
Biotopjusteringstiltak i vassdrag

Jon Atle Eie

John E. Brittain

Jon Arne Eie



Biotopjusteringstiltak i vassdrag

Jon Atle Eie

John E. Brittain

Jon Arne Eie



*Bildet på 1. omslagsside viser
biotopjusteringstiltak i Letjenna i mai 1993 (foto: Jon Arne Eie).*

*Bildet på 4. omslagsside viser
løsemasseterskel i Eksingedal (Foto: Jan Henning L'Abée-Lund).*



Utgitt av Norges Vassdrags- og Energiverk

Opplag: 5000

Trykk: Strandberg & Nilsen Grafisk a.s

Layout: Pål Nordberg Grafisk Design

ISBN: 82-410-0247-5

ISSN: 033-4732

Innhold

Forord	5	6 Biotopjusterende tiltak i elver	29
Sammendrag	7	6.1 Steinutlegging	29
Summary	9	6.1.1 Utleggingsmønster	29
1 Biotopjusteringsprogrammet	11	6.1.2 Vegetasjon på utlagte steinrøyser	30
2 Artsmangfoldet i vann og vassdrag	12	6.1.3 Virkninger på bunndyrfaunaen	30
3 Inngrep i vassdrag	13	6.1.4 Virkninger på fisk	32
3.1 Inngrep i vassdrag opp gjennom tidene	13	6.2 Manøvreringsreglementet – minstevannføring	33
3.2 Virkninger av kraftutbygging	13	6.3 Utlegging av lakserogn fra stedege fisk	35
3.2.1 Reguleringsmagasiner	13	6.4 Kulper og vannkonsentratorer	36
3.2.2 Regulerte elver	14	6.5 Terskler i vassdrag med redusert vannføring	39
4 Krav til leveområder – biotopkrav	17	6.5.1 Det fysiske miljøet i terskelbasseng	42
4.1 Bunndyr	17	6.5.2 Vegetasjon	42
4.2 Fisk	17	6.5.3 Bunndyr	45
4.2.1 Akseptabel vannkvalitet	17	6.5.4 Fisk i terskelbasseng	48
4.2.2 Næringsproduserende områder	18	6.5.5 Fugler i terskelområder	53
4.2.3 Gytearealer	18	6.5.6 Kostnader ved terskelbygging	54
4.2.4 Skjul	18	6.5.7 Vurdering av terskelbygging	55
4.2.5 Vinterhabitat hos ørret i elv	19	7 Biotopjusterende tiltak i våtmarker	57
5 Biotopjusterende tiltak i reguleringsmagasiner	21	7.1 Betydningen av mosaikk i våtmarkene	57
5.1 Etablering av vegetasjon i reguleringssonen	21	7.2 Øyer og kanaler som restaureringstiltak	57
5.1.1 Artssammensetning	21	7.2.1 Vegetasjonsutvikling på blottlagte sedimenter	57
5.1.2 Erosjonsmatter og gjødsling	22	7.2.2 Vegetasjonsutvikling på oppgravde sedimenter	59
5.1.3 Utplanting	22	7.2.3 Utvikling av bunnfauna	61
5.2 Avsnøring av deler av reguleringsmagasiner	23	7.2.4 Utvikling av fuglefauna	63
5.2.1 Virkninger for fisk	24	7.2.5 Situasjonen på Lesjaleirene	64
5.2.2 Virkninger for fuglelivet	26	7.3 Anlegg av fuglebiotop i gammel meander	68
5.3 Habitatjusterende tiltak i tilløpselver til magasiner	28	8 Hvordan sette i gang biotopjusterende tiltak?	71
		Litteraturliste	73
		Omtalte arter	77
		Tidligere utgitte publikasjoner i samme serie	79

Forord

Denne populærframstillingen markerer den formelle slutten på en rekke forskningsprosjekter som har vært samlet under fellesbetegnelsen «Biotopjusteringsprogrammet». Programmet kom i gang i 1985 på initiativ fra NVEs Natur- og miljøseksjon og har vært ledet av denne. Det har delvis vært en videreføring av «Terskelprosjektet» som etter nesten ti års undersøkelser ble avsluttet i 1983.

Det er ikke bare vannkraftutbygging som har innvirkning på det akvatiske miljøet. Veibygging, utfyllinger og andre inngrep virker også sterkt inn. Forbygninger (flomverk) og andre tiltak som i utgangspunktet skal redusere eller hindre skader ved flom eller minske erosjonen langs vassdragene, kan ha negative følger for andre brukerinteresser. For NVE er det derfor viktig å finne fram til tiltak/utførelser som gjør at skadene på naturmiljøet ved forbygningsprosjekter blir minst mulig.

Denne publikasjonen bygger på en rekke prosjekter som helt eller delvis har vært finansiert av NVE gjennom midler fra konsesjonsavgiftsfondet. Stoffet er hentet fra fagrapporter som er utgitt i Biotopjusteringsprogrammets publikasjonsserie og i nasjonale og internasjonale vitenskapelige tidsskrifter.

Biotopjusteringsprogrammet har deltatt i og støttet en rekke andre forskningsprogrammer og prosjekter. Blant annet er det gitt betydelig støtte til Norges forskningsråds FFT-program «Fiskeforsterknings tiltak i vassdrag». Sluttrapporten fra dette programmet er utgitt i bokform. Videre har en deltatt faglig og økonomisk i LFS-prosjektet «Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen», som administreres av Statkraft Engineering. Dette prosjektet er ikke avsluttet, og resultatene er bare i liten grad tatt med i denne publikasjonen. Biotopjusteringsprogrammet støttet også NIVAs prosjekt om bekjempelse av vasspest i Tyrifjorden. Sluttrapport fra prosjektet foreligger i egen publikasjon utgitt av NIVA.

Målet med denne publikasjonen er å gi informasjon om de forsøk som er utført, og hvilke positive og ne-

gative erfaringer vi hittil har med biotopjusteringstiltak. Rapporten er skrevet med tanke på at den skal kunne leses av folk som har interesse for fiskestell/ferskvannsbiologi, eller som arbeider med miljøspørsmål knyttet til ferskvann. Så langt det har vært mulig, har vi forsøkt å erstatte faguttrykk med vanlige norske ord. Andre faguttrykk er forklart første gang de forekommer i teksten.

Vi har valgt å beskrive de enkelte tiltakenes virkning. Resultatene kan derfor være framkommet gjennom flere forskjellige prosjekter og av forskjellige forfattere. Der det har vært nødvendig, er det også flettet inn kunnskap som ikke er innvunnet i dette programmet. Framstillingen er skrevet uten henvisninger i teksten, men etter hvert hovedkapittel er det gitt referanser til rapporter og artikler om temaet. Det finnes en samlet litteraturliste bak i heftet.

Dagens kunnskap om virkninger av vassdragsreguleringer var tema for en stor konferanse i Bergen våren 1993, arrangert i samarbeid mellom NVE og Vassdragsregulantenenes forening. Resultatene er publisert i: «Inngrep i vassdrag; konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering» utgitt som Publikasjon nr. 13 1993 i NVEs serie. For mer utfyllende stoff om virkningene av forskjellige inngrep i vassdrag viser vi til denne rapporten.

Forskningsresultatene som denne publikasjonen bygger på, er den enkelte forskers verk. Forskerne har derfor en stor del av æren for sluttresultatet. Vi takker hver enkelt for innsatsen og for å ha lest gjennom manus og kommet med verdifulle synspunkter.

Rapporten er ført i pennen av cand.scient. Jon Atle Eie. Jon Arne Eie var prosjektleder for programmet fra starten og fram til 1993, og John Brittain har vært prosjektkoordinator. Bildene er dels hentet fra NVEs rikholdige lysbildearkiv og dels utlånt fra andre. Jan Olav Bruvik har foretatt språklige opprettinger. Jan Henning L'Abée-Lund har gitt verdifulle innspill og bistått i redigeringsarbeidet.

Sammendrag

Rapporten gir en sammenstilling av resultatene fra de mange forsøkene med forskjellige tiltak som har vært gjennomført i NVEs Biotopjusteringsprogram. Med biotopjusteringer menes målrettede tiltak som tar sikte på å utvikle eller påskynde etableringen av ønskede biotoper (levesteder). Målet er å bedre forholdene for enkelte arter. Man har prøvd å finne fram til praktiske tiltak som er mest mulig vedlikeholdsfrie, og som – ikke minst – fremmer naturlige prosesser. Prosjektene har vært gjennomført av forskere ved universitetene i Oslo, Bergen og Trondheim, Norges Landbrukshøgskole, Norsk institutt for naturforskning (NINA) og Norsk institutt for vannforskning (NIVA).

Etter innledningskapitlene er det i kapittel 3 gitt en kort beskrivelse av virkningene kraftutbygging har på forholdene i reguleringsmagasiner og elver. Reguleringshøyden på kraftverksmagasinene kan variere fra noen få meter ved de fleste store innsjøene i lavlandet til over 100 m ved enkelte høgfjellsmagasiner. Strandarealene er de mest produktive arealene i innsjøene, og reguleringshøyder større enn 5–6 m vil generelt føre til redusert arts mangfold og redusert produksjon av næringsdyr for fisk. Blant fiskene er det særlig ørret som blir skadelidende.

I regulerte elver endres de hydrologiske forholdene: vannføring, vannhastighet, vanntemperatur, isforhold og sedimentasjonstransport. Endringene i vannføringen vil variere. For eldre reguleringer kan deler av elveleiet være tørt store deler av året. Ved nyere reguleringer vil det alltid være en viss minstevannføring, men som oftest reduseres produktive arealer. For plante- og dyreliv er det temperaturendringene som har størst betydning. Temperaturen vil stige på strekninger hvor mye av smeltevannet tas bort, mens den vil falle i sommermånedene på strekninger som får økt vannføring.

I kapittel 4 legges hovedvekten på ørretens krav til levestedet. Ved biotopjusterende tiltak er det viktig å finne ut hvilke faktorer som kan virke begrensende for produksjonen. For fisk er vannkvalitet, vanntemperatur, næringstilgang og tilgang på gyte- og oppvekstarealer viktige faktorer. Bunnforholdene henger nøye sammen med vannhastigheten. På strykstrekninger vil bunnen bestå av stein og grus, mens den på roligere partier består av finere materiale.

Fisk av ulik størrelse velger også områder med forskjellig vannhastighet. Under oppveksten foretrekker ørret grunne elvepartier med relativt lav vannhastighet, 10–30 cm pr. sek. I større elver lever ungfisken langs breddene, mens større fisk foretrekker rasktflytende og dypere partier lenger ute i elva. Mangelen på kulper i regulerte elver kan begrense antallet større fisk.

Både laks og ørret foretrekker områder med skjul. Begge er territorielle, og økt tilgang på skjul gir flere territorier. Vanlige skjulesteder er kantvegetasjon som henger utover elva, undergravde elvebredder, vannvegetasjon, røtter, trestammer og steinblokker. Hulrom blant stein er særlig viktig for ungfisk.

Om vinteren er det forskjell på dag- og nattatferden til stor og liten ørret. Når temperaturen faller ned mot 5 °C, gjemmer småfisken seg om dagen i hulrom mellom steiner på dype, stilleflytende partier og ligger og hviler. Om natten endres atferden, og de mindre fiskene forlater skjulestedene og blir mer aktive.

I kapittel 5 blir det redegjort for forskjellige tiltak som er utprøvd i reguleringsmagasiner. Hensikten med ett av forsøkene var å etablere vegetasjon i strandsonen, både av estetiske årsaker og av hensyn til produksjonen av fisk og andre organismer. Det ble gjødslet og plantet ut plantearter som man tror tåler de vanskelige forholdene i reguleringssonen. En forutsetning for at plantene skal klare seg, er at det er finmateriale i strandsonen. I tillegg er det nødvendig med tiltak som demper erosjonen. Forsøkene viste at det er svært vanskelig å få etablert strandvegetasjon i magasiner med stor reguleringszone.

I Innerdalsmagasinet ble en vik i innsjøen avsnørt ved at det ble bygd en terskel. Når vannstanden i magasinet sank, holdt terskelen fortsatt vannstanden oppe i den avsnørte delen. Terskelbassenget viste seg å være gunstig både for fiskeproduksjonen og ikke minst for fuglelivet. Som et supplement til utsetting av fisk er det gjort forsøk med å bedre de naturlige rekrutteringsforholdene i tilførselsbekker til magasiner.

Kapittel 6 tar opp biotopjusterende tiltak i elver. På Lesjaleirene ble det utført omfattende kanalisering på slutten av 1970-tallet for sikring av jordbruksarealene. Her ble grov stein lagt ut i flate røyser både ute i elva og langs breddene. Utleggingen av stein har

hatt positiv innvirkning på bunndyrfaunaen både når det gjelder tetthet og artsmangfold. Utleggingen har også hatt positiv innvirkning på fisken. Det er påvist årsunger ved røysene som tyder på at ørret gyter der.

I mange elver som tidligere ble benyttet til tømmerfløting, ble elvebunnen ryddet for stor stein og annet som kunne skape vanskeligheter for fløtingen. Det er gjort forsøk med utlegging av stein i flere fløtingselver. I Letjenna ved Elverum ble det gravd flere kuller og bygd buner (kunstige steinrygger ute i elva), og elveleiet ble innsnevret på strekningen mellom kulpene for å øke strømhastigheten. Tiltakene førte til at fisketettheten ble mer enn tredoblet.

Forsøk på å legge ut befruktet lakserogn fra steden stamme i klekkeesker er foretatt i Ekso med positivt resultat.

Terskler har vært et mye benyttet tiltak for å opprettholde en vannstand i regulerte elver med redusert vannføring. Totalt er det bygd mer enn 1000 terskler i norske elver. Tersklene bygges av tre, betong eller løsmasser. Løsmasser er det vanligste. Gjennom et eget prosjekt har NVE dokumentert virkningene av terskelbygging. I elver med redusert vannføring vil terskler føre til at vannet blir mer stillestående. En vesentlig del av næringen som blir tilført terskelbassenget, kommer som driv i form av dødt organisk materiale. Tersklene forsinker utspylingen av dette materialet, som er viktig næring for bunndyrene.

I terskelbasseng skjer det en gradvis endring (sukcesjon) av arter i bunndyrfaunaen fordi vannhastigheten går ned, og sedimenteringen øker. Faunaen får en sammensetning av arter som er tilpasset stilleflytende vann. Biomassen av bunndyr øker kraftig. Forsøk har vist at samspillet mellom strykstrekninger og terskelbassengene skaper et høyere artsmangfold enn strykstrekningen alene.

Tersklene har generelt hatt god effekt på fiskeproduksjonen, men det er viktig at tersklene bygges slik at de ikke representerer noe vandringshinder. I elver med både laks og ørret er det vanligst å bygge terskler av Syvde-typen. Denne terskelen har skrå vanger med et noe lavere midtparti som gjør det lettere for

laks å vandre forbi. I tillegg dannes det en kulp nedenfor terskelen. Undersøkelser har vist at ørret dominerer i terskelbassengene, og at laks har størst tetthet på strykstrekningene utenfor. I områder med andre fiskearter som abbor, ørekyte og gjedde vil terskelbygging kunne favorisere disse artene dersom vanngjennomstrømningen er liten. Terskelbygging har også vist seg positiv for andefugler og vadere.

Terskler er relativt kostbare konstruksjoner. I større elver har kostnadene ligget i området 1000–4000 kr pr. løpemeter. Kostnadene henger nøye sammen med høyden på tersklene og tilgangen på stein. I forbindelse med kraftutbygging har vassdragsmyndighetene mulighet til å pålegge regulanten å bygge terskler eller utføre andre biotopjusterende tiltak.

Kapittel 7 omhandler de forsøkene som er gjort for å restaurere våtmarker hvor det har vært utført senkningstiltak for å innvinne jordbruksland. I Bygddeltaet i Vossovassdraget ble utviklingen i vegetasjon og bunndyr- og fuglefauna fulgt gjennom flere år på blottlagte og oppgravde masser og på kunstige øyer. Vegetasjonen etablerte seg raskt på de oppgravde massene, men endret seg sterkt de første årene. Etter fire år utviklet det seg vegetasjonssoner som i hovedtrekk var lik de som fantes før senkningen.

Bunndyrfaunaen viste også endringer over tid. Fuglefaunaen gikk tilbake etter senkningen, men etter hvert som vegetasjonen og insektfaunaen kom tilbake, kom nye arter inn. Bygging av jordvoller, kanaler og holmer opprettholdt viktige gruntområder for fugl. Holmene ble stadig hyppigere benyttet til næringsøk. Ved å bygge små terskler i de mange kanalene som ble laget på Lesjaleirene, økte arealet av tilgjengelig vannspeil. Dette resulterte i at disse kanalene ble brukt av flere vannfugler. Forsøket i Søya viste at når forholdene endret seg sterkt ved oppdyrking og fjerning av kantskog, var det ikke mulig å opprettholde gunstige leveforholdene for fugl.

Kapittel 8 redegjør for hvordan man skal gå fram dersom man ønsker å foreta biotopjusterende tiltak i vassdrag.

Summary

The Norwegian Biotope Adjustment Programme

In order to follow the long-term effects of weirs and to develop and test other remedial measures, a major research programme, the Biotope Adjustment Programme, has been carried out from 1985 to 1995. Its aim was to develop and evaluate remedial measures which reduce the impact of encroachments in rivers and lakes. The programme was directed by the Environmental Section of the Norwegian Water Resources and Energy Administration (NVE). The actual R. & D. research was contracted out to Norwegian universities and independent research institutions.

Weirs

The biological effects of weirs have also been monitored in an earlier programme and a 15 year data base is now available. Fish, benthos and bird life have all been studied. Results so far show that weirs have a positive effect on the biota. Ducks and waders benefit from the increase in food supply, particularly in the weir basin. Over a long period the benthos may undergo a succession towards life forms adapted to slow flowing waters. Fish production has also been improved and can be used as a basis for reservoir stocking programmes. After construction in 1976 organic matter accumulated and periphyton flourished in the study basin, and benthic production and chironomid densities increased. However, in 1989 unusually high flows drastically reduced benthic production and densities as a result of the flushing of the weir basin and poor conditions for periphyton. Given low flows in the next few years, the system is expected to build up again to the "climax" situation seen in 1988, although a year of high discharge can again reset the system.

Substrate improvement

In channelized rivers where sand and other fine material dominate the bottom, artificial areas of rocks and

stones can be placed in the river. Such areas provide improved conditions for fish, by creating greater diversity in substrate, flow conditions and water depth, as well as providing cover.

A large, flat marshy area, Lesjaleirene in central Norway, with extensive river meanders, was drained and channelized to provide additional agricultural land. The river has a very homogeneous sand bottom and "islands" of rocks and stones have been placed in the river to improve fish habitat. The islands adjacent to the banks has higher juvenile brown trout densities than free-standing ones in mid-river. Subsequent mark-recapture experiments have shown that this was a result of differences in habitat quality rather than a question of colonization. The bird populations of the same area have also been monitored to evaluate the effects of changes in land use. The building of weirs in the drainage channels has led to increased use, especially during the spring migration.

At another site, the channelized Søya river in western Norway, experiments have been carried out to improve habitat for juvenile salmon and trout. The river bottom has been restored by constructing "Syvde" weirs and covering the bottom with areas of stones and rocks. Fish densities increased in the altered areas compared to the control areas, although there was a decrease in densities below the experimental area as a result of sedimentation. The long-term stability of such stony area in rivers with high sediment loads is a problem, and methods of preventing the filling of the substrate cavities are being investigated.

Rearing channels

In Norway, hydropower development often results in lower water temperatures during summer and slightly higher winter temperatures because of releases from mountain reservoirs. In order to improve growth conditions for salmon fry, experiments are being conducted with rearing channels in which additional nutritional input in the form of grain is provided to increase the production of fish-food organisms.

Wetland restoration

In connection with hydropower development wetlands can be either drained or flooded, rendering them unavailable for wetland birds. Among the remedial measures tested and evaluated are artificial islands constructed to recreate delta areas and the building of retention weirs in arms of reservoirs in order to maintain a suitable wetland habitat despite low reservoir levels.

Riparian zones

The maintenance of corridors of woodland and riparian vegetation along watercourses is of major importance for biological production in rivers and streams, as well as being of vital importance for birds and game. Such boundary zones, or ecotones, are areas of high biological diversity and have an important function in preventing erosion and reducing runoff from agriculture and industry. Studies have been carried out into the effects of riparian zones on fish populations, as well as different strategies for management of the riparian strip.

Revegetation in reservoirs

The regulation zone of hydropower reservoirs is very susceptible to erosion and also appears unsightly

when reservoir levels are lowered. Experimental trials have been carried out to determine the most suitable species for revegetating the drawdown zone. However, it has proved difficult to establish a permanent vegetation cover in the drawdown zone and modification of the regulation regime may be the only viable solution. Maintaining low water levels throughout a single summer season would be beneficial.

Fish habitat

Any remedial measure for fish is dependant on satisfying their habitat requirements. Knowledge of fish habitat during winter, when conditions are often limiting, was lacking. The programme therefore supported studies of winter habitat in brown trout. Surprisingly, studies have shown that the fish are active during winter, but only at night, thus avoiding freezing in when temperatures are at their lowest.

Habitat diversity in small rivers

In the river Letjenna, in eastern Norway, the channelized river profile resulting from earlier timber transport has been restored to improve the brown trout fishery. Pools have been excavated, weirs constructed and the line of the banks changes to provide greater habitat diversity.

Biotopjusteringsprogrammet

1

Med biotopjustering menes i denne sammenheng målrettede tiltak som tar sikte på å utvikle eller påskynde etableringen av ønskede biotoper (levesteder) for å bedre leveforholdene for de artene man ønsker å begunste. Vil man legge forholdene til rette for ørret eller laks, som er to av våre viktigste fiskearter, må tiltakene gjelde alle stadier i deres livssyklus, samtidig som det må være næring til både stor og liten fisk.

Ved større naturinngrep er det i praksis umulig å opprettholde de naturlige forhold eller bringe disse tilbake til samme tilstand som før inngrepet. Man må derfor definere hvilke hensyn eller brukerinteresser man ønsker å prioritere, og deretter legge forholdene til rette for disse i det berørte vassdragsavsnittet. I mange tilfeller er målet å opprettholde mangfoldet i natursystemene og redusere skadevirkningene av ulike tekniske inngrep. Ved inngrep i vassdrag har det

tradisjonelt vært lagt størst vekt på å bedre forholdene for fisk.

Biotopjusteringsprogrammet har vært et utviklingsprogram hvor målet har vært å finne fram til praktiske tiltak. Det har vært en forutsetning at tiltakene skal være teknisk mulig å gjennomføre og tilnærmet vedlikeholdsfrie, og – ikke minst – at de skal kunne fremme naturlige prosesser. En annen forutsetning har vært at programmet dels skulle bygge på eksisterende kunnskap om hvilke krav ulike organismer stiller til miljøet, og dels bidra med ny kunnskap.

Alle forvaltningsorganer har et ansvar for å ivareta miljøsidan innenfor sine ansvarsområder. NVE var seg dette ansvaret bevisst allerede før det ble nedfelt som politisk mål. Biotopjusteringsprogrammet startet opp i 1985. Dette programmet var en videreføring av NVEs Terskelprosjekt som startet så tidlig som i 1973.

Syvdeterskel i Lærdalselva (Foto: Pål Mellquist).



2 Artsmangfoldet i vann og vassdrag

Norge har en mangeartet vassdragsnatur med en rekke ulike vassdragstyper. Her finner vi et variert dyre- og planteliv, som vi har et ansvar for å bevare for framtidige generasjoner. Det er registrert mer enn 60 arter høyere vannplanter i Norge. Plantene danner et fint vekstunderlag for bakterier, sopp, alger og enkelte smådyr (begroinger). Plantene er også viktige som næring og som skjul for en rekke dyr, bl.a. larver og voksne insekter og andre «smådyr». Disse igjen er viktig mat for andre dyr, f.eks. fisker og fugler.

De virvelløse dyrene utgjør en stor og artsrik gruppe. Grovt regnet er det rundt 3000 forskjellige arter virvelløse dyr i ferskvann i Norge. Insektgrupper som vårfluer, døgnfluer, steinfluer og fjærmygg dominerer ofte, men andre grupper, som muslinger og vannmidd, kan også være tallrike. De virvelløse dyrene som lever på og i bunnen, er viktige for utnyttelsen og omsetningen av organisk materiale. De er også viktige mellomledd i mange næringskjeder og har stor betydning som næringskilde for fisk. Tettheter mellom 5000 og 30 000 individer pr. m² er vanlig, men tallene varierer sterkt.

Den norske faunaen av ferskvannsfisk er relativt fattig på arter. Den består av til sammen 40 fiskearter, men bare fem – seks av dem finnes over det meste av landet.

Laksen er den økonomisk mest verdifulle fisken i kystvassdragene, men er nå hardt rammet av følgene av menneskelig aktivitet. Tidligere fantes laks naturlig i ca. 600 norske elver. I dag er imidlertid laksebestanden utdødd eller truet i 91 av disse elvene. Årsakene til dette er sur nedbør, lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*, vannkraftutbygging og en rekke andre inngrep i vassdragene. I tillegg representerer rømt oppdrettslaks en økende fare for genetisk forurensning. Ørret finnes over hele landet, og er den mest populære sportsfisken.

Den rike norske vassdragsnaturen har gjort det mulig for en lang rekke fuglearter å etablere livskraftige bestander. Av de vel 250 fugleartene som er påvist hekkende i Norge, er mellom 60 og 70 arter i større eller mindre grad knyttet til økosystemene i ferskvann.

Reinsdyr i Heimdalen, Valdres (Foto: John E. Brittain).



Inngrep i vassdrag

3

3.1 Inngrep i vassdrag opp gjennom tidene

Elvene har gjennom lang tid vært viktige både som transportårer for tømmer og som energileverandører. De har hatt betydning som ferdselsårer, og de har gitt mat i form av fisk. Men elvene har også vært en trussel mot liv og bosetning, og flom og elveerosjon har mange steder gjort stor skade på jordeiendom og andre arealer.

Menneskene har således utnyttet elvene, samtidig som de har prøvd å beskytte seg mot de farer og trusler de representerer. For å lette fløtningen bygde man en rekke dammer slik at vannføringen i elva kunne økes når det var behov for det, f.eks. på forsommeren. En rekke elver fikk også jevnere bunn ved at store steiner og annet som vanskeliggjorde tømmertransporten, ble fjernet. Elvene mistet ved dette mye av sin variasjonsrikdom, og gunstige gyte- og leveområder for fisken ble borte.

I de siste femti årene har norsk vassdragsnatur blitt betydelig endret pga. senkning, drenering, oppdyrking og kanalisering, bl.a. for å hindre flomskader på dyrket mark og/eller vinne inn nye landbruksarealer. Inngrepene har endret vannhastigheten, is- og sedimenttransporten, og faren for oversvømmelser er redusert. Men dette har samtidig ført til at vegetasjonen langs elvene dels er blitt fjernet og dels endret. Trolig har dette også virket inn på bunndyrfaunaen. Gyte- og oppvekstforholdene for fisk er blitt påvirket, og det er blitt færre våtmarksarealer for bl.a. fugler. Mange vassdrag har også blitt forringet som følge av veibygging og av industri- og boligområder. Elvene utsettes dessuten for forurensing fra bl.a. jordbruk, trafikk, bebyggelse og sur nedbør.

Sand og grus fra elvene har alltid vært en betydelig ressurs. De siste tiårene har presset på denne ressursen økt betydelig. Grusuttak i elver kan imidlertid ha negativ innvirkning på miljøet. Således har vi eksempler på at elvebunnen har senket seg og kommet ned på leirsedimenter, som igjen har ført til forringet vannkvalitet med store biologiske konsekvenser.

Ethvert tiltak i vassdrag, enten det er kanalisering, forbygning, uttak av vann eller grus, regulering, veibygging eller annet, har innvirkning både på de hy-

drologiske og de biologiske prosessene. Hvorvidt virkningene er å betrakte som positive eller negative, avhenger av «brukergruppen». De fleste tiltak har en bestemt hensikt, og oppnås denne, vil man se på resultatet som positivt. Men samtidig kan tiltaket ha uheldige virkninger for andre. For økosystemet som helhet fører tiltakene oftest til redusert mangfold.

Redusert mangfold fører gjerne til at arter med en såkalt smal økologisk nisje, dvs. arter som bare kan leve under helt spesielle forhold, vil tape i konkurransen med arter med videre toleranse og stort formeringspotensial. I dag er det et overordnet politisk mål for god naturforvaltning å bevare naturens mangfold. Det kan oppnås ved å opprettholde et stort antall biotoper eller nisjer. Blant de viktigste grunnene for å ta vare på mangfoldet er behovet for å sikre stor genetisk variasjon, noe som kan komme oss mennesker til gode f.eks. i form av medisiner og nyttevekster. Det er også sterke etiske grunner for ikke å utrydde arter.

3.2 Virkninger av kraftutbygging

3.2.1 Reguleringsmagasiner

Kraftverksmagasinene representerer store inngrep i norske innsjøer og høyfjellsøkosystemer. Norge har i dag ca. 800 kraftverksmagasiner, som til sammen omfatter ca. 40 % av landets ferskvannsareal. Omfanget av reguleringene varierer imidlertid fra reguleringshøyde på noen få meter, som tilfellet er for alle de store innsjøene på Østlandet, til over 100 meter i noen ekstreme høyfjellsmagasiner. Generelt vil etablering av magasiner med en reguleringshøyde større enn 5-6 meter, føre til redusert artsmangfold i innsjøene. Hovedtyngden av nyere magasiner er plassert på fjellet, og her finnes også de største reguleringshøydene.

Strandsonen er den mest produktive og artsrike delen i innsjøen. I regulerte vann tørrlegges hele eller deler av strandsonen i kortere eller lengre perioder, og vannstandsrytmen blir en annen enn i naturlige innsjøer. Denne årlige hevingen og senkingen av vannstanden fører til at finmaterialet i strandsonen vaskes ut og avsettes på dypere vann.



Strandsonen i reguleringsmagasinet, Tunhovdfjorden 20.6.1991 (foto: Jon Arne Eie).

I regulerte vann vil blomsterplantene etter hvert forsvinne fra strandsonen pga. uttørking og erosjon. Dermed reduseres mengden av begroinger og bunndyr, og deler av næringsgrunnlaget for fisk og fugler tilknyttet denne sonen blir redusert. Av fiskeartene er det særlig ørret som blir skadelidende. Den spiser hovedsakelig bunndyr, mens røye og sik, som har et større innslag av dyreplankton i kosten, blir mindre påvirket. Den negative effekten av en ødelagt strandsonen er særlig stor i høgfjellsvann. Her er produksjonen i strandsonen høy i forhold til produksjonen i de frie vannmassene.

Regulering av vann og vassdrag kan også påvirke fuglelivet. Av de 60 – 70 artene som er knyttet til ferskvannøkosystemene, er 27 arter klassifisert som direkte truet, sårbare, sjeldne eller usikre. Noen av disse artene er så lite utbredt at de bare unntaksvis kommer i konflikt med vannkraftutbygging. Andre arter, som på ingen måte er truet, kan derimot bli sterkt påvirket. Det gjelder særlig lommer, de fleste ender, sangsvane, svaler, erler og fossekall, som alle kan karakteriseres som konfliktarter. For vadefuglene er det først når større våtmarksområder demmes ned, at vannkraftutbygging har særlig innvirkning på deres

livsbetingelser. Inntaksmagasiner med stabil vannstand kan også ha positiv virkning på fuglelivet.

3.2.2 Regulerte elver

Ved kraftutbygging endres de hydrologiske forholdene; vannføring, vannhastighet, vanntemperatur, isforhold og sedimenttransport. Kanalisering, drenering, opprensning og utbygging av vassdrag for energi-produksjon har ført til både små og omfattende endringer i livsmiljøet for planter og dyr som lever i elver i tilknytning til vassdraget. Avhengig av omfanget vil inngrepene som regel resultere i et enklere fysiske miljø, og at det biologiske mangfoldet blir mindre. Det har derfor vært viktig å finne fram til og gjennomføre tiltak som kan redusere skadene av slike inngrep. Innsikt i sentrale dyregruppers tilpasninger til vassdragsmiljøet er viktig for å kunne forstå hvilke virkninger vassdragsregulering har på flora og fauna, og hvilke tiltak som kan iverksettes.

Endringer i vannføring

Hvor store endringene i vannføringen blir, avhenger av utbyggingsformen og pålagt minstevannføring.

Ved eldre reguleringer kan deler av elveleiet være tørt store deler av året. Vi skiller i denne sammenheng mellom to hovedtyper av kraftverk; elvekraftverk og magasin kraftverk. De fleste elvekraftverk utnytter den vannføringen som kommer til enhver tid. Vannføringen endres ikke nedenfor utløpet av slike kraftverk, men elveleiet mellom inntaket og kraftverket vil ha sterkt redusert vannføring når kraftverket er i drift.

De fleste større kraftverk i Norge er basert på magasiner i fjellet. I noen tilfeller føres deler av nedbørfeltet over til et annet vassdrag. I tillegg kan flere sidevassdrag bli tatt direkte inn på tunnelen. Begge hovedvassdragene får endret vannføring, redusert vannføring i det ene og økt vannføring i vassdraget hvor kraftverket ligger. Også sideelvene som tas inn på tunnelen, får redusert vannføring.

Magasinenes viktigste funksjon er å lagre vann fra sommer til vinter, da etterspørselen etter kraft er størst, og tilsiget er minst. Magasinene fylles opp med flomvann om våren, med den følge at smeltevannsfloppen blir redusert i styrke og varighet. Resultatet blir at vassdraget får redusert vannføring om sommeren og økt vannføring om vinteren. Totalt blir det en jevnere vannføring i regulerte vassdrag (fig. 1).

I tillegg til de sesongmessige endringene kan det nedstrøms ved enkelte kraftverk forekomme store

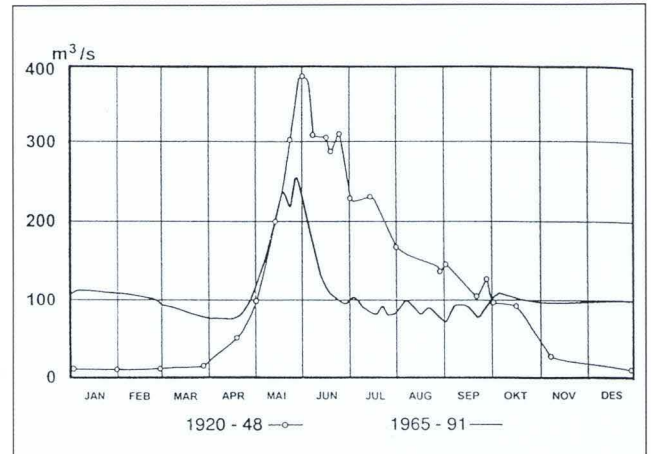


Fig. 1. Middelvannføringen før (1920–1948) og etter (1965–1991) utbyggingsperioden i Hallingdalselva nedstrøms Bromma.

svingninger i vannføringen gjennom døgnet. Dette skjer ved full stans eller ved at driften reduseres i takt med kraftetterspørselen. En slik driftsform, «effektkjøring», vil trolig bli mer alminnelig i fremtiden. Ved utslipp til elv kan de biologiske virkningene bli betydelige. Har kraftverket utslipp direkte til havet eller en større innsjø, blir virkningen som regel minimal.



Lav vannføring i Mandalselva nedstrøms Bjelland kraftverk i 1975 (foto: Knut Ove Hillestad).

Endringer i vanntemperatur

De vanligste årsakene til at vanntemperaturen endres i et regulert vassdrag er:

1. Vann tappes ut fra dyplag i magasinet. Om vinteren vil dette vannet være relativt varmt og om sommeren relativt kaldt.
2. Smeltevann overføres og/eller magasineres om våren og sommeren. Dette fører til høyere sommertemperaturer nedenfor overføringsstedet.
3. Vannføringen endres vesentlig. Ved større vannføring endres temperaturen saktere, ved redusert vannføring raskere.
4. Fallenergien i vannet tas ut som elektrisk energi og omgjøres ikke til varme; et 427 m naturlig, vertikalt fall vil f.eks. varme opp vannet 1 °C.

I en utbygd elv vil som regel flere av disse faktorene virke sammen. Både i Suldalslågen, Orkla, Aurlandselva og Altaelva er det dokumentert endringer i vanntemperaturen etter utbyggingen. Temperatursenkningen i Suldalslågen pga. Ulla – Førre-utbyggingen, varierer som månedsmiddelerdi-er opptil 1,5 °C.

I Aurlandsvassdraget økte temperaturen 1 °C i juni på en strekning hvor mye av smeltevannet var blitt ført bort. På en annen strekning, som hadde fått økt vannføring pga. overføringer, gikk imidlertid middeltemperaturen i august ned med 2,5 °C (fig. 2).

Et eksempel på store kortidsvariasjoner i temperaturen er Flatdalselva nedenfor utløpet til Sundsbarm kraftverk. Her tas kraftverksvannet direkte fra dypinntak i Sundsbarmmagasinet. Om sommeren kan kjøringen variere betydelig, og temperaturen i elva kan synke nesten momentant med 10–12 °C når kraftverket starter opp (fig. 3).

Endringer i sedimenttransport

Sedimentene i og langs vassdragene utgjør substrat for både planter og dyr. Reduseres flomvannføringen i et vassdrag, avtar erosjonen i vassdraget. Opprettholdes samtidig tilførselen av materiale fra sidevassdragene, vil elveleiet heve seg. Dette finner vi eksempel på ved Jostedal kraftverk og Fortunreguleringen. Nedenfor dammer eller ved overføringer vil den motsatte prosessen kunne finne sted. Her vil større vannføring gi økt transport av bunnmateriale med en senkning av elveløpet som resultat. Dette er uheldig da det kan føre til at elvebreddene og eventuelle forbygninger undergraves.

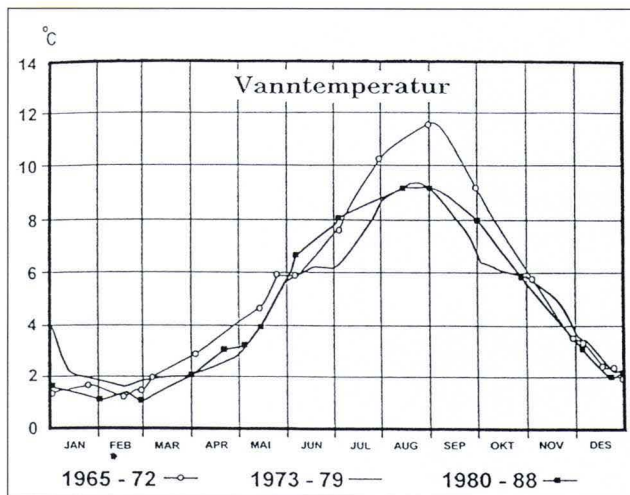


Fig. 2. Vanntemperaturer i Aurlandselva ved Skjærshølen i periodene 1965–1972 (uregulert), 1973–1979 (1. byggetrinn) og 1980–1988 (ferdig utbygd).

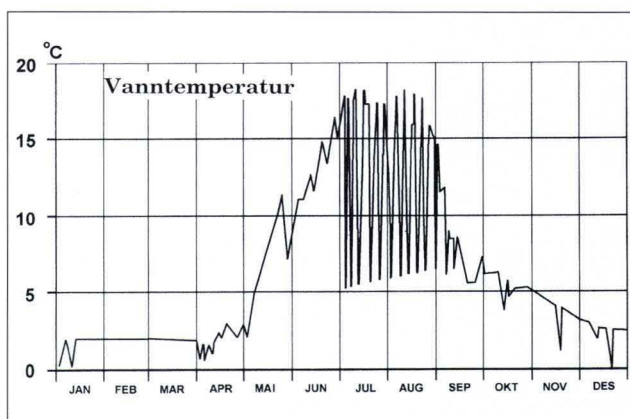


Fig. 3. Temperaturen i Flatdalelva ved Seljord nedenfor utløpet fra Sundsbarm kraftverk i 1976. Start/stopp-kjøring av kraftverket i juli–august førte til store temperatursprang.

- Bogen, J. 1993. *Fluivale prosesser. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.) Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 96–124.*
- Håland, A. 1993. *Fugl. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.) Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 311–349.*
- NOU 1991: 12A. *Verneplan for vassdrag IV. Utr. 4 Fra kontaktutvalget Kraftutbygging – naturvern. Olje- og energidep.*
- Tvede, A.M. 1993. *Hydrologi. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.) Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 66–95.*
- Rye, N. 1993. *Geofag. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.) Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 125–142.*

Krav til leveområder –

biotopkrav

4

Alle organismer stiller bestemte krav til levestedet. Noen arter kan finne seg til rette i mange typer leveområder, mens andre har helt spesielle krav. For enkelte arter vet vi relativt mye om hvilke habitatkrav de har, for andre er kunnskapen fortsatt svært mangelfull.

4.1 Bunndyr

Organismer som lever på og i bunnen av elver og innsjøer, kalles gjerne bunndyr. Vi finner bunndyrene i mange forskjellige habitater. For enkelte grupper er vegetasjon svært viktig, mens andre lever under og på stein. Generelt finner vi de høyeste tetthetene og den største artsrikdommen på strykstrekninger med stein og grov grus, og hvor substratet er mosebevokst. Jo mer variert substratet er, jo flere arter kan det leve der.

Noen bunndyr lever av dødt og/eller levende plantemateriale på og i bunnen. Materialet kan enten være produsert i vannet, som alger og mose, eller være tilført fra kantvegetasjonen på land, som blader o.l. Andre bunndyr er rovdyr, eller de filtrerer ut næringspartikler fra vannet.

De ulike formene for bunndyr har forskjellige krav til vannhastighet. Noen trenger strømmende vann for ånding og næringsopptak, mens andre er tilpasset roligere strømførhold og vil bli skyllet vekk hvis vannhastigheten blir for stor. Bunndyrene er vekselvarme. Temperaturforholdene har derfor stor innvirkning på vekst, klekking og aktivitet.

4.2 Fisk

Både laks og ørret har stor fleksibilitet og kan leve innenfor et bredt spekter av forhold. For disse artene vil reguleringer særlig virke inn på gyte- og oppvekstområdene. Fisken fordeler seg ikke tilfeldig i en elv, men velger de områdene som er best egnet. Ved biotopjusterende tiltak er det derfor viktig å tenke på hvilke miljøfaktorer som kan endre eller begrense leveforholdene. For fisk er følgende faktorer viktige:



Sømåa nord for Istern med strykpartier, kulper, store steiner og variert kantvegetasjon. Variasjon i vassdragsmiljøet er avgjørende for å ta vare på artsmangfoldet og for å skape gode levevilkår for fisken og dens næringsdyr (foto: Jon Arne Eie).

vannkvalitet, vanntemperatur, næringstilgang, gytearealer og tilgang på skjul. Gjennom bl.a. Biotopjusteringsprogrammet er særlig kunnskapen om ørretens habitatbruk blitt forbedret de senere år. Dette blir derfor vektlagt her.

4.2.1 Akseptabel vannkvalitet

Akseptabel vannkvalitet vil blant annet si at vannet ikke inneholder giftstoffer som overstiger toleransegrensene, f.eks. når det gjelder surhet. Ulike fiskearter reagerer forskjellig på surhet, men blir vannet for surt, dør fisken. Fisken reagerer også forskjellig på surt vann på ulike stadier i sitt livsløp. En hovedregel er at yngel er mer følsom enn voksen fisk. Vannet må også inneholde tilstrekkelig oksygen. Også her stiller de enkelte artene forskjellige krav. Laksefiskene må f.eks. ha høyere oksygenkonsentrasjon i vannet enn karpefiskene.

Noen arter tåler dårlig at vannet blir grumset av leirpartikler eller andre finpartikler. Laksefisker er særlig sårbare overfor fine partikler, som kan påvirke gyting og klekking. Partikler i vannet kan også virke sterkt inn på produksjonen av fiskens næringsdyr.

4.2.2 Næringsproduserende områder

I elver er det to hovedtyper av leveområder; strykstrekninger og rolige partier. Tallrike undersøkelser har vist at strykstrekningene er viktige matproduserende arealer.

Vannhastigheten har stor betydning for fordelingsmønsteret av vannlevende evertebrater (virvelløse dyr). Gjennom ulik tilpasning som kroker, sugeskåler, strømlinjeform, avflatethet o.l. er mange organismer i stand til å leve på strykstrekninger. Stadig tilgang på nytt oksygenrikt vann sikrer ånding og næring for mange organismer. En strømhastighet på 0,5–1 m pr. sek. er optimalt for mange arter.

Bunnforholdene henger nøye sammen med vannhastigheten, slik at substratet blir grovere på strykstrekninger enn i roligere partier. Flere undersøkelser har vist at det blir færre næringsdyr når substratstørrelsen avtar fra kuppelstein og grus til sand. Produksjonen av næringsdyr er størst der det er relativt grov stein i substratet. Dette gir insektene både en fast overflate og best beskyttelse mot vannstrømmen. Rennende vann inneholder også mye «driv», dvs. organismer som har løsnet fra underlaget eller er skylt ut fra en ovenforliggende innsjø. Svært mye av fiskens næring stammer fra drivet. Mengden av driv påvirkes av vannhastigheten.

Fisk av ulik størrelse velger områder med forskjellig vannhastighet. Under oppveksten foretrekker de minste ørretene vanligvis grunne elvepartier med lave vannhastigheter (10–30 cm pr. sek.). I større elver lever ungfisken langs bredden og i bakevjer, mens større fisk gjerne foretrekker rasktflytende og dypere partier lenger ute i elva. I mindre elver og bekker finner vi ofte eldre fisk på dype og stilleflytende partier, særlig i kulper. I slike små elver, og spesielt i regulerte, kan imidlertid mangelen på dypområder begrense antallet større fisk.

I bekker og elver dominerer ungstadier av vårfluer, fjærmygg, steinfluer og døgnfluer blant ørretens byttedyr. Knottlarver og nettspinnende vårfluellarver kan utgjøre en betydelig del av næringen i utløpselver. Her kan ørreten også spise en god del dyreplankton som kommer som driv fra innsjøen.

4.2.3 Gytearealer

De fleste laksefisker stiller helt bestemte krav til gytearealet når det gjelder strømhastighet, vanddyp og substrat. For ørret regnes generelt en vannhastighet på 0,2–0,9 m pr. sek. for å være best. Vanddypet må være minst 0,2 m, og grusen bør ha en størrelse på 0,5–8 cm.

Liten vannføring kan hindre eller forsinke ørreten i å komme opp til gyteområdene. Rogna legges i stein

og grus, slik at den sikres god tilførsel av vann og oksygen også ved lav vintervannstand. Dødeligheten er betydelig mindre når rognen legges i grus enn i sand.

Etter klekking, mens yngelen holder seg nede i grusen, er dødeligheten svært liten. Den øker imidlertid drastisk når yngelen kommer opp av grusen og skal begynne å ta til seg føde. Normalt skjer dette på et tidspunkt da det er lett å få tak i næringsdyr, f.eks. fjærmygglarver.

Gytetidspunktet er tilpasset næringsdyrenes livssyklus og flomtoppene i elva, slik at vannføringen ikke er for stor, og tilgangen på næring er god. Endringer i vannføring og temperatur kan påvirke tidspunktet for når yngelen kommer opp av grusen. Dette kan resultere i at store deler av yngelen kommer opp på et tidspunkt da det er lite næringsdyr, noe som kan få konsekvenser for rekrutteringen.

4.2.4 Skjul

Både ørret og laks foretrekker områder med skjul, dels for å unngå å bli tatt av andre fisker eller av rovdyr, f.eks. mink, og dels som beskyttelse mot sterk strøm. En annen grunn til at skjul er viktig, er at ørret og laks er territorielle og etablerer et område som de forsvarer mot inntrengere. Finnes det godt med skjulmuligheter, ser fisken mindre til naboen, dermed øker antall territorier – og også fiskemengden.

Vanlige skjulesteder er kantvegetasjon som henger over elva, undergravde elvebredder, vannvegetasjon, røtter, trestammer, steinblokker m.m. Det viktigste skjulet er imidlertid hulrom i substratet, særlig for mindre fisk. Fisk av ulik størrelse velger forskjellig skjul. I mange norske elver gir turbulens på overflaten god skjuleffekt, slik at andre skjulmuligheter har mindre betydning. I regulerte elver hvor vannhastigheten er lav, dybden liten og substratet fint, eller på



Kantvegetasjon i jordbrukslandskap. I et ellers ensartet miljø har kantvegetasjonen langs vassdraget stor betydning for vilt, fisk og annet dyreliv i elva. Gaula, august 1991 (foto: Jon Arne Eie).



Kantvegetasjon langs Lierelva etter forsiktig tynning. Enkelte steder må kantvegetasjonen tynnes for å hindre at den demmer opp i flomperioder slik at tilgrensende jordbruksområder oversvømmes. Alternativet kunne ha vært full hogst og steinsetting av breddene (foto: Jon Arne Eie).

kanaliserte strekninger, er derimot skjult trolig den enkeltfaktor som det hittil har vært lagt minst vekt på, men som det er lettest å gjøre noe med.

4.2.5 Vinterhabitat hos ørret i elv

Studier av ørretens vinterhabitat er gjennomført i Hunnselva på Toten, en elv med et bredt utvalg av habitattyper. I de fire årene (1989–1992) undersøkelsen pågikk, fant man at ulike størrelsesgrupper av ørret hadde forskjellige leveområder vinterstid, og at atferden viste utpreget døgnvariasjon ved lave temperaturer.

Det ble observert forskjellig dagatferd for stor og liten fisk. Den mindre fisken (< 25 cm) oppholdt seg relativt sett mer på strykharde strekninger. Ved fallende vanntemperaturer fra 10 °C til 5 °C «forsvant» en stadig større del av den minste ørreten. Under ca. 5 °C ble det overhodet ikke observert liten fisk i vannmassene, men ved systematisk gjennomsøking av substratet, ble de mindre fiskene «gjenfunnet» i hulrom mellom steiner og i undervannsvegetasjonen. Behovet for skjul var tilnærmet 100 %. Fisken var

meget treg, og lå og «hvilte» i en tilsynelatende dvalelignende tilstand. De større ørretene (> 25 cm) dannet derimot stimer i de dype, stilleflytende partiene av elva og var mer aktive enn de små.

Om natten endret fiskene atferd. Da var også de mindre fiskene aktive på eller over substratet. Denne nattlige atferden var stabil gjennom hele vinteren.

Isforholdene i vassdraget og faren for å bli spist



Habitatstudier av fisk i Hunnselva i februar 1991 med bruk av dykker (foto: Jan Heggnes).



Habitatstudier av fisk i Hunnselva, mai 1990 (foto: Jon Arne Eie).

kan forklare ørretens atferd vinterstid. Fiender som mink og fiskender er varmblodige og jakter derfor godt selv ved lave temperaturer. De er dagaktive og jakter i hovedsak ved hjelp av synet. Det nattlige aktivitetsmønsteret reduserer således risikoen for at ørreten skal bli spist. Ved lave temperaturer endrer isforholdene seg gjennom hele døgnet og raskest om natten pga. utstrålingen. Aktiv atferd om natten vil derfor være den beste sikkerheten mot innfrysing.

Svømmeevnen reduseres ved lave temperaturer, og faren for utspyling vil være til stede både om dagen og om natten. Det er viktig å merke seg at i uregulerte vassdrag er vannføringen lav om vinteren. Nedenfor kraftstasjonen i regulerte elver er den derimot høyere enn ellers i året. Dette øker faren for utspyling.

Siden ørreten beveger seg lite ved lave vanntemperaturer og søker skjul på dagtid, når den «ser» føde

emnene best, skulle en forvente et svært begrenset næringsopptak vinterstid. Undersøkelsen viste imidlertid at ørreten tok til seg næring gjennom hele vinteren, og ser godt selv ved svært svake lysforhold.

Denne kunnskapen om ørretens habitatvalg om vinteren er viktig for eventuelle biotopjusterende tiltak. Vinteren er en kritisk periode for ørreten. Tiltak som vil virke positivt, er å sikre tilstrekkelig tilgang på stilleflytende nattaktivitetsområder (kulper, bakevjer, elvekanter o.l.). Slike områder kan skapes ved bl.a. å bygge kulper og terskler. I nær tilknytning til nattaktivitetsområdene må det være arealer med grovt substrat som gir hulrom hvor fisken kan skjule seg. Det er også viktig å ta vare på undervannsvegetasjonen, da denne gir godt skjul om dagen.

- Brandrud, T.E. 1993. *Vannvegetasjon I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 177–191.*
- Hansen, L.P. 1987. *Viktige fiskearter, laks. I: Borgstrøm, R. & Hansen, L.P. (red.). Fisk i ferskvann. Økologi og ressursforvaltning. Landbruksforlaget, Oslo.*
- Heggberget, T.G., Hvidsten, N.A., Jensen, A.J., Johnsen, B.O. & Saksgård, L. 1993. *Fisk i lakseførende vassdrag. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 262–279.*
- Heggenes, J. 1992. *Vinterhabitat-økologi hos ørret i rennende vann. I: Brittain, J.E & Eie, J.A. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1991. NVE-publikasjon nr. 22: 27–28.*
- Heggenes, J. 1993. *Habitatkrav hos laksefisk. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 462–483.*
- Heggenes, J. 1993. *Vinterhabitat-økologi hos ørret i rennende vann. I: Brittain, J.E & L'Abée-Lund, J.H. (red.). Biotopjusteringsprogrammet–status 1992. NVE-publikasjon nr. 15: 32–33.*
- Heggenes, J. 1994. *Landskapsøkologi i rennende vann: Habitatvalg og atferd hos ørret (Salmo trutta) og laks (S. salar). I: Erlandsen A.H. (red.). Fiske-symposiet 1994: 129–155.*
- Håland, A. 1993. *Fugl. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 311–349.*
- Odland, A. 1993. *Flora og vegetasjon. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 153–176.*
- Raddum, G.G. 1993. *Bunndyrsamfunn i rennende vann. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 222–242.*

Biotopjusterende tiltak i reguleringsmagasiner 5

5.1 Etablering av vegetasjon i reguleringssonen

Strandsonene i reguleringsmagasiner kan, særlig før magasinet fylles om våren, være lite pene å se på. I tillegg kan de være utsatt for utvasking og erosjon. I 1989 ble det satt i gang et forsøk i den regulerte innsjøen Meltingen (216 m o.h.) i Nord-Trøndelag med utprøving av forskjellige planter i strandsonen. Meltingen er næringsfattig, og vannkvaliteten egner seg godt for langskuddsvekster som tusenblad og tjønnaks. Reguleringshøyde er 21 m.

5.1.1 Artssammensetning

Fem år etter at magasinet ble fylt opp, fantes det fortsatt mindre innslag av den opprinnelige landpregede vegetasjonen på strandflatene. Sølvbunke, skogørkvein og sivarter forekom spredt sammen med høymol og unge skudd av vier. På beskyttede lokaliteter var det store forekomster av mose. Det ble også observert enkelte rene vannplanter som tusenblad og evjesoleie, men alle disse var sterile.

Artssammensetningen i plantedekket endret seg i



Naturlig vegetasjon i strandsonen i Meltingen, august 1985 (foto: Pål Mellquist).

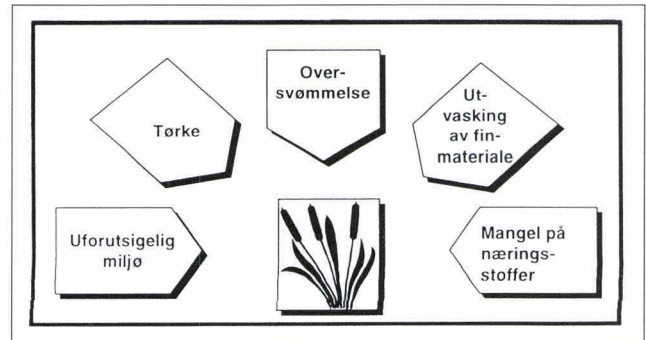


Fig. 4. En skisse som viser de viktigste faktorene som bidrar til at plantedekket brytes ned (etter Rørslett et al. 1993).

takt med de større endringene i vannstanden (fig. 4). I år med lite nedbør lå strendene og deler av den opprinnelige strandsonen tørrlagt i sommermånedene, mens de i fuktige år var oversvømt det meste av sommeren. I de fuktige somrene med høy vannstand forsvant landplantene over store områder, mens forekomsten av vannplanter økte. En plante som høymol kunne forsvinne fra steder hvor den tidligere hadde vist stor livskraft. I stedet økte forekomsten av vannplanter som vanlig tusenblad, tjønnaks, flotgras, krypsiv og mannasøtgras. Disse artene har fleksible vekststrategier som gir mulighet for rask gjenvekst.

Når vannstanden igjen var lav, gikk vannvegetasjonen kraftig tilbake i strandområdene. Fra frøbanken i bunnlaget spirte ettårige ugrasplanter som åkergråurt, meldestokk, linbendel, paddesiv og andre sivarter, og gras. På strendene vokste på nytt høymol. Slike vekstlinger synes å kunne fortsette så lenge det er tilstrekkelig med finmateriale, næringsstoffer og spredningsenheter i substratet.

På den delen av stranden som hadde ligget oversvømt 30–40 % av tiden i en seksårsperiode, var de fleste tuene av sølvbunke døde eller kraftig redusert. I et belte på samme nivå var alt strandrør fjernet av is og bølgeerosjon. Evjesoleia hadde derimot klart seg noe bedre. Mye tyder på at arter med flerårig jordstengel kan overleve lange, ugunstige perioder så lenge vekstsubstratet holdes intakt.

I Meltingen ble det testet ulike tiltak for å redusere utvaskingen av det fine materialet i strandsonen. Det ble også gjort forsøk med å plante ut nye plantearter.

5.1.2 Erosjonsmatter og gjødsling

Det ble lagt ut erosjonsmatter for å dempe utvasking-
en av finmateriale, og vegetasjonen ble gjødslet og
tilført torv tilsatt kalk for å fremme veksten.
Gjødslingen skulle øke rotveksten slik at røttene bed-
re kunne holde på jorda og dermed begrense erosjo-
nen.



Forsøk med gjødsling av vegetasjonen i Meltingen. I for-
grunnen ses den lysegrønne gjødslede vegetasjonen og i
bakgrunnen den brunere ugjødslede (foto: Jon Arne Eie).

Bruken av erosjonsmatter viste seg å være beheftet
med visse problemer. Mattene ble undergravd av bøl-
geslagene og løsnet lett dersom de ikke ble festet
godt. Antakelig er de ikke i stand til å stå imot natur-
kreftene i strandsonen over et lengre tidsrom.

Gjødslingen gav vegetasjonen til dels kraftig vekst
(fig. 5). Særlig sterk gjødsling (200 g pr. m²) førte til
at landboende grasarter, vesentlig kvein, og ettårige
ugraser utviklet seg sterkt, og tilførte substratet or-
ganisk materiale i form av økt rotmasse. Effekten
holdt seg gjennom flere vekstsesonger. Plantene spir-

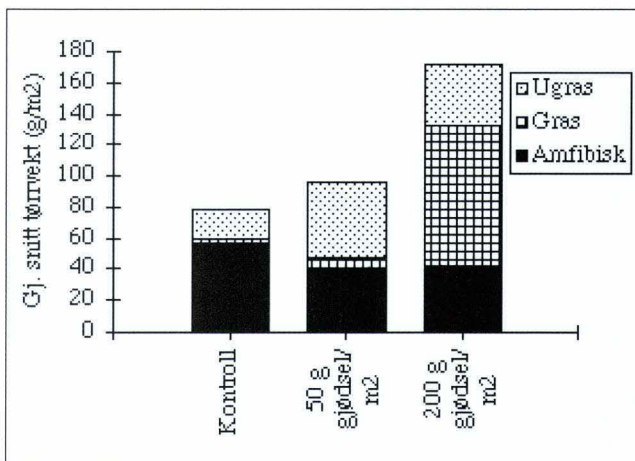


Fig. 5. Resultat av dosering med (nitrogen, fosfat og kali-
um) gjødsel på prøveflater med fragmenter av naturlig
plantedekke (1991). «Amfibisk» vegetasjon er hovedsak-
elig evjesoleie (etter Rørslett et al. 1993).

te fra frøbanker i substratet, men artene vil dø ut der-
som strendene settes under vann i lengre tid. Også
evjesoleie og andre vannlevende arter økte litt rett et-
ter gjødsling, men varigheten var kort.

Forsøket viste at gjødsling bør holdes på et lavt
nivå for ikke å skape en utilsiktet konkurranse mel-
lom vannlevende og landlevende arter. Gjødsling vil
også kunne resultere i ugunstig vannkvalitet. Det vis-
te også at rottorv til en viss grad kan bremse, men
ikke forhindre utvasking av finmateriale.

5.1.3 Utplanting

De første pilotforsøkene med utplanting av bl.a.
krypsoleie ble utført allerede i 1985. Senere ble det
plantet ut fem arter, alle tilpasset et delvis akvatisk
liv; sølvbunke, elvebunke (en underart av sølvbunke),
vassreverumpe, ryllsiv og nålsivaks.

For alle de utprøvde artene viste det seg at en måtte
regne med at selve utplantingen ville gi et svinn på
ca. 10 %. I tillegg var det hele tiden et visst tap av
planter, særlig i strandnivået, tilsvarende fyllings-



Utplanting av evjesoleie i Meltingen, august 1989 (foto:
Pål Mellquist).

nivået på ettersommeren. Tapet skyldtes hovedsakelig masseflytting og overdekking.

Gjødsling av utplantede arter førte til høyere overlevelse, og plantene ble kraftigere og satte flere frø. Selv om plantene kunne bli tildekket av grus, kunne livskraftige individer vokse opp gjennom dekket hvis de ble gjødslet. Det interessante var at bruk av gjødsel og tilsetning av organisk materiale hadde forskjellig virkning på kort og lang sikt. Tilsetning av organisk materiale førte til at plantene fikk god rotutvikling. Dermed økte muligheten for å overleve den første kritiske fasen etter utplantning. Gjødsling var det eneste tiltaket hvor det kunne påvises en tydelig positiv innvirkning på overlevelsen av plantematerialet etter tre vekstsesonger.

Vanlig sølvbunke ble plantet ut både på en eksponert og en beskyttet lokalitet. Elvebunke ble plantet ut på en eksponert lokalitet. Resultatene viste klart at «elvebunke» er langt bedre tilpasset et liv på strandbredden. Dødeligheten var til og med lavere enn hos sølvbunke utplantet på den beskyttede lokaliteten (fig. 6). Vi vet svært lite om dette graset som vokser langs de større elvene på Østlandet og i midtre og nordlige deler av Sverige. Av de andre artene som ble plantet ut, hadde vassreverumpe og ryllsiv lavest dødelighet. Disse to artene er da også naturlige innslag på tidvis oversvømte strender.

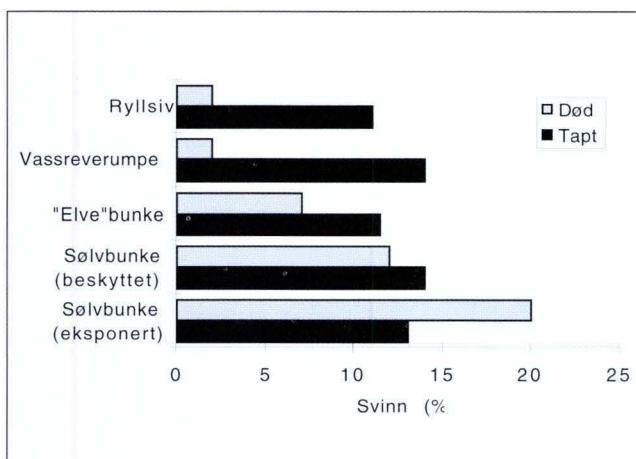


Fig. 6. Samlet svinn gjennom prøveperioden for noen av de utplantede artene i Meltingen. Dødeligheten er beregnet på årsbasis, men tap ved erosjon og masseforflytning refererer seg til antall utplantede individer (etter Rørslett et al. 1993).

Forsøkene har vist at skal man utføre reetablering av vegetasjon i større omfang i et reguleringsmagasin, må visse betingelser være oppfylt:

- Det må finnes finmateriale i strandsonen, gjerne med noe organisk innhold. Erosjonsdempende tiltak er nødvendig ved etablering av vegetasjon.

- Det må være tilførsel av spredningsenheter, enten fra en permanent frøbank i nærområdene eller fra områder som ikke er like kraftig påvirket av regulering.
- Plantene må få tid til å bygge opp et kraftig rotsystem og bli så kraftige at de kan tåle ugunstige perioder. Tørrår er helt nødvendig hvis amfibisk vegetasjon skal ha noen sjanse på sikt i et reguleringsmagasin.
- Gjødsling er sterkt ønskelig for å fremme veksten på tørrlagte strender. Gjødsling vil også gi oppslag av gras, som danner rottorv og dermed bidrar til å stabilisere strandområdene ved oversvømming.

Uansett tiltak vil reguleringsmagasinet ha en ubalansert og vekslende vegetasjon. Derfor vil strendene aldri få et «naturlig» utseende, men de kan i alle fall bli grønnere enn tilfellet ofte er i dag.

Rørslett, B., Johansen, S.W. & Singsaas S. 1993.

Vegetasjonsetablering i reguleringssoner. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsamling. NVE-publikasjon nr. 13: 569–590.

5.2 Avsnøring av deler av reguleringsmagasiner

Den årvisse vannstandsvariasjonen i regulerte innsjøer medfører at det fine substratet i strandsonen vaskes ut, og strandsonen får etter hvert et økende innslag av stein og grov grus. Vannvegetasjon, bunndyr og vanninsekter som er knyttet til strandsonen vil avta, og det blir mindre næring for fisk og fugler.

I enkelte tilfeller er store landarealer neddemt, og mange viktige dyre- og særlig fuglebiotoper er blitt berørt. Da Innerdalen i øvre del av Orklavassdraget ble tatt i bruk som reguleringsmagasin i 1982, ble



Ferdigstilt terskel i Innerdalsvatnet, juni 1992 (foto: Jan Ivar Koksvik).



Terskeldammen i Innerdalen, juni 1992 (foto: Jan Ivar Koksvik).

f.eks. 6,5 km² naturarealer lagt under vann. Før utbyggingen var Innerdalen en flat dal med en sterkt svingete (meandrerende) elv. Dalen var kjent for sin rike flora og fauna.

I et forsøk på å bedre forholdene for fisk og fugler ble det sju år etter første oppfylling av reguleringsmagasinet bygd en terskeldam. Denne avsnører og stabiliserer vannstanden i ca. 0,4 km² av den produktive sørøstre delen av magasinet. Terskelen hindrer vannstanden i å synke slik den gjør i hovedbassenget. Det avsnørte terskelbassenget har en største dybde på 7 m, men gjennomsnittsdypet er bare 1,3 m. Terskelen er bygd med en omløpskanal med et fall som ikke er større enn at fisk kan gå mellom hoved- og terskelbassenget uansett vannstand.

5.2.1 Virkninger for fisk

Utviklingen av ørretbestanden i Innerdalsmagasinet er fulgt siden neddemmingen i 1982 og er sammenlignet med utviklingen i terskelbassenget.

Før reguleringen vokste fisken i elva knappe 5 cm i året de to første leveårene, og mellom 5 og 6 cm de to neste. Dette anses å være middels god vekst. I 1982, da magasinet var under oppfylling, hadde fisken eksepsjonelt god vekst, var meget feit og hadde høy kondisjonsfaktor (vekt i forhold til lengde). 2–4-åringene vokste i gjennomsnitt mellom 9 og 11 cm

dette året. Den gode veksten skyldtes økt tilførsel av næringsemner, hovedsakelig meitemark fra det nedemte arealet (demningseffekt) (fig. 8). Fra 1983 har veksten vært noe redusert, men må likevel karakteriseres som meget god fram til 1985 (fig. 7). I 1991 var tilveksten fremdeles over middels.

Samtidig med nedgangen i veksten på slutten av åttiårene ble det også registrert en gradvis nedgang i kondisjonsfaktoren (fig. 11). Nedgangen i vekst og

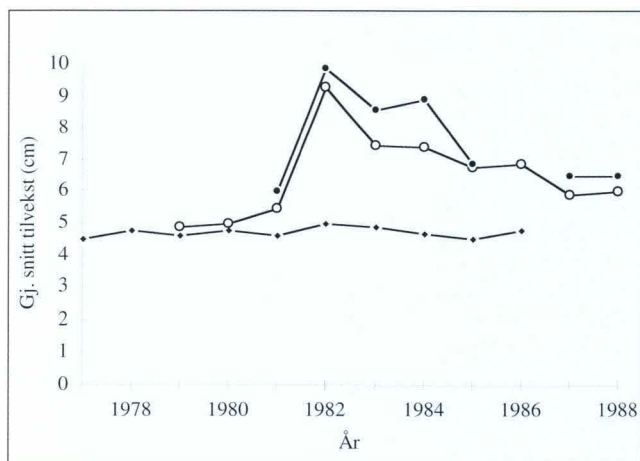


Fig. 7. Gjennomsnittlig tilvekst i centimeter for årsunger (romber), 2-åring (åpne sirkler) og 4-åring (fylte sirkler) i Innerdalsmagasinet i ulike år (omarbeidet etter Koksvik 1992).

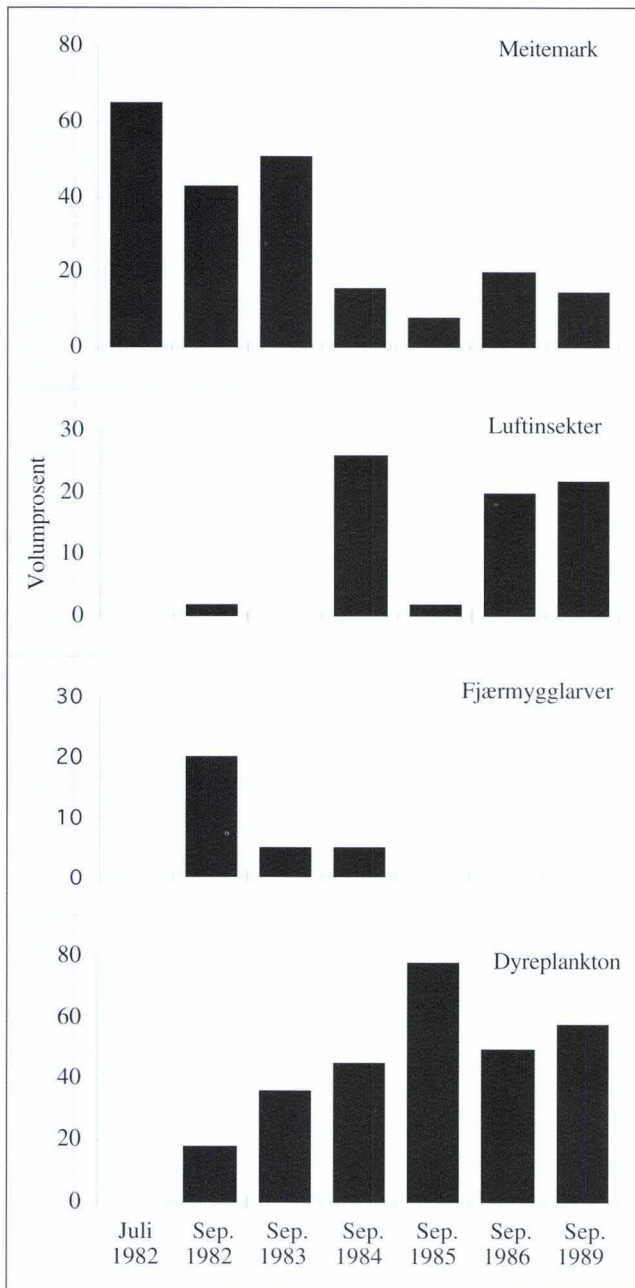


Fig. 8. Gjennomsnittlige volumprosent av de viktigste næringsdyrene i ørretmager fra 1982–1989 (etter Koksvik 1992).

kondisjon skyldtes redusert næringstilgang. Planktonkreps, særlig arter av vannlopper, overtok som dominerende næringsdyr. Meitemark var likevel fortsatt blant de tre viktigste næringsdyrene vurdert etter volum.

Fangstresultatene har i hele perioden fram til 1989 vært gode på alle maskestørrelser (fig. 9). Gjennomsnittsutbyttet for 18–24 omfar har variert fra 1,9–3,3 kg pr. garnnatt. Undersøkelser fra en rekke andre norske vann viser at fangster over 2 kg pr. garnnatt er svært sjelden og nesten utelukkende registrert i reguleringsmagasiner med kraftig demnings-

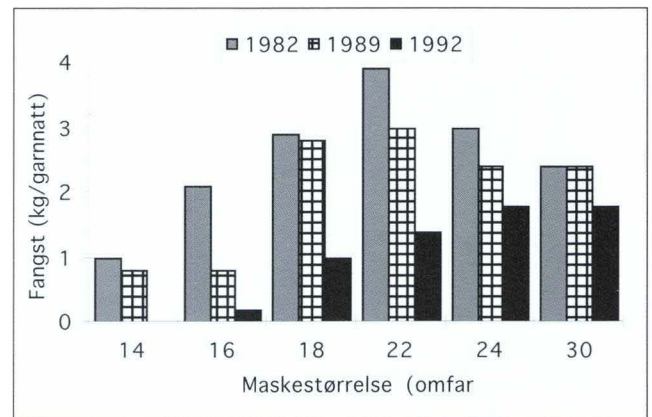


Fig. 9. Utbytte av ørret (kg pr. garnnatt) på ulike maskestørrelser i september 1982–1992 (etter Koksvik 1992).

effekt. Utbyttet i 1992 var bare halvparten av gjennomsnittet for de fem første årene etter reguleringen.

I 1992 var utbyttet pr. garnnatt større i terskelbassenget enn i selve reguleringsmagasinet. I terskelbassenget ble det da gjort bra fangster på stormasket garn (14–16 omfar) (fig. 10). Samme år var gjennomsnittsfangsten på 18–24 omfar garn 1,5 kg pr. garnnatt i magasinet og 2 kg i terskelbassenget. Begge steder så rekrutteringen av småfisk (30 omfars garn) fremdeles ut til å være meget god.

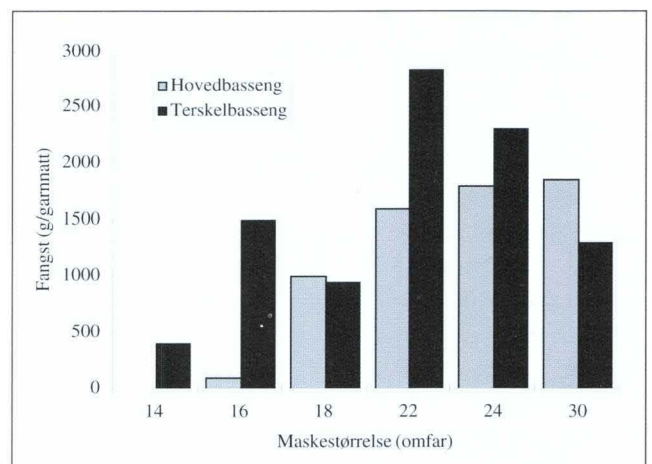


Fig. 10. Utbytte av ørret (g pr. garnnatt) på ulike maskestørrelser i hovedbassenget og terskelbassenget i Innerdalen, september 1992 (etter Koksvik 1992).

Målinger av kondisjonsfaktoren i 1992 viste at fisk over 25 cm hadde i underkant av middels k-faktor, mens de minste størrelsesgruppene fremdeles hadde over middels k-faktor. Med unntak av fisk mindre enn 20 cm var det i 1992 ingen signifikant statistisk forskjell i k-faktor mellom ørret fanget i hovedbassenget og i terskelbassenget (fig. 11). Resultatene fra Innerdalen viser at demningseffekten var betydelig, men kortvarig.

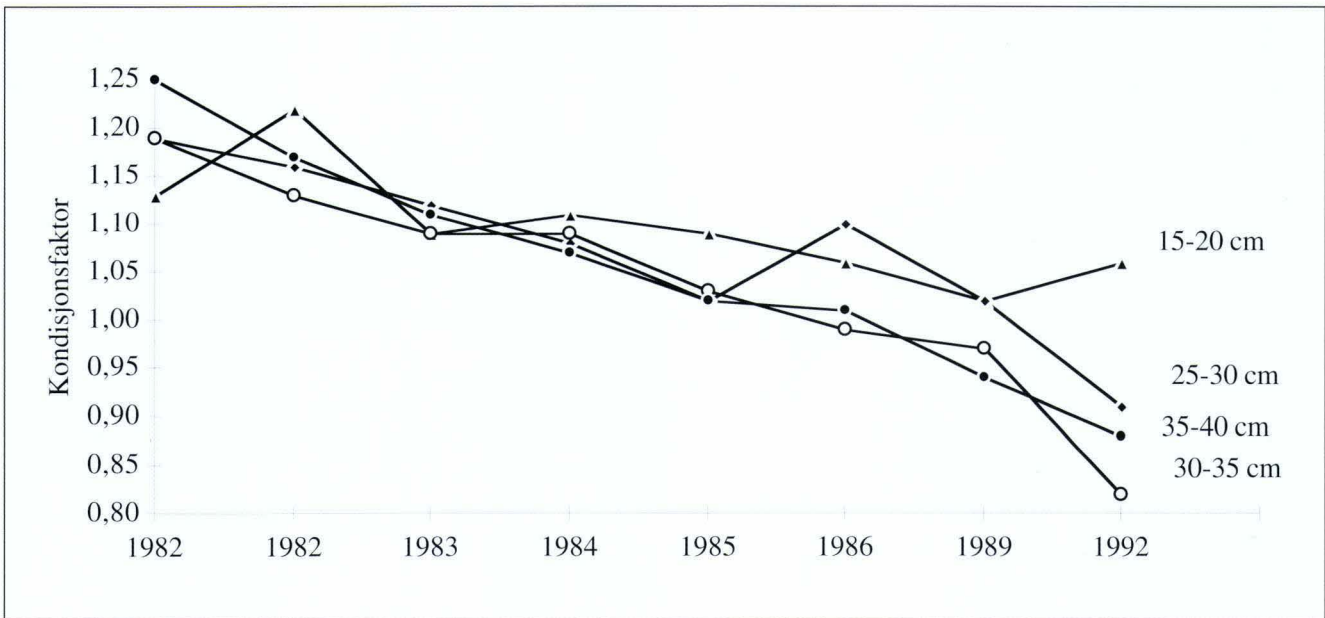


Fig. 11. Kondisjonsfaktor for ulike lengdegrupper av ørret i Innerdalsvatnet 1982–1992 (etter Koksvik 1992).

5.2.2 Virkninger for fuglelivet

Innerdalen hadde før utbyggingen en rik fuglefauna. Ved byggingen av Innerdalsmagasinet ble det neddemt mange rike fuglebiotoper. Dette førte til en klar nedgang i totalbestandene av de fleste fugleartene i området. En art som ble hardt rammet, var den sjeldne og sårbare dobbeltbekkasinen. Den var tallrik i 1976, men etter utbyggingen har den vært sjelden i Innerdalen. Også de fuglene som hekket ovenfor den nye strandlinja, fikk dårligere betingelser etter utbyggingen.

Den nye reguleringssonen var ubrukelig som hekkplass, blant annet fordi reirplasser ble satt under vann når magasinet ble fylt opp i løpet av hekkeseongen. Reguleringssonen kunne likevel benyttes til matsøk, særlig mens den var fuktig, og insekttlekkingen foregikk. Selve vannflata i magasinet ble bare brukt av noen få arter og individer av vannfugler. Bare under isløsingen om våren kunne det være noe flere ender til stede.

Terskeldammen viste seg gunstig for mange fugler. Det første året etter byggingen skjedde det en kraftig økning i antall arter som brukte denne delen av magasinet. Storlom, gråhegre, havelle, sjørørre, siland, storspøve, sotsnipe og grønnstilk ble registrert som nye, mens stokkand, svømmesnipe, fiskemåke og terner, særlig rødnebbterne, økte i antall. Strandsnipa har imidlertid gått tilbake, sannsynligvis fordi strandlinja er blitt kortere.

Det var klart flere andearter i terskeldammen enn i tilsvarende områder før terskelen ble etablert (fig. 12). Også det totale antallet ender økte markert (fig.

13). Toppand økte mest i antall, og det kunne registreres flere hekkende par i området. Det skjedde også en endring i sammensetningen av andefuglene – fra dominans av gressender til dominans av dykkender (fig. 14). Også fiskendene har hatt en liten økning. Før terskelbyggingen dominerte brunnakke og krik-kand, mens toppand, havelle, kvinand og siland har økt kraftig etterpå. Selve magasinet og reguleringssonen brukes fortsatt av bare noen få fuglearter og et lite antall individer.

Etter terskelbyggingen har fugler knyttet til vann økt i mengde, mens strandfuglene viser et varierende mønster. Stabiliseringen av vannstanden har virket

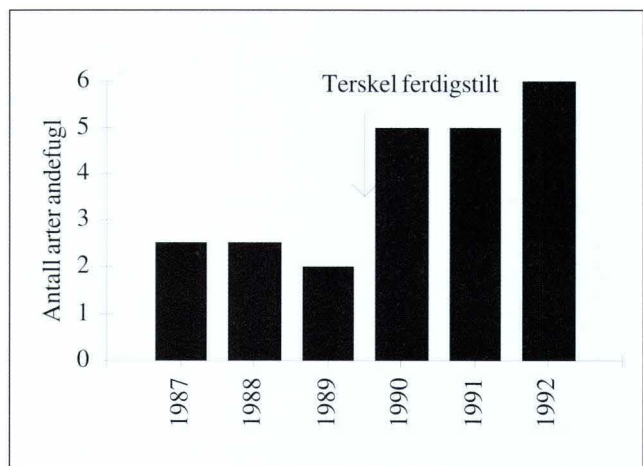


Fig. 12. Antall arter andefugler daglig observert i terskelområdet i Innerdalen i årene 1987–1992. Antall er vist ved medianen av observasjonene. Terskelbyggingen foregikk høsten 1989 (etter Reitan & Kålås 1993).

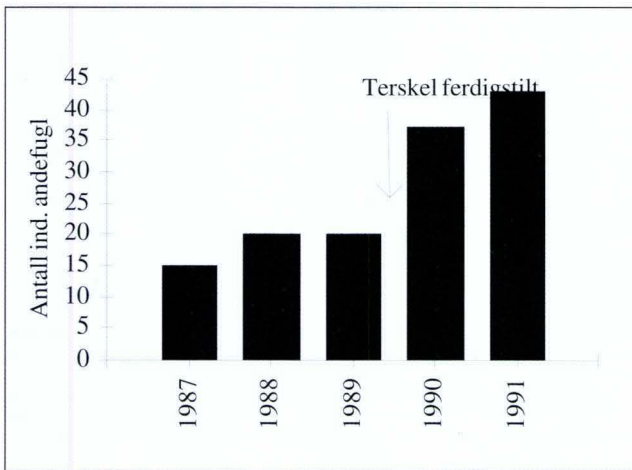


Fig. 13. Det høyeste antall individer voksne andefugler observert på en enkelt dag i terskelområdet i Innerdalen for hvert av årene 1987–1991 (etter Reitan 1993).

positivt på vegetasjon og bunndyr, samtidig med at faren for at reirplassene oversvømmes i hekketiden er redusert. Utviklingen etter 1992 tyder imidlertid på at antall ender som bruker terskeldammen har gått noe ned. Årsakene er uklare, men utviklingen understreker hvor viktig biotopskjøtsel av slike områder er for at de gunstige virkningene skal kunne holde seg.

- 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 nr. 2: 157–175.
- Koksvik, J.I. 1993. Biotopjusteringstiltak i Innerdalsmagasinet. Utvikling i ørretpopulasjonen i magasinet og et tilknyttet terskelbasseng. I: Brittain, J.E. & L'Abée-Lund, J.H. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1992. NVE-publikasjon nr. 15: 38–43.
- Reitan, O. 1992. Biotopskjøtsel og konsekvenser for fugl ved Innerdalsmagasinet. I: Brittain, J.E. & Eie, J.A. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1991. NVE-publikasjon nr. 22: 33–36.
- Reitan, O. 1992. Fugl ved Innerdalsmagasinet med særlig vekt på effekter av terskeldammen. I: Berg, G. & Faugli, P.E. (red.). FOU-prosjekt i Orkla. Oppsummerende prosjektmøte, NVE-publikasjon nr. 2: 213–227.
- Reitan, O. 1993. Biotopjusterende tiltak i Innerdalsmagasinet. Fugleundersøkelsene. I: Brittain, J.E. & L'Abée-Lund, J.H. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1992. NVE-publikasjon nr. 15: 34–38.
- Reitan, O. & Kålås, J.A. 1993. Restaurering av våtmarker – fugl. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 547–568.

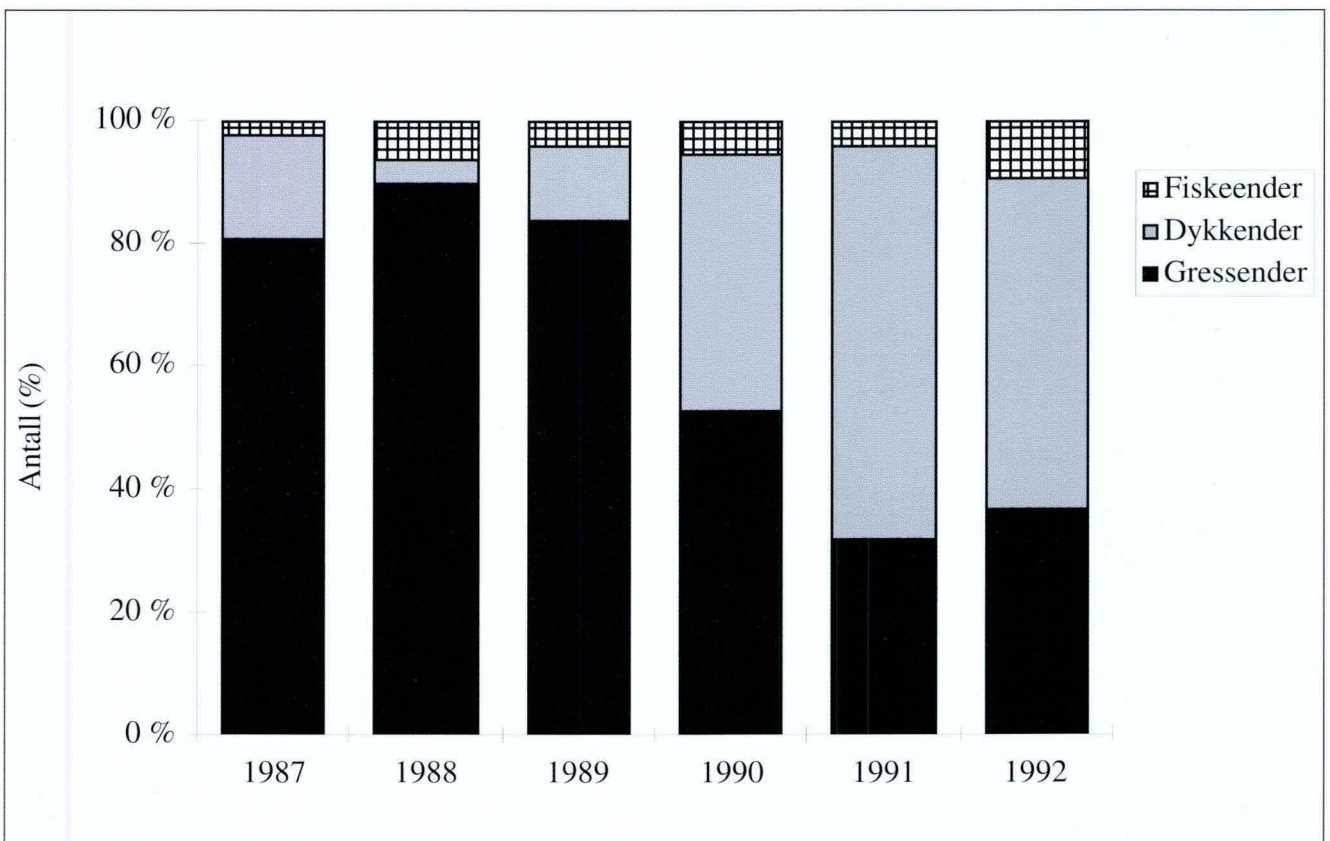


Fig. 14. Sammensetningen av andefuglsamfunnet i terskelområdet i Innerdalen 1987–1992 uttrykt som prosentvis fordeling av det totale antallet ender observert hvert år (etter Reitan & Kålås 1993).

5.3 Habitatjusterende tiltak i tilløpselver til magasiner

Ett av hovedproblemene for ørreten i reguleringsmagasiner er at tidligere gyteplasser i innløpsbekker ofte forringes. Dessuten vil gytstedene i utløpet nesten aldri kunne brukes. Det vanlige har vært å kompensere for disse tapte gyte- og oppvekstområdene ved å sette ut fisk. Regulantene er derfor pålagt årlig å sette ut om lag 2,8 millioner ørretunger og om lag 1,6 millioner laksunger. Men utsetting har også sine ulemper; dårlig tilslag, fare for overføring av sykdommer, parasitter og uønskede fiskearter.

Nyere forskning har påvist genetiske forskjeller mellom bestander innen arter som laks, ørret og røye. Utsetting av fisk med en annen genetisk bakgrunn enn i den eksisterende bestanden fører som regel til at den stedege bestandens genetiske variasjon blir endret. Erfaringen er at slike genetiske endringer ikke er av positiv karakter.

Som et supplement til utsettinger satser man nå mer på biotopiltak for å bedre den naturlige rekrutteringen. Ett tiltak er å tilrettelegge de naturlige gyteforholdene og eventuelt skape nye gyteplasser, og å sørge for brukbare oppvekstområder. I Tessemagasinet i Oppland har man f.eks. anlagt kulper og laget skjulplasser i en tilløpsbekk. Arbeidet startet allerede i 1986 med fangst av gytefisk med ruse under oppvandring for å kartlegge rekrutteringspotensialet. Både rusefiske etter stamfisk og elfiske viste lavt rekrutteringspotensial og liten ungfisktetthet.

For å forbedre rekrutteringen ble det lagt en ny stikkrenne under en vei for å sikre fri passasje for oppvandrende fisk. Vannføringen vinterstid og i tørre perioder ble sikret ved hjelp av et rør fra en nabobekk. Videre ble øvre del av bekken senket for å hin-

dre kjøving (issvelling) om vinteren med redusert vannføring nedstrøms. Bekken ble tilført stein for å gi ungfisken bedre tilgang på skjul, og større steiner ble lagt ut langs sidene av bekkefaret for å etablere kantskjul. Slikt kantskjul er av stor betydning både for ungfisk og gytefisk. Den eksisterende torvkanten var i ferd med å rase ned, og tiltaket hindret ytterligere utrasing. Tiltakene har hatt positiv effekt.

De siste årene har samarbeidsprosjektet «Bedre bruk av fiskeressursene i regulerte vassdrag i Oppland» dels utført lignende biotopiltak, og dels gitt økonomisk støtte til fiskeforeninger og grunneierlag til å gjennomføre dem. Tiltakene har omfattet enkelte ryddinger og fjerning av vandringshindre. I Geitrygga, en tilløpsbekk til Tisleiamagasinet, er det sprengt vekk hindre for å åpne opp og lette tilgangen til nye gyteområder. Det er også foretatt justeringer i bekkefaret for å samle vannføringen i perioder med naturlig lav vannføring. Det er også bygd enkle terskler for å lette oppgangen for gytefisk. Lignende tiltak har vært utført i tilløpsbekker til Vangsmjøsa, i Nordre Rjupa, en tilløpselv til Vinsteren, og i Buaråne som renner ned i Flyvatn. Det antas at disse tiltakene vil bedre den naturlige rekrutteringen.

Tiltakene er relativt rimelige og kan utføres av lokale entreprenører. De totale kostnadene pr. tiltak har ligget i størrelsesorden 15 000–30 000 kr. I tillegg har det vært utført en del dugnadsarbeid.

Hesthagen, T. 1988. Økt naturlig rekruttering av aure til reguleringsmagasin. Vassdragsregulantenenes forening, Fiskesymposiet 1988: 3–18.

Eriksen, H. & Hegge, O. 1994. Bedre bruk av fiskeressursene i regulerte vassdrag i Oppland 1989–1993. Fylkesmannen i Oppland, Miljøvernveddelingen. Rapport nr. 12.

Biotopjusterende tiltak i elver

6

6.1 Steinutlegging

For å vinne inn nye jordbruksarealer og hindre erosjon bygges det flomvoller, elvesvinger rettes ut og elvekanter steinsettes. De kanaliserte elvestrekningene blir gjerne svært ensartede uten skarpe svinger hvor det legges opp masse i innersvingene og graves i yttersvingene. Ofte fjernes også mye av kantvegetasjonen, og det tar tid før den vokser til igjen. Kantarealene omdisponeres også ofte til jordbruksland, veier eller industriformål. Slike forhold gir dårlig tilgang på skjul, gytesubstrat og næring for fisk.

Som en del av programmet er det gjort omfattende forsøk med å legge ut stein som biotopforbedrende tiltak i Gudbrandsdalslågen (på Lesjaleirene), i Søya og Teigdalselva. I Moelva og Brumunda har det vært enklere forsøk. Hensikten har vært å forbedre oppvekstbetingelsene for fisk i elver som er sterkt endret

ved regulering, forbygging, kanalisering o.l. For noen av forsøkene er oppfølgingen ennå ikke avsluttet.

Ut fra generell kunnskap om ørretens habitatpreferanser var forholdene i disse elvene lite gunstige for fisken rett etter kanaliseringen. Det gjelder alle stadi-er i livssyklusen. Det fine, sandholdige bunnsubstratet og det ensartede bunnprofilen i Lågen, Søya og Teigdalselva gir få skjulmuligheter. I tillegg gir ustabil bunnsubstrat og fin sand dårlig produksjon av næringsdyr og få gytemuligheter.

6.1.1 Utleggingsmønster

Steinutlegging er forsøkt i ulike varianter. I Lågen (Lesjaleirene) ble det lagt ut røyser med grov stein (15 cm i diameter og større). Steinmassene ble lagt i røyser på ca. 8 x 5 m i areal og med 11 røyser pr. stasjon. Steinrøysene ble plassert i faste mønster – tre

Det lille strykpartiet nede til venstre på bildet viser parti med utlagt småstein i Søya (foto: Jon Arne Eie).



Utlegging av steinrøyser på Lesjaleirene vinteren 1990 (foto: Jon Arne Eie).

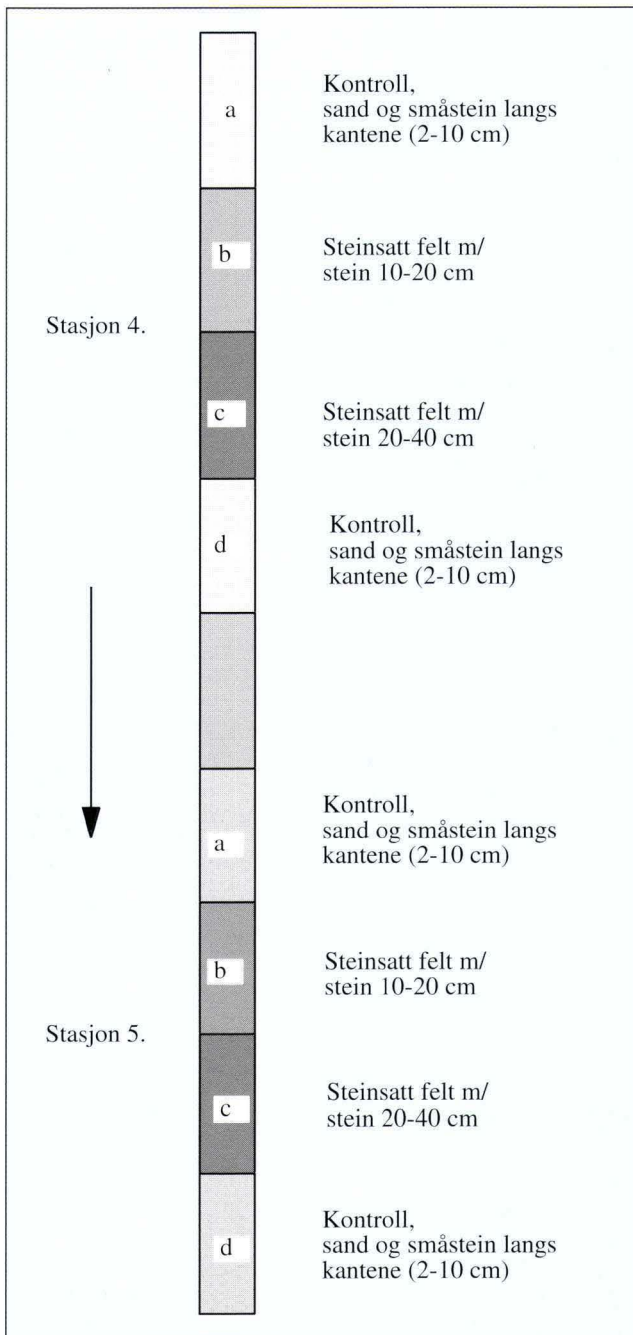


Fig. 15. Skjematisk fremstilling av kontrollområder og områder tilsatt ulike typer bunnmateriale i Søya.

rader på tvers av elva uten hensyn til vannføringen. Ved lav vannføring om høsten og vinteren blir flere av røysene tørrlagt, slik at de er utilgjengelige for fisken. Røysene er imidlertid tilgjengelige ved høy vannføring om våren og sommeren, og de har også en viss næringsdyrproduksjon.

En noe annen design ble valgt på steinutleggingen i Søya. Her er det bygd to flateterskler (steinsatte områder av hele elvebunnen), som hver består av et felt med 10–20 cm stor sprengt stein. Dette går over i et felt med sprengt stein på 20–40 cm i størrelse. Hvert av disse feltene ble lagt i 30 m lengde langs hele elva

og i hele dens bredde (fig. 15). I Teigdalselva er det gjort forsøk med å legge ut rekker av stein i elva. Her var hensikten å skape skjul for fisken.

6.1.2 Vegetasjon på utlagte steinrøysar

Et halvt år etter utleggingen av steinrøysene i Lågen hadde det skjedd en ikke ubetydelig etablering av ny vegetasjon. Dette gjaldt særlig de røysene som lå litt dypere, og det skjedde ved at drivmateriale festet seg under og mellom steinene. Vegetasjonen var dominert av elvemoser, men det ble også registrert stor vassoleie, klovasshår og kransalger. I motsetning til vegetasjonen på siltig substrat langs land tålte vegetasjonen på stabilt steinsubstrat større vannføring og betydelig bunntransport.



Habitatstudier ved en av de utlagte steinrøysene på Lesjaleirene, august 1991 (foto: John E. Brittain).

6.1.3 Virkninger på bunndyrfaunaen

Både i Lågen og Søya hadde steinutleggingen positiv innvirkning på bunndyrsamfunnet, og bunndyr etablerte seg meget raskt. I Lågen kunne man allerede 6 måneder etter steinutleggingen registrere positive endringer i bunndyrfaunaen. Tettheten og artsmangfoldet var betydelig høyere på røysene enn på sandbunnen omkring. Røysene ute i elva hadde noe lavere bunndyrtetthet enn røysene som lå langs elvebredden (fig. 16), som igjen hadde noe lavere tetthet enn den plastrede elvesiden. Prøver tatt ett år senere viste økende artsmangfold på røysene.

At bunndyrene har stor evne til raskt å kolonisere nye områder, ble også påvist i et nygravd sideløp til Søya. Ett år etter inngrepet kunne mengden og artsammensetningen av bunndyr i øvre del av den kanaliserte sonen sammenlignes med forholdene i en ubørt elv.

Bunndyrmengden på de ulike substrattypene i ka-

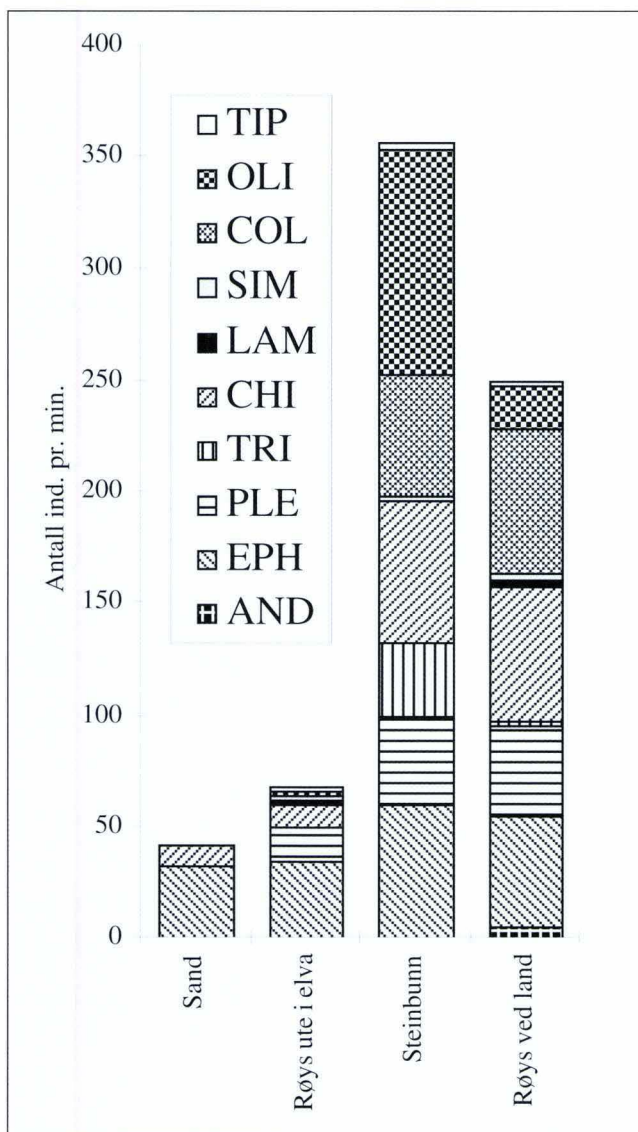


Fig. 16. Tettheten av bunndyrgrupper på ulike habitattypene på Lesja i august 1990 (etter Brittain et al. 1993). Tip = stankelbeinlarver; oli = fåbørstemark, col = vannbiller; sim = knottlarver; lam = muslinger; chi = fjærmygglarver; tri = vårfluelarver; ple = steinfluenymfer; eph = døgnfluenymfer; and = andre.

nalsonen i Søya etter steinsetting og naturlig omlagring, viste klare forskjeller. Sandbunnen nederst i kanalsonen hadde den laveste bunndyrmengden.

Deretter fulgte områdene med små, runde elvesteiner (2–10 cm). De steinsatte feltene (10–40 cm sprenget stein) hadde størst relativ bunndyrmengde (fig. 17).

I løpet av en fireårsperiode ble det på steinsettingsfeltene i Søya registrert til sammen fem døgnfluear-

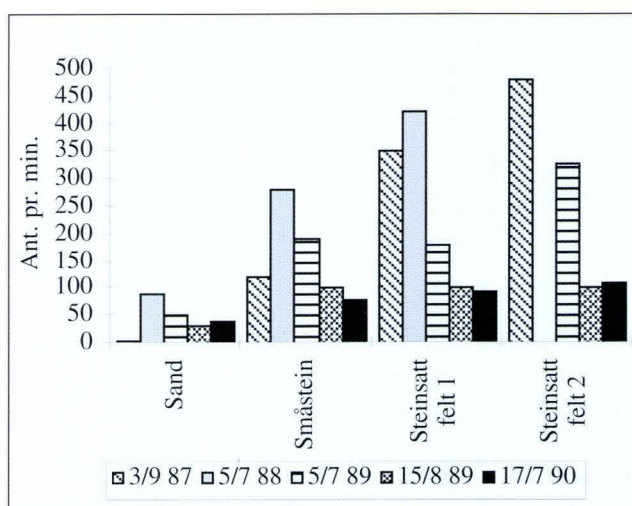


Fig. 17. Mengde bunndyr (antall individer pr. minutt sparkeprøve) på ulike substrattypene i Søya 1987–1990 (etter Arnekleiv 1993).



De utlagte steinrøysene på Lesjaleirene ved høy vannstand i november 1990 (foto: John E. Brittain).

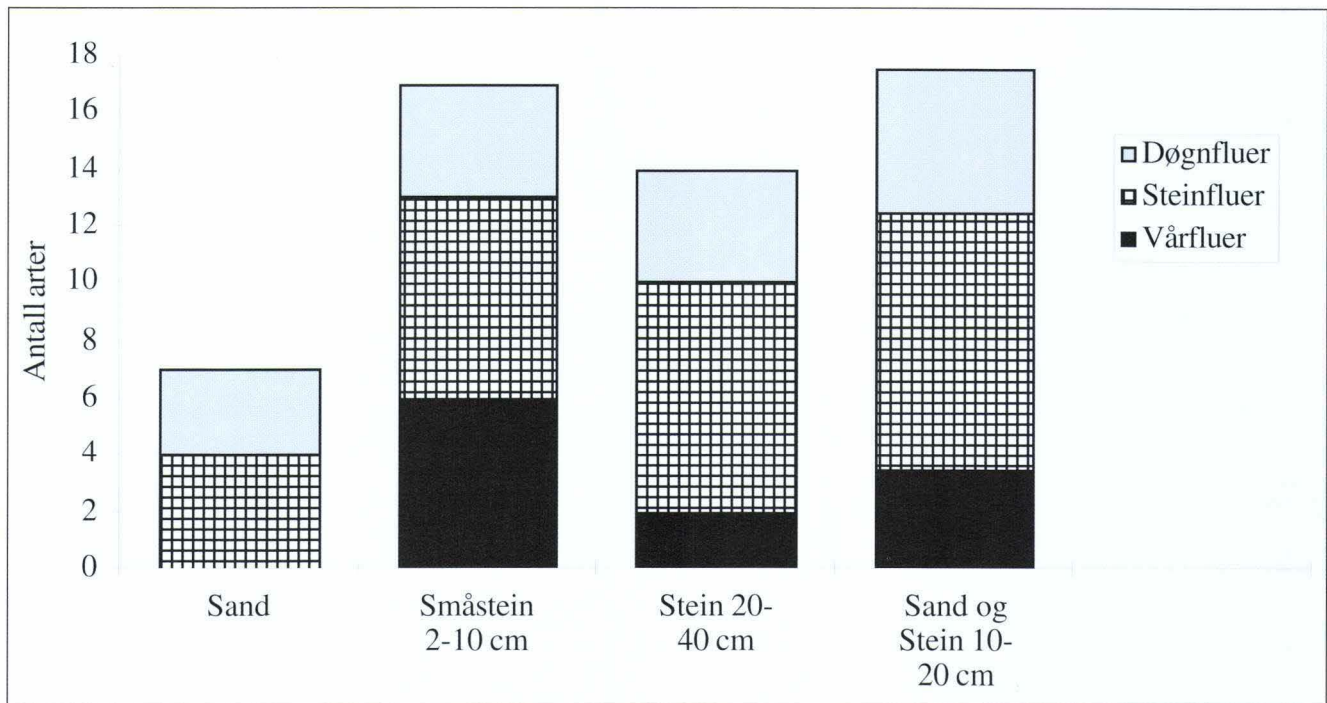


Fig. 18. Antall arter døgn-, stein- og vårfluer på ulike substrattyper i Søya 1987–1990 (etter Brittain et al. 1993).

ter, åtte steinfluearter og tre vårfluearter. Dette var omtrent det samme som på elvebunnen med naturlig småstein (fig. 18). I samme periode ble det på sandbunnen i den nederste delen av den kanaliserte sonen bare registrert et lite antall individer av to døgnfluearter og fire steinfluearter.

6.1.4 Virkninger på fisk

Steinutlegging har hatt positiv virkning for fisken. Allerede sommeren etter steinutleggingen i Lågen var fisketettheten rundt steinrøysene merkbart høyere enn i årene før utleggingen. Tettheten var størst rundt og mellom røysene som var lagt ved elvebredden. Rundt de frittliggende røysene var fisketettheten lavere (fig. 19). Grunnen til dette kan være at fisken nødig beveger seg over den åpne sandbunnen mellom røysene. Siden også bunndyrtettheten var relativt lavere på steinsettingene ute i elva enn på steinsettingene langs land, er det mye som tyder på at tettheten av fisk på røysene var optimal. Ved flere av røysene er det registrert årsunger (0+), og dette tyder på at ørreten gyter på eller ved røysene. Steinrøysene førte også til at strømmen gravde ut kulper nedstrøms steinene. Disse kulpene var verdifulle overvintringsplasser for større fisker.

I Søya førte plastring av elvebunnen med stein i øvre delen av den kanaliserte sonen til en vesentlig høyere tetthet av ungfisk enn tidligere registrert i denne delen av elva. Det var særlig tettheten av laksunger som økte. For ørretunger var tettheten den samme som i områder der bare elvesiden var plastret.

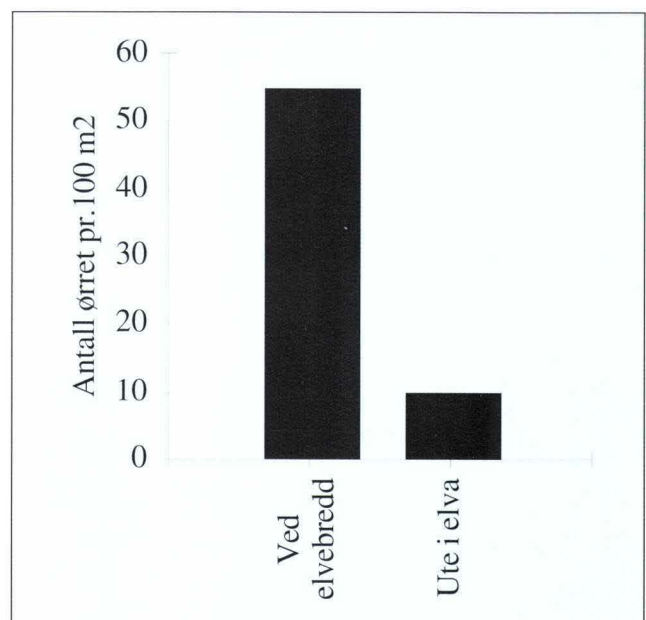


Fig. 19. Tettheten av ørret estimert ved elektrofiske ved utlagt steinrøys ved bredden og ute i Lågen sommeren 1990 (etter Brittain et al. 1993).

Utlagt sprengt stein i elvebunnen synes derfor å gi et meget godt habitat for ungfisk av laks.

De steinsatte områdene var også viktige gyteområder for sjøørreten, og gytegapene var i all hovedsak konsentrert til disse områdene. Egnede gytesubstrat for sjøørret kan derfor trolig lages ved å dekke bunnen med stein med diameter 2–5 cm.

Steinsettingene i de øvre delene av Søya var utsatt for nedslamming. For å hindre dette ble det på et av

de steinsatte områdene lagt ut store steiner på opptil 1 m³. Steinene skulle virke strømfosterkende og hindre nedslamming av hulrommene. Steinene gav den ønskede effekten. Også tettheten av laks ble høyere enn i områder hvor det ikke ble lagt ut store steiner. Tettheten av ørretunger økte også, noe som trolig har sammenheng med at det ble etablert arealer med lavere strømhastighet ute i elva.

Å plastre elvesiden med stein gav også positive resultater. Plastringen resulterte i gode skjulplasser for laks og ørret. Utleggingen av stein i elvebunnen øker oppvekstarealeet for laks og noe for ørret. Utlegging av stor stein (>50 cm i diameter) synes å gi tiltaket lengre varighet enn utlegging av små steiner.

Tetthetsestimater av fisk i og rundt de utlagte steinene i Teigdalselva viste at ungfisk hadde oppsøkt alle steinrøysene. I gjennomsnitt ble det beregnet 58 fisker pr. m² rundt røysene, mens det ikke ble registrert fisk på kontrollområdene mellom dem.

Steinrøysene har således gitt et attraktivt oppholdssted for fisk. Den registrerte tettheten er på samme nivå som på strekninger med godt skjul for fisk.

Nylig har fiskeforvaltningen frafalt utsettingspålegget i Teigdalen og erstattet dette med biotopjusterende tiltak. Regulanten bygger nå en terskel som vil sørge for at steinutleggingen blir dekket av vann, noe som vil gi enda bedre effekt.

- Brittain, J.E., Saltveit, S.J., Arnekleiv, J.V., Hvidsten, N.A. & Johnsen, B.O. 1993. Steinsetting i vassdrag, virkninger på bunndyr og fisk. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsammeling. NVE-publikasjon nr. 13: 511–533.*
- Fjellheim, A., Raddum, G.G. & Barlaup, B. 1994. Fiskeribiologiske undersøkelser i Teigdalselva og Bolstadelva. Lab. for ferskvannøkologi og innlandsfiske, Univ. i Bergen. Rapport. nr. 80.*
- Raddum, G.G. 1993. Biotopjusterende tiltak for å øke produksjonen av sjøaure og laks i Teigdalselva. I: Brittain, J.E & L'Abée-Lund, J.H. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1992. NVE-publikasjon nr. 15: 20–21.*

6.2 Manøvreringsreglementet – minstevannføring

Manøvreringen av kraftverk kan ha stor betydning for produksjonen av fisk i vassdraget. Raske reduksjoner i vannføringen kan føre til at fisk strander, mens stor vannføring og hurtige økninger i vannføringen fører til utspyling av bunndyr og annet organisk materiale som er viktig for fiskens vekst.

Med støtte fra programmet drives det nå et lakse-



Oppvekstkanal for lakseyngel i Suldalslågen desember 1990. Oppvekstkanalen er dannet ved at elvevann er ledet inn i et gammelt tørt elveløp (foto: Jon Arne Eie).



Forsøksrenne i Suldalslågen, september 1991. I den venstre siden av forsøksrenna ble det tilsatt korn, mens den høyre siden fungerte som kontroll (foto: Jon Arne Eie).

forsterkningsprosjekt i Suldalslågen. Her blir det gjort forsøk med bl.a. reduksjon i vannføringen på forsommeren, et tiltak som trolig vil bedre lakseproduksjonen. Arbeidene er ikke avsluttet, så vi gjengir bare enkelte resultater. Prosjektet utgir en egen rapportserie hvor delresultater offentliggjøres.

Suldalslågen er en svært god lakseelv med en storvokst laksestamme. I tillegg har elva sjørret. Etter Ulla – Førre-reguleringen ble tettheten av laksunger redusert til tross for at elva hadde en relativt stor restvannføring. Manøvreringsmåten har vært antydnet å være en av årsakene til den lave fisketettheten.

Suldalslågen er i utgangspunktet en næringsfattig, kald elv hvor laksungene vokser svært langsomt den første sommeren. Det er stor dødelighet den første vinteren, trolig fordi laksungene er for små når vinteren setter inn. Man har forventet at mer organisk materiale på elvebunnen vil kunne øke produksjonen av næringsdyr og dermed bedre forholdene for laksen.

Ved forsøkene har man også prøvd å få en vannfø-

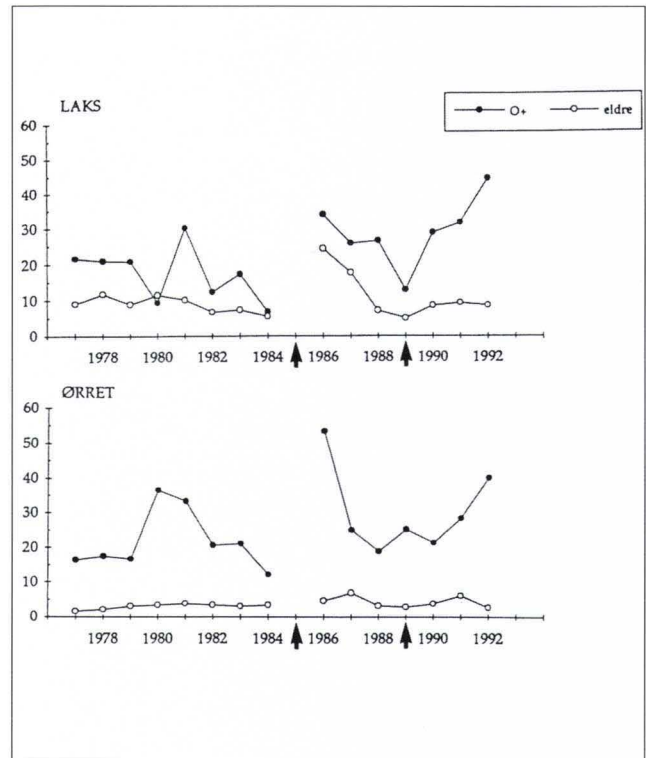


Fig. 20. Tettheten av laks- og ørretunger i Suldalslågen registrert i september/oktober i årene 1977–1992. Pilene viser reduksjon i vannføringen til 3 % pr. time i 1985 og et lukeuhell i 1989 (etter Saltveit 1993).

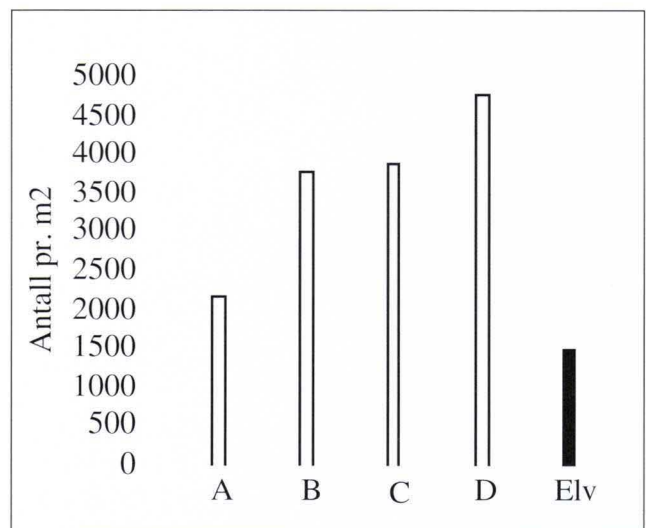


Fig. 21. Tetthet av næringsdyr i fire produksjonskanaler (grå søyler) og i Suldalslågen (svart søyle) (etter Kaasa 1993).

ring som ikke tilfører elva så mye kaldt vann, og som ikke spyles næringsdyr og organisk materiale på sjøen. Det ble satt en grense for reduksjonen i vannføringen på 3 % pr. time, noe som førte til at fisketettheten økte allerede det påfølgende året (fig. 20). Den markerte nedgangen av årsunger av laks i 1989

skyldtes et uhell som resulterte i en svært rask reduksjon i vannføringen.

Det eksperimenteres også med tilsetning av energirikt organisk materiale (korn) til en forsøkskanal og til forsøksfelter i elva. Dette har økt mengden næringsdyr for fisken (fig. 21). I ett forsøksområde økte også fisketettheten betraktelig (fig. 22).

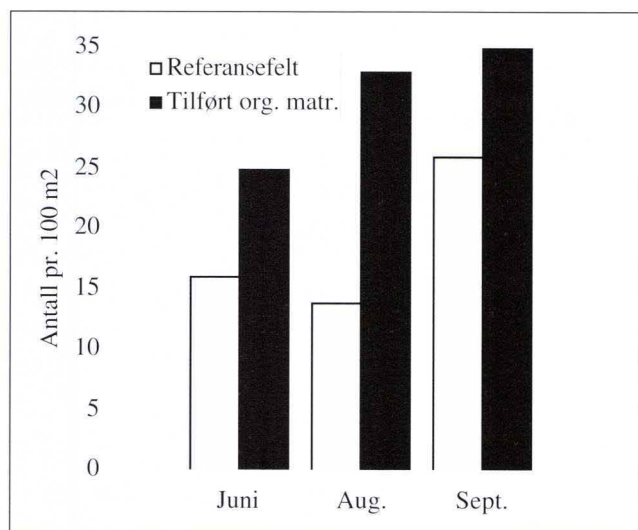


Fig. 22. Tetthet av laksunger i Suldalslågen i 1992 på felt med og uten tilsetning av korn (etter Kaasa 1993).

Kaasa, H. 1993. Effekter av fiskeforsterkningstiltak – lakseførende elver. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). *Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering*. NVE-publikasjon nr. 13: 591–606.

Saltveit, S.J. 1993. *Overvåkning av ungfiskbestanden i Suldalslågen. Tetthetsutvikling og vekst hos laks- og ørretunger i perioden 1977 til 1992. Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen. Rapport nr. 2.*

6.3 Utlegging av lakserogn fra stedegen fisk

Store variasjoner i vannføringen kan virke negativt på lakseproduksjonen i en del lakseelver. I den lakseførende delen av Ekso i Eksingedalen, Hordaland, varierer f.eks. vannføringen fra 150 m³ pr. sek under flom til 1 m³ pr. sek i lavvannsperioder. Som følge av dette blir gyteområdene tørrlagt i lavvannsperiodene, noe som fører til svikt i rekrutteringen.

For å opprettholde produksjonen av naturlig klekket laksesmolt i Ekso ble det i 1990 satt i gang forsøk med kunstig utlegging av befruktet lakserogn fra stedegen stamme. Ved å legge rogn på egne ste-

der, slik at den ikke utsettes for frost eller tørrlegging, håper man å redusere dødeligheten for egg og yngel.

Det første året ble 1010 øyerogn lagt ut i klekkesker. Dødeligheten var relativt stor, men ikke større enn for naturlig gytt rogn. I 1991 og i 1992 ble rogn lagt ut i korgene med grus, som ble gravd ned i elvebunnen. I 1991 varierte antall rogn i korgene fra 500 til 2000. Det viste seg at tettheten av rogn i korgene ikke hadde noen betydning for klekkesuksessen (fig. 23). I 1992 ble det til sammen lagt ut 17 000 befruktete rognkorn i 14 korgene. Overlevelsen i korgene var i gjennomsnitt 80 % – varierende fra 73 % til 97 %. Dette var det samme som man observerte i 1991.

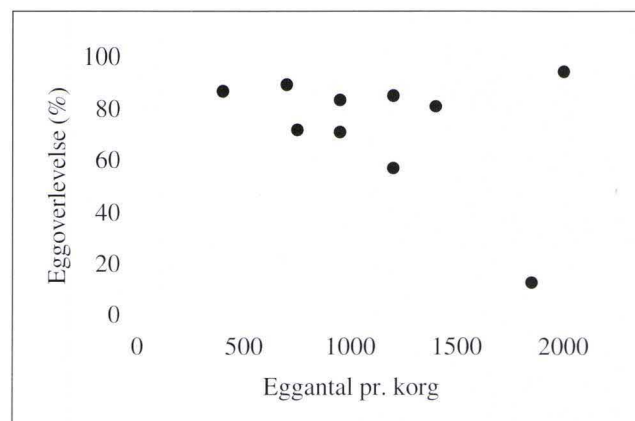


Fig. 23. Overlevelse av lakserogn i korgene med ulikt antall rogn lagt ut i Ekso (etter Fjellheim et al. 1991).

Noe av plommeseckkyngelen oppholdt seg nede i grusen helt fram til juli, men mesteparten ble registrert som yngel over grusen. Den første tiden etter plommesekkstadiet holdt yngelen seg i klekkeområdet, og svært få laksunger vandret inn i terskelbassenget. Senere skjedde det en viss spredning nedstrøms, men lite motstrøms. Først i det andre året hadde laksungene spredd seg over hele det undersøkte området (fig. 24).

I den første vekstsesongen overlevde 20 % av lakseyngelen, og overlevelsen første vinter ble beregnet til 13 %. Dette er høyt sammenlignet med naturlige forhold i elver. Veksten var meget god. I november 1991 ble årsunger i gjennomsnitt målt til 5 cm for både laks og ørret, og i slutten av oktober 1992 ble ettårig laks (1+) i snitt målt til i overkant av 11 cm, en tilvekst på 6 cm. De største individene var nær 13 cm, og man antok derfor at mesteparten ville smoltifisere som toåringer (2+) (fig. 25). Ettåringer av ørret ble i snitt målt til 9 cm. Sammenlignet med laks vokste ørreten derfor litt dårligere. I det undersøkte området ble tettheten i 1991 beregnet til 0,18 fisker pr. m² for laks og 0,25 fisker pr. m² for ørret.

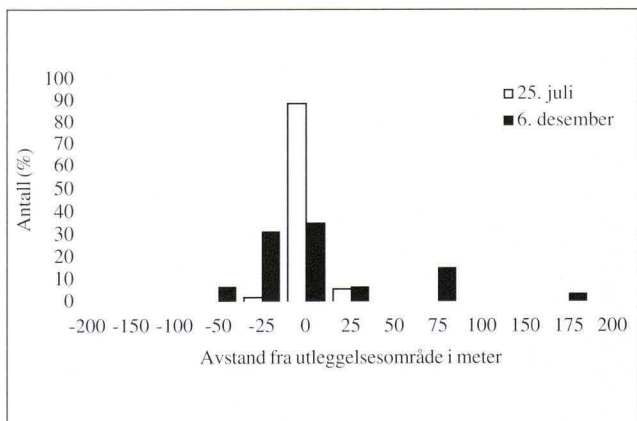


Fig. 24. Spredning av lakseyngel fra utleggelsesområdet i Eksingedalsvassdraget. Negative verdier er motstrøms, positive er medstrøms (etter Fjellheim et al. 1991).

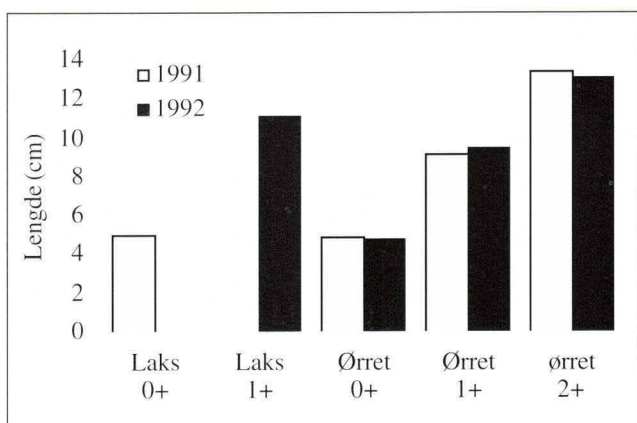


Fig. 25. Lengden av årssunger (1991) og ettåringer (1992) av laks, og lengden av årssunger og ett- og toårig ørret i 1991 og 1992 i Eksingedalsvassdraget (etter Raddum 1993).

Raddum, G.G. 1991. Terskelundersøkelsene i Eksingedalen. Produksjon av laksesmolt i sterkt regulerte elvestrekninger med terskeldam. I: Brittain, J.E & Eie, J.A. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1990. NVE-publikasjon nr. 12: 10–11.

Raddum, G.G. 1992. Terskelundersøkelsene i Eksingedalen. Produksjon av laksesmolt i sterkt regulerte elvestrekninger med terskeldam. I: Brittain, J.E & Eie, J.A. (red.) Biotopjusteringsprogrammet – status 1991. NVE-publikasjon nr. 22: 9–13.

Raddum, G.G. 1993. Terskelundersøkelsene i Eksingedalen. Produksjon av laksesmolt i sterkt regulerte elvestrekninger med terskeldam. I: Brittain, J.E & L'Abée-Lund, J.H. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1992. NVE-publikasjon nr. 15: 9–13.

6.4 Kulper og vannkonsentratorer

Kulper har flere viktige funksjoner for fisken. De er viktige oppholdssteder for fisken om sommeren ved



Letjenna i juni 1993 ovenfor de utførte biotopiltakene (referanselokalitet). viser et dosert elveløp med liten variasjon (foto: Jon Arne Eie).

liten vannføring, og om vinteren beskytter de mot innfrysning. Tilgangen på kulper er også bestemmende for hvor store fisker som kan oppholde seg i vassdraget.

Tiltak i forbindelse med tømmerfløting og kanalisering har imidlertid redusert antall kulper i mange elver. For å lette fløtingen ble elvebunnen ofte ryddet for store steiner. Nedenfor slike steiner dannes det gjerne kulper pga. strømmingene rundt steinen.

Letjenna 12 km nord for Elverum i Hedmark var en typisk tømmerfløtingselv, der ørret og harr går opp fra Glomma for å gyte på en 2 km lang strekning. Her ble det gjort biotopjustering på en 200 m lang strekning. Det ble gravd kulper og bygd strømkonsentratorer ovenfor for å gi økt strømhastighet og graveffekt i kulpen.



Biotopiltak i Letjenna i mai 1993. Midt på bildet ses en utgravd kulp og strømkonsentratorer ovenfor og nedenfor som skaper strykpartier (foto: Jon Arne Eie).

I alt ble det gravd fire kulper og bygd buner (kunstige steinrygger ute i elva), og elveleiet ble innsnevret på strekningene mellom kulpene for å øke strømhastigheten slik at kulpene skulle holde seg over tid.



Biotoptiltak i Letjenna i april 1989. Steiner er lagt ut for å lage et strykparti. Nedenfor stryket dannet det seg etter hvert en kulp (foto: Jon Arne Eie).

Kulpene er opptil 1,5 m dype, men har etter hvert blitt fylt noe igjen. Mellom to kulper ble det lagt ut grov stein i grupper og gravd mindre kulper nedstrøms. Et parti ovenfor den justerte strekningen ble benyttet som referanse.

Tiltakene førte til at tettheten av ørret på den justerte strekningen ble mer enn tredoblet sammenlignet med tettheten på det samme partiet før forbedringene (fig. 26). Før arbeidene ble utført, var tettheten av ørret 10,5–27,5 individer pr. 100 m², med et snitt på 18,3 individer pr. 100 m². Etter forbedringene lå snittet på 68,8 individer pr. 100 m² (1989–1992). På referansestrekningen, som lå uforandret i hele perioden, var tettheten 36,1 individer pr. 100 m² i perioden 1986–1992, med andre ord litt over halvparten av det som ble funnet på den justerte strekningen. Nedgangen på den justerte strekningen fra 1991 til 1992 skyldtes trolig liten sommervannføring.

De biotopjusterende tiltakene førte også til endringer i lengdefordelingen av ørret. Før tiltakene var det størst innslag av småørret (< 10 cm) på den nedre strekningen, og av større ørret (> 15 cm) på referansestrekningen. Etter justeringene var lengdefordelingen av ørret relativt lik i de store kulpene og på referansestrekningen, mens det på strekningen med de små kulpene var mindre innslag av ørret større enn 15 cm.

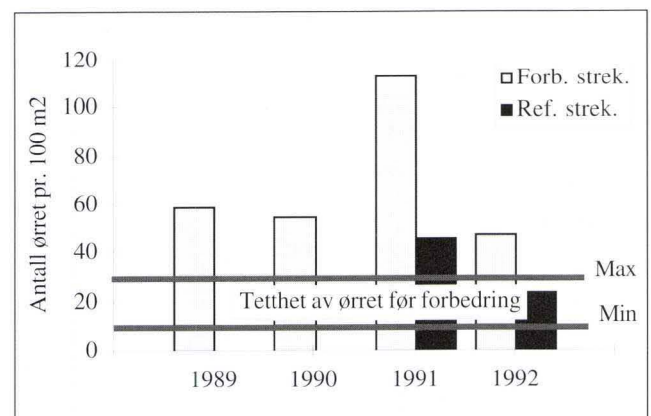
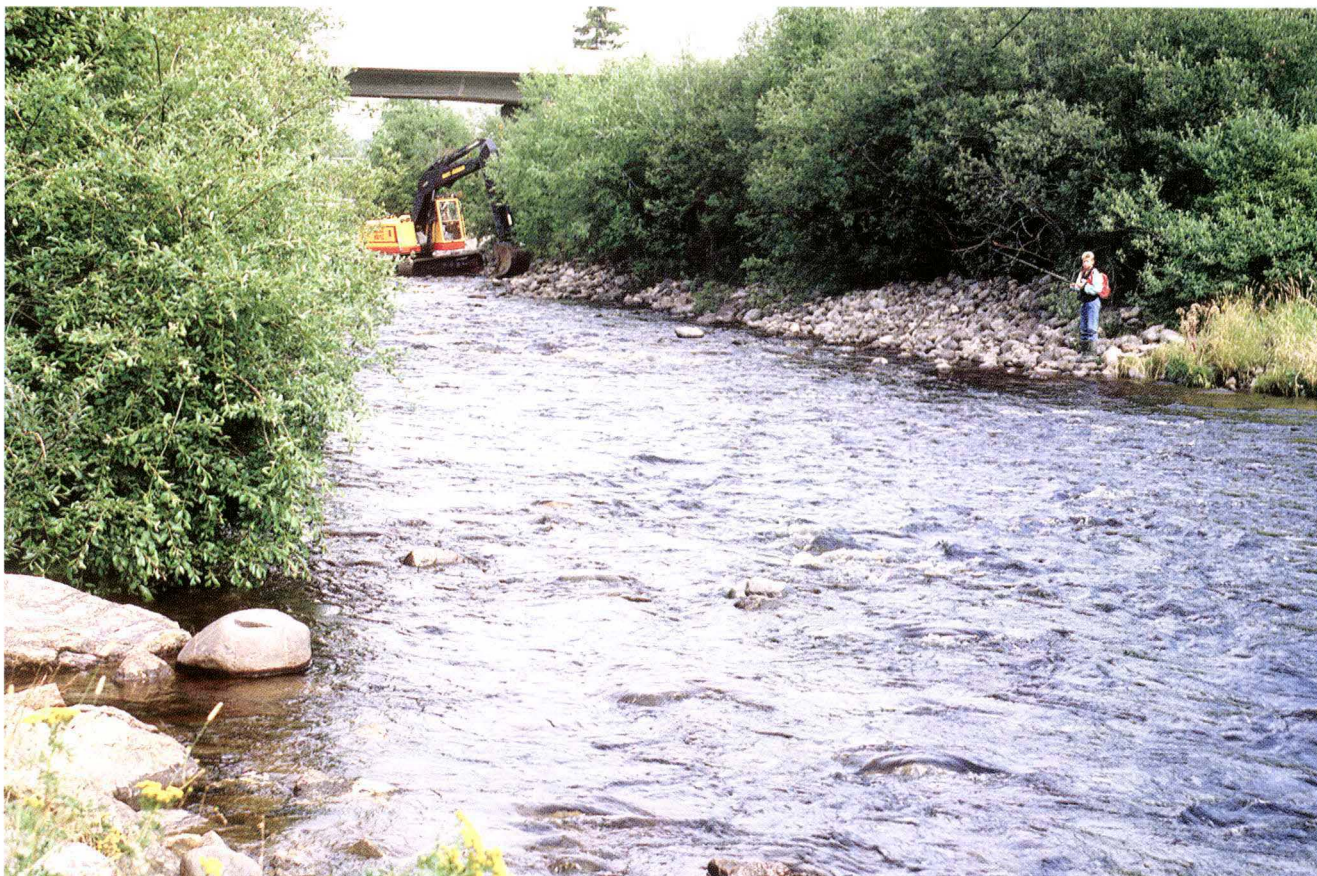


Fig. 26. En sammenligning av tetthet av ørret på forbedret strekning og referansestrekning, med minimums- og maksimumsverdier for tettheten før forbedringer (etter Linløkken 1994).

Økt fiskeproduksjon etter nydannelse av kulper er også påvist i Toåa, Møre og Romsdal. Etter at det ble konstruert en Syvde-terskel (se pkt. 6.5) i et vanlig strykområde, ble det dannet en stor og dyp kulp nedstrøms for terskelen. Kulpene var om lag 600 m² og 4 m dyp da den ble undersøkt første gang i 1987, men har siden utvidet seg nedover og blitt rundt 1000 m² i 1994. Sammenlignet med tre strykområder i nærheten var tettheten av fisk i kulpene over fire ganger



Biotopjusterende tiltak i Brumunda, august 1989. Bunnsubstratet er gjort mer variert (foto: Jon Arne Eie).

høyere enn i strykområdene (henholdsvis 145 og 35 fisker pr. 100 m²). Den høye andelen laksunger i kulpen (56,8 %) viser at kulper kan være velegnet som oppvekstområde også for laks, og ikke bare for ørret slik det kan fremgå av tidligere undersøkelser.

Rundt om på Østlandet er det de senere årene utført en rekke restaureringstiltak i tidligere fløtingselver, uten at effekten av tiltakene alltid er blitt undersøkt. Tiltakene er i stor grad initiert av lokale fiskeforeninger med fagmessig bistand fra fiskeforvalter og dels økonomisk og teknisk bistand fra NVE. Ett av de største elverestaureringsprosjektene av denne typen er arbeidene i Flisa elv i Hedmark. Gjennom et nært samarbeid mellom berørte grunneiere, Åsnes jeger- og fiskeforening, NVE, Åsnes kommune og Aksjon Vannmiljø er det her dels utført – og dels under planlegging – restaureringsarbeider over en ca. 55 km lang strekning. Arbeidet består dels i å grave djupåler (dyppartier) for å samle vannet, grave ut kulper og holer, legge opp strømkonsentratorer, steingrupper, buner og elveforbygninger og dels i å fjerne vandringshindre.

Kostnadene ved slike tiltak vil variere sterkt avhengig av forholdene i elva. For gravearbeidene utført av NVE har kostnadene ligget på 10 000–20 000 kr pr. kilometer elv.



Biotoptiltak i elv med redusert vannføring i Sverige. Det er bygd kulper og lagt ut steingrupper for å lage strykpartier og skape skjul for fisken. Umeälven, juni 1992 (foto: Jon Arne Eie).

Biotopjustering i de små og mellomstore vassdragene har gitt gode resultater. På strekninger hvor elva tidligere har vært ryddet av hensyn til tømmerfløtingen, har tiltakene gitt opptil en tredobling av ørretbestanden. Dette er varige tiltak som på sikt vil være en rimelig og god metode for å øke fiskeproduksjonen.

Bremset, G. & Berg, O.K. 1991. Undersøkelse av ungfiskbestander i dypere områder av elv. NVE, Terskelprosjektet. Informasjon nr. 32.

- Hagen, H. 1994. Nå snus det på Flisa. *Jakt og Fiske* nr. 10: 35–36.
- Linløkken, A. 1988. Utbytte og kostnader ved biotopforbedringer i rennende vann. *Vassdragsregulantenens forening, Fiskesymposiet 1988*: 45–61.
- Linløkken, A. & Solvang, H. 1994. Effekt av biotopforbedringstiltak i Letjenna, Elverum. *Glommaprosjekt* nr. 13.
- Ovenild, T. & Linløkken, A. 1989. *Glomma – fisk og reguleringer. Sluttrapport fra Glommaprosjektet*.
- Taugbøl, T. 1994. Habitatforbedringer – muligheter og begrensninger. *Sportsfiske og fiskeressursforvaltning. Norges Jeger og Fiskerforbund, rapport nr. 4*: 74–82.

6.5 Terskler i vassdrag med redusert vannføring

Den primære hensikten med terskelbygging er å bedre de biologiske og estetiske forholdene i en elv etter kraftutbygging. Men terskelbygging gir også andre positive virkninger – oppsamling av vann til jordbruk og bufe, etablering av badeplasser samt opprettholdelse av elva som naturlig gjerde for bufe. Terskelbygging forbedrer åpenbart det estetiske bildet av en regulert elv, men det har ikke alltid vært like klart hvordan tiltaket påvirker dyre- og plantelivet i et vassdrag.

Med terskel menes en relativt lav demning uten reguleringsinnretninger bygget på tvers av elveleiet. Formålet er å opprettholde vannstanden selv ved lite tilsig. I dag inngår terskelbygging som en del av de mange miljøforbedrende tiltak som blir iverksatt ved kraftutbygging. Totalt er det bygd mer enn 1000 terskler i norske vassdrag.

Terskler kan bygges av forskjellig materiale og kan ha forskjellig form som bildene viser. Noen er bygd av betong, noen av tre og andre av løsmasser. Det sis-



Betongterskel med fisketrapp i Mandalselva, august 1983 (foto: Knut Ove Hillestad).

Badeliv i terskelbasseng (foto: Knut Ove Hillestad).





Elveløp i Nea nedstrøms Heggsetfoss kraftverk før og etter terskelbygging (foto: Knut Ove Hillestad).





Syvde-terskel i Lærdalselva, oktober 1986 (foto: Jon Arne Eie).



Gammel løsmasseterskel fra 1960-årene i Hanaelva, Østertana. Terskelen er en av de første som ble bygd (foto: Jon Arne Eie).



Treterskel nedenfor Tunsjødal kraftverk, juni 1984 (foto: Jon Arne Eie).

te er det vanligste. Når det gjelder form, kan vi skille mellom terskler med rett krone (helterskel) og terskler hvor krona skråner ned mot et midtparti (Syvde-terskel). Helterskelen virker ikke inn på strømhastigheten, og vannet strømmer over hele terskelkronas lengde. Syvde-terskelen, derimot, samler vannet mot midten og virker strømforsterkende. Denne terskeltypen nyttes også i forbindelse med forbygningsar-

Lav betongterskel i høyfjellet i et vassdrag med svært lav restvannføring. Mørkedølavassdraget, september 1992 (foto: Jon Arne Eie).



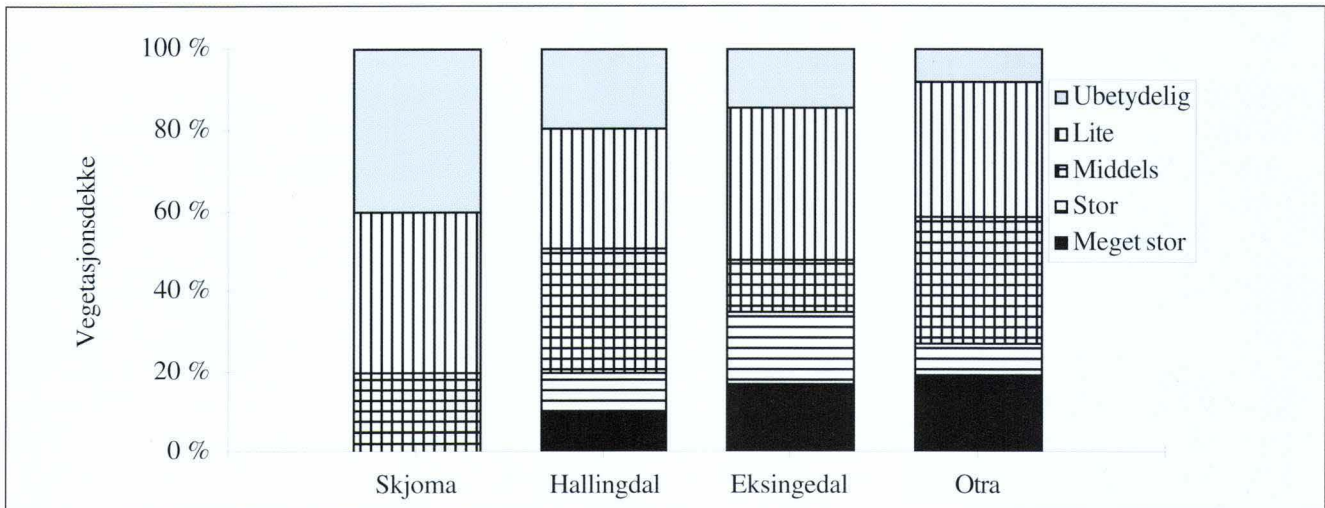


Fig. 27. Grad av vegetasjonsdekke (prosentfordeling) i terskelbassenger i regulerte vassdrag (etter Rørslett et al. 1990 og Brandrud et al. 1992).

beider i uregulerte elver. De virker som energidreper og minsker presset på steinsettingene langs land.

For å klarlegge hvordan terskelbygging påvirker de biologiske samfunnene i rennende vann, ble det i 1975–1985 gjennomført et eget terskelprosjekt i regi av NVE. Mesteparten av prosjektets ressurser ble satt inn i Eksingedalsvassdraget, men det ble også gjennomført undersøkelser i andre vassdrag. Resultatene er presentert i «Liv i regulerte elver, terskelprosjektet» (Mellquist 1985). Studier av langtidsvirkningene av prosjektene i Ekso, Toåa, Nea og Skjoma er fulgt opp i Biotopjusteringsprogrammet.

6.5.1 Det fysiske miljøet i terskelbasseng

Sammenlignet med en uregulert elv har elvepartier hvor det er aktuelt med terskelbygging, kraftig redusert vannføring. Terskelbyggingen vil kunne gi elva et tilnærmet like stort vanddekket areal som før reguleringen, men vanngjennomstrømningen vil være redusert. Vannet i elva blir mer stillestående. Dette vil påvirke de hydrofysiske og biologiske forholdene.

Ett viktig resultat fra Terskelprosjektet er at mesteparten av næringen som blir tilført et terskelbasseng, kommer som driv i form av dødt organisk materiale, blad o.l. Mye av dette materialet blir omdannet ved at bunndyr spiser blad og organismer som lever på bladene. En svært viktig funksjon ved terskelbassengene er at de forsinker transporten av organisk materiale nedover vassdraget på samme måte som naturlige kulper. Uten kulper og terskelbasseng vil det meste av næringen spyles ut før den kan nyttiggjøres.

6.5.2 Vegetasjon

Det er foretatt få botaniske undersøkelser i terskelbasseng, og vi har derfor begrenset materiale. Likevel må vi kunne si generelt at når elva er mer eller min-

dre tørrlagt, har terskelbygging positiv effekt på vegetasjonen i og i tilknytning til elva. I fire regioner – Otra (Sørlandet), Skjoma (Nord-Norge), Ekso (Vestlandet) og Hallingdalselva (Østlandet) – er det utført grundige botaniske undersøkelser i vassdrag med terskler.

Elver med liten minstevannføring, hvor terskelbassengene blir lange og grunne med finsedimenter, vil vegetasjon som er knyttet til stilleflytende vann bli begunstiget. I enkelte vassdrag har dette ført til økt algebegroing og vekst av moser og enkelte høyere planter. Tilgroing i et omfang som kan betegnes som problematisk, er bare registrert i noen få bassenger (fig. 27). Det meste av den nye vegetasjonen, som kan være tett og kraftig, er begrenset til mindre områder av terskelbassengene.

Ulike planter forårsaker tilgroing av bassenger i de forskjellige vassdragene. I bassengene i Hallingdalselva dominerer f.eks. tusenblad, mens krypsiv dominerer i Otra og delvis i Eksingedalen. Felles for plantene som tar seg opp, er at de stort sett tilhører kategorien langskuddsplanter, eller er planter med tilsvarende vekstform (krypsiv, elvemose). Krypsiv, flotgras, klovasshår, tusenblad, samt moseartene dusk- elvemose og horntorvmose, regnes som problemlanter. Krypsiv synes å være den arten som profiterer mest på redusert «vinterstress». I ekstreme tilfeller kan denne planten i løpet av 5–10 år danne mer enn 3 m lange, og svært tette, skuddvaser. Det er antatt at den økte veksten av bl.a. krypsiv også skyldes økt forsuring og andre forhold som ikke har noe med terskelbygging å gjøre.

De grunne terskelbassengene byr på særlig gunstige livsvilkår for vannlevende planter. Lysklimaet legger grunnlaget for en rik plantevekst. Er bunnsubstratet finpartikulært med et ikke altfor høyt innhold av organisk materiale, og vanntemperaturen gunstig, sikrer



Tilgroing av krypsiv i Oтра, mai 1987 (foto: Jon Arne Eie).



I noe tilfeller har tilgroing av krypsiv skapt problemer for drift av kraftverk (foto: Tor Erik Brandrud).



Krypsiv i Eksingedalen ved Eikemo, 1991 (foto: Tor Erik Brandrud).

dette plantene relativt god tilgang på næringsstoffer. Fig. 28 viser utviklingen av vannvegetasjonen i et terskelbasseng i Oтра med høy grad av gjengroing.

Redusert vannføring om sommeren og økt vinter vannføring, slik det er i mange regulerte vassdrag med terskler, fører til stabilisert vannstand. En jevn vannstand gir et miljø med mindre stressbelastning på plantene og derigjennom økt undervannsvegetasjon. Reduseres imidlertid både vinter- og sommer vannføringen, kan det føre til sterkt redusert fore-

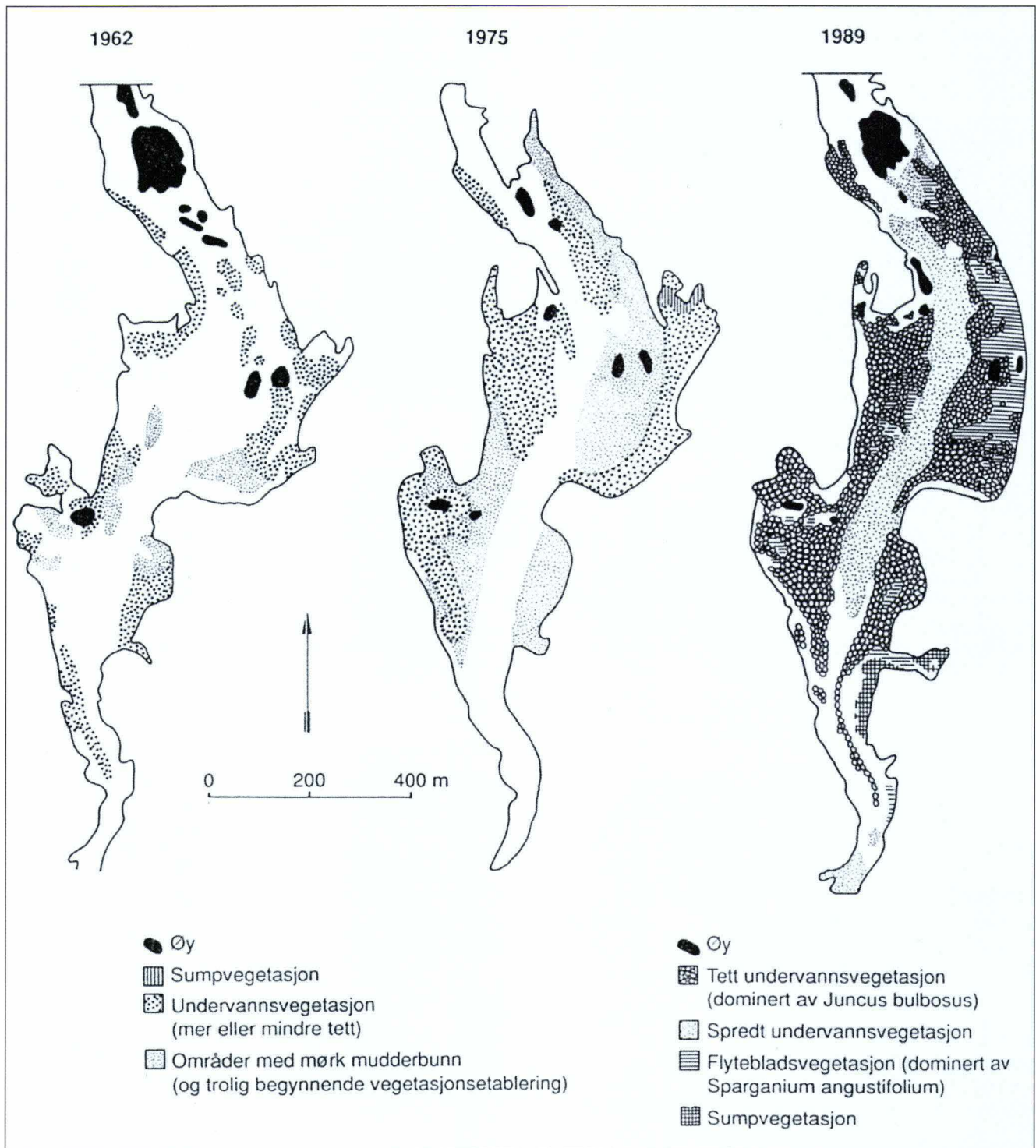


Fig. 28. Vegetasjonskart for Harstad terskelbasseng ved Valle sentrum (1962–1989) (fra Rørslett et al. 1990).

komst av vannplanter og moser, bl.a. på grunn av tørrlegging.

Det er gunstig både for artsmangfoldet og produksjonen av bunndyr at det vokser mose og andre planter i elvene. Økt plantevekst kan også være positivt for fisken, fordi vegetasjonen gir økt næringstilgang og bedre skjul. Ved massiv tilgroing vil imidlertid artsmangfoldet avta, samtidig som vegetasjonen ska-

per problemer for bading, fiske og andre aktiviteter. Det vil også kunne skape driftsproblemer i kraftverk lenger nede i vassdraget.

I Otra ble krypsiv og flotgras fjernet ved at vannføringa i elva ble redusert et par dager i en periode med kaldt vær, slik at plantene frøs inn. Etter innfrysningen ble vannet sluppet ut i elva igjen. Isen løsnet og rev med seg plantene. Slik ble den uønskete vegeta-

sjonen fjernet fra terskelbassenget. Plantematerialet kan imidlertid føre til problemer nedstrøms ved at det legger seg langs strendene, på garn o.l.

- Brandrud, T.E., Mjelde, M. & Lindstrøm, E.A. 1992. *Tilgroing med vannvegetasjon i terskelbasseng i Eksingedalselva, Hallingdalselva og Skjoma. Omfang, årsaker, og tiltak. NIVA-rapp. 0-90136.*
- Brandrud, T.E. 1993. *Vannvegetasjon. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 177–191.*
- Bremnes, T. & Saltveit, S.J. 1992. *Effekt av mose- og algebegroing på bunndyr og fisk: Et litteraturstudium. Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen. Rapport nr. 1.*
- Fjellheim, A. 1993. *Tersklers virkning på miljøet i regulerede vassdrag. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 484–510.*
- Odland, A. 1993. *Flora og vegetasjon. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 153–176.*
- Rørslett, B., Brandrud, T.E. & Johansen, S.W. 1990. *Tilgroing i terskelbasseng i Otra ved Valle. Problemanalyse og forslag til tiltak. NIVA-rapp. 0-88033.*

6.5.3 Bunndyr

Viktige bunndyrgrupper i terskelbasseng er fåbørstemark, døgnfluer, steinfluer, vårfluer, fjærmygg, knott, sviknott, stankelbein og midd. Hvor mange arter hver

gruppe er representert med, varierer fra noen få til et titalls arter.

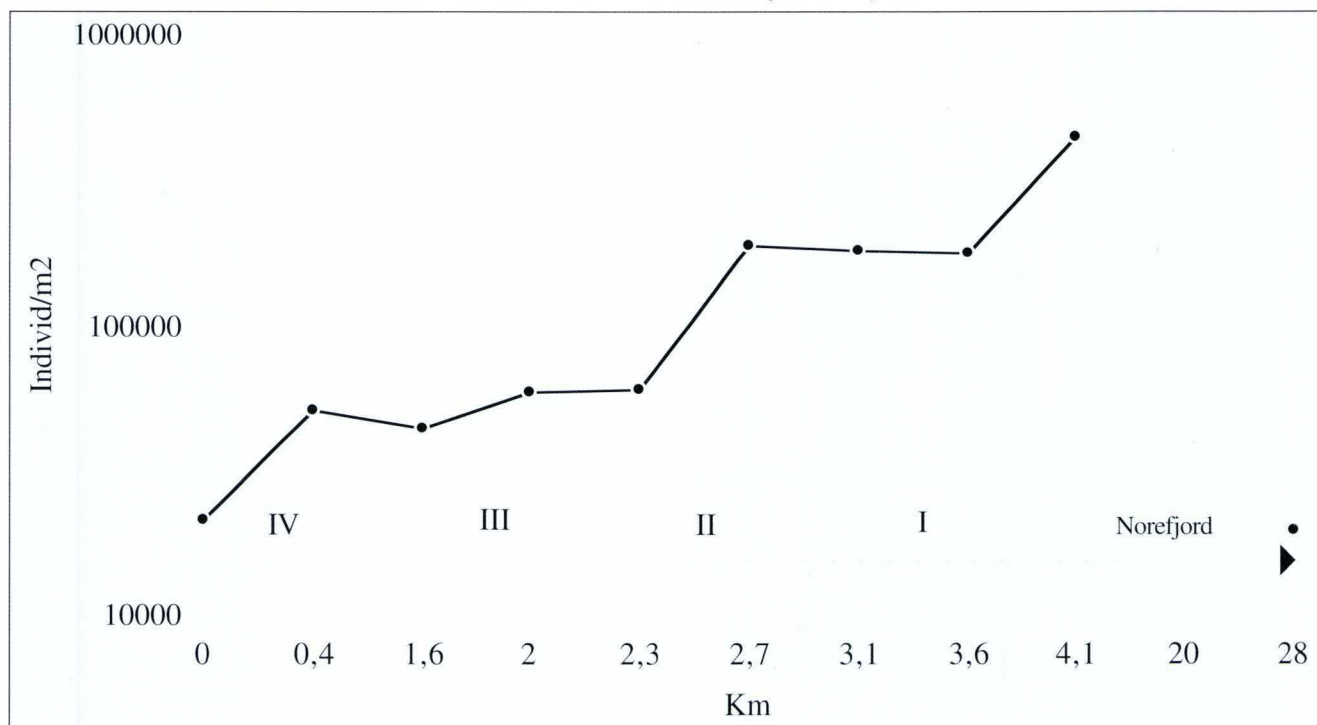
Blant de viktige insektgruppene i elvefaunaen er knott den eneste som ikke forekommer i stillestående vann. Knott er derfor spesielt følsom for miljøendringer som påvirker vannføringen, f.eks. vassdragsreguleringer. På grunn av sin korte livssyklus favoriseres knott i høy grad av terskelbygging. Det er spesielt på terskelkrona at tettheten kan bli meget høy fordi vannhastighetene er gunstige, og det er god tilgang på næring.

Den totale bunndyrmengden i et vassdrag synes å påvirkes sterkt av terskelbygging. En sammenligning av terskelområdene i Numedalslågen fra Rødberg til Mykstufoss nedenfor Norefjord (fig. 29) viste en tydelig trend mot høyere bunndyrtettheter langs den nedre delen av vassdraget som var utbygd med terskler. Virkningen var klarest for knott.

I terskelbasseng vil det skje gradvise endringer (sukkesjoner) i bunndyrfaunaen, hovedsaklig som følge av at vannhastigheten går ned, og at det skjer en sedimentering av partikler. I Ekso var fåbørstemark den dominerende gruppen både i og utenfor terskelbassenget rett etter byggingen av terskelen.

Biomassen av døgnfluer var høy på strykstrekningene utenfor, mens fjærmyggproduksjonen var noenlunde lik i og utenfor bassenget (fig. 30). Etter hvert skjedde det en kraftig økning i produksjonen av fjærmygg og fåbørstemark i terskelbassenget, og 12 år et-

Fig. 29. Fordeling av bunndyrgrupper (fjærmygg, knott, døgnfluer og andre bunndyr) i Numedalslågen 12. juli 1977 fra Rødberg til Mykstufoss. Romertallene indikerer terskelplasseringer (etter Raastad 1979).



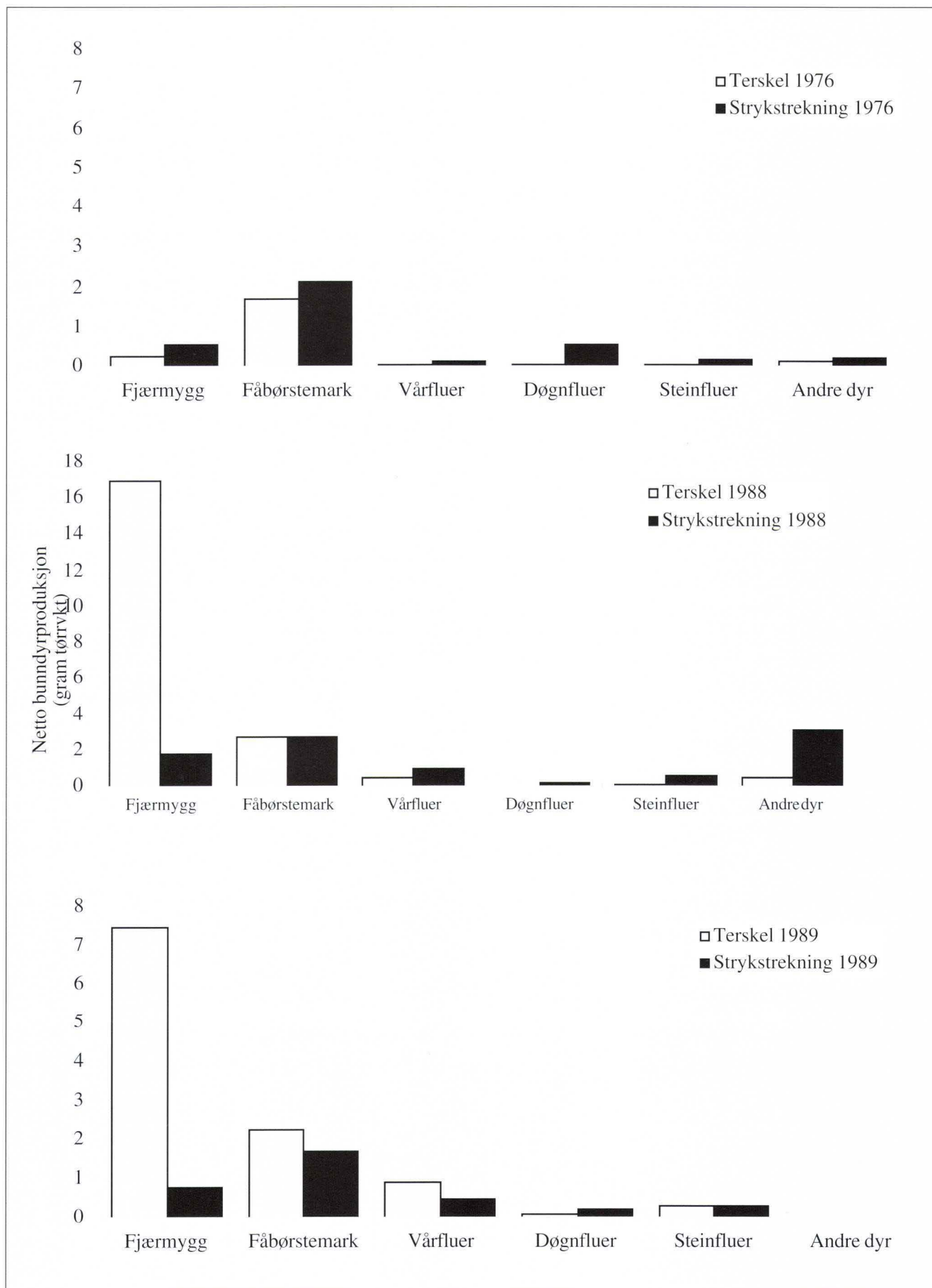


Fig. 30. Gjennomsnittlig netto produksjon av viktige bunndyrgrupper i terskelbasseng og på strykstrekninger i Eksingedalsvassdraget i årene 1976–1989 (etter Bækken et al. 1981, Fjellheim et al. 1989, 1992).

ter byggingen var biomassen av fjærmygg nesten 30 ganger større enn den hadde vært før.

Bunndyrfaunaen endret seg fra å bestå av arter som var tilpasset et liv i rasktstrømmende vann, til å bestå av arter tilpasset et liv i sakteflytende vann. For eksempel gikk fjærmygg etter hvert over til å bestå av store gravende former, som i hovedsak tilhørte slektene *Stictochironomus* og *Micropsectra*. Disse var alle fåtallige rett etter terskelbyggingen.

Parallelt med at artsmønsteret endret seg, skjedde det også store endringer i den totale biomassen av bunndyr (fig. 31). Tre år etter terskelbyggingen i Eksingedalen gikk den totale biomassen på strykstrekningene kraftig ned. Samtidig økte biomassen i terskelbassengene kraftig – med henholdsvis 420 % og 240 % ved to målestasjoner. Årsaken var at terskelbassenget fungerte som en sedimentasjonsfelle hvor organisk materiale hopet seg opp. Dette gav etter hvert gode habitater for gravende bunndyr og arter som er tilpasset sakteflytende eller stillestående vann.

Tretten år etter terskelbyggingen skjedde det igjen store endringer i bunndyrfaunaen. Vinteren 1988–1989 var usedvanlig nedbørrik, og store snømengder ble akkumulert i fjellområdene på Vestlandet. Samtidig var det mildt i lavlandet og lavt forbruk av elektrisk kraft. Store vannmengder måtte derfor slippes over reguleringsdammen og nedover Eksingedalsvassdraget, slik at vannføringen gjennom terskelbassenget ble nesten fem ganger høyere enn i et normalår. Resultatene av den økte vannføringen kom svært raskt (fig. 31). Biomassen av bunndyr ble kraftig redusert, og det skjedde store forskyvninger i dominansforholdet mellom artene. De store, gravende formene av fjærmygg ble spylt bort sammen med store mengder sedimenter, og bunndyrsamfunnet ut-

viklet seg raskt mot en fauna mer lik den i hurtigrennende elver. Etter noen år endret faunaen seg igjen over mot arter og grupper tilpasset forhold i langsomt rennende vann.

Studier som er gjort av faunaen i terskelbasseng, viser at bunndyrsamfunnet i slike systemer endres sterkt over tid. Normalt vil faunaen bli mer lik forholdene i stillestående vann. Vekselvirkningen mellom strykstrekninger og terskelbasseng vil samlet skape et høyere artsmangfold enn strykstrekninger alene.

- Arnekleiv, J.V. 1988. Fiskebestand og bunndyr i Nea etter bygging av terskler. NVE, Biotopjusteringsprogrammet – Terskelprosjektet. Informasjon nr. 28.
- Bækken, T., Fjellheim, A. & Larsen, R. 1981. Bunndyrproduksjon i Eksingedalselva ved Ekse etter regulering og terskelbygging. NVE, Terskelprosjektet. Informasjon nr. 15.
- Fjellheim, A. 1993. Tersklers virkning på miljøet i regulerede vassdrag. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 484–510.
- Fjellheim, A., Raddum, G.G. & Schnell, Ø.A. 1989. Bunndyrsamfunnets endringer i terskelbassenget på Ekse. I: Eie, J.A. & Brittain, J.E. (red.). Eksingedalen, utbygging – forskning – forvaltning. Fortid – nåtid – framtid. Seminar Voss, mai 1989. NVE, Terskelprosjektet. Informasjon nr. 31: 73–84.
- Fjellheim, A., Håvardstun, J., Raddum, G.G. & Schnell, Ø.A. 1992. Bunndyrstudier i Eksingedalselva ved Ekse. Effekter av økt vannføring på bunndyrsamfunnet. NVE, Biotopjusteringsprogrammet – Terskelprosjektet. Informasjon nr. 33.
- Mellquist, P. 1985. Liv i regulerede elver. NVE, Kraft og miljø nr. 10.
- Raastad, J.E. 1979. Bunndyrundersøkelser i regulerede elver – med hovedvekt på insektgruppen knott (Diptera Simuliidae). NVE, Terskelprosjektet. Informasjon nr. 8.

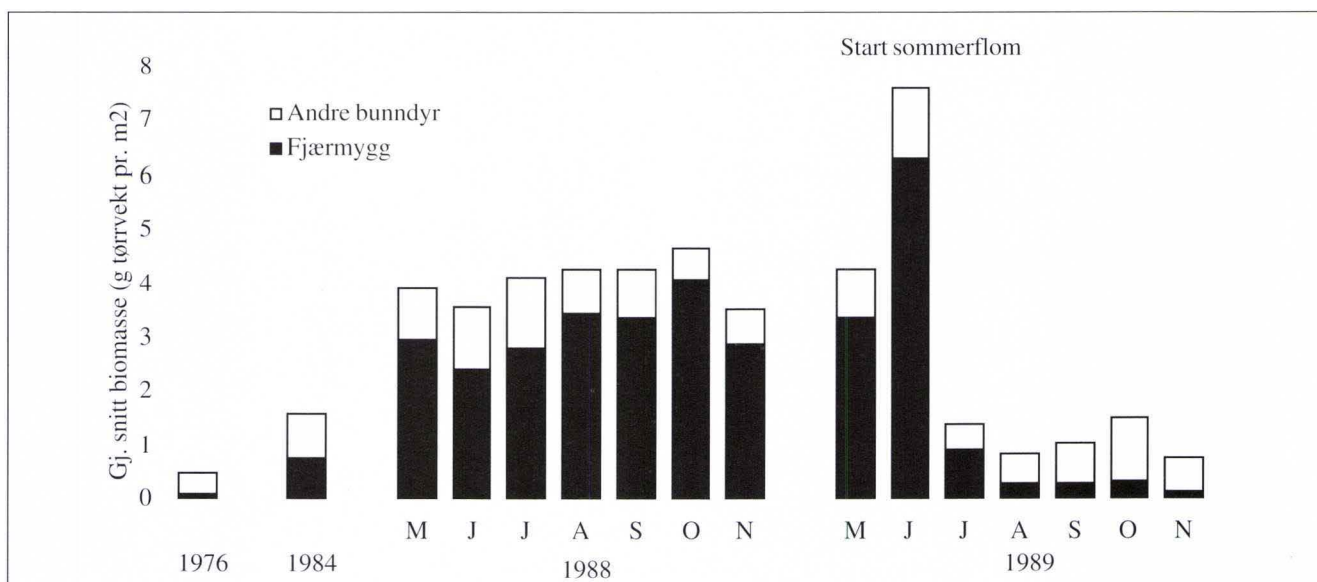


Fig. 31. Gjennomsnittlig biomasse i terskelbassenget på Ekse i perioden 1976–1989 (etter Fjellheim et al. 1992).

6.5.4 Fisk i terskelbasseng

Redusert vannføring i elvene kan særlig få negative virkninger for større fisk. Terskelbygging er et egnet tiltak til å øke vannvolumet, men har også en rekke andre indirekte virkninger.

Etablering av fisk i terskelbasseng

Hvor lang tid tar det fra tersklene står ferdigbygde til fisken har etablert seg i terskelbassenget? Dette spørsmålet prøvde man å finne svar på i Nea ved å sammenligne tettheten av fisk i terskelbassenger av ulik alder. Prøvefiske med standard bunngarnserier viste at utbyttet var større i gamle enn i nye terskelbasseng. Dette gjaldt for alle maskevidder som ble prøvd. Resultatene viste også at ørreten hadde tatt i bruk nye terskelbasseng som var bygd for et halvt til ett år siden, selv om det tar lengre tid å etablere en mer stabil og større bestand. Kondisjonsfaktoren var også høyere i gamle enn i nye basseng for alle lengdegrupper av fisk. Det indikerer at næringstilgangen er bedre i gamle terskelbasseng.

Vandringer

Ørret kan foreta lange vandringer, men mesteparten av bestanden er relativt stasjonær. Et vassdrag av litt størrelse vil som oftest ha flere ørretstammer som kan

ha til dels store forskjeller i vandringsmønsteret. Terskelbygging i regulerte elver vil i de fleste tilfeller forbedre fiskens vandringsmuligheter, men dette forutsetter riktig valg av terskeltype, plassering og utforming.

Storørreten i Glomma foretar omfattende vandringer. Vandringer i hovedvassdraget på både 80 og 120 km er registrert. I Storsjøen foretar ørretstammen næringsvandring utover i sjøen og har gyte- og oppvekstområdene i Mistra. Fra den stasjonære elvestammen i Søndre Rena vandrer det ut en del umoden fisk som sprer seg utover hele Storsjøen. En slik spredningsvandring fra gyte- og oppvekstområdene, er nokså vanlig, og er også registrert i Søre Osa, hvor ørreten vandrer opp i Osensjøen seinhøstes.

I Neavassdraget er det registrert to ørretstammer, en stasjonær, elvelevende stamme og en storørretstamme i Selbusjøen. Vandringsmønsteret til storørretstammen i Selbusjøen er lite kartlagt, men det er påvist at Nea fungerer som en viktig gyte- og oppvekstelv. I 1992 ble det startet et forsøk med radiotelemetri for bedre å kunne kartlegge storørretens vandringer.

Fiskeproduksjonen i Neavassdraget er blitt kraftig

Terskelbasseng og løsmasseterskel ved Ekse (foto: Jon Arne Eie).



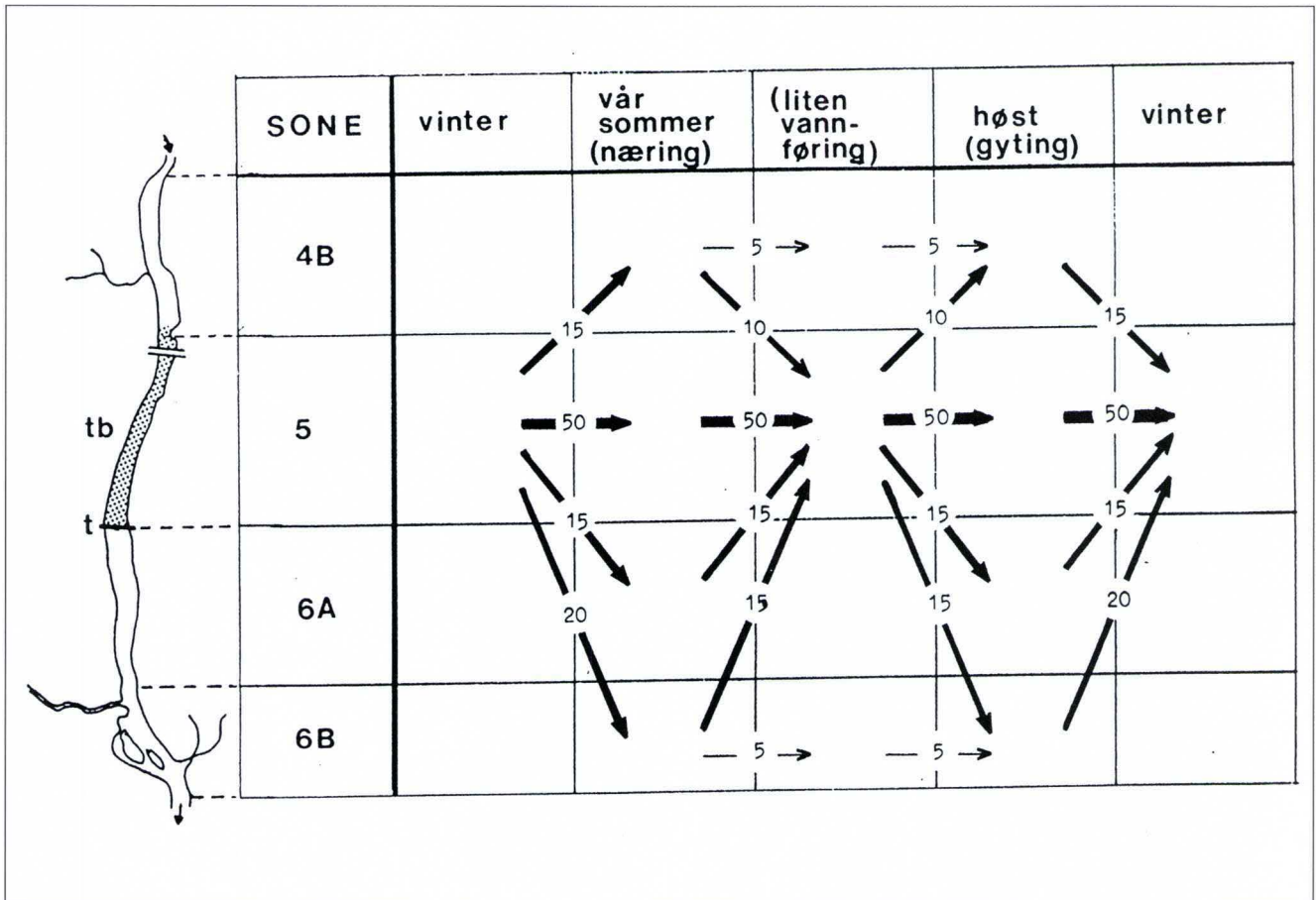


Fig. 32. Vandringer av ørret i terskelbassenget på Ekse (etter Evensen 1981).

redusert etter kraftutbyggingen. I ett av de undersøkte partiene av elva er vannføringen redusert fra ca. 80 til under 2 m³ pr. sek. For å samle opp restvannføringen ble det bygd flere terskler. Virkningene har variert. Terskelbyggingen virket positivt på den stasjonære ørretstammen, men gjorde det vanskelig for storørreten å vandre opp utenom flomperiodene. Årsaken var at tersklene ble bygd med rett krone, slik at vannet ble fordelt over hele terskelkrona. Ved lav vannføring sildret vannet mellom steinene i det brede elveløpet og gjorde oppvandringen vanskelig. Ved lav vannføring virket tersklene i seg selv som et vandringshinder for storørreten. Den omfattende terskelbyggingen førte også til at en del strykstrekninger, som tidligere var viktige gyteområder, gikk tapt. I tillegg er gyteforholdene svært dårlige i det brede elveløpet.

I Eksingedalsvassdraget er vandringmønsteret til stasjonær ørret studert i detalj (fig. 32). Her har ikke terskelbyggingen hatt noen negative virkninger på fiskens vandringer. Bestanden av fisk i terskelbassenget bestod av eldre kjønnsmoden og eldre ikke-kjønnsmoden fisk. Ungfisken var fortrent fra terskelbassenget. På forsommeren vandret den eldre kjønnsmodne fisken ut av terskelbassenget. Denne utvandringen antas å være en næringsvandring. På slutten av vinteren kommer ørreten inn i en kritisk

periode med energiunderskudd, og for å rette opp energibalansen vil den søke opp i de mindre bekkene hvor insektlekkingen skjer noe tidligere. Utpå høsten vandrer den eldre kjønnsmodne fisken igjen opp i strykstrekningene, men denne gangen for å gyte. Dette åpner for en innvandring av ungfisk (3–4 år gammel) til terskelbassenget og en fornying av fiskestammen. Den eldre ikke-kjønnsmodne fisken er svært stasjonær og holder seg hovedsakelig i terskelbassenget hele året.

Næring

Ørretens valg av næring ble grundig undersøkt i Hallingdal og Hemsedal i perioden 1973–1980. Undersøkelsen viste at bunndyr var den viktigste næringsgruppen for ørret. I løpet av en sesong kan bunndyrene i vekt utgjøre 70–80 % av næringen. Overflateinsekter utgjør 10–20 %. Av bunndyrene er døgnfluer, vårfluer, steinfluer, knott og fjærmygg de hyppigst forekommende gruppene.

I Ekso viste bunnpøver og drivpøver at steinfluer, døgnfluer, vårfluer og en del andre grupper var mulige næringsdyr for ørret. Fjærmygglarver og vannlevende fåbørstemark utgjorde hovedtyngden i bunnpøvene. Analyser av fiskenes mageinnhold viste at fjærmygglarver var den viktigste næringsgruppen.

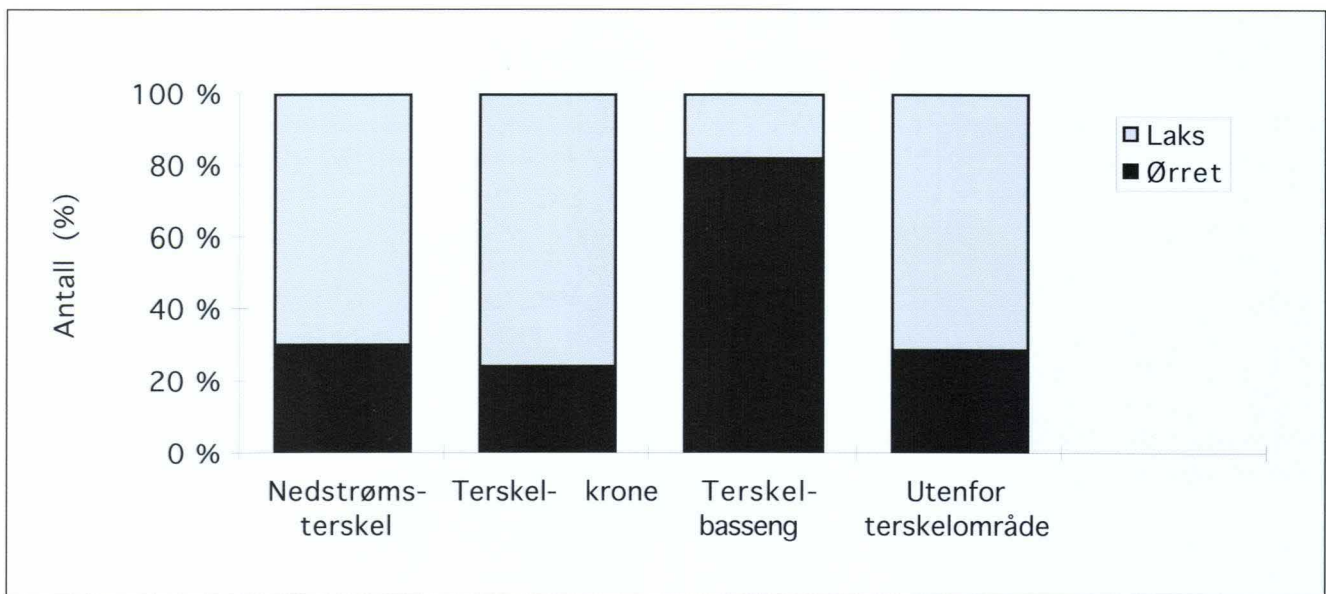


Fig. 33. Fordeling av ørret og laksunger i terskelområder i Skjoma (etter Heggberget 1982).

Det er også interessant å merke seg at det ikke er påvist forskjeller i nærings sammensetning i mageprøver til ørret fanget i terskelbasseng og ørret fanget på strykstrekninger.

I 1983–1984 bar ørretbestanden i et terskelbasseng i Ekso preg av næringsmangel til tross for at bunndyrstudier samme år viste at biomasse og produksjon hadde økt betydelig siden 1976 i takt med økningen i ørretbestanden. I et forsøk på å forbedre forholdene tok man ut et større antall ørret. Etter dette fikk ørreten i terskelbasseng bedre vekst og kondisjon. En ny bunndyrundersøkelse i 1983–1984 viste fortsatt økning i produksjon og biomasse av bunndyr. Dette tyder på at store deler av bunndyrfaunaen i terskelbasseng, som da bestod av gravende former, ikke var tilgjengelig for ørreten.

Store flomtopper reduserer bunndyrfaunaen betraktelig ved at dyrene spyles ut. Terskelbassengene vil redusere utspylingen og dermed bidra til en gradvis endring og stabilisering av artssammensetningen og mengden av bunndyr. Sett i relasjon til det som er nevnt ovenfor, er det usikkert hvor positive virkninger dette vil ha på fiskebestanden.

Det har vist seg at den funksjonelle enheten ikke er terskelbasseng alene, men terskelbasseng med over- og nedenforliggende strykstrekninger. Strykstrekningene er en viktig del av fiskens «spiskammer». Mye av føden som driver inn i basseng, kommer fra strykstrekningene, og ørreten foretar næringsvandring ut til dem. Terskelbassengene representerer områder med stabile miljøforhold som sikrer overlevelsesmuligheter om vinteren og i tørre perioder. Dette viser hvor viktig det er med et variert miljø.

Konkurransen mellom laks og ørret

I vassdrag med liten vannføring tvinges ulike størrelsesgrupper av fisk til å utnytte de samme habitatene. De må dermed konkurrere om plassen. Resultatet blir økt dødelighet. Terskelbygging vil kunne redusere konkurransen mellom aldersklassene og virke positivt inn på bestanden.

I uregulerte ørret- og lakseførende vassdrag har de to fiskeartene forskjellige preferanser i valg av habitat. Ørret foretrekker partier med mindre strøm enn laks. Dette gjelder også i regulerte elver. På elvestrekningene mellom tersklene oppholder laksen seg ute i de mest strømhårde partiene av elva, mens ørreten velger strømsvake områder nær land, spesielt partier med store steiner.

Denne forskjellen i habitatpreferanse finner vi også i terskelbassengene. Undersøkelser i en rekke vassdrag har vist at tettheten av ørret er større i terskelbassengene enn på strykstrekningene utenfor, og at laks og ørret er forholdsvis klart atskilt. Ørreten dominerer i bassengene, mens laksen har høyest tetthet på strykstrekningene utenfor basseng (fig. 33).

Hvordan ørret og laks fordeler seg i terskelbassengene, avhenger av terskeltypen. I basseng av helter-skeltypen fordeler laks og ørret seg omtrent likt. I bassenger med Syvde-tertsel er det imidlertid forskjeller. I et terskelparti i Todalselva hadde ørretungene høyest tetthet langs sidene av basseng og strekningene nedstrøms. Laksungene var mer konkurransesterke i midten av basseng, og de dominerte totalt i området ved terskelkrona og i de mest strømrrike partiene nedstrøms. En reduksjon i vannføringen med påfølgende terskelbygging vil favorisere ørret og påvirke fordelingen av laks og ørret i vassdraget.

Nedenfor Syvde-terkler danner det seg kulper. I en slik kulp i Toåa oppholdt laksen seg gjennomgående på dypere vann med større vannhastighet enn ørreten. Eldre fisk stod dessuten dypere enn yngre fisk. Årsunger og ettåringer av de to artene holdt seg overveiende på grunt vann, mens to- og treåringer hovedsakelig oppholdt seg på dypere vann. Undersøkelsen viste også at yngre fisker var sterkere knyttet til bunnssubstratet enn eldre fisker. Årsunger oppholdt seg under og mellom steinene i bunnssubstratet. Ettåringer av laks og ørret holdt seg 6–15 cm over bunnen, mens to- og treårig laks holdt seg 17–25 cm over bunnen. To- og treårig ørret var minst knyttet til bunnen og holdt seg 46–55 cm over.

Tettheten av laks og ørret

I de aller fleste undersøkelser har man funnet at bygging av terskler gir økt fisketetthet, og at tettheten i terskelbassengene er langt høyere enn på de utenforliggende strykstrekningene. På en 1,5 km lang elvestrekning i Ekso ble tettheten av fisk større enn 8 cm seksdoblet i løpet av 15 år – fra ca. 2,5 fisker pr. 100 m² før terskelbyggingen til 15 fisker etter. I Nea er tettheten av 1–3 år gammel ørret økt fra 5,7 til 83,5 fisker pr. 100 m² i de etablerte terskelbassengene. Den høyeste tettheten (183 fisker pr. 100 m²) ble funnet i en gammel terskel.

En viktig endring som finner sted når vannhastigheten reduseres til under 5–10 cm pr. sek, er at laksefiskene slutter å vise territoriell atferd. De tolererer da å ha artsfrendene nærmere innpå seg, og tettheten av fisk kan øke. Sakteflytende partier med kulper kan derfor ha høye tettheter av fiskeunger, slik det ble påvist i en kulp nedenfor en Syvde-terkel i Toåa. Der var fisketettheten om lag fire ganger høyere enn midtets tetthet på strykstrekninger.

Det er ikke automatisk gitt at tettheten av fisk vil øke i terskelbassengene. I bassenger med svært fin-kornet bunnmasse tilnærmet fri for større steiner, kan tettheten av fisk være lavere enn på strykstrekningene. Hvis breddene langs terskelbassenget er forbygd med grove steinblokker, kan fisketettheten i disse delene være langt høyere enn på strykstrekningene.

Skal tettheten av fisk i terskelbassengene kunne øke, må bassengene være dype nok til å sikre god vinteroverlevelse (se kap. 4.2.5). Videre må bunnssubstratet ha gode skjulmuligheter, og det må være tilstrekkelig tilgang på næringsdyr. Under slike forhold vil stor og liten fisk stå mer atskilt, og dermed vil konkurransen mellom aldersklassene og artene reduseres og dødeligheten avta.

Vekst

Det er godt dokumentert at fisk i terskelbasseng ofte har markert raskere vekst enn fisk på strykstrekninger

(fig. 34 og 35). Det er tre grunner til dette. I stilleflytende vann er vanntemperaturen noe høyere enn i hurtigflytende vann, noe som virker positivt inn på fiskens stoffskifte. Fisken trenger også mindre energi for å oppholde seg i stilleflytende partier. Laksefisk viser heller ikke territoriell atferd. Dermed kan mer energi gå til vekst.

Selv om tettheten av laks i den undersøkte kulpen i Toåa var langt høyere enn på strykstrekningene, var laksen i kulpen klart større, 3–11 % lengre og 6–40 % tyngre enn fisk fra strykområdene. Det samme var tilfelle med ørret – fisk fra kulpen var 7–17 % lengre og 24–56 % tyngre. Også i Skjoma viste laks og ørret i terskelbasseng kraftig vekstøkning. Laksen står nå om lag ett år kortere tid i elva før den går ut som smolt enn før regulering og terskelbygging. Et annet eksempel er fra Mørkedøla, hvor seks år gammel fisk når en bestemt lengde ca. to år raskere enn før terskelbygging.

Predasjon

Sammenlignet med en regulert elv med liten vannføring vil terskelbassenger med dype partier og et variert bunnssubstrat gi fisken bedre beskyttelse mot predatorer, f.eks. mink. Det er ved flere tilfeller dokumentert at mink kan gjøre store innhogg i fiskebestanden.

Produksjon av settefisk i terskelbasseng

Når tettheten av fisk øker, er det fare for at næringsgrunnlaget nedbeites. Dette skjedde f.eks. i Eksingedalsvassdraget og resulterte i småfallen fisk med dårlig vekst og kondisjon.

Lenger opp i vassdraget, i de regulerte vannene Askjelldalsvatn og Store Volavatn, var bestanden av ørret svært liten, og gyteforholdene var dårlige. Tidligere var ønskelig settefisk fra oppdrettsanlegg satt ut, men med tanke på å bevare den lokale fiskebestanden, var det mer ønskelig å bruke stedegen fisk fra nedenforliggende elvestrekninger.

For å forbedre kvaliteten på fisken i terskelbassengene og samtidig skaffe lokal settefisk, ble det tatt ut 1500 fisker fra terskelbassenget og satt ut i Askjelldalsvatnet og Store Volavatn. I terskelbassenget beholdt man en liten restbestand av gytefisk. Forsøket ble vellykket og resulterte i stor innvandring av småfisk til terskelbassenget, de fleste to- og treåringer (fig. 34). Denne størrelsesgruppen er ypperlig settefisk, og de påfølgende årene var det mulig å ta ut 10 fisker pr. 100 m². De få større fiskene som var igjen, fikk bedre kvalitet og ble mer ettertraktet som matfisk. I Volavatn fikk fisken bedre kondisjon og mangedoblet vekt. Det samme skjedde i Askjelldalsvatnet, men etter noen år med for høyt utsettingstall gikk vekst og kondisjon ned. En justering av sette-

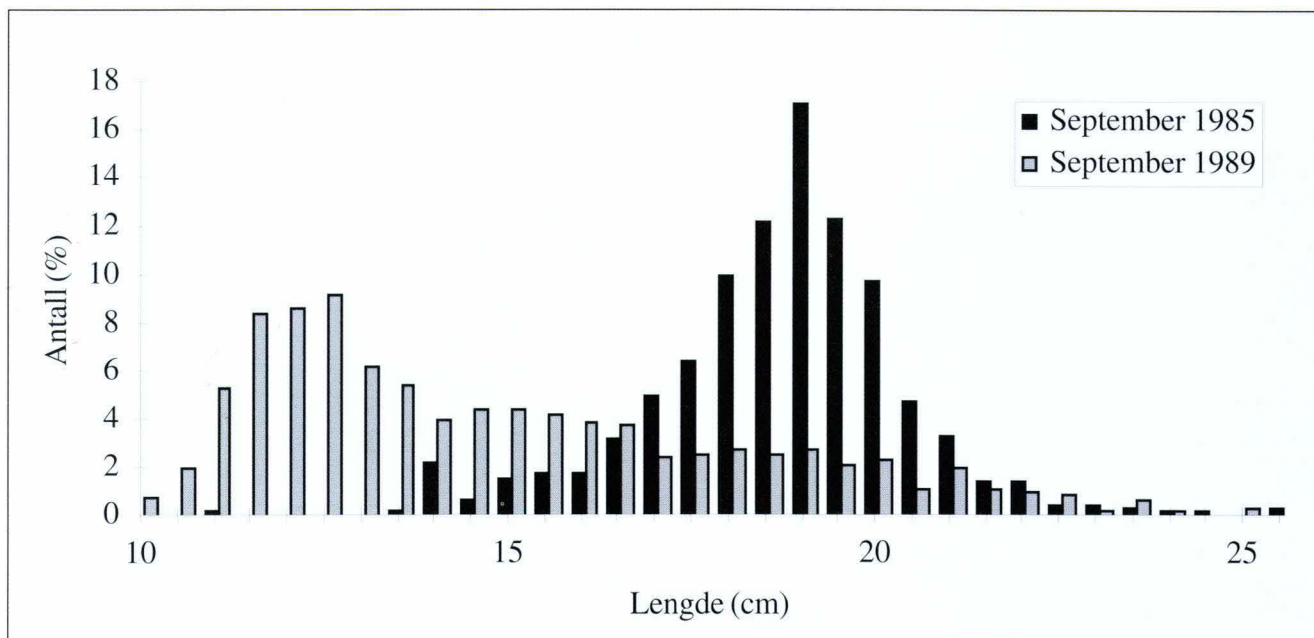


Fig. 34. Lengdefordeling av ørret etter uttak i terskelbassenget på Ekse etter uttak i 1985 og 1989 (etter Fjellheim et al. 1990).

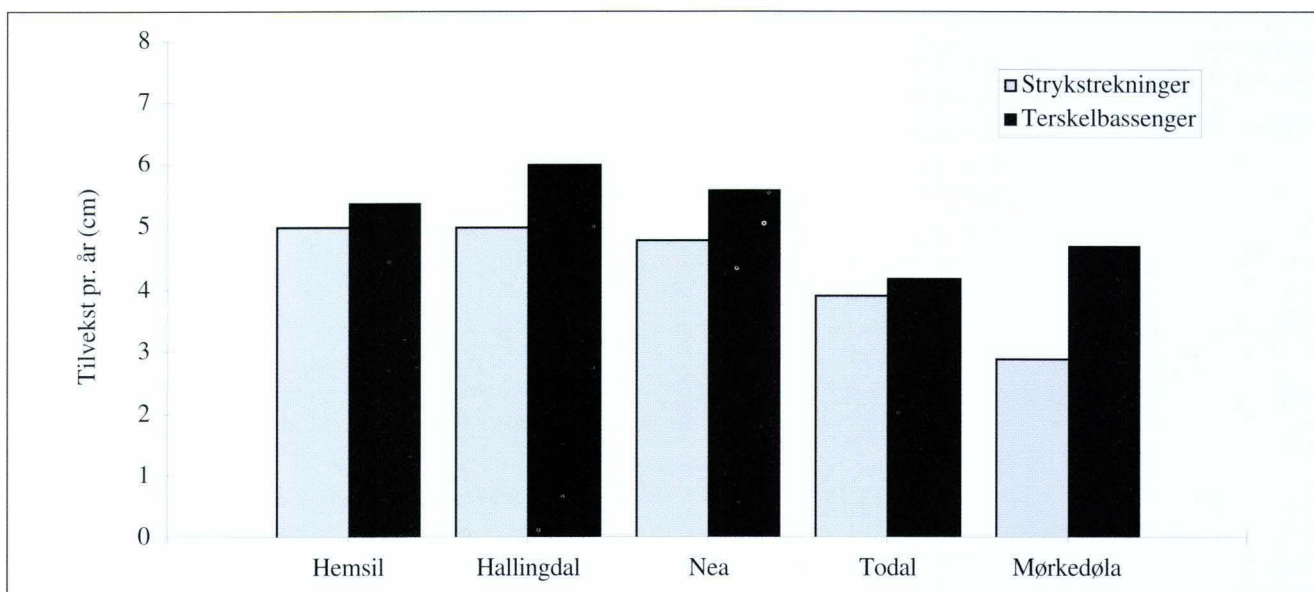


Fig. 35. Årlig lengdetilvekst (cm) hos ørret i terskelbassenger og på utenforliggende strykstrekninger i forskjellige vassdrag (etter Borgstrøm 1981, Aass 1983, Korsen 1984, Arnekleiv 1988).

fisktettheten gav igjen fin fiskekvalitet. Dette viser at ørretstammer i regulerte vann er svært avhengig av riktig utsettingstall.

Konklusjon

De undersøkelsene som er utført, viser entydig at terskelbygging har positiv virkning på ørretproduksjonen i regulerte elver. Både i Eksingedalsvassdraget, Todalselva, Mørkedøla og Skjoma var tettheten av ørret høyere enn på de utenforliggende strykstrekningene. For ungfisk av laks er forholdet mer nyan-

sert. I terskelområdene skjer det en segregering av laks og ørret. Ørret dominerer i terskelbassengene, mens laksen har størst tetthet på strykstrekningene utenfor. Terskelbygging i regulerte laks- og sjørørrelver vil favorisere ørret, men vi har også eksempler på at produksjonen av laksesmolt øker. Den viktigste faktoren for økt smoltproduksjon synes å være redusert vinterdødelighet. Terskelbygging kan også favorisere andre fiskearter som er mindre ønsket, f.eks. lake, gjedde og ørekyt der disse forekommer.



Fiske i terskelbasseng på Ekse, mai 1989 (foto: Jon Arne Eie).

- Arnekleiv, J.V. 1988. Fiskebestand og bunndyr i Nea etter bygging av terskler. NVE, Biotopjusteringsprogrammet – Terskelprosjektet. Informasjon nr. 28.
- Arnekleiv, J.V. 1992. Fiskebestanden i Nedre Nea 1987–90 og vurdering av skadevirkninger av Nedre Nea kraftverk. K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1: 1–39.
- Arnekleiv, J.V. 1993. Fiskebestanden i nye og gamle terskelbasseng i Nea. I: Brittain, J.E & L'Abée-Lund, J.H. (red.). Biotopjusteringsprogrammet - status 1992. NVE-publikasjon nr. 15: 16–19.
- Borgstrøm, R. 1993. Innlandsfisk. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsumming. NVE-publikasjon nr. 13: 280–310.
- Bremset, G. & Berg, O.K. 1991. Undersøkelse av ungfiskbestander i dypere områder av elv. NVE, Biotopjusteringsprogrammet – Terskelprosjektet. Informasjon nr. 32.
- Evensen, T.H. 1981. Ørretvandring i øvre del av Eksingedalselva. NVE, Terskelprosjektet. Informasjon nr. 12.
- Fjellheim, A. 1993. Tersklers virkning på miljøet i regulerte vassdrag. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsumming. NVE-publikasjon nr. 13: 484–510.
- Mellquist, P. 1985. Liv i regulerte elver. NVE, Kraft og miljø nr. 10.
- Ovenild, T. & Linløkken, A. 1989. Glomma – fisk og reguleringer. Sluttrapport fra Glommaprosjektet.
- Raddum, G. 1990. Beiteeffekt av aure på bunndyrs sammensetningen og biomasse i et terskelbasseng i Eksingedalen. I: Eie, J.A. & Brittain, J.E. (red.) Biotopjusteringsprogrammet – status 1988. NVE-publikasjon nr. 28: 10–11.
- Raddum, G. 1990. Utfisking og utsetting av villfisk i Eksingedalen. I: Eie, J.A. & Brittain, J.E. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1988. NVE-publikasjon nr. 28: 11–13.
- Raddum, G., Fjellheim, A. & Sægrov, H. 1989. Fiskeundersøkelsene i Eksingedalen. I: Eie, J.A. & Brittain, J.E. (red.). Eksingedalen, utbygging – forskning – forvaltning. Fortid – nåtid – framtid. Seminar på Voss. NVE, Biotopjusteringsprogrammet – Terskelprosjektet. Informasjon nr. 31.

6.5.5 Fugler i terskelområder

Undersøkelser i Hallingdalselva viser at forskjellige arter av vannfugler fordeler seg ulikt mellom terskelbasseng og strykestrekninger. Fire arter kunne regnes som karakterfugler langs disse delene av Hallingdalselva i hekkesesongen. To av dem, stokkand og laksand, viste klar preferanse for terskelbassengene. Fossekallen foretrakk strykestrekningene, mens strandsnipa ikke hadde noen klar preferanse. Laksendene nyttet de grunne delene av terskelbas-

sengene som fiskeplasser, her var fisken større og stod tettere enn på strykpartiene. De tre svaleartene låvesvale, taksvale og sandsvale nyttet også terskelbassengene langt hyppigere til næringssøk enn strykområdene.

Fugletellinger i terskelområdene i Eksingedalen, både før og etter reguleringen, viser at hekkebestandene av mange vannfuglarter har økt i de senere årene. Dette gjelder særlig vipe, strandsnipe og rødstilk. De øvrige vadefuglene fordelte seg jevnt mellom de ulike elvepartiene. En del andre arter av vannfugl ble observert i lite antall på trekk eller streif. Av disse viste krikkan og kvinand en klar preferanse for terskelbassengene.

Både i Hallingdalselva og i terskelområdet i Eksingedalen er det gode indikasjoner på at fuglefaunaen som er knyttet til vassdraget, har blitt rikere og mer produktiv etter terskelbyggingen. Dette kan forklares med den markante økningen i produksjonen av bunndyr i elveleiet.

Håland, A. & Uglevik, M. 1989. *Vannfugl i Eksingedalsvassdraget – endringer i hekkepopulasjonene fra 1975 til 1988. I: Eie, J.A. og Brittain, J.E. (red.). Eksingedalen, utbygging – forskning – forvaltning. Fortid – nåtid – framtid. Seminar Voss, mai 1989. NVE, Biotopjusteringsprogrammet. Informasjon nr. 31: 85–88.*

Lid, G. & Schandy, T. 1984. *Lakseandas forekomst og næringsvalg i Hallingdalselva ved Gol. NVE, Terskelprosjektet. Informasjon nr. 25.*

6.5.6 Kostnader ved terskelbygging

Praktisk talt alle terskler som er bygd, er enten gjort i forbindelse med vassdragsreguleringer eller forbyggingarbeider. NVE har i rundt 20 år hatt hjemmel til å pålegge regulanter å bygge terskler, og har også i mange tilfeller utført mye av planleggingsarbeidet og saksbehandlingen. Utbyggeren har enten leid lokale entreprenører til å utføre arbeidene eller leid forbyggingssesksjonen i NVE.



Største og dyreste løsmasseterskel i Norge. Lyngen i Glomma (foto: Jon Arne Eie).



Den kanaliserte elvebredden har "trappeform" for å gjøre elva mer tilgjengelig for fiske både ved lav og høy vannstand. På venstre side av elva er det anlagt en fiskesti til bruk ved lav vannføring. Ved høy vannstand holder fiskerne seg oppe på vollen. Elvebredden er tilsådd. Hareidselva, oktober 1985 (foto: Jon Arne Eie).

Kostnadene ved selve byggingen varierer sterkt avhengig av elvas bredde og ikke minst tilgangen til elva og eventuell transportlengde på sprengt stein. Lang transport fordyrer byggingen betraktelig. I elver med relativt små endringer i vannføringen, hvor det også er god tilgang på grov stein, er det ofte benyttet masser fra elva.

Treterskler har særlig vært benyttet i mindre, uveisomme vassdrag i Trøndelag. Kostnadene kan variere sterkt. Det samme gjelder betongterskler som legges der det er fast fjell og relativt lett tilgang fra vei. En stor terskel i Namsen som ble bygd i 1970-årene, kostet 1,7 millioner kroner, mens små plomberinger har svært liten kostnad.

Løsmasseterskler er den mest brukte terskeltypen. For de mange tersklene som er bygd i Orkla, Nea og nå i senere tid i forbindelse med Meråkerutbyggingen, har kostnadene variert mellom 1000 og 4000 kr pr. løpemeter. Kostnaden er sterkt avhengig av terskelens høyde og ikke minst transportlengden på massene. De høyeste kostnadene refererer seg til terskler bygd av sprengt stein. Steinen var ferdig

sprengt, men sortering, opplasting og tilkjøring er innberegnet. Kan massene hentes fra elva, ligger prisen i det lavere intervallet. Alle terskler er bygd med tetning av fiberduk. Den lengste løsmasseterskelen som er bygd, ligger litt nedenfor Hanestad i Glomma og hadde en total kostnad på 3,5 millioner kroner. Her var det imidlertid svært vanskelige forhold og lang transport av sprengt stein. Det måtte også utføres omfattende modellforsøk for å undersøke stabilitet.

6.5.7 Vurdering av terskelbygging

Ved terskelbygging i elver med redusert vannføring øker det vanndekte arealet og volumet. Dette gir klare estetiske fordeler, og har også biologisk sett mange positive sider. Terskelbygging skaper et rikere og mer variert miljø i regulerte elver.

Når tersklens virkninger på det biologiske samfunnet skal vurderes, må vi se på forholdene både i den enkelte terskel og på den samlede effekten av all terskelbygging i et vassdrag. Ved å velge riktig terskeltype, riktig plassering i vassdraget og god utforming



Terskler i Hareidselva ved Grimstadvatnet. Tersklene ble bygd for å hindre senkning av det vernede Grimstadvatnet og dets rike fugleliv da elva skulle kanaliseres av hensyn til landbruket (foto: Jon Arne Eie).

og utførelse er det til en viss grad mulig å «gjenskape» enkelte elvetyper i regulerte vassdrag, selv om det vil være en «ny» elv. En del av de opprinnelige bruksmåtene kan imidlertid fortsette, og alternativet ville i mange tilfeller vært svært redusert vanndekket areal og liten fiskeproduksjon.

I elver med et jevnt stort fall har det liten hensikt å bygge terskler. Terskelbassengene blir små, og det må et stort antall til for å gi elva et økt vanndekket areal. Det hele vil virke kunstig, og tiltakene står neppe i forhold til kostnadene. Regulerte elver med moderat fall som ikke har for stor vannføring, og som fra naturens side har både strykstrekninger og rolige partier, kan derimot egne seg for terskelbygging. Men også i slike tilfeller har bruk av terskler sine begrens-

ninger både teknisk, estetisk og ikke minst økonomisk.

I noen tilfeller er det dokumentert uheldig vegetasjonsutvikling og tilgroing i enkelte terskelbasseng. Dette kan ha sammenheng med økt akkumulering av organisk materiale sammen med andre endringer i miljøet.

Terskler er et tiltak som i første rekke nyttes for å bøte på ulemper i forbindelse med vassdragsreguleringer hvor vannføringen er redusert. Terskelbygging krever god faglig innsikt i hydrologiske og tekniske forhold. Før terskler bygges, må det innhentes tillatelse fra myndighetene. For saksgangen vises det til kapittel 8.

Biotopjusterende tiltak i våtmarker 7

Våtmarker omfatter sumpmark, myrer, grunne tjern og innsjøer, deltaer, strandenger og grunne bukter og viker langs kysten. De har ofte høy produksjon og gir livsgrunnlag for et rikt dyreliv. I mange år har det vært stort press på våtmarksarealene fra veiutbygging, landbruk, industri o.l. Våtmarker er etter hvert blitt en truet naturtype. I Norge har vi liten erfaring med restaurering av våtmarksbiotoper, men behovet for kunnskap er stort. I dette kapitlet legges hovedvekten på et restaureringstiltak som ble utført i forbindelse med senkningen av Myrkdalsvatnet i Vossovassdraget.

7.1 Betydningen av mosaikk i våtmarkene

Ved restaurering av våtmark er det viktig å se på området som en helhet og ikke fokusere på enkelte arter. Det er viktig å ta vare på mangfoldet i plantesamfunnene; i overgangene mellom ulike vegetasjonstyper og vann, sjikting i plantedekket, og sørge for at våtmarksarealene ikke stykkes opp.

Variasjon i miljøforholdene i våtmarkene er svært viktig fordi ulike planter har forskjellig betydning som næringskilde for insekter og fugler. Mange våtmarksfugler bygger reir i overgangen mellom ulike vegetasjonstyper. I tillegg skaper overgangene mellom vann og land en kanteffekt som er svært viktig for vannfugler. Alt i alt gir de varierende vannstandsforholdene og et variert vegetasjonsdekke rom for et rikt dyreliv. Bli naturforholdene ensartet for eksempel ved at elvbredder og vannkanter jevnes ut, og vannføringen blir jevn med små forandringer i vannstanden, fører dette til forringelse av våtmarkene som natursystem.

7.2 Øyer og kanaler som restaureringstiltak

Bygddeltaet ligger i nordenden av Myrkdalsvatnet i Voss kommune. Deltaet er et av Vestlandets største innlandsdeltaer og var i naturlig tilstand et regionalt

viktig våtmarksområde. Den rike floraen og faunaen var en av flere grunner til at Vossovassdraget ble varig vernet mot kraftutbygging. Deltaet har i lang tid vært benyttet som slåttemark, og det er bare små rester igjen av den opprinnelige vegetasjonen på deltaflatene.

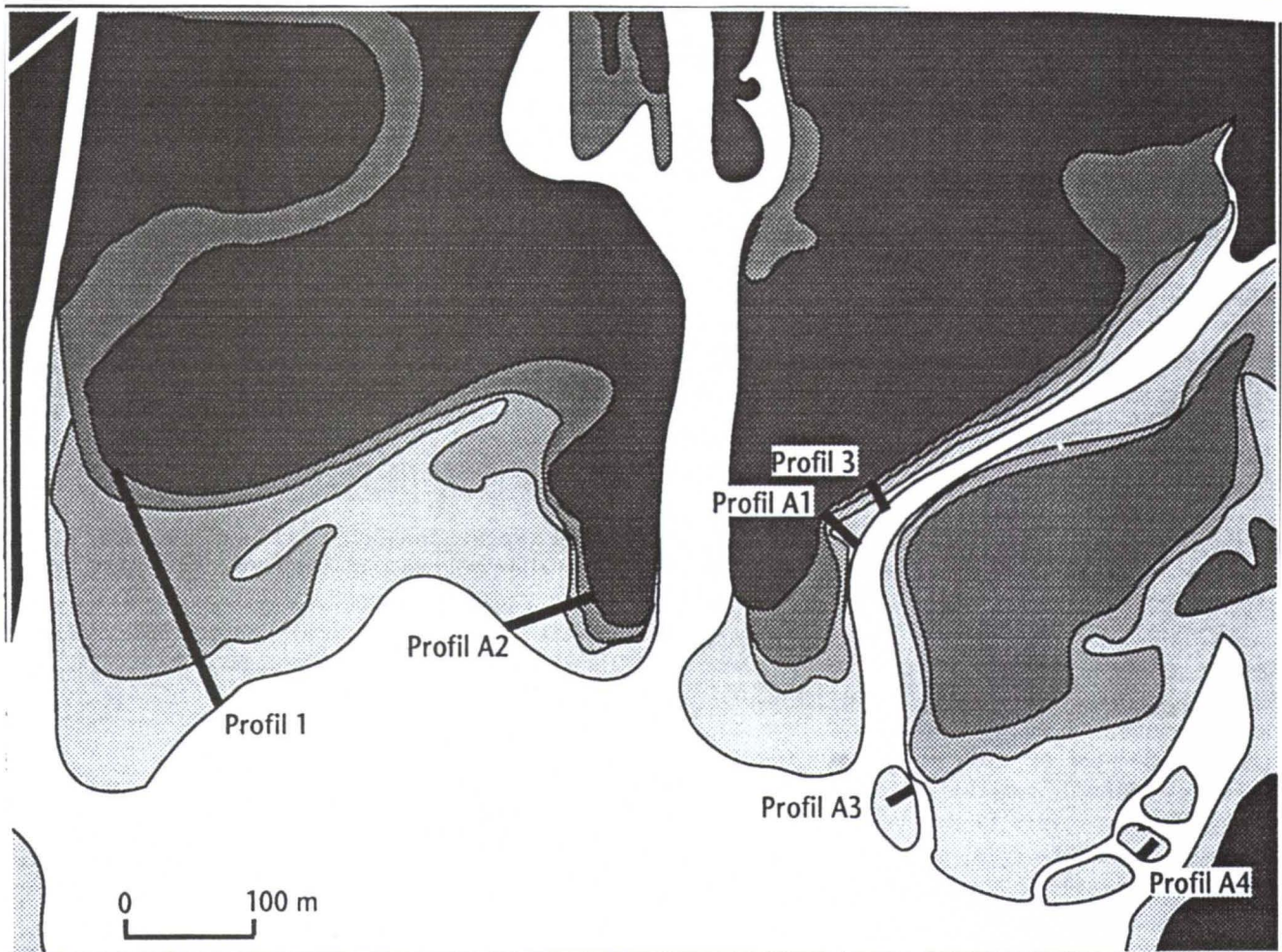
På de høyereliggende områdene var det tidlige forskjellige plantesamfunn. I kanten av kulturmarka var det tette bestander av strandrør og skogrørkvein med et tett busksjikt av svartvier. På de høyeste delene dominerte bringebær og sølvbunke med et tre-/busksjikt av gråor, svartvier og hegg. I feltsjiktet var det innslag av en rekke urter, f.eks. skogstorkenebb, vendelrot, mjødukt og sløke. I forsenkningene dominerte bregnen strutseving. Fuktenger fantes også, dominert av sølvbunke og krypkvein med innslag av myrtistel og starrarter.

De siste store inngrepene i Bygddeltaet ble gjort i 1987. Da ble vannstanden i Myrkdalsvatnet senket med 1,4 m for å vinne inn nye jordbruksarealer. Elveutløpet ble utvidet, og innløpselva ble kanalisert og forbygd for å flomsikre jordbruksarealene. Følgene ble at store gruntvannsområder for fugl ble tørrlagt, og de viktige oversvømmelsene uteblir. Det var imidlertid innarbeidet en del tiltak i senkningsplanen for å redusere de negative virkningene av inngrepet. Blant annet ble det bygd opp flere nye øyer omgitt av grunne kanaler for å utvide strandsonene og for å skape nye hekkeplasser for fugler.

7.2.1 Vegetasjonsutvikling på blottlagte sedimenter

Deltaet ble undersøkt første gang ca. én måned etter senkningen. De opprinnelige vegetasjonsbeltene lå da intakte, men befant seg de fleste stedene langt ovenfor den nye vannkanten. På de flateste partiene var det blottlagt store arealer (fig. 36).

Vegetasjonen ble kartlagt langs flere profiler. To eksempler er gitt i fig. 37. Den lavestliggende sonen bestod nesten bare av silt, med spredte forekomster av småvasshår og sylblad. Denne sonen gikk over i et tett dekke med de samme artene i tillegg til nikkemose. Ovenfor dette kom det opprinnelige elvesnellebeltet. Dette kunne deles inn i en nikkemosesone og en



- Kulturmark
- Flaskestarr/sennegras-belte
(*Carex rostrata/vesicaria*)
- Elvesnelle-belte
(*Equisetum fluviatile*)
- Blottlagte sedimenter
- Vann/ elver

Fig. 36. Skisse over vegetasjon i de ytre deler av Bygddeltaet, Myrkdalsvatnet etter senkningen i 1987 (etter Raddum 1993).

vrangklomosesone. Det nest øverste beltet var ca. 10 m bredt og dominert av flaskestarr, elvesnelle, beitetormose. Øverst i kanten av selve strandflaten var det ofte store bestander av strandrør.

Ett år etter senkningen (1988) hadde vasshår-sylblad-sonen ekspandert videre nedover, og det var bare igjen en to meter bred sone med leire med spredte forekomster av vasshår og sylblad. Ovenfra ble vasshår-sylblad-sonen presset av sølvbunke, trådsiv og flaskestarr. Disse artene hadde klart å etablere en

homogen sone på 16 m i løpet av det første året etter senkningen. Trådsiv hadde også klart å etablere spredte forekomster i sonen nedenfor. I elvesnelle-beltet hadde en rekke fremmede arter klart å etablere seg, spesielt skogrørkvein. I flaskestarr-elvesnelle-beitetormose-beltet var det få endringer.

Det andre året (1989) etter senkningen hadde sylblad og småvasshår, nå ispedd evjesoleie, kolonisert den blottlagte bunnen helt ned til vannkanten. Totalt sett var denne vegetasjonssonen likevel blitt mindre.

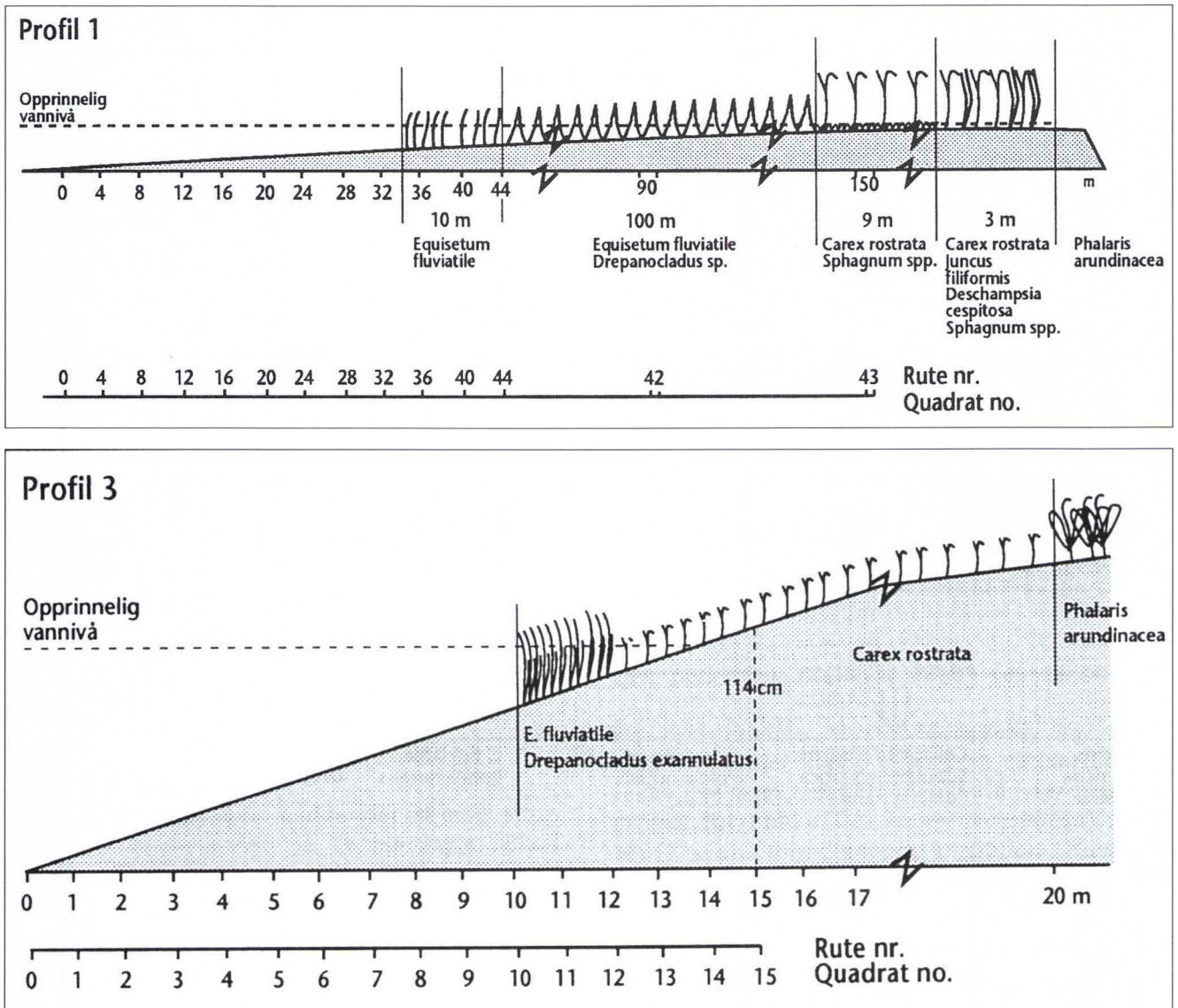


Fig. 37. Snitt av vegetasjonssonene i profil 1 og 3 etter senkningen av Myrkdalsvatnet (etter Odland 1992).

Ovenfra hadde den homogene sølvbunke-flaskestarr-vegetasjonen ekspandert 7 m videre nedover og hadde klart å etablere spredte forekomster av sølvbunke og flaskestarr i hele sylblad-småvasshår-sonen. Ovenfor sølvbunke-flaskestarr-sonen var det et velutviklet mosedekke av flekkmose. I det innerste beltet hadde det nå skjedd en del endringer. Sølvbunke, skogrørkvein og krypkvein hadde etablert seg på bekostning av beitetormose.

Sølvbunke-flaskestarr-sennegrass-beltet fortsatte å ekspandere nedover de to neste årene, og sylblad-småvasshår-sonen ble smalere og mer og mer uttynnet. Det ekspanderende beltet ble selv presset av andre arter, og både strandrør, trådsiv og krypsoleie hadde klart å etablere regelmessige forekomster. Ovenfra hadde elvesnelle-beltet utvidet seg nedover. Etter hvert etablerte det seg en overgangssone av elvesnelle og flaskestarr/sennegrass. Den opprinnelige elvesnelle-sonen lå fortsatt noenlunde intakt, men ble

etter hvert kraftig oppblandet med sølvbunke og en rekke andre arter av gras og starr. Flaskestarr-elvesnelle-beitetormose-beltet fortsatte også å holde seg noenlunde intakt, men sølvbunke, strandrør, engsyre og enkelte starr økte kraftig. Elvesnelle og beitetormose fortsatte å gå kraftig tilbake.

7.2.2 Vegetasjonsutvikling på oppgravde sedimenter

Vegetasjonsutviklingen på de oppgravde og ugravde sedimentene utviklet seg forskjellig. På de oppgravde sedimentene startet etableringen av ny vegetasjon ett år senere enn på de ugravde. Når man graver i sedimentene, fjerner man det øvre «frøbanklaget», slik at nye frø i hovedsak vil bli tilført ved høye vannstander. Sammenligner vi de ulike utviklingstrinnene på oppgravde og ugravde sedimenter, finner vi viktige

forskjeller i både artsutvalget og dominansforholdet. Trolig skyldes dette forskjeller i partikkelsammensetningen av sedimentene.

Ett år etter senkningen hadde det etablert seg en sparsom og homogen pionervegetasjon på de oppgravde sedimentene. Mosearter dominerte sterkt. Tvarepose, nikkemose og små mosearter dominerte helt det første året, men frøplanter av bjørk og vier fantes spredt innenfor hele området. Småvasshår, trådsiv og sylblad fantes også spredt, unntatt i de aller øverste delene.

To år etter senkningen hadde det skjedd en sterk ekspansjon av grass og små vierbusker. Vegetasjonen var lite differensiert, men en kunne likevel skille mellom en sylblad-småvasshår-vegetasjon nederst og en sone med bjørk og flekkmose øverst.

Tre år etter virker vegetasjonen fortsatt å være ganske homogen over det hele, noe som skyldes dominans av sølvbunke. Men i de nederste delene var det hyppige forekomster av sylblad og knereverumpe. På de høyereliggende områdene hadde krypkvein, gråstarr og hundekvein sin hovedutbredelse.

Fire år etter senkningen var de nederste delene dominert av knereverumpe og evjesoleie, men det forekom også sølvbunke, trådsiv, krypkvein og strandrør. I bunnsjiktet dominerte tvarepose. De høyereliggende delene var nå preget av selje, svartvier, bjørk, flaskestarr med vanlig bjørnemose i bunnsjiktet.

Det har skjedd en gradvis endring i de opprinnelige våtmarkene. Grovt sett kan en si at flaskestarr og sennegrass er blitt erstattet av sølvbunke, skogrørkvein og strandrør, mens elvesnelle er blitt erstattet av flaskestarr og sennegrass. Vegetasjonen på deltaet er imidlertid fortsatt under utvikling. Det er enda ikke blitt utviklet noe nytt elvesnellebelte, men utviklingen er i gang, og i løpet av fem–ti år regner en med at dette viktige elementet i våtmarkene er etablert.

På de konstruerte våtmarkene ble det i løpet av fire år utviklet vegetasjonssoner som i hovedtrekk var like de som fantes før senkningen. Også her manglet elvesnellebeltet, men i 1994 var det i ferd med å etableres enkelte steder. Undersøkelsen viser at en ved å grave ut kanaler og bygge kunstige øyer kan få våtmarksarter til å etablere seg i løpet av få år.



Oversikt over den ytre delen av Myrkaldsdeltaet i Vossovassdraget, mai 1989. Området ble kanalisert og vannet senket for å innvinne nye jordbruksarealer og hindre oversvømmelse av eksisterende. Det ble bl.a. anlagt kunstige øyer for å redusere de negative effektene på fuglelivet av senkningen (foto: Jon Arne Eie).

7.2.3 Utvikling av bunnfauna

For å kartlegge konsekvensene av inngrepene og følge utviklingen de påfølgende årene er det foretatt bunndyrundersøkelser på flere lokaliteter i Myrkdalsdeltaet. I alle områdene utenom den kanaliserte strekningen skjedde det en meget markert økning i antall individer (fig. 38) og en forskyvning i artssammensetningen (fig. 39) etter restaureringsarbeidene. Det var særlig døgnfluene som økte i antall.

Etter senkningen har det funnet sted en endring av artssammensetningen av døgnfluer. Flere arter har økt i antall, noen har minket, mens andre har nesten forsvunnet. Steinfluene ble først og fremst funnet i den kanaliserte innløpselva. I de områdene som tidli-

gere var rennende vann, men som nå var bakevjer, lot det seg ikke lenger påvise steinfluer. Vårfluene hadde en mer sporadisk forekomst og ble funnet i lite antall.

De registrerte mengdeforholdene mellom artene er uvanlige på Vestlandet. Høye individantall av grupper/arter som vanligvis utgjør en langt mindre andel, viser at økosystemet er ustabilt. Videre tyder den generelt sterke økningen i antall individer på at utnyttede ressurser er blitt tilgjengelige. Figurene 40 og 41 viser hvordan den totale tettheten av bunndyr på bløtbunn har utviklet seg i Myrkdalsdeltaet etter senkningen.

På ugravde sedimenter i den nye strandsonen (0,5 m dybde) synes faunaen å ha blitt satt tilbake ett år etter senkningen (fig. 40). Tettheten av bunndyr fort-

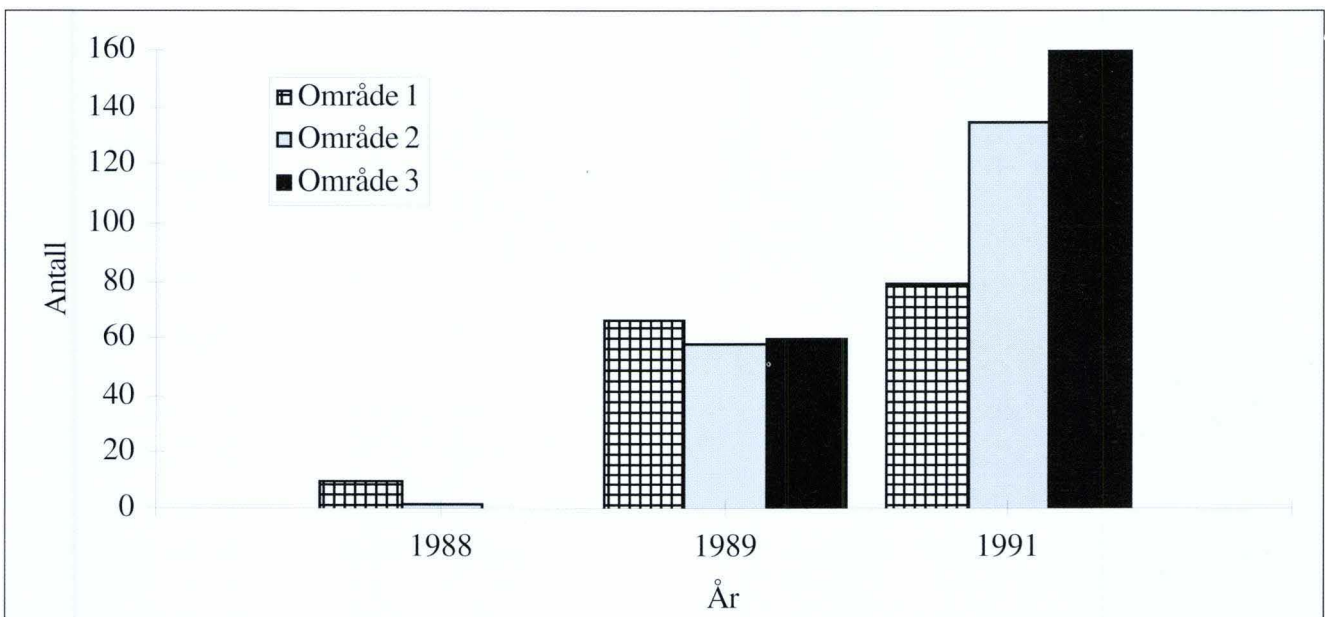


Fig. 38. Antall individer av døgnfluer, steinfluer og vårfluer pr. 5. min sparkeprøve i Bygddeltaet, Myrkdalsvatnet (etter Raddum 1993).

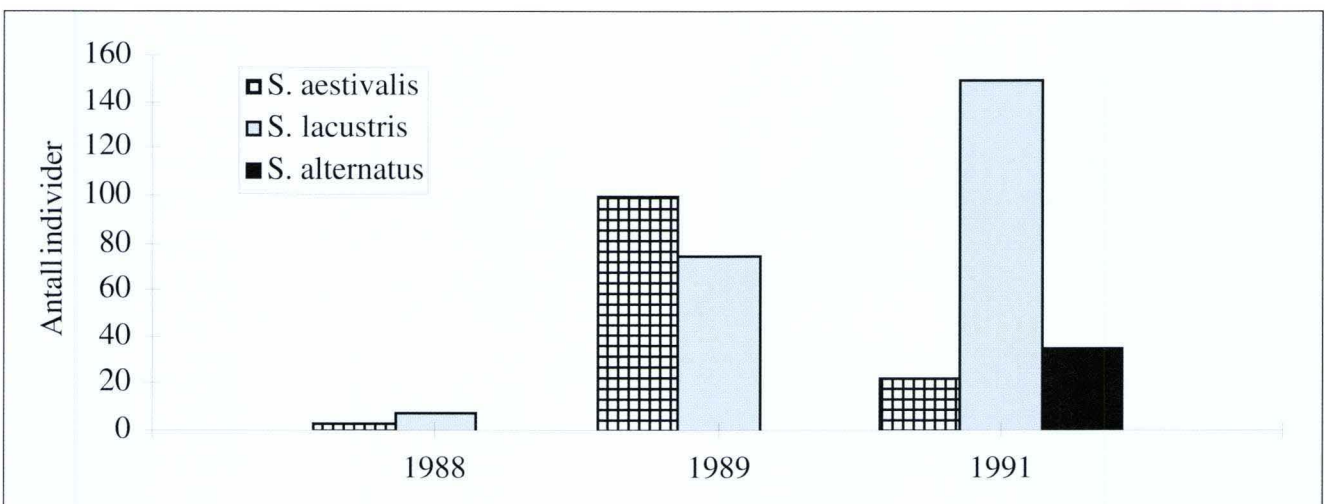


Fig. 39. Forekomst av døgnfluearter innenfor slekten Siphonurus på gravde og ugravde sedimenter i Bygddeltaet, Myrkdalsvatnet (etter Raddum 1993).

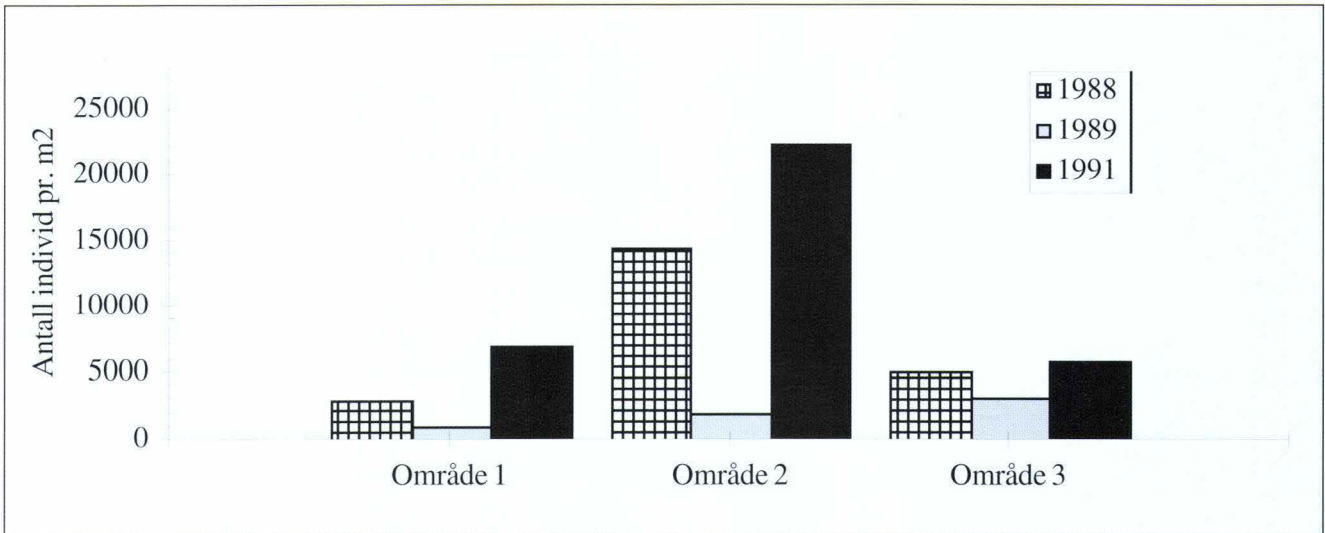


Fig. 40. Total tetthet av bunndyr i strandsonen (0,5 m dyp) på ugravde sedimenter (område 1 og 2) og på oppgravde sedimenter (område 3) i Bygddeltaet, Myrkdalsvatnet (etter Raddum 1993).

satte å synke før det i det fjerde året etter senkningen skjedde en økning i forekomsten av bunndyr. De to første årene var det en påfallende stor andel fåbørstemark og rundormer og relativt lite fjærmygglarver. Fjærmygg er normalt den tallrikste gruppen av virvelløse dyr i næringsfattige innsjøer. Da forekomsten av bunndyr totalt sett hadde økt det fjerde året, var mengden av insektlarver blitt høyere, men forekomsten av fåbørstemark og rundormer var fortsatt unormalt høyt.

På de gravde sedimentene i strandsonen skjedde det en gradvis økning/rekolonisering. Det første året dominerte fåbørstemark også her, men så økte forekomsten av fjærmygg relativt mye for å avta noe igjen det siste året. Resultatene fram til 1991 viste at bunndyr-samfunnet i «den nye strandsonen» på de gravde se-

dimentene fortsatt hadde en unormal sammensetning med relativt mye fåbørstemark og rundormer. I løpet av de fire årene som var gått siden senkningen, hadde imidlertid tettheten av insektlarver økt til tettheter som ligger innenfor nivåer som er vanlig for vestlandsvann.

Tettheten av bunndyr på 2 m dyp viste forskjellig utvikling (fig. 41). På urørte sedimenter skjedde det en reduksjon i tettheten, mens det skjedde en gradvis økning på oppgravde sedimenter. Begge steder var det høye tettheter, og fåbørstemark forekom i forholdsvis store mengder. Som i strandsonen skjedde det også en relativ økning i mengden fåbørstemark på 2 m dyp, men her var utviklingen noe forsinket.

Mengdeforholdet mellom fåbørstemark og fjærmygg viser verdier som er typisk for næringsrike lo-

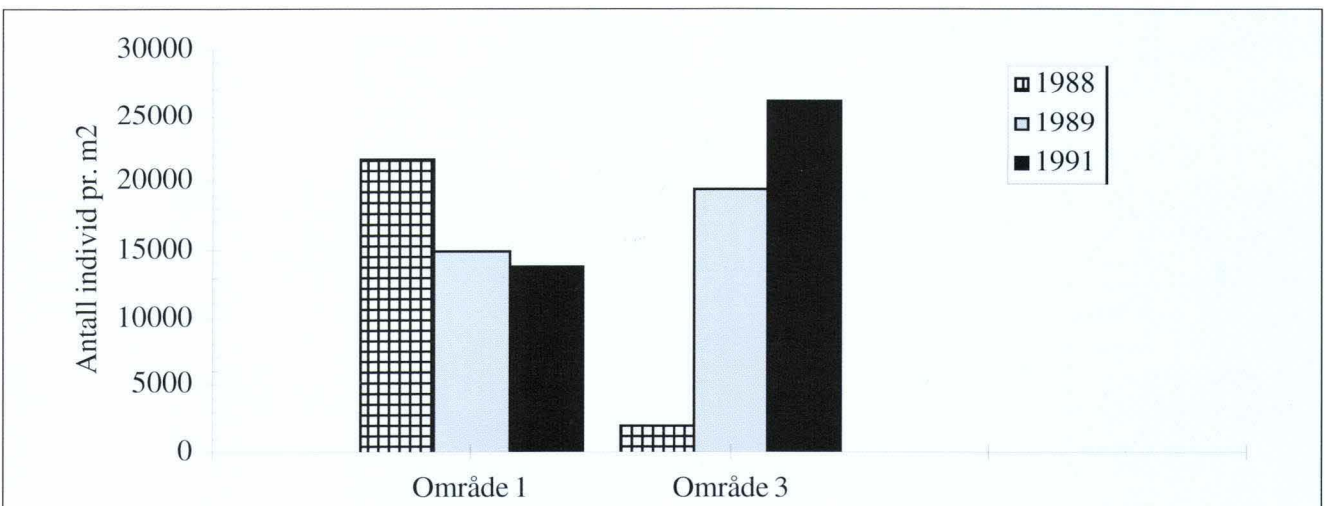


Fig. 41. Total tetthet av bunndyr på 2 m dyp på ugravde (område) og på oppgravde sedimenter (område 3) i Bygddeltaet, Myrkdalsvatnet (etter Raddum 1993).

kaliteter. Myrkdalsvatnet er en næringsfattig innsjø, og en skulle derfor vente en relativt høyere andel av fjærmygg enn av fåbørstemark. Ved sterk næringsanrikning kan fjærmyggfaunaen reduseres kraftig. Det er mulig at senkningen har ført til omlagring og eksponering av organisk materiale i de grunne områdene. Faunaen har sannsynligvis reagert på dette og fått en sammensetning som minner om næringsrike forhold. Dette er trolig forbigående slik at det opprinnelige næringsfattige preget gradvis kommer tilbake. Faunasammensetningen i 1991 indikerte at det fortsatt skjedde forandringer, og at det er for tidlig å si noe sikkert om hva de endelige konsekvensene av senkningen vil bli for bunndyrfaunaen i området.

Utviklingen på kanalisert strekning

Undersøkelser i innløpselva til Myrkdalsvatnet i 1969–1971 viste et rikt dyreliv. Dette området lå noe høyere oppe i elva enn det området som ble undersøkt etter senkningen, og resultatene kan derfor ikke uten videre sammenlignes. I den første undersøkelsen ble det registrert ni steinfluearter og fire arter av vårfluer. I den kanaliserte delen ble det registrert fire–sju arter steinfluer og to vårfluearter. Sammenlignet med tidligere undersøkelser i innløpselva og tilsvarende

undersøkelser i elver uten kanalisering er arts- og individtettheten lav. Totalt sett synes artsmangfoldet og tettheten av dyr å være endret i det kanaliserte innløpet. Videre studier kan fastslå om dette er permanent eller forbigående.

7.2.4 Utvikling av fuglefauna

I fugleundersøkelsene ble det fokusert på tre hovedgrupper av våtmarksfugler: andefugler, vadefugler og våtmarkstilknyttede spurvefugler. Det var ventet at fugler som spiser store vanninsekter, hadde et bedre næringstilbud i 1991 enn i 1988 på grunn av den økte mengden av disse insektene. Døgnfluefaunaen, spesielt de store formene, er trolig viktige næringsemner både som larver og som voksne. Fåbørstemark og rundormer har trolig mindre verdi som føde da de som regel er små og har lavere næringsinnhold enn larver og voksne insekter. De er også mye mindre tilgjengelige.

De to første årene ble det registrert ni nye arter i området. Det var grågås, dvergfalk, tjeld, temmincksnipe, grønnstilk, munk, tornsanger, grønnsisik og nøtteskrike. Totalt var det pr. 1989 registrert 85 fuglearter i Myrkdalsdeltaet.



De oppgravede øyene i Myrkdalsdeltaet (foto: Jon Arne Eie).

For gressendene stokkand, krikand og brunnakke endret antallet etablerte par seg lite. Resultatene antyder at det ble færre andekull, men datagrunnlaget er noe svakt. At de store starr- og snelleengene nå stort sett var borte, reduserte sterkt Myrkdalsdeltaets verdi som myteområde i den tiden endene skifter fjærdrakt. Gressendene brukte deltaet lite i myteperioden, sammenlignet med før. Dykkendene toppand, siland og laksand opptrådte fortsatt fåtallig, slik de hadde gjort før senkningen. Det positive var at kvinand hadde etablert seg.

Vannstandssenkingen førte til reduksjon i hekkebestanden for vadefugler som er knyttet til fuktenger og rike strandsoner. Hekkebestanden av rødstilk gikk ned fra 10 til 3–4 par, og hekkebestanden av enkeltbekkasin ble halvert fra 6–8 par. I den kanaliserte delen av innløpselva ble insektmengden redusert både når det gjelder arter og individer. En fugl som fossekallen har trolig fått dårligere næringstilbud etter inngrepet. Det samme vil gjelde for fugler som normalt plukker insekter fra vannkanten. For kulturmarksvaderne, vipe og storspove, økte bestanden noe. Av spurvefuglene økte linerle og blåstrupe noe, mens bestanden av buskskvett var stabil. Det ble noe færre sivpurver.

Byggingen av mindre terskler (jordvoller) i deler av området har utvilsomt opprettholdt viktige gruntvannsområder (laguner) for flere arter av andefugler og vadefugler. En av de kunstige holmene ble allerede første året tatt i bruk av fiskemåke. Etter hvert som vegetasjonen etablerer seg på holmene, vil trolig også andre vannfuglarter nytte disse som reirhabitat. De 1,5–2 m dype kanalene rundt holmene reduserer risikoen for at fuglene blir spist av pattedyr. Holmene ble for hvert år som gikk, stadig hyppigere benyttet til næringssøk. For de fleste fuglene er insektfaunaen mest tilgjengelig i klekkefasen og som voksne insekter. Høyt artsmangfold, bl.a. av døgnfluer og steinfluer, gjør at det til de fleste tidspunkt vil være klekking av en eller flere insektarter. Dette vil stabilisere mattilførselen for fuglene.

Håland, A. 1990. Effekter av senkningen av vannstand på våtmarksfuglenes forekomst og utnyttelse av Myrkdalsdeltaet, Vossovassdraget. I: Eie, J.A. & Brittain, J.E. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1988. NVE-publikasjon nr. 28: 40–41.

Håland, A. 1990. Effekten på våtmarksfugl av senkningen av Myrkdalsvatnet, Vossovassdraget. I: Brittain, J.E. & Eie, J.A. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1989. NVE-publikasjon nr. 29: 32–34.

Håland, A. & Odland, A. 1991. Biotopjusterende tiltak etter senkning av Myrkdalsvatnet, Vossovassdraget. I: Brittain, J.E. & Eie, J.A. Biotopjusteringsprogrammet – status 1990. NVE-publikasjon nr. 12: 30–33.

Odland, A. 1992. Endringer i flora og vegetasjon på

Bygddeltaet etter senkning av Myrkdalsvatnet i Vossovassdraget – fra 1987 til 1991. NINA Oppdragsmelding 113: 1–36.

Odland, A. 1993. Restaurering av våtmarker – vegetasjon. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 534–546.

Raddum, G. 1993. Bunndyrundersøkelser i Myrkdalsdeltaet etter senkning av Myrkdalsvatnet. Biotopjusteringsprogrammet – Terskelprosjektet. Informasjon nr. 35.

Raddum, G., Odland, A. & Håland, A. 1992. Biotopjusterende tiltak etter senkning av Myrkdalsvatnet. I: Brittain, J.E. & Eie, J.A. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1991. NVE-publikasjon nr. 22: 29–32.

7.2.5 Situasjonen på Lesjaleirene

Lesjaleirene er et fjellnært kulturlandskap med betydelig viltareal. Området hadde tidligere høy ornitologisk verneprioritet og er en viktig rasteplass for fugl under vårtrekket. Under det tidlige vårtrekket (april) utgjør kulturmark, og da især oversvømte arealer, viktige raste- og næringsområder for bl.a. ender og gjess. De fleste vannløp er på denne tiden blokkert av is og snø og dermed utilgjengelige for vannfugler. Utover i mai, når hovedtyngden av sentrekkere (vesentlig vadere) ankommer, er mesteparten av vannløpene isfrie. Høsttrekket fordeler seg over et mye lengre tidsrom enn vårtrekket. Da er imidlertid vannstanden i flere av vannløpene ekstremt lav. Det er særlig andefugler som dominerer.

Det nåværende Lesjaleirene har gjennomgått store forandringer siden 1800-tallet. Opprinnelig bestod området av Siemsvatnet, som ble tappet ut i perioden 1857–1865. I de senere år er elva kanalisert og våtmarkene kultivert for grasproduksjon. Etter 1963 har vegetasjonstypene lynghei, beitevoll, våtmark og de åpne habitatene med lav vegetasjon hatt en sterk arealmessig tilbakegang. Skogtypene lauvskog, blandingsskog og barskog har totalt endret seg lite, mens dyrket mark har økt kraftig – fra 4,7 % til 46,5 % av totalarealet. Kanaliseringen har ført til at den positive effekten av flomvannet på de gjenværende våtmarkene er blitt borte, og flere gamle sideløp (løker) er blitt avstengt. For å få innblikk i hvilke konsekvenser dreneringen og oppdyrkingen har hatt på tettheten og mangfoldet av hekkende vannfugler, vadefugler og spurvefugler, ble det i 1986–1991 utført undersøkelser og biotopjusterende tiltak.

Fuglelivet har generelt en positiv samvariasjon med vegetasjonstypen og mangfoldet/høyden av vegetasjonen. Når vegetasjonen i et område endrer seg, vil også fuglefaunaen endre seg. I takseringsfeltene på Lesjaleirene ble det i den undersøkte perioden regis-



Fly-foto av Lesjaleirene slik de framstod i 1991 etter flomforbygningsarbeidene (1976–1984) og oppdyrking (foto: Per Jordhøy, Biofoto).

trert 20 arter hekkende spurvefugler. Av disse kunne ti klassifiseres som skogarter og fem som heiarter.

Ingen av de vanligste hekkende artene viste preferanse for kultiverte/dyrkede arealer. Interessant var også at le-beltene i liten grad ble benyttet til hekking av spurvefugler. Nedgangen i det totale antallet hekkende spurvefugler har trolig vært liten. Årsaken er at skogområdene hittil er lite endret.

For vadefuglene synes det klart at drenering og oppdyrking av våtmarksområdene har ført til at antall individer har økt, samtidig som artsmangfoldet er redusert. Det er registrert 12 hekkende arter av vadefugler på Lesjaleirene (fig. 42). Til sammen utgjorde disse artene 40–50 % av den totale hekkebestanden i undersøkelsesområdet.

Økningen i landbruksarealet har begunstiget vipa

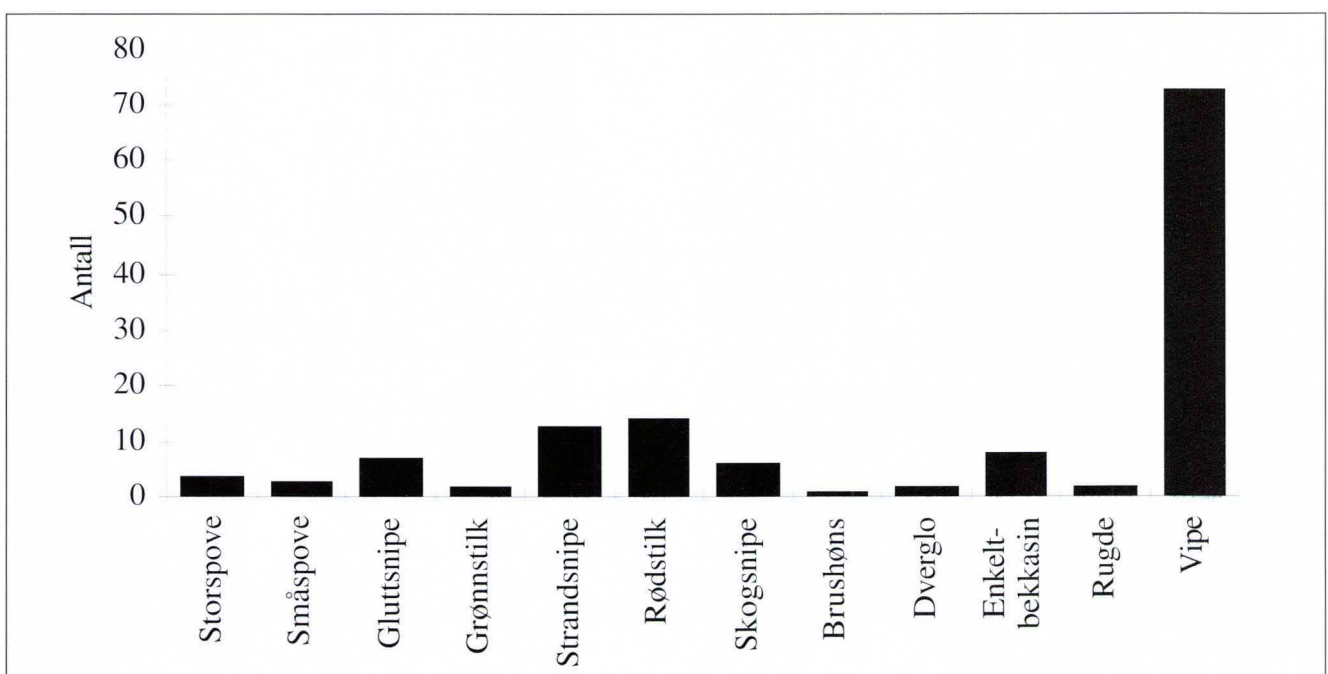


Fig. 42. Antall registrerte territorier av vadefugl innenfor et studieområde på 10 km² i 1990 (etter Jordhøy & Kålås 1992).

og til dels rødstilk og storspove. Disse tre artene har økt i antall, og vipe og rødstilk er de to klart tallrikeste vadefuglartene. For resten av vadefuglartene, som hovedsakelig bruker våtmarkene og heiene, har det derimot trolig vært en nedgang i bestanden. Våtmarksarealene og heiområdene har hatt en tilbakegang som tilsvarer 50 % av deres opprinnelige areal. Enkeltbekkasin er svært vanlig på de gjenværende våtmarksarealene, men forekommer bare unntaksvis innenfor de kultiverte områdene.

For tre vanlige vadefuglarter viste det seg å være klare forskjeller i bruk av forskjellige vannløp (fig. 43). Strandsnipa brukte i mindre grad «overvann» (oversvømte områder) enn vipe og rødstilk. Vadefuglene benyttet hovedløpet noe mer enn enkelte andearter (fig. 44), men også for vadefuglene var det sideløpene (løkene) som ble mest brukt.

En videre oppdyrking vil med stor sannsynlighet redusere artsmangfoldet, siden mange av restbestandene er små. Særlig utsatt er brushøns og grønnstilk, som er knyttet til forsumpet tuemark og gamle, delvis gjengrodde vannløp.

Ender og andre fugler som er nært knyttet til selve vassdraget, utgjør en stor del av det totale antallet hekkende fugler på Lesjaleirene. Hele 42 ulike arter er observert. De vanligste er gråhegre, stokkand, krikkand, toppand, laksand, vipe, rødstilk, gluttsnipa og strandsnipa.

Ulike typer våtmark er gode hekke- og oppvekstområder for ulike arter. Hos endene er det klare forskjeller i preferanse for de forskjellige vannløpene. Gjennom en seksårsperiode kom det klart fram at gressendene foretrekker overvann, mens dykkendene kvinand og toppand benytter løkene og laksanda

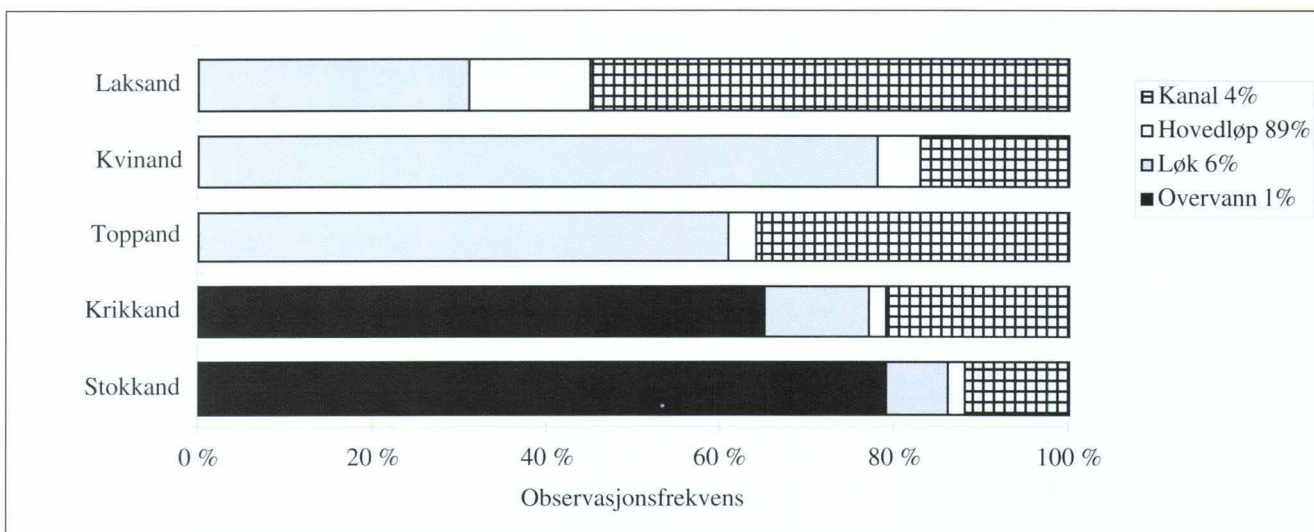


Fig. 43. Beregnet observasjonsfrekvens pr. enhet av strand- og gruntvannsareal for noen andefuglarter i ulike typer vannløp (arealprosent angitt) på Lesjaleirene i perioden april–juni 1986–1988 (etter Jordhøy & Kålås 1992).

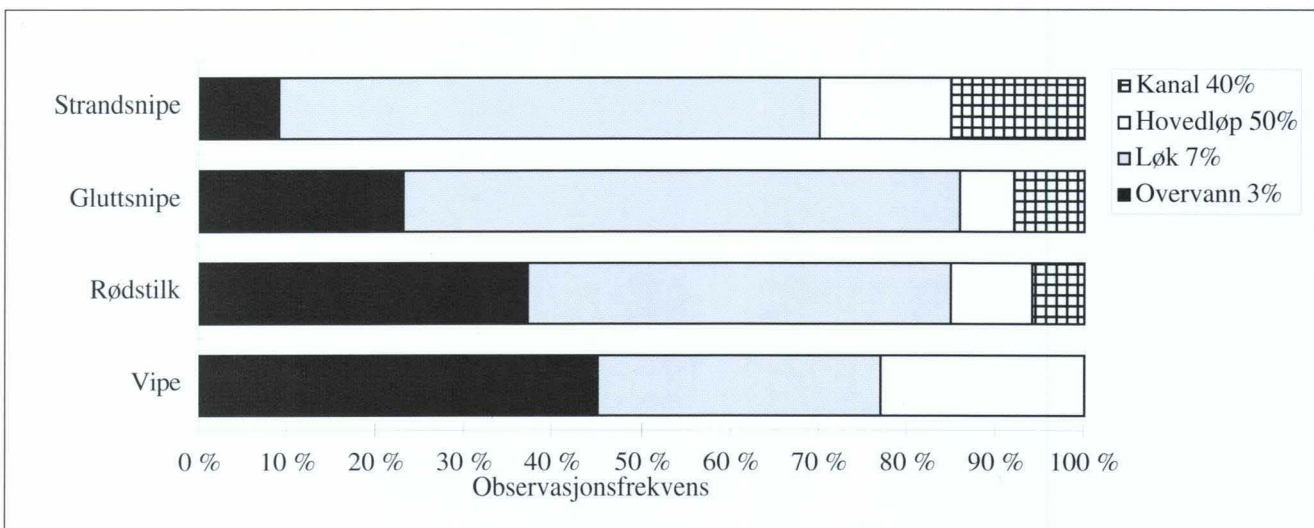
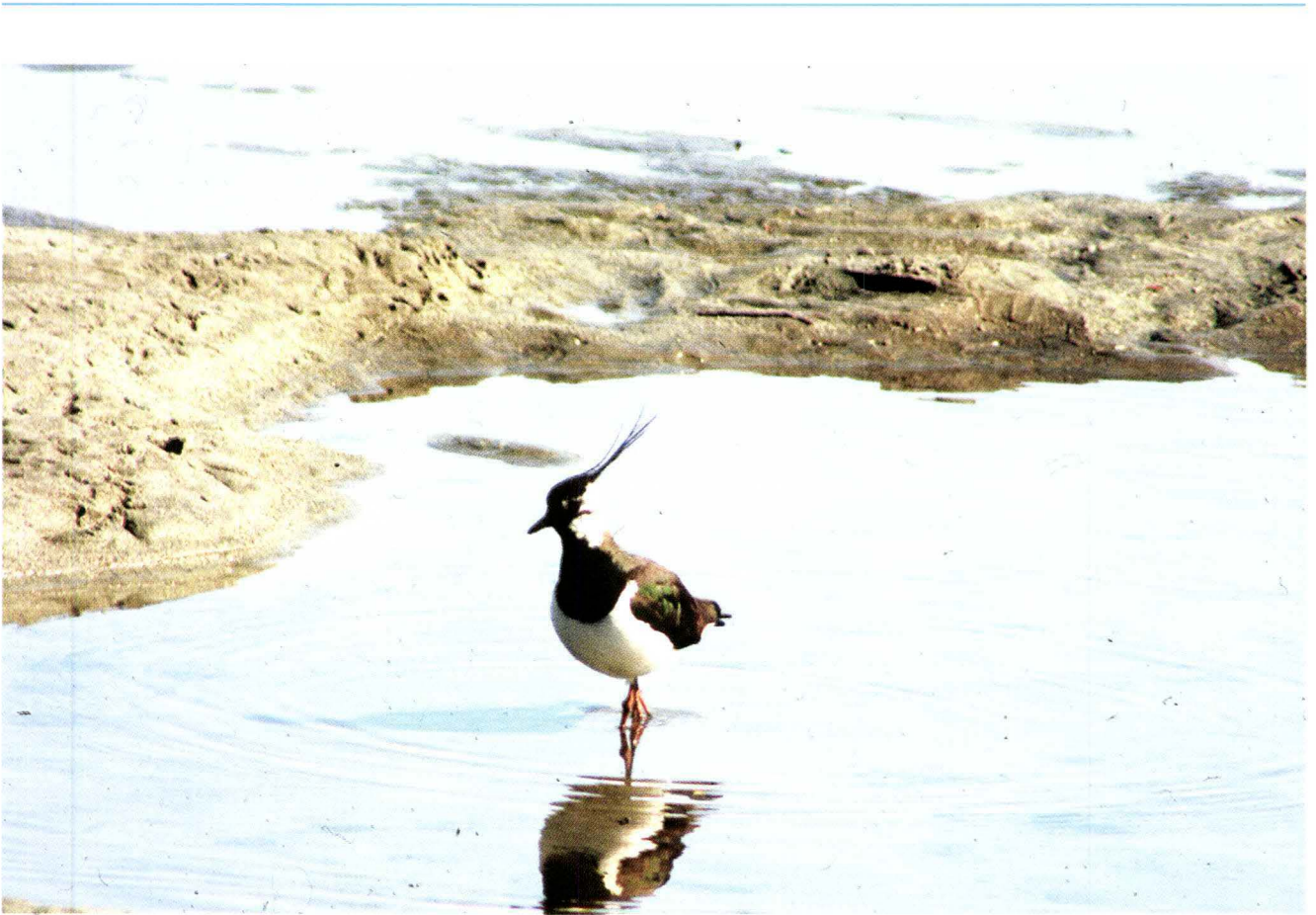
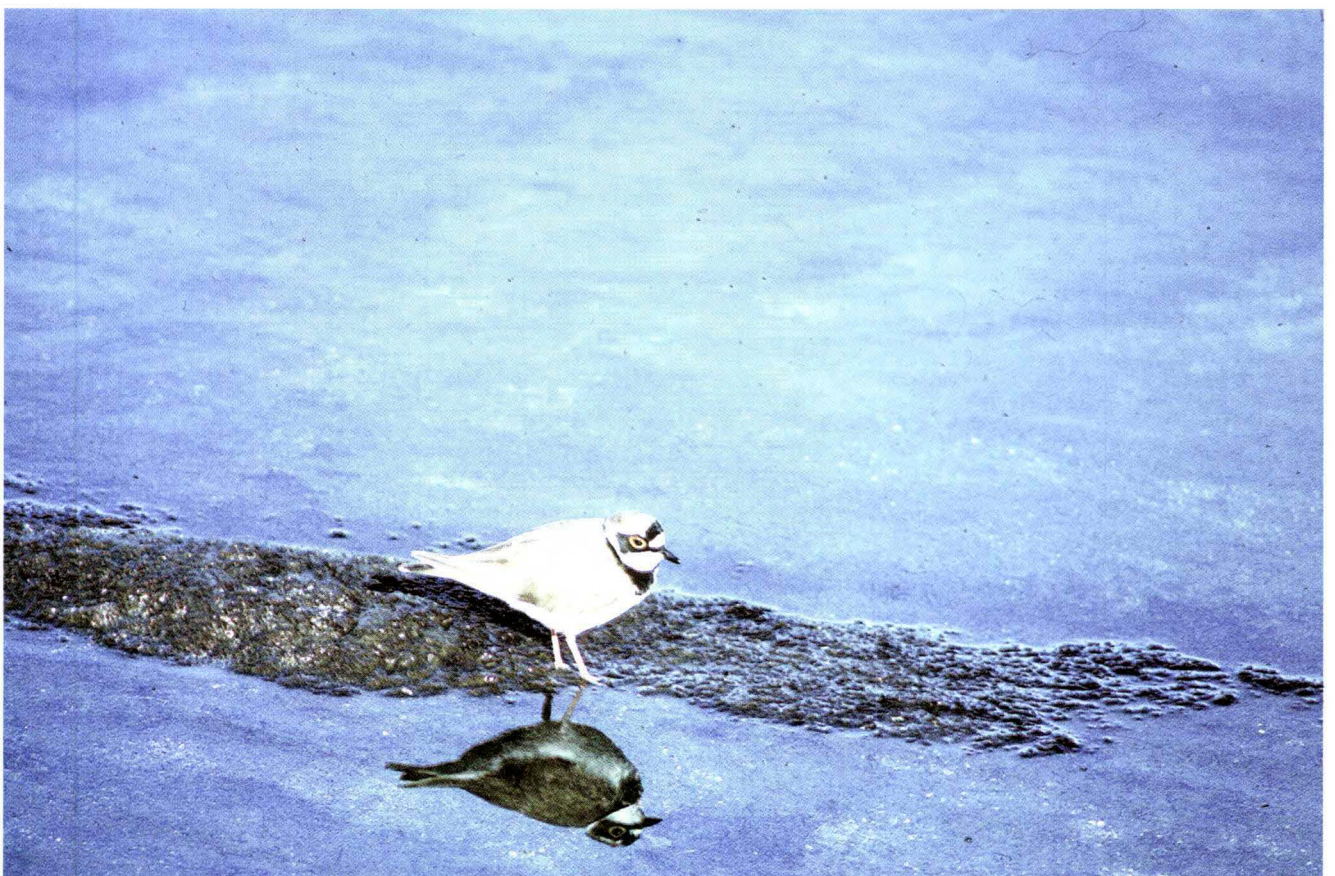


Fig. 44. Beregnet observasjonsfrekvens per vannarealenhet for noen vadefuglarter i fire ulike typer vannløp (arealprosent angitt) på Lesjaleirene i april–juni i årene 1986–1988 (etter Jordhøy & Kålås 1992).



Vipe er en vanlig vadefugl på Lesjaleirene (foto: Per Jordhøy, Biofoto).



Dverglo er en sjelden art på Lesjaleirene (foto: Per Jordhøy, Biofoto).



Terskeldammer i en av kanalene på Lesjaleirene (foto: Per Jordhøy, Biofoto).

kanalene (fig. 44). Vanninnholdet i bakken og strukturen av elveløpene virker derfor inn på forekomsten av ender.

De avsnørte kanalene og løkene er de mest produktive. Skal en kunne sikre leveområder for flest mulig arter av ande- og vadefugler, er de derfor også de mest interessante i biotopjusterende sammenheng.

For å bidra til at Lesjaleirene fortsatt skal være et viktig våtmarksområde, ble det på lokalt initiativ bygd to terskler høsten 1988; én i en kanal og én i et avstengt vannløp. Terskelen i kanalen resulterte i at vannspeilet økte med ca. 100 %. Terskelen i løken har stabilisert vannstanden på et høyere nivå enn tidligere. Resultatet er at de to vannløpene med terskelbygging blir brukt av flere vannfugler under vårtrekket. For hekkende våtmarksfugler er det ventet enda sterkere positiv effekt, da terskelbyggingen gir mer stabil vannstand utover sommeren.

Jordhøy, P. 1990. Biotopforbedrende tiltak på Lesjaleirene – fugleundersøkelsene. I: Brittain, J.E. & Eie, J.A. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1990. NVE-publikasjon nr. 29: 20–23.

Jordhøy, P. 1991. Biotopforbedrende tiltak på Lesjaleirene – fugleundersøkelsene. I: Brittain, J.E. & Eie, J.A. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1991. NVE-publikasjon nr. 12: 16–18.

Jordhøy, P. 1992. Biotopforbedrende tiltak på Lesjaleirene – fugleundersøkelsene. I: Brittain, J.E. & Eie, J.A. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1992. NVE-publikasjon nr. 22: 17–21.

Jordhøy, P. & Kålås, J.A. 1992. Lesjaleirene – effekter av flomsikring, drenering og oppdyrking på fuglefaunaen. NVE, Biotopjusteringsprogrammet – Terskelprosjektet. Informasjon nr. 34.

Jordhøy, P. & Kålås, J.A. 1993. Effekter av flomsikring, drenering og oppdyrking på fuglefaunaen. I: Brittain, J.E. & L'Abée-Lund, J.H. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1992. NVE-publikasjon nr. 15: 24–26.

Reitan, O. & Kålås, J.A. 1993. Restaurering av våtmarker – fugl. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 547–568.

7.3 Anlegg av fuglebiotop i gammel meander

I løpet av de siste årtier har svært mange våtmarker endret karakter. Deltaområder ved fjorder og elveløp er tatt i bruk til industri, elveløpene er blitt kanalisert, og arealene er blitt gode jordbruksområder.



Elvemeander i Søya rett etter oppgraving i mai 1987. Ved å fordype den gamle meanderen og legge massene opp i øyer, ønsket man å forbedre forholdene for både fugler og fisk (foto: Jon Arne Eie).



Elvemeanderen i Søya etter at skogområdet ble hogd og oppdyrket. Området mistet da sin funksjon som fuglelokalitet (foto: Jon Arne Eie).



Forbygningvull i Surna. Til venstre i bildet ses vollen som skal hindre oversvømmelse av dyrket mark. Vollen er trukket tilbake for å kunne beholde kantvegetasjonen. Det er kjørt på jord for å hjelpe på etableringen av ny kantvegetasjon. Intakt kantvegetasjon er viktig for tilførsel av organisk materiale til elva, og dermed for produksjonen av næringsdyr i vassdraget. Oktober 1992 (foto: Jon Arne Eie).

Viktige fuglebiotoper har derved gått tapt, og det har vært nødvendig å verne enkelte nøkkelbiotoper.

Da det vernede Søyavassdraget på Nordmøre ble kanalisert i 1987, ble mange leveområder for fugler ødelagt. Før kanaliseringen ble fuglefaunaen i et 3,1 km² stort areal rundt utløpet av Fossåa i Sjøya kartlagt. Det ble påvist 81 fuglearter. Av disse var 32 sikkert hekkende og 28 sannsynlig hekkende.

De viktigste partiene bestod av lauvskog og et varierende spekter av ulike våtmarkstyper. Fuglesamfunnene i oreskogen hadde spesielt stor tetthet av spurvefugler. Det var også en god andebestand i elva. Nesten 90 % av andeobservasjonene ble gjort ved svinger og bukter i elva. Det ble også registrert flere fuglearter som er sjeldne i regionen: skogsnipe, perleugle, sivsanger, møller og blåstrupe. Av truede arter forekom trane og hvitryggspett mer eller mindre regelmessig.

Ett år etter kanaliseringen og oppdyrkingen av nær-områdene viste nye undersøkelser at seks fuglearter var forsvunnet fra området: kvinand, trane, isfugl, dvergspett, gulerle og møller. Forekomsten av ender

var redusert med 36 %. Stokkand og siland hadde gått mest tilbake, mens krikkand, som utnyttet grøftene, hadde gått fram. Vadefuglbestanden holdt seg godt, trolig fordi grunnvannet i myrene var uendret.

For å prøve å skape nye levesteder for fugler og fisker ble en gammel meander, som var i ferd med å gro igjen, gravd dypere, og Fossåa ble ledet inn i meanderen for å øke vanngjennomstrømmingen. Dette skulle hindre tilgroing. Tiltaket fikk ikke tilsiktet effekt, da det skjedde for mye annet i området, bl.a. kraftig hogst av oreskog og oppdyrking i tilknytning til meanderen. Forsøkene viste tydelig at hvis forholdene endres for sterkt, er det ikke mulig å opprettholde tilfredsstillende leveforhold for mange fuglearter.

Eie, J.A. & Amundsen, B.T. 1988. Biotopjusterende tiltak i Hareidselva og Sjøya. Biotopjusteringsprogrammet – status 1987. NVE-publikasjon nr. 9: 9–11.

Stenberg, I. 1990. Biotopjusterende tiltak i Hareidselva og Sjøya. Fugleundersøkelsene. I: Eie, J.A & Brittain, J.E. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1988. NVE-publikasjon nr. 28: 22–23.

Hvordan sette i gang biotopjusterende tiltak?

8

Ved alle typer tiltak eller inngrep i vassdrag er det viktig at man ikke setter disse i gang på egenhånd uten å ha kontaktet myndighetene. I de fleste vassdrag er det flere brukerinteresser, og selv om hensikten med et tiltak er den aller beste, kan det hende at tiltaket påfører skade eller ulempe for andre; grunneier eller allmennheten.

Nedenfor er en oversikt over hvordan man bør gå fram dersom et tiltak ønskes utført. Da slike tiltak fortsatt er relativt nye, mangler vi fortsatt klare, samordnede retningslinjer.

Biotopjusterende tiltak for fisk utført i form av utlegging av stein, graving av kulper, bygging av terskler o.l. vil kreve faglige vurderinger. Det må bl.a. avklares om det planlagte tiltaket vil være positivt for produksjonen av fisk totalt sett. Tidlig i planleggingen bør en ta kontakt med fylkesmannens miljøvern-avdeling, enten vassdragsforvalter eller fiskeforvalter. De vil kunne gi råd og veiledning om tiltaket bør utføres og i tilfelle hvordan det bør utføres. Mange kommuner har miljøfaglig kompetanse som også kan rådspørres.

Tiltak i vassdrag vil nesten alltid kreve en vassdragsteknisk vurdering, f.eks. om tiltaket har en oppstuvende virkning, spesielt under flom, om det fører til rasfare eller økt erosjon med medfølgende masse-transport og følger for nedenforliggende områder. I mange vassdrag må også isforhold vurderes. NVE har kompetanse i slike spørsmål, enten ved hovedkontoret i Oslo eller ved de fem regionkontorene:

NVE - Region Øst (Hamar) med ansvar for Hedmark, Oppland, Østfold, Akershus og Oslo.

NVE - Region Syd (Tønsberg) med ansvar for Buskerud, Vestfold, Telemark, Aust- og Vest-Agder og Rogaland.

NVE - Region Vest (Førde) med ansvar for Hordaland, Sogn og Fjordane, og Møre og Romsdal til Tingvollfjorden.

NVE - Region Midt-Norge (Trondheim) med ansvar for Møre og Romsdal nord for Tingvollfjorden (inkl. Sunndal kommune), Sør- og Nord-Trøndelag og Nordland til Saltfjellet.

NVE - Region Nord-Norge (Narvik) med ansvar for Nordland nord for Saltfjellet, Troms, Finnmark og Svalbard.

I planfasen er det derfor nødvendig med et samarbeid med NVE, fylkesmannen og kommunen. Det kan høres ut som en stor og komplisert saksgang, men forholdet er at disse instansene vil bidra med positive råd og synspunkter på tiltakene.

Miljøverndepartementet har i medhold av lov om laksefiske og innlandsfiske av 1992 utgitt forskrifter om tekniske fiskekultiveringstiltak og inngrep i vassdrag. Det er innført generelt forbud mot:

- a. Fysiske tiltak som i påviselig grad forringer produksjonsmulighetene for fisk eller andre ferskvannorganismer.
- b. Tiltak i og langs vassdrag, herunder bygging av terskler, graving av fiskehøler og utlegging av større stein som kan øke fangstene av fisk på stedet eller forskyve fangsten av fisk i vassdraget.
- c. Tekniske kultiveringstiltak som har til hensikt å forandre en eller flere arters produksjon, bestandsstørrelse eller utbredelse.

Forbudet etter a og b gjelder uavhengig av hensikten med tiltaket.

I de fleste tilfeller vil det ikke kreves tillatelse etter vassdragslovens bestemmelser for å utføre biotopjusterende tiltak.

Det er fylkesmannen som gir anbefaling om tiltaket krever tillatelse etter vassdragsloven eller ikke. Er tiltaket omfattende, kan det være nødvendig med tillatelse, og det er da NVE som gir den. NVE har utgitt en rettleiding om saksbehandlingen ved mindre inngrep i vassdrag. Ved vurdering av om et inngrep vil kreve tillatelse etter vassdragsloven §§ 104–106, vil NVE først skaffe seg en oversikt over skadelige og positive virkninger. Det er stilt opp åtte punkter for tilfeller hvor det normalt vil være aktuelt med tillatelse etter vassdragsloven.

Det er verdt å merke seg at det vanligvis kreves tillatelse etter vassdragsloven når tiltaket skal utføres i et vassdrag som er vernet mot kraftutbygging.

Litteraturliste

- Arnekleiv, J.V. 1988. Fiskebestand og bunndyr i Nea etter bygging av terskler. NVE, Biotopjusteringsprogrammet – Terskelprosjektet. Informasjon nr. 28.
- Arnekleiv, J.V. 1992. Fiskebestanden i Nedre Nea 1987–90 og vurdering av skadevirkninger av Nedre Nea kraftverk. K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1: 1–39.
- Arnekleiv, J.V. 1993. Fiskebestanden i nye og gamle terskelbasseng i Nea. I: Brittain, J.E & L'Abée-Lund, J.H. (red.). Biotopjusteringsprogrammet - status 1992. NVE-publikasjon nr. 15: 16–19.
- Bogen, J. 1993. Fluviale prosesser. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.) Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 96–124.
- Borgstrøm, R. 1993. Innländsfisk. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 280–310.
- Brandrud, T.E. 1993. Vannvegetasjon. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 177–191.
- Brandrud, T.E., Mjelde, M. & Lindstrøm, E.A. 1992. Tilgroing med vannvegetasjon i terskelbasseng i Eksingedalselva, Hallingdalselva og Skjoma. Omfang, årsaker, og tiltak. NIVA-rapp. 0-90136.
- Bremnes, T. & Saltveit, S.J. 1992. Effekt av mose- og algebegroing på bunndyr og fisk: Et litteraturstudium. Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen. Rapport nr. 1.
- Bremset, G. & Berg, O.K. 1991. Undersøkelse av ungfiskbestander i dypere områder av elv. NVE, Biotopjusteringsprogrammet – Terskelprosjektet. Informasjon nr. 32.
- Brittain, J.E., Saltveit, S.J., Arnekleiv, J.V., Hvidsten, N.A. & Johnsen, B.O. 1993. Steinsetting i vassdrag, virkninger på bunndyr og fisk. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 511–533.
- Bækken, T., Fjellheim, A. & Larsen, R. 1981. Bunndyrproduksjon i Eksingedalselva ved Ekse etter regulering og terskelbygging. NVE, Terskelprosjektet. Informasjon nr. 15.
- Eie, J.A. & Amundsen, B.T. 1988. Biotopjusterende tiltak i Hareidselva og Søya. Biotopjusteringsprogrammet – status 1987. NVE-publikasjon nr. 9: 9–11.
- Eriksen, H. & Hegge, O. 1994. Bedre bruk av fiskeressursene i regulerte vassdrag i Oppland 1989–1993. Fylkesmannen i Oppland, Miljøvern avdelingen. Rapport nr. 12.
- Evensen, T.H. 1981. Ørretvandring i øvre del av Eksingedalselva. NVE, Terskelprosjektet. Informasjon nr. 12.
- Fjellheim, A. 1993. Tersklers virkning på miljøet i regulerte vassdrag. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 484–510.
- Fjellheim, A., Raddum, G.G. & Schnell, Ø.A. 1989. Bunndyrsamfunnets endringer i terskelbassenget på Eske. I: Eie, J.A. & Brittain, J.E. (red.). Eksingedalen, utbygging – forskning – forvaltning. Fortid – nåtid – framtid. Seminar Voss, mai 1989. NVE, Terskelprosjektet. Informasjon nr. 31: 73–84.
- Fjellheim, A., Håvardstun, J., Raddum, G.G. & Schnell, Ø.A. 1992. Bunndyrstudier i Eksingedalselva ved Ekse. Effekter av økt vannføring på bunndyrsamfunnet. NVE, Biotopjusteringsprogrammet – Terskelprosjektet. Informasjon nr. 33.
- Fjellheim, A., Raddum, G.G. & Barlaup, B. 1994. Fiskeribiologiske undersøkelser i Teigdalselva og Bolstadelva. Lab. for ferskv. økol. og innlandsf., Univ. i Bergen. Rapport nr. 80.
- Hagen, H. 1994. Nå snus det på Flisa. Jakt og Fiske nr. 10: 35–36.
- Hansen, L.P. 1987. Viktige fiskearter, laks. I: Borgstrøm, R. & Hansen, L.P. (red.). Fisk i ferskvann. Økologi og ressursforvaltning. Landbruksforlaget, Oslo.
- Heggberget, T.G., Hvidsten, N.A., Jensen, A.J., Johnsen, B.O. & Saksgård, L. 1993. Fisk i lakseførende vassdrag. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 262–279.
- Heggenes, J. 1992. Vinterhabitat-økologi hos ørret i rennende vann. I: Brittain, J.E & Eie, J.A. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1991. NVE-publikasjon nr. 22: 27–28.
- Heggenes, J. 1993. Habitatkrav hos laksefisk. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 462–483.
- Heggenes, J. 1993. Vinterhabitat-økologi hos ørret i rennende vann. I: Brittain, J.E & L'Abée-Lund, J.H. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1992. NVE-publikasjon nr. 15: 32–33.
- Heggenes, J. 1994. Landskapsøkologi i rennende vann: Habitatvalg og aferd hos ørret (*Salmo trutta*) og laks (*S. salar*). I: Erlandsen A.H. Fiskesymposiet 1994: 129–155.

- Hesthagen, T. 1988. Økt naturlig rekruttering av aure til reguleringsmagasin. Vassdragsregulantenenes forening, Fiskesymposiet 1988: 3–18.
- Håland, A. 1990. Effekter av senkningen av vannstand på våtmarksfuglenes forekomst og utnyttelse av Myrkdalsdeltaet, Vossovassdraget. I: Eie, J.A. & Brittain, J.E. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1988. NVE-publikasjon nr. 28: 40–41.
- Håland, A. 1990. Effekten på våtmarksfugl av senkningen av Myrkdalsvatnet, Vossovassdraget. I: Brittain, J.E. & Eie, J.A. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1989. NVE-publikasjon nr. 29: 32–34.
- Håland, A. & Uglevik, M. 1989. Vannfugl i Eksingedalsvassdraget – endringer i hekkepopulasjonene fra 1975 til 1988. I: Eie, J.A. & Brittain, J.E. (red.). Eksingedalen, utbygging – forskning – forvaltning. Fortid – nåtid – framtid. Seminar Voss, mai 1989. NVE, Biotopjusteringsprogrammet. Informasjon nr. 31: 85–88.
- Håland, A. & Odland, A. 1991. Biotopjusterende tiltak etter senkning av Myrkdalsvatnet, Vossovassdraget. I: Brittain, J.E. Eie, J.A. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1990. NVE-publikasjon nr. 12: 30–33.
- Håland, A. 1993. Fugl. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 311–349.
- Jordhøy, P. 1990. Biotopforbedrende tiltak på Lesjaleirene – fugleundersøkelsene. I: Brittain, J.E. & Eie, J.A. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1990. NVE-publikasjon nr. 29: 20–23.
- Jordhøy, P. 1991. Biotopforbedrende tiltak på Lesjaleirene – fugleundersøkelsene. I: Brittain, J.E. & Eie, J.A. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1991. NVE-publikasjon nr. 12: 16–18.
- Jordhøy, P. 1992. Biotopforbedrende tiltak på Lesjaleirene – fugleundersøkelsene. I: Brittain, J.E. & Eie, J.A. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1992. NVE-publikasjon nr. 22: 17–21.
- Jordhøy, P. & Kålås, J.A. 1992. Lesjaleirene – effekter av flomsikring, drenering og oppdyrking på fuglefaunaen. NVE, Biotopjusteringsprogrammet – Terskelprosjektet. Informasjon nr. 34.
- Jordhøy, P. & Kålås, J.A. 1993. Effekter av flomsikring, drenering og oppdyrking på fuglefaunaen. I: Brittain, J.E. & L'Abée-Lund, J.H. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1992. NVE-publikasjon nr. 15: 24–26.
- 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 nr. 2: 157–175.
- Koksvik, J.I. 1993. Biotopjusteringstiltak i Innerdalsmagasinet. Utvikling i ørretpopulasjonen i magasinet og et tilknyttet terskelbasseng. I: Brittain, J.E. & L'Abée-Lund, J.H. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1992. NVE-publikasjon nr. 15: 38–43.
- Kaasa, H. 1993. Effekter av fiskeforsterkningstiltak – lakseførende elver. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 591–606.
- Lid, G. & Schandy, T. 1984. Lakseandas forekomst og næringsvalg i Hallingdalselva ved Gol. NVE, Terskelprosjektet. Informasjon nr. 25.
- Linløkken, A. 1988. Utbytte og kostnader ved biotopforbedringer i rennende vann. Vassdragsregulantenenes forening, Fiskesymposiet 1988: 45–61.
- Linløkken, A. & Solvang, H. 1994. Effekt av biotopforbedringstiltak i Letjenna, Elverum. Glommaprosjekt nr. 13.
- Mellquist, P. 1985. Liv i regulerte elver. NVE, Kraft og miljø nr. 10.
- NOU 1991: 12A. Verneplan for vassdrag IV. Utr. 4 Fra kontaktutvalget Kraftutbygging – naturvern. Olje- og energidep.
- Odland, A. 1992. Endringer i flora og vegetasjon på Bygddeltaet etter senkning av Myrkdalsvatnet i Vossovassdraget – fra 1987 til 1991. NINA Oppdragsmelding 113: 1–36.
- Odland, A. 1993. Restaurering av våtmarker – vegetasjon. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 534–546.
- Odland, A. 1993. Flora og vegetasjon. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 153–176.
- Qvenild, T. & Linløkken, A. 1989. Glomma – fisk og reguleringer. Sluttrapport fra Glommaprosjektet.
- Raddum, G. 1990. Beiteeffekt av aure på bunndyrs sammensetningen og biomasse i et terskelbasseng i Eksingedalen. I: Eie, J.A. & Brittain, J.E. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1988. NVE-publikasjon nr. 28: 10–11.
- Raddum, G. 1990. Utfisking og utsetting av villfisk i Eksingedalen. I: Eie, J.A. & Brittain, J.E. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1988. NVE-publikasjon nr. 28: 11–13.
- Raddum, G.G. 1991. Terskelundersøkelsene i Eksingedalen. Produksjon av laksesmolt i sterkt regulerte elvestrekninger med terskeldam. I: Brittain, J.E. & Eie, J.A. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1990. NVE-publikasjon nr. 12: 10–11.
- Raddum, G.G. 1992. Terskelundersøkelsene i Eksingedalen. Produksjon av laksesmolt i sterkt regulerte elvestrekninger med terskeldam. I: Brittain, J.E. & Eie, J.A. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1991. NVE-publikasjon nr. 22: 9–13.
- Raddum, G.G. 1993. Terskelundersøkelsene i Eksingedalen. Produksjon av laksesmolt i sterkt regulerte elvestrekninger med terskeldam. I: Brittain, J.E. & L'Abée-Lund, J.H. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1992. NVE-publikasjon nr. 15: 9–13.
- Raddum, G. 1993. Bunndyrsundersøkelser i Myrkdalsdeltaet etter senkning av Myrkdalsvatnet. Biotopjusteringsprogrammet – Terskelprosjektet. Informasjon nr. 35.
- Raddum, G.G. 1993. Bunndyrsamfunn i rennende vann. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 222–242.

- Raddum, G.G. 1993. Biotopjusterende tiltak for å øke produksjonen av sjøaure og laks i Teigdalselva. I: Brittain, J.E. & L'Abée-Lund, J.H. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1992. NVE-publikasjon nr. 15: 20–21.
- Raddum, G., Fjellheim, A. & Sægvog, H. 1989. Fiskeundersøkelsene i Eksingedalen. I: Eie, J.A. & Brittain, J.E. (red.). Eksingedalen, utbygging – forskning – forvaltning. Fortid – nåtid – framtid. Seminar på Voss. NVE, Biotopjusteringsprogrammet – Terskelprosjektet. Informasjon nr. 31.
- Raddum, G., Odland, A. & Håland, A. 1992. Biotopjusterende tiltak etter senkning av Myrkdalsvatnet. I: Brittain, J.E. & Eie, J.A. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1991. NVE-publikasjon nr. 22: 29–32.
- Reitan, O. 1992. Biotopskjøtsel og konsekvenser for fugl ved Innerdalsmagasinet. I: Brittain, J.E. & Eie, J.A. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1991. NVE-publikasjon nr. 22: 33–36.
- Reitan, O. 1992. Fugl ved Innerdalsmagasinet med særlig vekt på effekter av terskeldammen. I: Berg, G. og Faugli, P.E. (red.). FOU-prosjekt i Orkla. Oppsummerende prosjektmøte, NVE-publikasjon nr. 2: 213–227.
- Reitan, O. 1993. Biotopjusterende tiltak i Innerdalsmagasinet. Fugleundersøkelsene. I: Brittain, J.E. & L'Abée-Lund, J.H. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1992. NVE-publikasjon nr. 15: 34–38.
- Reitan, O. & Kålås, J.A. 1993. Restaurering av våtmarker – fugl. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 547–568.
- Rye, N. 1993. Geofag. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 125–142.
- Rørslett, B., Brandrud, T.E. & Johansen, S.W. 1990. Tilgroing i terskelbasseng i Otra ved Valle. Problemanalyse og forslag til tiltak. NIVA-rapport O-88033.
- Rørslett, B., Johansen, S.W. & Singaas S. 1993. Vegetasjonsetablering i reguleringssoner. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 569–590.
- Rørsett, B., Singaas, S. & Johansen, S.W. 1994. Vegetasjonsetablering i Meltingen, en regulert innsjø i Nord-Trøndelag: erfaringer fra forsøk i 1989–1992. NIVA-rapport O-89104.
- Raastad, J.E. 1979. Bunndyrundersøkelser i regulerte elver – med hovedvekt på insektgruppen knott (Diptera, Simuliidae). NVE, Terskelprosjektet. Informasjon nr. 8.
- Saltveit, S.J. 1993. Overvåkning av ungfiskbestanden i Suldalslågen. Tetthetsutvikling og vekst hos laks- og ørretunger i perioden 1977 til 1992. Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen. Rapport nr. 2.
- Stenberg, I. 1990. Biotopjusterende tiltak i Hareidselva og Søya. Fugleundersøkelsene. I: Eie, J.A. & Brittain, J.E. (red.). Biotopjusteringsprogrammet – status 1988. NVE-publikasjon nr. 28: 22–23.
- Taugbøl, T. 1994. Habitatforbedringer – muligheter og begrensninger. Sportsfiske og fiskeressursforvaltning, Norges Jeger og Fiskerforbund, rapport nr. 4: 74–82.
- Tvede, A.M. 1993. Hydrologi. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak – en kunnskapsoppsummering. NVE-publikasjon nr. 13: 66–95.

Omtalte arter

Alger og moser

beitetormose	<i>Sphagnum teres</i>
bjørnemose	<i>Polytrichum</i> spp.
duskelvemose	<i>Fontinalis dalecarlica</i>
elvmoser	<i>Fontinalis</i> spp.
flekkmose	<i>Blasia pusilla</i>
hornormose	<i>Sphagnum auriculatum</i>
kransalger	<i>Chara</i> spp.
nikkemose	<i>Pholia</i> spp.
tvaremose	<i>Marchantia polymorpha</i>
vrangklomose	<i>Drepanocladus exannulatus</i>

Høyere planter

bjørk	<i>Betula pubescens</i>
bringebær	<i>Rubus idaeus</i>
elvebunke	<i>Deschampsia cespitosa</i> ssp. <i>glauca</i>
elvesnelle	<i>Equisetum fluviatile</i>
engsyre	<i>Rumex acetosa</i>
evjesoleie	<i>Ranunculus reptans</i>
flaskestarr	<i>Carex rostrata</i>
flotgras	<i>Sparganium angustifolium</i>
gråor	<i>Alnus incana</i>
gråstarr	<i>Carex canescens</i>
hegg	<i>Prunus padus</i>
hundekvein	<i>Agrostis canina</i>
høymol	<i>Rumex</i> spp.
klovasshår	<i>Callitriche hamulata</i>
knereverumpe	<i>Alopecurus geniculatus</i>
krypkvein	<i>Agostis stolonifera</i>
krypsiv	<i>Juncus supinus</i>
krypsoleie	<i>Ranunculus repens</i>
linbendel	<i>Spergula arvensis</i>
mannasøtgras	<i>Glyceria fluitans</i>
meldestokk	<i>Chenopodium album</i>
mjødurt	<i>Filipendula ulmaria</i>
myrtistel	<i>Cirsium palustre</i>

nålsivaks	<i>Eleocharis acicularis</i>
paddesiv	<i>Juncus bufonius</i>
ryllsiv	<i>Juncus articulatus</i>
selje	<i>Salix caprea</i>
sennegras	<i>Carex vesicaria</i>
sivarter	<i>Juncus</i> spp.
skogrørkvein	<i>Calamagrostis purpurea</i>
skogstorkenebb	<i>Geranium sylvaticum</i>
sløke	<i>Angelica sylvestris</i>
småvasshår	<i>Callitriche palustris</i>
sneller	<i>Equisetum</i> spp.
starrarter	<i>Carex</i> spp.
stor vassoleie	<i>Ranunculus peltatus</i>
strandør	<i>Phalaris arundinacea</i>
strutseving	<i>Matteuccia struthiopteris</i>
svartvier	<i>Salix myrsinifolia</i>
sylblad	<i>Subularia aquatica</i>
sølvbunke	<i>Deschampsia cespitosa</i> ssp. <i>cespitosa</i>
tjønnaks	<i>Potamogeton</i> spp.
trådsiv	<i>Juncus filiformes</i>
tusenblad	<i>Myriophyllum alternifolium</i>
vassreverumpe	<i>Alpecurus aequalis</i>
vendelrot	<i>Valeriana sambucifolia</i>
vier	<i>Salix</i> spp.
åkergråurt	<i>Filaginella uliginosa</i>

Virvelløse dyr

døgnfluer	(<i>Ephemeroptera</i>)
fjærmygg	(<i>Chironomidae</i>)
fåbørstemark	(<i>Oligochaeta</i>)
knott	(<i>Simuliidae</i>)
midd	(<i>Hydroacaridae</i>)
stankelbein	(<i>Tipulidae</i>)
steinfluer	(<i>Plecoptera</i>)
sviknott	(<i>Ceratopogonidae</i>)
vårfluer	(<i>Trichoptera</i>)

Fisker

abbor	<i>Perca fluviatilis</i>
gjedde	<i>Esox lucius</i>
harr	<i>Thymallus thymallus</i>
lake	<i>Lota lota</i>
laks	<i>Salmo salar</i>
røye	<i>Salvelinus alpinus</i>
sik	<i>Coregonus lavaretus</i>
ørekyt	<i>Phoxinus phoxinus</i>
ørret	<i>Salmo trutta</i>

Fugler

blåstrupe	<i>Luscinia svecica</i>
brunnakke	<i>Anas penelope</i>
brushøns	<i>Philomachus pugnax</i>
buskskvett	<i>Saxicola rubetra</i>
dvergfalk	<i>Falco columbarius</i>
dvergspett	<i>Dendrocopos minor</i>
enkeltbekkasin	<i>Gallinago gallinago</i>
fiskemåke	<i>Larus canus</i>
fossekall	<i>Cinclus cinclus</i>
gluttsnipe	<i>Tringa nebularia</i>
grønnsisik	<i>Carduelis spinus</i>
grågås	<i>Anser anser</i>
gråhegre	<i>Ardea cinerea</i>
gulerle	<i>Motacilla flava</i>
havelle	<i>Clangula hyemalis</i>
hvitryggspett	<i>Dendrocopos leucotos</i>
isfugl	<i>Alcedo atthis</i>
krikkand	<i>Anas crecca</i>
kvinand	<i>Bucephala clangula</i>

laksand	<i>Mergus merganser</i>
linerle	<i>Motacilla alba</i>
låvesvale	<i>Hirundo rustica</i>
munk	<i>Sylvia atricapilla</i>
møller	<i>Sylvia curruca</i>
nøtteskrike	<i>Garrulus glandarius</i>
perleugle	<i>Aegolius funereus</i>
rødnebbterne	<i>Sterna paradisaea</i>
rødstilk	<i>Tringa totanus</i>
sandsvale	<i>Riparia riparia</i>
siland	<i>Mergus serrator</i>
sivsanger	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>
sivspurv	<i>Emberiza schoeniclus</i>
sjøorre	<i>Melanitta fusca</i>
skogsnipe	<i>Tringa ochropus</i>
sotsnipe	<i>Tringa erythropus</i>
stokkand	<i>Anas platyrhynchos</i>
storlom	<i>Gavia arctica</i>
storspove	<i>Numenius arquata</i>
strandsnipe	<i>Actitis hypoleucos</i>
svømmesnipe	<i>Phalaropus lobatus</i>
taksvale	<i>Delichon urbica</i>
temmincksnipe	<i>Calidris temminckii</i>
terner	<i>Sterna spp.</i>
tjeld	<i>Haematopus ostralegus</i>
toppand	<i>Aythya fuligula</i>
tornsanger	<i>Sylvia communis</i>
trane	<i>Grus grus</i>
vipe	<i>Vanellus vanellus</i>

Pattedyr

mink	<i>Mustela vison</i>
------	----------------------

Tidligere utgitt i samme serie

Previous publications in the same series

- | | | | |
|---------------|---|---------------|---|
| Nr. 1 | Liv i regulerte vassdrag
<i>Life in Regulated Watercourses</i>
Kåre Elgmork | Nr. 12 | Rein og menneskelig aktivitet
<i>Reindeer and Human Activities</i>
Eigil Reimers |
| Nr. 2 | Sprengstein, tipp og landskap
<i>Excavated Rock, Tips and the Landscape</i>
Knut Ove Hillestad | Nr. 13 | Landbruk og vassdragsregulering
<i>Farming, Forestry and Watercourse Regulation</i>
Finn Reisegg |
| Nr. 3 | Sysendammen og landskapet
<i>Sysen Dam and the Landscape</i>
Knut Ove Hillestad | Nr. 14 | Skjoma – et eleveløp under forandring
<i>The Skjoma – a Watercourse in Transition</i>
Per E. Faugli |
| Nr. 4 | Terskler, vassdrag og landskap
<i>Weirs, Watercourses and the Landscape</i>
Knut Ove Hillestad | Nr. 15 | Sysendammen og landskapet -88
<i>Sysen Dam and the Landscape -88</i>
Knut Ove Hillestad |
| Nr. 5 | Morenetaket i Umskar
<i>The Moraine Quarry at Umskar</i>
Knut Ove Hillestad | Nr. 16 | Lesjaleirene gjennom 130 år
<i>Lesjaleirene over a Period of 130 Years</i>
Per Jordhøy |
| Nr. 6 | Vilt og kraftutbygging
<i>Wildlife and Power Development</i>
Odd Kjos-Hanssen | Nr. 17 | Landskapsforming
<i>Landscape Formation</i>
Knut Ove Hillestad |
| Nr. 7 | Fisk og vassdragsreguleringer
<i>Fish and Watercourse Regulation</i>
Tor B. Gunnerød | Nr. 18 | Landskap i utvikling
<i>Our Developing Landscape</i>
Knut Ove Hillestad |
| Nr. 8 | Kraft, ledning og landskap
<i>Power, Lines and the Landscape</i>
Knut Ove Hillestad | Nr. 19 | Vannkraft og landskap
<i>Waterpower and Landscape</i>
Knut Ove Hillestad |
| Nr. 9 | Åna-Sira gjennom 100 år
<i>Åna-Sira through One Hundred Years</i>
Knut Ove Hillestad | Nr. 20 | Alta kraftverk i landskapet
<i>The Alta Power Plant and the Landscape</i>
Knut Ove Hillestad |
| Nr. 10 | Liv i regulerte elver
<i>Life in Regulated Streams</i>
Pål Mellquist | | |
| Nr. 11 | Fugl og fisk i Stormyrbassenget
<i>Birds and Fish in the Stormyr Basin</i>
Per Straumfors og Odd A. Gulseth | | |

Rapporten gir en sammenstilling av resultatene fra de mange forsøkene med forskjellige tiltak som har vært gjennomført i NVEs Biotopjusteringsprogram. Biotopjusteringer er målrettede tiltak som tar sikte på å utvikle eller påskynde etableringen av ønskede biotoper (levesteder), først og fremst etter ulike former for inngrep. Man har prøvd å finne fram til praktiske tiltak som er mest mulig vedlikeholdsfrie, og som – ikke minst – fremmer naturlige prosesser.

Prosjektene har vært gjennomført av forskere ved universitetene i Oslo, Bergen og Trondheim, Norges Landbrukshøgskole, Norsk institutt for naturforskning og Norsk institutt for vannforskning.



NVE
NORGES VASSDRAGS-
OG ENERGIVERK
