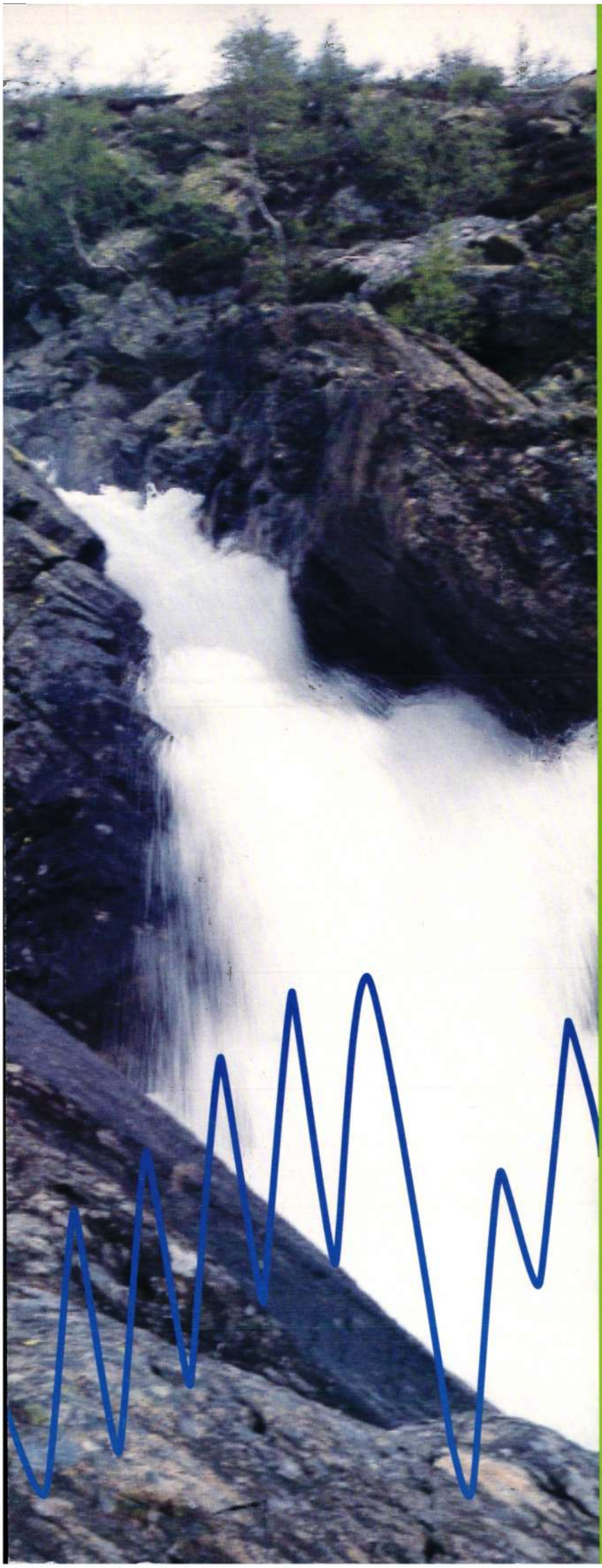


Rapport nr. 5

Effektregulering – virkninger på laksefisk og bunndyr i elv, og bruk av vassdragssimulatorens habitatmodell

Effekt-regulering – Miljø-virkninger og konflikt-reduserende tiltak

Effektregulering – Miljøvirkninger og konfliktreduserende tiltak

FoU-prosjektet Effektregulering – miljøvirkninger og konfliktreduserende tiltak er et prosjekt under Norges Forskningsråds Effekt-program. Prosjektet startet i 1996 og planlegges sluttført i år 2000.

Økt kraftutveksling med utlandet aktualiserer økte effektinstallasjoner og endret kjørestrategi i eksisterende og i nye kraftverk. Prosjektet fokuserer på miljøvirkninger av økt døgnregulering som synes å bli den mest aktuelle formen for effektregulering i Norge.
Særtrekk ved effektregulering er raskere endringer i de fysiske forholdene i vassdraget enn de vi er vant med ved dagens kraftverksdrift. Slike endringer vil påvirke vassdragsmiljøet på en ny måte og vil i mange tilfeller kreve nye tillatelser fra myndighetene.
Vi har så langt lite systematisert kunnskap om miljøvirkninger knyttet til døgnregulering og annen effektregulering av kraftverk.

Hovedmålsettingene for prosjektet er derfor å:

- oppgradere kunnskapen om miljøvirkninger av effektregulering
- utvikle avbøtende tiltak som kan redusere eller eliminere negative virkninger

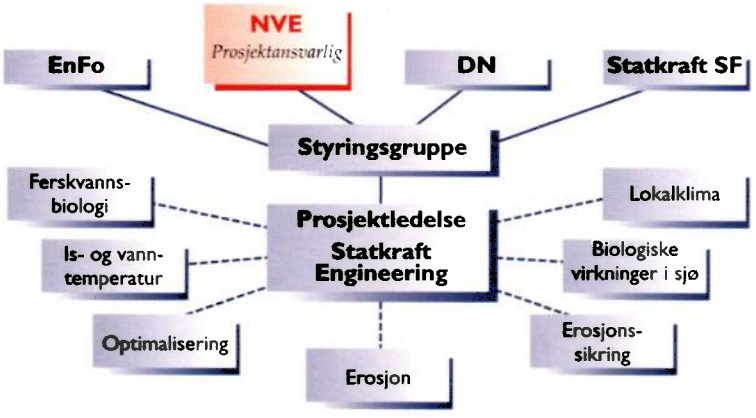
Gjennom økte kunnskaper vil utbyggere og forvaltning få et bedre grunnlag for å vurdere miljøkonsekvenser ved effektregulering og for å vurdere effektiviteten av avbøtende tiltak.

Prosjektet vurderer miljøvirkninger av effektregulering i innlandsvassdrag med vekt på virkninger i små og mellomstore innsjøer/magasin. Som eksempelvassdrag er valgt deler av Tokke-reguleringen. To delprosjekter tar i tillegg for seg mulige virkninger av økt effektregulering på biologiske forhold i fjorder.

Norges vassdrags- og energiverk (NVE) er prosjektansvarlig. Det er i tillegg etablert en styringsgruppe for prosjektet som består av representanter for Direktoratet for naturforvaltning (DN), Energiforsyningens fellesorganisasjon (EnFO), Statkraft SF og NVE. Daglig prosjektledelse utføres av Statkraft Engineering as.

Prosjektet er inndelt i seks delprosjekter knyttet til innlandsvassdrag og to delprosjekter knyttet til fjord. Delprosjektene knyttet til innlandsvassdrag dekker fagområdene: is- og vanntemperatur, erosjon, erosjonssikring, lokalklima, biologi og optimalisering med hensyn på teknikk, miljø og økonomi. Fjordprosjektene omfatter problemstillinger knyttet til effektregulering og virkning på fisk og algevekst.

Utførende institusjoner er: Universitetet i Bergen, Det norske meteorologiske institutt, Norsk institutt for vannforskning (NIVA), NVE, Statkraft Engineering og Universitetet i Oslo.



Ytterligere informasjon om prosjektet og publikasjoner i serien Rapport fra Effektregulering – Miljøvirkninger og konfliktreduserende tiltak får du ved å kontakte:

Prosjektleder Elise Førde
Statkraft Engineering as
Postboks 191
1322 HØVIK

Tlf: 67 57 70 10
Fax: 67 57 70 11

 Forsidefoto: Vegard Pettersen

EFFEKTREGULERING – MILJØVIRKNINGER OG KONFLIKTREDUSERENDE TILTAK

Delprosjekt 1.6 Biologi

TITTEL: Effektregulering- Virkninger på laksefisk og bunndyr i elv, og bruk av vassdragsimulatorens Habitatmodell.	**RAPPORT NR. 5**
DELPROSJEKTANSVARLIG: Leif Lillehammer	**INSTITUSJON:** Statkraft Engineering as
FORFATTERE: Eilif Brodtkorb & Leif Lillehammer	**INSTITUSJON:** Statkraft Engineering as

SAMMENDRAG: Rapporten gir en kort oversikt over biologiske konsekvenser av effektkjøring i elv og beskriver en generell metode som kan gi grunnlag for en grov forhåndsvurdering av effektene ved slik regulering. Bruk av vassdragssimulatorens Habitatmodell i en slik sammenheng er vurdert.

ABSTRACT: This report gives a brief summary of the biological consequences of hydropower peaking for river ecosystems and describes a general method for interpreting such effects. Use of Habitat model in the River Modelling System is described.

EMNEORD: Effektregulering, elv, konsekvenser for fisk og bunndyr, vassdragssimulatorens Habitatmodell

Høvik, februar 1998

Elise Førde
Elise Førde
Prosjektleder

ISBN 82-91904-04-09
ISSN 0809-5825

INNHOLD

1. INNLEDNING 3

2. KONSEKVENSER AV EFFEKTKJØRING PÅ BUNNDYR OG FISK I ELV 3

3. GENERELL METODE 5

3.1 Vassdragets morfologi *5*

3.1.1 Endringer i fiskens habitatforhold 5

3.1.2 Stranding av fisk 14

3.2 Vannføringsregime *15*

3.3 Vassdragets vannkvalitet og temperatur *15*

3.4 Faunasammensetningen *15*

4. KONKLUSJON 15

5. LITTERATUR 16

1. Innledning

Som følge av økt kraftutveksling med varmekraftsystemer i Europa, er det antatt at det i fremtiden vil bli behov for mer effekt fra det norske vannkraftsystemet. Effektreguleringer, som kan være en aktuell måte å dekke dette behovet på, innebærer at man kjører kraftverkene slik at kraft blir generert i perioder hvor behovet i markedet er stort. Mest mulig av vannet kjøres ut på størst mulig vannføring. Dette medfører ofte betydelige vannføringsvariasjoner over korte tidsrom på strekningen nedstrøms kraftverket.

Pr. idag har vi i Norge lite kunnskap om miljøvirkninger og potensielle brukerkonflikter som følge av effektreguleringer. Det ble derfor startet et FoU-program, "Effekt", hvor ulike sider ved effektkjøring ønskes belyst. Under dette effektprogrammet ble det blant annet startet et FoU prosjekt med tittel " Effektregulering – miljøvirkninger og konfliktreduserende tiltak" med følgende målsetting:

1. Oppgradere kunnskapen om miljøvirkninger av effektregulering og å utvikle planløsninger og tiltak som kan redusere negative miljøvirkninger.

2. Skaffe utbygger og forvaltning et grunnlag for å vurdere miljøkonsekvensene ved effektregulering og et grunnlag for å vurdere effektene av tiltak.

Prosjektet tar utgangspunkt i Tokke/Vinjevassdraget som eksempelvassdrag. Tokkereguleringene er omfattende, og antatt egnet til å belyse problemstillinger knyttet til effektreguleringer og virkninger i vann og vassdrag. Prosjektet skulle i utgangspunktet vurdere konsekvensene av effektkjøring i både vann og vassdrag, men har hovedsakelig konsentrert seg om virkninger i mindre innsjøer og fjorder, da et annet forskningsprosjekt under Effektprogrammet konsentrerer seg om virkninger av effektkjøring i elv.

Noe arbeid omkring virkningene av effektkjøring på elvøkosystem ble imidlertid utført før prioriteringene i vårt prosjekt ble endret. Sentralt i dette arbeidet var ønsket fra prosjektets styringsgruppe og fagutvalg om å vurdere nytten av å bruke vassdragssimulatoren i effektreguleringssammenheng. Denne rapporten gir en kort oppsummering av de viktigste virkningene av effektkjøring på bunndyr og fisk i elv basert på tilgjengelig litteratur om emnet. Videre er det skissert en generell metode som kan brukes til å gi en grov forhåndsvurdering av konsekvensene av effektkjøring på et elveøkosystem uten en alt for stor feltinnsats. Rapporten gir en vurdering av Habitatmodellen i vassdragssimulatoren som et verktøy i denne sammenheng.

2. Konsekvenser av effektkjøring på bunndyr og fisk i elv

Det meste av litteraturen som foreligger om effektkjøring og virkninger på økosystem stammer fra undersøkelser i USA. Det er vist at raske vannføringsendringer påvirker elveøkosystemer på flere måter, og påvirkningene er stort sett negative (Cushman 1985). Endringer i vannføring gir endringer i andre hydrauliske variabler som hastighet, dyp, bredde og vanndekket areal, og dette påvirker livsvilkårene til en rekke organismer i økosystemet som f.eks. bunndyr og fisk.

Bunndyr som utsettes for hurtige vannføringsendringer, både økninger og reduksjoner, viser økt tendens til drift (f.eks. MacPhee & Brusveen 1976, Armitage 1977). Mange bunndyr er sensitive for reduksjoner i vannføring, og responderer ved å forlate substratet og drive medstrøms. Raske skift fra lav til høy vannhastighet kan føre til at bunndyr rives løs fra bunnsubstratet og fraktes medstrøms (Briggs 1950, Mundie & Mounce 1976). Med en gang bunndyrene er i drift er de mye mer utsatt for predasjon. Kombinert med økt utvasking av organisk materiale fra elven, mulig økt erosjon av elvebredd med påfølgende sedimentasjon i bunnsubstratet, og endret temperaturregime kan dette påvirke livssyklus, produksjon og biodiversitet i bunndyrsamfunnet. I flere effektregulerte elver i Østerrike ble bunndyrsamfunnet redusert med mellom 40 og 95 % avhengig av avstand fra kraftverksutløpet. De største reduksjonene ble observert nærmest utløpet. I en av disse elvene gikk artsantallet ned med 46 % (Moog 1993). I River North Tyne favoriserte store vannstandsfluktuasjoner predator-vårfluen *Rhyacophila dorsalis* på bekostning av en nettspinnende art (*Hydropsyche pellucidula*). Nær utløp av dammen ble artdiversiteten drastisk redusert og bestod av 99% *R. dorsalis* larver.

Det er imidlertid ikke alle bunndyr som blir negativt påvirket av fluktuerende vannføringer. Undersøkelser har vist at fluktuerende vannføring har ført til økt biomasse av "tolerante" bunndyr som for eksempel fjærmygg (*Chironomidae*) (Williams & Winget 1979). Disse er imidlertid små og mindre viktige som næringsdyr for fisk enn større døgn-,vår- og steinfluelarver som ofte blir negativt påvirket.

Fisk i elv kan også bli påvirket av effektkjøring. Raske vannføringsendringer vil kunne påvirke fiskens tilgjengelige habitat. Eksperimentelle studier av McPhee & Brusveen (1976) viste at både raske økninger og senkninger i vannføringer førte til at fisk ble fordrevet fra testområdene. Effekten var større om natten enn om dagen. Reduksjoner i bæreevnen til et gitt område skyldes tap av skjulmuligheter, mat og tilgjengelig habitat. Raske vannføringsendringer kan også føre til økt drift av nyklekket yngel (McPhee & Brusveen 1976), medføre stranding av fisk (Hunter 1992), påvirke vandrings- og gyteforholdene (Hamilton & Buell 1976) og tørrlegge rogn (f.eks. Stober et al. 1982). Moog (1993) fant at laksefiskpopulasjoner i elv med hyppige vannstandsfluktuasjoner ble redusert med mellom 40% og 85% sammenliknet med uberørte områder. Reduksjonene var størst nærmest utløp av kraftstasjon hvor vannfluktuasjonene var kraftigst, og avtok nedover i vassdraget. Redusert bunndyrproduksjon som følge av hyppige vannføringsendringer kan gi dårligere næringsforhold for fisk (Cushman 1985).

Konsekvensene av hyppige vannføringsendringer på bunndyr og fiskefauna vil variere fra elv til elv, og vil være avhengig av om elven allerede er sesongmessig regulert. I regulerte elver er faunaen som regel påvirket og ofte fattigere på arter enn uberørte vassdrag. En vil derfor forvente at konsekvensene av effektkjøring i allerede regulerte elver blir mindre enn tilsvarende regulering i fra før upåvirkede elver. I Norge vil effektkjøring hovedsakelig bli en aktuell driftsform i vassdrag som allerede er sesongmessig regulert.

Ved utvelgelse av vassdrag som kan brukes til effektkjøring er det ønskelig at man på forhånd grovt kan vurdere antatte konsekvenser for de ulike vassdrag som er aktuelle. I det følgende er det skissert en generell metode som kan gi et visst grunnlag for utvelgelse, basert på fysiske og biologiske vurderinger.

3. *Generell metode*

For grovt å kunne forutsi konsekvensene av effektkjøring er det viktig med informasjon om følgende faktorer (Cushman 1985):

1. Vassdragets morfologi
2. Vassdragets "naturlige" vannføringsregime
3. Vassdragets vannkvalitet
4. Faunasammensetningen i vassdraget

Slik informasjon kan skaffes ved gjennomgang av eksisterende data, gjennom en befaring av/datainnsamling fra berørt elvestrekning, og ulike datasimuleringer.

3.1 Vassdragets morfologi

Vassdragets morfologi har betydning for konsekvensene av effektkjøring på faunaen fordi morfologien i stor grad bestemmer endringene i de hydrauliske forhold og vanndekket areal. Endringene vil påvirke habitatforholdene for fisk og bunndyr. Vassdraget morfologi har også betydning for omfang av stranding av fisk (Hunter 1992).

3.1.1 Endringer i fiskens habitatforhold

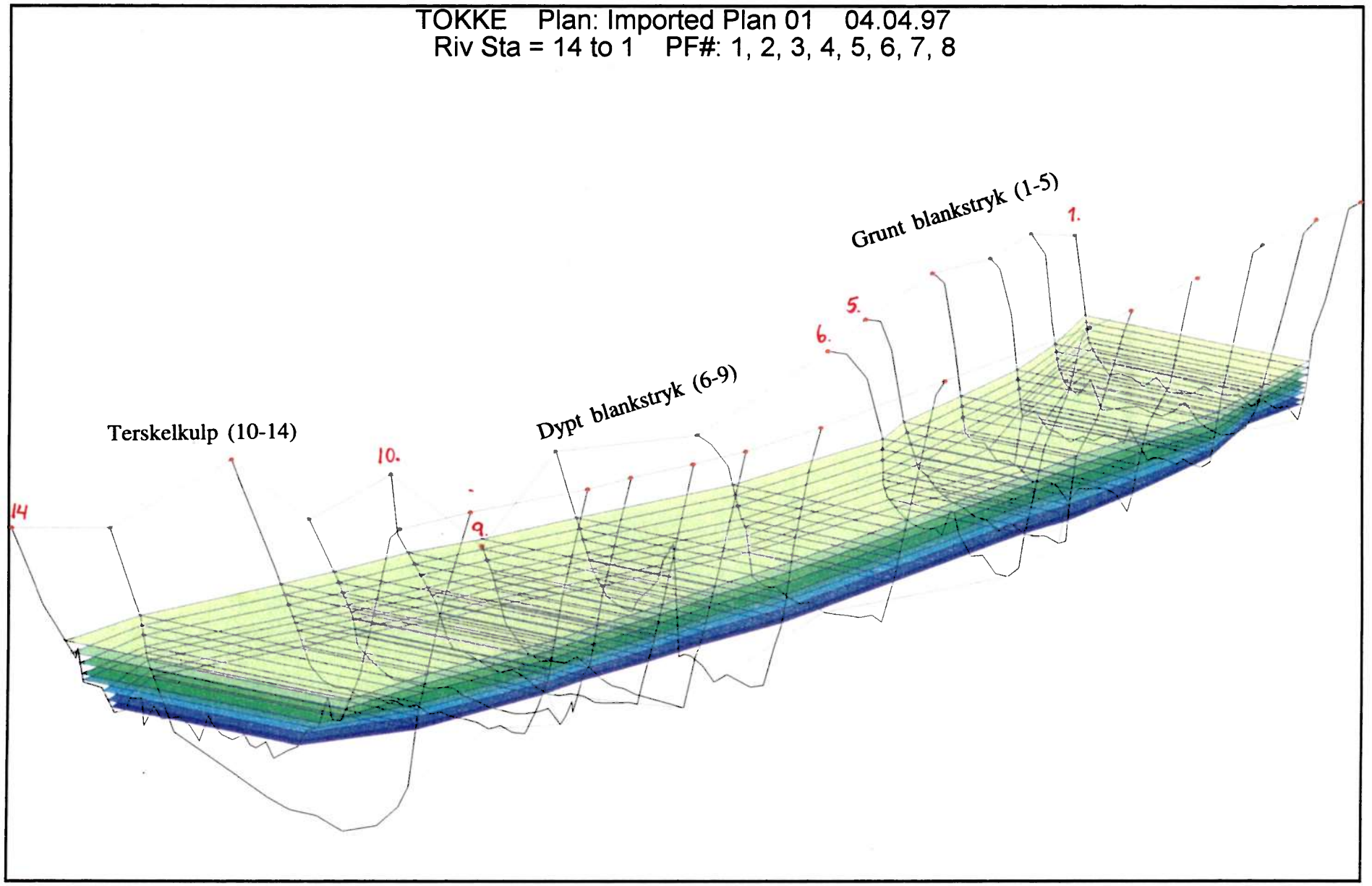
Endringene i de hydrauliske forhold, vanndekt areal og fiskens tilgjengelige habitat som følge av endrede vannføringer kan simuleres ved bruk av Fysisk Beskrivende Vassdragsmodell (FBV) i Vassdragssimulatoren (Vaskinn 1985). Ved å koble simuleringer av de hydrofysiske forholdene med fiskens preferanser for faktorene dybde, vannhastighet og substrat, kan egnetheten av et område for fisk ved en gitt vannføring bestemmes. Egnetheten er delt inn i tre kategorier, gunstig, middels og ugunstig. Grundig kartlegging av de hydrauliske forhold og feltstudier av fiskens habitatvalg/preferanser i det aktuelle vassdrag er vanligvis nødvendig for simuleringer i FBV-modellen. Dette er imidlertid svært ressurskrevende arbeid. Kostnadsrammen for denne delen av prosjektet tilsa at vi konsentrerte oss om én stasjon og brukte eksisterende habitatpreferanser. FBV-modellen er benyttet i flere vassdrag og man har derfor relativt god oversikt over habitatpreferansene til både ørret og laks (Heggenes & Dokk 1995). Da ørret er dominerende fiskeart i Tokkeåi benyttet vi habitatpreferanser for ørret fra tidligere undersøkelser i Suldalslågen (Harby 1995). Habitatpreferansene til ørret endres med årstid, så simuleringer bør normalt gjøres med både sommer- og vinterpreferanser. Vi benyttet kun vinterpreferanser fordi simulering med et sett habitatpreferanser er tilstrekkelig for å eksemplifisere bruken av habitatmodellen i FBV i denne sammenheng.

Hensikten med bruk av Habitatmodellen i FBV er å si noe om hvilke vannføringer som gir gunstig, middels og ugunstige forhold for fisken i de ulike habitattypene med tanke på dybdeforhold, hastighetsforhold og substratforhold. Denne informasjonen kan brukes til å legge opp en effektkjøring slik at konsekvensene for fisk blir minst mulig negative.

Grunnlagsdata til Habitatmodellen ble samlet inn fra en stasjon i Tokkeåi i Dalen (fig. 1) den 29. og 30. oktober 1996. Stasjonen ble valgt slik at den dekket mest mulig av tilgjengelig habitatvariasjon for ørret over en relativt kort strekning . Den ble altså ikke valgt ut for å være representative for Tokkeåi som helhet. Stasjonen inneholdt følgende habitattyper (fig 2):

Terskelkulp - Grunt blankstryk - Dypt blankstryk

Figur 1. Tokkeåi i området ved Dalen. Undersøkt stasjon er skravert (se pil).



Figur 2. Tredimensjonal fremstilling av prøvestasjonen ved vannføringer på hhv. 0,5, 1, 2, 3, 4, 6, 8 og 10 m^3/s.

For å beskrive de hydrofysiske forholdene på stasjonen ble den inndelt i transekter. Transektene ble plassert vinkelrett på strømretningen, og slik at de fanget opp vesentlige endringer i de hydrofysiske forhold innenfor stasjonen. I homogene områder ble det lagt målepunkter for hver meter, mens det det i mer heterogene områder i tillegg ble lagt punkter hvor det var endringer i de hydrofysiske forholdene. Følgende hydrofysiske data ble registrert for hvert transekt:

* Topografiske data (tverrprofiler og vannlinje)
* Hydrauliske data (vanndybde, vannhastighet)
* Substratdata (type substrat klassifisert etter en skala)

Hvert punkt i transektene ble koordinatfestet ved hjelp av en totalstasjon. Med bakgrunn i denne informasjonene ble det laget tverrprofiler for de ulike transektene. Vanndybden på hvert punkt ble også beregnet på grunnlag av koordinatene.

Vannhastigheten ble målt med et "flygel" (Ott Propeller, 10 cm i diameter). Gjennomsnittshastigheten ble målt ved 0,6x dyp når dypet var < 0,75 m, og på dypere vann ved 0,2 og 0,8 x dyp. Bunnsubstratet ble klassifisert etter en modifisert Wenthworth-skala (Bain et al. 1985) (tab. 1).

Tabell 1. Wentworth skala for klassifisering av de ulike substrattyper (Bain et al. 1985)

TYPE	mm	KODE
Organisk fint materiale		1
Organisk grovt materiale		2
Leire, silt	0,004-0,06	3
Sand	0,07-2	4
Grov grus	2,1-8	5
Fin grus	8,1-16,0	6
Grus	16,1-32	7
Grov grus	32,1-64	8
Små stein	64,1-128	9
Stein	128,1-256	10
Stor stein	256,1-384	11
Små blokker	384,1-512	12
Store blokker	>512,1	13
Ujevnt fjell		14
Jevnt fjell		15

Vi tenkte oss følgende scenario:
Gitt at gjeldende vannføringsregime i Tokkeåi varierer fra 1 til 13 m^3/s. Rundt hvilke vannføringer bør en kjøre effekt for å opprettholde best mulig habitatforhold for fisk?.

For å svare på dette simulerte vi vannføringsendringer fra 1 m^3/s til 13 m^3/s. Resultatene av simulering for 1, 5 og 13 m^3/s er vist i tabell 2, fig 3, 4 og 5, og kommentert nedenfor.

Tabell 2. Oversikt over hvordan egnetheten av dybde-, hastighets, og substratforholdene for ørret er ved ulike vannføringer. G= gunstig, mG = middels gunstig og uG= ugunstig

	Dybdeforhold		Hastighetsforhold		Substratforhold	
	G & mG	uG	G & mG	uG	G & mG	uG
Terskelkulp	1-5 m^3/s	13 m^3/s	1-5 m^3/s	13 m^3/s	1-13 m^3/s	
Dypt blankstryk	1-5 m^3/s	13 m^3/s	1 m^3/s og 13 m^3/s	5 m^3/s	1-13 m^3/s	
Grunt blankstryk	5 m^3/s	1 og 13 m^3/s	13 m^3/s	1-5 m^3/s	1-13 m^3/s	

Dybdeforhold

Terskelkulp (10-14): Brukbart habitat for ørret ved vannføringer fra 1-5 m^3/s. Ved høyere vannføringer (13 m^3/s) blir terskelkulpen i hovedsak ugunstig i forhold til ørretens dybdepreferanser. Enkelte områder nær elvebredden er fortsatt gunstig.

Dypt blankstryk (6-9): Relativt brukbare dybdeforhold for ørret ved lave vannføringer 1-5 m^3/s. Ugunstige dybdeforhold i dypt blankstryk ved 13 m^3/s.

Grunt blankstryk (1-5): I hovedsak ugunstige dybdeforhold for ørret ved 1 m^3/s. Gunstige dybdeforhold ved 5 m^3/s. Ved 13 m^3/s blir dybdeforholdene igjen ugunstige.

Hastighetsforhold

Terskelkulp (10-14): Hastighetsforholdene for ørret i terskelkulp er gunstigst ved 1 m^3/s. Ved 5 m^3/s er områdene nær elvebredden, samt nær terskel de gunstigste.
Ved høyere vannføringer (13 m^3/s) blir terskelkulpen mindre gunstig i forhold til ørretens hastighetspreferanser. Større områder blir middels.

Dypt blankstryk (6-9): Gunstige hastighetsforhold ved en vannføring på 1 m^3/s. Vannføring på 5 m^3/s gir de mest ugunstige hastighetsforholdene for ørret i dette området. Høyere vannføring (13 m^3/s) gir middels hastighetsforhold.

Grunt blankstryk (1-5): I hovedsak ugunstige hastighetsforhold for ørret ved vannføringer 1-5 m^3/s. Middels hastighetsforhold ved 13 m^3/s. Hastighetsforholdene er generelt lite gunstige for ørret i dette området.

Substratforhold

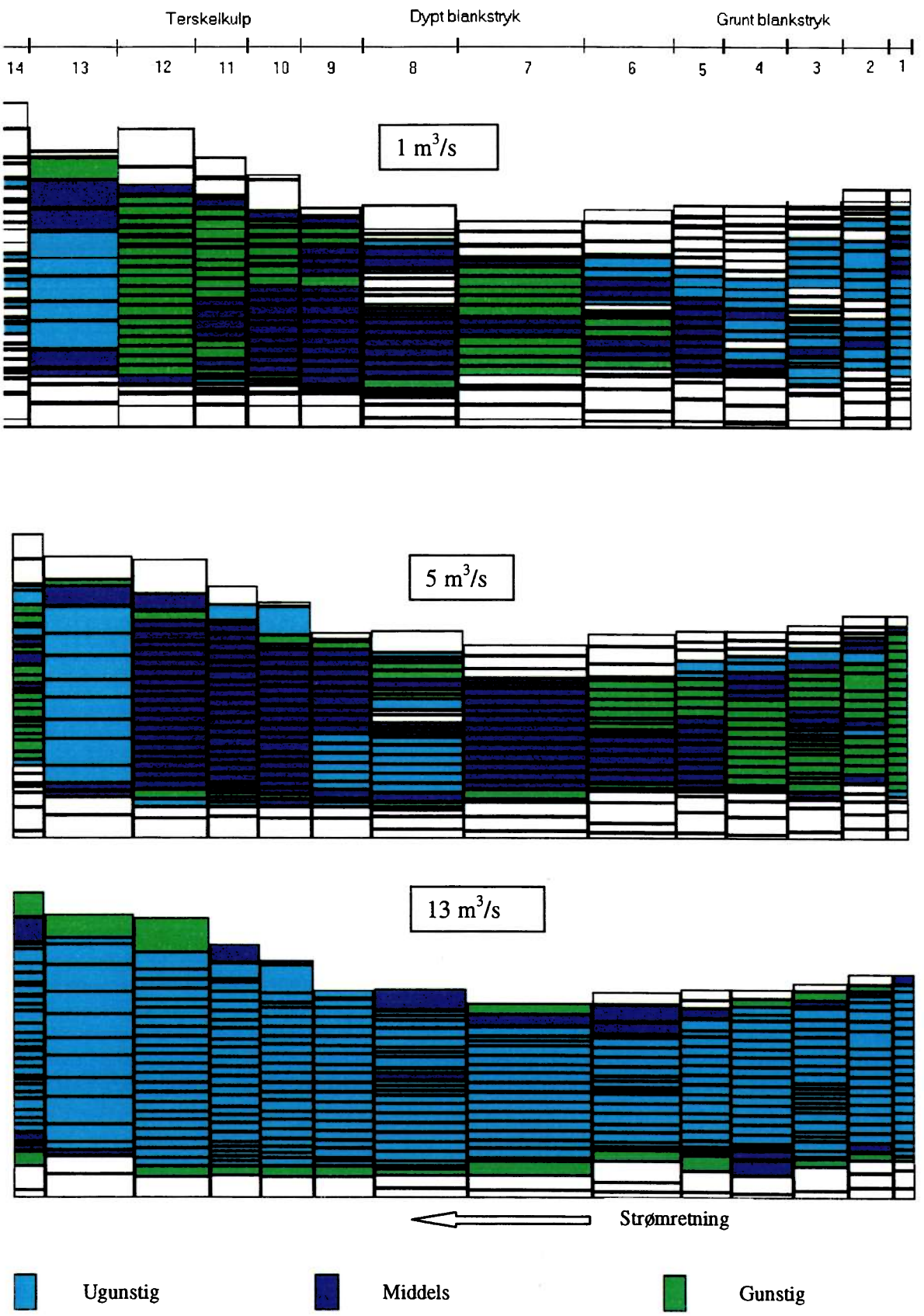
Substratforholdene for de ulike områdene endret seg svært lite ved simulerte endringer i vannføring. Substratforholdene var for det meste middels gunstig.

Ut fra disse tre simuleringer synes pendlinger mellom 1 og 5 m^3/s å være gunstigst for ørretene på undersøkte habitater med hensyn på dybdeforhold. Hastighetsforholdene for ørret er best ved lave vannføringer (1 m^3/s) og generelt middels gunstige ved høye (13 m^3/s). Pendlinger ved lave vannføringer vil være best med tanke på hastighetsforholdene. Vannføringsendringer hadde liten innvirkning på substratforholdene. Ut fra en totalvurdering vil pendlinger rundt lave vannføringer være gunstigst.

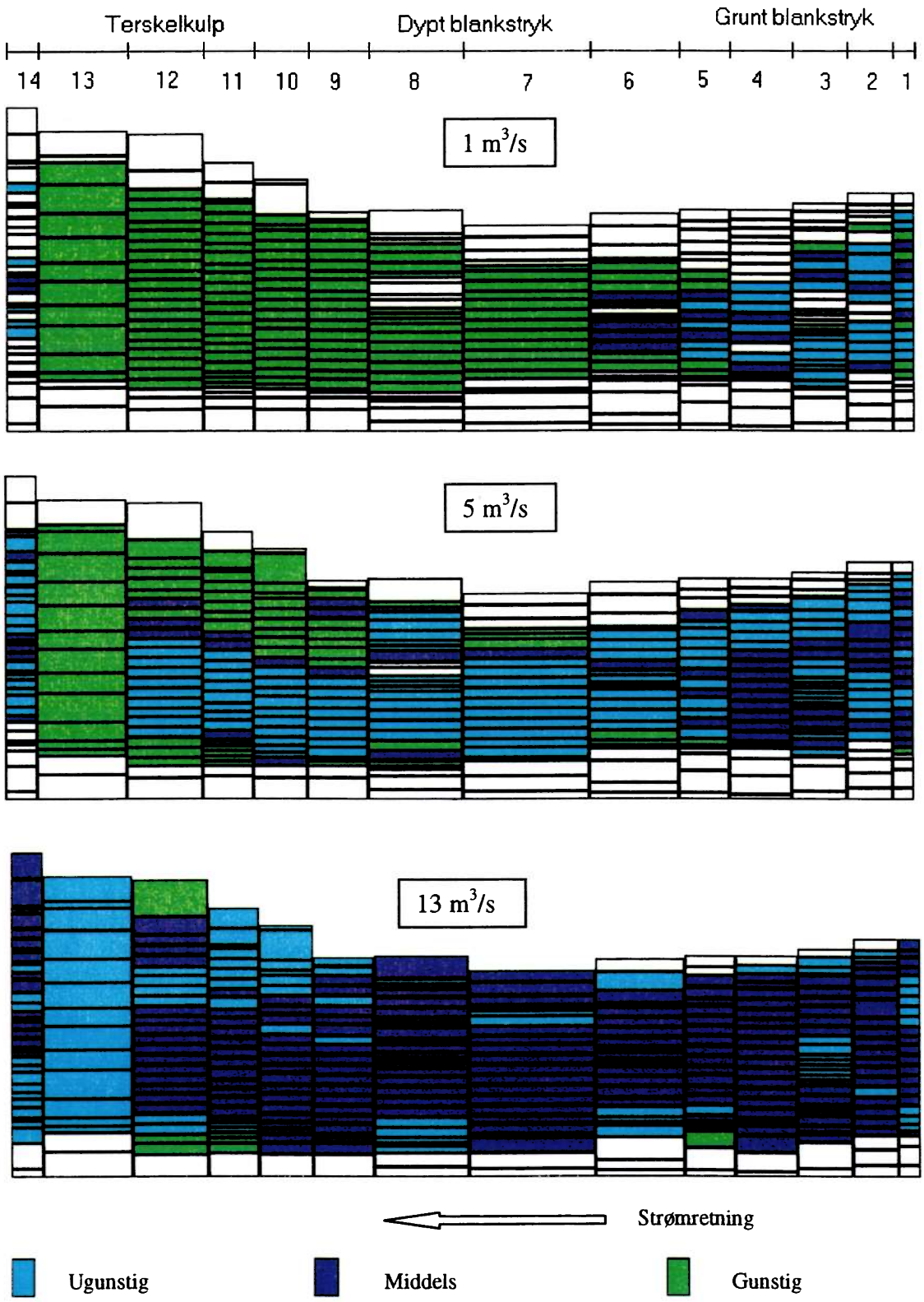
For å si noe om hvilke pendlinger som vil være gunstigst for Tokkeåi generelt, bør tilsvarende simuleringer gjøres for andre karakteristiske habitattyper som f.eks. kulp og bakevje (Heggenes & Dokk 1995). Vi antar så at endringene i fiskens habitatforhold i de ulike habitattypene som følge av vannføringsendringer er representative for tilsvarende habitattyper andre steder i elven. Kjenner vi forholdet mellom de ulike habitattyper i elven, kan vi antyde noe om den totale virkningen av ulike vannføringer på ørretens habitatforhold i Tokkeåi.

Det bemerkes at skissert bruk av Habitatmodellen i vassdragssimulatoren innebærer en del forenklinger og antagelser. Dette er gjort for at Habitatmodellen skal kunne brukes som et forvaltningsverktøy uten å være for tids- og kostnadskrevende.

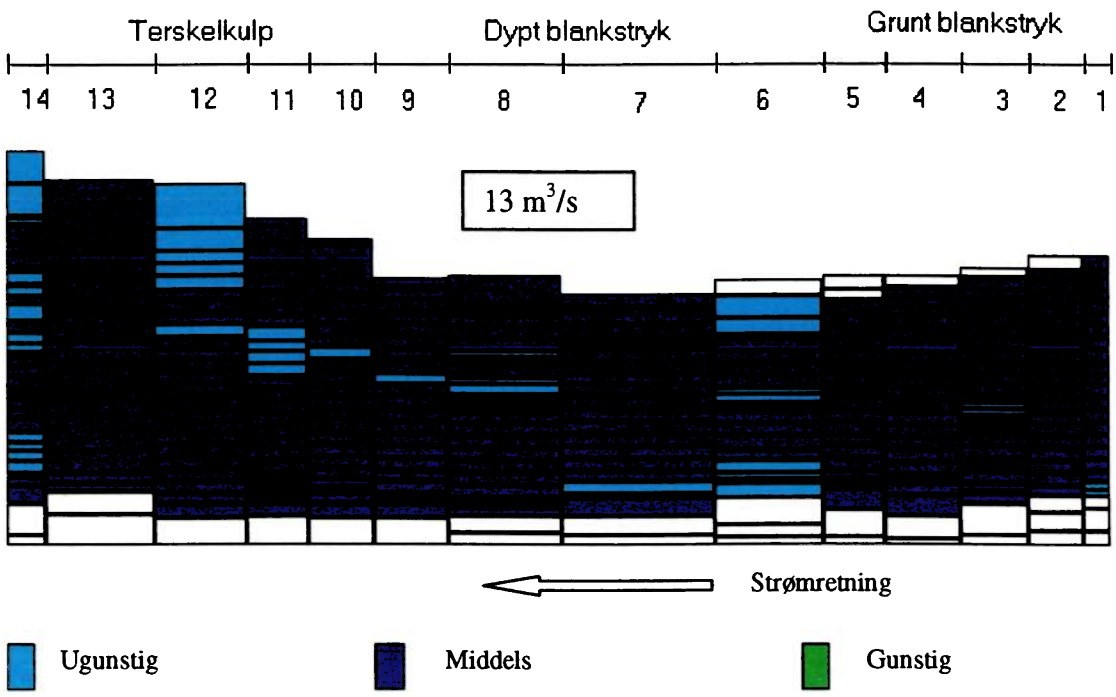
Det er viktig å være klar over at denne versjonen av Habitatmodellen i utgangspunktet kun gir vurderinger av statiske situasjoner, dvs den sier noe om hvordan habitatforholdene for fisk er ved gitte vannføringer. Den sier således ingen ting om hvordan fiskens habitatforhold endres som følge av raske vannføringsfluktuasjoner, og det er en svakhet. Vi antar imidlertid at det vil være gunstigere for fisk at vannføringene svinger mellom verdier som gir gode habitatforhold enn omvendt, og mener derfor at Habitatmodellen kan benyttes for en grovvurdering i forbindelse med effektkjøring selv om den i utgangspunktet er laget for statiske situasjoner.



Figur 3. Dybdeforholdenes egnethet for ørret ved ulike vannføringer.



Figur 4. Hastighetsforholdenes egnethet for ørret ved ulike vannføringer.



Figur 5. Substratforholdenes egnethet ved en vannføring på 13 m^3/s.

3.1.2 Stranding av fisk

I vassdrag med effektkjøring er stranding av fisk ofte et problem (Hunter 1992). Potensialet for stranding er størst for områder med substrat i størrelsesgruppe 9 og 10 (64-256 mm) og en helning < 4-5° (Bauersfeld 1978, Beck Assoc. 1989). Sannsynligheten for at fisk strander øker med økende hastighet på vannstandsreduksjonen (Phinney 1974, Bauersfeld 1978). For å hindre stranding av steelhead-yngel (anadrom regnbueørret) i Sultan River var det nødvendig med en vannstandsendring på mindre enn 2,5 cm/t (Olson 1990). I naturlige vassdrag vil vannstandsreduksjoner over 2-3 cm/t vanligvis bare skje i forbindelse med kraftige og kortvarige flommer. Ved effektkjøring vil slike endringer også forekomme ved middels og lave vannføringer. Vannstandsendringer skjer generelt raskere i små vassdrag enn i store vassdrag, og derfor er potensialet for stranding større i de mindre vassdragene. Lengre perioder (mer enn en uke) med stabil vannføring før vannføringsreduksjon øker sannsynligheten for stranding (Phinney 1974). Strandingspotensialet øker også med økte endringer i vanndekket areal. Fisk på ulike livshistoriestadier har forskjellig potensiale for stranding. Yngel er mest utsatt for stranding, da disse i større grad enn eldre fisk benytter de grunne områdene langs land. Av samme årsak er ørret mer utsatt for stranding en laks (Hesthagen 1978). Yngel er mest utsatt for stranding i den første perioden etter klekking hvor mobiliteten er begrenset. For yngel av ørret og laks vil det si i perioden fra mai-juni. Større og eldre fisk kan være mindre utsatt for stranding fordi habitatpreferansene skifter fra grunne områder nær elvebredden til dypere områder i elven (Bauersfeld 1978). Dessuten er de betraktelig mer mobile enn nyklekket yngel. Vekselvarme fisk er mindre bevegelig når det er kaldt i vannet og strandingsproblematikken antas av den grunn å være større i vinterhalvåret enn sommerhalvåret (Cushman 1985).

Ulike arter kan ha ulikt potensiale for stranding. Arter som for eksempel stingsild og ørekyt er knyttet til de grunne områdene av vann og vassdrag gjennom hele livet, og skulle derfor teoretisk sett være mer utsatt for stranding enn ørret og laks som hovedsakelig benytter disse områdene i de første leveårene. Stingsild og ørekyt konkurrerer med ørret- og laksunger om næring og plass, og derfor ofte uønskede arter i ørret og laksevassdrag. Effektkjøring kan være en måte å redusere bestandene av slike uønskede arter på. Faren er at man samtidig reduserer ungfiskbestandene av ønskede arter. Dersom arter som stingsild og ørekyt strander lettere enn for eksempel ørret kan man forvente en økt totalproduksjon av ørret/laks fordi kampen om tilgjengelig næring blir redusert. Etter det vi kjenner til finnes det ikke litteratur som beskriver reduksjon av uønskede arter ved hjelp av effektkjøring, og heller ikke litteratur som kan dokumentere økt totalproduksjon av ønskede arter på bekostning av uønskede arter som følge av effektkjøring.

FBV-modellen vil ikke kunne si noe om potensialet for stranding slik modellen fremstår i dag. For om mulig å kunne forutsi omfanget av et evt. strandingsproblem er det nødvendig med en fullstendig befaring av vassdraget. Består store deler av elven av slake områder med steinet substrat, kan problemet med stranding bli betydelig. Kartlegging av potensielle strandingsområder kan gjøres samtidig med en habitatbefaring.

Det vil også være viktig å finne ut hvor raskt vannstanden endres ved kjøring. I forbindelse med strandingsproblematikk er det særlig vannstandsreduksjonene som er interessante. Vannstandsendringene skjer hurtigst nær utløpet av kraftstasjon (øverst på berørt strekning) og avtar nedover i vassdraget p.g.a. en dempningseffekt. Dette gjør at strandingspotensialet kan være forskjellig i ulike deler av en elv.

3.2 Vannføringsregime

Fem komponenter ved vannføringsregimet synes å være spesielt viktig for økologiske prosesser i elv (Karr 1991): størrelse på vannføringen, hyppighet av vannføringsendringer, varighet av ulike vannføringer, tidspunkt for vannføringsendringer og hastighet på vannføringsendringer. Informasjon om disse komponentene kan brukes til å karakterisere hele vannføringsregimet og spesielle hydrologiske fenomen, som for eksempel flommer eller lave vannføringer, karakteristisk for hvert enkelt vassdrag. En sammenlikning av vassdragets nåværende vannføringsregime med det aktuelle, endrete vannføringsregimet vil kunne gi en indikasjon på hvor store effektene blir på økosystemet. Ved større endringer i en eller flere av de nevnte komponenter kan anta at de økologiske konsekvensene blir større enn om endringene i komponentene er beskjedne. Informasjon om det naturlige vannføringsregimet skaffes gjennom innhenting av historiske data.

3.3 Vassdragets vannkvalitet og temperatur

Raske vannføringsendringer kan bli fulgt av hurtige endringer i vannkvalitet (f.eks oppløst oksygen) og temperatur. Uregulerte sidevassdrag vil kunne moderere slike fysisk-kjemiske endringer. Disse vil også kunne fungere som kilder for organismer som kan rekolonisere den "skadede" hovedelven (Cushman 1985). For å kunne forutsi evt. endringer i vannkvalitet i påvirket vassdrag er det derfor viktig å innhente opplysninger om vannkvaliteten på effektkjøringsvannet, samt kartlegge vannkvalitet på tilsig fra uberørte sidevassdrag. Vanntemperatur er en viktig abiotisk faktor for liv i rennende vann og det er derfor vesentlig å få kartlagt evt. endringer i temperaturregimet som følge av effektkjøring. De økologiske konsekvensene av endret temperaturregime kan vurderes teoretisk.

3.4 Faunasammensetningen

Faunasammensetningen har betydning for effektene av kraftig vekslende vannføringer. Enkelte bunndyrarter er mer tolerante for endringer enn andre og påvirkes derfor i mindre grad. Arter med kort livssyklus, høy formeringsevne og stor spredningsevne vil bli favorisert av slike raske endringer (Covich et al. 1978). Resultatet kan bli et endret artssamfunn, spesielt hvis vassdraget fra før er uregulert, men også hvis vassdraget tidligere er sesongmessig regulert. I følge Moog (1993) kan man p.g.a. effektregulering forvente en økning i fjærmygglarver (*Chironomidae*), robuste døgnfluer som for eksempel *Heptagenidae* og *Ephemerellidae*, og arter som aktivt graver seg ned i substratet f.eks. *Leptophlebiidae*.
Hvis en skal gjennomføre en grundigere konsekvensvurdering av effektkjøring i et vassdrag er det derfor viktig å skaffe informasjon om hvilke arter som finnes, hvilke krav de stiller til livsmiljøet, hvor bevegelige de er, andre tilpasninger, hvilke perioder av året/døgnet de er mest sårbare for raske vannføringsendringer. Tilsvarende informasjon om fisk bør skaffes.

4. Konklusjon

Raske vannføringsendringer kan påvirke et elveøkosystem på flere måter, og påvirkningene er generelt negative. En rekke faktorer som har betydning for konsekvensene av slike vannføringsendringer er kjent. En gjennomgang av eksisterende data, samt ulike feltundersøkelser/befaring og datasimuleringer vil gjøre en i stand til å gi en grov forhåndsvurdering av virkninger av effektregulering på et elveøkosystemet. Gjennom en slik forhåndsvurdering er det mulig å finne frem til vassdrag hvor negative konsekvenser blir begrenset.

I det følgende beskrives en fremgangsmåte som kan gi et visst grunnlag for en forhåndsvurdering. De ulike punktene er omtalt nærmere i kap 3.

1. Vurderinger basert på eksisterende informasjon om berørt vassdrag

- Sammenlikne vannføringsregime før og etter effektregulering.
- Vannkvalitet på effektkjøringsvannet sammenliknet med vannet i berørt elv.
- Temperaturregime- evt. endringer og konsekvenser for fauna.
- Uregulerte sidevassdrag- antall, str/bidrag, vannkvalitet og temp.
- Faunasammensetning- hvilke arter finnes, tilpasninger osv.

2. Feltundersøkelser/befaring

- Faunasammensetning- hvilke arter, alder- og størrelsessammensetning, gytebestand.
- Kartlegge gyte- og oppvekstområder.
- Kartlegge potensielle strandingsområder.
- Kartlegge ulike habitattyper.

3. Datasimuleringer

- Endringer i habitatforholdene for fisk som følge av vannføringsendringer (FBV-Vassdragssimulator). Grovskalabruk av habitatmodellen i FBV. Krever feltarbeid.
- Vannstandsendringer.
- Endringer i vanndekket areal – hvordan endres gyte- og oppvekstområder ved effektkjøring.

5. Litteratur

Armitage, P. D. Invertebrate drift in regulated River Tees, and unrgulated tributary Maize Beck, below Cow Green dam. *Freshwater Biol. 7*: 167-183

Bain, M. B., Finn, J. T. & Booke, H. E. 1985. Quantifying stream substrate for habitat analysis studies. *N. Am. J. Fish. Man. 5*: 499-500.

Bauersfeld, K. 1978. Stranding of juvenile salmon by flow reductions at Mayfield dam on the Cowlitz river. *WDF, Olymipa, Wa, Tech. Rep. 38*: 32 s.

Beck Associates, R. W. 1989. Skagit river salmon and steelhead fry stranding studies. Prepared by R.W. Beck associates for the Seattle City light environmental affairs division, march 1989. Seattle WA, 300 s.

Briggs, F. G. 1950. The quantitative effects of a dam upon the bottom fauna of a small Californian stream. *Trans. Am. Fish. Soc. 78*: 70-81.

Covich, A. P., Shepard, W. D., Bergey, E. A., & Carpenter, C. S. 1978. Effects of fluctuating flow rates and water levels on chironomids: direct and indirect alterations of habitat stability in Thorp, J. H and Gibbson, J. W (Eds), *Energy and Environmental stress in aquatic ecosystems., U.S. DOE Symp. Ser. no. 48*: 141-156.

Cushman, R. M. 1985. Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. *N. Am. J. Fish. Man. 5*: 330-339.

Hamilton, R. & Buell, J. W. 1976. Effects of modified hydrology on Campbell river salmonids. Environment Canada , *Fisheries and Marine Services Technical Report. Series PAC/T-76-20,* 1-156.

Harby, A. 1995. Fysisk beskrivende vassdragsmodell anvendt i Suldalslågen. *-Rapp. Lakseforsterkingsprosjektet i Suldalslågen, 19*, 29 s.

Heggenes, J. og Dokk, J.G. 1995. Habitatvalg til laks- og ørretunger i Suldalslågen. Modellerte konsekvenser av ulike vannføringer. *-Rapp. Lakseforsterkingsprosjektet i Suldalslågen, 9*, 55 s.

Hunter, M.A. 1992. Hydropower flow fluctuations and salmonids: a review of the biological effects, mechanical causes, and options for mitigation. State of Washington, *Dept. of Fisheries Technical Report No* 119.

Karr, J. R. 1991. Biological integrity: a long neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications 1*:66-84.

McPhee, C & Brusven, M. A. 1976. The effects of river fluctuations resulting from hydroelectric peaking on selected invertebrates and fish. *U.S. Dept. of Interior, Washington, D. C.* 46 s.

Moog, O. 1993. Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts. *Reg. Riv.: Res. Man. 8*: 5-14.

Olson, F. W. 1990. Downramping regime for power operations to minimize stranding of salmon fry in the Sultan river. *Contract report by CH2M Hill for Snohomish County PUD 1.* 70 s.

Phinney, L. A. 1974. Further observations on juvenile salmon stranding in the Skagit river, March 1973. *WDF, Olympia, WA. Prog. Rep. 26*: 34

Stober, Q. J., Crumley, S. C., Fast, D. E., Killebrew, E. S., Woodin, R. M., Engman, G. E & G. Tutmark. 1980. Effects of hydroelectric discharge fluctuation on salmon and steelhead in the Skagit River, Washington. Final report for period Desember 1979 to Desember 1982. Seattle city light contract: *U. Washington, Fish. Res. Inst. FRI-UW-8218.* 302 s.

Vaskinn, K. J. 1985. Fysisk Beskrivende Vassdragsmodell. NTNF's forskningsprogram: Miljøvirkninger av vassdragsutbygging. Trondheim 1985.

Williams, R. D. & R. N. Winget. 1979. Macroinvertebrate response to flow manipulation in the Strawberry River, Utah. Pages 365-376 *in* J. V. Ward and J. A Stanford, eds. The ecology of regulated streams. Plenum Press, New York, USA.

Rapporter utgitt i serien Rapport fra Effektregulering – Miljøvirkninger og konfliktreduserende tiltak:

1. Analyse av frostrøykobservasjonar vinteren 1996/97 over Bandak og Våmarvatnet i Tokkevassdraget.

2. Forsøkskjøring i Vinjevatn september 1997 – virkninger på fysiske og biologiske forhold – foreløpige resultater

3. Innsamling og systematisering av erfaringsdata

4. Effektregulering – turbiditetsøkning og biologiske virkninger i sjø

5. Effektregulering – virkninger på laksefisk og bunndyr i elv, og bruk av vassdragssimulatorens habitatmodell

EnFO

NVE

DIREKTORATET FOR NATURFORVALTNING

Statkraft