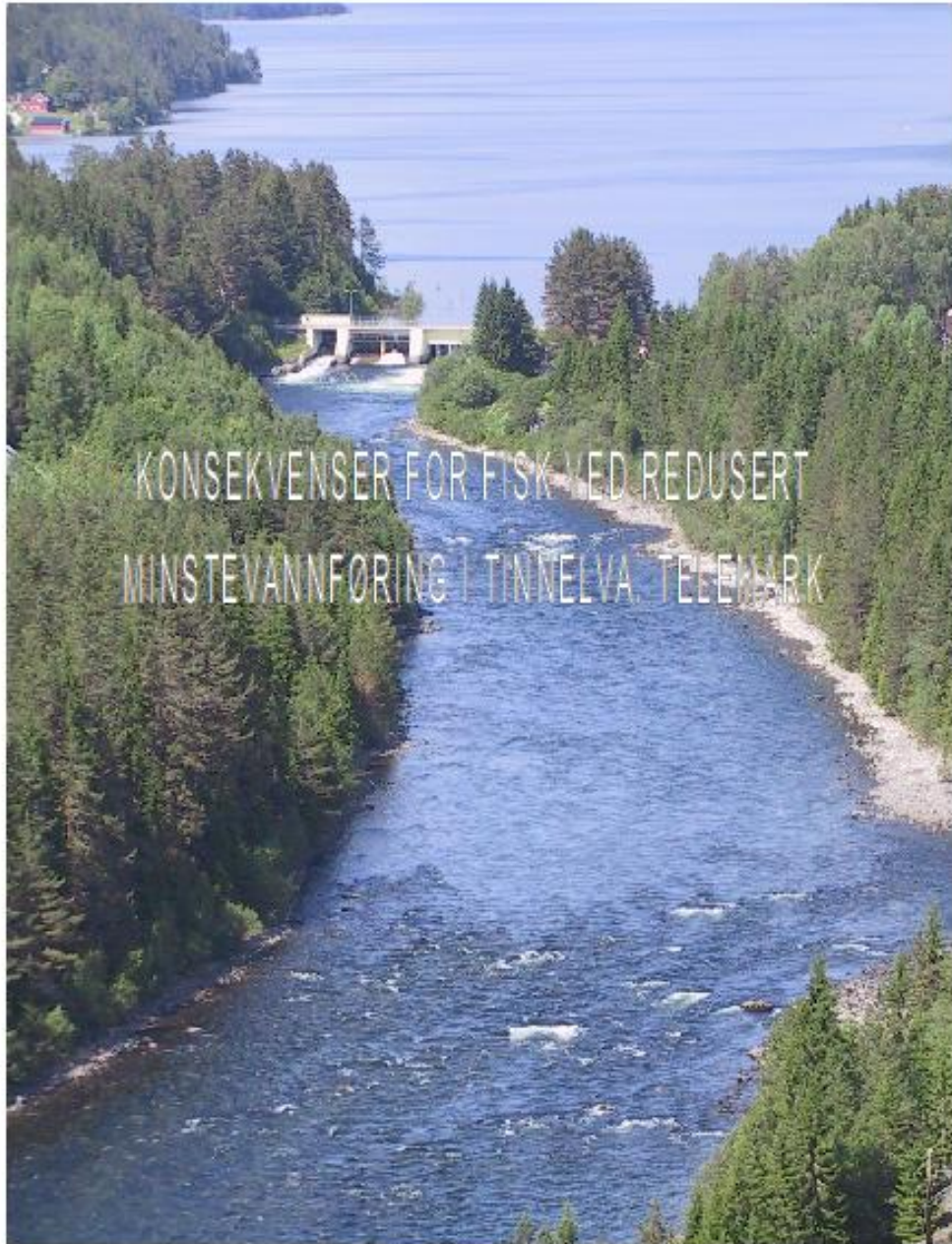


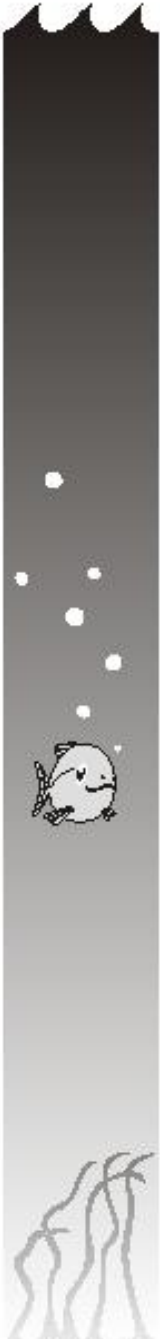
LABORATORIUM FOR FERSKVANNSØKOLOGI OG INNLANDSFISKE

Rapportnr. 216-2002

ISSN0333-161x



KONSEKVENSER FOR FISK MED REDUSERT  
MINSTEVANNFØRING I TINNELVA, TELEMARK



NATURHISTORISK MUSEUM

KONSEKVENSER FOR FISK VED REDUSERT  
MINSTEVANNFØRING I TINNELVA, TELEMARK

Svein Jakob Saltveit og Jan Heggenes



Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI),  
Universitetet naturhistoriske museer og botaniske hage,  
Boks 1172 Blindern, 0318 Oslo

## INNHOOLD

INNLEDNING .....	4
OMRÅDEBESKRIVELSE .....	5
METODIKK.....	10
RESULTATER OG KOMMENTARER .....	14
KONKLUSJONER .....	31
LITTERATUR .....	32

Saltveit, S. J. og Heggenes, J. 2002. Konsekvenser for fisk ved redusert minstevannføring i Tinnelva, Telemark. *Rapp. Lab. Ferskv.Økol. Innlandsfiske*, 216, 32 s.

## INNLEDNING

Øst-Telemarkens Brukseierforening (ØTB) har fremmet søknad til NVE om å få redusere den pålagte minstevannføring i Tinnelva fra Tinnsjøen fra 75 til 45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>. I denne søknaden om endret reglement heter det: "Ved manøvrering av Tinnsjøen skal has for øye at den naturlige vannføringen ikke forøkes. For øvrig skal tappingen skje etter kraftverkenes behov. Tappingen skal dog ikke være mindre enn 45 m<sup>3</sup>/s." NVE har bedt ØTB supplere søknaden med en vurdering av eventuelle konsekvenser for fisk.

Begrunnelsen er at det i vann fattige år er vanskelig å tilfredsstillere kravet til nåværende minstevannføring på 75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>, fordi det i disse årene er lite vann i magasinene (Møsvatn, Kalhovd/Mår, Tinnsjø). Spesielt er kravet vanskelig å etterkomme på den tørreste tiden av sommeren, og den omsøkte reduksjonen vil være mest aktuell i perioden mai til oktober. Dette vil være vekst- og produksjonsperioden for ørret. I søknaden fremgår det ikke med hvilken frekvens eller hastighet reduksjonen fra en høyere vannføring til den nye minstevannføringen er tenkt gjennomført. Dette er vesentlig for å vurdere konsekvenser, særlig på ungeret. Tappingen fra Tinnsjøen skal i følge søknaden skje etter de nedenforliggende kraftverkenes behov. Dette står til en viss grad i kontrast til at det er vanskelig å opprettholde det opprinnelige minstevannføringskrav i vann fattige år. Ettersom begrunnelsen er at nåværende krav om minstevannføring er vanskelig å oppfylle i vann fattige år, må det antas at hensikten er å holde en lavere minstevannføring over lengre perioder om sommeren.

Det fremgår ikke av den opprinnelige søknaden om de nedenforliggende kraftverkenes behov innebærer effektkjøring (døgnregulering) av kraftverk og derved variabelt vannslipp fra Tinnsjøen. Senere har ØTB presisert at den nye Tinnosdammen, som tas i bruk i 2003, vil gjøre det mulig å foreta raskere vannføringsendringer (brev av 11. juli 2002). Imidlertid legger ØTB ikke opp til noen effektkjøring, fordi aggregatene i kraftverkene i Tinnelva generelt er for små. Effekter på fisk som følge av effektkjøring (døgnregulering) av kraftverk er derfor *ikke* vurdert for Tinnelva.

Den nye Tinnosdammen muliggjør vesentlig raskere vannføringsendringer enn det som er tilfelle i dag. Hvis reduksjonen i vannføring ned til ny minstevannføring skjer hurtig, er en av de mest åpenbare konsekvensene at organismer såkalt strander på tørrlagt elvebunn. Dette kan forårsake høy dødelighet hos fiskeunger (Saltveit *et al.* 2000, 2001). Selv om det ikke fremkommer av søknaden at det vil skje hurtige vannstandsendringer, har vi likevel gitt noen generelle betraktninger omkring effekter av raske reduksjoner og raske økninger i vannføring basert på informasjon fra andre undersøkelser.

LFI har tidligere gjennomført flere fiskeribiologiske undersøkelser i Tinnelva (Borgstrøm 1976, Heggenes 1980, 1983, Heggenes og Saltveit 1994, Heggenes og Dokk 1995, 1997, Heggenes *et al.* 1998). Lokal rekruttering til elvebestandene synes i dag ikke å være noe problem i den øvre del av elva (Saltveit og Heggenes 1994), selv om vi vet lite om gyteplasser. I nedre del fungerer Tinnelva også som rekrutteringsarealer for storørreten fra Heddalsvann/Norsjø vassdraget og trolig også laks.

ØTB har foretatt flyfotografering av ulike deler av Tinnelva ved de to nevnte vannføringer. Denne viser at vanddekket areal, spesielt på strykstrekningene, reduseres ved lavere minstevannføring. Imidlertid er det ikke bare vanddekket areal som har betydning for fiskeproduksjon. Andre viktige parametre for fisk er bl.a. dyp, vannhastighet, substrat og temperatur (Elliott 1994, Heggenes *et al.* 1999). Datagrunnlag for slik kunnskap kan fremskaffes gjen-

nom habitat-hydrauliske feltmålinger og eventuelt modellering. Ved å bruke informasjon om de krav ørret stiller til oppvekstområder (habitat/habitatpreferanse) fra andre sammenlignbare elver (Heggenes *et al.* 1999), kan konsekvenser for ørret av eventuelle endringer i habitattilbud som følge av redusert vannføring vurderes.

Målsettingen for denne undersøkelsen er å fremskaffe et bedre datagrunnlag for å gi vurderinger av sannsynlige konsekvenser av reduksjon i minstevannføring fra 75 til 45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> på produksjonsområdene for fisk i elva og for reproduksjon. Innsamlede data på fiskehabitat ved de to aktuelle vannføringer og den kunnskap som foreligger om de krav ørret stiller til sitt oppvekstområde (habitat), er benyttet i denne vurderingen.

Redusert vannføring kan også få konsekvenser bl.a. for transport av næring fra Tinnsjø og begroing i elva. Det er en betydelig alge- og mosebegroing på strekningen fra Tinnoset ned til Årlifoss. Dette har bl.a. sammenheng med vannkvaliteten, den jevne vannføringen og isforholdene. Det er derfor også behov for en vurdering av eventuelle endringer i disse forhold. Basert på erfaring fra andre vassdrag, kan redusert vannføring endre begroingsforholdene i et vassdrag og derved også oppvekstområdene for fisk (Rørslett *et al.* 1995, Bogen *et al.* 2002).

## OMRÅDEBESKRIVELSE

Tinnelva er 31 km lang og renner fra Tinnsjø til Heddalsvannet ved Notodden (Fig. 1). Elva er en del av Telemarksvassdraget. Dette vassdraget er regulert og ovenfor Tinnsjøen finnes en rekke gamle reguleringsmagasiner som Mårvatn, Møsvatn og Kalhovd-Gøyst. Selve Tinnsjøen ble første gang regulert i 1889 og har i dag en reguleringshøyde på 4 m. Dammen ved utløpet av Tinnsjøen regulerer vannføringen i Tinnelva. I Tinnelva finnes fire kraftstasjoner. Den øverste er Årlifoss, 9 km nedstrøms Tinnosdammen. Deretter renner elva en kort strekning til inntaksmagasinet til Grøvolffoss kraftstasjon, så ca. 6 km til Kloumannsjøen som er inntak til Svelgfoss kraftstasjon. Omtrent 1,6 km før elva renner inn i Heddalsvannet, passerer den kraftstasjonen ved Tinfos. Ned til Årlifoss veksler elva mellom lengre strykpartier og enkelte mer stilleflytende strekninger og flere større høyer. I Tinnelva er det trolig en fast fiskebestand av bare ørret og ørekyt, men røye og abbor er påvist (Heggenes og Saltveit 1994).

Det drives et utstrakt sportsfiske i Tinnelva. Dette har stor betydning, og det trekker mange turister til området (Heggenes 1983, Heggenes og Saltveit 1994). Utvandring av røye og ørret fra Tinnsjøen er betydelig og er bl.a. med på å opprettholde elvas renomé som storørretelv. Også Heddalsvatn/Norsjø har en bestand av fiskespisende storørret og for denne er de nedre deler av Tinnelva viktig for reproduksjon (Heggenes *et al.* 1998). Sik vandrer også opp i elva til Tinfos for å gyte.

For å etablere ny bestand av laks og sjø-ørret i Telemarksvassdraget, er det satt ut både yngel og settefisk av begge arter. Det er bygget fisketrapper og laks og sjø-ørret kan derfor forekomme i de nedre deler av Tinnelva, som har en anadrom strekning på ca. 1,6 km fra Heddalsvannet opp til Tinfos. Naturlig gyting og rekruttering av laks er foreløpig liten (Heggenes *et al.* 1998), mens denne strekningen er viktig gyte- og oppvekstområde for en god bestand av storørret, med observasjoner av fisk på opptil 7-8 kg eller mer (Heggenes og Dokk 1995, 1997).

Fig. 1. Kart over Tinnelva med de undersøkte stasjoner (transekter) avmerket.

Vannføringen i Tinnelva varierer betydelig gjennom året, men også mellom år. Eksempler er vist på Fig. 2. År med vannføringer større enn 200 til 300  $\text{m}^3\text{s}^{-1}$  og hvor vannføringen sjelden går under minstevannføringen på 75  $\text{m}^3\text{s}^{-1}$  har forekommet relativt hyppig (f.eks. 1988 og 1989). År finnes også der sommervannføringen store deler av året ikke gikk over 75  $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ , for eksempel på 1970-tallet og 1996 (Fig. 2).

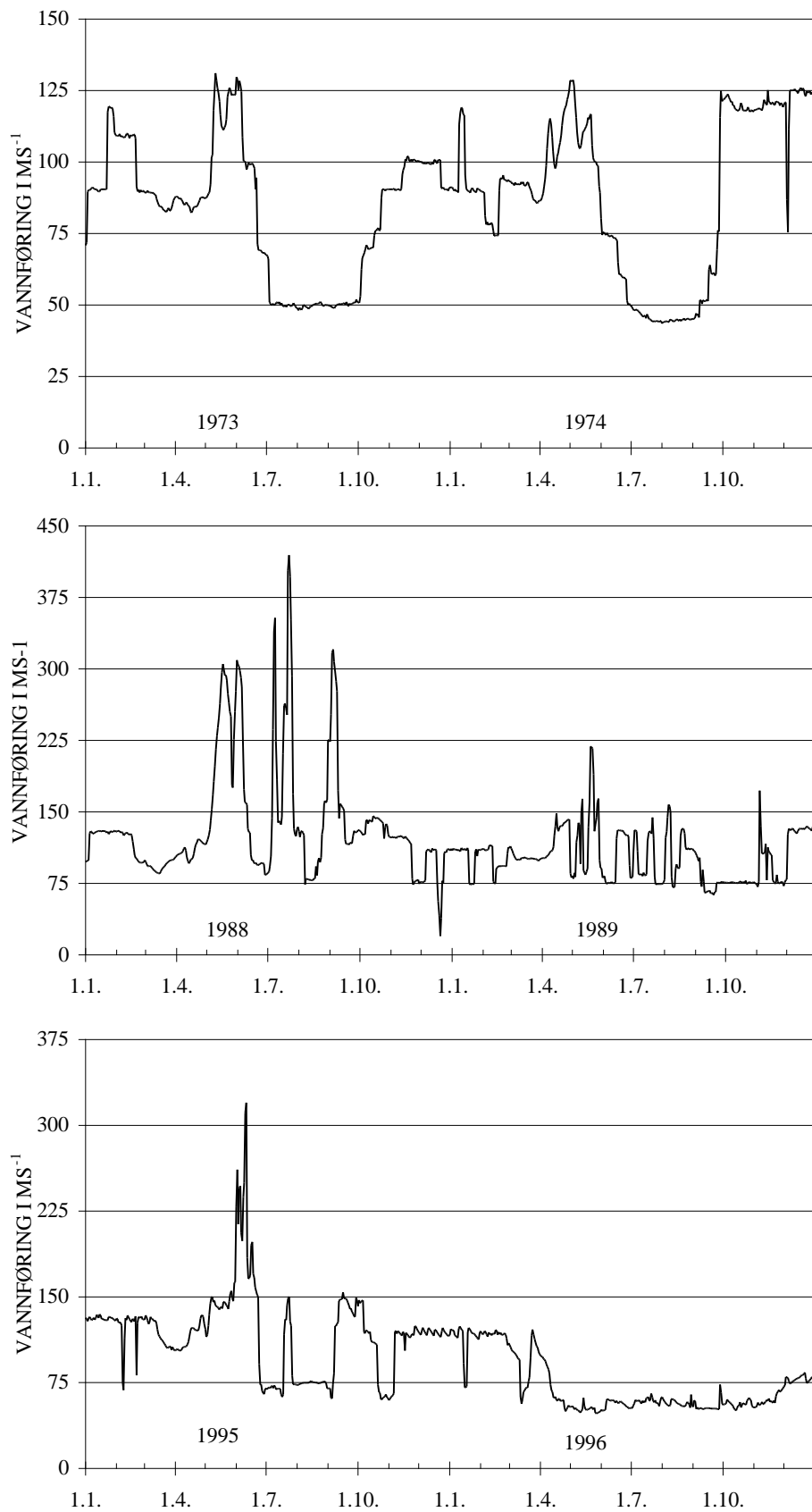


Fig. 2. Vannføringer ulike år, 1974/1975, 1988/1989, 1995/1996, i Tinnelva.



Fig. 3. Tinnelva oppstrøms Gransherad sentrum (Lihøl) ved  $75 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  (øverst) og  $45 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  (nederst).





Fig. 4. Tinnelva ved Gransherad sentrum ved  $75 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  (øverst) og  $45 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  (nederst).

For å undersøke hydrauliske effekter av en redusert minstevannføring fra 75 til 45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>, valgte vi ut til sammen 10 ulike områder av elva fordelt over hele den aktuelle strekningen fra Tinnsjøen til Heddalsvannet. Områdene ble også valgt for så langt som mulig å representere ulike dybde og hastighetsforhold, dvs. ulike 'typer' av elv. De utvalgte områdene er vist på Fig. 1. Det er vist bilder av to av disse ved de to ulike vannføringene på Fig. 3 og 4.

## METODIKK

Det finnes ikke data fra Tinnelva som omfatter oppvekstområdenes egnethet, dvs. habitattilbudet, for ørret og hvordan dette eventuelt endres som følge av lavere vannføring. Det er heller ikke gjort undersøkelser for å frembringe stedege data på habitatbruk eller -preferanse. For å beskrive konsekvenser av eventuelle endringer i habitat for fisk, må informasjon om habitattilbud og -bruk foreligge. For å kartlegge og kvantifisere hydrauliske konsekvenser av redusert vannføring, ble derfor transekter (tversnitt over hele elva) innmålt på hhv. 75 og 45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> på de ti utvalgte områdene. Prosjektet ga ikke rom for innsamling av stedege preferanse data. Derfor er informasjon fra tidligere undersøkelser om de krav (preferanse) ørret stiller til sitt oppvekstområde til ulike tider av året, brukt på mer generell basis (se bl.a. Heggenes 1988, 1989,1990, Heggenes og Saltveit 1990, Heggenes og Dokk 1995). Disse opplysninger er sammenholdt med de fysiske data som ble samlet inn fra ulike strekninger i Tinnelva, og danner grunnlaget til en vurdering av konsekvenser på fisk.

Beskrivelsene av det totalt tilgjengelige habitat på de ulike stasjonene er gjort ved hjelp av transektmetodikk (Bovee 1982). På hver av 10 ulike områder av Tinnelva (7 ovenfor Årlifoss, 3 nedenfor) (se Fig.1), ble det lagt inn ett transekt tvers over elva, vinkelrett på hovedstrømretningen. Det ble spent opp en vaier tvers over elva i hvert av transektene, og målinger på de dypeste partier ble foretatt fra båt festet til denne. For hver 100 cm i hvert transekt er følgende parametre målt: avstand fra elvebredd, total vanddybde, overflatevannhastighet, gjennomsnittlig vannhastighet, bunn vannhastighet, substratsammensetning, prosent og type skjul, mesohabitattype og strøm type. Avstand fra land og vanddyp ble målt til nærmeste cm. Overflate og bunn vannhastighet ble målt 2 cm hhv. under overflaten og over bunn, mens gjennomsnittshastigheten ble målt ved 0.6 dyp. Substrat og skjul ble definert og klassifisert etter skala gitt i Tabell 1 og Tabell 2, og habitattype og strøm type etter Tabell 3 og 4. Innsamlingene er gjort ved de to aktuelle vannføringer, 75 og 45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>, og ble i hovedsak foretatt i april. Alle punkter som ble målt inn på 75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> ble også målt inn på 45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> så fremt de var vanndekket. Antall målepunkter er derfor også et relativt mål på reduksjonen i vanndekket areal.

Tabell 1. Modifisert Wentworth skala for klassifisering av de ulike substrattyper.

TYPE	mm	KODE
Organisk fint materiale		1
Organisk grovt materiale		2
Leire, silt	0.004-0.06	3
Sand	0.07-2	4
Grov sand	2.1-8	5
Fin grus	2.1-1	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

Tabell 2. Klassifiseringsskala for dekning (skjul) og graden av den dekning ulike former for skjul gir.

TYPER AV SKJUL FOR FISK	KODE	GRADER DEKNING	AV	KODE
Stokker og røtter	1	Dekningsgrad <= 5%		0
Andre objekter under vann	2	Dekningsgrad ca. 10%		1
Stein og blokk	3	Dekningsgrad ca. 20%		2
Fint organisk materiale.	4	Dekningsgrad ca. 30%		3
Undervannvegetasjon, uspes.	5	Dekningsgrad ca. 40%		4
Undercut bredd	6	Dekningsgrad ca. 50%		5
Overflate turbulens	7	Dekningsgrad ca. 60%		6
Overhengende vegetasjon, lavere enn 50 cm	8	Dekningsgrad ca. 70%		7
Is	9	Dekningsgrad ca. 80%		8
Elvemose	16	Dekningsgrad >= 90%		9
Teppemose	17			
Alger	18			
Krypsiv	19			
Trådformete grønnalger	20			
Soleie	21			
Gras	22			
Planter ukjent	24			
Terrestrisk mose	25			
Siv	26			

Tabell 3. Klassifisering ved observasjon av morfologiske enheter og mesohabitater.

Morfologisk enhet	Kode	Mesohabitat	Noen fluvio-morfologiske karakterer
1. Utgravd kulp	1	Evje	Ikke netto nedstrøms strøm. Refleksjoner blir ikke brutt.
	2	Renne, ål	Som ovenfor
	3	Midt-strøms	Som ovenfor. Dyp, sakte eller stille parti vann (mellom stryk enheter)
	4	Samløpende	Som ovenfor
	5	Side	Som ovenfor
	6	Overfall	Som ovenfor
2. Oppdemt kulp	7	Blokk	Som ovenfor Hindringen synlig
	8	Organisk (trær o.l.)	Som ovenfor Hindringen synlig
	9	Bever	Som ovenfor Hindringen synlig
	10	Skred	Som ovenfor Hindringen synlig
	11	Bakvann	Som ovenfor Samløp med hovedelv i en ende. Ofte med vegetasjon
	12	Gammelt løp	Som ovenfor
3. Ikke-turbulent	13	Terskel (kunstig)	Som ovenfor
	14	Marginalt død vann	Lokalisert til elvekantene (ved kanten av blankstryk), svinger eller andre hindringer i elva Strømtype som for kulp, men fyller ikke (hele) elvbredden
	15	Glidning	Uniform, merkbar nedstrøms vannbevegelse er jevn. Refleksjoner blir forstyrret. Jevnt lang-profil med noen horisontale virvler.
	16	Blankstryk, grunn	Ingen bølger, men klar nedstrøms vannbevegelse med en forstyrret småbrutt overflate
	17	Blankstryk, dyp	Som ovenfor. Dyp, raskt-flytende.
	18	'Kok'	Bølgegang når oppstrømmer bryter overflaten. Sekundær strøm tydelig som vertikale og horisontale virvler.
4. Turbulent	19	Småstryk	Turbulent overflate med oppstrøms-vendte små stående bølger som ikke er brutt, over sand til rullesteins substrat.
	20	Blokkstryk	Som ovenfor Grovere substrat
	21	Hardstryk	Høygradient strekning over/mellom rullestein, blokk eller fjell ved moderat høyt vann. Noe hvitt vann.
	22	Hard smalstryk	Som ovenfor, strømmen presset sammen
	23	Kvitstryk/fall	Blokk bryter tilfeldig overflaten på strekning med stort fall. Blanding av hardstryk og overfall – smalstryker når vannet strømmer forbi oppstrømssiden av substratet, brutte stående bølger på nedstrømssiden av substratet.
5. Trappe-kulper	24	Kaskade	Blokk organisert i (trappe)trinn tvers over elva
	25	Kulp	Oppdemmet strekning med finere sediment oppstrøms kaskade
	26	Overfall	Lavt kurvet overfall i kontakt med substratet
6. Vannfall	27	Fritt fall	Vannet faller vertikalt - kan skille seg fra bakveggen til det vertikale objekt

Tabell 4. Strømtyper som brukes for å identifisere mesohabitater i felt

Kode	Strømtype	Beskrivelse for felt identifisering
1	Nesten ikke merkbar strøm	Overflateskum ser ut til å være stillestående og refleksjoner på overflaten blir ikke forvrent. En kork/pinne på vannoverflaten forblir liggende stille
2	Svak og jevn opp mot grensen til turbulent	Strøm hvis styrke er så lav at det oppstår svært lite overflateturbulens. Svært små celler med turbulent strøm er synlige, og refleksjoner blir (litt) forvrent, og skum på overflaten beveger seg nedstrøms. En pinne som settes vertikalt i vannstrømmen skaper en oppstrøms V i overflaten
3	Oppstrøm	Sekundære strømceller synlige på overflaten som vertikal 'koking' eller sirkulære horisontale virvler
4	Småbrutt overflate Krusning	Overflate-turbulens skaper ikke stående bølger, men symmetriske krusninger som hovedsaklig beveger seg nedstrøms
5	Ubrutte stående bølger	Bølgende lang-profil med stående bølger hvor innsvingen står oppstrøms, men uten å bryte (hvitt)
6	Brutte stående bølger	Hvite 'tumlende' bølger med innsvingen stående oppstrøms. 'Brusende' vannstrøm
7	Chute	Rask, jevn strøm på grensen til turbulent over blokk eller fjell. Strømmen er i kontakt med substratet, og samles oppstrøms, men deles nedstrøms.
8	Fritt fall	Vertikalt vannfall og uten hindring fra et klart objekt, vanligvis mer enn 1m høyt og ofte over hele tverrsnittet
9	Kaotisk	

Feltarbeidet viste seg svært vanskelig på de strykharde partiene når vannføringen var  $75 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . Stasjon 2 måtte oppgis på grunn av høy risiko. På stasjon 1 nedstrøms Tinnosdammen og stasjon 5 nedstrøms Gransherad bru, måtte innmåling av hvitstrykpartiene midt i elva oppgis. Innmålingene på disse stasjonene omfatter derfor 'skulder'partiene på begge sider av elva. Reduksjoner i dyp og vannhastigheter ved redusert vannføring fra  $75$  til  $45 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  vil derfor være underestimert.

## RESULTATER OG KOMMENTARER

Kurver for perioden 1905 til 1999 viser store årlige variasjoner i vannføringen i Tinnelva (Øst-Telemarkens Brukseierforening, ØTB, og eksempler vist på Fig. 2). Nåværende pålagte minimumsvannføring er  $75 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ . Kurvene viser at vannføringen har vært lavere enn denne en rekke ganger. Dette skyldes at det i vannfattige år er vanskelig å tilfredsstille kravet til minstevannføring på  $75 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ .

Det vil være to vesentlige konsekvenser for fisk knyttet til en redusert minstevannføring:

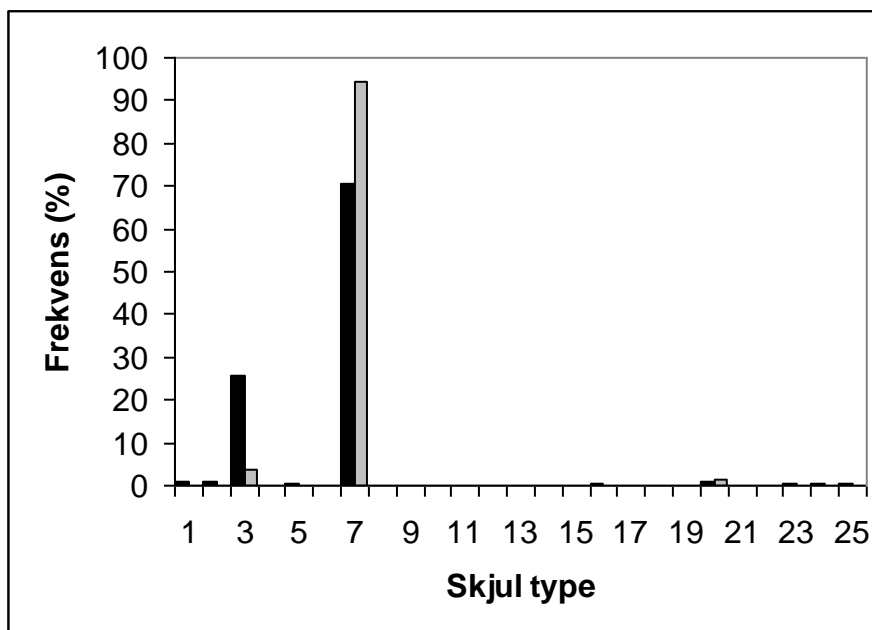
- Vedvarende endrede habitat- og næringsforhold, inkludert vanntemperatur, knyttet til lavere vannføringer over lengre perioder, hovedsakelig om sommeren og
- En akutt virkning knyttet til selve endringen i vannføring, viktigst er her reduksjon i vannføring og dermed tørrlegging av strandarealer.

De mer vedvarende hydrauliske endringer i levetilstandene for fisk når minstevannføring eventuelt endres fra  $75$  til  $45 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ , vil i hovedsak berøre vanddekket areal, vannhastigheter og vanddyp. Dette kan igjen føre til endringer i mesohabitat forholdene. Samlet sett indikerer resultatene fra de ni undersøkte transektene i Tinnelva (Fig. 1) at de kvantitative endringene i hydrauliske forhold var betydelige, men varierte avhengig av variabel (Tabell 5, Fig. 5-7). Reduksjonen i antall målepunkter (fra 445 ved  $75 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  til 331 ved  $45 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ) indikerer en reduksjon i totalt vanddekket areal på ca. 25 %. Endringene i dyp og vannhastigheter er signifikante og betydelige (Tabell 5). Gjennomsnittets dypet i innmålte transekt ble redusert fra 113 til 96 cm, og gjennomsnittlig vannhastighet fra 95 til  $78 \text{ ms}^{-1}$ . Habitattype og strøm type (overflate) endret seg også betydelig, fra en mer turbulent til en roligere elv med jevnere overflate (Tabell 5). Det visuelle inntrykket vil derfor også endre seg vesentlig mot en roligere elv. I denne sammenheng må det også påpekes at estimatene for endringer er forsiktige, ettersom de mest strykharde partier på st. 1 og 5 ikke lot seg måle inn (se Metoder, s. 8).

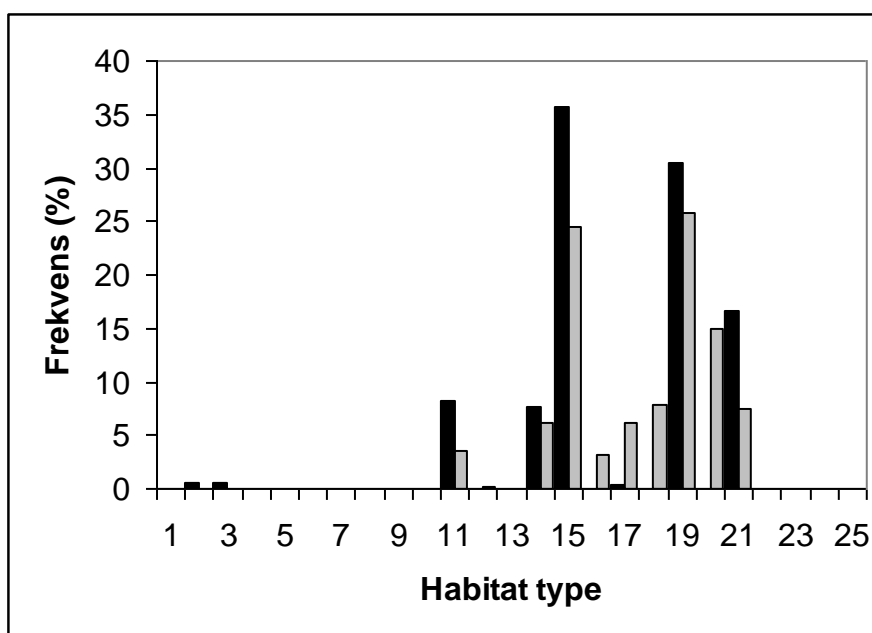
Tabell 5. Sammenligninger mellom vannføring på 45 og 75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> samlet for alle ni stasjoner i Tinnelva for dyp, vannhastigheter, skjul, og habitat- og strømtyper. Kruskal-Wallis ikke-parametrisk test.

	N	<i>Dyp</i>			<i>Gjennomsnitt vannhastighet</i>			<i>Bunn vannhastighet</i>			<i>Overflate vannhastighet</i>		
		Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W	Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W	Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W	Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W
<b>45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></b>	331	96 (82)	78 (18)	0.0010	67 (50)	66.5 (0)	0.0033	46 (32)	53 (0)	0.5640 <sup>a</sup>	92 (67)	93 (0)	0.2363 <sup>a</sup>
<b>75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></b>	445	113 (87)	95 (160)		82 (76)	72 (45)		43 (42)	30.5 (0)		100 (73)	87 (1)	
		<i>Skjul type</i>			<i>Skjul grad (%)</i>			<i>Habitat type</i>			<i>Strøm type</i>		
<b>45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></b>		6.2 (2.9)	7 (7)	0.0001	44 (2.3)	40 (30)	0.4927	16.7 (3.4)	15 (15)	0.0053 <sup>a</sup>	2.2 (1.3)	2 (2)	0.0001
<b>75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></b>		7.1 (1.9)	7 (7)		43 (23)	50 (50)		17.4 (2.5)	18 (19)		3.2 (1.5)	3 (2)	

<sup>a</sup> Signifikans varierte med type test.

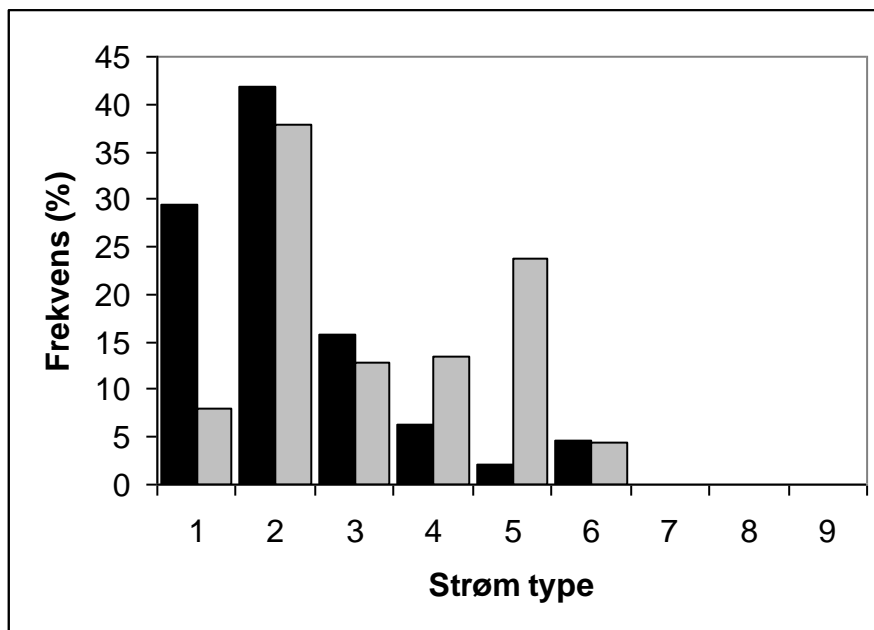


Figur 5. Type skjul (se Tabell 2) ved en minste vannføring på hhv. 75 (svarte søyler) og 45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> (grå søyler) i Tinnelva for 9 utvalgte transektter.



Figur 6. Type habitat (se Tabell 3) ved en minste vannføring på hhv. 75 (svarte søyler) og 45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> (grå søyler) i Tinnelva for 9 utvalgte transektter.





Figur 7. Strøm type (se Tabell 4) ved en minstevannføring på hhv. 75 (svarte søyler) og (grå søyler) i Tinnelva for 9 utvalgte transekter.

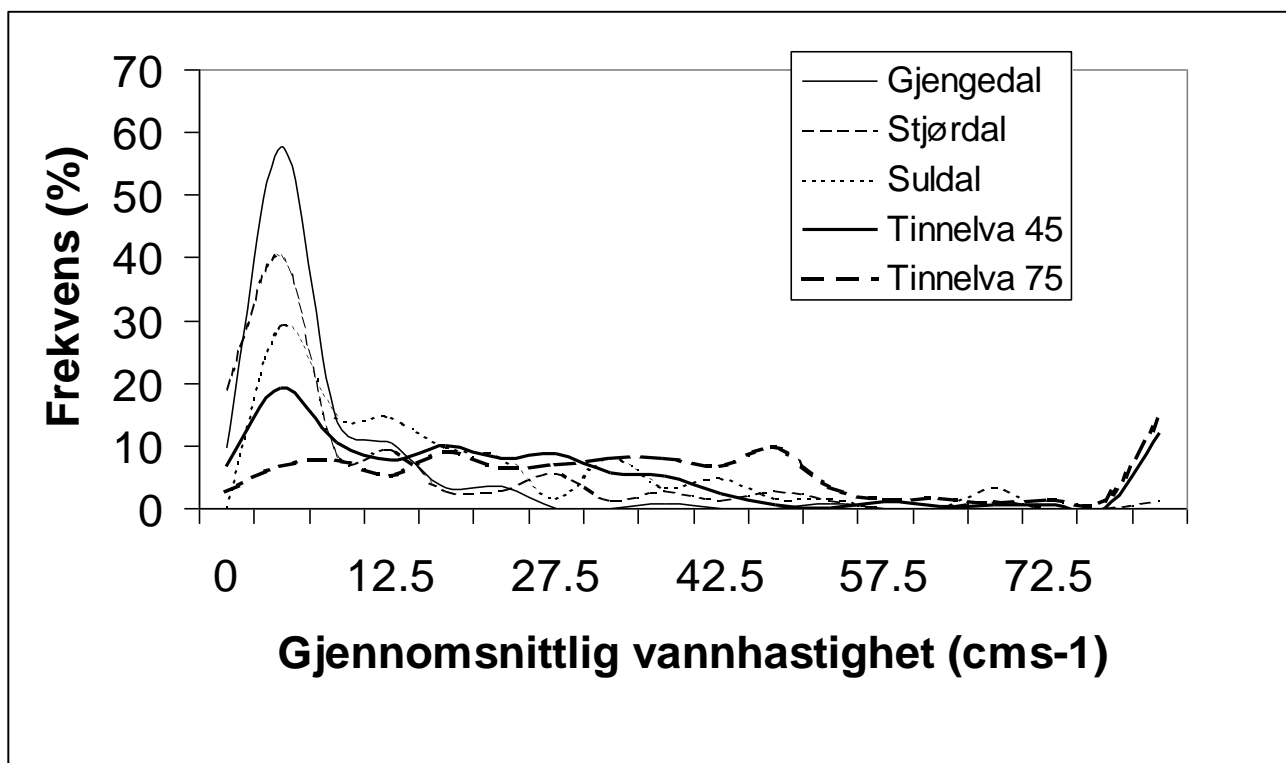
En vannføring på  $45 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  er fremdeles relativt mye vann, og endringene i de hydrauliske forhold er mindre enn størrelsen på reduksjonen i minstevannføring (40 %) kunne indikere. Dette er som forventet, ettersom det som oftest ikke er en lineær sammenheng mellom vannføring og hydrauliske forhold (se f.eks. Måna-rapportene). Det skyldes som regel elveleiets utforming. Først fylles et klart definert elveleie med vann, og da skjer det ofte raske og vesenlige endringer i de hydrofysiske forhold. Deretter stiger elva i det definerte elveleiet, og går eventuelt 'over sine bredder'. I denne fasen er som regel de hydrofysiske endringene vesentlig mindre.

Det var betydelig forskjell i størrelsen på endringene mellom stasjonene (Tabell 6-14). Det skyldes igjen ulik gradient og form på elveleiet på de forskjellige stasjonene. Stasjonene ble nettopp valgt for å gjenspeile denne variasjonen. Generelt er endringene størst på stasjoner med flatt og bredt tverrsnitt. For eksempel på stasjon 4 ved Oterbekk oppstrøms Flishøl og stasjon 8 ved Tinfosøyren, som var blant de bredeste og flateste stasjonene. Begge viser signifikante og betydelige reduksjoner i vanddekket areal (målepunkter), vanddyp og vannhastigheter (Tabell 8 og 13). Derimot viser en av de strieste stasjonene, stasjon 1 nedstrøms Tinnosdammen, beskjedne endringer (Tabell 6), mens den strie stasjon 5 nedstrøms Gransherad bru viser et mønster omvendt av de andre stasjonene. Her var det en signifikant økning i dyp og vannhastigheter med lavere vannføring. Dette skyldes at elva ved  $45 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  er konsentrert til det smale og dype midtpartiet, mens det på  $75 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  også oversvømmer større arealer på de grunnere 'skuldrene' (se også Fig. 4).

De hydrauliske målingene viser derfor at dersom minstevannføringen i perioder om sommeren reduseres fra 75 til  $45 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  i Tinnelva, vil dette medføre betydelige hydrofysiske endringer. Disse endringene vil være relativt mindre enn selve reduksjonen i minstevannføring (40 %). Tinnelva vil likevel endre seg fra å være en stor og stedvis stri sommerelv til å bli mindre og roligere.

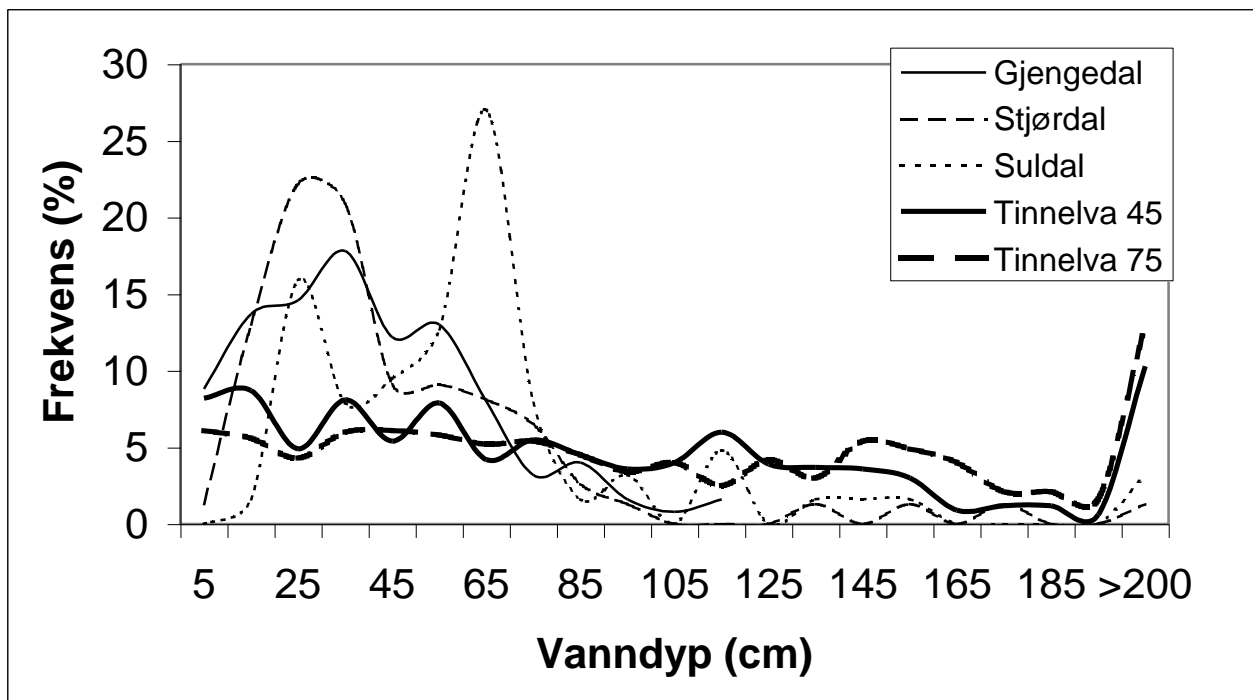
Disse endringene vil påvirke habitatvilkårene for fisk i elva. Det har ikke vært rom for å gjøre egne biologiske undersøkelser innenfor foreliggende prosjekt. De konsekvensvurderinger som gjøres i det følgende mht. fisken i Tinnelva, baserer seg derfor på mer generelle vurderinger og kunnskap innsamlet fra andre elver.

I Fig. 8 og 9 er bruk av vannhastigheter og vanddyb til ørret i tre andre større elver som er undersøkt i Norge, sammenlignet med forholdene i Tinnelva ved en minstevannføring på hhv. 75 og 45  $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ .



Figur 8. Bruk av gjennomsnittlige vannhastigheter hos ørret i hhv. Gjengedalselva, Stjørdalselva og Suldalslågen, sammenlignet med vannhastigheter målt på ni transekter i Tinnelva på 45 og 75  $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ .

Figurene indikerer at i Tinnelva med en sommervannføring på 75  $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ , er større deler av de striere (midtpartiene) i elva mindre gunstige elveområder for ørret. De gunstigere leveområdene, særlig på strie elvepartier, finnes hovedsakelig nærmere elvebredden. Ved 45  $\text{m}^3\text{s}^{-1}$  er de totalt tilgjengelige leveområdene redusert. Selve strandsonen vil neppe bli vesentlig redusert, men derimot flytte seg lengre ut i elva. Unntaket er de begrensede elvepartiene som har en klart definert 'skulder' som blir tørrlagt, som for eksempel stasjon 5. Men samtidig medfører reduserte vannhastigheter og dyp at områder lengre ut i elv blir mer tilgjengelige og får bedre habitatkvalitet, særlig på de striere stasjonene som for eksempel stasjon 1. Dette vil sannsynligvis i hovedsak kompensere for tap av totalt vanddekket areal.



Figur 9. Bruk av vanndyp hos ørret i hhv. Gjengedalselva, Stjørdalselva og Suldalslågen, sammenlignet med vannhastigheter målt på ni transekter i Tinnelva på 45 og 75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>.

Vår vurdering er derfor at en reduksjon i minstevannføring fra 75 til 45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> vil medføre betydelig tap i totalt vanndekket areal, kanskje opp mot 25 %. På den annen side vil særlig reduserte vannhastigheter på de striere midtpartiene og elvestrekningene være gunstig for ørreten. Basert på innsamlede data og kunnskap fra andre elver, er det ikke indikasjon på at en redusert minstevannføring vil medføre vesentlige tap av gunstig habitat for ørret. Dette gjelder for minstevannføringer med varighet over noen tid. Det knytter seg særlige problemer til vannstandsendringer i forbindelse med ned- og oppregulering (nedenfor).

Vi vil påpeke at det er en usikkerhet i å bruke data for habitatbruk fra andre elver. De tre elvene, Gjengedalselva, Stjørdalselva og Suldalslågen, har alle både laks og ørret. Det er videre habitatbruken til hovedsakelig mindre ørret som er undersøkt. Metoden som er brukt er observasjon ved dykking. I de større elvene kan denne metoden vanskelig brukes på de mer strykharde og dype strekningene. Det er derfor sannsynlig at sammenligningene i Fig. 8 og 9 i noen grad underestimerer ørretens bruk av dypere og mer strykharde elvepartier.

I Tinnelva har det etter hvert også etablert seg en bestand av ørekyt. Kunnskap om konkurranseforhold mellom ørekyt, ørret og laks på rennende vann er svært mangelfull. For laks og ørret foreligger gode opplysninger om habitatkrav, mens slike er begrenset for ørekyt. Ørekyt foretrekker sannsynligvis mindre strømsterke områder enn ørret (Aass 1995, Garner *et al.* 1998), og gjerne grunne strandpartier med relativt høy temperatur. Naturlig finnes ørekyt for eksempel i flere av våre beste lakseelver, uten at det synes å ha negative konsekvenser for tetthet av laks -og ørretunger i disse eller avkastning (Saltveit og Sættem 1991). Det kan skyldes at ørekyt er dårlig tilpasset sterk strømmende vann, og derfor konkurranse svak under slike forhold.

Tabell 6. Sammenligninger mellom vannføring på 45 og 75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> for stasjon 1 i Tinnelva for dyp (cm), vannhastigheter (cm s<sup>-1</sup>), skjul, og habitat- og strømtyper. Kruskal-Wallis ikke-parametrisk test.

	n	<i>Dyp</i>			<i>Gjennomsnitt vannhastighet</i>			<i>Bunn vannhastighet</i>			<i>Overflate vannhastighet</i>		
		Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W	Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W	Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W	Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W
<b>45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></b>	18	109 (63)	116.5 (165)	1.0000	13 (10)	12 (1)	0.0165 <sup>a</sup>	2 (0.6)	2 (2)	0.2044	25 (18)	30 (1)	0.1067
<b>75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></b>	28	106 (84)	106.5 (170)		31 (50)	18 (6)		10 (12)	6 (0)		34 (19)	34 (12)	
		<i>Skjul type</i>			<i>Skjul grad (%)</i>			<i>Habitat type</i>			<i>Strøm type</i>		
<b>45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></b>		4.9 (2.0)	3 (3)	0.0001	68 (22)	7 (7)	0.0001	19.8 (2.6)	21 (21)	0.0833	5.1 (1.3)	6 (6)	0.9152
<b>75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></b>		7.0 (0)	7 (7)		47 (18)	40 (30)		18.3 (3.9)	21 (21)		5.1 (1.0)	6 (6)	

<sup>a</sup> Signifikans varierte med type test

Tabell 7. Sammenligninger mellom vannføring på 45 og 75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> for stasjon 3 i Tinnelva for dyp (cm), vannhastigheter (cm s<sup>-1</sup>), skjul, og habitat- og strømtyper. Kruskal-Wallis ikke-parametrisk test.

	n	<i>Dyp</i>			<i>Gjennomsnitt vannhastighet</i>			<i>Bunn vannhastighet</i>			<i>Overflate vannhastighet</i>		
		Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W	Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W	Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W	Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W
<b>45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></b>	54	65 (41)	65 (107)	0.0551 <sup>a</sup>	17 (11)	19 (0)	0.0172	15 (7)	16 (13)	0.0041	25 (12)	28 (0)	0.3437 <sup>a</sup>
<b>75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></b>	66	81 (49)	73 (145)		23 (12)	21 (21)		20 (6)	19 (16)		28 (16)	27 (48)	
		<i>Skjul type</i>			<i>Skjul grad (%)</i>			<i>Habitat type</i>			<i>Strøm type</i>		
<b>45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></b>		6.6 (2.2)	7 (7)	0.0044 <sup>a</sup>	42 (20)	50 (60)	0.0140	16.2 (4.3)	19 (19)	0.3155	1.9 (0.5)	2 (2)	0.0001
<b>75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></b>		7.0 (0)	7 (7)		50 (21)	60 (70)		17.3 (2.0)	19 (19)		3.2 (1.0)	4 (4)	

<sup>a</sup> Signifikans varierte med type test.

Tabell 8. Sammenligninger mellom vannføring på 45 og 75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> for stasjon 4 i Tinnelva for dyp (cm), vannhastigheter (cm s<sup>-1</sup>), skjul, og habitat- og strømtyper. Kruskal-Wallis ikke-parametrisk test.

	n	<i>Dyp</i>			<i>Gjennomsnitt vannhastighet</i>			<i>Bunn vannhastighet</i>			<i>Overflate vannhastighet</i>		
		Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W	Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W	Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W	Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W
<i>45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></i>	73	45 (37)	33 (18)	0.0001	16 (14)	12 (0)	0.0001	-	-	-	23 (20)	23 (0)	0.0001
<i>75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></i>	96	79 (43)	67 (49)		88 (43)	89.5 (115)		-	-	-	104 (44)	118 (130)	
		<i>Skjul type</i>			<i>Skjul grad (%)</i>			<i>Habitat type</i>			<i>Strøm type</i>		
<i>45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></i>		7.1 (2.0)	7 (7)	0.6157	36 (26)	30 (10)	0.0025	16.4 (3.2)	19 (19)	0.0001	2.1 (1.1)	2 (2)	0.0001
<i>75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></i>		7.0 (0)	7 (7)		50 (15)	50 (50)		19.6 (0.8)	20 (20)		5.0 (0.2)	5 (5)	

<sup>a</sup> Signifikans varierte med type test.

Tabell 9. Sammenligninger mellom vannføring på 45 og 75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> for stasjon 5 i Tinnelva for dyp (cm), vannhastigheter (cm s<sup>-1</sup>), skjul, og habitat- og strømtyper. Kruskal-Wallis ikke-parametrisk test.

	n	<i>Dyp</i>			<i>Gjennomsnitt vannhastighet</i>			<i>Bunn vannhastighet</i>			<i>Overflate vannhastighet</i>		
		Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W	Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W	Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W	Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W
<b>45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></b>	10	116 (31)	127.5 (130)	0.0362 <sup>a</sup>	23 (11)	27 (27)	0.8636	-			35 (14)	38 (38)	0.7452 <sup>a</sup>
<b>75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></b>	30	58 (67)	20 (3)		27 (28)	27 (0)		5.4 (8)	1 (0)		42 (48)	44 (0)	
		<i>Skjul type</i>			<i>Skjul grad (%)</i>			<i>Habitat type</i>			<i>Strøm type</i>		
<b>45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></b>		4.3 (1.9)	3 (3)	0.0001	52 (21)	55 (60)	0.4324	19.2 (2.8)	19 (19)	0.0058 <sup>a</sup>	-		
<b>75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></b>		7.0 (0)	7 (7)		46 (28)	50 (50)		17.8 (2.1)	19 (19)		2.0 (0.7)	2 (2)	

<sup>a</sup> Signifikans varierte med type test.

Tabell 10. Sammenligninger mellom vannføring på 45 og 75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> for stasjon 6 i Tinnelva for dyp (cm), vannhastigheter (cm s<sup>-1</sup>), skjul, og habitat- og strømtyper. Kruskal-Wallis ikke-parametrisk test.

	n	<i>Dyp</i>			<i>Gjennomsnitt vannhastighet</i>			<i>Bunn vannhastighet</i>			<i>Overflate vannhastighet</i>		
		Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W	Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W	Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W	Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W
<b>45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></b>	27	130 (80)	138 (138)	0.0426 <sup>a</sup>	7 (3)	7 (10)	0.0001	-	-	-	7 (4)	9 (2)	0.0001
<b>75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></b>	60	164 (76)	181 (150)		35 (16)	42 (45)		-	-	-	40 (18)	48 (49)	
		<i>Skjul type</i>			<i>Skjul grad (%)</i>			<i>Habitat type</i>			<i>Strøm type</i>		
<b>45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></b>		6.3 (7.7)	3 (3)	0.0001 <sup>a</sup>	36 (16)	30 (30)	0.0001	14.7 (0.8)	15 (15)	0.1865	1.0 (0)	1 (1)	0.0001
<b>75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></b>		7.0 (0)	7 (7)		10 (5)	10 (10)		14.9 (0.9)	15 (15)		1.9 (0.3)	2 (2)	

<sup>a</sup> Signifikans varierte med type test.



Tabell 11. Sammenligninger mellom vannføring på 45 og 75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> for stasjon 7 i Tinnelva for dyp (cm), vannhastigheter (cm s<sup>-1</sup>), skjul, og habitat- og strømtyper. Kruskal-Wallis ikke-parametrisk test.

	n	<i>Dyp</i>			<i>Gjennomsnitt vannhastighet</i>			<i>Bunn vannhastighet</i>			<i>Overflate vannhastighet</i>		
		Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W	Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W	Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W	Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W
<b>45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></b>	28	260 (107)	283.5 (33)	0.8875	5 (5)	3 (0)	0.0079	-	-	-	6 (7)	4 (0)	0.0076
<b>75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></b>	34	251 (139)	281.5 (14)		15 (18)	8 (0)		-	-	-	18 (24)	10 (1)	
		<i>Skjul type</i>			<i>Skjul grad (%)</i>			<i>Habitat type</i>			<i>Strøm type</i>		
<b>45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></b>		3.0 (1.0)	3 (3)	0.0001	54 (16)	60 (60)	0.0001	14.2 (1.7)	15 (15)	0.0019	1.9 (0.9)	2 (2)	0.0044 <sup>a</sup>
<b>75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></b>		7.0 (0)	7 (7)		23 (16)	20 (10)		16.1 (2.6)	18 (18)		2.5 (0.7)	3 (3)	

<sup>a</sup> Signifikans varierte med type test.

Tabell 12. Sammenligninger mellom vannføring på 45 og 75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> for stasjon 8 i Tinnelva for dyp (cm), vannhastigheter (cm s<sup>-1</sup>), skjul og habitat- og strømtyper. Kruskal-Wallis ikke-parametrisk test.

	n	<i>Dyp</i>			<i>Gjennomsnitt vannhastighet</i>			<i>Bunn vannhastighet</i>			<i>Overflate vannhastighet</i>		
		Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W	Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W	Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W	Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W
<i>45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></i>	58	88 (41)	76 (34)	0.0058 <sup>a</sup>	98 (39)	90 (85)	0.0001	-			125 (45)	122 (65)	0.0001
<i>75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></i>	61	107 (48)	100 (80)		35 (14)	35 (44)		-			46 (16)	45 (25)	
		<i>Skjul type</i>			<i>Skjul grad (%)</i>			<i>Habitat type</i>			<i>Strøm type</i>		
<i>45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></i>		6.9 (0.7)	7 (7)	0.1591	57 (19)	60 (70)	0.2083	20.1 (1.2)	21 (21)	0.0012 <sup>a</sup>	2.8 (1.1)	2.5 (2)	-
<i>75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></i>		7.0 (0)	7 (7)		52 (21)	50 (30)		19.3 (1.3)	19 (19)		-		

<sup>a</sup> Signifikans varierte med type test.

Tabell 13. Sammenligninger mellom vannføring på 45 og 75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> for stasjon 9 i Tinnelva for dyp (cm), vannhastigheter (cm s<sup>-1</sup>), skjul, og habitat- og strømtyper. Kruskal-Wallis ikke-parametrisk test.

	n	<i>Dyp</i>			<i>Gjennomsnitt vannhastighet</i>			<i>Bunn vannhastighet</i>			<i>Overflate vannhastighet</i>		
		Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W	Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W	Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W	Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W
<i>45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></i>	31	134 (81)	115 (218)	0.5850	20 (11)	18 (18)	0.0011	9 (7)	11 (0)	0.2210 <sup>a</sup>	25 (13)	23 (22)	0.0006
<i>75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></i>	35	146 (96)	122 (3)		44 (31)	37 (80)		7 (9)	3 (0)		49 (32)	46 (1)	
		<i>Skjul type</i>			<i>Skjul grad (%)</i>			<i>Habitat type</i>			<i>Strøm type</i>		
<i>45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></i>		7.0 (0)	7 (7)	0.0022 <sup>a</sup>	26 (7)	30 (30)	0.0001	14.6 (1.2)	15 (15)	0.0001	2.7 (0.7)	3 (3)	0.0001
<i>75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></i>		5.9 (1.8)	7 (7)		59 (7.5)	60 (60)		16.4 (1.3)	17 (17)		2.1 (0.5)	2 (2)	

<sup>a</sup> Signifikans varierte med type test.

Tabell 14. Sammenligninger mellom vannføring på 45 og 75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> for stasjon 10 i Tinnelva for dyp (cm), vannhastigheter (cm s<sup>-1</sup>), skjul, og habitat- og strømtyper. Kruskal-Wallis ikke-parametrisk test.

	n	<i>Dyp</i>			<i>Gjennomsnitt vannhastighet</i>			<i>Bunn vannhastighet</i>			<i>Overflate vannhastighet</i>		
		Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W	Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W	Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W	Middel (±SD)	Median (Mode)	K-W
<i>45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></i>	32	55 (53)	36 (28)	0.0205 <sup>a</sup>	17 (13)	19 (0)	0.4541	13 (9)	17 (0)	0.0348	25 (18)	27 (0)	0.5018
<i>75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></i>	35	81 (57)	66 (66)		21 (13)	19 (0)		18 (8)	20 (19)		23 (13)	22 (0)	
		<i>Skjul type</i>			<i>Skjul grad (%)</i>			<i>Habitat type</i>			<i>Strøm type</i>		
<i>45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></i>		7.0 (0)	7 (7)	0.0668 <sup>a</sup>	28 (11)	30 (30)	0.0001	14.7 (2.0)	15 (15)	0.6915	1.5 (0.5)	1 (1)	0.0003
<i>75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup></i>		10.2 (7.7)	7 (3)		42 (15)	40 (40)		14.6 (1.5)	15 (15)		1.9 (0.4)	2 (2)	

<sup>a</sup> Signifikans varierte med type test.

Ørekyt greier seg dårlig i konkurranse med ørret ved høy vannhastighet. Dette er trolig viktigste grunn til at ørekyt i dag har en utbredelse i Tinnelva som er begrenset til få, relativt stille partier som for eksempel Tostilla nedstrøms Gransherad bru og Kjeppeståbrekka nedstrøms Tinfos. En reduksjon i minstevannføring fra 75 til 45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> kan favorisere ørekyt. Den vil derfor sannsynligvis øke i tetthet og utbredelse. Med begrenset kunnskap og ingen konkrete undersøkelser i Tinnelva, er det imidlertid svært vanskelig å vurdere i hvilken grad ørekyt vil favoriseres. Dette bør følges opp med undersøkelser dersom manøvreringsreglementet blir endret.

Det foreligger ikke opplysninger om temperaturforholdene i Tinnelva og vurdering av eventuelle endringer i vanntemperatur som følge av redusert vannføring. Tinnelva er en relativt sommer kald elv, som varmes sent opp pga. store magasiner i høytliggende områder. Det er en nær sammenheng mellom vanntemperatur og vekst hos ørret (Elliott 1975, Jensen 1990). En redusert minstevannføring i perioder om sommeren vil sannsynligvis føre til en noe raskere oppvarming og høyere temperatur i elva. Sammenlignet med nåværende temperaturforhold i Tinnelva, vil en litt høyere sommertemperatur sannsynligvis være en fordel mht. veksthastighet for ørret. Ettersom det ikke er aktuelt å redusere minstevannføringer sent på høsten og om vinteren, vil gytetidspunkt og eggutvikling for ørret ikke bli berørt.

Hvordan selve reduksjonen fra en høyere vannføring til den nye minstevannføringen er tenkt gjennomført er ikke presisert i søknaden. Imidlertid er det senere opplyst at den nye Tinnosdammen muliggjør vesentlig raskere vannføringsendringer enn det som er tilfelle i dag. Da eventuelle reduksjoner i vannføring i hovedsak vil finne sted om sommeren og høsten, det vil si i fiskens mest aktive periode, må hurtige reduksjoner unngås, da dette kan få konsekvenser for rekrutteringen av fisk. Effekt av hurtige endringer i vannstand på akvatiske organismer har ikke vært godt dokumentert, selv om flere studier har funnet konsekvenser på økosystemet i elv (Hunter, 1992). Hurtige reduksjoner i vannføring er imidlertid funnet å kunne ha store konsekvenser for fisk. En av de mest åpenbare konsekvensene av hurtige reduksjoner i vannføring er tørrlegging av elvebunn, og som medfører såkalt stranding av organismer. Stranding kan forårsake høy dødelighet hos ørret- og laksunger. For eksempel i Nidelva har hurtige og ofte forekommende reduksjoner i vannføring ved stenging av kraftverket gitt stranding (Arnekleiv *et al.* 1994). Ved en anledning ble antall fisk strandet beregnet til 25.7 individer/100 m<sup>2</sup> (Hvidsten 1985). Strandet død fisk er også observert i den tørrlagte strandsonen i andre norske regulerte elver, bl.a. i Tinnelva ved raske vannstandsreduksjoner nedstrøms Tinfos kraftstasjon (Heggenes, pers. obs.). I Suldalslågen i Rogaland var det en statistisk signifikant ( $p < 0.001$ ) reduksjon i fisketetthet i de øverste og mest utsatte deler av elva nær dammen, noe som resulterte i en ujevn fordeling av laksunger i elva (Saltveit 1996). Lavere tettheter av laksunger nedstrøms kraftverk i Surna og Alta, er også antatt å være forårsaket av hurtige reduksjoner i vannføring (Saltveit 1990, Forseth *et al.* 1996).

Det er gjort få forsøk på å kvantifisere dødelighet og effekter på fiskebestander. Eksperimentelle forsøk har vist at svært mye årsunger kan strande, opptil 40-50% av en utgangsbestand (Saltveit *et al.* 2000). Forsøkene viste også at det å beregne strandingseffekt eller dødelighet som følge av vannstandsreduksjon ved å kun telle død fisk i substratet i reguleringssonen, ga et underestimert av mengde fisk som strandet, og dermed for lav dødelighet. Forsøk viste videre at strandet laks og ørret kunne overleve flere timer, trolig nede i substratet eller dekket av fuktig vegetasjon (mose) (Saltveit *et al.* 2001, unpubl. resultat). Andelen fisk som overlevde varierte med tid på året, dvs. temperatur, men type bunns substrat og utformingen av elvebunnen er også trolig vesentlig (Saltveit *et al.* 2000, 2001). Høyest stranding er funnet hos

laksunger på lav vanntemperatur under dagslys. Flere forutsetninger påvirker derfor i hvilken grad tørrlegging med påfølgende stranding skal gi dødelighet hos fisk og effekter på bestand; hurtige reduksjoner i vannstand, varighet av tørrlegging, tidspunkt på året og på døgnet, værforhold (regn/sol/tørrvær), størrelse på fisk, elvebunnens utforming og substratets beskaffenhet og produktivt elveareal som berøres.

Hvis reduksjonene i vannføring i Tinnelva skjer raskt er stranding av fisk en sannsynlig konsekvens, spesielt på elvestrekningen ned til første inntaksmagasin (Årlifoss). En rask reduksjon kan det få store konsekvenser på de øverste strykstrekningene ved at en reduksjon i vannføring fra 75 til 45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> sannsynligvis vil tørrlegge 25 % av vanndekket areal. Størrelsen på det vanndekkete areal som tørrlegges vil imidlertid avhenge av vannføringen forut for en reduksjon.

Konsekvensen av stranding vil være økt dødelighet og redusert rekruttering. Hvis også kraftstasjonene i nedre del på samme måte senker vannføringen, vil dette være særlig kritisk på den nederste strekningen mot Heddalsvannet. Dette er gyte- og oppvekstområder for ørret til hele Heddalsvann/Norsjø-systemet. På denne strekningen er Tinnelva også relativt bred og grunn, slik at en reduksjon i vannføring fra 75 til 45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> vil føre til tørrlegging av betydelige strandarealer (Tabell 13 og 14). Dette er oppvekstområder med relativt høy tetthet av ørret (NJFF 2002), og som må vurderes som viktige for rekruttering av ørret til Heddalsvann og Norsjø.

ØTB har presisert at det ikke legges opp til noen effektkjøring. Det må derfor antas at dette innebærer at minstevannføringen holdes stabil over lengre sammenhengende perioder og begrenset til vannfattede perioder om sommeren. Det betyr at negative konsekvenser kan unngås gjennom langsomme endringer i vannføring, både ved reduksjon og økning.

Stranding kan reduseres ved å bruke lengre tid på stenging av kraftverk. Det er beregnet at senkning i vannstand lavere enn ca. 0,22 cm/min kan bidra til å redusere stranding ved at fisk gis mulighet til å forflytte seg. Imidlertid vil effekten variere avhengig av art, størrelse, skjul mulighetene på oppvekstlokalitetene til ørret og oppvekstområdets utforming. Om vinteren bør helst reduksjonene skje om natta, fordi ørret da er mest aktiv (Heggenes *et al.* 1993), mens det omvendte vil være tilfelle om sommeren (Saltveit *et al.* 2000). ØTB finner det ikke problematisk å tilpasse seg en begrensning i senkningshastighet for å unngå problemer knyttet til stranding av fisk.

På samme måte som hurtige reduksjoner bør unngås, bør heller ikke *hurtige økninger* i vannføring forekomme. Informasjon finnes på forflytninger hos fisk som følge av slik endring i vannføring, men relativt lite informasjon finnes fra større elver. Aktive vandring hos laksefisk, også ørret, synes å kunne bli utløst av raske endringer i vannføring (Heggenes *et al.* 2000 - Måna). Kunstige lokkeflommer er således en vanlig prosedyre for å få laks og sjøørret til å vandre opp i regulerte elver.

Ved raske økninger i vannføring kan fiskeunger, særlig på et tidlig stadium når de kommer opp av grusen, bli spylt ut. De viktigste faktorer for slik passiv *drift* av fiskeunger er vannhastighet, temperatur, alder og kondisjon. Antall ørret som beveget seg med strømmen er i andre elver funnet å være positivt korrelert med økning i vannhastighet (Ottaway og Clarke 1981, Ottaway og Forrest 1983, Crisp og Hurley 1991a,b). Det motsatte var tilfelle hos yngel av laks. Elliott (1987) fant at yngel av ørret i dårlig kondisjon og nylig klekket yngel drev lengst. Nyklekket yngel synes å forflytte seg om natten (Elliott 1987, Saltveit *et al.* 1995 a,b). I

Suldalslågen i Rogaland førte bare første fase av en hurtig økning i vannføring fra 50 til mer enn 200 m<sup>3</sup>/s til driv eller utspyling av frittlevende ørretunger, og en vannføringsøkning under "swim-up" perioden hos laks førte til passivt driv hos larver idet de kom opp av grusen (Saltveit *et al.* 1995 a,b), noe som sannsynligvis også vil være tilfelle for ørret. Det finnes ingen retningslinjer eller tilrådninger for økning i vannføring, men denne bør som reduksjonen skje langsomt.

Det er usikkert om en lavere vannføring om sommeren vil medføre økt begroing og sedimentasjon av uorganisk materiale, som sand og grus. Lav vannføring over lengre perioder om sommeren kan føre til at terrestrisk vegetasjon får feste på de tørrlagte arealene. Dette kan igjen virke som sedimentasjonsfeller. Utjevnet og lavere vannføring uten store flommer er trolig årsaken til den sterke begroingen av mose mange steder i Suldalslågen i Rogaland (Rørslett *et al.* 1989). Økt begroing av teppemose og sedimentering av finpartikulært uorganisk materiale har her gitt et mindre variert substrat og færre hulrom for fisk. Hvis fremvekst av mose i Tinnelva fører til akkumulering av finere materiale, fører dette til en forringelse av habitat for fisk og bunndyr (Bremnes og Saltveit 1997, Heggenes og Saltveit 1997, 2002). Sannsynligvis vil langt høyere vannføringer i resten av året i Tinnelva vaske ut eventuelt sedimentert materiale.

## KONKLUSJONER

- Konsekvensvurderingene av en redusert sommerminstevannføring i Tinnelva fra 75 til 45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> er begrenset til perioden mai-oktober.
- Reduksjonen vil føre til betydelige reduksjoner i totalt vanndekket areal, vannhastigheter og vanddyp, dvs. gi en mindre og roligere elv.
- Ved nåværende minstevannføring på 75 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> er Tinnelva fremdeles stedvis en relativt stri og stor elv. Betydelige arealer er således mindre gode habitater særlig for mindre ørret.
- En reduksjon i totalt vanndekket areal vil derfor i hovedsak kompenseres ved at større deler av elva blir bedre leveområder for ørret.
- En reduksjon i minstevannføring vil i større grad favorisere ørekyt. Da det ikke foreligger data, er det vanskelig å vurdere hvor mye ørekyt vil ekspandere. Dette bør undersøkes.
- Rask reduksjon i vannføring vil kunne være en vesentlig negativ faktor. Raske reduksjoner i vannføring vil medføre betydelig økt dødelighet på ørretunger som følge av stranding og dermed gi mindre rekruttering.
- Basert på fiskebiologiske vurderinger bør derfor en reduksjon i vannføring til 45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> bare tillates for lengre perioder, med langsomme ned- og oppkjøringer.
- Reduksjon i vannstand må ikke skje hurtigere enn ca. 0,22 cm/min og må om sommeren foregå om dagen, mens på vinteren om natta.
- Det foreligger ikke vurdering av temperaturendringer. Hvis økt vanntemperatur er en konsekvens, vil det gi bedre vekst hos fisk og virke positivt.
- En reduksjon i minstevannføring vil trolig ikke gi økt sedimentering av uorganisk materiale.

## LITTERATUR

- Arnekleiv, J.V., Koksvik, J.I., Hvidsten, N.A. and Jensen, A.J. 1994. 'Virkningsreguleringen (Bratsberg kraftverk) på bunndyr og fisk i Nidelva, Trondheim (1982-1986).' *Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 1994-7*: 1-56.
- Bogen, J., Bremnes, T., Bønsnes, T., Heggenes, J., Johansen, S.W. og Saltveit, S.J. 2002. Fiskehabitat i Suldalslågen. Et studie av sedimentasjonsdynamikk, begroing, habitattilbud og habitatbruk hos fisk. *Suldalslågen-Miljørapport*, **14**, 82 s.
- Borgstrøm, R. 1976. Ørretbestand i Tinnelva. Virkninger på fisket ved utbygging av fallet mellom Tinn-sjøen og Årlifoss. *Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo*, 30, 22 s.
- Bovee, K.D. 1982. A guide to stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology. Instream Flow Info. Pap. No. 12, FWS/OBS-82/26, Coop. Instream Flow Serv. Group, Fort Collins, Colorado, 248 s.
- Bremnes, T. og Saltveit, S.J. 1997. Effekt av mose på bunndyr i Suldalslågen. *Rapp. Lakseforsterkingsprosjektet i Suldalslågen*, **30**, 42 s.
- Crisp, D.T. og Hurley, M.A. 1991a. Stream channel experiments on downstream movements of recently emerged trout, *Salmo trutta* L. and salmon, *S. salar* L. I. Effect of four different water velocity treatments upon dispersal rate. *Journal of Fish Biology*, 39: 347-361.
- Crisp, D.T. og Hurley, M.A. 1991b. Stream channel experiments on downstream movements of recently emerged trout, *Salmo trutta* L. and salmon, *S. salar* L. II. Effect of constant and changing velocities and of day and night upon dispersal rate. *Journal of Fish Biology*, 39: 363-370.
- Elliott, J.M. 1975. The growth of brown trout (*Salmo trutta* L.) fed on maximum rations. *Journal of Animal Ecology*, 44: 805-821.
- Elliott, J.M. 1987. The distance travelled by down-stream moving trout fry, *Salmo trutta*, in a Lake District stream. *Freshwater Biology* 17: 491-499.
- Elliott, J.M. 1994. Qualitative ecology of brown trout. Oxford University Press, Oxford. 286 s.
- Forseth, T., Næsje, T., Jensen, A.J., Saksgård, L. og Hvidsten, N.A. 1996. 'Ny forbitappingsventil i Alta kraftverk: Betydning for laksebestanden.' *NINA Oppdragsmelding* **392**: 1-26.
- Garner, P., Clough, S., Griffiths, S.W., Deans, D. & Ibbotson, A. 1998. Use of marginal habitat by *Phoxinus phoxinus*: a trade-off between temperature and food? *J. Fish Biol.* 52, 600-609.
- Heggenes, J. 1980. Fisket i Tinnelva. Hovedoppgave, Inst. for naturforvaltning, NLH.
- Heggenes, J. 1983. Sportsfiske i Tinnelva. *Forskningsnytt* 28: 19-22.
- Heggenes, J. 1988. Substrate preferences of brown trout fry (*Salmo trutta*) in stream channels. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 1801-1806.
- Heggenes, J. 1989. Physical habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) in riverine systems. *Nordic Journal of Freshwater Research* 64: 74-90.
- Heggenes, J. 1990. Habitat utilization and preferences in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in streams. *Regulated Rivers* 5: 341-354.
- Heggenes, J. og Dokk, J.G. 1995a. Undersøkelser av gyteplasser og gytebestander til storørret og laks i Telemark høsten 1994. *Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo*, 156, 28 s.
- Heggenes, J. og Dokk, J.G. 1995b. Habitatvalg til laks- og ørretunger i Suldalslågen. Modellerte konsekvenser av ulike vannføringer. *Rapp. Lakseforsterkingsprosjektet i Suldalslågen*. 9,55 s.
- Heggenes, J. og Dokk, J.G. 1997. Undersøkelser av gyteplasser og gytebestander til storørret og laks i Telemark 1995-1996. *Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo*, 167, 26 s.
- Heggenes, J. og Saltveit, S.J. 1990. Seasonal and spatial microhabitat selection and segregation in young Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*S. trutta* L.) in a Norwegian river. *Journal of Fish Biology* 36: 707-720.
- Heggenes, J. og Saltveit, S.J. 1994. Flytting av Tinnosdammen. Effekt på fisk og utførelsen av fisket i Tinnelva, Telemark. *Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo*, 149, 52 s.
- Heggenes, J. og Saltveit, S.J. 1997. Effekt av mose på fisk i Suldalslågen. *Rapp. Lakseforsterkingsprosjektet i Suldalslågen*. **39**, 37 s.
- Heggenes, J. and Saltveit, S.J. 2002. Effect of aquatic mosses on the juvenile fish density and habitat use in the regulated River Suldalslågen. *River Research and Applications*, **18**: 249-264.



- Heggenes, J., Baglinière, J.L. and Cunjak, E. 1999. Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*S. trutta*) in heterogeneous streams. *Ecology of Freshwater Fish* 8: 1-21.
- Heggenes, J., Krog, O.M.W., Lindås, O.R., Dokk, J.G. and Bremnes, T. 1993. 'Homeostatic behavioural responses in a changing environment: brown trout (*Salmo trutta*) become nocturnal during winter.' *Journal of Animal Ecology* 62: 295-308.
- Heggenes, J., Bremnes, T., Pavels, H. og Harby, A. 2000. Sommerhabitatvalg til ørret i Måna, Telemark, og modellerte konsekvenser av ulike vannføringer. *Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo*, 193, 46s.
- Heggenes, J., Pedersen, K., Thue, R.E., Lewis, G. & Øksenberg, S. 1998. Undersøkelser av gyteplasser og gytebestander til storørret og laks i Telemark 1997. *Rapp. Lab. Ferskv.Økol. Innlandsfiske*, 181, 29 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, Department of Fisheries, Technical Report No. 119.
- Hvidsten, N.A. 1985. 'Mortality of pre-smolt Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L., caused by rapidly fluctuating water levels in the regulated River Nidelva, central Norway.' *Journal of Fish Biology* 27: 711-718.
- Jensen, A.J. 1990. Growth of young migratory brown trout *Salmo trutta* correlated with water temperature in Norwegian rivers. *Journal of Animal Ecology*, 59: 603-614.
- Ottaway, E.M. og Clarke, A. 1981. A preliminary investigation into the vulnerability of young trout (*Salmo trutta* L.) and Atlantic salmon (*S. salar* L.) to downstream displacement by high water velocities. *Journal of Fish Biology* 19: 135-145.
- Ottaway, E.M. og Forrest, D.R. 1983. The influence of water velocity on the downstream movement of alevins and fry of brown trout, *Salmo trutta* L. *Journal of Fish Biology* 23: 221-227.
- Rørslett, B., Johansen, S.W. og Blakar, I.A. 1989. Biologiske effekter i Suldalsvassdraget for Ulla-Førre utbyggingen. Problemidentifisering og tiltak. *NIVA-rapport 0-88050*. 72 s.
- Saltveit, S.J. 1990. 'Effect of decreased temperature on growth and smoltification of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in a Norwegian regulated river.' *Regulated Rivers*, 5: 295-303.
- Saltveit, S.J. 1996. 'Skjønn Ulla Førre. Fiskeribiologisk uttalelse. Begroing og ungfisk.' *Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo*, 162, 48 s.
- Saltveit, S.J. og Sættem, L.M. 1991. Ørekyt i Lærdalselva, Sogn og Fjordane. Utbredelse og forslag til tiltak. *Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo*, 126, 16 s.
- Saltveit, S.J. , Bremnes, T. og Lindaas, O.R. 1995a. Effekt av økning i vannføring på fisk og bunndyr. *Rapp. Lakseforsterkingsprosjektet i Suldalslågen*, 17, 40 s.
- Saltveit, S.J. , Bremnes, T. og Lindaas, O.R. 1995b. Effect of sudden increase in discharge in a large river on newly emerged Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) fry. *Ecology of Freshwater Fish*, 4: 168-174.
- Saltveit, S.J., J.V. Arnekleiv, J.H. Halleraker og A. Harby. 2000. Effektkjøring av kraftverk og stranding av fisk. Fiskesymposiet, Enfo publ.nr. 444-2000: 83-89.
- Saltveit, S.J., Halleraker, J.H., Arnekleiv, J.V. and Harby, A. 2001. Field experiments on stranding in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. *Regulated Rivers* 17: 609-622.
- Aass, H.C. 1994. Abiotisk habitatsegregering mellom ørret (*Salmo trutta*) og ørekyt (*Phoxinus phoxinus*) i rennende vann. Cand. scient. oppgave i zoologi, Universitetet i Oslo, 47 s. + vedlegg.