdraget. Det er viktig å klargjøre om virkningene vurderes ut fra menneskelige behov og ønsker, eller om virkningene er avvik fra en naturtilstand.

Fisk, og særlig laks, har vært gjenstand for omfattende undersøkelser i mange år. I de senere år har det blitt økt fokus på andre deler av det biologiske mangfoldet, herunder rødlistearter som ål, elvemusling og spesialiserte lav og moser. Norge har ratifisert flere internasjonale avtaler og vedtatt naturmangfoldloven, som skal bidra til å ta vare på det biologiske mangfoldet.

Forandringer i biologisk tilstand i vassdrag, f.eks. konkurranseforhold mellom arter, har som regel årsak i endringer i fysiske forhold som vannføring, vanntemperatur, erosjon

og sedimentasjon. Småkraftutbygging vil ha mange av de samme grunnleggende virkninger på vassdragsmiljøet som større kraftutbygginger, men omfanget av påvirkningen vil ofte være mindre for hvert enkelt prosjekt. Det er likevel tvilsomt om miljøvirkningen pr. produsert GWh er mindre enn for større utbygginger. Som regel vil mulighetene for å gjøre avbøtende tiltak være mer begrenset for små kraftverk enn for store.

Vannkraftutbygging har mange miljøvirkninger på de økologiske forhold, både i magasiner og i rennende vann. Mye kunnskap om miljøvirkningene er gjennom årenes løp ervervet og sammenstilt i forskjellige rapporter, se f.eks. Faugli et al. (1993) og Erlandsen et al. (1997). I NOU 1999: 9 *Til laks åt alle kan ingen gjera?* er det gitt en oppsummering av hvor mange laksevassdrag som er påvirket av vassdragsreguleringer. I flere av rapportene er også de positive samfunnsmessige virkningene av kraftutbygging behandlet. I oppsummeringen av Miljøbasert vannføring fase I (Saltveit 2006) og i boka *Effekter av vassdragsregulering på villaks* (Johnsen et al. 2010) er vekten lagt på fysiske og biologiske virkninger. De

generelle virkninger som er beskrevet i disse sammenstillingene gjentas ikke her.

2. Endringer i fysiske forhold

Temperatur

Virkninger av temperaturendringer
Temperatur er bestemmende for mange fysiske, kjemiske og biologiske prosesser i elver og innsjøer, og har dermed meget stor betydning for livet i vann. Ferskvannsorganismene er som regel tilpasset et bestemt temperaturintervall eller har en bestemt terskeltemperatur ved ulike utviklingsstadier. Noen arter har smale temperaturtoleranser, mens andre kan leve under svært varierte temperaturer. Som regel er planter og dyr med bred toleranse vidt utbredt, mens de med smal toleranse vanligvis er sjeldne.

Temperatur innvirker på overlevelse, vekst og utviklingshastighet, tilgjengelighet av næring og biologisk produksjon. Økt vanntemperatur som følge av reguleringer kan f.eks. virke på insektfaunaen i elva ved at insektene klekker tidligere enn normalt. Noen arter krever et visst antall døgngrader for å gjennomføre livssyklus (Saltveit 2006). De fleste modeller for vekst og utvikling av både bunndyr og fisk har vanntemperatur som en viktig og noen ganger eneste parameter. Eksempler på dette er modeller for å estimere klekketidspunkt for lakserogn og utviklingstid for insekttagg. En oversikt over slike modeller er gitt i L'Abée-Lund et al. (2006).

Vanntemperatur kan også påvirke dyrenes adferd. Sammen med vannføring er vanntemperatur ofte utløsende faktor for utvandring av laksesmolt. For høy vanntemperatur kan være skadelig for både evertebrater og fisk, mens for lave temperaturer kan f.eks. hindre fisk i å passere

vandringshindre. Et stabilt isdekke kan være av stor betydning for en del fiskearter, bl.a. laks. Både nasjonalt og internasjonalt har det vært mye fokus på temperaturens betydning for laksebestanden. Det er publisert mange artikler om dette. I Jensen et al. (2002) og Johnsen et al. (2010) er temaet grundig behandlet.

Temperaturforhold i elver med redusert vannføring

Regulering av innsjøer vil endre vannføringen i elvene nedstrøms. Redusert vannføring gir raskere og større døgnvariasjoner, raskere temperaturstigning om våren og tilsvarende raskere avkjøling om høsten. Økt vannføring vil føre til det motsatte, dvs. mindre temperaturvariasjon både gjennom døgnet og sesongene (Tvede 2006).

I mange elver med redusert vannføring har andelen grunnvann økt. Grunnvannet er kaldere om sommeren og varmere om vinteren enn overflatevannet. Mange elver med vesentlig redusert vannføring har derfor fått lavere sommertemperatur og økt vintertemperatur. En synlig effekt er at disse elvene nesten alltid er isfrie, eksempelvis Sima (Eidfjordutbyggingen), Øyreselva (Folgefonnutbyggingen) og Litledalselva (Aurautbyggingen) (Tvede 2006). Kvambekk (2006) fant at døgnvariasjonen i vanntemperatur langs et regulert vassdrag med redusert vannføring påvirkes vesentlig mer av vannføring, grunnvannstilsig, elvas fallforhold og form enn i et uregulert vassdrag. Det er publisert en rekke rapporter og artikler om temperaturforholdene i norske elver og innsjøer, f.eks. Tvede i Saltveit (2006); Kvambekk et al. (2006); Kvambekk (2008) og Asvall (2007).

Temperaturforhold i reguleringsmagasin og elver nedenfor kraftverk

I naturlige, uregulerte innsjøer vil en stort sett ha avrenning av overflatevann til elvestrekningen nedstrøms hele året. Dette innebærer at vannet i sommerhalvåret har

relativt høy temperatur, mens det i vinterhalvåret har lav temperatur, se figuren neste side.

Årsaken til at elvene nedstrøms utløp fra kraftverk har høyere temperatur om vinteren og lavere temperatur om sommeren sammenliknet med naturlig tilstand (Roen 1988), er i stor grad at vannet tappes fra dyplagene i innsjøen. Om vinteren gir tapping av vann fra dyplagene noen få grader varmere vann til vassdraget, noe som bl.a. kan føre til en lengre isfri strekning nedstrøms utløpet (Asvall 2010). For å kunne forstå endringene i temperaturforholdene ved reguleringer og finne fram til egnede tiltak, gis her en kort, generell beskrivelse av temperaturforhold i innsjøer.

Om våren når isen har smeltet på innsjøene i lavlandet, opp til ca. 800–900 moh., vil temperaturen i vannmassene være ca. 4 °C. Med økende solinnstråling og varm luft utover forsommeren vil temperaturen i de øvre vannlag stige. Fordi vann er tyngst ved 4 °C vil det varmere vannet bli liggende øverst, og det dannes en markert sjiktning. Denne sjiktningen som kalles termoklinen eller sprangsjiktet, kan bli veldig skarp i innsjøer i lune skogsområder. Ved turbulens skapt av vind røres de øverste vannlagene om, og varmere vann trenger nedover slik at sprangsjiktet kan ligge på 10–15 m dyp på ettersommeren. Under sprangsjiktet vil temperaturen avta gradvis ned mot ca. 4 °C. Temperaturfallet i sprangsjiktet kan være opp til 10 grader over 5–6 m.

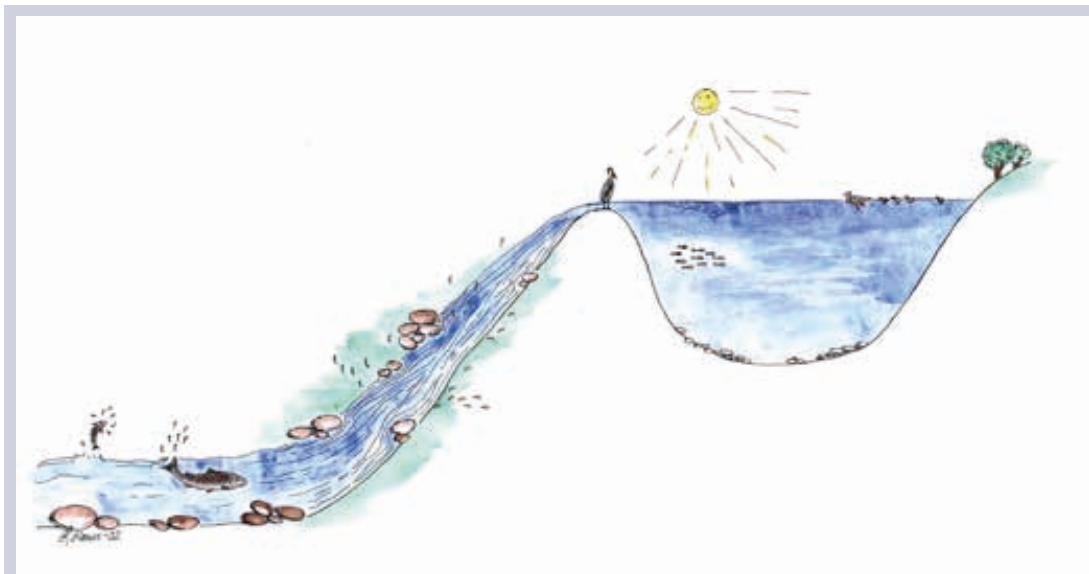
Ut over høsten avkjøles de øvre vannlag (epilimnion) gradvis til vannmassene har fått en temperatur på ca. 4 °C. Dette inntreffer vanligvis i slutten av september til ut i oktober. Med vindens hjelp vil vannmassene røres om fra topp til bunn. Tilstanden kalles høstfullsirkulasjon. Ytterligere avkjøling finner sted i de øvre lag, og i en stille periode når overflatelaget frysepunktet og innsjøen islegges. De

øverste meterne vil ha temperatur fra 0 til 4 grader, og vannmassene videre nedover vil ha ca. 4 grader. Sterkt vindutsatte innsjøer og innsjøer i høyfjellet vil ofte avkjøles til under 4 grader i hele vannmassen før de islegges. Gjennom vinteren er det små endringer i vanntemperaturen i uregulerte vann med liten gjennomstrømning.

Kvambekk (2012) har ved målinger i noen regulerte og uregulerte innsjøer vist at dersom inntaket til kraftverket ligger under 20 m dyp, vil en fra magasiner i skogsområdene (350–700 moh.) kunne tappe 10–14 grader varmere vann ved å flytte inntaket nær overflaten. Forskjellen er størst i juni/juli. I fjellområdene hvor det blåser mer og det kreves lengre tid for å opparbeide et varmere overflatelag, ble det målt 2–6 grader varmere vann ved tapping fra overflaten. Forskjellene er størst på sensommeren. Vanligvis blir temperaturforskjellene størst i varmt og stille vær.

Selv mellom 10 og 20 m inntaksdyp kan en få temperaturforskjeller i størrelsesorden 2–7 grader, mest i lavtliggende magasiner.

I regulerte vann vil vannet trekkes ut fra inntaksdypet og forandre temperaturprofilen nedstrøms utslippet. Ved tapping fra lag under LRV (laveste regulerte vannstand) gjennom vinteren vil driftsvannets temperatur normalt synke, særlig mot slutten av tappesesongen. Dette skyldes at en tapper ut det varme vannet på ca. 4 grader i tappedyptet. Etter hvert som vannstanden reduseres, synker det overliggende vannet ned. Til sist tappes vann som lå nær overflaten ved islegging, og som derfor er nær 0 grader. Vintervannets temperatur vil være avhengig av hvor raskt isen legger seg. Legger den seg kort tid etter høstsirkulasjonen, vil vannet være varmere enn om vannet sirkulerte lenge og ble mye avkjølt før isen legger seg. Kvambekk (2012) har laget en tabell som viser at temperaturforskjeller mellom uregulert og regulert utslipp kan



Innsjøene i et uregulert vassdrag er i sommerhalvåret sjiktet, med varmest vann i de øvre lag og kaldere i dypområdene. Vannet som renner ut kommer fra de øvre lag. Tegner: K. Flønes.



Regulerte innsjøer vil også være sjiktet om sommeren, men vannet til kraftverket tappes fra dyplagene og vil være kaldere når det kommer ut i elva igjen enn før regulering. Tegner: K. Flønes.

reduseres betydelig ved bygging av flere inntak, se side 66. Lavtliggende magasiner vil gi de største temperaturforskjellene, og størst forskjell oppnås med overflateinntak i varme somre med lite vind. Minst forskjeller får en i høytliggende magasin i en kald og vindfull sommer hvor vannmassene mer eller mindre er gjennomblandet.

Resultatene viser at det er mulig å gjøre noe med vanntemperaturen nedstrøms utslipp fra kraftstasjoner ved å anlegge inntak i ulike dyp. Dette er nærmere beskrevet i kap. 14.

Grunnvann og vannføring

I de senere år er det blitt klart at grunnvannet har stor betydning for biologiske forhold. Grunnvannet påvirker ikke bare temperaturen i elvevannet, men gir i mange tilfeller viktige bidrag til vannføringen og dermed også vannkvaliteten i elva. I fase I av Miljøbasert vannføring gir Colleuille et al. (2005) en oppsummering av dette. Det er utviklet en metode for å kvantifisere grunnvannsbidraget i et vassdrag (basisstrømning). Kvantifiseringen viser at grunnvann kan utgjøre 40–100 % av det totale avløp i lavvannsperioder om vinteren og/eller sensommeren. Selv i snøsmeltings- og flomperioder er det betydelige mengder grunnvann som strømmer ut i vassdragene. Estimaten er best egnet som et gjennomsnitt for hele nedbørfeltet og for uregulerte vassdrag. I forbindelse med fastsettelsen av minstevannføring er det nødvendig å ta hensyn til grunnvannsbidraget. Følgende forhold er viktige å ta med i vurderingene:

- Grunnvanns- og elvevannsressurser utgjør et tett integrert system og må derfor forvaltes samlet.
- Variasjoner i elvevannstanden forårsaker tilsvarende variasjoner i grunnvannstand inn i elvesletten.

- Raske fluktuasjoner i vannføring har flere positive effekter som bør opprettholdes ved vassdragsregulering.
- Grunnvannsuttak langs vassdrag bidrar til lavere vannføring i elvene gjennom reduksjon av grunnvannstilsg og industert infiltrasjon av elvevann i grunnvannsmagasinet.

3. Biologisk mangfold

Bunndyr

Små kraftverk og virkninger på bunndyr

Bunndyr er virvelløse organismer som lever på, i eller i tilknytning til bunnen i elver og innsjøer. Blant de vanligste bunndyrene er ferskvannsinsekter som fjærmygg, døgnfluer, steinfluer og vårfluer, i tillegg til fåbørstemark, snegl, muslinger og enkelte krepsdyrarter. Forekomsten av bunndyr er avhengig av substrat, næringsforhold, strømhastighet, temperatur og vannkjemi/surhetsgrad. Alle disse faktorene påvirkes av vassdragsreguleringer.

De fleste studier av effekter av vassdragsreguleringer på bunndyr har vært utført i større vassdrag, mens effekter av småkraftverk til nå har vært viet lite oppmerksomhet. I programmet er det utført en sammenlikning av bunndyrfaunaen før og etter småkraftutbygging i fem vassdrag i Telemark og fem vassdrag i Rogaland (Saltveit og Bremnes 2005) og (Bremnes et al. 2010). Undersøkelsene ble utført i vassdrag hvor det forelå utbyggingsplaner. Forundersøkelsene ble utført i 2004. Etterundersøkelsene ble foretatt i 2008 i de vassdragene som da var bygd ut, tre i Rogaland: Grytelva, Tveitliåna og Tveitåna i Suldal og tre i Telemark: Bjoråi i Fyresdal, Heiåi og Flatlandsåi i Kviteseid kommune. I undersøkelsene er artssammensetning, mengdeforhold for de enkelte artene og

samfunnsdiversitet sammenliknet.

Resultatene, presentert i Frilund (2010), viste at det generelt var små endringer i sammensetningen av bunndyr på de tre stasjonene i Grytelva i 2008 sammenliknet med 2004. På to av stasjonene var diversiteten og antall arter om lag den samme som i 2004, mens det var en viss nedgang på én stasjon. Nedgangen skyldtes stor tetthet av små fåbørstemark og knott. Dette har igjen sammenheng med endringer i substrat, bl.a. økt begroing, som videre kan ha sammenheng med mindre og mer stabil vannføring. Grytelva bar preg av forsurening ved begge undersøkelser.

Også i Tveitliåna var det små forskjeller i 2008 sammenliknet med 2004. Døgnfluene var begge ganger dominert av *Baëtis rhodani*, mens viktigste steinflue var *Brachyptera risi*. Diversiteten og antall arter viste liten forskjell. Tilstedeværelsen av den forsuringsfølsomme døgnfluen *B. rhodani* begge årene viste at det ikke var noen endringer i surhetsforholdene.

I Tveitåna var det også rikelig tilstedeværelse av *B. rhodani*, som viser at elva ikke er forsuret. De nederste stasjonene hadde relativt stor artsriksdom og høy diversitet. Den største forskjellen mellom bunndyrfaunaen i 2004 og 2008 skyldtes at strekningen nedenfor inntaket var tørr (ingen minstevannføring) i 2008 og derfor ikke hadde noen bunndyr. På de nederste stasjonene var diversiteten den samme i 2008 som i 2004. Antall arter på den nederste stasjonen var større i 2008, noe som kan tilskrives endringer i substrat og økende grad av begroing.

I Bjoråi viste undersøkelsen et høyt antall og relativt mange arter døgnfluer, noe som indikerte at Bjoråi i mindre grad enn de andre bekkene undersøkt i Telemark var påvirket av surt vann. Tilstedeværelsen av muslinger understøttet dette. Antall arter og diversitet var om lag den samme i 2004 og 2008 på alle de tre undersøkte stasjonene. Kraftverket i Bjoråi er et mikrokraftverk med stor restvannføring og effekten på bunndyrfaunaen var liten.



Tveitliåna før og etter utbygging. Foto: Svein Jakob Saltveit.

I Heiåi ble det i 2008 registrert høy tetthet av steinfluearten *B. risi*. For knott var det høye tettheter på den nederste stasjonen og for døgnfluen *B. rhodani* høye tettheter på de to nederste stasjonene. Dette kan skyldes at disse artene finner skjul i mose, alger og sprekker. Det var en nedgang i pH-verdiene på stasjonen etter utløpet fra kraftverket i forhold til stasjonen hvor det var restvannføring. Årsaken var trolig at vannet i øvre del var noe surt, og at det sure vannet fra de øvre deler renner igjennom tilførselsrøret og derfor ikke blir bufret mot jordsmonnet. Dette medfører en senkning av pH i vannet nedenfor kraftverket sammenliknet med restvannføringen. Dette forklarer nedgangen i forekomsten av *B. rhodani* på den nederste stasjonen, sammenliknet med stasjonen på strekningen med restvannføring. I 2004 var det relativt lite *B. rhodani* øverst, og dette antydte noe surt vann. Mengden av *B. rhodani* økte kraftig nedover på strekningen ned til utløpet av kraftverket, og dette viste redusert forsuring ved bufring nedover dalsiden.

Det var ellers en relativt beskjeden forandring i Heiåi etter 2004. Antall arter og diversiteten var høyere på stasjonen med restvannføring. Dette viser at bunndyrfaunaen ikke blir fattigere med noe redusert vannføring, selv om den totale mengde bunndyr avtar fordi produksjonsarealet reduseres. På stasjonen nedenfor kraftverket var det en markert økning av både antall arter og diversitet på prøver tatt på steinoverflater, mens prøver tatt ellers i elva nesten var identiske. Dette tyder på at endringene var betinget av substratforholdene, da begroing og silting varierer mye på faste flater. Sammensetningen av arter var relativt lik de to periodene; døgnfluer besto primært av *B. rhodani*, mens steinfluer besto av flere arter med *B. risi* som den dominerende.

På stasjonen med restvannføring i

Flatlandsåni var *B. rhodani* tallrik, og dette viser at området var lite preget av forsuring. På den øverste stasjonen ble det nesten ikke påvist *B. rhodani*, i stedet var den forsuringstolerante arten *L. marginata* vanlig. Nedstrøms kraftverket var det også lite *B. rhodani*, selv om forholdene generelt var gode for arten. Dette viser at inntaksvannet til kraftverket var surt, noe som også vannprøvene viste. Vannet gjennom røret til kraftverket blir ikke naturlig bufret mot fjell og jordsmonn slik som restvannføringen, som hadde høyere pH. Restvannføringen mellom inntak og kraftverk var så liten at det sure vannet fra de øvre delene av nedbørfeltet dominerte nedenfor kraftverket, slik at arten *B. rhodani* ble redusert.

I 2004 var døgnfluen *B. rhodani* vanlig på alle stasjonene i Flatlandsåni og var særlig tallrik nederst. I 2008 ble det funnet kun få individer av *B. rhodani* nederst, noe som bekrefter effekten av surere vann fra kraftverket. En liknende tendens ble også observert for den moderat forsuringfølsomme steinfluen *B. risi*. Utover dette var det relativt liten forskjell på antall arter og diversitet i prøvene, bortsett fra på stasjonen med redusert vannføring, hvor det var en viss økning. I prøver fra steinoverflater var det en klar økning i diversiteten og også antall arter, spesielt på stasjonen med redusert vannføring. Denne markante endringen kan skyldes at redusert vannføring her medførte mer stabile forhold, som igjen har ført til mer begroing og dermed mer skjul og flere mikrohabitater på stein/fjell. I tillegg var vannet her noe mindre surt.

Oppsummering

Resultatene viser at det ikke har skjedd vesentlige endringer i bunndyrfaunaen på strekninger med redusert vannføring etter småkraftutbygging, bortsett fra at redusert produksjonsareal selvsagt har gitt redusert produksjon, og at bunndyrfaunaen er borte der det ikke er vann tilbake. Dette viser at

bunndyrfaunaen i hovedsak er forholdsvis robust for vannføringsreduksjoner når det gjelder artsinventar og diversitet, mens mengden bunndyr reduseres. Selv med minstevannføring er produksjonsarealet redusert, noe som gir redusert total bunndyrproduksjon. På lang sikt kan redusert vannhastighet på minstevannføringsstrekningen også gi endringer i bunndyrsammensetningen, både på grunn av økt sedimentasjon og begroing.

I vassdrag som er utsatt for forsuring, er det registrert endringer i bunndyrfaunaen som resultat av småkraftutbygging. I to slike vassdrag i Telemark var forekomsten av den forsuringfølsomme døgnfluearten *B. rhodani* mye lavere nedstrøms kraftstasjonsutløpet etter utbygging. Før utbyggingen var arten særlig tallrik her. Ved å lede mesteparten av vannet gjennom en lang rørgate blir det ikke naturlig bufret mot fjell og jordsmonn slik som restvannføringen. Restvannføringen hadde en høyere pH, men utgjorde en altfor liten andel av vannføringen nedstrøms kraftverket til å gi utslag. Dette bør det tas hensyn til ved småkraftutbygging i vassdrag som er utsatt for forsuring.

Blodsugende knott

Knott utgjør en betydelig plage for mennesker og husdyr i Fennoskandia, store deler av Russland og Canada. Fra Nord-Europa er det kjent ca. 70 arter, og de aller fleste av disse antas også å være utbredt i Norge. Det er flere arter som biter mennesker. I Norge er knottplage velkjent i Østfold gjennom den årvisse forekomsten av tuneflue (*Simulium truncatum*). Forekomsten av larver er knyttet til den 4 km lange Ågårdselva ved Sarpsborg. De voksne individene spres med vinden over store områder (flere mil) til kommunene Sarpsborg, Skiptvet, Våler og Rakkestad. I disse områdene er plagen omfattende i perioder rundt St. Hans og

kan føre til at mennesker får mange bitt, og det er lite attraktivt å sitte ute.



Voksen knott ser ut som små svarte fluer. Det er bare hunner som biter og suger blod. Foto: Karsten Sund.



Bitemerker etter knott med typisk vevsreaksjon i form av hevelse og lokal blødning. Foto: Åge Brabrand.

Larver av knott er festet til stein i elva og filtrerer små næringspartikler fra strømmende vann. De er derfor knyttet til rennende vann. Selv om vannføringen periodevis er sterkt redusert i regulerte vassdrag, kan larveutviklingen foregå på få uker når vannføringen er høy. Vannføringen under egglegging er bestemmende for hvor i elvebredden eggene blir lagt, noe som igjen har avgjørende betydning for forholdene under eggutvikling og dermed størrelsen på den voksne generasjonen. Der

det gunstige elvearealet er stort, kan det gi opphav til knottplage langt utover de vassdragsnære områdene.

De viktigste blodsugende knottartene som biter mennesker har bare én generasjon i året. De klekker under vårflommen. For å sikre riktig fuktighet for eggene stiller disse artene derfor helt spesielle krav til områder der eggene legges. Et absolutt krav er at eggene ikke må utsettes for uttørring etter at de er lagt og fram til klekking til larve. Knott legger generelt eggene oppstrøms strykstrekninger, ofte i utløpsområder av innsjøer og magasiner.

Undersøkelse av tune-flueforekomsten i Ågårdselva (sideløp til Glomma, Sarpsborg kommune) har foregått i flere år (Brabrand et al. 2009). Målsettingen har vært å avdekke årsaken til masseforekomsten her, og på grunnlag av dette bekjempe plagene for befolkningen i området. Kjerneområdet for egglegging ble påvist i 2008. Området har en eggtetthet på 40 000–50 000 egg/cm², eller 500 millioner egg/m². Kjerneområdet er karakterisert ved en spesiell type elvebredd med siltig substrat, der grunnvann, dryppkant med mosevekst og kapillærvann fra høy og jevn lavvannstand sikrer jevn fuktighet. Det anses som klarlagt at det er en direkte sammenheng mellom masseforekomst av tune-flue i dette området og de reguleringsinngrep som ble foretatt i 1936 og 1954, og som har gitt stabil fuktighet der eggene legges. Tiltak må derfor rettes mot disse områdene.

I Brabrand et al. (2011) er det gitt en oversikt over regulerings virkning på knottfaunaen i Rendalen som følge av reguleringen. Som ved tidligere studier i Østfold har fokuset vært å kartlegge områder for egglegging og karakterisere forholdene under eggutviklingen, for å undersøke om reguleringsregime og elvebreddens beskaffenhet påvirker klekkesuksess og dermed forekomst av blodsugende knott i området.

I Rendalen dominerer den såkalte rendalsflua, men det er her noe usikkert hvilken art det dreier seg om. Raastad (1983) omtaler arten som *Simulium pusillum*. Arten er aggressiv på pattedyr, inklusiv menneske. I Åkrestrømmen var knott dominerende i bunnfaunaen i 1976. *S. pusillum* ble også funnet i Åkrestrømmen i 1968 og 1970, dvs. før overføringen av vann fra Glomma til Rendalen, men tettheten var lav disse to årene.

Ved sammenlikning av knottfaunaen i 1968, 1970 og 1976 med undersøkelsene i 2009–2011 ble det påvist følgende forskjeller:

- Tetthet av knottlarver har blitt lavere.
- Antall knottarter er redusert.
- Endret artsdominans fra *Simulium pusillum* til *S. rostratum*/*S. tuberosum*.
- *S. truncatum* ble ikke påvist i de siste undersøkelsene.

Selve regulariteten i vannstandsvariasjonen ser ut til å være av stor betydning. I mange tilfeller vil regulering gi et mer forutsigbart hydrologisk regime, og når substrat og andre forhold ligger til rette, kan slike forhold gi menneskeskapt masseforekomst. Dette er situasjonen for tune-flua i Østfold, og også påvist flere steder i utlandet.

Der grove løsmasser i bredden fører til variabel fuktighet fra grunnvann og derved rask uttørring når det ikke er nedbør, antas det at egg er totalt avhengig av kapillærvann fra selve elvestrengen. Men også tilførselen gjennom kapillærvann vil svekkes betydelig når grove løsmasser dominerer. Dette vil gi smalt eggbelte og sannsynligvis flekkvis forekomst, begrenset til områder med fin sand med en viss kapillærkapasitet.

I selve elvesengen vil både grunnvannssig fra terrestre nærområder og kapillærvann kunne spille en relativt større rolle for jevn fuktighet enn på flomområder ovenfor elvesengen. Dette vil være viktige eggområder der det er lav vintervannføring og en stor del av elvebunnen er tilgjengelig for egg, spesielt dersom lavvannsperioden starter tidlig på høsten.

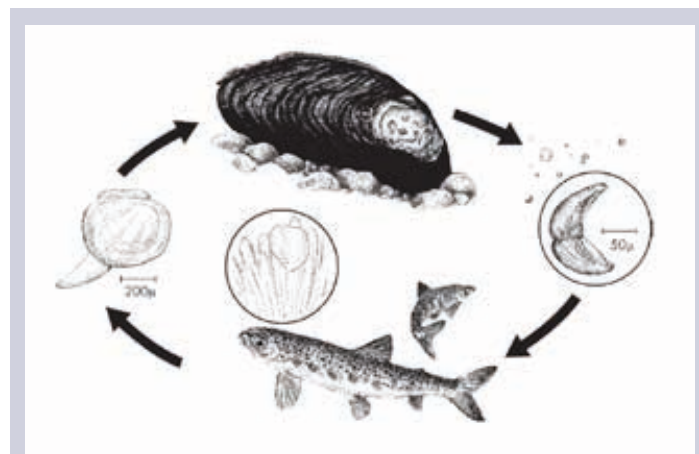
Disse studiene viser at masseforekomst av knott er knyttet til forekomst av fuktige områder rett over vannkanten hvor knotten kan legge eggene. Det er mulig å forutsi hvor slike områder er ut fra forholdet mellom grunnvann, vannføringsregime og tilstedeværelse av mose eller liknende langs elvebredden som bidrar til å bevare jevn fuktighet. Denne kunnskapen gir også mulighet for å planlegge presise tiltak for å redusere masseforekomster av knott (Brabrand et al. 2011).

Elvemusling

Livssyklus, utbredelse og bestandsstatus

Beskrivelsen under er hentet fra Mejdell Larsen (2012). Elvemusling har en komplisert livssyklus som inkluderer et obligatorisk larvestadium på gjellene til laks eller ørret. Det parasittiske stadiet varer normalt 10–11 måneder. I mai-juni forlater den unge muslingen vertsfisken og graver seg ned i substratet. Etter 4–8 år vandrer den oppover i substratet og blir synlig. Muslingene blir kjønnsmodne når de er 10–15 år gamle. De kan bli svært gamle, og alder over 200 år er registrert. Formeringen skjer i løpet av sommeren. Spermien sprøytes ut i vannmassene av hannen og følger vannstrømmen fram til hunnens gjeller. I enkelte populasjoner finnes det individer med anlegg for både hunnlige og hannlige kjønnsceller. Dette kan være viktig for å sikre reproduksjon i bestander med lave tettheter. De befruktede

eggene forblir i muslingens gjelleblader og utvikler seg til larver (glochidier) i løpet av fire ukers tid. Da slippes larvene ut i elvevannet, og de må komme i kontakt med gjellene på riktig vertsfisk (laks eller ørret) i løpet av få dager, ellers dør de. En hunn produserer i gjennomsnitt ca. 4 millioner glochidier, men i dette stadiet er det et enormt tap. Muslingene forflytter seg i liten grad etter at de har etablert seg på elvebunnen. Spredning innad i vassdrag og mellom vassdrag skjer derfor mens muslinglarvene er festet til fisk.



Skjematisk framstilling av elvemuslingens generelle livssyklus. Fra Mejdell Larsen 2012.

Elvemusling finnes naturlig i store deler av Europa og langs østkysten av Nord-Amerika, men har gått sterkt tilbake, spesielt i de sentrale og sørlige deler av Europa. I Norge er den fortsatt utbredt i alle landsdeler, og vi har i dag mer enn halvparten av den europeiske bestanden. Dette gjør den til en ansvarsart for Norge. Elvemusling er kjent fra over 500 lokaliteter i Norge, men har forsvunnet fra nær en firedel av disse lokalitetene. Dette har medført at den er ført opp på listen over truede arter. Det er også utarbeidet en egen handlingsplan for elvemusling. De fleste lokalitetene med reproduserende bestander finnes i dag i Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Nordland fylker.

Elvemusling lever hovedsakelig i rennende vann og finnes helst i næringsfattige lokaliteter med grus- og sandbunn som stabiliseres av små og store steiner og steinblokker. Den unngår lokaliteter i vassdrag med høyt partikkelinnhold og trives dårlig i områder med høyt innhold av humussyrer. Elvemusling er ømfintlig for forsurening, og flere bestander på Sørlandet har dødd ut som følge av forsurening.

Vannføring og elvemusling

Vassdragsreguleringer påvirker den naturlige vannføringen og vil derfor kunne endre habitatet til muslinger ved endringer i flomstørrelse og frekvens, vannhastighet, vanddekt areal og substratkvalitet. En regulering fører til redusert vannføring nedenfor inntaket og nedslamming på grunn av redusert vannhastighet. Dette reduserer både tilgjengelige gyteområder for laksefisk og 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 laveste vannføring i løpet av året. Ved reduksjon i vanddekt areal og lengre perioder med liten vannføring nedstrøms en demning, vil muslinger kunne strande på grunt vann. Muslinger beveger seg sakte og responderer ikke raskt nok på hurtige vannstandssenkninger. Muslinger kan tåle kortere perioder med tørrlegging, delvis fordi de kan holde seg lukket og delvis fordi substratet ikke tørker fullstendig inn ved kortvarige vannstandsreduksjoner. Stranding forårsaker imidlertid fysiologisk stress som forstyrrer reproduksjonen og reduserer 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.



Etter en ekstremflom i Ognå i Nord-Trøndelag i januar/februar 2006 var det høy dødelighet av muslinger. Det lå store mengder tomme skall i vassdraget hele sommeren og høsten 2006. Foto: Anton Rikstad.

Flom og høy vannføring kan også gi opphav til kontinuerlig stress, og mye energi vil gå med til å grave seg ned i substratet for ikke å bli skylt vekk. Vannføringen endringer som fører til økt erosjon, transport og sedimentasjon av partikler, vil sammen med høyt næringsinnhold forringe habitatet til elvemuslingene og skade oppvekstområdene. Episoder med flomvannføring, som kan frakte ut finpartikulært materiale slik at substratet ikke blir tettet til, synes på den annen side å være viktig, spesielt med tanke på ivaretagelse av rekrutteringen. Hvis substratet nedslammes og oksygenet forbrukes til nedbryting av tilført organisk materiale, vil de unge muslingene dø.

Høy turbiditet i vannet, høy næringstilførsel med tilslamming og sedimentasjon av finpartikulært materiale er faktorer som kanskje har størst innvirkning på rekruttering og levedyktighet til bestander av elvemusling. Måling av redokspotensial er et godt hjelpemiddel for å karakterisere

kvaliteten av substratet som oppvekst-område for unge muslinger.

Generelt sett synes det som om elvemusling klarer seg fint der det er innført slipp av tilstrekkelig minstevannføring, og der restfeltet bidrar til å opprettholde et visst nivå på vannføringen. Mengden vann må også ivareta store nok populasjoner av vertsfisk.

Demninger og andre vandringshindre kan resultere i fragmenterte bestander av både vertsfisk og elvemusling. Det er viktig å sikre frie vandringsveier for vertsfisk av riktig art i forbindelse med nye utbygginger, og å forsøke å fjerne/utbedre vandringshindre i forbindelse med revisjon av konsesjoner. Det er også svært viktig å ha kunnskap om hvilken fiskeart som er primærvert for muslingenes larver i hvert enkelt vassdrag, da dette kan variere både mellom og innad i vassdrag.

Vanntemperatur og elvemusling

Vanntemperatur styrer veksthastighet og utviklingstid i mange faser av elvemuslingens livssyklus. På grunn av høyere temperatur har muslinger fra Sør-Norge en noe høyere årlig tilvekst og er derfor normalt større enn muslinger fra Nord-Norge ved samme alder. I Norge kan temperaturen i små bekker og elver med elvemusling variere mellom 0 og 25 °C gjennom året. Elvemusling er derfor tilpasset en betydelig temperaturvariasjon. Naturlige eller menneskeskapte temperaturforandringer kan likevel påvirke flere stadier i muslingens liv som er viktig i forbindelse med overlevelse, inkludert individuell vekst, levealder og reproduktiv suksess. Slipp av kaldt vann om sommeren vil dempe muslingenes metabolisme i en periode av året da veksten skulle være på det høyeste, og dette kan hemme reproduksjonen, bl.a. ved lavere overlevelse av muslinglarver og unge muslinger som nettopp har sluppet seg fra fisken. Brå endringer i vanntemperatur

(>2 °C) og/eller vannstand (>10 cm) kan ofte resultere i utslipp av larver. Data antyder at larver av elvemusling bare kan overleve 1–2 dager i elvevannet under normale forhold, og at forhøyede temperaturer kan forkorte denne levetiden.

Lengden på muslinglarvenes parasittiske stadium på ørret eller laks er relativt like mellom vassdrag. Muslinglarvene sitter på fiskens gjeller mellom 296 og 326 dager. Det er ingen geografisk variasjon, selv om temperaturen i vassdragene varierer betydelig. Temperatursum for perioden muslinglarvene satt festet til vertsfiskens gjeller varierer fra 817 døgngrader i Skjellbekken i Finnmark til 1945 døgngrader i Figgjo i Rogaland. For alle vassdrag i Norge er gjennomsnittet i overkant av 1400 døgngrader. Temperatur i seg selv kan derfor ha mindre betydning enn tiden muslinglarven sitter festet på vertsfisken.

Muslinglarvene slipper seg ikke av fisken før gjennomsnittstemperaturen i en 15 dagers periode på våren har vært om lag 14 °C (12–16 °C). I regulerte vassdrag som magasinerer vann om våren, vil vårflommen dempes og vanntemperaturen øke raskere enn i uregulert elv. Effekten av dette er imidlertid ukjent.

Hos voksne muslinger er det fastslått at en "varm" vekstsesong gir høyere tilvekst enn en "kald" vekstsesong, og at en varig endring i vanntemperatur vil endre den årlige tilveksten hos elvemusling. Andre faktorer (f.eks. vannkvalitet) kan imidlertid overskygge effekten av vanntemperatur.

Elvemusling i Mossavassdraget etter regulering

Ved reguleringen av Mossavassdraget (Mosvik kommune i Nord-Trøndelag) i 1981 ble 55 % av feltet overført til Kalddalen for kraftproduksjon. Reguleringen har ført til sterkt redusert vannføring i Mossa hele året. Restvannføringen er 35–30 % ved Lille

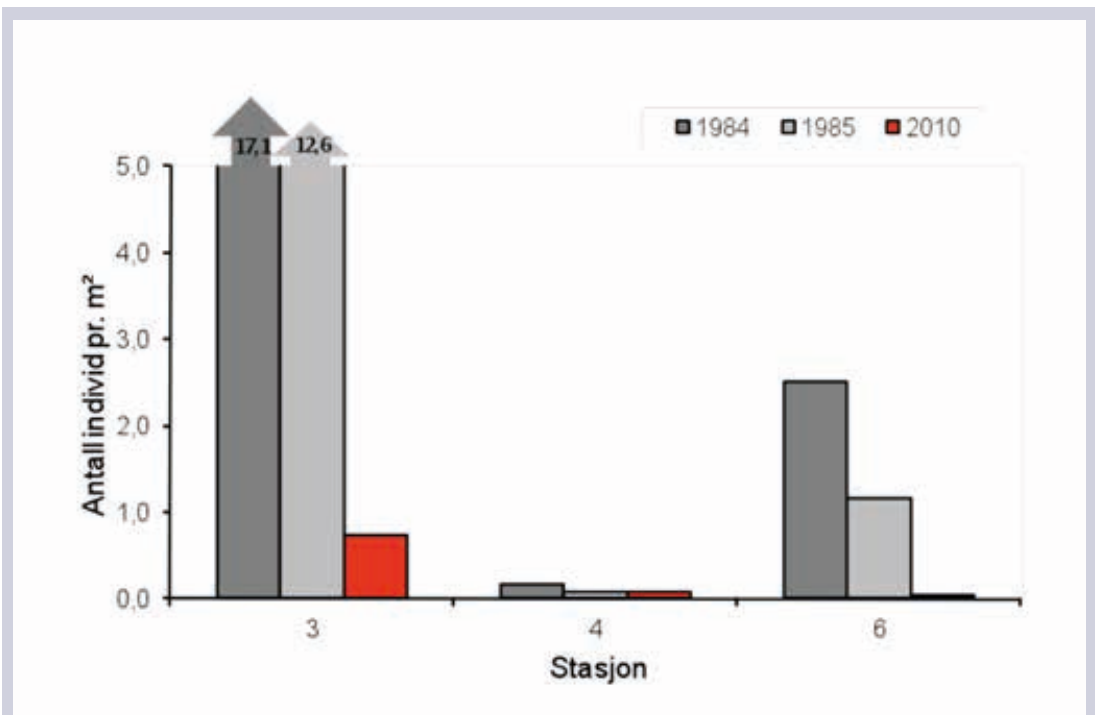
Meltingen. Restvannføringen i hovedelva synker gradvis fra 5 % ved innløpet til Lille Meltingen til 0 % ved Åfjorden.

Det finnes fortsatt voksne muslinger i Mossa, men de er sårbare. Akutt overdødelighet har skjedd i år med liten vannføring. Tettheten er redusert med 96 % i enkelte områder, og andelen døde dyr (tomme skall) var spesielt høy ovenfor Stokkleivvatnet. Før regulering var det god rekruttering i Mossa, og 26–28 % av bestanden var yngre enn 20 år i 1984. Om lag halvparten av disse igjen var yngre enn 10 år. Dette er karakteristisk for en livskraftig bestand. I 2010 (etter 26 år med regulering) var det ikke lenger muslinger yngre enn 20 år i øvre del av Mossa. Rekrutteringen stanset opp nesten umiddelbart etter at reguleringen var gjennomført. Nedenfor Lille Meltingen er det fortsatt en svak rekruttering, og anslagsvis 6–11 % av muslingene var yngre enn 20 år

i 2010, men ingen muslinger var yngre enn 10 år. Dette viser mangel på laks, som er sannsynlig verts fisk for muslingenes larver i vassdraget. Substratet i Mossa ovenfor Lille Meltingen er ødelagt som oppvekstområde for unge muslinger på grunn av nedslamming (oksygenmangel i substratet). Høyere og mer variert vannføring er det eneste tiltaket som kan hindre nedslamming.

Vekst hos elvemusling i regulerte og uregulerte vassdrag

Mejdell Larsen (2012) fant ingen markant forskjell i gjennomsnittlig årlig tilvekst eller andel tilvekstforstyrrelser i skallet hos elvemusling når regulerte og ikke-regulerte vassdrag ble sammenliknet. Den årlige tilveksten varierte mye mellom elver, og en generell, direkte effekt av vassdragsreguleringer kan derfor være vanskelig å påvise. Det er ikke nødvendigvis vannføring alene som er årsaken til vekstendringer



Utviklingen i tetthet av elvemusling på tre stasjoner i Mossa mellom Liafossen og Stokkleivvatnet i 1984, 1985 og 2010. Fra Mejdell Larsen (2012).

hos muslinger. En vannkraftregulering kan imidlertid gi endring i substrat, vanntemperatur, vannkvalitet og næringstilgang, som vil kunne være primære årsaker til eventuelle endringer i vekst. I enkelte av de undersøkte elvene ble det funnet eksempler på sammenfall i tid mellom anleggsarbeid i forbindelse med utbygging og endringer i skalltilvekst. I andre regulerte elver fantes det ingen slik sammenheng.

Ørret - virkninger av småkraftverk

Miljøeffekter av store vannkraftutbygginger er relativt godt dokumentert, mens kunnskap om miljøeffekter av små kraftverk er mangelfull (L'Abée-Lund 2005). I en rekke nye konsesjoner for små kraftverk er det gitt pålegg om minstevannføring for å opprettholde produksjonen av fisk. Det finnes imidlertid lite dokumentert kunnskap om effekter av minstevannføring og avbøtende tiltak i små vassdrag. Kunnskap om bestand, bestandstruktur og bekkens funksjon for fisk før bygging av kraftverk er også begrenset.

De fleste småkraftverk utnytter små elver og bekker med stort fall, og de har som oftest liten eller ingen magasinering. Mange av kraftverkene har avløp til elva før den flater ut i dalbunnen, og berører derved ofte bare elvestrekninger ovenfor naturlige vandringshindre for fisk. Mange av bekkene er enten uten fisk eller har små, ubetydelige bestander. Dersom kraftverket ikke har noen form for magasin, vil vannføringsforholdene nedenfor kraftverket ikke endres. I de senere år er det gitt konsesjoner til små kraftverk som berører vassdrag med mindre fall og derfor i større grad berører fiskebestander. Her vil strekninger som kan produsere fisk få redusert vannføring, og det vil være sannsynlig at det oppstår konflikter med fisk og fiskeinteresser. Uten kompensere tiltak som tar hensyn

til miljøkravene i elva, kan de negative konsekvensene av regulering bli betydelige (Johnsen og Hvidsten 2004).

Små bekker kan være svært produktive og ha tette bestander av laksefisk (Jonsson 1985, Johansen et al. 2005). Dette kan være stasjonære bekkebestander eller fisk fra innsjø/større elv som benytter bekker som gyte- og oppvekstområder. Det er lite kjent hvilke faktorer som styrer inn- og utvandring, men mye tyder på at det primært er ørret/sjøørret som gyter i sidevassdragene til større elver. En sterkt redusert vannføring eller tørrlegging vil berøre både gyte- og oppvekstforholdene.

En undersøkelse utført i 2010 omfattet tre utbygde vassdrag som har pålegg om minstevannføring, og hvor fiskebestanden før utbygging er dokumentert (Saltveit og Wendelbo 2012): Melselva i Hordaland, Myklebustelva i Møre og Romsdal og Myklebustdalselva i Sogn og Fjordane. Kunnskap om fiskebestand, bestandsstruktur og bekkens funksjon for fisk før utbygging var imidlertid begrenset. Felles for alle undersøkelsene var at datagrunnlaget i forundersøkelsene, som etterundersøkelsene bygger på, var begrenset. Derfor kan en bare antyde hvilken effekt den reduserte vannføringen og bruk av minstevannføring hadde for fiskebestandene.

I Melselva ble det dokumentert en nedgang i tetthet av ørret på berørt strekning med minstevannføring. Berørt strekning hadde også lavere fiskemengde som følge av mindre vanddekket areal. Tettheten av laksunger hadde økt noe, og dette hemmet trolig produksjonen av ørret. Strekningene med minstevannføring ble benyttet både til gyting og oppvekst. Inntaksdammer til to kraftverk hindret oppvandring av anadrom fisk.

I Myklebustelva slippes en minstevannføring på strekningen mellom inntak og utløp kraftstasjon. Sammenlikningen med

forundersøkelsen har stor usikkerhet, men det ble påvist økning i tetthet av både ørret og laks både på strekning med redusert vannføring og strekning nedenfor utløpet av kraftstasjonen. Større vanndybde, større stabilitet i vannføring og et grovere substrat enn på de andre stasjonene, bidro til opprettholdelse av et stort tilgjengelig habitat for ørret til tross for redusert vannføring. Funn av årsunger tyder også på gyting på strekningen med redusert vannføring.

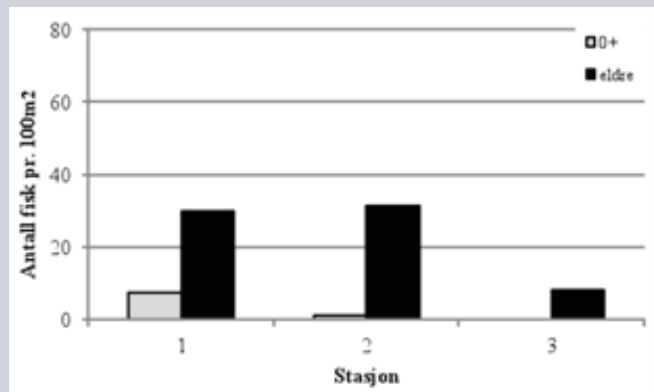
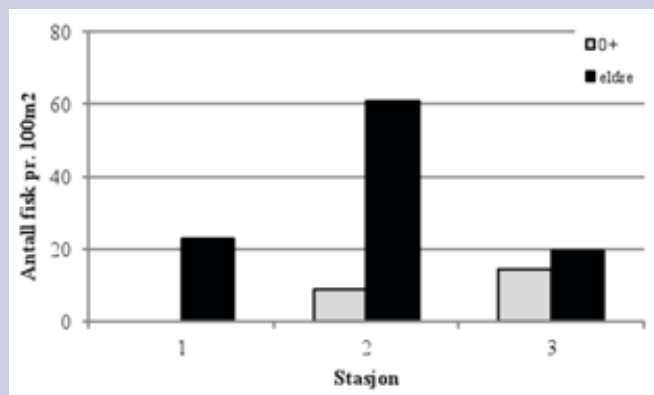
Saltveit og Wendelbo (2012) anbefaler at forundersøkelsene må være langt mer omfattende enn i dag og inneholde flere ikke-biologiske parametre dersom undersøkelsene skal gi grunnlag for fastsettelse av minstevannføring. Følgende forhold bør inkluderes i forundersøkelser:

- Kartlegging av gytemuligheter for fisk, fordi redusert vannføring kan medføre

at gyteområder blir borte, tørrlegges eller at vannføringen blir for lav til at fisk kan gyte.

- Kartlegging av vanndekket areal gjøres både sommer og vinter, før og etter utbygging.
- Om vinteren ved laveste vannføring gjennomføres for- og etterundersøkelser for vurdering av effekt på gyting, rogn og overlevelse.
- Om sommeren gjennomføres for- og etterundersøkelser for endringer i produksjonsareal.

Resultatet av enkelte endringer viser seg først etter mange år, slik som økt begroing og sedimentasjon på strekning med redusert vannføring og økt erosjon på strekning nedstrøms kraftverk. Vannet i røret mellom



Tetthet (antall fisk pr. 100 m²) av årsunger (0+) og eldre ørretunger i Myklebustdalselva i 2003 (øverst) og 2010 (nederst). Fra Saltveit og Wendelbo (2012).

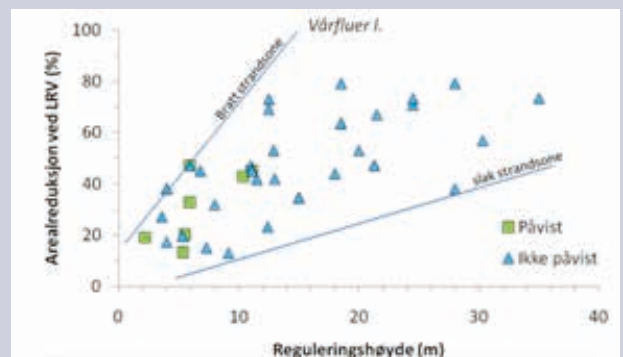
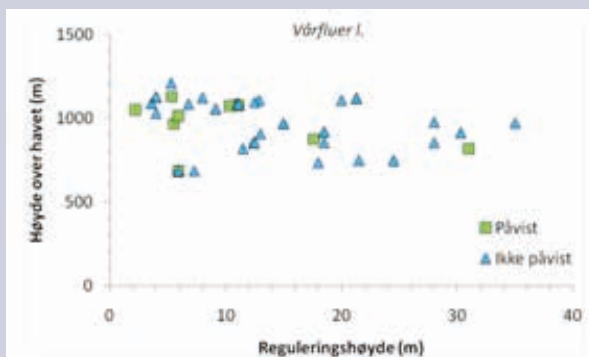
inntak og kraftstasjon påvirkes ikke av lufttemperatur, noe som kan gi kaldere vann nedenfor kraftstasjonen. Spesielt kan dette få store konsekvenser for rekruttering av fisk i elver påvirket av kaldt brevann. Driv av næringsdyr fra berørt strekning blir borte eller sterkt redusert. Lange tidsserier eller nye undersøkelser etter noen år er derfor viktig for å:

- øke kunnskapen om både direkte og indirekte virkninger av endret vannføring
- belyse effekt av redusert vanntemperatur om sommeren på rekruttering nedstrøms kraftverk
- belyse variasjoner i fisketettheter som følger av naturlig variasjon i rekrutteringen
- øke kunnskapen om slipp av minstevannføring, slik at en i framtiden skal kunne tilrå minstevannføring på et bedre faglig grunnlag.

Ved sammenliknende studier er det også viktig at undersøkelsene utføres på samme måte, på samme tid av året og ved omtrent samme vanntemperatur. Tetthetsestimater må relateres til vanndekket areal med foretrukket habitat for fisk.

HydroFish-prosjektet (2007–2010) ble gjennomført i et samarbeid mellom NIVA og LFI - Universitetet i Oslo, der NVE gjennom Miljøbasert vannføring var medfinansior. Målsettingen var å benytte en kombinasjon av nye og etablerte metoder for å klarlegge virkninger av vassdragsreguleringer samt årlige variasjoner i klima og fisketetthet på ørretens viktigste næringsdyr i regulerte og uregulerte fjellsjøer i Sør-Norge. I tillegg ble det forsøkt å identifisere kritiske faktorer og tålegrenser for produksjon av næringsdyr og fisk slik at et best mulig fiske kan utøves i reguleringsmagasin (Rognerud og Brabrand 2010).

Både reguleringshøyde og manøvrering kan påvirke næringsdyrproduksjonen. For zooplankton som lever pelagisk i reguleringsmagasiner, ble det ikke påvist noen øvre tålegrense i forhold til reguleringshøyde inntil en reguleringshøyde på 35 m. Dette er tilfellet så lenge reguleringen ikke forårsaker utrasninger som medfører redusert siktedyp som vil gå ut over primærproduksjonen. For næringsdyr som har en bred utbredelse i magasinet, og som finnes i dypområder under LRV, her representert med fjærmygg, ble det ikke påvist noen øvre tålegrense. Dette er en stor gruppe med mange arter, og flere arter lever av organisk materiale i bløtbunn i



Forekomst av vårfluelarver med mageinnhold hos ørret i 38 reguleringsmagasiner med ulik reguleringshøyde. Figurer: Sigurd Rognerud og Åge Brabrand.

innsjøenes dypområder. Enkelte arter lever pelagisk nær bunnen. De fleste artene er tilgjengelige for fisk under klekking når pupper stiger opp fra bunnen og klekker på vannoverflaten.

For bunndyr i strandsonen som har liten eller moderat egenbevegelse, vil en regulering ha negativ effekt. Det gjelder marflo, snegl og vårfluearter, som alle er viktige næringsdyr for ørret. For disse er tålegrensen satt til henholdsvis 6 m, 8 m og 10–12 m. Det betyr at de bare ytterst sjelden er næring for ørret ved større reguleringer.

To viktige næringsdyr som svært ofte dominerer i reguleringsmagasiner, er skjoldkreps og linsekreps. Begge er relativt

store næringsdyr som foretrekkes av fisk. Fravær i mageprøver er derfor en sterk indikasjon på at de ikke er til stede i magasinet, eller bestanden er svært liten. Mens skjoldkreps har en utbredelse i innsjøer over 800 moh. i Sør-Norge, er linsekreps også utbredt i lavlandssjøer. For disse ble det ikke påvist en øvre tålegrense med hensyn til reguleringshøyde.

Tålegrensen sier nødvendigvis ikke noe om mengden næringsdyr i forhold til uregulert tilstand (naturtilstanden), og det er heller ikke enkle sammenhenger mellom næringsdyr i mageinnholdet til ørret og mengden næringsdyr i magasinet.

Gruppe	Tålegrense reguleringshøyde N = 38	Tålegrense manøvrering N = 55
Marflo	6 m	
Snegl	8 m	
Vårflue larver	10-12 m	
Fjærmygg	> 35,5 m	
Skjoldkreps	> 35,5 m	Fylling må relateres til høst-vannstand
Linsekreps	> 35,5 m	Ikke påvist
<i>Bytrotrephes</i>	> 35,5 m	
<i>Daphnia</i> sp	> 35,5 m	

Tålegrense mht. reguleringshøyde og manøvrering av reguleringsmagasin for viktige næringsdyr, basert på næringsdyrenes forekomst i mageprøver hos ørret i magasiner med reguleringshøyde fra 2 til 35,5 m. Fra Rognerud og Brabrand (2010).

I tillegg til selve reguleringshøyden er manøvreringen av betydning for forekomst av fiskens næringsdyr, særlig skjoldkrepser. Magasinfyllingen om våren/forsommeren er kritisk for denne arten, og studiene har vist at magasinet bør være fylt innen 15. juli til minst 5 m under vannstanden forrige høst da eggene ble lagt. Undersøkelsene tyder også på at det tar 2–3 år å bygge opp en bestand av skjoldkrepser etter en sommer med svært lav vannstand. Driv av skjoldkrepserlarver fra ovenforliggende innsjøer kan imidlertid bidra til en rekolonisering dersom det er flere år med ugunstige forhold i magasinet. For linsekrepser er det ikke påvist effekter av ulik manøvrering.

En lav sommervannstand har også betydning for produksjon av fiskens næringsdyr. Produksjon av plankton og fjærmygg foregår over hele innsjøens areal. Gitt at den biologiske produksjonen per areal er noenlunde konstant fra år til år, vil redusert vanddekket areal sommerstid påvirke næringsdyrproduksjon. For magasinene som inngikk i undersøkelsene, var arealreduksjonen ved LRV opp til 80 % i forhold til HRV. I tillegg kommer reduksjon av andre næringsdyr i strandsonen.

HydroFish-prosjektet undersøkte også årssvingninger for næringsdyr og fisk i regulerte og uregulerte innsjøer på Hardangervidda. I det uregulerte Sandvatn viste fiskens bestandsstruktur og kvalitet store variasjoner fra år til år. Det skyldes i hovedsak variasjoner i klima som påvirker snømengder om vinteren og vanntemperaturen i produksjonssesongen. Frysing av gytebekker og kaldt smeltevann på våren gir dårlig vekst og overlevelse for yngelen, mens antall døgngrader gjennom sesongen virker inn på vekst og kjønnsmodning hos fisk og næringsdyr. Dette gir store utslag i rekruttering, årsklassestyrke, intraspesifikk konkurranse, tilvekst og forekomst av viktige næringsdyr. I Sandvatn forårsaket sterke årsklasser av ørret nedbeiting av

viktige næringsdyr som skjoldkrepser og marflo, med den følge at fisken var mager i en del år.

I både regulerte og uregulerte innsjøer kan miljøforholdene i enkelte år gi god rekruttering og sterke årsklasser, som dermed fører til tette fiskebestander, redusert vekst og dårlig kondisjon. Dette kan ofte skje samtidig over et stort område. I magasiner der reguleringen hindrer naturlig reproduksjon av ørret, bør fiskebestandene driftes på en slik måte at de viktige næringsdyrene alltid kan inngå i ørretens diett. Disse flerårige undersøkelsene av fjellvann har også vist at overvåking av fiskebestandene bør foretas oftere enn hvert tredje år. Dette er foreslått i veilederen for arbeidet med vannforskriften. Kontinuerlig registrering av vanntemperatur, kombinert med registrering av lengde-/vektforhold og næringsanalyser av fiskebestanden, kan gi god informasjon om utvikling i fiskebestanden.

Ål

Thorstad (2010) gir en detaljert beskrivelse av ålens biologi og utbredelse. Ålen gyter i Sargassohavet, i Nordvest-Atlanteren nordøst for Cuba og Bahamas. Den vandrer til oppvekstområder i ferskvann, brakkevann og saltvann i Europa og rundt hele Middelhavet. Ålen har en kompleks livssyklus, og kalles gulål i oppvekststadiet og blankål før og under gytevandringen.

Ål er ført opp i Norsk Rødliste. Den er kategorisert som kritisk truet og vurderes som en art med ekstrem høy risiko for utdøing (Nedreaas et al. 2006; Artsdatabanken 2010). Alt fritids- og næringsfiske etter ål er nå forbudt. Nedgangen i bestanden er dramatisk i hele Europa. EU har nylig vedtatt en forordning for forvaltning av ål, der målet er å redusere menneskeskapt dødelighet slik at 40 % av historisk produksjon av blankål (i biomasse), det vil



Ålens livshistoriesyklus.
Figurdesign: Kari Sivertsen.

si den produksjonen som hadde eksistert uten menneskelig påvirkning, skal vandre ut i havet. Selv om Norge ligger i utkanten av utbredelsesområdet, kan produksjonen i Norge være viktig for den europeiske bestanden.

Ål kan forekomme i alle ferskvannshabitater som er egnet for fisk, både raskt- og sakteflytende elvestrekninger, bekker og innsjøer. Utbredelsen er avhengig av hvor langt opp i vassdraget de kommer før de møter et vandringshinder. Utbredelsen samsvarer ikke nødvendigvis med utbredelsen av anadrome laksefisk. Ål kan komme forbi hindre som laks og ørret ikke kan passere, mens i andre tilfeller kan hindre passeres av laks og ørret, men ikke ål. Ålen kan ikke hoppe, og vertikale hindre som er høyere enn 50–60 % av kroppslengden, kan stanse oppvandring. Ålyngel er dårlige svømmere og kan ha problemer med å passere områder med høy vannhastighet, som terskler og kulverter. Ålen er kjent for å kunne ta seg fram over fuktige områder på land og klatre opp bratte vegger. Denne

muligheten er imidlertid begrenset til områder med fuktig og gunstig substrat og med atkomstmuligheter til og fra elva.

Ålen har en kystnær utbredelse og har kjerneområde i ferskvann fra Telemark til og med Hordaland samt i Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag. Det er sannsynlig at mengden ål avtar nordover, selv om den tidligere er registrert i de fleste kommuner i Nordland, Troms og Finnmark.

Det hersker usikkerhet om årsakene til tilbakegangen i ålebestanden. Overfiske, habitatdegradering, inkludert blokkering av vandringsruter med kraftverk og andre hindre, innførte parasitter og sykdommer, forurensing og klimaendringer, inkludert endringer av havtemperatur og -strømmer, er blant de antatte årsakene (se referansene i Thorstad 2010). Mest sannsynlig skyldes tilbakegangen en kombinasjon av flere faktorer. Fordi ålen i Europa ser ut til å tilhøre en felles europeisk bestand, vil faktorer som påvirker ålebestanden i andre deler av Europa også påvirke ålebestanden i

Norge og omvendt.

Undersøkelser i Agder og Rogaland tyder på at forekomsten av ål her er redusert på grunn av forsurening, og både utbredelse og tetthet har økt i mange av vassdragene etter kalking. De mest forsurede områdene samsvarer med det som synes å være ålens kjerneområde i den norske utbredelsen. Kalking er derfor et viktig tiltak for å gi ål bedre oppvekstvilkår i forsurede vassdrag.

I forhold til anadrome fiskearter har ål tidligere vært viet lite oppmerksomhet ved vannkraftutbygging. I dag bygges det mange små kraftverk både i uregulerte og tidligere regulerte vassdrag, og flere revisjoner av konsesjonsvilkår vil behandles i nær framtid. Ålen påvirkes av reguleringer når de passerer kraftverksinstallasjoner både under vandringer oppover i vassdrag som yngel og større gulål og nedover i vassdrag som

blankål. Oppvekstforhold i vassdraget kan også påvirkes av endrede miljøforhold. Skal Norge ta sitt ansvar for denne arten, vil det være betydelige utfordringer når vilkårene for flere konsesjoner skal revideres.

Etablering av dammer, terskler og kraftverk kan medføre at ål forsvinner eller reduseres betydelig i områdene ovenfor. Dette skyldes først og fremst at oppvandring hindres. Terskler, tørrlagte områder og dammer kan være vandringshindre. I laksetrapp er vannhastigheten ofte for høy til at ålen kan passere.

Nedvandrende ål er utsatt ved passering av kraftverk, og det kan oppstå skader og dødelighet. Årsakene kan være at ålen setter seg fast i beskyttelsesgitter i vanninntaket eller foran turbinen, kollisjon med roterende turbinblad eller andre deler av turbinen, klemskader i turbinen, raske



Ål som har gått gjennom et nystartet kraftverk i Storelva i Holt i Tvedestrand kommune, og som har blitt kuttet i biter. Kraftverket ble igangsatt høsten 2008. Samme høst ble det tilfeldig funnet 20–30 døde og avkappede ål på en 20-meters strekning nedenfor kraftverket under stamfiske av laks. I 2009 ble det funnet ytterligere 115–120 avkappede ål nedenfor kraftverket. Foto: Frode Kroglund.

trykkendringer, kavitasjon, skjærkrefter og turbulens gjennom turbinen og andre deler av kraftverket, økt predasjon på ål som eventuelt forsinkes og samles ovenfor kraftverket, eller ål som kommer skadet ut gjennom kraftverket og/eller er påvirket av luftovermetning.

Andelen av utvandrende bestand som dør ved passasje av et kraftverk er avhengig av hvor stor andel som går gjennom kraftverket, og hvor stor andel av de som går gjennom som dør som følge av passasjen. Ålens muligheter for å vandre forbi kraftverket, utenom turbinene, er blant annet avhengig av hvordan kraftverket og omvandringmuligheter er konstruert samt fordeling av vannføringen. Utvandrende ål følger gjerne hovedstrømmen og føres derfor ofte mot kraftverksinntaket hvor dødeligheten kan være stor.

I kap. 18 er det oppsummert tiltak som kan iverksettes for å bedre forholdene for ål.

Fossefall

Fossefall, Norges nasjonalfugl, er nært knyttet til strømmende elver og bekker. Walseng og Jerstad (2011) gir en beskrivelse av fossefallens biologi. Føden er primært vanninsekter som vårfluer, døgnfluer og steinfluer som tas under vannoverflaten. Fossefall er den eneste norske spurvefugl som finner mat på denne måten. Endring av vannføring kan få følger for fossefallet. Redusert vannføring vil gi mindre vanndekket areal og dermed redusert bunndyrsproduksjon. Endringer i bunndyrsamfunnet kan også påvirke næringsvalg hos fossefall. Sterkt varierende vannføring, f.eks. som følge av effektkjøring av kraftverk, vil også være ugunstig for bunndyrsproduksjonen i elvene. I tillegg kan redusert vannføring forringe skjulmulighetene for rede og unger, med den følge at gamle etablerte hekkelokaliteter blir uegnet.



Fossefall er nært knyttet til strømmende vann. Foto: Geir Rune Løvstad.

Fossefall er avhengig av åpent vann hele året. Vinterstid trekker en del av bestanden sørover og tilbringer vinteren i utlandet (Jerstad 1991; Gjershaug et al. 1994). De fuglene som blir igjen, samles ved isfrie strykstrekninger og utløpsos. Isfrie områder nedstrøms kraftverksutløp kan være gunstige for fossefallet vinterstid.

Fossefall finnes over hele landet, og den norske bestanden teller mellom 10 000 og 15 000 par (Lislevand og Steel 2006). Reiret bygges aldri langt fra vassdraget og plasseres i bratte skrenter, bergvegger, under bruer eller hulrom i jorden, ofte innenfor fossesprøytsoner. Tilgang til gode reirplasser er svært viktig for hekkesuksessen, i tillegg til tilgang på større bunndyr i ungeperioden. Det er ofte sammenheng mellom hekkelokalitet for fossefall og småkraftressurser. Ved utbygging er det derfor viktig med tiltak for å tilrettelegge for hekking av fossefall. En studie utført av Walseng og Jerstad (2011) gir en rekke råd for utforming og plassering av kunstige reirkasser for fossefall ved småkraftverk. Ved redusert vannføring kan området rundt reiret bli tørrlagt. Hvis redusert vannføring inntreffer før hekkingen er i gang, vil fossefallet ikke starte hekkingen. Tørrlegging på et senere tidspunkt vil øke sjansen for at reiret blir plyndret, fordi ekskrementene fra ungfuglene blir liggende synlig på omkringliggende stein og fordi

lyden av tiggeropene fra ungene ikke vil bli kamuflert av lyden fra fosser og stryk.

Fossekall med territorier som inkluderer en større elv nedstrøms, gir som regel bedre hekkesuksess. Sidebekkene gir ofte gode reirplasser, særlig hvis det er bra vannføring hele hekkesesongen, mens hovedelva er gunstig for næringsøk. Det er vanskelig å fastsette en bestemt vannføring for at fossekallen skal trives, da også elvas og bekkens utforming vil ha betydning.

vassdrag hvor egnede reirplasser ikke fantes tidligere. Det er også viktig å opprettholde en minstevannføring på strekningen mellom vanninntak og kraftstasjon. Selve stedet for minstevannføringslippen kan også være et egnet sted for en reirkasse dersom vannspruten delvis eller helt skjuler kassen og samtidig gir mulighet for fuglen å komme til reiret. Reirkasser kan også monteres i selve utløpstunnelen eller under ei bru like ved kraftverket, men forutsetningen er at utløpet ikke går direkte ut i stillestående



Stor og liten reirkasse montert i utløpstunnelen ved Bergesli småkraftverk. Foto: Geir Rune Løvstad.

I et omfattende materiale fra Sørlandet viser Walseng og Jerstad (2011) at småkraftutbygging uten avbøtende tiltak i form av utplassering av kunstige reirkasser gir en drastisk nedgang i hekkeforsøk. I kun tre av 67 tilfeller ble det konstatert hekking etter utbygging. Uten avbøtende tiltak vil derfor nesten alle de berørte hekkelokaliteter være tapt for fossekallen. I utbygginger med utplassering av reirkasser var det hekkeforsøk i nesten like mange tilfeller som før utbyggingen. I disse tilfellene var det også liten forskjell mellom hekkesuksess før og etter utbygging. I tillegg var kullene større der fossekallen hadde tilgang på hekkekasser enn i reir som lå åpent og godt synlig.

Walseng og Jerstad (2011) peker på at riktig plasserte reirkasser på kraftverksanlegg og bruer/kulverter kan by på gode reirplasser i

vann. For å sikre tilgang til reiret må det være åpning i gummimatten som ofte blir hengt opp i kraftverksutløp for å redusere støy og å hindre isdannelse. Gitter foran utløpskanalen bør plasseres et stykke inn i røret for å sikre muligheter for sjekking og røktning av kassen. Det finnes også andre løsninger for plassering av kunstige reirkasser, som f.eks. i stikkrenner i sidebekkene.

Lav og moser

Det er begrenset kunnskap om virkningene av redusert vannføring i elver på arter og samfunn av mose og lav som er knyttet til fuktige voksemiljøer langs elvene. Mose og lav har lang responstid i forhold til denne påvirkningsfaktoren, og det er ikke gjennomført for- og etterundersøkelser

som har belyst problemstillingen. Et par viktige undersøkelser er imidlertid utført i Aurlandsvassdraget 20 år etter vannkraftutbyggingen, der vannføringen ble redusert med 92 % (Vevle 1970; Odland 1990; Odland et al. 1991). Det viste seg at fuktighetskrevede moser og karplanter gikk sterkt tilbake, mens lav og tørketålede moser

langsiktig undersøkelse av utviklingen i lav- og mosefloraen i et vassdrag som i nær framtid skal bygges ut til vannkraftproduksjon og i et sammenliknbart kontrollvassdrag som ikke skal bygges ut. En nøye kartlegging av mose- og lavfloraen i elvenes nærområde er foretatt ved at det er lagt ut faste undersøkelsesruter. I tillegg



Roesgrovi er et vernet vassdrag med en mose- og lavflora i bekkeløftene som har store likheter med nærliggende Vangjolo, som er utbygd. Ved å sammenlikne floraen etter noen år kan undersøkelser vise om det har skjedd endringer. Foto: Per G. Ihlen.

økte i antall arter og i mengde. En oversikt over kunnskapsgrunnlaget om vassdragsreguleringer og botanikk er tidligere gitt av Andersen og Fremstad (1986).

Gjennom Miljøbasert vannføring er det gjennomført et prosjekt om små vannkraftverks virkning på lav- og moseflora (Ihlen et al. 2012). To små vassdrag i Voss kommune ble undersøkt: Vangjolo, der det er gitt konsesjon til utbygging, og det nærliggende Roesgrovi, som er et vernet vassdrag. Hovedhensikten med undersøkelsene har vært å etablere grunnlag for en detaljert,

til en kvantifisert beskrivelse av lav- og mosefloraen i tilknytning til elvene, ble påvirkningsfaktorene vannføring, luftfuktighet, lufttemperatur, vanntemperatur og duggpunkttemperatur i vassdragene registrert. Selv om det er enkelte forskjeller i artssammensetning og dekning, bekrefter analysene at lav- og mosefloraen i elvene er såpass like at de er representative og kan danne grunnlag for videre undersøkelser av hvordan artsmangfold, artssammensetning og plantesamfunnene kan påvirkes over tid ved utbygging. Artssammensetningen i begge vassdragene er også representative

for bekkekløfter i andre vassdrag i regionen.

Det er også utført undersøkelser i to vassdrag i Suldal, Tveiteåna og Tveitliåna, Andersbekken i Forsand kommune og Åskåra i Bremanger kommune (Ihlen i Frilund 2010). I tillegg til resultatene fra disse vassdragene gjengir Ihlen litteraturstudier fra tre andre undersøkelser: Hjelmen og Kneipen i Bremanger kommune (Løe 1999) og Stølsvatnbekken i Gjesdal kommune (Tysse og Blom 2003).

Undersøkelsene omfatter to lavarter: skorpefiltlav (*Fuscopannaria ignobilis*) og kystsaltlav (*Stereocaulon delisei*) og mosearter: fossegrimemose (*Herbertus stramineus*) og horngrimemose (*Herbertus dicranus*). Med unntak av forekomsten av skorpefiltlav i Tveiteåna, ble det observert endringer på alle forekomstene i de omtalte lokalitetene. Skorpefiltlav er ikke først og fremst truet av vannkraftutbygginger, men av bl.a. beitetrykk, hogst og reduksjon i habitat. Den andre lavarten, kystsaltlav, antas å være truet av vannkraftutbygging og andre inngrep som reduserer luftfuktigheten og flomregimet på lokaliteten. Den første kjente forekomsten av kystsaltlav i Tveitliåna (Steine kraftverk) er mest sannsynlig borte, men den ble funnet på en ny lokalitet høyere oppe i elva i 2009. Det er uklart hva som har forårsaket at arten har forsvunnet fra den nedre lokaliteten, men redusert vannføring er en mulig forklaring. Det er også mulig at den har blitt borte på grunn av bygging av rørgata der den krysser elvas nedre del.

Fossegrimemose finnes på tre av de undersøkte lokalitetene, horngrimemose på én. Sistnevnte er bare kjent fra ett område før utbygging, og det er også her noe usikkerhet knyttet til virkningen av redusert vannføring.

Data om fossegrimemose er samlet inn fra fire utbygginger. Av disse er én forekomst

redusert i mengde, mens tre forekomster antas å ha blitt borte på grunn av kraftutbygging. Fossegrimemose er en levermose med nordlig euoseanisk (kystnær) utbredelse. Redusert fuktighet virker negativt på forekomstene av fossegrimemose. Flere rødlistede mosearter med tydelig oseanisk utbredelse og som også er knyttet til den fuktige naturtypen bekkekløfter, er f.eks. horngrimemose, kystflope (*Heterocladium wulfbergii*) og kystskeimose (*Plathypnidium lusitanicum*).

Forekomstene av fossegrimemose som nå er borte, vokste alle ved kraftverk uten minstevannføring. Forekomsten som kun er redusert i mengde, vokste nær en elv med pålagt minstevannføring. Å opprettholde minstevannføring er derfor viktig for at rødlistede og fuktighetskrevede arter skal overleve. Hvor mye vannføring som kreves varierer med arten, men generelt mangler det kunnskap om dette.

I tillegg til minstevannføring kan det være viktig at det med jevne mellomrom (f.eks. hvert femte år) går store flommer i elva for å unngå gjengroing, som vist i Åskåra. På den måten blir substratet eksponert slik at konkurransesvake pionerarter kan etablere seg (Ihlen i Frilund 2010).

Erfaringer fra prosjektet bekrefter at en nøyaktig stadfesting av eventuelle rødliste-forekomster og en god detaljplan er viktig grunnlag for planlegging av vannveier og anleggsveier.

4. Landskapsvirkninger

Landskapsvirkninger av småkraftverk Frilund (2010) har vurdert landskapsvirkninger av sju småkraftverk i Austefjorden, Volda og Ørsta kommuner og i tillegg sumvirkningen for et større landskapsområde. Undersøkelsene omfatter kraftverkene Folkestad, Heidelva, Høydal, Skinvikelva,

Sunddal, Kviven og Skjåstad. Kraftverkene ble satt i drift i perioden 1998 til 2006 og har en forventet produksjon som spenner fra 2,5 GWh til 16 GWh. I rapporten er det gitt en beskrivelse av landskapsvirkningen av hvert kraftverk. Alle kraftverkene ligger i jordbruksområder, og rørgatene er nedgravd og går enten over dyrket mark eller i skogsterreng. Fire av kraftverkene har konsesjon, mens tre ikke er konsesjonspliktige.

Det ble også sett på hvordan landskaps-hensyn ble ivaretatt i konsesjonsprosessen, både i søknadsfasen og under oppfølgingen i byggeperioden. Studiene viser at de fleste småkraftutbyggingene først og fremst påvirker landskapet i nærområdet til kraftverkene. Med unntak av fossen ved Skjåstad, en godt synlig foss som har blitt redusert etter utbygging, er anleggene lite synlige i et større landskapsområde. Dette gjelder både de ulike tekniske anleggsdelene og de berørte vannstrengene. Årsakene er dels at de utbygde vassdragene er omgitt av tett skog, dels at ingen av anleggene har rørgater i dagen og dels at utbyggingene ligger i avgrensede landskapsrom med liten visuell kontakt innbyrdes.

Rørgater og veianlegg er oftest de største landskapsinngrepene ved småkraftverkene i Austefjorden og er godt synlige i et større landskapsrom.

Kraftstasjonene er i seg selv beskjedne landskapsinngrep, men har svært varierende arkitektonisk kvalitet. Begrepet "lokal byggeskikk" er et problematisk begrep å bruke om småkraftarkitektur, fordi oppfatningen av hva som er lokal byggeskikk varierer mye. Kraftstasjonene varierer mellom bygninger med villmarkspanel og torv på taket til enkle panelte bygninger godt tilpasset terrenget. Detaljløsninger og god håndverksmessig utførelse av alle anleggsdeler betyr mye for helhetsinntrykket. Arealene rundt de fleste kraftstasjonene var

overveiende utført på en ordentlig måte.

Revegetering og terrengbehandling er utført på samme måte for hele rørtraséen med svært lite differensiering i terrengform og tilbakeføring av vekstjord/plantemateriale. Dette gjør at rørtraséene framstår som mer synlige og ensartede enn de kunne vært.



Ved småkraftutbygging legger NVE vekt på at arealene både ved kraftstasjon og andre steder hvor det er gjort inngrep blir satt i stand. Foto: Jon Arne Eie.

Uheldige sumvirkninger for landskapet kan forekomme når det oppstår brudd i viktige naturgeografiske, romlige-visuelle eller kulturhistoriske sammenhenger. Vassdrag og fossefall er ofte nøkkelelementer for landskapskarakteren i et område. Når flere slike nøkkelelementer reduseres eller går tapt, vil dette bidra til en forringelse av landskapskarakteren ikke bare for det berørte vassdraget, men for et større område.

I enkelte avgrensede landskapsrom i tilknytning til Austefjorden, som Høydalen hvor det er bygd to småkraftverk, har utbyggingene til en viss grad påvirket landskapsopplevelsen. Det er imidlertid ikke riktig å si at disse småkraftverkene er dominerende elementer i landskapet. Det tydeligste avtrykket i landskapet er forårsaket av veibygging og avskogede rørtraséer.

Veianleggene, særlig for Heidelberg, Høydal og Sunndal kraftverk, representerer lokalt relativt omfattende inngrep. Samtidig øker veiene tilgjengeligheten til nye områder for lokalbefolkningen. Veiene har blitt populære utgangspunkt for fotturer. Dette påvirker lokalbefolkningens aksept av landskapsendringene.

Rapporten konkluderer med at landskapet i Austefjorden i liten grad har endret karakter, og at det ikke har oppstått uheldige sumvirkninger som følge av utbyggingene. Frilund 2010 trekker fram fire viktige årsaker til at uheldige sumvirkninger er unngått:

- Nøkkelementer for landskapskarakteren i området, som godt synlige fossefall, er med ett unntak skjermet for utbygging. På utbygde elvestrekninger med fossefall som er viktige for landskapsopplevelsen, er inntaket lagt nedenfor fossen.
- De berørte elvestrekningene ligger for det meste omgitt av tett skog, slik at den reduserte vannføringen ikke er synlig i et større landskapsrom.
- På svært få steder er det mulig å se flere utbygginger fra samme sted. Dette skyldes at de ulike utbyggingene har stor innbyrdes avstand eller ligger atskilt av terrengformasjoner og vegetasjon. Dette bidrar til at sumvirkningene for landskapet blir mindre åpenbare.
- Rørtraséer og veianlegg utgjør stedvis relativt omfattende landskapsendringer. Anleggene er imidlertid stort sett lokalisert i områder som fra før er preget av menneskelig aktivitet, som veianlegg, jordbruk, skogbruk og annen utnyttning av naturressursene. De enkelte anlegg har derfor ikke medført så store landskapsinngrep samlet at viktige sammenhenger i landskapet har blitt brutt.

I prosjektet vurderes det hvordan forventede landskapsvirkninger er beskrevet i konsesjonssøknaden for de aktuelle utbyggingene. I søknadene er beskrivelsen av landskapet (dagens situasjon) oftest begrenset til tre setninger, og det er ikke gjort noen vurdering av viktige landskapsverdier for noen av kraftverkene. Det er heller ikke redegjort konkret hvordan anlegget vil påvirke landskapet i området, hvor det vil være synlige inngrep eller hva som vil kjennetegne de ulike landskapsendringene. Anlegg med tilhørende inngrep er heller ikke visualisert for noen av kraftverkene. Temaet landskap er gjennomgående så knapt behandlet at søknadene ikke gir grunnlag for å vurdere landskapsvirkninger.

Frilund (2010) mener at konsesjonsvilkårene er så generelle at ivaretagelse av landskaps-hensyn overlates til detaljplanfasen. Dette stiller krav til kompetanse om landskap og gode rutiner for konsesjonsmyndighetenes tilsyn i detaljplan- og byggefasen. NVEs rolle er å godkjenne detaljplanene og å se til at arbeidene blir utført i tråd med beskrivelsene i detaljplanene. Tilsynene utføres ved en til tre befaringer i anleggsperioden og oppfølgende brev til utbygger med eventuelle krav om justeringer.

Rapporten gir følgende anbefalinger til forvaltningen:

- Myndighetene har regelverk, system for saksbehandling og en tilsynsordning som gir nødvendig juridisk hjemmel og god nok forvaltningsmessig organisering til å sikre god håndtering av landskaps-hensyn for de enkelte anlegg.
- Det avgjørende for å lykkes er dermed viljen til å vektlegge landskapshensyn og deretter bruke myndighetskravene og praksis i de ulike fasene av gjennomføringen. Kompetansenivået hos myndighetene som arbeider med sakene, er også avgjørende for et godt resultat.

- Konesjonssøknader bør dokumentere forventede landskapsvirkninger med større presisjon dersom de skal kunne fungere som et representativt beslutningsgrunnlag. Konesjonssøknader bør som et minimum vise/beskrive hvordan landskapet vil bli påvirket gjennom vannføringsendringer og ulike anlegg som veier, rørgater, inntaksområder og kraftstasjonsområder, med forståelige illustrasjoner.
- Tema landskap bør inn som et vurderingspunkt under dokumentasjonskravene.
- Sumvirkninger av landskapsinngrep må håndteres i konsesjonstildelingsfasen. Områder hvor sumvirkninger av flere anlegg er aktuelle, må identifiseres tidlig. For områder med flere søknader om utbygging av småkraft, bør behandlingen av søknadene samordnes.
- For å unngå uheldige sumvirkninger er det viktig å vurdere hvordan naturgeografiske, romlig-estetiske og kulturelle sammenhenger i et større landskapsområde vil bli påvirket av utbyggingene. Utbyggingens influensområde og påvirkningen av nøkkelelementer som er viktige for stedsidentitet og landskapskarakter, må vurderes.
- Gode detaljplaner er helt avgjørende for å få til en vellykket håndtering av landskaps- og miljøforhold i utbyggingsperioden. Detaljplanene skal vise hvordan de ulike delene av anlegget er tenkt utført.
- For enkelte veianlegg som bygges i forbindelse med småkraftverkene, blir det søkt om byggetillatelse for skogsbilvei med hjemmel i skogloven. Kommunale landbruksmyndigheter vil da være tillatelsesmyndighet og ansvarlig for oppfølging i byggeperioden. Av hensyn til å sikre helhetlige anlegg bør det vurderes

om NVE kan overta ansvaret for oppfølging av veibygging i tilknytning til småkraftsaker der tillatelse til veibygging er gitt etter skogloven.

- I forbindelse med detaljplaner for småkraftutbygging er det behov for kompetanseheving på området arkitektur innenfor miljøtilsynet i NVE.

Vannføring og landskap

Det finnes begrenset kunnskap om hvordan ulike vannføringer i vassdragene påvirker landskapsopplevelsen. Simensen et al. (2011) har kombinert kunnskap om hydrologi med landskapsfaglige vurderinger. Målet med prosjektet har vært å utvikle kunnskap om hvordan ulike typer vassdrag framstår ved ulike vannføringer. Kunnskapen vil gi et bedre grunnlag for faglige anbefalinger av slipp av ulik minstevannføring over året med formål å ivareta landskaphensyn.

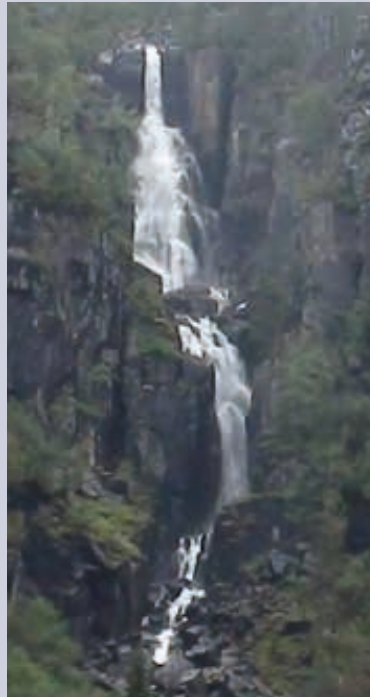
Undersøkelsen konsentrerte seg om små og mellomstore vassdrag med middelvannføring mellom 0,2 m³/s og 3,7 m³/s. Dette er typiske vannføringer i vassdrag som er aktuelle for småkraftutbygging. Det er gjennomført en visuell undersøkelse av vannføringens betydning for landskapsopplevelsen. I åtte vassdrag er det utført vannføringsmålinger. Det er laget bildeserier for hvert vassdrag der vannføringen på hvert bilde er fastslått og relatert til varighet, det vil si hvor ofte den aktuelle vannføringen opptrer i en gitt tidsperiode. På bakgrunn av bildeseriene og resultatene fra vannføringsmålingene er det gjort kvalitative vurderinger av hvilken betydning vannføringsendringene har for landskapsopplevelsen.

Følgende konklusjoner ble trukket:

- *Ethvert vassdrag er unikt*
Selv ved identisk vannføring vil ulike vassdrag se totalt forskjellige ut. Selv vassdrag med liten vannføring kan fram-



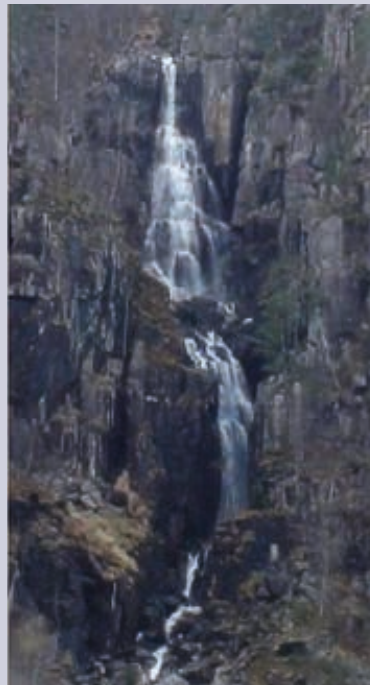
09.09.2009 16:31,
 $Q = \text{ca. } 7,076 \text{ m}^3/\text{s} = \text{ca. } Q_0$



11.09.2009 09:31,
 $Q = \text{ca. } 0,519 \text{ m}^3/\text{s} = \text{ca. } Q_{30}$



04.11.2009 08:56,
 $Q = \text{ca. } 0,293 \text{ m}^3/\text{s} = \text{ca. } Q_{50}$



24.09.2009 15:56,
 $Q = \text{ca. } 0,210 \text{ m}^3/\text{s} = \text{ca. } Q_{60}$

I Tverrgjuvlo ble det tatt bildeserier av fossen med forskjellige vannføringer. Det kan også gjøres beregninger av vanndekket areal. Ut fra dette kan fossens betydning for landskapet beskrives. Foto: BKK.

stå som nøkkelementer i landskapet og gi stor opplevelse. Motsatt kan vassdrag med stor vannføring ha liten betydning for opplevelsen av landskapet.

- *Det finnes ingen "normal" vannføring i et vassdrag*

Normaltilstand for et vassdrag er at vannføringen endrer seg fra time til time, fra dag til dag, fra uke til uke og fra år til år. Det innebærer hele spennet i vannføringer fra flom til tørke. Gjennomsnittsverdier for vannføring gir ikke et representativt bilde av dette. Kurver som viser vannføringsvariasjoner over tid og varighet, gir et mye mer presist bilde av normaltilstand i et vassdrag. Disse kurvene viser også hvordan en mulig utbygging påvirker vannføringen i elva.

- *Det visuelle inntrykket av et vassdrag er ikke nødvendigvis proporsjonalt med vannføringen*

Mektigheten i et vassdrag eller betydning av en foss som landskapselement, avtar naturlig nok med synkende vannføring. Men det visuelle inntrykket av redusert vannføring endres ikke nødvendigvis proporsjonalt med reduksjonen i vannføring. Dette har bl.a. sammenheng med at vannhastigheten reduseres raskere enn det vanddekte arealet når vannføringen reduseres. Samtidig har den detaljerte utformingen (mikrotopografien) på tverrsnittet i elva stor betydning for hvordan vannet spres i fallet. Særlig gjelder dette fossefall med høyt vertikalt fall. Her vil utformingen av fjellterskelen øverst i fossen ha avgjørende betydning for hvordan vannet spres og hvordan fossefallet ser ut.

- *Det er mulig å identifisere kritiske vannføringer for opplevelsen av et vassdrag som landskapselement*

Enkelte vassdrag mister sin betydning som landskapselement ved lave vannfør-

inger, mens andre vassdrag kan ha stor betydning som landskapselement også ved lave vannføringer. Noen vassdrag mister mye av sin betydning som landskapselement når vannføringen er nede i Q_{80} , mens andre oppleves i langt større grad som kraftfulle og framtreddende landskapselementer også ved vannføring lik Q_{95} .

Rapporten inneholder konkrete anbefalinger til forvaltningen om hvordan landskaps-hensyn kan håndteres i vassdrag som er aktuelle for vannkraftutbygging. Det blir gitt råd om når visuelle virkninger av en redusert vannføring bør dokumenteres, og hvordan det kan gjøres. Videre blir det gitt råd om hvordan landskaps-hensyn kan ivaretas ved fastsetting av minstevannføring, slukeevne og vannføringsregime.

I rapporten foreslås oppfølgende undersøkelser (Simensen et al. 2011):

- Utvikling av kriterier for når det er rimelig å pålegge utbygger/tiltakshaver krav om å dokumentere landskapsvirkningene av endret vannføring.
- Vurdering av behovet for en enkel veileder for dokumentasjon av landskapsvirkninger av vannføringsendringer i en konsesjonssøknad.
- Tilsvarende undersøkelser som er utført i forbindelse med denne rapporten, kan gjennomføres ved bruk av videokamera med lydopptaker.
- Gjennomføring av spørreundersøkelser om hvordan menigmann opplever vannføringsendringer.
- Undersøkelser av sammenhengen mellom vannføring, produksjon og prosjektøkonomi for et utvalg vannkraftprosjekter.

- Bruk av metoden som er vist i rapporten for å dokumentere visuelle virkninger av vannstandsendringer i reguleringsmagasiner.
- Utprøving av tiltak for å påvirke det visuelle inntrykket av et vassdrag med redusert vannføring med enkle fysiske virkemidler.
- Utvikling av programvare for automatisk kobling av vannføringsdata til bilder.

Flere av anbefalingene i rapportene som omhandler landskap er etter hvert innarbeidet i retningslinjene for konsesjonsbehandling. I de tilfeller det foreligger flere søknader innen ett geografisk område, blir hensynet til sumvirkninger forsøkt ivare tatt ved å behandle dem samtidig og vurdere dem i sammenheng.

Under konsesjonsbehandlingen er det fortsatt en del detaljer om utbyggingen som ikke er avklart. At konsesjonsvilkårene er generelle og ikke gir detaljer om hvordan arbeidet skal utføres og arealer settes i stand, anses som hensiktsmessig for å få gode landskapstilpassede løsninger. Under godkjenning av detaljplanene for landskapsarbeidene er det mulig å stille strenge og mer detaljerte krav. Det er utarbeidet veileder for hva detaljplanen skal inneholde, og hvilke krav myndighetene stiller til istandsetting av terrenget.

5. Virkninger for friluftsliv

Kunnskap om virkninger som kraftutbygging har for folks opplevelse av vassdrag og folks utøvelse av friluftsliv/fiske er viktig i konsesjonsbehandling og ved utforming av vilkår ved tillatelser til utbygging.

Tilstedeværelse av vann har stor betydning for folks preferanser for ulike landskap

(Herzog 1985; Ulrich 1993; Kaltenborn og Bjerke 2002). Enkelte undersøkelser tyder på at generelt foretrekkes innsjøer framfor elver og elver framfor våtmarker (Herzog 1985). Undersøkelser har vist at vannføringen er et viktig karakteristikum ved selve elva. Ei elv oppleves som mer attraktiv jo større vannføringen er, men naturlig nok bare opp til et visst nivå. Blir vannføringen for stor, oppfattes den som mindre attraktiv (Loomis 1987; Brown og Daniel 1991). Lyden av rennende vann har vist seg å være høyt prioritert (Bjerke og Østdahl 2005). Ryan (1998) fant at særlig to forhold påvirket preferansen for landskapselementene: Hvor lenge folk hadde bodd i området, og hvordan de brukte elvelandskapet. Naturelementer som skog og dyreliv, ble sterkere foretrukket av dem som hadde bodd der kort tid, mens bebygde områder ble foretrukket av dem som hadde bodd der lenge.

I undersøkelsen som Vistad et al. (2009) utførte, var målsettingene:

- Å bedre kunnskapen om hvor viktig vannføring er for folk og folks utøvelse av friluftsliv/fiske.
- Å lage et opplegg for hvordan kunnskapen i studievassdragene kan generaliseres og brukes for eksempel i forbindelse med revisjon av konsesjonsvilkår.
- Å dokumentere folks opplevelse av ulike vannføringer til ulike tider av året.
- Å dokumentere nytten av vann for friluftsliv og fiske.

Undersøkelsen er gjennomført gjennom lokale, kvalitative intervjuer i tre vassdrag, Aura-Eira, Atnavassdraget og Søndre Rena, og gjennom kvantitative, nettbaserte spørreundersøkelser frikoblet fra bestemte navngitte vassdrag. Det ble ikke gjennomført spørreundersøkelser av

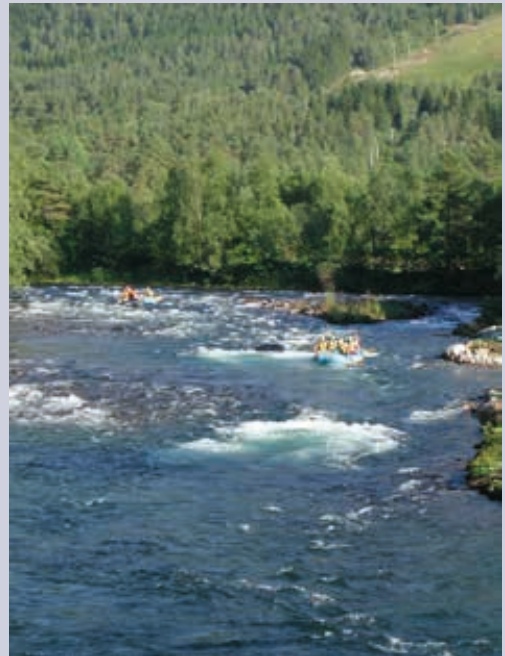
et representativt befolkningsutvalg, men utspørringen konsentrerte seg om friluftslivsutøvere/-interesserte.

Undersøkelsen konkluderer med at det er en udiskutabel høy verdisetting av eget vassdrag og av det rennende vannet for fiske, friluftsliv ellers, for trivsel i bygda og for opplevelsesbasert næring. De ulike deltakere i gruppene har noe ulikt fokus som langt på vei er styrt av egne verdier og interesser. På bakgrunn av arbeidet i de tre pilotvassdragene er det likevel viktig å understreke variasjonen fra vassdrag til vassdrag hvor den største oppmerksomheten ligger, for den er helt avhengig av den dagsaktuelle situasjonen og den historiske bakgrunnen for hvert vassdrag. Det gjelder både lokal brukshistorie (friluftsliv m.m.), opplevelsen av dagens situasjon/tilstand og ikke minst hvordan den eventuelle lokale kraftutbyggingen er gjennomført. I intervjuene i de tre vassdragene kan det virke som om fiskeinteressene har en slags forrang. Dette er ikke helt ukontroversielt i en gruppe. Friluftsliv som ikke er knyttet til fiske ble effektivt brakt på bane i gruppa, ofte av kvinner: *"Vi må ikkje sjå oss blinde på fisk og fiske. Tenke på verdien av berre det å ha vatn rundt seg!"* Denne kvinnelige informanten fortsetter: *"Fiskeverdi kan ein lage reknestykke av, men trivsel og oppleving er det verre å lage reknestykke av. Dessverre."*

I spørreundersøkelsen skilles det mellom to grupper som har hver sin form for favorittaktivitet; høstingsaktivitet og opplevelsesaktivitet. Begge grupper uttrykker verdsettingen av vann like sterkt. Gjennomsnittet for verdsettingen er mellom stor og svært stor verdi. De to gruppene med favorittaktiviteter skårer signifikant høyere enn den gruppa som ikke har oppgitt noen favorittaktivitet og som også skårer lavere på sin interesse for friluftslivsaktiviteter.

Gjennom en spørreundersøkelse ble holdningen til kraftutbygging belyst. Både

gruppa "Opplevelsesaktiviteter" og gruppa "Høstingsaktiviteter" oppgir at de (som et gjennomsnitt) har blitt mer negative til kraftutbygging med årene. Gruppa som ikke har oppgitt favorittaktivitet heller andre veien; gjennomsnittet har blitt noe mer positive til kraftutbygging. Denne gruppa skiller seg signifikant fra de to andre gruppene.



Rafting er en populær fritidsaktivitet i mange vassdrag. Her fra Jølstravassdraget. Foto: Jon Arne Eie.

For følgende seks aktiviteter er det dokumentert konflikt mellom eget friluftsliv og kraftutbygging; gå langs vassdrag, elvepadling/rafting, fluefiske, seiling og for vinteraktivitetene is- og fosseklattring og isfiske. Jo sterkere interessen er for aktiviteten, desto sterkere oppleves konfliktgraden. Utenom aktiviteten "Gå langs vassdrag" er de nevnte aktivitetene helt avhengige av vann. Det er interessant å konstatere at det er representantene for aktiviteten som ikke er avhengig av vann som markerer den sterkeste konflikten i forhold til kraftutbygging.

For aktivitetene kjøre raske motorbåter, ro eller padle på vann, er det påvist en omvendt sammenheng. Jo sterkere interessen er for aktiviteten, desto mindre oppleves konflikt med kraftutbygging.

For Auravassdraget, som var/er et klassisk laksevassdrag, er det ønsket om å få tilbake tilstrekkelig vannføring og dermed laks i selve Aura som overstyrer det meste av folks oppfatninger.

Et interessant spørsmål er om opplevelsen påvirkes av kunnskapen om vassdraget er regulert eller ikke. Vistad et al. (2009) undersøkte dette ved en spørreundersøkelse basert på bilder som viste vassdrag uten synlige menneskelige inngrep, og bilder som viste fysiske tiltak i vassdraget. Resultatet var at opplevelsen av vassdrag for mange er sterkt påvirket av om en vet at vassdraget er regulert eller ikke. Opplevelsen av uregulert vassdrag blir særlig høyt verdsatt av de som er spesielt interessert i opplevelsesaktiviteter, og jo sterkere interessen er, desto sterkere er opplevelsesverdien for dem.

Opplevelsesverdien av et regulert vassdrag er avhengig av tre egenskaper hos personene: jo mer positiv en er til kraftutbygging, desto mer positiv er en til bildene av et regulert vassdrag. Jo mer kunnskap en mener å ha om at et vassdrag er utbygd eller ikke, desto mer negativ er en til de samme bildene. Dessuten virker miljøholdningen inn: jo mer økosentrisk en er, desto mer negativ er en til bildene av regulerte vassdrag.

Vistad et al. (2009) påpeker at et standardisert undersøkelsesopplegg om friluftsliv i forbindelse med revisjon av konsesjonsvilkår, må gi anvisninger om hvilken konkret kunnskap som er nødvendig for å vurdere behovet for endring av vilkårene, og ikke bare være en liste over alle mulige gode tiltak. Det avgjørende for riktige vilkår er god kunnskap og forståelse av den lokale

situasjonen. Samspillet med andre samfunnsaktører i vassdraget må tas på alvor. Det avgjørende for et godt resultat er å ta pulsen på lokale forhold med utgangspunkt i trivsel, friluftsliv og lokal verdsetting.

6. Modeller for simulering av miljøkonsekvenser av vannkraft

Harby (2009) gir en oversikt over ulike modeller som kan brukes for å simulere miljøkonsekvenser av vannkraft. Med en modell menes i denne sammenheng en samling og syntese av vitenskapelig kunnskap om et vassdrag, som oftest implementert i form av en programvare. Modeller kan brukes til å predikere framtidig tilstand, angi mulige utfallsrom av inngrep eller tiltak og mer generelt til å skape mer innsikt i fysiske, kjemiske og biologiske systemer. De muliggjør en reproduserbar analyse av hvordan systemet vil kunne respondere på ulike endringer i inngangsverdier, og vil på denne måten kunne anvendes også til å analysere situasjoner som tidligere ikke er observert. Dette kan for eksempel være endringer i klima, alternative tappestrategier for et kraftverk eller morfologiske endringer i elveløp.

Rapporten viser til at valg av modellør (eller oppdragsinstitutt) og valg av modell i mange tilfelle henger nøye sammen. Dette bygger på det faktum at mange modeller er så kompliserte å anvende at modellørens forkunnskaper og erfaringer med en bestemt modell, tilgang til kildekode for tilpasninger m.m. vil være svært avgjørende for å få gode resultater. Fordi modell, modellør og modellapplikasjon i de fleste tilfeller henger nøye sammen, må en helhetsvurdering av alle disse faktorer gjøres i forkant av en modellstudie. Rapporten gir en oversikt over hydrologiske modeller i nedbørfelt, fysiske og biologiske

modeller for elver, innsjømodeller og integrerte modeller og deres egnethet for forvaltning og andre interessenter i regulerte vassdrag. Rapporten viser hvilke modeller som er egnet til ulike problemstillinger og inngrepstyper i vassdrag. For hver modell er det gitt en kort beskrivelse, en henvisning til mer informasjon og en vurdering av usikkerhet og egnethet for norske forhold.

Rapporten foreslår en metodikk for å beskrive modellens egnethet til å belyse ulike problemstillinger. Denne metodikken er brukt på modellene som er vurdert i rapporten. Det er foreslått kriterier som kan brukes til å velge den mest egnede modellen blant flere kandidater for en tenkt applikasjon, eventuelt til å vurdere egnetheten i etterkant av utførte studier.

Det er få modeller som er egnet for oversiktsanalyser. Det reflekterer at mange problemstillinger ikke kan forenkles i for stor grad. Modeller kan være et hjelpemiddel i ekspertvurderinger av visse typer saker. Modellene IHA, SNTMP, nMAG, Stathab og MyLake anbefales som gode modeller innenfor spesielle felt.

For middels detaljerte studier er det flere egnede modeller å velge mellom. Det er imidlertid mange av modellene som bare er egnet eller godt egnet under visse forutsetninger. Modellene nMAG, Stathab, MESOHABSIM, Mesohabitat og PIMCEFA anbefales.

Det er mulig å finne flere gode modeller til å belyse aktuelle problemstillinger og inngrep for de fleste tema der utfyllende studier skal gjøres. I analyser med mange brukerinteresser og problemstillinger anbefales å bruke integrerte modeller.

Flere av de anbefalte modellene er lite brukt i Norge, og det er behov for mer testing, demonstrasjon og tilpasning til norske forhold. Rapporten anbefaler at

modeller som DRIFT, BBM, PIMECFA og GEMSS trekkes aktivt inn i saksbehandlingen. En videreutviklet NORSALMOD kan også gi et mer helhetlig bilde av virkning på laks. Flere av modellene som er beskrevet som korrelasjoner, bygger på hypoteser som trolig kan utvikles til funksjonelle sammenhenger. Modellene kan da bli mer slagkraftige og kanskje også få en reell overføringsverdi. Mesohabitatmodeller og flere av de integrerte modellene har muligheter for å koble forenklete og avanserte metoder og modeller. Dette bør utnyttes bedre.

7. Miljøkonsekvenser av raske vannstands- endringer

Effekter av effektkjøring – en oversikt

Effektkjøring av kraftanlegg fører til økt behov for kunnskap knyttet både til driftsmessige og miljømessige konsekvenser.

I takt med økende mengde ikke-regulerbar kraft i Norge og Europa forventes et ønske fra regulerter om mer fleksibel drift og økt bruk av effektkjøring i norske vannkraftverk. Variabel drift og effektkjøring kan føre til hurtige endringer i vannstand og vannføring. Noen miljøkonsekvenser av effektkjøring og hurtige vannstands- endringer er godt kjent, der stranding av fisk er mest studert både nasjonalt og internasjonalt. Det er ellers store mangler i kunnskapsgrunnlaget, og det finnes svært få konkrete undersøkelser i elver, innsjøer, magasin og fjorder som er utsatt for hurtige endringer i vannstand og vannføring.

På slutten av 1990-tallet ble det i regi av Norges forskningsråd gjennomført et stort prosjekt *Effektregulering - miljøvirkninger og konfliktreducerende tiltak*. Prosjektet omhandlet hovedsakelig virkninger på forhold i magasiner (Førde og Brodtkorb 2001).

Andre prosjekter med tema innen effektkjøring, som f.eks. EnviPEAK (2009–2013), har behandlet miljøvirkninger av effektkjøring og raske endringer i vannstand i regulerte elver.

Rapporten til Harby og Bogen (2012) presenterer kunnskapsstatus, og det vises også resultater fra norske undersøkelser. Det er ikke alle studier som gir entydige resultater, men generelt kan dagens kunnskap oppsummeres på følgende måte:

- Effektkjørte kraftverk som har utløp til elv har betydelig større risiko for å gi negative effekter på fysiske og biologiske forhold sammenliknet med kraftverk som har utløp til magasiner, innsjøer og fjorder.
- Dersom det er teknisk mulig å gjennomføre langsomme endringer i kraftverkskjøringen, vil det redusere negative effekter på hele økosystemet.
- Det er i Norge større risiko forbundet med hurtige endringer i vannstand om vinteren enn om sommeren, ettersom lave vanntemperaturer direkte og indirekte fører til lavere mobilitet hos fisk.
- Effektkjøring og variabel drift som ikke medfører store endringer i vanddekket areal, vil som regel ikke ha store fysiske og biologiske effekter utover typiske regulerings effekter som er kjent gjennom tradisjonell kraftverksdrift.
- Fysiske tiltak som restaurering av sideløp, bygging av refugier, utjevning av strandingsutsatte områder, fordryningsbasseng (dempningsmagasin), terskler og andre inngrep som vil dempe vannstands endringer eller redusere konsekvensene av disse, må vurderes i hvert enkelt vassdrag. Ofte kan en kombinasjon av fysiske tiltak og driftsmessige endringer være det beste avbøtende tiltaket.
- Erosjon vil oppstå langs breddene av innsjøen/magasinet ved rask opp- og nedsenkning av vannivået og er bl.a. avhengig av regulerings høyde, grunnforhold og nivået på grunnvannsspeilet. Vannføringsvariasjoner utenom flomperioder kan gi økt erosjon på utvalgte lokaliteter nedstrøms kraftverksutløpet. Restvannføring spiller en viktig rolle i demping av faren for erosjon langs elvebreddene.



Raske vannføringsendringer kan føre til erosjon. Foto: Jim Bogen.

Tiltak for å unngå eller redusere negative konsekvenser av effektkjøring kan deles i to kategorier: driftsmessige tilpasninger og fysiske tiltak. Konsekvenser av effektkjøring kommer som regel i tillegg til virkninger av regulering og kraftverksdrift generelt, og det er viktig å se mulighetene for avbøtende tiltak i sammenheng med dette.

Driftsmessige tilpasninger

Driftsmessige tilpasninger av kraftverksdriften er ofte begrenset av tekniske muligheter for start og stopp av kraftverket. Den beste tilpasningen vil som regel være å trappe opp og senke vannføringen gradvis, i en takt som ikke vil føre til stranding av organismer eller medføre andre store negative konsekvenser. Det kan også være viktig å starte effektkjøring med en forsiktig opptrapping av vannføringen for på den måten å "varsle" naturen om at en endring er på vei. Tilsvarende kan også gjøres under nedtrapping.

Harby et al. (2004) gir en del driftsmessige råd:

- Særskilt skånsomme vannføringen- endringer bør utføres i starten av en periode med effektkjøring, pga. tendens til større strandingsfare etter en lengre periode med stabil høy vannføring og høyt stressnivå til fisk som overlever vannstandsfluktasjoner.
- Senkning av vannstanden i mørke er å foretrekke for å redusere stranding, spesielt om vinteren.
- Variasjoner i vannføringen innenfor breddfull elv (dvs. uten nevneverdig reduksjon i vanddekt areal) har trolig svært liten effekt på livet i elva.
- Vanntemperatur i kombinasjon med lys er styrende faktorer for atferd og således stranding av laksefisk. Størst stranding av yngel og parr av laksefisk skjer ved raske vannstandssenkninger, større enn 60 cm pr. time om dagen på steder med grovt bunnmateriale og kaldt vann med temperatur lavere enn 4,5 °C.
- Senkning av vannstanden med mindre enn 13 cm pr. time reduserer risikoen for stranding av yngel, men forsøk har vist at stranding av årsyngel likevel skjer på utsatte steder med høye vannhastigheter, grovt materiale dominert av stein med mye hulrom og slak sidehelning lavere enn 5 prosent. For å unngå stranding på strandingsutsatte lokaliteter bør ekstra langsomme nedtappinger, langsommere enn 6 cm pr. time, utføres, men det er ikke alltid mulig å eliminere strandingsfaren fullstendig. Det finnes så vidt vites ikke like konkrete råd for økning av vannstanden eller for andre arter enn laksefisk. Det er heller ikke klart om dette tallet også er gyldig hele året igjennom.
- I perioder med hyppige vannstands- endringer i vinterhalvåret anbefales at vannstandsøkninger som øker vanddekt areal betydelig, fortrinnsvis skjer på dagtid. Fisk er da mindre aktiv og vil i mindre grad følge vannkanten og forflytte seg innover på strandingsutsatte områder.
- Strandet fisk er ikke alltid synonymt med død fisk. Grunnvann og fuktighet gjør at strandet fisk og bunndyr noen ganger kan overleve flere timer nede i substratet med tilsynelatende tørrlagt elv. Dette vil imidlertid variere mye avhengig av værforhold og lokale bunnforhold.
- Man kan forvente en utarming av bunndyrfaunaen i områder som vekselvis tørrlegges og settes under vann. For å opprettholde en bunndyrfauna er det viktig å bevare et område med minstevannføring som er tilstrekkelig til å gi et

mangfoldig og ønsket bunndyrsamfunn.

- Begroingen vil bli mer spesialisert og vil for enkelte elementer kunne øke noe i mengde i vassdrag som effektreguleres jevnlig. En større mengde løsrevet biomasse av begroing forventes, og tiltak for å begrense uønsket driv av biomasse bør vurderes.
- Perioden fra klekking av laks og ørret til de som yngel svømmer opp fra grusen er en særlig kritisk fase, fordi det i reguler-te elver normalt sammenfaller med lave vanntemperaturer. Effektregering bør derfor gjøres svært skånsomt i denne perioden.

Fysiske tilpasninger

Foruten driftsmessige tilpasninger kan det i visse tilfeller bygges fysiske tiltak for å dempe negative virkninger av effektkjøring. Mange av de fysiske tiltak som iverksettes ved vanlige reguleringer, kan også til en viss grad nyttes som avbøtende tiltak ved effektkjøring. Dette kan gjelde f.eks. terskler, buner, dempningsmagasiner og andre konstruksjoner som er med på å forsinke vannets vei eller skape et mer variert strømningsmønster.

Elvekantvegetasjon kan være viktig for å opprettholde stabilitet langs elvebredden. Vegetasjon virker erosjonsdempende på flere måter: røtter binder jorda, demper påkjenningen fra elvas strømming og fra bølger og minsker vanninnholdet i jorda ved vannopptak og fordamping. Vegetasjon har også en bindende effekt på løsmaterialer og stabiliserer elvebredden slik at den er mindre utsatt for erosjon.

Det kan også bygges refugier og foretas restaurering av kanaliserte elveløp. Gamle sideløp og flomsletter kan igjen settes i kontakt med hovedelva, og disse nye biotopene kan være viktige for visse arter eller livsstadier av fisk som er knyttet til

vann. Slike tiltak er kun i begrenset grad utført i Norge. Ved effektkjøring vil slike sideløp kunne bli ekstra viktige refugier når vannstand og vannføring øker brått. De vil også virke dempende på hurtige reduksjoner i vannføring og trolig fungere som et avbøtende tiltak ved effektkjøring.

8. Miljøvirkninger knyttet til konsesjonsfrie mikro- og minikraftverk

Frilund (2010) belyser saksbehandling og oppfølging av bygging av fem konsesjonsfrie kraftverk i fem kommuner i Sør-Trøndelag og Møre og Romsdal.

Alle vassdragstiltak som kan være til skade eller ulempe av betydning for allmenne interesser, må ha konsesjon etter vannressursloven. Dersom et mini- eller mikrokraftverk kan bygges og drives uten nevneverdige ulemper for allmenne interesser, kan NVE gi konsesjonsfritak etter vannressursloven. Det settes som forutsetning at det minst skal slippes en minstevannføring som tilsvarer alminnelig lavvannføring. Alle slike kraftverk skal derfor ha et arrangement for slipp av minstevannføring, og dette skal til enhver tid være åpent og slippe fastsatt vannmengde i elva. NVE har ansvar for å føre tilsyn med at minstevannføring slippes. Når NVE har fattet vedtak om at et kraftverk ikke behøver konsesjon, skjer videre saksbehandling i kommunen i tråd med plan- og bygningslovens bestemmelser.

Hensikten med prosjektet var å belyse hvordan konsesjonsfrie kraftverk blir fulgt opp av myndighetene og hvordan kraftverkseierne opplever myndighetenes saksbehandling under tillatelsesprosessen, bygging og drift. Det var også ønske om å vurdere om inngrepets størrelse står i samsvar med beslutning om konsesjons-

fritak. Både mini- og mikrokraftverk var representert i undersøkelsen, og samtlige hadde kontrollerbare forutsetninger tilknyttet konsesjonsfritaket. Kraftverkene ble befart, og det ble foretatt intervjuer med saksbehandlere i kommunene og kraftverkseierne.

Fra 1993 fram til 1. november 2012 har NVE vurdert konsesjonsplikt og gitt konsesjonsfritak for i alt ca. 950 mikro- og minikraftverk. Undersøkelsen viste at kommunene har ulik praksis i denne type saker. Ingen av kommunene prioriterte tilsyn underveis eller påla kraftverkseierne noen form for rapportering i driftsfasen. Kommunene hadde videre ulike oppfatninger om fastsatte forutsetninger satt av NVE skulle følges opp av kommunen, eller om dette fremdeles var NVEs ansvar. Resultatene tyder på at det er betydelige uklarheter om regelverket hos kommunene.

Kraftverkene var bygd på ulike måter. Enkelte ble langt større enn omsøkt, noen

var bygd lite fagmessig, mens andre igjen hadde en bra utforming uten å gi særlig negative inntrykk. Felles for kraftverkene var imidlertid manglende eller lite tilfredsstillende arrangement for slipp av minstevannføring. To av kraftverkene hadde montert rør for slipping av vann, men disse var fysisk stengt selv om kraftverket var i drift. Eierne brøt dermed forutsetningene for konsesjonsfritak.

Brudd på forutsetningene og ugunstige løsninger for slipp av minstevannføring, viser at situasjonen ikke tilfredsstillende lovverket eller ønsket standard for denne type kraftverk. Denne situasjonen har trolig oppstått enten som følge av at kraftverkseierne ikke har kunnskap om hvordan de skal etterkomme minstevannføringskravet på en sikker måte, eller at de med hensikt unnlater å slippe minstevannføring.

Kommunene har i utgangspunktet ikke ansvar for å føre tilsyn med NVEs fastsatte forutsetninger. I praksis fører heller ikke



Selv om konsesjonsvilkåret angir at det skal slippes en minstevannføring, er det viktig at myndighetene kontrollerer at dette blir gjort. Her var ventilen skrudd igjen. Foto: Jon Arne Eie.

NVE tilsyn med konsesjonsfrie kraftverk pga. kapasitetsproblemer. Rapporten påviser altså svakheter i alle ledd, hos utbygger, NVE og kommunene.

Frilund (2010) mener at dersom man skal være sikret en god ivaretagelse av allmenne interesser, bør man unngå å gi konsesjonsfritak. Gjennom en konsesjonsbehandling vil NVE kunne stille flere vilkår og forutsetninger, og i tillegg vil utbygger bli pålagt å utforme en detaljplan for miljø og landskap som skal godkjennes før bygging påbegynnes.

NVE har utviklet et eget meldeskjema for konsesjonspliktutredning, der det skal gis en spesifikk beskrivelse av kraftverket og miljøvirkningene før konsesjonsfritak eventuelt gis. Frilund (2010) foreslår at det i denne fasen skal utarbeides en grundigere beskrivelse av prosjektet enn dagens meldeskjema krever, for å sikre tilfredsstillende tekniske løsninger. En bedre veiledning om innretninger for slipp av minstevannføring vil også gjøre det mulig å knytte et eventuelt konsesjonsfritak direkte opp til disse beskrivelsene. Innretningene bør være slik at enhver kan sjekke at pålagt minstevannføring følges. Det foreslås videre at vedtaksbrevet bør inneholde en del råd og tips til søker. NVE kan også med fordel begrunne krav til minstevannføring. NVE bør også anbefale at konsesjonsfrie kraftverk må installere utstyr som gjør det mulig å kontrollere at pålagt minstevannføring slippes.

Frilund mener NVE bør vurdere om man i et oversendelsesbrev skal henstille til kommunene at landskapstilpasninger av terreng bør gjøres av lokale saksbehandlere. Det foreslås også at NVE delegerer tilsynsmyndigheten for disse anlegg til kommunene.

Etter at rapporten til Frilund (2010) forelå, ble 44 konsesjonsfrie kraftverk besøkt av

NVE sommeren 2010. Det ble kontrollert om forutsatt minstevannføring ble sluppet. NVEs undersøkelse bekreftet langt på vei at det var en urovekkende stor andel av kraftverkene som ikke slapp forutsatt minstevannføring. Flere hadde også bevisst lukket eller satt fysiske sperrer på slippørret, slik at det ikke gikk minstevannføring. Det var også svært varierende kvalitet på de landskapsmessige arbeidene ved inntak, rørgater og kraftstasjonsområder.

Del II Forvaltning

9. Konsekvensvurderinger

Tiltak for å utnytte eller gjøre større inngrep i norske vassdrag vil normalt medføre at det kreves tillatelse etter én eller flere lover. I følge plan- og bygningsloven skal planer og utbyggingstiltak som har vesentlige konsekvenser for miljø og samfunn, meldes til myndighetene, og det skal gjennomføres konsekvensutredninger (KU). Kravet gjelder for vannkraftanlegg med produksjon over 40 GWh/år. For vannkraftanlegg med produksjon mellom 30 og 40 GWh/år gjelder KU-bestemmelsene dersom tiltaket kommer i konflikt med allmenne interesser, etter spesifiserte kriterier i KU-forskriften. I medhold av vannressursloven § 23 kan vassdragsmyndigheten som grunnlag for en konsesjonsbehandling kreve opplysninger av søkeren, og kan bestemme at søkeren skal foreta eller bekoste undersøkelser eller utredninger for å klarlegge fordeler og/eller ulemper av tiltaket.

Det foreligger flere veiledere som sier hvilke forhold som skal utredes, både ved større tiltak og ved småkraftutbygging. NVEs veileder nr. 3 2010 beskriver konsekvensprosessen og hvilke krav som stilles

til konsekvensutredningen. NVE og DN har i felleskap utarbeidet en veileder for krav til kartlegging og dokumentasjon av biologisk mangfold. I tillegg har DN laget flere veiledere, bl.a. om kartlegging av prioriterte naturtyper i Norge, som skal gjøres i samsvar med DN-håndbok 31 (2011).

Størset (2009) har gjennomgått ulike undersøkelsermetoder for konsekvensutredninger av enkelte naturfaglige og landskapsmessige forhold. Rapporten tar i hovedsak for seg miljøvirkninger av småkraftverk, men det er også tatt med metodikk som kun er egnet ved utredning av større saker og etterundersøkelser.

Størset anbefaler at det ved oppstart av større KU-utredninger gjøres en grundig forhåndsvurdering gjennom å prioritere vesentlige miljøtema.

Denne anbefalingen er på flere felt nå dekket opp ved at utredningsomfanget beskrives i meldingsfasen. Meldingen sendes på høring, slik at andre kan gi sine synspunkter på utredningsbehovet før NVE godkjenner undersøkelsesopplegget.

Verdi /ingen verdi	Omfang		
	Liten	Middels	Stor
Stort positivt			Meget stor positiv konsekvens (++++)
			Stor positiv konsekvens (+++)
Middels positivt			Middels positiv konsekvens (++)
			Liten positiv konsekvens (+)
Lite positivt Intet omfang			Ubetydelig (0)
			Liten negativ konsekvens (-)
Lite negativt			Middels negativ konsekvens (- -)
			Stor negativ konsekvens (- - -)
Middels negativt			Meget stor negativ konsekvens (- - - -)
Stort negativt			

I matrisen er verdien av tiltaket og omfanget av tiltaket sammenholdt, og ut fra dette framkommer tiltakets konsekvenser vist med farger for det gitte miljøet. Fra Statens vegvesens håndbok om konsekvensanalyser, 2006.

For mindre utbyggingssaker som småkraftutbygging, avgjør NVE hvilke fagtema som skal utredes nærmere. Nivået på utredningene og metodene er ikke beskrevet, og det er opp til NVE å vurdere om nivået er godt nok.

Det er utarbeidet en egen Norsk Standard som angir retningslinjer for feltarbeid i forbindelse med miljøovervåking og kartlegging (NS 9420) og en Norsk Standard for ferskvannsbioologiske undersøkelser (NS 9455). Størset mener at en ved å følge disse standardene vil få et mer gjennomtenkt undersøkelsesprogram, at metodene vil bli godt beskrevet, og at data og innsamlet materiale vil bli håndtert på

en god måte.

Småkraftutbygging har fått et stort omfang og berører mange vassdrag som tidligere ble ansett som uaktuelle til kraftproduksjon. Størset mener det derfor er viktig at myndighetene legger tilstrekkelig strenge krav til kunnskap for å kunne foreta en forsvarlig vurdering av tiltakets effekter på miljø og relevante brukerinteresser.

Størset peker også på muligheten for å stille kompetansekrav til dem som skal utføre utredningene. Det er i dag ikke hjemmel til å stille formelle krav til utredere. Vanskeligheten med å stille slike krav kan være at det for f.eks. flere rødlistearter, bl.a.

for mose og lav, bare er et fåtall personer som har kompetanse til å artsbestemme disse organismene. Disse personene kan i noen tilfeller være dyktige amatører uten formell utdanning.

Størset påpeker at det ved vurdering av småkraftsaker er vanlig å basere fagvurderinger på antakelser og ekspertvurderinger med basis i generell kunnskap fra forskning og utredning om vann og vassdrag. I vurdering av konsekvenser ved f.eks. oppdemming og endret vannføring er det ofte mangelfull kunnskap om sammenhengen mellom årsak og virkning. Det er vanskelig å svare på spørsmål om f. eks. hvor mange og hvilke arter som vil bli skadelidende dersom 70 % av vannet tas bort i ei elv, hvordan økosystemet vil endre karakter som følge av sterkt redusert vannføring og hvilke organismetyper som kan forventes å klare seg godt og hvilke som vil klare seg dårlig.

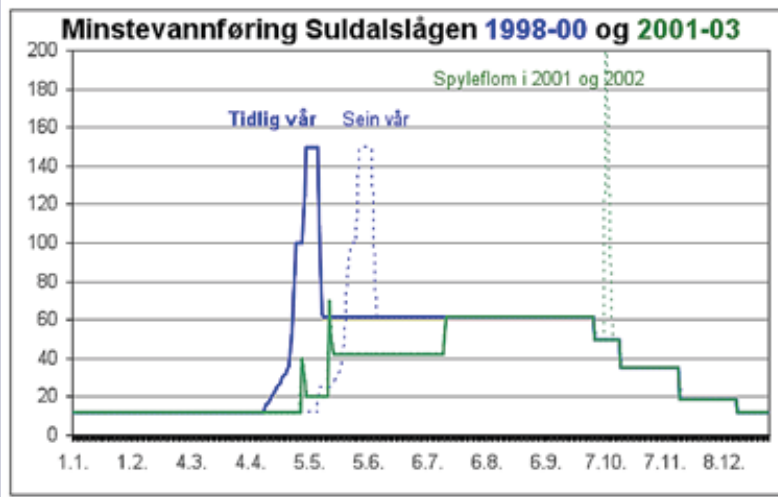
Størset mener at det er for lite kunnskap om ferskvannsorganismenes krav til miljø, og at det bør gjennomføres forskning på sammenhengen mellom utbredelse av arter og de abiotiske (ikke biologiske) og biotiske (biologiske) faktorer i økosystemet.

Mange arter er svært mangelfullt kartlagt i Norge. Det er gjennomført noen etterundersøkelser av virkningen av småkraftverk (Simensen et al. 2011), Frilund (2010); Walseng og Jerstad (2011) og L'Abée-Lund (2005), og det er lagt opp til etterundersøkelser i Ihlen et al. (2012).

De foreslåtte standardene for utredninger og undersøkelser av naturverdier i forbindelse med kraftutbygginger er omfattende og i mange tilfelle svært tids- og kostnadskrevende. Undersøkelser som gjennomføres må derfor fokusere på relevante fagtema i områder som blir berørt og være spisset inn mot beslutningsrelevante resultater.



I enkelte vassdrag er det kompliserte problemstillinger med mange brukerinteresser som skal avveies. Ulike måter å manøvrere vassdraget kan testes ut vha. prøvereglement. Her fra Suldalslågen. Foto: Svein Jakob Saltveit.



I Suldalslågen har det vært et omfattende arbeid å fastsette et endelig reglement. Figuren viser hvordan det i prøveperioden 1998-2000 ble forsøkt med markert vårfloem og i perioden 2001-2003 med forholdsvis lave vannføringer i mai og juni. Fra Glover et al. 2009.

10. Prøvereglement

En gjennomgang av bruk av midlertidige prøvereglement er gitt i Glover et al. (2009). I en periode fra 1970-tallet og fram til 1990 ble det gitt prøvereglement for et 30-talls kraftverk. Vanligvis var prøveperioden 5–10 år. I disse konsesjonene het det at reglementet skulle eller kunne tas opp til vurdering etter prøveperiodens utløp. Begrunnelsen for å gi et prøvereglement var gjerne at en trengte mer kunnskap om virkningene av inngrepet.

Selv om en etter hvert har fått bedre kunnskap om virkninger av vassdragsreguleringer, kan særlig de langsiktige virkningene være vanskelige å forutse. I mange vassdrag er det kompliserte problemstillinger med mange ulike brukerinteresser som skal avveies. Myndighetene har derfor ønsket å teste ut alternative måter å manøvrere vassdraget på. I de fleste tilfeller dreier det seg om å utprøve slipp av forskjellige vannmengder for å dokumentere hva som er miljømessig mest gunstig veid opp mot redusert kraftproduksjon. Et reglement har stor betydning for konsesjonæren av

anlegget, for opprettholdelse av vassdragsmiljøet og for ulike brukere av vassdraget.

Bruk av prøvereglement forutsetter gode forundersøkelser, og at det gjøres etterundersøkelser for å dokumentere virkninger av reguleringen. Slike undersøkelser er vanskelige, da det ofte skjer andre endringer i vassdraget enn bare redusert vannslipping. Det vil ofte utføres andre tiltak og/eller det kan skje endringer i nedslagsfeltet som påvirker de fysiske og kjemiske forhold i vassdraget.

Det er først når kraftverket er satt i drift at det er mulig å dokumentere virkningene og vurdere hvilke avbøtende tiltak som bør iverksettes. Konseptet med prøveperioder har derfor til hensikt å minske graden av usikkerhet knyttet til miljøkonsekvenser og styrke grunnlaget for å fastsette egnede tiltak for å redusere negative miljøvirkninger.

En ulempe med prøvereglement sett fra utbyggers side er at de f.eks. ikke vet hvor mye minstevannføring som skal slippes og

hvor mye dette betyr for kraftproduksjonen.

Ordningen med prøvereglement er i utgangspunktet en god løsning for å finne fram til de beste tiltakene for å opprettholde god økologisk tilstand i vassdraget. Muligheter til å prøve ut ulike vannføringslipp innenfor gitte rammer gir økt fleksibilitet og økte muligheter til å redusere negative konsekvenser av inngrep.

Forutsetningen for prøvereglement må være at det er en klar målsetting for hva som skal forbedres. I de fleste tilfeller har prøvereglement vært begrunnet med ønske om bedre kunnskap om virkningen på fisk og fiske, særlig der det er anadrom fisk. Et problem med prøvereglement som strekker seg over lang tid er at det ofte skjer mange andre endringer i elvesystemet som maskeer virkningen av endret manøvrering eller slipp av større minstevannføring.

Erfaringene med de prøvereglement som ble fastsatt på 1980- og 1990-tallet er blandet. I en del tilfeller er de ikke fulgt opp av forvaltningen. Det har ikke blitt sluppet forskjellig minstevannføringer og utført undersøkelser for å fastsette hvilke minstevannføringer som skal nyttes. Dette kan oppfattes som at prøvereglementene ble gitt for å slippe å ta en vanskelig avgjørelse som enten ville gå ut over konsesjonæren eller miljøinteressene.

Glover et al. (2009) anbefaler at prøveordningen består, men i mer forutsigbare former med klare tidsfrister og insitamenter for å komme fram til enighet om et endelig vedtak. Det anbefales videre at ordlyden "kan tas opp" brukes. Dette gir mulighet, men ingen plikt, til å ta opp vilkårene innen prøveperioden på anbefalte 6–12 år. Samtidig må konsesjonsvilkårene pålegge regulanten å utføre forhåndsspesifiserte undersøkelser for å avklare om vilkår som omfattes av prøvereglementet er velegnet eller ei.

Med dagens kunnskapsnivå om virkningene av både redusert vannføring på fisk og allmenne interesser generelt, burde det kunne fastsettes et endelig reglement i de aller fleste tilfeller. Men når store revisjonsaker med mange interesser involvert blir behandlet, kan det i enkelte tilfeller være behov for å benytte prøvereglement.

I et standard manøvreringsreglement for en konsesjon er et av vilkårene: *"Viser det seg at slipping etter dette reglement medfører skadelige virkninger av omfang for allmenne interesser, kan Kongen uten erstatning til konsesjonæren, men med plikt for denne til å erstatte mulige skadevirkninger for tredjemann, fastsette de endringer i reglementet som finnes nødvendige. Forandringer i reglementet kan bare foretas av Kongen etter at de interesser..."*

Dette standardvilkåret er ment som en sikkerhetsventil for eventuelle forhold som ikke var vurdert i konsesjonsprosessen, og som en har fått kunnskap om i ettertid. Det er eksempler på forhold i laksevassdrag hvor reguleringen har ført til uforutsette temperaturforhold som igjen har ført til stor skade på lakseungene. I slike tilfeller burde det vært vurdert tiltak for å redusere skadene. I praksis har myndighetene vært tilbakeholdne med å vedta endringer eller gi pålegg om avbøtende tiltak, og bestemmelsen har nesten ikke blitt brukt.

Del III Avbøtende tiltak

11. Generelt om avbøtende tiltak

I denne delen gis en oppsummering av ulike tiltak som kan dempe de negative virkninger av vannkraftbygging på biologiske forhold og allmenne interesser. Blant de første avbøtende tiltak som ble pålagt vassdragsregulanter, var utsetting av fisk i magasiner. Ved konsesjonen til Oslo Lysverker (nå E-CO Vannkraft AS) i 1962 for utbygging av Hallingdalsvassdraget, ble det for første gang gitt vilkår om bygging av grunndammer/terskler for å minske ulempene som redusert vannføring hadde på estetiske forhold og for fisk. De fleste avbøtende tiltak er rettet mot miljøforholdene i selve elvestrengen, mens enkelte er rettet mot landskap og andre viktige samfunnsverdier. En oppsummering av kunnskapen fram til midt på 1990-tallet er gitt i Eie et al. (1995)

I mange tilfeller er det ut fra biologiske og landskapsmessige forhold ønskelig at vannføringen i regulerte elver har en annen sesong- og døgnvariasjon enn det som er ønskelig ut fra kraftproduksjon. Tiltak for slipping av vann kan etableres et stykke

oppstrøms fra der en ønsker en biologisk virkning. Påvirkningen på de økologiske forholdene vil avgjøre tidspunktet for når vann bør tappes fra magasinet, fordelingen av vannet gjennom året (vannføringsprofilen) og utforming og plassering av tappeuttakene. I noen tilfeller er det aktuelt ”å forskyve” vannet til sommeren til fordel for bestemte brukerinteresser, f.eks. lakseoppgang, slik som det er fastsatt i reglement for Numedalslågen. Slike tiltak vil måtte fastsettes i manøvreringsreglementet til konsesjonen.

Mange fiskearters livssyklus omfatter vandrende stadier. Gjennom mange år har det vært stor oppmerksomhet knyttet til oppvandring av fisk. I de senere år er oppmerksomheten også rettet mot tiltak som bedrer overlevelsen ved nedvandring. Spesielt er forholdene for ål påpekt, der det er påvist svært stor dødelighet i forbindelse med utvandring til havet (Thorstad 2010). Tiltak for ål er nærmere beskrevet i kapittel 18. Tiltak for å bedre forholdene for utvandring av smolt er et annet tema som har stor oppmerksomhet. En tappeprosedyre som vektlegger de krav smolten har under smoltutvandringen, bør

vurderes. De viktigste faktorer som påvirker smoltutvandringen er økning i vannføring og vanntemperatur (Johnsen et al. 2010).

Vannforskriften retter oppmerksomhet mot hele vassdragets økosystem. Økologisk tilstand skal fastsettes på grunnlag av fire biologiske kvalitetselementer: planteplankton (i innsjøer), vannplanter, bunndyr og fisk. Standard miljømål som skal oppnås, er "god økologisk tilstand" og kan beskrives som en tilstand som tillater små avvik fra en naturlig tilstand med minimale menneskelige påvirkninger.

Dersom det i en vannforekomst er betydelige hydromorfologiske endringer som skyldes fysiske inngrep for samfunnsnyttige formål, f.eks. en vassdragsregulering for å produsere elektrisitet, kan vannforekomsten kategoriseres som "sterkt modifisert". En forutsetning er at de hydromorfologiske endringene er så store at en ikke kan oppnå god økologisk tilstand uten at dette går vesentlig ut over det samfunnsnyttige formålet. En sterkt modifisert vannforekomst får et miljømål som tar hensyn til den biologiske effekten av de hydromorfologiske endringene. Denne tilstanden kalles "godt økologisk potensial".

Vannforekomster i regulerte vassdrag vil ofte i utgangspunktet bli kategorisert som sterkt modifiserte. Det er imidlertid ingen automatikk i dette. Mange vannforekomster i regulerte vassdrag, særlig de med moderne konsesjonsvilkår, vil kunne ha god økologisk tilstand. Også vannforekomster som ikke har god økologisk tilstand vil kunne oppnå god økologisk tilstand ved avbøtende tiltak. Vannforekomsten defineres da som en "naturlig vannforekomst" med standard miljømål. Bare de vannforekomstene som ikke kan oppnå god økologisk tilstand uten at det går vesentlig ut over formålet med inngrepet, f.eks. ut over kraftproduksjonen, eller fordi tiltakene er for kostbare i forhold til nytten, vil klassifiseres som sterkt

modifiserte.

Miljømålet for sterkt modifiserte vannforekomster, "godt økologisk potensial", skal tilpasses de hydromorfologiske endringene og den følgende økologiske effekten av det fysiske inngrepet som er årsak til modifiseringen, og de samfunnsøkonomiske forhold. Det er krav om at "alle realistiske avbøtende tiltak" skal gjennomføres og ligge til grunn for fastsettelse av "godt økologisk potensial". Unntatt er som sagt tiltak som fører til vesentlig reduksjon i samfunnsnyttien av det fysiske inngrepet, eller de med liten miljøforbedrende effekt i forhold til kostnadene.

Vannforskriften stiller visse minstekrav også til miljømålet "godt økologisk potensial". Vassdragets kontinuitet i forhold til vandring, gyte- og oppvekstforhold og normale fysiske prosesser skal opprettholdes, og det skal fortsatt være et fungerende akvatisk økosystem også i de sterkt modifiserte vannforekomstene. Det tillates imidlertid både endring i innbyrdes forhold mellom artene i de biologiske kvalitetselementene og en endring i produksjon og mengde/biomasse i forhold til det som fantes før inngrepet.

For å få ønsket effekt av avbøtende tiltak er det avgjørende å ha kunnskap om hvilke faktorer som virker begrensende på de forhold som ønskes ivaretatt eller endret. Det er bare når tiltaket rettes mot de begrensende faktorer at det kan forventes respons på tiltaket. Som vist under Del I - Miljøvirkninger av vannkraftutbygging, er virkningene hovedsakelig forårsaket av endret vannføringsregime og de følgevirkninger dette får for fysiske og kjemiske forhold i vassdraget.

Det er først når tålegrenser overskrides at det kan forventes omfattende populasjonsendringer eller bortfall av arter. For vassdragsreguleringer er det etablert

erfaringsbaserte tålegrenser for en rekke organismegrupper (bunndyr, zooplankton, fisk) i magasiner når det gjelder reguleringshøyder og manøvrering. Tålegrenser for hydromorfologiske endringer i rennende vann (vannføring, vanndyp, grad av substratendring osv.) er vanskeligere å generalisere, og vannhastighet, bunnssubstrat og totalt vanddekket areal er avgjørende faktorer.

Når tiltak vurderes, er det viktig å se på hele vassdraget og ikke bare områder som er negativt påvirket av kraftutbygging. Det er også viktig å følge opp de langsiktige virkningene av tiltakene (Glover et al. 2012). Det vises i denne forbindelse til de omfattende undersøkelsene på 1970-tallet om virkningene av terskelbygging og de oppfølgingsundersøkelser som er gjennomført (Fjellheim 2012).

Før tiltak iverksettes er det viktig å framskaffe informasjon om elvas eller magasinets "bæreevne" etter regulering. Stikkord for iverksetting av tiltak vil være:

- mål - hva skal tiltaket ivareta?
- begrensende faktor - hva er begrensende faktor(er) for det som ønskes ivaretatt?
- endrer tiltaket begrensende faktor(er) i ønsket retning?

Det er viktig at det utformes presise og dokumenterbare målsettinger med tiltakene. Konesjonsbetingelsene er oftest generelle, men i påleggsbrevene må målene med tiltakene klargjøres. Uten dokumenterbare målsettinger vil det være vanskelig å evaluere om målene blir oppfylt.

Det er mye som kan gjøres for å redusere de negative effektene av vassdragsreguleringer, og tiltak vil ikke nødvendigvis være negative for kraftproduksjonen. Mange tiltak vil ha en investeringskostnad og en vedlikeholdskostnad, men de vil i de fleste

tilfeller være små i forhold til inntektene fra kraftproduksjonen. En generell oversikt over avbøtende tiltak i Norge er gitt for sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF) (Glover 2006).

Utlekking av stein, graving av kulper, strømkonsentratorer og bygging av ulike terskeltyper er teknikker som kan kombineres for å forbedre habitatet. I sin statusoppsummering for atlantisk laks i Norge har Rieber-Mohn utvalget (NOU 1999) vurdert habitattiltak som en viktig del av framtidige kompensasjonstiltak ved inngrep i vassdrag. Johnsen et al. (2010) drøfter også inngående virkningene av ulike tiltak for laks.

Viktige faktorer som det må tas hensyn til når tiltak skal iverksettes er:

- Tiltaket må oppfylle de økologiske krav til arten(e) en ønsker å tilgodese, både i romlig utstrekning og over tid.
- Tiltaket bør ikke endre elvas kapasitet til å transportere vann i flomsituasjoner eller under isgang slik at skader oppstår.
- Tiltaket bør være stabilt over tid, f.eks. mot erosjon, oppfylling av holer eller reduksjon av hulrom i utlagt substrat.

12. Minstevannføring

Generelt om minstevannføring

Ved behandling av søknader om utnyttelse av vassdragene enten det er til kraftutbygging eller andre formål, er et sentralt spørsmål om hvor mye vannføringen kan reduseres uten at det får for store konsekvenser for det biologiske mangfoldet og for andre brukerinteresser. Dette er også det viktigste temaet ved revisjon av vilkår for gamle kraftkonsesjoner.

Det er enighet innen fagmiljøene om at arter som lever i eller nær vassdrag trenger en viss minstevannføring for å opprettholde levedyktige populasjoner (Saltveit 2006). Av nyere dato er erkjennelsen av at vannføringsvariasjon og ekstreme hendelser kan være vel så viktig. Begrepene "Flood pulse concept" og "Discontinuity concept" (se Halleraker og Harby 2006) omhandler dette. Et eksempel: Det sier seg selv at en stor fisk på vandring trenger mer vann enn en liten, passiv og stasjonær fisk.

Dynamikk og variasjon i vannføring er sentralt for vassdragets verdi for landskap og friluftsliv og for biologisk mangfold. Ved å relatere minstevannføringen til tilsiget vil en kunne oppnå en ønsket variasjon. Tanken er at en så langt som mulig skal etterlikne den naturlige vannføringen for å opprettholde en variasjon som økosystemet i vassdraget har tilpasset seg gjennom tiden. Særlig ser en behov for å opprettholde høye vannføringer som er med på å vedlikeholde morfologien i vassdraget. Det er imidlertid ikke uten videre gitt at et nedskalert vannregime er det beste verken for biologiske prosesser eller landskapsopplevelser.

Allerede i konsesjonen for regulering av Bygdin i 1928 ble det gitt krav om slipp av minstevannføring. I dag er det nedfelt

i vannressursloven en hovedregel om at minst alminnelig lavvannføring skal opprettholdes. Ved tidligere reguleringer ble det pålagt én minstevannføring for hele året. Etter hvert ble det vanlig med én minstevannføring om sommeren og gjerne en noe lavere om vinteren. Nå diskuteres det å utforme en minstevannføring som er mer i tråd med de naturlige variasjonene i vassdraget.

Forskjellig minstevannføring sommer og vinter er vanlig i mange regulerte vassdrag og gjenspeiler bedre vassdragets naturlige vannføring enn en ensartet minstevannføring hele året, men blir i de fleste tilfeller for lite variert i forhold til naturlige svingninger. Artsmangfoldet er ofte avhengig av større variasjon enn to nivåer. Større flommer initierer i mange tilfeller fiskevandring hos flere arter både oppover og nedover elva (Jonsson 1991). Flommer kan også gi opprenskning av planter som ellers kan danne tette bestander med lavt arts mangfold som resultat.

Fravær av flommer kan også føre til økt sedimentering i bakevjer og andre partier med lav vannhastighet. Dette kan igjen gi grunnlag for økt begroing, endret flora og bunndyrfauna, redusert vanngjennomstrømming i sedimentene med mindre oksygentilførsel til fiskeegg som ligger i grusen, og tetting av hulrom som småfisk kan skjule seg i. De fleste sterkt regulerte elver får en tilslamming av bunnsstratet som følge av en konstant minstevannføring.

Variasjon i vannføring er som oftest viktigere enn gjennomsnittlig vannføring. Antakelig har moderate variable systemer et mer diversert økosystem enn et homogent. Ustabile systemer med store, uregelmessige amplituder i miljøforhold har et annet økosystem enn et stabilt system. Innen de samme artene finner vi svært ofte forskjeller i livshistoriestrategier langs denne gradienten i kontrasterende miljøer som

store og små, varme og kalde, lite vann og mye vann, høy og lav vannføring (Gregersen et al. 2006, 2009).

Alminnelig lavvannføring

Alminnelig lavvannføring er en viktig størrelse i vannressursloven. Alle vassdragstiltak som gir mindre vannføring enn den alminnelige lavvannføringen, må ha konsesjon etter loven. Lavvannsberegninger er nødvendig for planlegging av vannforsyning, til beregning av kraftgrunnlag og konsesjonskraft, og for beredskapsopplegg i tørkesituasjoner.

For å beregne alminnelig lavvannføring trengs data fra uregulerte vassdrag for en 20–30 årsperiode. Alminnelig lavvannføring blir beregnet ved først å sortere hvert enkelt års vannføringsverdi. Fra den sorterte årsserien blir vannføring nummer 350 tatt ut. Disse vannføringene danner en ny serie som igjen sorteres. Av denne serien blir den laveste tredjedelen tatt vekk, og alminnelig lavvannføring er da den laveste gjenværende verdien (Væringstad og Hisdal 2005).

Størrelsen alminnelig lavvannføring nyttes bare i Norge, og innen hydrologien brukes ikke størrelsen som et vanlig lavvannskarakteristikum. Det er derfor behov for å relatere alminnelig lavvannføring til andre sentrale lavvannskarakteristika.

Alminnelig lavvannføring er høyt korrelert med andre lavvannskarakteristika, men er uten tilknytning til det statistiske begrepsapparatet som benyttes innen hydrologi. Alminnelig lavvannføring bestemmes av vassdragets midlere avrenning og feltegenskaper, og dette må derfor tas i betraktning ved estimering i felt uten målinger.

Fram til i dag er alminnelig lavvannføring beregnet ved å benytte en antatt representativ sammenliknings situasjon. For å lette

den hydrologiske saksbehandlingen har det lenge vært behov for mer objektive metoder og tilhørende programvare.

Programmet LAVANTI (Krokli 1988) er nå ved hjelp av lineær regresjon utvidet til å kunne estimere alminnelig lavvannføring for felt uten målinger. Programmet estimerer alminnelig lavvannføring som funksjon av vassdragets geografiske plassering og klimapåvirkning, areal og akselengde, maksimale høydeforskjeller, effektiv innsjøprosent, snaufjellprosent og midlere spesifikk avrenning.

Nye regresjonslikninger gir en mye bedre forklaringsprosent enn de gamle regresjonslikningene for både vinter- og sommerstasjoner. En tommelfingerregel har tidligere vært at alminnelig lavvannføring utgjør ca. 10 % av middelvannføringen, men undersøkelser har vist at dette kan gi svært store avvik. Representative stasjoner og regresjon gir omtrent like gode resultater. Fordelen med regional regresjon er at metoden er rask og objektiv, dvs. at estimatet blir det samme uavhengig av hvem som gjennomfører beregningen. Det er lagd nye regresjonslikninger for en testregion for ytterligere å beregne presisjonen i estimatet (Væringstad et al. 2005).

Erichsen og Tallaksen (1995) har sammenliknet ulike lavvannsmål og kommet fram til at alminnelig lavvannføring generelt sett lå mellom 95 persentilen fra varighetskurven og midlere årlig døgnminimumsvannføring. Samtidig var alminnelig lavvannføring meget høyt korrelert med disse og andre lavvannskarakteristika.

Som minstevannføringspålegg kan alminnelig lavvannføring virke som et lite hensiktsmessig krav, da det ikke refererer verken til gitte behov, eller til vassdragets naturlige lavvannsregime. En sesonginndelt varighetskurve kan være et bedre alternativ.

Under kuldeperioder kan naturlig avrenning avta til svært lave nivåer, og fare for innfrysing av rogn i gytegroper kan oppstå. Ved å pålegge minstevannføring på strekninger hvor det har vært gyting, vil en kunne sikre overlevelse av rogn også om vinteren. En stabil vannføring om vinteren bidrar til bedre islegging, mindre dannelse av is og sarr og mindre varmetap fra vannet. Det er ikke funnet forskningsresultater som tilsier noe annet enn at optimal vannføring for vassdragsmiljøet vinterstid er et konstant vannslipp – jo høyere jo bedre (Glover et al. 2012).

Tilsigsstyrt minstevannføring (TMVF)

Hva er tilsigsstyrt vannføring?

Begrepet miljøbasert vannføring (MBV) benyttes gjerne i stedet for begrepet minstevannføring når målet er å ta miljøhensyn som følge av inngrep i vassdrag (Glover et al. 2012). Miljøbasert vannføring defineres som *"en vannføring som tar mest mulig hensyn til økosystemets helhet og integritet, ulike brukerinteresser og det framtidige ressursgrunnlaget i vassdraget"* (Brittain 2007). Som et grunnlag for å styre vannføringen i et regulert vassdrag forsøker en å simulere en vannføring som er naturlig, f.eks. ved å bruke vannføringskurver fra nærliggende vassdrag. Miljøbasert vannføring er en mer



Selv om det er pålagt en viss minstevannføring, er variasjon i vannføring viktig. Her fra Simavassdraget med større vannføring enn pålagt minstevannføring. Foto Jon Arne Eie.

vitenskapelig tilnærming til spørsmålet om hvilken vannføring som skal pålegges ved regulering, der en forsøker å finne terskelverdier, knekkpunkter osv. og andre funksjonelle sammenhenger mellom abiotiske og biotiske faktorer.

Det finnes i dag mange metoder som dokumenterer kvantitativt sammenhengen mellom vannføring og miljø/biologi og som kan brukes for å anbefale miljøbaserte vannføringer og for å optimalisere forholdene for ulike miljøinteresser. Rapporten til Halleraker og Harby (2006) gir en oppsummering av rådende metoder internasjonalt. Dagens norske forvaltningspraksis i vassdragsaker er også beskrevet.

Valg av metode vil være en avveining mellom bruk av avanserte matematiske modeller med mange parametre og bruk av enklere modeller med få parametre. Halleraker og Harby (2006) har satt opp følgende kriterier for at metoder for fastsettelse av miljøbasert vannføring kan bli vellykkede:

- Metoden må være etterprøvbart.
- Metoden må være anerkjent og publisert.
- Metoden må være omforent og ha klare miljømål.
- Metoden må være gjennomsiiktig og lett å forstå.
- Metoden må kunne sannsynliggjøre sammenhenger mellom vannmengde og miljøvirkning på en god måte.
- Metoden må ha klare forutsetninger og begrensninger.
- Metoden må ha klare retningslinjer.
- Metoden må involvere mange brukere-

interesser i prosessen.

I løpet av de siste årene har fokuset endret seg fra å finne akseptable nedre grenser for vannføringer som ivaretar økonomisk viktige fiskearter, til mer helhetlig tenkning der hele økosystemet søkes ivaretatt. Begrepet tilsigsstyrt vannføring (TMVF) er blitt definert på følgende måte:

"TMVF vil si at det til en hver tid slippes en angitt prosentandel av den vannføring som ville ha rent naturlig i vassdraget ved slippstedet eller ved målepunktet for minstevannføring, dersom dette avviker fra slippstedet" (Gravem et al. 2006).

TMVF gir en nedskalert vannføring med samme forløp som uregulerte forhold, eventuelt begrenset av en nedre og øvre grense. TMVF vil speile naturlig vannføringsvariasjon, og dermed bidra til å bevare den naturlige variabiliteten, og vannføringsvariasjoner vil opptre på samme tidspunkt som i en uregulert situasjon. Målet er at når det er høyt tilsig i feltet, skal dette utnyttes til å tilgodese prosesser eller interesser i vassdraget som krever mye vann, herunder å vedlikeholde elveløpet og fremme oppvandring av fisk. I perioder med lite naturlig tilsig vil vannføringen bli tilsvarende lav. En slik variert vannføring vil i perioder være større enn en tradisjonelt fastsatt minstevannføring, i andre perioder mindre.

Vassdraget vil utvilsomt oppleves som mer naturlig når vannføringen øker i perioder med regn/snøsmelting og minker i tørre perioder. Hyppige endringer i vannføring kan ha positive effekter for å hindre konsolidering av materiale på elvebunnen. Økt vannføring samtidig med flomtopper i restfeltet øker vassdragets transportkapasitet av materiale.

Forståelsen av at flommer er kritiske for å opprettholde biodiversitet og sikre økosy-

temets funksjon er viktig. Men samtidig vil det være vanskelig å få aksept for store flommer som kan være farlig både for mennesker, bebyggelse og infrastruktur. I mange reglementer vil det derfor også være et vilkår om at reguleringen ikke skal øke flommer.

En utfordring er å finne en metode for å estimere det naturlige tilsiget til vassdraget på ulike tidspunkt.

Alfredsen et al. (2009) foreslår ulike metoder å estimere tilsiget på:

- tapping basert på prognosert tilsig til vassdraget
- tapping basert på en kombinasjon av prognoser/observasjoner
- tapping basert på observasjoner i utslippspunktet i en periode tilbake i tid
- etablering av målestasjon i den uregulerte delen av feltet og bruk av denne til å fastsette vannføringen
- tapping basert på måling i et representativt uregulert felt i regionen
- tapping basert på observasjoner og trender på stigende/minkende elv
- et system der en måler tilsig i slippunktet og lar deler eller alt av tilsiget passere

Uansett om en velger å tappe etter en prosentdel av normalt tilsig eller ved spesifiserte tapperegimer som funksjon av naturlig tilsig, må det være en metode for å avgjøre hvordan tappingen skal gjøres og hvordan den skal dokumenteres med tanke på tilsyn og kontroll både fra regulantens side og fra myndighetene.

Plassering av målepunktet er viktig når

tilsigsstyrt vannføring skal etableres. Med målepunktet nær utslippspunktet for vannet, vil alt målt vann komme fra inntaket til kraftverket. Dersom målepunktet flyttes nedover i vassdraget, kan en større og større del av det uregulerte restfeltet regnes inn i vannføringen. Ulempen med dette er at vannføringen rett nedenfor kan bli liten, og det må vurderes om det tilfredsstillende kravene som miljø og brukerinteresser har.

I dag er det NVEs ansvar å føre tilsyn med at krav til vannføring oppfylles. Det er viktig at utbyggeren kan dokumentere at kravene overholdes. Ved tilsigsstyrt vannføring bør en ha opplegg for kontroll av responsen i forhold til målene med vannføringen i en periode etter at vannføringsregimet er satt i drift. Kontroll av virkningene på de biologiske forholdene vil kreve etterundersøkelser. Tatt i betraktning de store årlige variasjonene vil det være en stor utfordring å vurdere hvordan responsen har vært.

Virkninger av tilsigsstyrt minstevannføring

Tilsigsstyrt minstevannføring (TMVF) har med visse modifikasjoner fram til nå nesten bare vært brukt i Australia. I Suldalslågen har en undersøkt virkningen av et dynamisk slipp som tilsvarer 23 % i middel av den naturlige vannføringen, med en øvre grense på 250 m³/s og en nedre grense 6 m³/s. Hensikten var å få en mer naturlig variasjon i vannføringene, herunder store flommer, for å fjerne uønsket begroing og sedimenter for derved å bedre habitatforholdene for fisk. Det har også vært et ønske om å ha stor vannføring under smoltens utvandningsperiode i april/mai.

I Suldalslågen økte bunndyrteheten med ca. 600 % etter to år med lav vårvannføring og spyleflommer om høsten, i forhold til de foregående årene med høy vårvannføring, men uten spyleflommer. Økningen gjaldt praktisk talt alle taxa. Årsaken antas å skyldes høyere temperatur og dermed

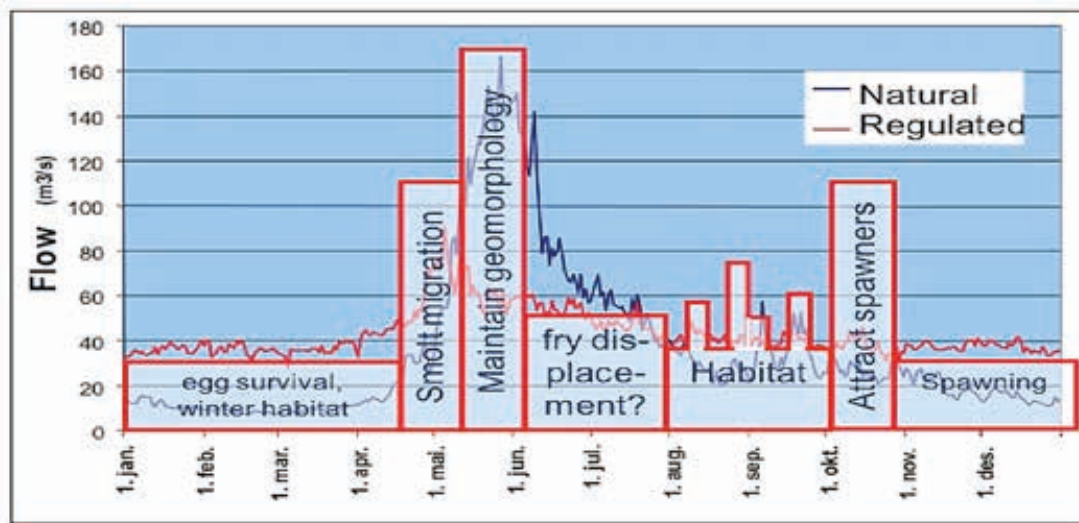
høyere produksjon, og mindre utspyling av bunndyr sammenliknet med de foregående årene. I Suldalslågen tyder det på at fravær av store flommer om våren kan øke mengden av bunndyr, mens store flommer om høsten ikke virker tilsvarende negativt.

Før mange brukere vil innføring av TMVF gi mindre forutsigbarhet, og det vil også være vanskeligere å følge med på om reglementet overholdes. Vannslippet vil variere etter værforholdene. TMVF kan også komme i konflikt med andre bestemmelser i reglementet, f.eks. krav om rask oppfylling av magasiner om våren. TMVF vil gjennom året generelt prioritere vannføring foran fyllingsforhold i magasiner.

TMVF vil også medføre betydelige konsekvenser både økonomisk og teknisk for regulantene. Privatrettslige forhold som er avgjort ved skjønn vil også kunne påvirkes.

Gravem et al. (2006) mener følgende spørsmål må vurderes før en innfører TMVF:

- Vil TMVF gi naturlige forhold for annet enn vannføringsmønsteret? Hvordan vil vanntemperatur, -kvalitet, resipientkapasitet, forsuring, sedimentasjonsforhold og det landskapsmessige inntrykk bli med en nedskalert vannføring som varierer i takt med naturlige variasjoner?
- Hvilke økologiske virkninger vil en nedskalert vannføring medføre? Vil dette sikre mer naturlige økologiske forhold enn mer tradisjonelle minstevannføringer?
- Vil virkninger av TMVF eventuelt kunne forbedres gjennom landskapsmessige tiltak i elveleiet, og vil dette i så fall være akseptabelt?
- Er det akseptabelt at enkelte brukerinteresser eller arter anses som mer verdifulle enn andre og dermed kan brukes som indikatorer ved vurdering av minstevannføring?



Prinsippet for Building Block Method – figuren viser flere blokker (etter Harby 2007).

TMVF synes å være dårlig egnet i regulerte vassdrag med svært små restvannføringer i forhold til naturlige årsvolum. TMVF vil kunne egne seg bedre i vassdrag med relativt stor restvannføring.

Building block-metoden (BBM)

Et nøkkelspørsmål knyttet til reguleringer av vassdrag er hvor mye vann som kan fjernes uten at det oppstår uakseptable endringer av elveøkosystemet, eventuelt hvor mye vann som kan fjernes og samtidig opprettholde akseptable forhold for utvalgte interesser, f.eks. fiskeproduksjon eller opplevelse av vassdraget som naturelement. Det kan også reises spørsmål om fjerning av vann i enkelte deler av året er mer kritisk enn i andre perioder.

Ved BBM-metoden (se Alfredsen et al. 2009), prøver en å identifisere vannføringskrav til arter (eventuelt i ulike stadier), artsgrupper og brukerinteresser gjennom året. Metoden starter med å identifisere vannføringskravene for hver enkelt av de ulike miljø- og brukerinteressene, for deretter å modellere et fullstendig vannføringsregime. Metoden innebærer at alle sentrale interessegrupper involveres og at de sammen vurderer de ulike behov og krav og til slutt kommer med et omforent forslag. I prosessen kan det settes både et minimumskrav og et maksimumskrav til vannføring, slik at "byggeblokken" får form av et "vannføringsvindu" som må oppfylles i løpet av den perioden det gjelder.

Habitatmodellering er et viktig hjelpemiddel i vurderinger av kritiske vannføringer for de forskjellige arter og stadier av ulike fiskearter. I korthet går habitatmodellering ut på at en hydraulisk modell blir sammenliknet med stedlige preferanser. De registrerte data blir brukt til å kartlegge hvordan habitatet vil endre seg ved ulike

vannføringer eller ved endringer i elvas topografi. Viktige parametre vil være vannhastighet, vanddyb og substrat (bunnforhold). Habitatmodellering er fremmet som en nyttig metode for norske forhold for å finne vannføringsanbefalinger for laksefisk (Fiske og Jensen 2004).

Lokke- og utvandningsflommer

I regulerte elver med muligheter for å kontrollere vannføringen, kan kunstige lokkeflommer stimulere gytevandrende fisk til å vandre oppover elvene (Banks 1969), eller smolt til å vandre ut til havet. Slike flommer er i hovedsak aktuelle i laksevassdrag, der motivasjonen for slike tiltak er høyest. Effekter av vannføring kan være modifisert av andre faktorer som vanntemperatur, turbiditet og tidevann (Banks 1969; Jonsson 1991). Forholdet mellom vandring, vannføring og andre faktorer er komplisert. Undersøkelser i Orkla viste at kunstige lokkeflommer hadde liten betydning for å få laksen til å passere kraftverkutløpet. Naturlige flommer stimulerte imidlertid vandring forbi Bjørsetdammen lenger opp i Orkla (Hvidsten et al. 2004).

Økning i vannføring i forbindelse med naturlige flommer medfører som regel økning i antall oppvandrende laks fra sjø til elv eller raskere oppvandring (Potter 1988; Jonsson et al. 1990; Thorstad et al. 1998a). Det finnes ulike syn på betydningen av vannføring for utvandring hos sjøørret. Hembre et al. (2001) finner støtte for at vannføringen spiller en viss rolle, mens Jonsson og Jonsson (2002) konkluderer med at smolt hos sjøørret er mindre avhengig av flom for utvandring enn laks. Vanntemperatur er viktig for smoltutvandring både hos laks og ørret, men det kan i mange tilfeller være vanskelig å skille effekten av temperatur og vannføring, da de gjerne er negativt korrelert i elver med naturlig eller

tilsigsstyrt vannføring. Storørretstammer reagerer likt med laks ved mange av de samme vannføringsforholdene (se Kraabøl et al. 2009 sine studier i Dokkavassdraget og av Hunderørret).

Spyleflommer/opprensning

En effekt av redusert flom og lavere vannføring er akkumulering av finpartikulært materiale i form av sand og grus. Dette er påvist i mange regulerte vassdrag, slik som i Fortunelva, Numedalslågen, Aura, Suldalslågen, Surna og Stjørdalselva. Sedimenteringen påvirker oppvekstområdene til bunndyr og fisk ved at partiklene fyller hulrom mellom stein (Heggenes et al. 1999). Små former av bunndyr øker ofte på bekostning av store former, fordi tilholdssteder for store former reduseres (Armitage 1984; Hermann 1991). Selv om tettheten av bunndyr øker, reduseres biomassen eller produksjonen av næringsdyr tilgjengelig for fisk. Økt sedimentering virker også negativt på gyte- og oppvekstområder for ungfisk. Problemet er trolig mer omfattende enn tidligere kjent.

Et mye benyttet tiltak for å hindre uønsket sedimentasjon er slipp av kunstige spyleflommer fra dammen ovenfor. Er vannføringen høy nok og varigheten lang nok, vil spyling av finstoff kunne oppnås. Går det for lang tid mellom slike spyleflommer vil imidlertid vegetasjon ha slått rot i finslammet, og utspyling av finmateriale vil bli vanskeligere. Erfaring tilsier at spyleflommer bør vare minst et par dager og slippes minst to ganger i året (vår og høst) med en høy vannføring for å oppnå en god effekt. Slike tiltak er mest relevante for gyteområder til laksefisk og for å fjerne krypsiv. Det kan være en god økologisk målsetting å kunne opprettholde gyteområder fritt for slam og som opprettholder gytebestandsmålet.

Forslag til metode for fastsettelse av miljøbasert vannføring

Hvilke metoder som bør brukes for å fastsette vannføring i regulerte vassdrag, vil avhenge av hvilke brukerinteresser som er knyttet til vassdraget, vassdragets størrelse, morfologi, økologi og inngrepets størrelse. For store vassdrag med viktige interesser knyttet til laks, turisme og landskap, vil habitatmodellering sammen med varianter av BBM (Building Block-metode) trolig være mest hensiktsmessig. Det kan være fornuftig å fastsette både en nedre og en øvre grense for vannslippet. Det er ønskelig med flommer av en viss størrelse, mens skadeflommer bør unngås. En nedre grense kan også være fornuftig, selv om vannføringen i naturlig tilstand kan være lavere. For å lage et reglement som er fleksibelt og som ivaretar fordelene ved TMVF (tilsigsstyrt minstevannføring), kan en løsning være å fastsette en prosentandel av tilsiget mellom de øvre og nedre grensene i de perioder det skal slippes minstevannføring.

Ved småkraftutbygging og ved revisjon av eldre konsesjoner uten andre store brukerinteresser enn kraftproduksjon, vil det trolig være tilstrekkelig å bruke faglig ekspertise innen biologiske og landskapsfaglige forhold sammen med behov/krav fra brukerinteressene ved fastsettelse av pålegg om vannføring. Pålegget bør likevel være differensiert, og ikke fastsettes som alminnelig lavvannføring eller en minstevannføring for sommer og en for vinter.

Et viktig hensyn som må ivaretas er allmennhetens og myndighetenes mulighet til å kontrollere at pålagt miljøbasert vannføring virkelig overholdes.

13. Omløpsventil og småkraftverk

Formål og konstruksjon

Når vannstanden faller brått som følge av et ukontrollert utfall i en kraftstasjon, kan både fisk og bunndyr få problemer med å finne vanddekket areal. Ved konsesjon til bygging av nye kraftverk stilles det derfor i mange tilfeller krav om installering av omløpsventil (eller forbislippingsventil) som et avbøtende tiltak. Størset (2012) gir en omfattende beskrivelse av problematikken knyttet til bruk av omløpsventiler.

Ventilen skal åpne seg automatisk og umiddelbart slippe vann ut i elva nedenfor kraftstasjonen når det skjer uforutsette stopp i aggregatet i stasjonen. Dette skal forhindre at vannstanden synker under et miljømessig akseptabelt nivå og holdes over dette nivået inntil situasjonen i kraftstasjonen eller elva er normalisert. Omløpsventilen skal sikre at biologisk liv, inkludert fisk, på nedstrøms strekninger ikke tørrelegges.

En omløpsventil er konstruert slik at det ved stans eller ved hurtig nedkjøring av aggregatet, automatisk åpner seg en ventil til et forbislippingsrør med en bestemt kapasitet, slik at en definert vannføring slippes ut i elveleiet. Omløpsventilen eller forbislippingsrøret må være utstyrt med nødvendig energidreper, slik at utstyret eller omgivelsene ikke skades av vanntrykket. I sin enkleste utgave bygges omløpsventilene slik at de enten er helt åpne og gir full vannføring, eller helt lukket. Det finnes også ventiler med mengderegulering, som er mer kompliserte og krever permanent strømtilførsel. For ulike tekniske løsninger vises til Norén et al. (2008).

Det er fallhøyden sammen med vannmengden som skal slippes ved kraftverket, som avgjør hvilken type forbislippingsløsning som er egnet.

Ulike arter har forskjellig overlevelsessevne under ulike forhold. Enkelte bunndyrarter kan overleve i fuktig elvegrus i mange timer, mens andre bunndyrarter og laksefisk kun tåler minutter uten vann. Det er lite eksakt kunnskap om hvor lenge ulike arter kan overleve under slike betingelser.

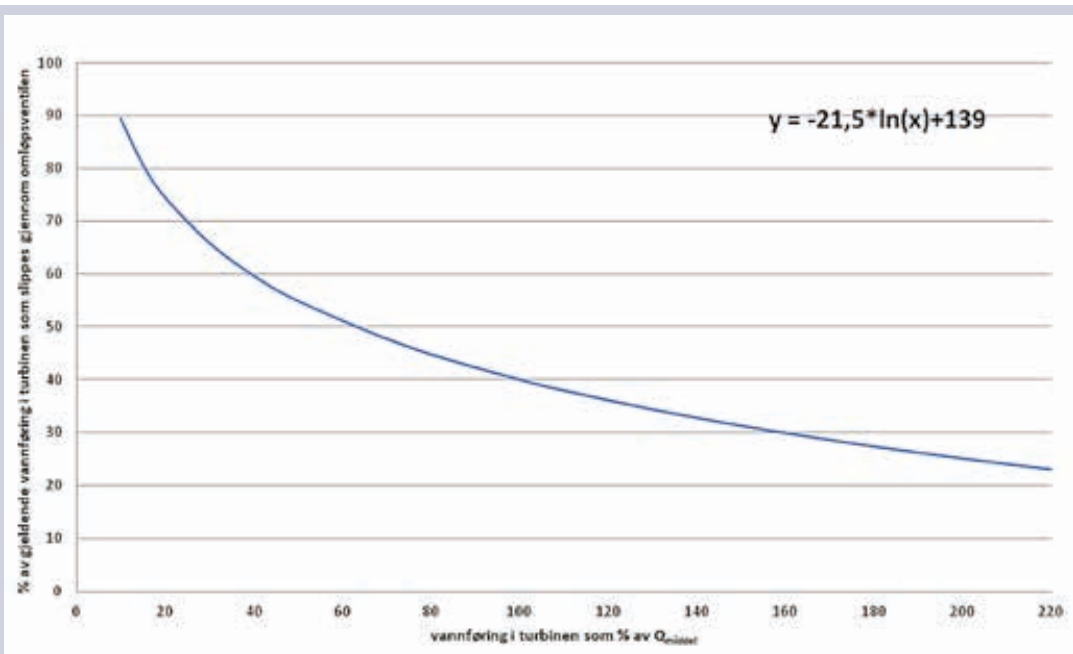
Driftserfaringer

Det er vanlig å pålegge omløpsventil med en kapasitet på 50 % av maksimal driftsvannføring gjennom stasjonen. Ved en slukeevne på 200 % av middelvannføringen (vanlig slukeevne) vil kapasiteten på ventilen være lik middelvannføringen i elva. I tillegg angis det ofte at kraftverket skal kjøres så jevnt som mulig med myke overganger, og at typiske start-/stoppkjøringer eller effektkjøring over døgnet ikke skal forekomme.

Det er i dag få småkraftverk som er bygget og idriftsatt med omløpsventiler, men det er i de senere år gitt en rekke konsesjoner med pålegg om omløpsventil.

For anlegg med noe større kapasitet, dvs. vannføring over 300–500 l/s, er det mer vanlig med omløpsventil med justerbar kapasitet. Erfaringen er at ventilene fungerer bra. Et generelt problem er at små inntaksdammer lett tømmes for vann dersom omløpsventilen har for stor kapasitet. Særlig vinterstid vil dette kunne føre til at inntaket fylles opp med is, noe som kan gi store driftsproblemer.

Det er i enkelte tilfeller foreslått å velge Pelton-turbin med deflektor som alternativ til omløpsventil. Normalt er deflektorene konstruert for å slippe vannet forbi eller utenom løpehjulet for kun korte perioder i forbindelse med større endringer i vannføringen, eller ved hurtig stans av aggregatet. En slik løsning er ikke beregnet for lengre perioder (flere timer) med kontinuerlig vannslipping. Langvarig vannslipping med deflektor kan skade omkringliggende



Kurven viser hvor stor andel av vannmengden som bør slippes gjennom omløpsventilen ved ulik drift i en kraftstasjon. Fra Størset 2012.

betong eller utstyr. Det kan også oppstå skader på glidelager da turbinen/generatoren fortsatt vil rotere sakte rundt. Generelt anses omløpsventil som en sikrere løsning enn vannslipping over deflektor. Det frarådes derfor å bruke deflektorer som erstatning for omløpsventil (Størset 2012).

Forhold som må vurderes ved behov for omløpsventil

I vurderingen av behovet for og kapasiteten til omløpsventil må en først vurdere hvor store arealer som kan aksepteres tørrlagt. Generelt regner en med at bunndyrene vil klare seg dersom det er akseptable forhold for fisk. Elvemusling har spesielle krav, se egen beskrivelse av elvemusling i kap. 3.

Generelt er den mest kritiske livsfasen for fisk stadiet fra når yngelen kommer opp av grusen som plommeseekkyngel til og med første leveår, da de i hovedsak lever på grunt vann nær land. Ørret er generelt

mer utsatt enn laks, da ørret gjerne lever på grunnere områder med lav strømhastighet.

En grov kartlegging av dominerende elveprofil, substratets sammensetning og om det er tilstrekkelig med dype kulper, er viktig ved vurderingen av behovet for omløpsventil og hvilken type som bør velges.

Faren for stranding er knyttet til to faktorer; hastigheten på vannstandsreduksjonen og elveprofilens utforming. I flate elveprofiler bør vannstandssenkning ikke være raskere enn ca. 13 cm/time.

I vurderingen må det også trekkes inn hvor stor den pålagte minstevannføringen er. Er pålagt minstevannføring av en størrelse som medfører at begrensede arealer tørrlegges, vil behovet for omløpsventil være mindre.

En strekning på ca. 5 km nedenfor kraftstasjonsutløpet må vurderes med tanke på verdi og mulige konsekvenser for laks og ørret, såfremt det ikke er samløp med større elv eller utløp i sjø eller innsjø på denne strekningen. Denne tommelfingerregel benyttes kun som et utgangspunkt for mer detaljerte vurderinger.

Størset (2012) anbefaler at det er behov for omløpsventil

- dersom det er kjent at elvestrekningen nedenfor utløpet av kraftstasjonen har egen/egne bestand(er) av laks og/eller sjøørret
- dersom det er kjent at elvestrekningen nedenfor kraftstasjonen er gyte- og oppvekstområde for en bestand av storørret
- dersom pålagt minstevannføring er lav, og store elvearealer tørrellegges ved stans i kraftverket

Hvilken kapasitet bør omløpsventilen ha?

Forslagene under er hentet fra Størset (2012).

50 % av middelvannføringen (tilsvarer normalt 25 % av maksimal slukeevne i kraftstasjonen) er tilstrekkelig vannmengde for å unngå tørrellegging i de aller fleste elveprofiler.

På elvestrekninger dominert av U-formet tverrprofil er det aktuelt å redusere kapasiteten på omløpsventilen ned mot 25–30 % av middelvannføringen. Dersom det er blokk og stor stein i elveprofilen, vil behovet kunne være enda mindre, da vannmengden vil gi høyere vannspeil enn ved et fint substrat.

På elvestrekninger med lengre partier med djupåler og terrasserte grunnere partier i

elvesenga, er det aktuelt å vurdere større kapasitet på omløpsventilen for å unngå tørrellegging og stranding på viktige gyteområder og leveområder for årsyngel.

Dersom fallet på strekningen nedstrøms kraftstasjonen er ca. 1 %, benyttes de ovenfor nevnte kriteriene. Dersom fallet er dobbelt så stort, vil vannstanden i elveprofilen reduseres med 20 %, og elva vil tømmes raskere. Dette må det tas hensyn til, slik at kapasiteten på omløpsventilen økes med 25 % ved dobling av fallgradienten.

Kapasiteten på omløpsventilen må tilpasses den til enhver tid gjeldende vannføring gjennom turbinen:

- Dersom det skjer utfall ved full drift i kraftstasjonen, slippes maksimal kapasitet i omløpsventilen, typisk 50 % av middelvannføringen.
- Dersom det skjer utfall ved minimum driftsvannføring gjennom kraftstasjonen, slippes 90 % av gjeldende driftsvannføring i omløp.

Mellom disse ytterpunktene bør det være en gradvis overgang i andel av gjeldende driftsvannføring som slippes i omløp. Målet er å få fylt opp inntaksbassenget raskest mulig, få overløp og vannføring i elva mellom inntak og kraftstasjon og etter hvert mulighet til å kunne stenge omløpsventilen helt. I tillegg er faren for betydelig redusert vanndekket areal større jo lavere driftsvannføringen er når utfallet skjer, og det bør derfor slippes andelsmessig mer vann i omløp ved lave driftsvannføringer.

Hvordan bør omløpsventilen fungere?

Spesielt ved inntak med små volum må vannmengden som slippes gjennom omløpsventilen ikke være større enn tilsiget til inntaksbassenget og minstevannføringen.

Kontrollanlegget i kraftstasjonen må styre omløpsventilens lukking, slik at den til enhver tid gjeldende vannføring gjennom turbinen er retningsgivende for den vannføringen som slippes gjennom omløpsventilen.

Omløpsventilen må åpne seg umiddelbart etter at turbinen har stanset, og den bør ikke stenges før vann fra inntaksdammen er kommet forbi kraftstasjonen.

Dersom det er høy minstevannføring i elva som opprettholder et stort vanddekt areal på strekningen nedenfor kraftstasjonen eller restfeltet bidrar med betydelig vannmengde, kan omløpsventilen stenges ned gradvis uten at det er kommet vann ned fra inntaksdammen.

Omløpsventilen må stenges ned gradvis over en periode på minimum 30 minutter for å unngå fare for nye strandingssituasjoner. Nedstengingsperioden må tilpasses hvert enkelt anlegg.

Det må sørges for tilstrekkelig nødstrøm som gir mulighet til styring av omløpsventilen ved utfall av strømnettet.

Det bør stilles krav om dokumentasjon på at utstyret fungerer som tiltenkt i ulike situasjoner i form av resultater fra testing.

Størsets anbefaling om at omløpsventilen bør ha en kapasitet på 50 % av middelvannføringen og ikke 50 % av slukeevnen bør nyanseres. Det er viktig å ta hensyn til to forhold ved fastsettelsen. Det er alminnelig akseptert at for å unngå stranding av fisk bør ikke senkningshastigheten være mer enn 10–13 cm per time. Omløpsventilen bør derfor ha en kapasitet som gjør det mulig å hindre at senkningshastigheten blir større enn dette. Samtidig er det viktig at inntaksbassenget ikke tømmes. Generelt bør ikke omløpsventilen slippe mer enn tilsiget, men i korte perioder kan det være viktig at

omløpsventilen har en større kapasitet for å unngå stranding.

Vinteren er en kritisk periode for fisk. Selv om mange småkraftverk har liten produksjon eller ikke kjører om vinteren, er det viktig at omløpsventilen vil opprettholde en vannføring som hindrer stranding ved utfall også om vinteren.

14. Tiltak for å endre temperaturen i regulerte vassdrag

Prinsipper

Det er relativt få artikler som er publisert på dette området. Vaskinn (2010) gir en oversikt og viser til Shermann (2000) som tar for seg ulike tiltak i forbindelse med vurdering av et konkret vassdrag i Australia. Hall (1986a) gir en oversikt over de hydrauliske betraktninger som bør gjøres i forbindelse med konstruksjoner for selektiv tapping. I Norge er det gjort tiltak for å endre temperaturforholdene etter regulering i Altavassdraget (Asvall 2007),

og i forbindelse med Trollheim kraftverk i Surna har det vært sett på flere alternative måter å tappe vann på for å endre vann-temperaturen (Harby 2007).

I utgangspunktet kan temperaturen i vann fra et magasin endres på to måter (Kvambekk 2012):

- ved å utnytte lagdelingen i innsjøen/magasinet (selektiv tapping)
- ved å bryte ned lagdelingen (destratifisering)

	350-700 moh (skog)			900-1000 moh (lavtliggende fjell)			1200-1400 moh (høyfjell)		
	Kaldt og mye vind	Normal	Varmt og lite vind	Kaldt og mye vind	Normal	Varmt og lite vind	Kaldt og mye vind	Normal	Varmt og lite vind
Overflate- 10 m	1-2 °C juni-aug	4-6 °C juni-aug	5-9 °C juni-aug	0-1 °C aug	1-3 °C aug	2-6 °C juli-aug	0-1 °C aug	1-2 °C aug	2-5 °C juli-aug
Overflate- 20 m	3-4 °C juni-aug	6-8 °C juni-aug	8-12 °C juni-aug	1-2 °C aug	3-5 °C aug	6-9 °C juli-aug	1-2 °C aug	2-4 °C aug	5-8 °C juli-aug
Overflate- 40 m	6-8 °C juni-aug	8-10 °C juni-aug	11-15 °C juni-aug	2-3 °C juli-aug	6-8 °C juli-aug	8-11 °C juli-aug	2-3 °C juli-aug	4-6 °C juli-aug	7-10 °C juli-aug
5 m- 20 m	3-4 °C juli-aug	5-7 °C juli-aug	7-11 °C juli-aug	1-2 °C juli-aug	5-6 °C juli-aug	6-8 °C juli-aug	1-2 °C juli-aug	2-4 °C juli-aug	4-6 °C juli-aug
5 m- 40 m	6-8 °C juli-aug	7-9 °C juli-aug	9-11 °C juli-aug	1-3 °C juli-aug	5-7 °C juli-aug	6-9 °C juli-aug	1-3 °C juli-aug	3-5 °C juli-aug	4-7 °C juli-aug
10 m- 20 m	1-3 °C aug	2-5 °C aug	2-4 °C aug	1-2 °C aug	2-5 °C aug	2-4 °C aug	1-2 °C aug	1-3 °C aug	2-4 °C aug
10 m- 40 m	2-5 °C aug	3-8 °C aug	3-6 °C aug	1-3 °C aug	3-6 °C aug	2-5 °C aug	1-3 °C aug	3-5 °C aug	2-5 °C aug

Forventede temperaturforskjeller mellom ulike inntaksdyp i sommersituasjonen i tre høydeintervall. Det er skilt på tre værtypene. Bakgrunnsfargen skiller temperaturforskjellene mellom inntakene i tre intervaller [°C]:

lys rød = mindre enn 5 °C

mellomrød = 5 til 10 °C

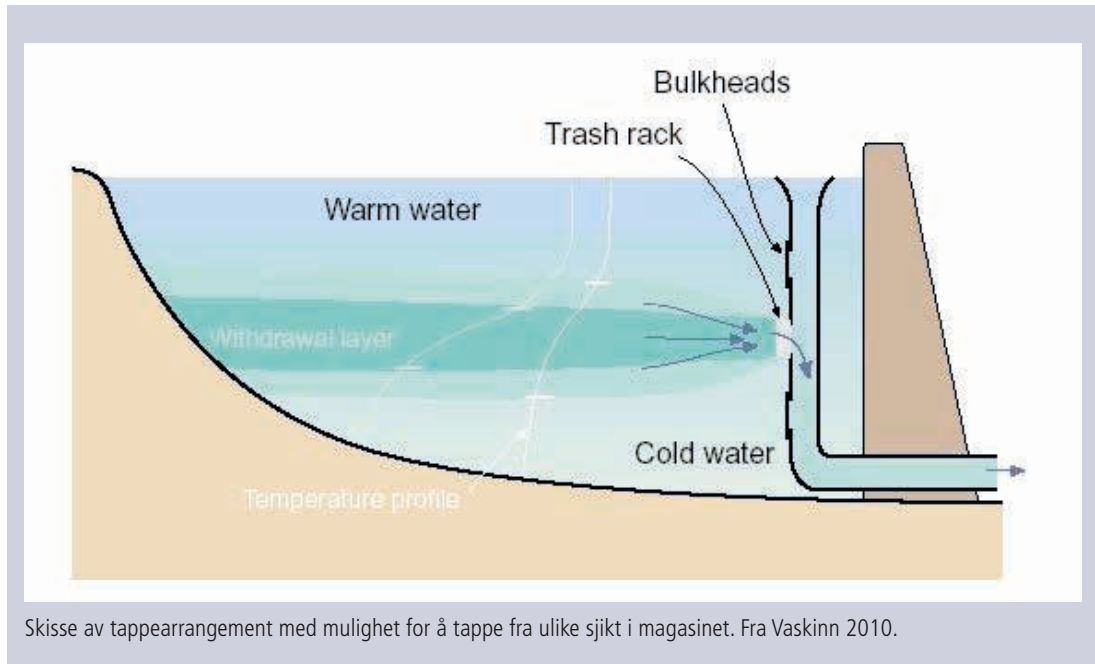
mørk rød = 10 °C eller mer

Eksempel: Fjerde rad og femte kolonne viser temperaturforskjeller i en normal sommer mellom inntak i 5 m dyp og 20 m dyp, i et magasin som ligger i høydeintervallet 900–1000 moh. Vi ser at det forventes mellom 5 og 6 grader varmere vann gjennom det øverste inntaket, og at høyeste temperaturforskjell forventes i overgangen juli/august. Fra Kvambekk 2012.

Selektiv tapping

Ved selektiv tapping tappes vann fra lag i innsjøene med ønsket temperatur. Temperaturen i vannet som tappes kan både heves og senkes. For å tappe fra et bestemt sjikt med ønsket temperatur må det konstrueres inntak hvor tappingen skjer fra ønsket nivå. Konstruksjonen kan ha flere åpninger i faste nivåer, og vann kan

Det viste seg etter hvert at tappingen førte til at vintertemperaturen i elva nedstrøms kraftverket ble så høy at elva stort sett var isfri ned til Sautsovatnet (Asvall 2005). Dette var uheldig for vinteroverlevelsen av lakseunger. Et tiltak for å øke isdekket på elva ble derfor testet ut ved å bruke de to inntakene på en annen måte enn opprinnelig tenkt. Etter høstomrøringen



trekkes fra en eller flere av disse åpningene. Dette er den mest brukte metoden for å kontrollere temperaturen i vann fra magasiner, og spesielt i USA er det bygd mange slike konstruksjoner. De kan være litt vanskelige å operere, og det tar relativt lang tid å omstille tappingen fra ett inntak til et annet.

Ved bygging av Altadammen ble det av hensyn til laks pålagt å bygge inntak i to forskjellige nivåer i reguleringsmagasinet Virdnejávri. Det var fryktet for lav sommertemperatur på vannet dersom avløpsvannet bare kom fra et tradisjonelt bunninntak. Det øvre inntaket ble lagt på kote 255 m og det nedre på kote 183 m. HRV er på kote 265 m og LRV på kote 200 m.

brukes det nedre inntaket for å tappe relativt varmt bunnvann før en går over til å bruke det øvre inntaket fra rundt midten av desember. Da synker temperaturen i tappevannet og gir mulighet for en islagt elv dersom værforholdene er de rette. Det øvre inntaket tilstrebes brukt fram til ca. 1. april for å holde isdekket på elva. På den tiden er vanligvis også vannstanden i magasinet kommet så lavt at det øvre inntaket begynner å ligge tørt. Overgangen til det nedre inntaket medfører ca. 1 °C høyere vanntemperatur, og isen på elva brytes raskt opp. Denne måten å variere mellom to inntak har vært praktisert siden 2002 (Asvall 2007a) og er nedfelt i det endelige manøvreringsreglementet for Alta kraftverk fra 2010. Resultatene i Alta

indikerer at tappemønster i samsvar med dette har gitt økt islegging og bedre forhold for lakseunger.

En annen måte å sørge for selektiv tapping er å benytte et svingbart eller fleksibelt inntaksrør. Den frie rørenden er festet til en flottør. Enden heves eller senkes ved å justere lengden på kablem mellom rørenden og flottøren. Bruk av denne type inntakskonstruksjon er begrenset til magasin med relativt små uttak, ettersom kostnaden ved konstruksjonen øker ved økende diameter. Lengden på de hengslete utløpsrørene er i størrelsesorden 25–30 m. Dette setter en grense på hvor store dybder en kan variere inntaket fra.

I Australia er det installert regulerbare, hengslete inntaksrør i flere mindre innsjøer. Dersom de skal virke etter hensikten, er det viktig å justere dybden som inntaket skjer fra, både som følge av temperaturutviklingen i vannet og vannstanden i reservoaret. Den største konstruksjonen som er laget i Australia består av to inntaksrør med diameter 700 mm med en kapasitet tilsvarende 1,2 m³/s. Hvert rør er 25 m langt og dekker et dybdeområde på 15–20 m.

I Norge har fleksible inntak vært benyttet i forbindelse med uttak av vann til fiskeoppdrettsanlegg (Steinvik 2003).

Destratifisering (omrøring)

Destratifisering, eller nedbryting av lagdeling i innsjøer, er en metode for kunstig å bryte ned temperatursjiktningen. Dette kan gjøres ved enten å pumpe luft inn i de dypeste vannlagene eller ved å bruke propeller i overflaten. I begge tilfeller blir vann pumpet fra bunnen og opp i de øvre lagene. Dette vil om sommeren føre til en senkning av temperaturen i de øvre lag og en heving av temperaturen i de dypere lagene. Muligheten for å kunne gjennomføre slik destratifisering avhenger i stor grad av de lokalklimatiske forhold og

størrelsen på magasinet. I Lorenzen og Fast (1977) er det presentert en tommelfingerregel for bestemmelse av nødvendig mengde luft som må til for å destratifisere en vannmasse: Det trengs 150 l/s med komprimert luft pr. 100 ha magasinoverflate.

Destratifisering har vært benyttet både i Norge og utlandet. Hovedhensikten med de fleste systemene som er installert i Norge har vært å sørge for forbedringer av kvaliteten på bunnvannet.

Kostnadene med slike anlegg avhenger i stor grad av størrelsen på magasinet. Pumper som står i overflaten blir gjerne brukt for å bryte ned sprangsjiktet og sørge for blanding av epilimnion og hypolimnion i områder nær inntaket av vann. Pumpene setter i gang en strøm ned mot dypet. Vannstrømmen river med seg vann fra vannet omkring, og middelhastigheten blir dermed redusert. Resultatet av denne hastighetsreduksjonen er at muligheten for at det varmere overflatevannet skal trenge gjennom termoklinen reduseres. For å øke muligheten for å få blandet inn overflatevannet i hypolimnion, kan pumpene forlenges med et utløpsrør.

Når vannstanden i reservoaret reduseres, reduseres også avstanden fra pumpene til inntaket. I en driftsituasjon må en ta hensyn til dette. Ved design av et slikt system er det viktig å ta hensyn til forhold som bølgekrefter, pumpekapasitet, sikkerhetshensyn og drivgodts.

Mobley (1995) har gitt en oversikt over erfaringene med pumper. Ved Douglas Dam i Tennessee er det installert ni propeller eller pumper, hver med en diameter på 4,6 m. Kapasiteten på hver pumpe er 15 m³/s. Systemet er bygget for å tåle 19 m variasjon i vannstand. Hovedhensikten med systemet er å øke oksygeninnholdet i vannet ved inntaket. Pumpene har fungert uten større problemer etter installasjon.

Andre metoder

Det finnes også andre metoder for å påvirke vanntemperaturen i regulerte elver. Her nevnes:

- *Dempingsmagasin, fordrøyningsmagasin og terskler*

Hensikten med et magasin nedstrøms utløpet er å forsinke vanntransporten videre nedover i vassdraget og dermed gi mulighet for at vanntemperaturen vil endres etter lufttemperaturen. Denne teknikken kan benyttes både til å heve og senke temperaturen, samtidig som brå endringer i vannføringen reduseres. Når volumet av fordrøyningsmagasinet øker, økes oppholdstiden i bassenget og dermed muligheten til å påvirke temperaturen. Ved gitt volum vil endringen av temperaturen øke som funksjon av økende overflateareal, ettersom utvekslingen av energi pr. m² er den samme uavhengig av volum.

En tommelfingerregel sier at en kan øke temperaturen med 1 °C/døgn med et basseng på 1 km² og en gjennomstrømning på 1 million m³/døgn (11,6 m³/s).

På samme måte som at fordrøyningsbasseng eller dempningsbasseng vil øke arealet for utveksling av energi mellom vannet og lufta, kan arealet, og dermed energiutvekslingen, økes ved bruk av terskler.

- *Modifiserte tappestrategier*

Modifisering av tappestrategien til magasiner har vært benyttet for å bedre temperaturforholdene nedstrøms utløpet fra kraftverk. Denne metoden vil bare i liten grad kunne påvirke temperaturforholdene ved utslippsstedet. På den andre siden kan en oppnå større temperaturendring nedover vassdraget ved å redusere tappingen. Best virkning oppnås ved å kombinere tapping fra flere magasiner.

- *Tapping fra ulike magasiner*

I vassdrag med flere magasiner med for-

skjellige temperaturforhold, kan en velge tapping fra de magasin som har gunstigste temperaturforhold i forhold til ønsket temperatur i elva nedstrøms utslippet.

- *Endret vannføring*

Endring av temperatur på en elvestrekning vil være tilnærmet proporsjonal med vann- dybden. Dersom vannføringen kan endres, vil en kunne påvirke temperaturforholdene i vassdraget. Om vinteren med kaldt vær vil stor vannføring gi relativt lite nedkjøling av vannet, mens liten vannføring vil gi lavere temperatur. Om sommeren med relativt høy lufttemperatur, vil stor vannføring gi lite oppvarming, mens liten vannføring vil gi høyere temperatur.

- *Kantvegetasjon*

Tett og høy kantvegetasjon vil redusere inn- og utstråling og varmeutvekslingen mellom elv og luft. I områder med tett kantvegetasjon vil det være mindre variasjon i vanntemperatur enn i områder hvor det ikke er kantvegetasjon. Effekten av kantvegetasjon avtar jo breiere elva er.

15. Fyllingsmønster i magasiner

Mange store reguleringsmagasin kommer i konflikt med interesser knyttet til landskap, friluftsliv, reiseliv, bruk av båt, fiske osv., på grunn av store vannstandsvariasjoner. Nedtappinger om vinteren er mindre problematisk enn om sommeren, men kan likevel være en ulempe, spesielt dersom reguleringshøyden er stor. Mange av næringsdyrene for fisk, f.eks. marflo og vårfluelarver, har tilhold i strandsonen og får lavere forekomst eller kan nær bli utradert ved regulering (Grimås 1962; Aass 1969).

Skjoldkreps, som også er et viktig næringsdyr i høyfjellsmagasiner, kan være tilstede selv ved store reguleringshøyder, men er

mer avhengig av fyllingsgrad og hvordan magasinet manøvreres. Klekkesuksess hos skjoldkrepser blir påvirket i magasin der sommervannstanden er lavere enn høstvannstanden foregående høst, eller der magasinet fylles sent opp på forsommeren (Rognerud og Brabrand 2010). Skjoldkrepsens egg legges på grunt vann om høsten. I reguleringsmagasin betyr dette at egg legges i reguleringssonen og blir liggende på tørt land når vannstanden synker. Skjoldkrepsegg tåler frost og tørke. Det kritiske for skjoldkrepser er at vannet må opp til det nivået der eggene ligger, dvs. høstvannstanden da eggene ble lagt. Dette må skje så tidlig at skjoldkrepser rekke å gjennomføre livssyklusen i løpet av sommeren og høsten. Dersom skjoldkrepsbestanden er sterkt redusert på grunn av sen fylling, trenger skjoldkrepser 2–3 år for å bygge opp bestanden til et nivå der den på ny kan inngå som næring for ørret (Brabrand 2010). Det betyr at skjoldkrepser ikke vil rekke å bygge opp bestanden mellom ugunstige år dersom det skjer ugunstig fylling for ofte, dvs. hvert 3–5 år.

Tradisjonelt har de fleste magasin blitt fylt opp i løpet av snøsmeltingen om våren. I mange tilfeller har lokalbefolkning bosatt rundt magasiner reist krav om tidligere fylling av magasinet både for å sette ut båter og ikke minst av estetiske hensyn. For turistnæringen vil også magasiner med skjjemmede strandsoner i turistsesongen skape reaksjoner. Ved kommende revisjoner av konsesjonsvilkår er det forventet sterkere ønsker om begrensninger i nedtapping og tidligere fylling, særlig dersom det blir et økt ønske fra kraftbransjen om effektkjøring og tapping av magasiner også på sommeren.

Det finnes bare et par eksempler på at det er bygd terskel over ei vik i et reguleringsmagasin, for på den måten å holde en høyere vannstand i en del av magasinet. I Innerdalsmagasinet ble det bygd en slik

terskel, og hovedhensikten var å bedre forholdene for fisk og fugl. Koksвик (1992) fulgte utviklingen i hovedmagasinet og i terskelbassenget gjennom flere år. Utbyttet av fisk per garnnatt var større i terskelbassenget enn i selve reguleringsmagasinet. Det grunne terskelbassenget viste seg også gunstig for mange fuglearter. I Limingen ble det bygd en terskel ved utløpet av Gjersvika for at vika skulle opprettholde sin fiskeproduksjon. Ved fornyelse av konsesjonen for Pålsummagasinet i Numedal, er det gitt krav om å bygge en stor terskel over ei vik i Pålbufjorden. Hensikten er å bedre de estetiske forhold, og også å gi bedre nærings- og oppvekstforhold for fisk.

16. Utsetting av fisk

Utsetting av fisk har lange tradisjoner i Norge. Vilkår om utsetting av fisk i reguleringsmagasin og regulerte elver er gitt i mange konsesjoner. Vilkåret håndheves av Fylkesmannen og Miljødirektoratet. Det er utgitt en rekke publikasjoner om fiskeutsettinger (Kultiveringsutvalget 1991). En omfattende beskrivelse av utsetting av forskjellige stadier av laks er gitt i Johnsen et al. (2010), og en gjennomgang av norske erfaringer ble gjort av Fleming (2001). I dag prioriteres å forsterke naturlig rekruttering ved f.eks. å legge ut gytegrus framfor å sette ut fisk.

17. Habitatjusterende tiltak

Metoder og modeller for vurdering av habitatjusterende tiltak

Fjeldstad et al. (2005) har laget en oversikt over metoder og modeller for å gjennomføre robuste habitatjusterende tiltak for fisk, dvs. fysiske tiltak som forbedrer

levevilkårene for ungfisk på lang sikt.

Dette innebærer at tiltakene må være tilpasset de fysiske rammebetingelsene gjennom året, med tanke på belastninger fra vann og is, samtidig som det tas hensyn til sedimenttransport. Et mål har vært å tilrettelegge habitathydrauliske modeller for å vurdere effekter av alternative habitatjusterende tiltak på elvestrekninger med minstevannføring. Prosjektet har tatt i bruk nyutviklede dataverktøy for å studere fysiske forhold for fisk i regulerte vassdrag for å optimalisere forholdene for oppvekst, gyting og vandring.

Stabilitet og biologisk funksjon til forskjellige typer fysiske habitatjusterende tiltak er undersøkt på fire lokaliteter i to forskjellige vassdrag, Mandalselva og to sidevassdrag (Dalåa og Gråelva) i Stjørdalsvassdraget. Både eksisterende tiltak og tiltak som ble anlagt i prosjektperioden, er undersøkt. Stabiliteten er undersøkt ved oppmålinger og ved bruk av tredimensjonal numerisk modell. Det er også vurdert hvorvidt slike modeller kan brukes til å bestemme om det vil bli sedimentdeponering eller erosjon i habitatjusterende anlegg i elv.

Med moderne simuleringsprogrammer SSIIM og River2D og nye visualiseringsmetoder er det vist hvordan habitatendringer kan utføres for å bedre vandringsforholdene for voksen laksefisk der det er bygget vandringshindre i form av terskler, og hvor vannføringen er redusert som følge av vannkraftutbygging.

Resultatene viser at arbeidsmetodene og teknikkene som er brukt, er velegnet for å visualisere virkninger av fysiske endringer. Det er brukt tradisjonelle og utprøvde datateknikker, kombinert med visualiseringsverktøy, for å vurdere fysiske avbøtende tiltak i vassdrag. Spesielt er metodene godt egnet i sammenhenger der flere faggrupper og interesser ønsker å

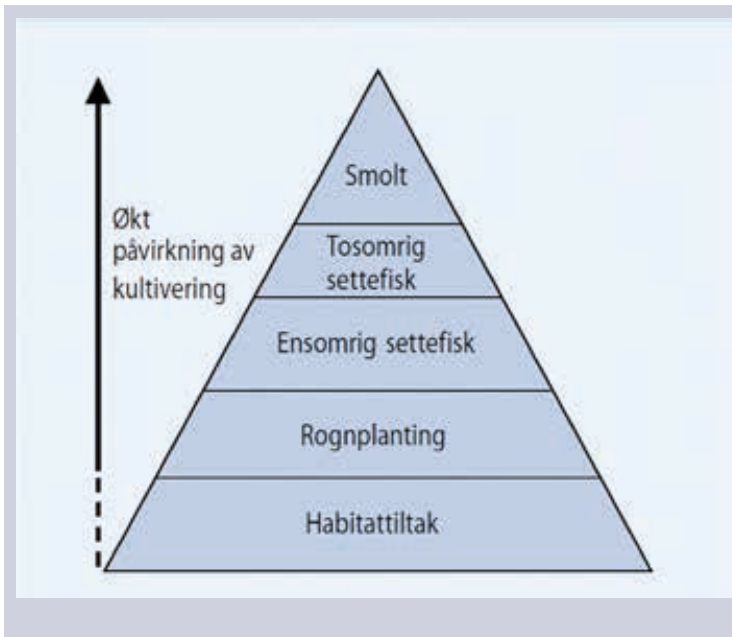
diskutere seg fram til løsninger.

Etterundersøkelser av utførte biotopjusteringer i Dalåa og Gråelva i Stjørdalsvassdraget har vist at flere av tiltakene har vært godt tilpasset de stedlige fysiske påkjenninger, mens enkelte av tiltakene har vært utsatt for erosjon og/eller sedimentering. Det er viktig at framtidige habitatjusteringer utformes med basis i biologisk kunnskap i kombinasjon med vurdering av de fysiske forhold, ved hjelp av metoder som er beskrevet og utviklet i dette prosjektet. Metodeutviklingen vil være et sentralt arbeidsområde framover.

Modellen SSIIM har blitt testet på to scenarier, ett med erosjon og et annet med sedimentdeponering. I begge tilfellene ga modellen resultater som samsvarer med observasjoner i felt når det gjelder enkelte karakteristiske trekk ved forandringene i bunnforholdene. Det har imidlertid vært vanskelig å finne et kvalitativt godt samsvar mellom størrelsen på observerte og beregnede forandringer i bunnforholdene. Dette kan skyldes usikkerheter i feltmålingene. Videre forskning er nødvendig for å gi en bedre vurdering av nøyaktigheten til den numeriske modellen.

Krav til habitat og tiltak for ørret

I perioden 1999–2004 er det overvåket om virkninger av bygde terskler i Modalsvassdraget i Hordaland har hatt positiv effekt på oppvekstområdet for ørret (Gabrielsen et al. 2006). Før bygging av tersklene ble tilstanden i prosjektområdet grundig dokumentert. Ved hjelp av innsamlete data har en ved bruk av datamodeller, som Vassdragssimulatoren, simulert og observert effekt av tersklene. Målsettingen med prosjektet har vært å dokumentere hvordan terskelbygging endrer oppvekstvilkår for ungfisk i regulerte vassdrag, og å



Ulike tiltak for å opprettholde en fiskebestand gir forskjellig påvirkning. Det er et viktig å ta hensyn til dette ved valg av tiltak, når målsettingen er å opprettholde de naturlige mekanismene for bestandsregulering. Fra Johnsen et al. 2010.

vide at en ved hjelp av gode registreringer og datamodeller kan finne fram til de beste habitattiltakene. Resultatene viser at ørret har klare habitatpreferanser, og at preferansene varierer med fiskens størrelse.

Det ble i prosjektperioden registrert en økning i antall ørret observert i terskelbassenget. Størst var forskjellen i 2003 da det ble observert 3,5 ganger så mange fisk som i 1999, før terskelen ble bygget. En viktig årsak til denne økningen har trolig vært at det ble tilgjengelig et gunstigere habitat.

Habitatkartanalysen viste at egnet leveområde med egnet vannhastighet i vannsøylen for tosomrig og eldre ørret har økt med et areal fra 744 m til 3365 m (4,5 ganger). Tilsvarende har egnet leveområde med egnet vanddyp økt med et areal fra 818 m til 3586 m. I tillegg har det totale tilgjengelige vanddekte arealet økt. En samlet vurdering av disse endringene tilsier at byggingen av tersklene har medført et betydelig økt produksjonspotensial for ørret på strekningene.

En samlet oversikt over habitatvalg regi-

strert for ørret i terskelbassenget sammenliknet med andre undersøkelser rapportert i litteraturen, er gitt i Gabrielsen et al. (2006). De fleste undersøkelser er gjort ved bruk av elektrisk fiske eller eksperimenter i laboratorium og ikke i naturlige omgivelser.

For ørret er vannhastigheten ved snutespissen vanligvis lavere enn 20 cm/s (Heggenes 1996). Dette har sammenheng med energikostnadene med å opprettholde en plass i vannsøylen. Ørret justerer vannhastigheten ved snutespissen ved å flytte seg opp eller ned i vannsøylen (Keenleyside 1962). De registrerte vannhastighetene ved snutespissen for eldre årsklasser av ørret i terskelbassenget er i overensstemmelse med andre registreringer (Heggenes og Saltveit 1990). Imidlertid finnes det begrenset litteratur om målte vannhastigheter ved snutespissen for ensomrig ørret. Registreringene i Gabrielsen et al. (2006) kan derfor være med på å utvikle kunnskapen om dette. Mange undersøkelser viser at liten ørret generelt finnes i grunnere områder og i områder med lavere vannhastighet enn større ørret (Heggenes 1996). Undersøkelsene i terskelbassenget styrker disse resultatene. Det er

ulike årsaker til dette, bl.a. at større ørret er konkurransesterk og derved fordriver mindre ørret (Bohlin 1977; Bardonnet og Heland 1994), og at tilgjengeligheten av dypere vann i små elver kan være mer begrensende for tetthet av eldre ørret enn i større vassdrag.

Liten ørret er blitt funnet over eller i substrat som er mindre (Lindroth 1955; Heggenes 1988b) enn substrat valgt av større ørret (Heggenes og Saltveit 1990; Eklöv et al. 1999). Valgene synes å være påvirket av substratstørrelse som gir muligheter for beskyttelse mot predatorer ved at de gir skjul og hulrom å gjemme seg inn i, spesielt om vinteren (Heggenes et al. 1993), samtidig som valgt substrat gir mindre visuell kontakt med artsfrender, redusert aggresjonsnivå og dermed redusert territoriestedelse for den enkelte fisk. Felles er at ørret unngår områder med for fin grus eller sand som de ikke kan gjemme seg bak, eller ned i, når det er større fisk tilstede.

Mange studier framhever den relative betydningen av ulike habitatvariabler. Undersøkelser peker på at det er vanskelig å plukke ut enkeltvariabler, da de i stor grad samvarierer. Likevel er fiskens størrelse alltid av betydning for hvilket habitat den velger. Videre vil de fysiske forholdene, som varierer i løpet av året, endre fiskens habitatpreferanser. Det er utarbeidet en rekke habitatmodeller for å beregne og vurdere fiskeproduksjonen i vassdrag. Det er viktig å være klar over at habitatmodeller som er utviklet for en bestemt elv, sjelden virker i andre elver (Armstrong et al. 2003). Årsaken er at eksisterende fiskedata vil være påvirket av ulike prosesser, som om elva er fullrekruttert eller ikke (Milner et al. 2003), og kvaliteten og kvantiteten av habitatet. En bør derfor være forsiktig med å bruke resultater fra modellen(er) i et vassdrag til å forutsi effekter av endringer i habitatforhold i andre vassdrag (Armstrong et al.

2003). Heggenes (1996) konkluderte med at effekten av redusert vannføring vil være avhengig av de topografiske og hydrofysiske variablene og selvfølgelig fiskeartene som er tilstede i vassdraget.

Gabrielsen et al. (2006) mente resultatene fra prosjektet viser at god kunnskap om den hydrauliske og biologiske situasjonen før et eventuelt tiltak vil ha stor nytteverdi ved utarbeiding av planer for utforming av tiltak. I forbindelse med byggingen av den nedre terskelen i Modalsvassdraget ble det laget et nytt gyteområde ved å legge ut gytegrus. Flere år med gyting og høy eggoverlevelse viser at tiltaket fungerer etter hensikten. Etablering av terskler gir altså mulighet for å utnytte de endrede hydrauliske forhold (vannhastighet og vanddyp) til å lage nye gyteområder.

Virkninger av is på habitat for fisk i elver

Is og isproduksjon påvirker strømningsforholdene og habitattilbudet på vinteren. Fiskens oppførsel endrer seg gjennom året, og dette tilsier at det må tas hensyn til sesongvariasjoner ved planlegging av kunstige tiltak. Alfredsen et al. (2006) har sett på metoder for å ta hensyn til iseffekter i analysene av tilgjengelig habitat. De har brukt PIT-teknologi (Passiv Integrert Transponder) for å merke og følge en gruppe fisk i et kunstig habitat i Dalåa over vinteren. Resultatene viser at tiltakene som er gjort på strekningen påvirker isen, og at isen vil kunne endre funksjonene til habitattiltakene. Data fra fiskepeilingene viser at fisken endrer oppførsel fra sommer til vinter. Skille mellom vinter og sommer er tydelig både i strømningsmønster og i fiskens bruk av habitat. Disse forhold er svært viktige å vurdere ved utformingen av habitattiltak. Klima og isregime bør derfor brukes som et utgangspunkt for planlegging av hvordan det kunstige habitatet skal fungere over året.

Med en forståelse av isregimet bør neste steg være å evaluere hvordan de ulike istypene vil danne seg på strekningen, og hvordan disse vil påvirke konstruksjonene. Ved dannelse av sarr/bunnis må en vurdere hvor stor utstrekningen på tidlig fast isdekke blir, hvordan isakkumuleringen (hengedammer/isvekst) skjer, om det dannes isdekke på hele strekningen og hva slags isløsning en kan få. Vurderingene kan gjøres både ved bruk av analyse av observasjonsdata samt ved målinger av karakteristiske hydrauliske trekk på strekningen og/eller gjennom bruk av simuleringsmodeller.

Isens langtidsvirkning på konstruksjonene er ikke tatt med i denne diskusjonen. Både observasjoner og litteratur viser at isganger, spesielt i de tilfeller der isen bryter opp før den smelter, kan påvirke omgivelsene i svært stor grad. Selv elver med redusert vannføring kan få store isganger, som f.eks. i Surna.

Observasjoner av fisk på strekningen tyder på at skjul er den dominerende variabelen for vinterhabitatet. Med isdekke som skjul brukte fisken også grunne områder som ikke ble brukt ved isfri tilstand. Etter isgangen gikk fisken tilbake til sitt opprinnelige område.

Utlegging av gytegrus

Tilgang på gode gyteområder er viktig for rekruttering til bestander av laks og ørret. I regulerte vassdrag vil ofte størrelsen og kvaliteten på gyteområdene bli redusert som følge av fysiske inngrep og redusert vannføring. Et mulig avbøtende tiltak er å etablere nye gyteområder ved å legge ut egnet grus. Dette tiltaket er vurdert av Barlaup et al. (2006) og av Johnsen et al. (2010).

I Barlaups undersøkelser er det lagt vekt på områder i tilknytning til terskler, fordi en

her finner vannhastigheter som er egnet for gyting. Tiltakene har vært rettet mot laks, sjøørret og stasjonær ørret. Hunnfisk er selektiv ved valg av gyteplass, og de viktigste kriteriene for valg av gyteområder synes å være en kombinasjon av bunnsubstrat, vanddyp og vannhastighet (Crisp og Carling 1989). Resultatene viste at fisken gytte på samtlige grusflater allerede den første gytesesongen grusen var tilgjengelig. Dette gjenspeiler trolig at tiltakene er gjort i vassdrag hvor tilgangen på egnede gyteområder i utgangspunktet er begrenset. Gytesuksess, målt som overlevelse av egg i gytegroppene om våren, var generelt god (større enn 80 %). I vassdrag hvor tilgangen på gyteområder er lav, vil grusutlegging derfor være et viktig tiltak for å styrke den naturlige rekrutteringen.

Imidlertid viser resultatene at utspyling av grus forekommer i løpet av få år i en relativt stor andel av områdene (3 av 7). Utspyling er derfor en betydelig utfordring som raskt kan gjøre tiltaket mislykket. I slike tilfeller kan tiltaket også virke mot sin hensikt ved at fisken blir lurt til å gyte på området uten at dette resulterer i avkom.

Generelt velger fisken å gyte i en grustype tilpasset størrelsen på fisken, og stor fisk gyter normalt i grovere grus enn mindre fisk. Ved utlegging av grus må en derfor velge en kornfordeling som er tilpasset størrelsen på fisken en forventer skal gyte på området. En tommelfingerregel er at fisk kan gyte i en grusavsetning som har en median diameter opp til om lag 10 % av fiskens kroppslengde (Kondolf og Wolman 1993). En vanlig innlandsørret med størrelse på 20–30 cm vil normalt bruke grus med dominerende kornstørrelse på 16–32 mm. Sjøørret eller laks med størrelse på 40–80 cm, vil velge grovere substrat, ofte dominert av grus og stein i størrelsesintervallet 32–64 mm. Det er viktig at grusen som legges ut tas fra et grustak basert på morene eller elveavsetning, der grus og stein har

avrundede kanter. Det bør ikke benyttes sprengstein eller svært skifrig stein som avviker mye fra normal elvegrus.

Arealet av utlagt grus må tilpasses størrelse og utforming på det aktuelle området. Hvor stor flate med sammenhengende grus som fisk må ha tilgjengelig for å gyte er igjen avhengig av fiskens størrelse. En typisk gytegrep vil ha en oval form med lengst utstrekning i strømretningen. Lengden av gytegroppa vil normalt være ca. 3,5 ganger lengden på hunnfisken, og bredden ca. 0,3–0,6 ganger lengden på hunnfisken (Crisp og Carling 1989; Crisp 1996). En innlandsørret (mindre enn 30 cm) vil grovt sett trenge om lag 0,5 m² flate med grus, mens en større sjøørret eller laks vil trenge fra 1 til 5 m² eller mer for å lage en gytegrep. Fordelen med å legge ut større flater, f.eks. 100 m², er at vannhastighet og vanddypp over grusen da vil variere. Dette øker muligheten for at fisken finner egnede forhold. På den annen side anbefales det å unngå store flater med homogene vannhastigheter og vanddypp. Det kan også være en fordel at området inneholder noen større stein da dette bidrar både til å gi fisken skjul og til mer varierende strømforhold. Grusen bør legges over bunn med grus og stein, fordi dette gir mer vanngjennomstrømning enn om grusen legges ut på et mer kompakt dekke av sandbunn.

Laks og sjøørret vil grave eggene ned til ca. 15–35 cm dyp, avhengig av fiskestørrelse (DeVries 1997). Ved tiltak for laks og sjøørret bør derfor gruslaget ha en tykkelse på ca. 30–40 cm. Mindre innlandsørret (mindre enn 30 cm) vil normalt grave eggene ned til ca. 5–15 cm dyp, og gruslaget bør derfor være ca. 20 cm dypt.

Ved utlegging av gytegrus må det tas hensyn til fiskens preferanser i forhold til vannhastighet og vanddypp. Laks og sjøørret vil normalt gyte på områder som har en gjennomsnittlig vannhastighet fra 20 cm/s

til 80 cm/s (Heggberget et al. 1988; Crisp og Carling 1989). Innlandsørret mindre enn 30 cm vil gyte i områder med vannhastigheter fra 10 til 40 cm/s (Smith 1973; Grost et al. 1990). Laks og sjøørret vil også normalt gyte på noe dypere vann (20–80 cm vanddypp) enn mindre innlandsørret (10–50 cm vanddypp). Vannhastigheter og vanddypp utenfor disse rammene reduserer sannsynligheten for at fisken vil ta området i bruk til gyting.

I Nidelva ble det ikke funnet noen klar sammenheng mellom eggoverlevelse og vannhastighet eller vanddypp for de registrerte gytegroppene, men det syntes å være en overrepresentasjon av gytegropper med svært høy dødelighet på områder med lav vannhastighet (mindre enn 4 cm/s) og dypt vann (over 150 cm). En slik sammenheng kan bli overskygget av at eggoverlevelsen generelt var lav på alle de tre lokalitetene.

Grusen bør legges ut i etterkant av gyte-tiden om høsten. Dette sikrer at den utlagte grusen blir stabilisert gjennom en sesong med varierende vannføring, før fisken tar i bruk området etterfølgende høst. Uten en slik stabilisering er det en fare for at gytegroppene blir ødelagt av masseforflytning.

Grusen bør i utgangspunktet plasseres oppstrøms kanten av terskelen, der vannhastighet og vanddypp er egnet for gyting. Et slikt område vil likne utløpet av en naturlig høl hvor terskelkronen representerer strykeområdet ut av hølen. Grus som blir liggende på den delen av terskelen som er grunnest og som har høyest vannhastighet (terskelkronen), vil være mest utsatt for utspyling ved høy vannføring. Det er derfor viktig at grusutlegget begynner et stykke inn i hølen og legges nedstrøms og opp mot terskelkronen.

Det anbefales at tiltaket evalueres ved registrering av gyteaktivitet og eventuell utspyling av grus. Kunnskap om hvilke

deler som blir liggende og hvilke deler fisken benytter for gyting vil være avgjørende for å justere tiltaket med tilførsel av ny grus. Resultatene fra områdene med grus lagt ut oppstrøms tersklene, tilsier at fisken vil gyte på suboptimale forhold med tanke på vannhastighet og vanddypt dersom den ikke har tilgang på mer egnede gyteplasser. Dette kan tyde på at nye gyteområder kan plasseres lenger inn i terskelbasseng og høler hvor risikoen for utspyling er lav. Det er imidlertid et behov for flere undersøkelser for å bestemme om dette er en egnet strategi. Utlegging av gytegrus har vært gjennomført i en rekke vassdrag og har i hovedsak vist seg å fungere etter hensikten (Johnsen et al. 2010).

Fiskepassasjer

Den vanligste formen for fiskepassasje i Norge er fisketrapper utformet for å lede fisk, særlig laks, ørret og harr, forbi naturlige eller kunstige vandringshindre i forbindelse med gytevandring. Mange fisketrapper er bygd som et kompensereende tiltak som følge av kraftutbygging. I Norge er det i dag ca. 500 fisketrapper, og de fleste er kulpetrapper. Imidlertid viser undersøkelser at halvparten av dem fungerer dårlig (Anon. 1990). Plassering av inngang og vannføring i trappen i forhold til restvannføring er viktig.

Miljødirektoratet har hjemmel til å pålegge bygging av fisketrapper og står for saksbehandling. NVEs miljøtilsyn har ansvar for å følge opp at de landskapsmessige forhold blir ivaretatt og skal godkjenne detaljplanene for utforming og gjennomføring.

I Sverige og på kontinentet er det bygd flere såkalte biokanaler, naturliknende elveløp, for å få fisken rundt demninger og andre vandringshindre (Calles og Bergdahl 2009). I forbindelse med ombygging av et kraftverk i Trysilelva er det også bygd en slik fiske-

passasje. I tillegg er det også fisketrapp ved kraftverket.

Det har tidligere vært lite fokus på nedvandring av fisk, både voksen fisk og smolt og ikke minst ål. Se egen beskrivelse om mulige tiltak for ål, kap. 18.

Terskler

Formål med terskler - en oversikt

Terskler har vært et utbredt kompensereende tiltak i regulerte vassdrag med redusert vannføring. Også i forbindelse med forbygningsarbeider har det vært bygd en rekke terskler for å erosjonssikre elvebunnen, da gjerne kombinert med erosjonssikring av elvebredden. Særlig på 1970- og 80-tallet ble det bygd mange terskler i tilknytning til de store kraftutbyggingsprosjektene. Det finnes ikke oversikt over alle terskler, men ved en opptelling på 1980-tallet var det bygd litt over 1000 terskler. Det er NVE som i henhold til konsesjonsvilkårene har hjemmel til å pålegge regulanter å bygge terskler.

I regulerte elver har tersklene gjerne hatt flere formål. Ett formål har vært å bedre de landskapsestetiske forhold ved å lage vannspeil som dekker deler av det opprinnelige elveleiet. Et annet har vært å ivareta de biologiske forholdene i vassdraget for fisk og annet biologisk liv. I noen tilfeller har begrunnelsen vært å opprettholde elvas funksjon som sperre for husdyr på beite. Andre begrunnelser har vært å skape badeplasser, opprettholde brønner og grunnvannsspeil av hensyn til landbruket og å hindre erosjon. Ofte er begrunnelsen en kombinasjon av flere av disse momentene.



Det er bygd mange forskjellige terskler i regulerte vassdrag. Formålet har ofte vært flersidig; opprettholde et vannspeil av estetiske hensyn og samtidig opprettholde biologisk produksjon. Her fra Arendalsvassdraget hvor det også ble bygd laksetrapp. Foto Jon Arne Eie.

Det foreligger flere typer terskler:

- *Bassengterskler* er den vanligste typen. Terskelkrona har tilnærmet samme høyde over hele terskellengden. Hensikten er å holde et vannspeil i terskelbassenget bak terskelkrona. Selve terskelen bygges oftest av løsmasser, men også av betong og tre.
- *Syvdeterskler*, der terskelkrona har et nedsenket midtparti, skal primært lette oppgangen for fisk i regulert elv med liten vannføring. Terskelen bygges hovedsakelig av stein.
- *Bunnterskler eller sikringsterskler* benyttes der det er behov for å "låse" fast elve-

profilet eller sikre andre elementer eller konstruksjoner i vassdraget. Terskeltypen er massive konstruksjoner der overflaten vanligvis flukter med elvebunnen og bygges oftest av steinmasser.

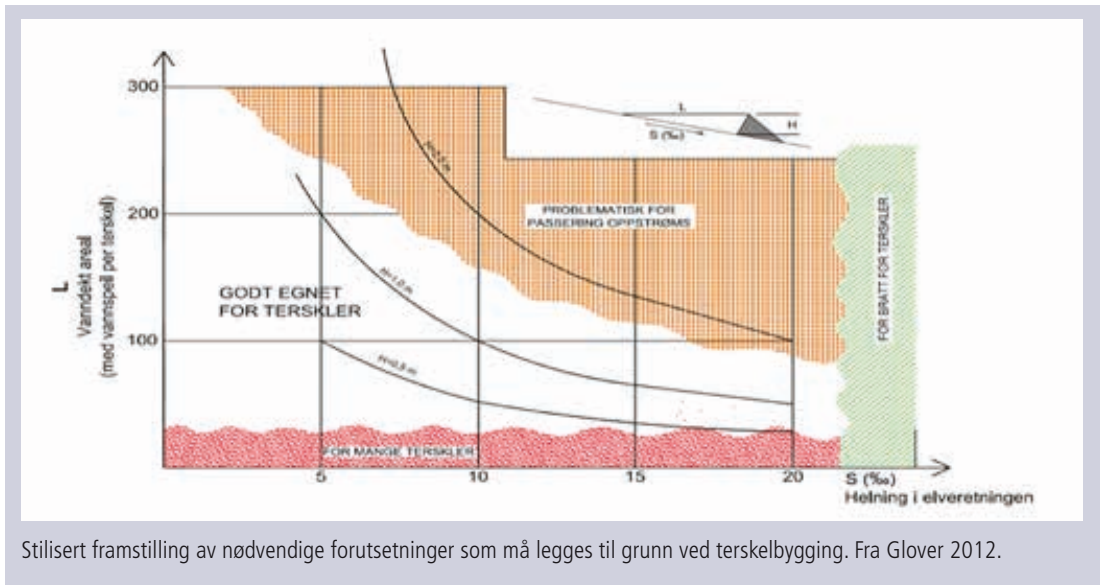
- *Celleterskler* trapper ned høydeforskjeller over lengre strekninger med flere cellekonstruksjoner eller trappetrinn. Tersklene bygges hovedsakelig av stein fra elva. Vannstrømmen kan ved liten vannføring styres over og mellom cellene for å gi et fint strykparti i elva. Terskeltypen gir et landskapsmessig bedre inntrykk enn bassengterskler.

Da terskelbygging startet hadde en liten kunnskap om virkningene på de økologiske

forhold. For å bedre kunnskapen ble Terskelprosjektet igangsatt i 1975. Omfattende undersøkelser ble utført i Eksingedalen ved Ekse. Resultatene er oppsummert av Mellquist (1985). Andre resultater er rapportert i NVEs Kraft og miljø-serie (Hillestad 1982) og Vassdragshåndboka (Fergus et al. 2010).

er videreført etter 1994, jf. Fagerlund og Grundt (1997).

Figuren på neste side illustrerer under hvilke forhold terskelbygging kan vurderes som et egnet tiltak i kombinasjon med andre tiltak, som slipp av minstevann, lokkeflommer, habitatforbedring, utlegging av gytegrus osv. Figuren viser fallforhold i



Biotopjusteringsprogrammet, som ble startet opp i 1985, var en naturlig oppfølging av Terskelprosjektet, men hadde et noe bredere siktemål: "å prøve ut nye tiltak som kan redusere skader og ulemper ved inngrep i vassdrag", jf. Eie og Brittain (1990). Resultatene ble oppsummert av Faugli et al. (1993) og Eie et al. (1995). Fjellheim (1993) og Brittain og L'Abée-Lund (1993) har gitt grundige oppsummeringer om datidens kunnskap om effekter av terskler og steinsetninger på bunndyr og fisk i regulerte vassdrag. NVE har også gjennomført FoU-programmet Etterundersøkelser, der det foreligger rapporter som omhandler effekter av terskelbygging og tiltak i regulerte vassdrag, jf. Kroken og Faugli (1991); Haugum (1998). Noen prosjekter relatert til effekter av terskler og andre tiltak i regulerte vassdrag

elva (X-aksen) plottet mot et forenklet mål for hvor mye ekstra vanndekket areal som skapes gjennom bygging av en terskel på ett sted (Y-aksen). Hvis en antar en konstant bredde for elvestrekningen, finnes det en direkte relasjon mellom oppdemningshøyde og lengde på vannspeilet terskelen skaper, vist med de tre kurvene for ulike terskelhøyder: 0,5, 1,0 og 1,5 m. Denne høyden defineres som den totale heving av vannspeilet med terskelbygging, selv om cellederskler skaper hevingen gjennom flere små trinn. Med 1 m oppdemning eller mer, er det lite aktuelt med andre typer terskler enn cellederskler, ellers vil terskelen skape et hinder for oppvandring av små ørret. Røde områder markerer dermed områder som er uegnet for terskelbygging på grunn av følgende faktorer:

- Elvas helning er for stor. Bygging av terskler vil ikke skape tilstrekkelig vanddekket areal med tanke på nødvendig oppdemningshøyde, stabilitet under flom og kostnad. Terskler bør ikke bygges der elvas lokale gradient er større enn ca. 2 m/km.
- Økning i vanddekket areal per terskel er for lite. Dersom en terskel ikke kan skape et vannspeil mer enn ca. 30 m oppstrøms, er enten selve terskelen for liten eller elva for bratt.
- Nødvendig terskelhøyde er for stor. Jo høyere terskelen blir, desto mer erosjon kan en regne med nedenfor. Det medfører større kostnader. De celletersklene som hittil er bygd i Norge, har ikke oversteget 1,0 m i oppdemningshøyde, men foreløpig er erfaringene for få til å utelukke celleterskler opp til ca. 1,5 m høyde (med bruk av flere celler).

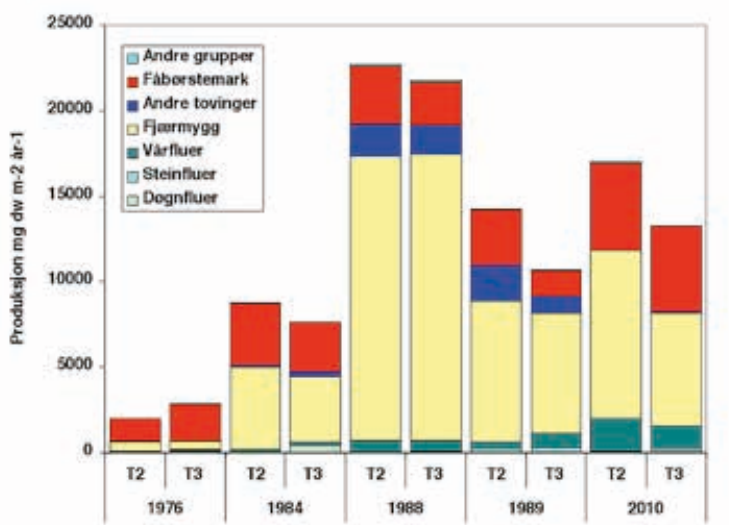
Med bakgrunn i data fra åtte vassdrag, ble det i 2006 foretatt en evaluering av terskler som avbøtende tiltak (Arnekleiv et al. 2006). I konklusjonene pekes det på at terskler har bidratt til å opprettholde vanddekket areal,

kulper og variasjon i vassdrag med redusert vannføring. For å bevare fiskebestandene i sterkt regulerte elver har tersklene i stor grad fungert etter hensikten, spesielt for ørret. Men det pekes også på problemer/utfordringer knyttet til landskapsestetikk, sedimentasjon og gjengroing av terskelbassenger, og at tersklene kan forsinke fiskens oppvandring. Særlig gjelder dette vandrende arter som laks. I Nidelva (Arendal) ble flere terskler fjernet for å bedre oppgangen og habitatet til laks, med godt resultat (Fjeldstad et al. 2011).

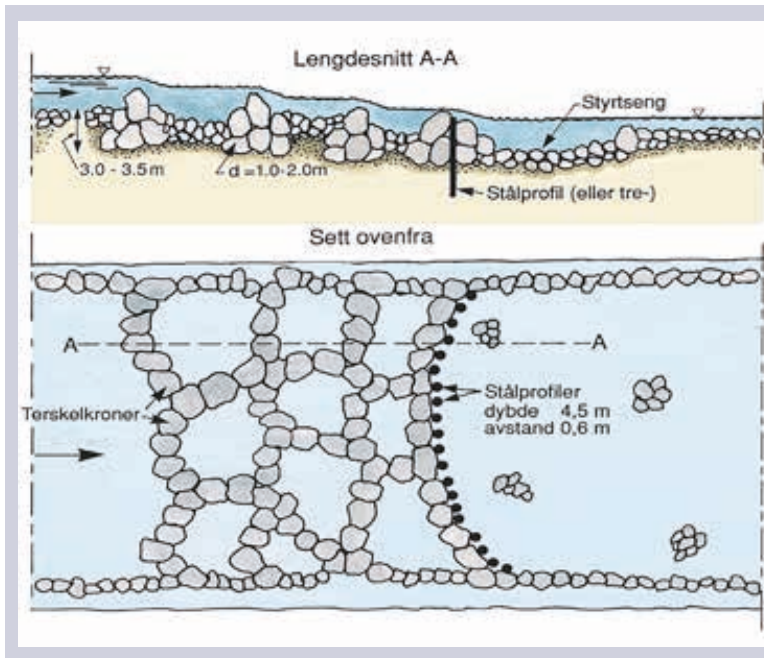
Langtidsvirkninger i terskelbasseng

NVE har vært opptatt av å framskaffe kunnskap om virkninger og ikke minst de langsiktige virkninger av terskelbygging. Det er særlig terskelbasseng i Eksingedalen som har vært gjenstand for omfattende studier. Oppfølgingen ble videreført i Biotopjusteringsprogrammet på 1980–1990-tallet og nå videreført i programmet Miljøbasert vannføring (Fjellheim og Halvorsen 2012).

Hovedresultatet av de lange måleseriene viser at bunndyrsamfunnet i terskelbassenget i Ekse er dynamisk og påvirket av



Total bunndyrproduksjon (milligram tørrvekt pr. m² år⁻¹) på to transekter i perioden 1976–2010. Fra Fjellheim og Halvorsen 2012.



Prinsippskisse av celleterskel.
Fra Fergus et al. 2010.

hydrofysiske faktorer, spesielt flommer. Eksempelvis førte en sterk flom i juni 1989 til store endringer i biodiversitet og sterkt redusert biomasse av bunndyr, sannsynligvis som en følge av at store deler av det organiske materialet som var lagret på bunnen ble spylt vekk.

Fra 1976 til 1988 var det en sterk økning i bunndyrbiomassen, sannsynligvis forårsaket av en stor økning av organisk materiale i terskelbassenget (Fjellheim et al. 1992). Bunndyrsamfunnet var da preget av arter tilpasset mer stillestående vann, blant annet flere fjærmyggarter. Etter flommen i 1989 bygde bunndyrsamfunnet seg opp igjen målt som biomasse, men var i 2010 lavere enn det som ble observert i 1988. Det skjedde også endringer i hvilke bunndyrgrupper som dominerte. Like etter at terskelen ble anlagt dominerte fåbørstemark, mens fjærmygg overtok fra 1984. Gruppen vårfluer (*Trichoptera*) har økt gjennom perioden og viste den største produksjonen i 2010.

Oppmåling av terskelbassenget viste at

det i gjennomsnitt var blitt nesten 10 cm grunnere, men endringen var ikke jevn. Det var spesielt i nedre og øvre del det var blitt grunnere. Bassenget har også i gjennomsnitt blitt 1,6 m bredere, og arealet er økt med ca. 600 m².

Celleterskler

Celleterskler består av flere sammenkoblede cellekonstruksjoner av stein, slik som illustrert i prinsippskissen over. Tersklene trapper ned høydeforskjellene over en større elvestrekning. For en nærmere teknisk beskrivelse vises til Arnekleiv (2012) og Fergus et al. (2010).

Det er i de senere år bygd flere celleterskler i regulerte vassdrag, dels som en erstatning for tradisjonelle terskler der fallforholdene har vært relativt store, dels som et generelt fiske- og landskapsforbedrende tiltak. For å få bedre kunnskap om de økologiske virkningene av celleterskler og om hvordan slike terskler best kan kombineres med andre avbøtende tiltak, er det gjennomført undersøkelser i to vassdrag, Sima i Eidfjord og Numedalslågen ved Rødberg. Resultatene

er presentert i Arnekleiv (2012).

Celleterskler er godt egnet der fallforholdene er relativt store. Celletersklene vil fordele vannet over større deler av elvesenga og skape variasjon i elvelandskapet. Når høydeforskjellene tas over flere sammensatte cellekonstruksjoner, vil celletersklene ha stor hydraulisk bremseeffekt under flomvannføring, slik at også erosjonspotensialet blir redusert. På liten vannføring kan vannstrømmen styres mellom cellene for å skape små kulper og strykpartier. Celleterskler kan også nyttes i små vassdrag ved at det lages en enkelt konstruksjon, og



Et strykparti i Sima med celleterskler og strømstyring.
Foto: Jo Vegar Arnekleiv.

kan også kombineres med andre tiltak som strømbuner, steinsettinger og kulper.

I Sima hvor det tidligere er gjort omfattende ferskvannsbiologiske undersøkelser, er det bygd to celleterskler sammen med buner/strømstyring, kulper og utlegging av stein i ulike mønstre. Dette gir variasjon i strykpartiet, se bildet over. Gjennomsnittlig årsvannføring etter regulering er 23 % av vannføringen før reguleringen. Reduksjonen er størst om sommeren.

Før tersklene ble etablert foregikk gyting utelukkende i øvre deler av vassdraget (Barlaup et al. 2000). I perioden 2004 til 2011 fantes egnet gyteareal, gytefisk, gytegroper og en økt ungfisktetthet i elvas

nedre del. Fortsatt er det mer gyting og ungfisk oppe i vassdraget, men fordelingen er jevnere enn før. At fisken foretrekker øvre deler kan ved siden av fysiske habitatforhold henge sammen med grunnvannstilsiget, som kan gi fordeler for fisk ved lav vannføring og gi varmere temperatur i vinterhalvåret med raskere eggutvikling. Dessuten kan fordelingen henge sammen med fiskens tilbakevandring til gyteplassen.

Vurdering av celletersklene i Sima er avhengig av målestokken en velger. Sett for hele vassdraget kan celletersklenes effekter ikke skilles fra andre habitattiltak i vassdraget. Tersklene har bidratt til å skape gyteareal og standplasser i nedre del av vassdraget, og dette har sannsynligvis ført til en jevnere fordeling av fisk.

Vurderes habitatforholdene for de enkelte tiltakene, finnes tydelige forskjeller mellom terskeltypene. Syvdeterskler gir større maksimaldyp enn celletersklene og skaper kulper som kan være bedre egnet for fritidsfiske. Til tross for forskjellig dyp gir begge terskeltyper omtrent like attraktive standplasser for gytefisk, og begge kan skape egnet gyteareal dersom gytegrus er til stede. Imidlertid fantes det flere gytegroper og større sammenhengende gyteareal i utløpet av kulper til syvdeterskler. Delvis var det mye finsediment i de store terskelbassengene, noe som vurderes som ugunstig for både gyting og ungfisk. Skjul for og tetthet av eldre ungfisk av ørret var større i celletersklene. Vandringsmulighetene for all fisk ble vurdert som bedre ved celleterskler, fordi andre typer terskler har større fallhøyde og kan virke som vandringshindre i perioder ved lav vannføring, særlig for ungfisk.

Ved fornyet konsesjon for Nore I på strekningen fra Rødberg til Norefjorden ble det gitt nytt manøvreringsreglement, samtidig som fem gamle terskler ble byttet ut med nye celleterskler og andre habitattiltak.

Det ble i tillegg foretatt korrigeringer i elveløpet ved at det ble lagt ut steinøyer, strømstyring ved bruk av buner av stein og samling av vannstrøm ved innsnevring av elveløpet. De gamle tersklene var både løsmasseterskler med rett krone og en betongterskel som muliggjorde at tømmerbiler kunne kjøre over elva. På grunn av relativt stort fall ga disse ikke sammenhengende vannstreng.

Elvestrekningen var før regulering et viktig gyte- og oppvekstområde for ørret fra Norefjorden. En viktig grunn til å bygge nye celleterskler var å bedre forholdene for fisk, i tillegg til å bedre de landskapsmessige forhold. Etter at celletersklene ble bygd er det opplyst at det er tatt fisk på opptil 4 kg i de nye terskelbassengene i 2008 (Nils Runar Sporan, pers. medd.). Dette tyder på at det igjen foregår oppvandring av større ørret på strekningen.

Undersøkelser av ungfisk på strekningen med nye celleterskler og andre tiltak viste at tettheten av årsyngel (0+) av ørret

generelt var lav begge år undersøkelsen ble foretatt (gjennomsnittlig 8,2/100 m² og 2,8/100 m²). Tettheten av eldre ørretunger varierte mye mellom lokalitetene og var i gjennomsnitt 25/100 m² begge år. I celletersklene varierte tettheten mellom 13 og 22 fisk/100 m², mens de største tetthetene ble funnet på to av de tre undersøkte terskelkronene inn mot terskelbassenget. På terskelkrona nedenfor Rødberg kraftstasjon var tettheten på 54–60 ørret/100 m², vesentlig større ørret (over 2+). Tettheten ble sannsynligvis underestimert.

Årsaken til den høye tettheten var rikelig med stor blokk som skaper hulrom innover i terskelkrona mot de dypere områdene innenfor. På en lokalitet med lite hulrom var tettheten lav, 11–15/100 m². Dette illustrerer hvor viktig utforming og plastring er for å gi skjul og gode oppholdssteder for ørret. Det er ellers kjent at mengden skjul av ulik størrelse har stor betydning for elvas bæreevne av ungfisk av ulike aldersklasser (jf. Finstad et al. 2007). Undersøkelsene viste også at fisken hadde god vekst. På



Cellelerskler i Numedalslågen. Foto: Jo Vegar Arnekleiv.

elvestrekningen ble det ikke registrert sammenhengende gyteområder, og egne gytegrus fantes sparsomt på mindre flekker på strykparterier og i noen celleterskler. Det var lite finsediment å se på hele strekningen, med unntak av noen terskelkroner hvor tettingsmasse fra byggingen var synlig. Strekningen var dominert av storsteinet elveløp og varierte fallforhold.

Prøver tatt av bunnfaunaen viste dominans av døgnfluer på alle lokaliteter i begge årene. Fjærmygg, vårfluer og steinfluer var også tallrike. Det var ikke systematiske forskjeller i faunasammensetning mellom lokaliteter på strykestrekninger, celleterskler og terskelkroner.

Celletersklene i Numedalslågen gir varierte substrat-, dybde- og vannhastighetsforhold nedstrøms terskelbassengene, og ungfiskundersøkelsene viste like gode tettheter av ungfisk av ørret her som på strykestrekningene. Substratet var jevnt over grovsteinete, noe som gir mange skjulmuligheter for større ungfisk. På strekningen var det også en god fordeling mellom naturlige strykparterier, celleterskler og terskelbassenger. Dette gir også varierte fiskehabitater.

Fra tidligere undersøkelser vet vi at terskelbassenger gir viktige skjul- og oppholdsplasser for voksen ørret (jf. Arnekleiv 2006). I et så grovsteinet og bredt elveløp som en har på strekningen Rødberg til Norefjorden, gir en minstevannføring på 3,0 m³/s sannsynligvis også gode oppholdsplasser for større ørret i celletersklene, men fiskeundersøkelsene kunne ikke gi god nok informasjon om vandring, fordeling og opphold til større gyteørret. Området hadde lite gytesubstrat, og gytegrøper ble knapt registrert. Basert på elfiskeresultater og habitatundersøkelsen mener Arnekleiv (2012) at mangel på egnede gytearealer kan ha betydning for produksjonen av ørret på strekningen. Det er mulig å tilføre gytegrus i utløpet av terskelbassenger og celleterskler for å øke

gytemulighetene på strekningen.

Celletersklene ble bygd av stein fra elveløpet, mens tetningsmasser ble tatt fra et nærliggende grustak. Kostnadene for tiltaket i 2004 var ca. 1,3 millioner kr (opplysninger fra NLB/Statkraft). I en flom i august 2007 gikk det i et tidsrom over 300 m³/s på elvestrekningen mellom Rødbergdammen og Norefjorden. Dette tilsvarer en 50-års flom i et elveløp med minstevannføring 3–5 m³/s. Flommen medførte noe skade på tre av fem terskler, men i hovedsak sto celletersklene godt etter flommen. En steinrekke ble forskjøvet av flomvannet. Reparasjonen medførte ei ukes arbeid til en kostnad på ca. 140 000 kr (2007).

Celleterskler og landskapsetetikk

Arnekleiv (2012) har gjort en vurdering av de landskapsmessige forhold ved celletersklene i Sima og Numedalslågen.

Numedalslågen mellom Rødberg og Norefjorden er et godt synlig og viktig landskapselement, bl.a. fordi riksveien følger vassdraget. Med de nye celletersklene har elva fått et kontinuerlig vanddekket areal. Elvestrengen har på mange måter fått et mer naturlig uttrykk, uten at inntrykket av at dette er en regulert elv er borte. Celletersklenes avrundede former framstår som mindre fremmede i et naturmiljø enn de rette linjene som er typisk for tradisjonelle terskler. Celletersklene har likevel varierende grad av naturlighet avhengig av hvordan steinene er lagt. Det er viktig at en bruker steiner av ulik størrelse for å oppnå variasjon, da mye lik stein og skjematisk utforming av cellene kan gi et like kunstig preg som de tradisjonelle, rettlinjede tersklene. Vekslingen mellom ulik bredde på elvesengen, konstruerte strykparterier, terskler med organisk formspråk og større enkeltsteiner lagt ut her og der gir samlet et inntrykk av en naturlig variert elv med en viss dynamikk til tross for lave vannføringer. I forhold til før-situasjonen vil nok

de fleste være enige i at tiltakene har gitt et stort løft for den estetiske opplevelsen av Numedalslågen. Det antas som lite sannsynlig at sedimentasjon av terskelbassenget vil være noe problem og tersklene vurderes også som stabile.

Tiltakene i Sima har gitt mer vanddekket areal i elveløpet. Kombinasjonen av flere forskjellige tiltak fører til at elva beholder et mer naturlig preg enn med vanlige løsmasseterskler. Landskapsestetisk betyr det mye at det i stor grad er benyttet stein fra elveløpet. Et større tilformet terskelbasseng ca. 500 m oppe i elva skiller seg noe ut fra de øvrige tiltakene, men er opprettet for at allmennheten skal få lett adkomst til elva for å kunne fiske. Det er også lagt til rette for handikappede.

I løpet av en ti-årsperiode etter at tiltakene ble gjennomført har en del stein i celletersklene forskjøvet seg, og noen kulper er fylt med stein slik at celletersklene ikke er like tydelige.

Vurdering av terskeltyper

Dersom vannføringen ikke er tilstrekkelig, vil ulike terskeltyper bidra til å bedre både de landskapsestetiske forhold og forholdene for fisk og bunndyr i regulerte elver. Celletersklene i Sima betraktes ikke som bedre eller dårligere enn enkle syvdeterskler fra et biologisk ståsted. Begge typer har ulike fordeler og ulemper mht. fiskehabitat. Celletersklene vurderes som bedre egnet til å skape skjul, habitat for ungfisk, vandringsmuligheter og til å unngå store finsedimentavsetninger, mens de enkle tersklene i Sima gir større vanddyp (viktige leveområder for fisk ved bunnis og tørke), mer populære fiskeplasser og større sammenhengende gyteplasser i utløpene. En kombinasjon av begge typer, kulp-terskel-sekvenser som har enkelte større kulper og flere celler istedenfor en høy terskelkant, vil tilgodese alle nevnte funksjoner. En kombinasjon av enkle terskler og celleter-

skler vil gi både gyteareal, ungfiskhabitat, standplasser for voksen fisk, vandringsvei, dype områder og fiskeplasser. Celleterskler vurderes å kunne bremse vannhastigheter og redusere erosjonspotensialet ved flom og vil bedre kunne motstå sedimentasjon enn tradisjonelle terskelbassenger.

Da det er bygd et relativt lite antall celleterskler, og det er gjort få oppfølgingsundersøkelser, er det behov for å følge opp de langsiktige virkningene av celleterskler.

18. Tiltak for ål

Ved vurdering av tiltak for å bedre opp- og nedvandring av ål må hele vassdrag vurderes under ett (Thorstad 2010). Det har mindre nytteverdi å åpne en passasje som stenger for et lite areal oppveksthabitat enn en passasje som stenger for et stort. Videre er det liten nytte i å åpne en passasje for oppvandring hvis det fortsatt finnes stengsler lengre ned i vassdraget. Ved vurdering av tiltak bør en derfor starte lengst nede i vassdraget og arbeide seg oppover. For utvandrende blankål vil tiltak ved kraftverk nederst i vassdragene vanligvis ha større effekt enn tiltak ved kraftverk lengre opp, fordi en større andel av ålen må passere kraftverk nederst i vassdragene.

Ved vurdering av tiltak for å hjelpe oppvandrende ålyngel forbi vandringshindre, må



Ålyngel fra Imsa i Rogaland. Foto: Eva B. Thorstad.

det samtidig gjøres en vurdering av behovet for tiltak for å sikre ålens muligheter for å komme seg levende og uskadd ned igjen som blankål. Ulike typer åleledere kan installeres for å hjelpe oppvandrende ål forbi et vandringshinder. De fleste typer består av rør eller renner fylt med et materiale som ålen kan krype opp gjennom. Inngangen til ålelederen må plasseres på et sted som ålen finner, og samtidig må en sørge for at lederen fungerer under ulike vannføringer i sommerhalvåret. Det er også viktig at ålen ledes ut i et område på oversiden av lederen, der de ikke blir skylt ned igjen med strømmen.

Generelt finnes ikke standardløsninger for hvilke tiltak som bør benyttes for å redusere dødelighet for blankål forbi kraftverk, og det finnes relativt lite kunnskap på området (Larinier og Travade 2002, Larinier 2008). I forhold til laksefisk er det gjort lite forskning på ål og tiltak for nedvandring (Larinier og Travade 2002). De fleste undersøkelser av tiltak for ål er foretatt i Frankrike, Nederland, Tyskland og Sverige. I Frankrike har de konkludert med at nedvandring av ål er en av de største utfordringene ved kraftverk, og at kunnskap mangler til å utvikle gode løsninger (Larinier 2008). For å finne gode løsninger trengs det generell forskning i tillegg til utprøvinger og tilpasninger ved de enkelte kraftverk.

Det finnes ulike typer tiltak som kan redusere dødeligheten for nedvandrende ål forbi kraftverk, blant annet å fange nedvandrende ål, frakte dem forbi kraftverket og slippe dem ut igjen nedenfor kraftverket. En annen løsning er å stanse kraftverket i hele eller deler av perioden med nedvandring av ål. Detaljert kunnskap om når ålen vandrer i de ulike vassdragene vil kunne redusere perioden kraftverket trenger å stenges og dermed redusere kostnaden ved tiltaket.

Det finnes en del kunnskap om hvilken

utforming av turbiner som medfører minst dødelighet (se Thorstad 2010), men det finnes ingen klare, enkle og entydige råd om dette. Det sikreste er derfor å lede fisk forbi turbinene, enten dette skjer ved fangst og transport av ål forbi kraftverket, ved bruk av alternative vandringsveier eller ved å stanse kraftverket under utvandringen.

Andelen ål som benytter trygge vandringsveier, f.eks. over eller gjennom kraftverksdam eller i minstevannføringsløp utenfor turbinene, kan økes ved å tilrettelegge alternative passasjer slik at ålen i mest mulig grad blir tiltrukket av disse i stedet for kraftverksinntaket, eller ved å lage sperrer som leder ålen bort fra kraftverksinntaket (gitter, elektriske sperrer, boblegardiner, lys eller lyd). Gitter i vanninntak hvor spalteåpningen er så liten at ålen ikke kommer gjennom (helst mindre enn 15 mm) og hvor vannhastigheten er så lav at ålen kan svømme mot strømmen, øker sannsynligheten for at de finner alternative vandringsveier forbi kraftverket. Skrå gitter med alternative vandringsveier knyttet til åpninger i eller langs kanten på gitteret kan være blant de mest effektive tiltakene. Boblegardiner og elektriske sperrer har vist seg å være lite effektive, mens lys- og lydsperrer kan ha et potensiale. Dette vil imidlertid kreve utviklingsarbeid og utprøving. For å oppnå størst mulig effekt kan en kombinasjon av tiltak være nødvendig. Avbøtende tiltak for ål må også sees i forhold til andre faktorer som forårsaker nedgang i bestanden.

Ved byggingen av et nytt Embretsfoss kraftverk i Drammenselva er det planer om ulike tiltak som kan bedre opp- og nedvandringsforholdene for ål.

19. Tiltak for elvemusling

Mejdell Larsen (2012) gir i sin rapport en gjennomgang av elvemuslingens livssyklus og av tiltak som kan iverksettes for å ta

vare på arten. I vassdrag der en vet eller har mistanke om at det finnes elvemusling, må det gjennomføres en kartlegging av utbredelse og forekomst. Klassifisering av status til en elvemuslingbestand (truet, sårbar, levedyktig) baserer seg i første rekke på forekomsten av små (unge) muslinger. Til kartleggingsarbeid generelt og mer detaljerte forundersøkelser i forbindelse med kraftverksreguleringer, må det stilles



Elvemuslingen står delvis nedgravd i substratet godt forankret i grusen ved hjelp av en muskuløs fot. En voksen musling filtrerer om lag 50 liter vann i løpet av et døgn, og en stor muslingbestand er et viktig bidrag til å opprettholde en god vannkvalitet også for andre bunndyr og fisk i vassdraget. Foto: Bjørn Mejdell Larsen.

krav til kompetanse og et minimum av dokumentert erfaring.

I vurderingen av vannkraftreguleringers betydning for elvemusling og om det skal anbefales utbygging eller ikke, bør det legges vekt på tettheten av muslinger, hvorvidt rekruttering forekommer eller ikke og hvor stor del av bestanden som blir berørt av utbyggingen. Når tettheten er større enn 1 individ pr. m², er bestanden livskraftig (funn av unge muslinger). Dersom mer enn 10 % av en slik bestand blir berørt, bør ikke prosjektet anbefales.

Et tiltak ved en eventuell utbygging vil være å flytte muslinger. Dette er mest aktuelt i områder med store muslinger og få individer som er nedgravd. Reproduerende

bestander skal i utgangspunktet vurderes som så verdifulle at inngrep som står i fare for å endre dette, bare unntaksvis kan tillates. I reproduerende bestander med høy andel av unge individ vil heller ikke en effektiv flytting av muslinger være mulig, da 20–60 % av muslingene kan være nedgravd i substratet.

Vannføringen etter en regulering må være høy nok til å hindre stranding, og samtidig være dynamisk slik at sannsynligheten for tilslamming, økt vanntemperatur og uønsket algevekst ikke øker. Minstevannføring som skal hindre skade på muslingbestander i vassdrag som foreslås regulert, må være minst på størrelse med 95 persentilen (Q_{95}). I vassdrag med stor forskjell mellom $Q_{95 \text{ sommer}}$ og $Q_{95 \text{ vinter}}$ vil det være behov for å skille mellom disse.

Spyleflommer er aktuelt som tiltak i vassdrag med redusert vannføring for å minske avsetning av silt og finpartikulert materiale. Med utgangspunkt i livssyklus til muslingene vil vår (før muslinglarvene slipper seg av fisken) og høst/senhøst (etter at muslinglarvene har festet seg til fisken) være de beste tidsperiodene for slipp av spyleflom. Mindre vannslipp kan i tillegg være nødvendig om sommeren (juli) for å dempe algeveksten og øke oksygeninnholdet i perioder med høy vanntemperatur.

Vannføringen om våren bør reduseres til normal sommervannføring i løpet av mai-juni, avhengig av vassdrag, for at ikke muslinglarvene som slipper seg av fisken skal havne i områder som senere på sommeren blir tørrlagt. Flomvannføring er dessuten negativt for overlevelsen av unge muslinger som nettopp har sluppet seg av fisken.

Det må sikres frie vandringsveier for vertsfisk etter en utbygging. I forbindelse med vannkraftrevisjoner bør en forsøke å fjerne eller utbedre vandringshindre. Samtidig må

det tas hensyn til at viktige gytehabitat til laks og ørret opprettholdes. Ved eventuelle behov for å styrke den opprinnelige fiskebestanden i et vassdrag skal tiltakene alltid baseres på lokale stammer.

For å unngå at vassdraget nedkjøles av kaldt magasin vann om sommeren, må en iverksette temperaturkontroll under tapping av magasin vann. Endringer i vanntemperatur kan hemme reproduksjonen og øke dødeligheten av muslinglarver eller unge muslinger.

Tilførsel av næringsstoff (nitrat, fosfor, ammonium), suspendert materiale, humus og tungmetaller samt pH og andre sentrale vannkjemiske parametre (kalsium, ledningsevne, turbiditet) må holdes innenfor antatte grenseverdier i muslingvassdrag.

I vassdrag med elvemusling må mengde finkornet substrat være mindre enn 25 % og redokspotensialet gjennomsnittlig større enn 300 mV målt 5–7 cm nede i substratet for å opprettholde rekrutteringen.

I handlingsplanen for elvemusling er målet i et langsiktig perspektiv at det skal finnes livskraftige populasjoner i hele Norge. Alle nåværende, naturlige populasjoner skal opprettholdes eller forbedres. I et slikt perspektiv må problemene for elvemusling i forbindelse med vannkraftreguleringer identifiseres, og nødvendige tiltak i forbindelse med nye prosjekter og revisjoner av gamle anlegg med fastsettelse av minstevannføring settes i verk for å hindre at muslingen dør ut i regulerte vassdrag. En bestand av elvemusling som opprettholder naturlig rekruttering, vil være det synlige beviset på god vannkvalitet og god økologisk status.

20. Vegetasjonsetablering i strandsonen

Revegetering i strandsonen i magasiner har vært prøvd, men det er flere forutsetninger som må oppfylles for at tiltaket skal være vellykket. Selv med gjødsling viser de fleste plantearter svak vekst og dårlig overlevelse (Rørslett og Johnsen 1996; Eie et al. 1995). Problemet er at få planter klarer seg i et miljø med store vannstandsendringer og løst substrat, selv om det legges ut matter for å stabilisere substratet. En frøbank må være tilgjengelig, og substratet må ha et visst innhold av organisk materiale. I magasiner med små vannstandsvariasjoner eller langs vassdrag med stabil vannføring, kan revegetering være vellykket dersom forutsetningene er tilstede.

21. Fjerning av krypsiv

Årsaker til krypsivvekst

Programmet Miljøbasert vannføring har vært en av flere bidragsytere til Krypsivprosjektet. Prosjektet ble startet på Sørlandet i 2002 og har som mål å finne årsaken til den kraftige veksten av krypsiv og finne fram til effektive mottiltak. Problemveksten ble først rapportert fra regulerte vassdrag på Sørlandet, men nå finnes problemet både i regulerte og uregulerte elvestrekninger og i innsjøer. Her gis kun en foreløpig beskrivelse basert på Danielsen et al. (2012). For en mer grundig beskrivelse henvises det til rapporter fra Krypsivprosjektet.

Under gode betingelser kan krypsiv danne store, tettvekste bestander, ofte med matter i vannoverflaten. Dette fører til at strømhastigheten reduseres, noe som igjen gir større akkumulering av finsediment. Dette forringer gytehabitat for laksefisk, og de tette mattene gjør det problematisk for utøvelse av fiske, båtliv og bading. Kraftproduksjon kan også påvirkes ved at store mengder krypsiv tetter til turbininngang-

ene. De store overflatemattene oppfattes også som et estetisk problem.

Det er gjennomført en sammenlikning av vannføringsregimet kombinert med observasjoner av krypsivvekst og ulike miljøvariable i både regulerte og uregulerte vassdrag på Sørlandet. Gjennomgangen viste at det er vanskelig å finne entydige sammenhenger. Både regimer med ujevn vannføring som følge av regulering og naturlig vannføringsvariasjon har gitt grunnlag for god vekst av krypsiv. Fellesnevneren har vært tilstedeværelsen av optimale habitater for krypsiv, dvs. sakteflytende partier med mye finmateriale i bunnsstratet og med tilstrekkelig dybde også i perioder med lav vannføring.

Sørlandet preges av høyt nitrogennedfall, og en hypotese har vært at den økte veksten skyldes ubalanse i forholdet mellom elementene nitrogen, fosfor og karbon. For å undersøke dette ble det gjennomført forsøk med forsiktig tilsetning av fosfor til Nedre Lundetjenn i Grimstad kommune i 2006–2007. Tidligere forsøk med fosfortilsetning samme sted i 1999–2001 reduserte dekningsgraden av krypsiv fra 20–25 % til 1 %. Selv om det var en viss nedgang i mengde og vitalitet i 2006–2007, ble det ingen stor nedgang som i det foregående forsøket. Forsøket i 1999–2001 gikk over 3 år og det var i det tredje året at den store nedgang fant sted, mens forsøket i 2006–2007 bare gikk over 2 år.

Tidligere laboratorieforsøk har vist at tilsetning av nitrogen fremmet vekst av krypsiv, mens veksten ble hemmet ved fosfortilsetning, muligens på grunn av stor tilvekst av begroingsalger. Resultater fra nyere laboratorieforsøk (Moe 2012) gir imidlertid ingen støtte for hypotesen om at forhøyet nitrogennedfall favoriserer problemvekst av krypsiv, eller at økt tetthet av påvekstalger hemmer veksten.

Årsaken til problemvekst synes derfor å være sammensatt av flere miljøfaktorer, ikke én enkelt faktor.

I Danielsen et al. (2012) evalueres ulike metoder som er forsøkt for å fjerne den uønskede veksten. Resultatene som presenteres her er foreløpige. De aktuelle metodene som er utprøvd er fjerning med mekanisk utstyr, styrt innfrysing og manipulering med vannstand. Det er også startet opp et prosjekt for å teste ut kjemisk behandling. Det gis her en kort oppsummering av de ulike metodene.

Fjerning av krypsiv ved graving

Erfaringer viser at gravemaskiner kan arbeide effektivt og grave opp mye masse på relativt kort tid dersom vannstanden er lav og bunnforholdene stabile. I tillegg til å få opp selve plantemassen får en også opp rotstokk og mudder. På bakgrunn av resultater fra Otra skriver Rørslett (1997) at krypsiv har problemer med å reetablere seg dersom krypsivet fjernes helt, inkludert rotstokk og mudder. En blanding av planter, mudder og vann kan være vanskelig å håndtere med gravemaskin. Det er også vanskelig å unngå at maskinen tar med seg en del av den opprinnelige elvegrusen.

Resultatene fra prøveflatene hvor denne metoden er utprøvd, viser at den prosentvise dekningsgraden av krypsiv reduseres vesentlig som følge av tiltaket. Dette har sammenheng med at alt graves opp. Men en relativt stor grad av reetablering har skjedd allerede tre til fire år etter at tiltaket ble gjennomført. Dette tyder på at en ikke oppnår en varig effekt av tiltaket selv om rotstokk og mudder fjernes. Der graving velges som tiltak, må det derfor planlegges at tiltaket gjentas i løpet av få år.

Fjerning av krypsiv ved klipping

Klipping som tiltak er utprøvd i alle vassdragene i Vest-Agder hvor krypsivet oppleves som problemvekst. Klipping skjer

fra amfibiekjøretøy, som gjør det mulig å nå områder som blir for dype for gravemaskin. Den opprinnelige elvegrusen som en ønsker å bevare, påvirkes i mindre grad enn ved bruk av gravemaskin. Ved sterk strøm har en opplevd avdrift av klippet krypsiv. Det er derfor viktig at det legges ut lenser for oppsamling i områder hvor dette kan bli et problem.

Hovedtrenden i resultatene er at dekningsgraden ikke reduseres vesentlig som følge av tiltaket, men at målt gjennomsnittlig plantelengde går betraktelig ned. Dette skyldes at mye av stengelen og rotstokkene blir stående igjen, ikke ulikt når en klipper en gressplen. På to av prøveflatene (Mannflå B og C) ble derimot dekningsgraden vesentlig redusert. Dette kan forklares ut i fra bunnforholdene. På disse prøveflatene er bunnforholdene gunstige for klipping, det vil si flat bunn uten store steiner. Dette gjør at krypsivet kan klippes ned til under midtre og nedre deler, dvs. under årsvekstpunktet. Rørslett (1997) mener krypsiv i større grad går i oppløsning når det klippes slik. Samtidig viser resultatene fra de fleste prøveflatene at en igjen ser høy dekningsgrad og lang gjennomsnittslengde på krypsivet i de behandlede områdene tre til fire år etter tiltak.

Ved tiltaksplanlegging der klipping vurderes, må det legges opp til at tiltaket gjentas innen rimelig tid. Dersom det er bunn med mye stein, vil saksen på klippearmen raskt sløves ned og må ofte slipes opp igjen. Det er derfor viktig at bunnforholdene undersøkes grundig før en vurderer denne metoden.

Spyling og fresing

Det viser seg at klipping i varierende grad fjerner oppsamlet mudder og rotstokker, spesielt i områder med ujevne bunnforhold. Det er derfor prøvd å høytrykksspyle bunnen i tillegg til å klippe krypsivet. Prøveflatene som ble behandlet på denne

måten, viser relativt ulike resultater.

Grimsby (2006) bekrefter i sin evaluering av tiltakene som ble gjennomført på Straumland, at det var relativt stor forskjell i effekt på de to feltene som ble spylt. Dette kan forklares med at det ene området (Straumland 4) besto av et tynt lag med mudder over sandbunn. Det virket som om trykklufta her var i stand til å fjerne mudderet i stor grad. Svært mye røtter ble også funnet i en oppsamlingsnot nedenfor. Det andre området (Straumland 3) besto av et tykkere lag med mudder, ca. 20 cm over sand-/grusbunn. Her var ikke trykklufta i stand til å fjerne mudderet nevneverdig. En del av plantene løsnet. Det var mindre driv i elva i dette området da elva er bredere og litt mer stilleflytende, og strømmen var i liten grad i stand til å fjerne mudder/planter.



Krypsiv har blitt et problem i mange regulerte og uregulerte vassdrag. Forskjellige metoder er forsøkt for å få bukt med problemet. Selv ved fjerning med gravemaskin må tiltaket gjentas i løpet av få år. Foto: Svein Haugland.

Alle prøveflatene, spesielt flatene på Straumland, viser at mengde fjernet biomasse er høy som følge av tiltaket. Samtidig viser alle prøveflatene at krypsivet reetablerer seg mot "gamle tilstander" i

løpet av tre til fire år etter behandlingen, både når det gjelder plantelengde og dekningsgrad.

Selv om erfaringene fra denne tiltaksmetoden er begrenset, viser det seg også her at vurdering av bunnforholdene er viktig når tiltak skal planlegges. I likhet med øvrige beskrevne tiltak må det legges opp til at tiltaket gjentas i løpet av relativt kort tid, anslagsvis etter tre til fire år.

For ytterligere å kunne fjerne rotstokker og oppsamlet mudder, er det prøvd å frese og spyle opp bunn sedimentene. Foreløpig har en begrenset med data fra slike forsøk. Tidsserien er for kort til å kunne si om effekten fra denne tiltakstypen har en lengre virkning på utbredelsen av krypsiv enn det som er beskrevet til nå. Foreløpige resultater viser at den prosentvise dekningsgraden reduseres i likhet med plantelengden. Ut fra flybilder som er tatt før og etter tiltak, er det eksempler på at denne metoden gir gode resultater over store områder. Også her vil bunnforholdene virke avgjørende på effekten.

De siste årene har utstyret blitt mer og mer viktig i tiltaksarbeidet. Særlig på områder som ikke er altfor tettvokst av krypsiv, kan utstyret rekke over store områder på relativt kort tid. I områder med store muddermengder og svært tette bestander av krypsiv, kan likevel gravemaskin fortsatt nyttes.

Innfrysing

Innfrysing er naturens egen måte å begrense utbredelsen av krypsiv i elvene. I regulerte vassdrag vil en kunne forsterke effekten av innfrysing ved at vannstanden senkes i perioder med gode kuldeforhold, for deretter å kjøre en spyleflom. Den foreløpige vurderingen av innfrysingsprosjektet i Otra vinteren 2011 tyder på at

prosjektet har vært vellykket. De forsøkene som er gjennomført, viser at dette kanskje er den mest kostnadseffektive metoden for å begrense utbredelsen av krypsiv dersom de klimatiske betingelsene er riktige. Det er imidlertid vanskelig å si noe om hvor langvarig effekt tiltaket vil ha. Tidligere innfrysingsforsøk tyder på at denne metoden nok ikke har noen varig effekt. Etter innfrysingsforsøket som ble gjennomført nedstrøms Brokke kraftverk, var omtrent halvparten av opprensningseffekten gått tapt etter tre år (Rørslett 1997). Dette viser at også innfrysingstiltak bør gjentas relativt raskt i likhet med de mekaniske tiltakene. Da innfrysing i de regulerte vassdragene ofte innebærer stans av kraftverket, er det viktig å beregne god tid til planlegging av denne type tiltak.

Konklusjon

Det kan virke som ingen av de tiltaks metodene som til nå er prøvd ut, gir permanent reduksjon i utbredelsen av krypsiv. Uavhengig av metode sees stor grad av reetablering etter allerede to til tre år. Dette tyder på at nye tiltak må gjennomføres på nytt etter relativt kort tid. Ut fra dagens kunnskap ser det dermed ikke ut til at det er mulig å bli kvitt krypsivproblemene på Sørlandet.

Sluttkommentar

Vurderinger av antatte virkninger av planlagt kraftutbygging på biologiske og landskapsmessige forhold vil alltid bygge på mer eller mindre godt dokumentert kunnskap.

Virkningene av noen typer avbøtende tiltak er forholdsvis godt dokumentert. Dette gjelder for eksempel virkninger av terskler. Generelt er særlig kunnskapen om langtidsvirkningene av ulike typer inngrep i vassdrag for dårlig dokumentert. For mange avbøtende tiltak er det et stort behov for bedre kunnskap om langtidseffektene. I de fleste konsesjonsvilkår er det gitt vilkår som muliggjør krav om etterundersøkelser som kan imøtekomme kunnskapsbehovet. Dette vilkåret er imidlertid lite brukt.

En teknikk som kan brukes for å overvåke vassdragets karakter og artssammensetning er "River Habitat Survey", en systematisk metode som baserer seg på faste transekter som etableres langs vassdraget, der artene kartlegges og registreres i detalj. Senere kartlegging i samme transekt og med samme kartleggingsteknikk vil dokumentere endringer som har skjedd over tid. Denne teknikken vil egne seg godt for dokumenta-

sjon av effekter og eventuelt grad av suksess av avbøtende tiltak, dersom det er utformet klare mål for iverksatte tiltak. En liknende teknikk har blitt utviklet i magasiner under begrepet "Lake Habitat Surveys".

Viktige vernekriterier ved utvelgelse av vassdrag som skulle vernes mot kraftutbygging, var type- og referansevassdrag. Det trengs lange måleserier for å spore de gradvise endringene som skjer, enten de skyldes langtransporterte forurensninger eller mer lokale endringer i bruken av nedslagsfeltet eller selve vassdragene. Disse vernede vassdragene skal kunne tjene som målestokk for langsiktige endringer. Det forutsettes imidlertid at en har et sett av referansevassdrag som blir godt dokumentert og som følges opp jevnlig. Et slikt vassdrag har vært Atnavassdraget, som følges opp som en del av basisovervåkingen i Norge (Sandlund og Aagaard 2004).

Referanser

*Alfredsen, K., Linnansaari, T., Harby, A., Ugedal, O. 2009. Tilsigsstyrt minstevannføring - ein pilotstudie. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 2: 41 s.

*Alfredsen, K., Stickler, M., Linnansaari, T. 2006. Verknad av is på habitat for fisk i elver med habitattiltak og minstevannføring. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 1: 43 s.

Andersen, K.M., Fremstad, E. 1986. Vassdragsregulering og botanikk. En oversikt over kunnskapsnivået. Økoforsk utredning 1986-2: 90 s.

Anon. 1990. Fisketrapper. Funksjoner og virkemåte. Innstilling fra fisketrapputvalget. Direktoratet for naturforvaltning, Vassdragsregulantenenes forening. 71 s. + vedlegg.

Armitage, P.D. 1984. Environmental changes induced by stream regulation and their effect on lotic macroinvertebrate communities. I: Lillehammer, A. & Saltveit, S.J. (red.) Regulated rivers, Universitetsforlaget, Oslo: 139-165.

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. Fish. Res. 62: 143-170.

*Arnekleiv, J.V. (red.) 2012. Evaluering av cellederskler som avbøtende tiltak. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 6: 74 s.

*Arnekleiv, J.V., Raddum, G., Sandnæs, T.O., Fjellheim, A., Fergus T. 2006. Evaluering av terskler som avbøtende tiltak i et utvalg vassdrag i Midt- og Vest-Norge. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 3: 79 s.

Artsdatabanken. www.artsdatabanken.no

- Asvall, R.P. 2005. Altautbyggingen. Virkninger på isforhold ved bruk av øvre inntak om vinteren (2001-2004). Foreløpige resultater. NVE Oppdragsrapport B4-2005.
- Asvall, R.P. 2007. Altautbyggingen. Vanntemperatur- og isforhold om vinteren (2006-07). NVE Oppdragsrapport 14: 17 s.
- Asvall, R.P. 2010. Hvordan is i vassdrag dannes og hvordan vassdragsreguleringer påvirker isen i norske vassdrag. NVE Rapport 20: 87 s.
- Bachman, R.A. 1984. Foraging Behavior of Free-Ranging Wild and Hatchery Brown Trout in a Stream. Trans. Am. Fish. Soc. 113: 1-32.
- Baldes, R.J., Vincent, R.E. 1969. Physical Parameters of Microhabitats Occupied by Brown Trout in an Experimental Flume. Trans. Am. Fish. Soc. 98: 230-238.
- Banks, J.W. 1969. A review of the literature on the upstream migration of adult salmonids. J. Fish Biol. 1: 85-136.
- Bardonnet, A., Heland, M. 1994. The influence of potential predators on the habitat preferenda of emerging brown trout. J. Fish Biol. 45 (Supplement A): 131-142.
- *Barlaup, B., Gabrielsen, S.E., Skoglund, H., Wiers, T. 2006. Utlegging av gytegrus i tilknytning til terskler som habitatforbedrende tiltak for aure og laks. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 6: 30 s.
- Barlaup, B., Halvorsen, G.A. 2000. Telling av anadrom gytefisk i Sima og Osa høsten 2000, med en vurdering av biotopforbedrende tiltak. UiB LFI-notat 11/2000. Uni Research, Bergen.
- Bjerke, T., Østdahl, T. 2005. The preference for natural sounds in an urban residential area. Effects of demographic variables. Manuskript. NINA Lillehammer.
- Bohlin, T. 1977. Habitat selection and intercohort competition of juvenile sea-trout *Salmo trutta*. Oikos. 29: 112-117.
- Brabrand, Å., Bremnes, T., Marthinsen, G., Rindal, R., Pavels, H., Saltveit, S.J., Raastad, J.E., Koestler, A.G. 2009. Masseforekomst av tunefluve og regulering av Ågårdselva og Glomma, Østfold. Naturhistorisk Museum, Universitetet i Oslo, Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, 268, 44 s.
- *Brabrand, Å., Bremnes, T., Pavels, H. 2011. Blodsugende knott og vassdragsreguleringer. Kan masseforekomst predikeres? NVE Rapport Miljøbasert vannføring 2: 33 s.
- *Bremnes, T., Saltveit, S.J., Brittain, J.E. 2010. Bunndyr og småkraft. I: Frilund, G.E. (red.) Etterundersøkelser ved småkraftverk. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 2: 113 s.
- *Brittain, J.E. 2007. FoU-programmet Miljøbasert vannføring fase I 2001-2005. Sluttrapport. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 1: 77 s.

Brittain, J.E., L'Abée-Lund, J.H. 1993. Biotopjusteringsprogrammet – status 1992. NVE Publikasjon. 60 s.

Brown, T.C., Daniel, T.C. 1991. Landscape aesthetics of riparian environments: relationship of flow quantity to scenic quality along wild and scenic river. *Wat. Resources Res.* 27: 1787-1795.

Calles, O., Gustafsson S., Østerling, M. 2012. Naturlika fiskvågar i dag och i morgon. Karlstad University Studies, ISSN 1403- 8099. 45 s.

*Colleuille, H., Panagiotis, D., Wai, K.W. 2005. Elv og grunnvann. Sluttrapport – Oppsummering og anbefalinger. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 8: 41s.

Crisp, D.T. 1996. Environmental requirements of common riverine European salmonid fish species in fresh water with particular reference to physical and chemical aspects. *Hydrobiologia* 323: 201-221.

Crisp, D.T, Carling, P.A. 1989. Observation on silting, dimensions and structure of salmonid redds. *J. Fish Biol.* 34; 119-134.

*Danielsen, T., Vegge, E., Grimsby, P.Ø. 2012. Er det mulig å bli kvitt krypsivproblemene på Sørlandet? NVE Rapport Miljøbasert vannføring 3: 33 s.

DeVries, P. 1997. Riverine salmonid egg burial depths: review of published data and implications for scour studies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 1685-1698.

Direktoratet for naturforvaltning. 2000. Kartlegging av ferskvannslokaliteter. DN-håndbok 15.

Direktoratet for naturforvaltning. 2006. Kartlegging av naturtyper - verdisetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13. 2. utgave 2007 (oppdatert 2007).

Direktoratet for naturforvaltning. 2011. Veileder til forskrift om utvalgte naturtyper. DN-håndbok 31.

Eie, J.A., Brittain J.E. 1990. Biotopjusteringsprogrammet – Status 1988. NVE Publikasjon 28: 54 s.

Eie, J.A., Brittain, J.E., Eie, J.A. 1995. Biotopjusteringstiltak i vassdrag. NVE Kraft og miljø 21: 79 s.

Eklöv, A.G., Greenberg, L.A., Brönmark, C., Larsson, P., Berglund, O. 1999. Influence of water quality, habitat and species richness on brown trout populations. *J. Fish Biol.* 54: 33-43.

Erichsen, B., Tallaksen, L.M. 1995. Sammenligning av ulike lavvannsmål i 47 norske nedbørfelt. Hydronova, Oppdragsrapport for Enfo, Oslo.

- Erlandsen, A.H., Faugli, P.E., Grimstad, C.E. 1997. Vannets kraft. Samfunnsbygger og miljøpåvirker. Norges vassdrags- og energiverk og Energiforsyningens Fellesorganisasjon. 80 s.
- Fagerlund, K.H., Grundt, Ø. 1997. FoU-prosjekter 1994-1996 innen vassdrags- og energisektoren. NVE Publikasjon 11: 106 s.
- Fauch, K.D. 1984. Profitable stream positions for salmonids: relating specific growth rate to net energy gain. *Can. J. Zool.* 62: 441-451.
- Faugli, P.E., Erlandsen, A.H., Eikenæs, O. 1993. Inngrep i vassdrag; konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE Publikasjon 13: 639 s.
- Fergus, T., Hoseth, K.A., Sæterbø, E. 2010. Vassdragshåndboka. NVE. 428 s. Tapir forlag.
- Finstad, A.G., Einum, S., Forseth, T., Ugedal, O. 2007. Shelter availability affects behaviour, sizedependent and mean growth of juvenile Atlantic salmon. *Freshw. Biol.* 52: 1710-1718.
- *Fiske, P., Jensen, A.J. 2004. Mot en modell for sammenhengen mellom vannføring og fiskeproduksjon. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 7: 30 s.
- *Fjeldstad, H.P., Fergus, T., Bøe Olsen, N.R. 2005. Habitatforbedrende tiltak - geomorfologiske prosesser, sedimenttransport, erosjon og simulering av optimale forhold for fisk. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 1: 34 s.
- Fjeldstad, H.P., Barlaup, B., Stickler, M., Gabrielsen, S.E., Alfredsen, K. 2011. Removal of weirs and the influence on physical habitat for salmonids in a Norwegian river. *River Res. Appl.* 28: 753-763.
- Fjellheim, A. 1993. Tersklers virkning på miljøet i regulerte vassdrag. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A., Eikenæs, O. (red.) Inngrep i vassdrag; konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE Publikasjon 13 1993, Bind 2: s. 484-510.
- *Fjellheim, A., Halvorsen, G.A. 2012. Suksesjoner i et terskelbasseng. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 4: 37 s.
- Fjellheim, A., Håvardstun, J., Raddum, G.G., Schnell, Ø. 1992. Bunndyrstudier i Eksingedalselva ved Ekse. Effekter av økt vannføring på bunndyrsamfunnet. Biotopjusteringsprosjektet. NVE Rapport 33. Norges vassdrags- og energiverk.
- Fleming, I.A. (red.) 2001. Proceeding of the Workshop on the release of Salmonid Fishes in Norway. June 5-7 2000, Kongsvoll, Norway. *Nordic Freshw. Res.* 75: 152 s.
- *Frilund, G.E. (red.) 2010. Etterundersøkelser ved småkraftverk. Sumvirkning på landskap, Botaniske verdier og småkraft, Bunndyr og småkraft, Konesjonsfrie mikro- og minikraftverk. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 2: 113 s.

Førde, E., Brodtkorb, E. 2001. Sluttrapport for FoU-prosjektet Effektregulering - Miljøvirkninger og konfliktreducerende tiltak. NVE Rapport 20: 54 s.

*Gabrielsen, S.E., Kirkhorn, T., Barlaup, B., Næss, S. 2006. Habitatprosjektet i Modalen. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 4: 63 s.

Glover, B. 2006. Oversikt over avbøtende tiltak i Norge for sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF). EUs Rammedirektiv for vann. Sterkt Modifiserte Vannforekomster (SMVF). Direktoratgruppen, ved NVE og DN. 20 s.

*Glover, B., Brabrand, Å., Brittain, J.E., Gregersen, F., Holmen, J., Saltveit, S.J. 2012. Avbøtende tiltak i regulerte vassdrag. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 10: 64 s.

*Glover, B., Brittain, J.E., Saltveit, S.J. 2009. Evaluering av ordningen med prøvereglement. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 1: 47 s.

*Gravem, F.R., Magnell, J.P., Sandsbråten, K. 2006. Tilsigsstyrt minstevannføring. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 2: 42 s.

Gregersen, F., Haugen, T.O., Larsen, Ø.N. 2006. Eggsize differentiation among sympatric demes of brown trout: possible effects of density-dependent interactions. *Ecol. of Freshw. Fish* 15: 237-246.

Grimsby, P.Ø. 2006. Forsøk med klipping og trykkluftblåsing av krypsiv, Straumland, Kvina 2.-13. oktober. Evaluering av tiltak i regi av Sira-Kvina kraftselskap. 8 s.

Grimås, U. 1962. The effect of increased water level fluctuations upon the bottom fauna in Lake Blåsjön, northern Sweden. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 44: 14-41.

Grost, R.T., Hubert, W.A., Wesche, T.A. 1990. Redd site selection by brown trout in Douglas Creek, Wyoming. *J. Freshw. Ecol.* 5: 365-371.

Hall, F. 1986. Hydraulic design of selective withdrawal structure at the Elk Creek Dam. In proceedings: CE Workshop on Design and Operation of Selective Withdrawal Intake Structure June 24-28 1985, San Francisco, CA May 1986, 26-276.

*Halleraker, J.H., Harby, A., 2006. Internasjonale metoder for å bestemme miljøbasert vannføring – hvilke egner seg for norske forhold? NVE Rapport Miljøbasert vannføring 9: 67 s.

Harby, A. 2007. Bedre vannføring i Surna. Foredrag. EBL-Kompetanse 2007.dok.ebl-kompetanse.no/Foredrag/2007/Vassdragsdrift/Harby2.pdf.

*Harby, A. (red.) 2009. Modeller for simulering av miljøkonsekvenser av vannkraft. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 5: 45 s.

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 A 5932.

- *Harby, A., Bogen, J. (red.) 2012. Miljøkonsekvenser av raske vannstandsendringer. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 1: 82 s.
- Haugum, A. 1998. FoU-programmet Etterundersøkelser. Sluttrapport. NVE Rapport 24: 1-62.
- Heggberget, T.G., Haukebø, T., Mørk, J., Ståhl, G. 1988. Temporal and spatial segregation of spawning in sympatric populations of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L. J. Fish Biol. 33: 347-356.
- Heggenes, J. 1988a. Effect of experimentally increased intraspecific competition on sedentary adult brown trout (*Salmo trutta*) movement and stream habitat choice. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 1163-1172.
- Heggenes, J. 1988b. Substrate preferences of brown trout fry (*Salmo trutta*) in artificial stream channels. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 1801-1806.
- Heggenes, J. 1996. Habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) and young Atlantic Salmon (*S. salar*) in streams: Static and dynamic hydraulic modeling. Reg. Rivers: Res. Manage. 12: 155-169.
- Heggenes, J., Bagliniere, J.L., Cunjak, R.A. 1999. Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in heterogenous streams. Ecol. Freshw. Fish 28: 1-21.
- Heggenes, J., Krog, O.M.W., Lindås, O.R., Dokk, J.G., Bremnes, T. 1993. Homeostatic behavioural responses in a changing environment: brown trout (*Salmo trutta*) become nocturnal during winter. J. Anim. Ecol. 62: 295-308.
- Heggenes, J., Saltveit, S.J. 1990. Seasonal and spatial microhabitat selection and segregation in young Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L., in a Norwegian river. J. Fish Biol. 36: 707-720.
- Hembre, B., Arnekleiv, J.V., L'Abée-Lund, J.H. 2001. Effects of water discharge and temperature on the seaward migration of anadromous brown trout, *Salmo trutta* smolts. Ecol. Freshw. Fish 10: 61-64.
- Hermann, J. 1991. Bottenfauna, vattenflöde och minimitappning. Dimensjonering av minimitappning från miljö- och fiskesynspunkt. Delrapport 3, Litteratursammanställning. Vattenfall, FUD-rapport nr. Uh 1991/26: 42-69.
- Herzog, T.R. 1985. A cognitive analysis of preference for waterscapes. J. of Environ. Psychol. 5: 225-241.
- Hillestad, K.O. 1982. Terskler, Vassdrag og Landskap. NVE Kraft og miljø 4: 144 s.
- Hvidsten, N.A., Johnsen, B.O., Jensen, A.J., Fiske, P., Ugedal, O., Thorstad, E.B., Jensås, J.G., Bakken, Ø., Forseth, T. 2004. Orkla – et nasjonalt referansevassdrag for studier av bestandsregulerende faktorer hos laks. Samlerapport for perioden 1979-2002. NINA Fagrapport 079: 94 s.

*Ihlen, P.G., Bjelland, T., Vaskinn, K., Johnsen, G.H. 2012. Virkninger av små vannkraftverk på lav- og mosefloraen. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 9: 50 s.

Jerstad, K. 1991. Studier av sur nedbørs effekter på fossefallpopulasjonen i Lyngdalsvassdraget. Fylkesmannen i Vest-Agder. Miljøvernavdelingen. Rapport 3.

Johansen, M., Elliott J.M., Klemetsen, A. 2005. A comparative study of juvenile density in 20 streams throughout a very large river system in northern Norway. *Ecol. Freshw. Fish* 14: 96-110.

Johnsen, B.O. (red.), Arnekleiv, J.V., Asplin, L., Barlaup, B.T., Næsje, T.F., Rosseland, B.O., Saltveit, S.J. 2010. Effekter av vassdragsregulering på villaks. Kunnskapsserien for laks og vannmiljø 3. 111 s.

*Johnsen, B.O., Hvidsten, N.A. 2004. Krav til vannføring i sterkt regulerte smålaksvassdrag. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 4: 68 s.

Jonsson, B. 1985. Life history patterns of freshwater resident and sea-run migrant brown trout in Norway. *Trans. Am. Fish. Soc.* 114: 182-194.

Jonsson, N. 1991. Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. *Nordic Freshw. Res.* 66: 20-35.

Jonsson, N., Jonsson, B. 2002. Migration of anadromous brown trout *Salmo trutta* in a Norwegian river. *Freshw. Biol.* 47: 1391-1401.

Jonsson, N., Jonsson, B., Hansen, L.P. 1990. Does juvenile experience affect migration and spawning of adult Atlantic salmon? *Behav. Ecol. Sociobiol.* 26: 225-230.

Kaltenborn, B.P., Bjerke, T. 2002. Associations between landscape preferences and place attachment: A study in Røros, South Norway. *Landscape Res.* 27: 381-396.

Keenleyside, M.H.A. 1962. Skin-diving observations of Atlantic salmon and brook trout in the Miramichi River, New Brunswick. *J. Fish. Res. Board Can.* 19: 625-634.

Kennedy, G.J.A., Strange, C.D. 1982. The distribution of salmonids in upland streams in relation to depth and gradient. *J. Fish. Biol.* 20: 579-591.

Koksvik, J.I. 1992. Ørreten i Innerdalsvatnet i perioden 1982-1989. I: Berg, G., Faugli, P.E. (red.) FoU-prosjekt i Orkla. Oppsummerende prosjektmøte, NVE Publikasjon 2: 157-175.

Kondolf, G.M., Wolman, M.G. 1993. The size of salmonid spawning gravels. *Wat. Resources Res.* 29: 2275-2285.

Korbøl, A., Kjellevold, D., Selboe, O.K. 2009. Kartlegging og dokumentasjon av biologisk mangfold ved bygging av småkraftverk (1-10 MW) – revidert utgave. NVE/DN veileder 3.

Kraabøl, M. 2009. Nedvandring av vinterstøing og smolt av Hunderørret ved Hunderfossen kraftverk. Anbefalinger om vannslipp og lukemanøvreringer. NTNU rapport.

Kroken, A., Faugli, P.E., 1991. Etterundersøkelser i Skjoma. NVE Publikasjon 14: 1-133.

Krokli, B. 1988. Analyse av lavvannføringer. NVE Publikasjon V14.

*Kvambekk, Å. 2006. Temperaturforhold i elver ved redusert vannføring. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 11: 50 s.

*Kvambekk, Å. 2012. Vanntemperatur i kraftverksmagasiner. Hvilke temperaturforskjeller kan oppnås ved bruk av flere inntaksdyp? NVE Rapport Miljøbasert vannføring 7: 32 s.

L'Abée-Lund, J.H. (red.) 2005. Miljøeffekter av små kraftverk, NVE Rapport 3: 78 s.

*L'Abée-Lund, J.H., Heggenes, J., Brittain, J.E. 2006. Modeller for akvatiske organismer. I: Saltveit (red.) Økologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. En sammenstilling av dagens kunnskap. NVE. 152 s.

Larinier, M. 2008. Fish passage experience at small-scale hydro-electric power plants in France. *Hydrobiologia* 609: 97-108.

Larinier, M., Travade, F. 2002. Downstream migration: problems and facilities. *Bull. Fr. Pêche Piscicult.* 364 supplement: 181-207.

Lindroth, A. 1955. Distribution territorial behaviour and movements of sea fry in the River Indalsälven. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 36: 104-119.

*Lislevand, T., Steel, C. 2006. Fugl. I: Saltveit, S.J. (red.) Økologiske forhold i vassdrag - konsekvenser av vannføringsendringer. En sammenstilling av dagens kunnskap. NVE, s. 129-142.

Loomis, J. 1987. The economic value of instream flows: methodology and benefit estimates for optimum flows. *J. Env. Mgmt.* 24: 169-179.

Løe, G.W. 1999. Population structure of three rare hepatic species in the genus *Herbertus* S.F. Gray. *Cand. scient. thesis, NTNU, Norway.*

*Mejdell Larsen, B. 2012. Elvemusling og konsekvenser av vassdragsreguleringer - en kunnskapsoppsummering. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 8: 165 s.

Mellquist, P. 1985. Liv i regulerte elver. NVE, *Kraft og miljø* 10: 120 s.

Milner, R.J., Elliot, J.M., Armstrong, J.D., Gardiner, R., Welton, J.S., Ladle, M. 2003. The natural control of salmon and trout populations in streams. *Fish. Res.* 62: 111-125.

Mobley, M., Tyson, W., Webb, J., Brock, G. 1995. Surface water pumps to improve dissolved oxygen content of hydropower releases. Tennessee Valley Authority, *Scientific Litterature.*

- Moe, T.F. 2012. Nuisance growth of *Juncus bulbosus* in lakes and rivers – experimental studies. PhD-avhandling ved Universitetet i Oslo, 131 s.
- Nedreaas, K., Hesthagen, T., Borgstrøm, R., Brabrand, Å., Byrkjedal, I., Christiansen, J.S., Gjøsæter, J., Langhelle, E., Pethon, P., Uiblein, F., Vøllestad, A. 2006. Fisker. I: Kålås, J.A., Viken, Å., Bakken, T. (red.) Norsk Rødliste 2006. Artsdatabanken, Norge.
- Norén, K.E., Elstad, I.K. 2008. Forbislipping ved små kraftverk. NVE Rapport 5: 17 s.
- Norsk Standard, NS 9420 Retningslinjer for feltarbeid med miljøovervåkning og kartlegging.
- Norsk Standard, NS 9455 Vannundersøkelser - Retningslinjer for ferskvannsbiologiske undersøkelser.
- NOU 1999: 9 Til laks åt alle kan ingen gjera? Om årsaker til nedgangen i de norske villaksbestandene og forslag til strategier og tiltak for å bedre situasjonen. 394 s.
- NVE 2010. Konesjonshandsaming av vasskraftsaker. Rettleiar for utarbeiding av meldingar, konsekvensutgreiingar og søknader. Rettleiar 3: 92 s.
- Odland, A. 1990. Endringer i flora og vegetasjon som følge av vannkraftutbyggingen i Aurlandsdalen. NINA Forskningsrapport 15: 76 s.
- Odland, A., Birks, H.H., Botnen, A., Tønsberg, T., Vevele, O. 1991. Vegetation change in the spray zone of a waterfall following river regulation in Aurland, Western Norway. Reg. Rivers: Res. Manage. 6: 147-162.
- Odland, A., Tønsberg, T., Saltveit, S.J., Storeid, S.E. 2005. Miljøeffekter av små kraftverk. Erfaringer fra Telemark og Rogaland, NVE Rapport 3: 79 s.
- Potter, E.C.E. 1988. Movements of Atlantic salmon, *Salmo salar* L, in an estuary in south west England. J. Fish. Biol. 33: 153-159.
- *Raddum, G.G., Arnekleiv, J.V., Halvorsen, G.A., Saltveit, S.J., Fjellheim, A. 2006. Bunndyr. I: Saltveit S.J. (red.) 2006. Økologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. En sammenstilling av dagens kunnskap. NVE. 152 s.
- Rincón, P.A., Lóbon-Cerviá. 1993. Microhabitat use by stream-resident brown trout: bioenergetic consequences. Trans. Am. Fish. Soc. 122: 575-587.
- Roen, S. 1988. Konsekvenser av vassdragsreguleringer i elver og innsjøer. Seminar på Bårdshaug herregård. Norges Landbrukshøgskole, s. 5-30.
- Rognerud, S., Brabrand, Å. 2010. HydroFish-prosjektet: Sluttrapport for undersøkelsene 2007-2010. Rapport L. nr. 6082-2010. Norsk institutt for vannforskning og UiO Naturhistorisk museum. 74 s.

Ryan, R.L. 1998. Local perceptions and values for a Midwestern river corridor. *Landscape Urban Plan.* 42: 225-237.

Rydgren, K., Halvorsen, R., Austad, I., Hamre, L.N., Odland, A. 2011. Revegetering av steintipper i fjellet. NVE Rapport 26: 22 s.

Rørslett, B. 1997. Undersøkelser i samband med fjerning av krypsiv i Otra ved Valle og Straume. Upubl. 10 s.

Rørslett, B., Johansen, S.W. 1996. Remedial measures with aquatic macrophytes in Norwegian regulated rivers and reservoirs. *Reg. Rivers* 12: 509-522.

*Saltveit, S.J. (red.) 2006. Økologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. En sammenstilling av dagens kunnskap. NVE. 152 s.

*Saltveit, S.J., Bremnes, T. 2005. Bunndyr. I: L´Abée-Lund, J.H. (red.) 2005. Miljøeffekter av små kraftverk. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 3: 78 s.

*Saltveit, S.J., Wendelbo, R. 2012. Konsekvenser og avbøtende tiltak for ørret i forbindelse med utbygging av små kraftverk. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 5: 40 s.

Sandlund, O.T., Aagaard, K. (eds). 2004. *The Atna River: Studies in an alpine-boreal watershed.* Kluwer Academic Publishers, 207 s.

Shermann, B. 2000. Scoping options for mitigating cold water discharge from dams. CSIRO Land and Water, Canberra. Consultancy Report 00/21, May 2000.

Shirvell, C.S., Dungey, R.G. 1983. Microhabitats chosen by brown trout for feeding and spawning in rivers. *Trans. Am. Fish. Soc.* 112: 355-367.

*Simensen, T., Hiller, P.H., Vaskinn, K. 2011. Vassdrag, vannføring og landskap. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 1: 30 s.

Smith, A.K. 1973. Development and application of spawning velocity and depth criteria for Oregon Salmonids. *Trans. Am. Fish. Soc.* 3: 312-316.

Steinvik, K. 2003. Pers. medd. i Vaskinn, K.A. 2010.

*Størset, L. 2009. Miljøvirkninger av vannkraft - Forslag til undersøkelsesmetodikk. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 3: 51 s.

*Størset, L. (red.) 2012. Kriterier for bruk av omløpsventil i små kraftverk. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 2: 52 s.

*Thorstad, E.B. (red.) 2010. Ål og konsekvenser av vannkraftutbygging – en kunnskapsoppsummering. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 1: 135 s.

Thorstad, E.B., Rikstad, A., Sandlund, O.T. 2006. Kunnskapsstatus for laks og vannmiljø i Namsenvassdraget. Kunnskapssenter for Laks og Vannmiljø, Namsos: 1-64.

Thorstad, E.B., Økland, F. & Kroglund, F. 1998 a. Vandring hos laks og sjøaure ved Rygene kraftverk i Nidelva, Aust-Agder. NINA Oppdragsmelding 545: 25 s.

*Tvede, A. 2006. Vanntemperatur og isforhold. I: Saltveit, S.J. (red.). Økologiske forhold i vassdrag - konsekvenser av vannføringsendringer. En sammenstilling av dagens kunnskap. NVE, s. 27-34.

Tysse, T., Blom, H.H. 2003. Overvåking av kryptogamer ved utbygging av Stølvassdraget, Gjesdal kommune. Status før regulering. AMBIO Miljørådgivning AS, rapportnr. 25506-1, 19 s.

Ulrich, R.S. 1993. View through a window may influence recovery from surgery. *Science* 224: 420-421.

*Vaskinn, K.A. 2010. Temperaturforhold i elver og innsjøer. Tiltak for regulering av temperatur. Simuleringsmodeller. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 3: 89 s.

Vevele, O. 1970. Undersøkelse av flora og vegetasjon ved noen av fossene i Aurlandsvassdraget. Hovedfagsoppgave i spesiell botanikk. Universitetet i Bergen.

*Vistad, O.I., Vittersø, J., Andersen, O., Øian, H., Bjerke T. 2009. Hvor viktig er vatn og vassføring for friluftsliv? Brukerstudier om aktiviteter, opplevelser, holdninger, kraftutbygging og konsesjonsvilkår. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 4: 84 s.

*Væringstad, T., Hisdal, H. 2005. Estimering av alminnelig lavvannføring i umålte felt. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 6: 40 s.

*Walseng, B., Jerstad, K. 2011. Fossefall og småkraftverk. NVE Rapport Miljøbasert vannføring 3: 35 s.

Øien, I.J., Berge, T. 2004. Bird population estimates and trends for Norway. I: Birdlife International: Birds in Europe; population estimates, trends and conservation status. Wageningen, The Netherlands: Birdlife International (Birdlife Conservation Series No 12).

Aass, P. 1969. Crustacea, especially *Lepidurus arcticus* Pallas, as brown trout food in Norwegian mountain reservoirs. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 49: 183-201.

* Rapporter som er markert med stjerne er utgitt i programmet Miljøbasert vannføring.



Norges
vassdrags- og
energidirektorat

©Norges vassdrags- og energidirektorat

Middelthuns gate 29

Postboks 5091 Majorstua, 0301 Oslo

Telefon: 09575
www.nve.no