

Betydningen av vannkvalitet, vannføring og andre miljøforhold for tilstanden hos laks- og ørretbestanden i Jørpelandsvassdraget

Roar A. Lund
Atle Hindar
Atle Harby
Bjørn Mejdell Larsen
Bjørn Ove Johnsen



LAGSPILL



ENTUSIASME



INTEGRITET



KVALITET

NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

Annen publisering

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

Norsk institutt for naturforskning

Betydningen av vannkvalitet, vannføring og andre miljøforhold for tilstanden hos laks- og ørretbestanden i Jørpelandsvassdraget

Roar A. Lund
Atle Hindar
Atle Harby
Bjørn Mejdell Larsen
Bjørn Ove Johnsen

Lund, R.A., Hindar A., Harby, A., Larsen, B.M og Johnsen, B.O.
2006.Betydningen av vannkvalitet, vannføring og andre miljøforhold for tilstanden hos laks- og ørretbestanden i Jørpelandsvassdraget - NINA Rapport 130. 66 s.

Trondheim, februar 2006

ISSN: 1504-3312

ISBN: 82-426-1679-5

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Roar A. Lund

KVALITETSSIKRET AV

Odd Terje Sandlund

ANSVARLIG SIGNATUR

Odd Terje Sandlund (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)

Fylkesmannen i Rogaland

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Trond Erik Børresen

NØKKELOD

Laks, *Salmo salar*, ørret, *Salmo trutta*, fisketetthet, fangst, vassdragsregulering, vannføring, vannkvalitet, kalking, Jørpelandselva

KEY WORDS

Salmon, *Salmo salar*, trout, *Salmo trutta*, parr density, hydro power development, water discharge, water quality, liming, the River Jørpelandselva

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA Trondheim

NO-7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Postboks 736 Sentrum

NO-0105 Oslo

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 22 33 11 01

NINA Tromsø

Polarmiljøsenteret

NO-9296 Tromsø

Telefon: 77 75 04 00

Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkelgården

NO-2624 Lillehammer

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 61 22 22 15

<http://www.nina.no>

Referat

Lund, R.A., Hindar A., Harby, A., Larsen, B.M og Johnsen, B.O. 2006. Betydningen av vannkvalitet, vannføring og andre miljøforhold for tilstanden hos laks- og ørretbestanden i Jørpelandsvassdraget. - NINA Rapport 130. 66 s.

Det er tilsynelatende så begrensede gyteområder i Jørpelandselva at dette begrenser den naturlige produksjonen i deler av vassdraget. I området nedenfor kraftverket er det siden 1995 utsatt fisk i mengder som har vært tilstrekkelig til å kompensere for denne begrensningen. Da vassdraget har svært god hulromskapasitet i substratet i alle deler av elva og derav gode skjulmuligheter for fiskunger, skulle en under fravær av negative påvirkningsfaktorer forvente at tetthetene av ungfisk var høyere enn de som er registrert i den tidsperioden vassdraget er overvåket. De relativt lave ungfisktetthetene kan ikke forklares ved at elfisket er utført på ugunstige vannføringer. Selv ved elfiske på lave vannføringer har ungfisktettheten ofte vært lav. Den mest nærliggende faktoren til å forklare den dårlige utviklingen i ungfiskbestanden er dårlig vannkvalitet, men tap av fisk ved stranding under raske nedtappinger av vannmengden gjennom kraftverket kan ikke utelukkes. På strekningen ovenfor kraftverket gir lav vannføring som følge av reguleringen klare begrensninger for fiskeproduksjonen i tillegg til at området har dårlige gytemuligheter for laksefisk.

Blant ungfisken er det like mye ørret som laks til tross for årlige utsetninger av lakseyngel i store antall. Dette forholdet indikerer at vannkjemien kan ha hatt vesentlig betydning for utviklingen i ungfiskbestanden da ørretunger er mindre sensitive for surt vann enn laksunger. Omfattende innsjøkalking siden 1995 har tilsynelatende gitt god vannkvalitet i vassdraget, men prøvetakingen dekker ikke eventuelle kortvarige perioder med dårlig vannkvalitet. Sjøsaltepisoder i vintrene 1997, 1999, 2000, 2001 og 2002 kan ha forringet vannkvaliteten til skadelige nivåer fordi sidefelt i nedre deler av vassdraget har et potensial for mobilisering av giftig aluminium. Deler av elvestrekningen har dessuten lav vannføring i perioder slik at sidefeltenes vannkvalitet blir viktig. For å hindre skadelig Al-mobilisering bør terrengkalking vurderes.

Roar Asbjørn Lund, Bjørn Mejdell Larsen og Bjørn Ove Johnsen, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim.

Atle Hindar, Norsk institutt for vannforskning, Televeien 3, 4879 Grimstad.

Atle Harby, SINTEF Energiforskning, 7465 Trondheim.

Abstract

Lund, R.A., Hindar A., Harby, A., Larsen, B.M. & Johnsen, B.O. 2006. The significance of water quality, water flow and other environmental variables in relation to the status of the salmon and trout populations in the River Jørpelandselva. - NINA Rapport 130. 64pp.

Spawning areas most probably limit natural fish production in parts of the river Jørpelandselva. In the area below the power plant, releases of salmon fry have compensated this constraint. As the embeddedness of the substrate is low in all parts of the river, there is abundant shelter for parr. The estimated parr densities are below expected densities in a natural river unaffected by negative factors having influence. The low estimates of parr density cannot be explained by methodological problems due to unfavourable water discharges during electrofishing. The most important factor to explain the low parr densities is bad water quality. Stranding of parr during rapid reductions in water flow through the power plant may also contribute. In the area above the power plant low water flows due to the regulation of the river have caused significant limitations to fish production. In addition, the area suffers from limited spawning grounds for salmonid species.

The density of trout parr equals that of salmon parr in spite of the significant annual releases of salmon fry, and the fact that the physical conditions of the river appear more favourable for salmon than for trout juveniles. This indicates that water quality has been of vital importance for the development of the parr population, as trout parr is less sensitive to acid water than salmon parr. Water quality has improved significantly since extensive liming was commenced in 1995. However, the frequency of water sampling is not sufficient to record brief periods of bad water quality. Incidents of saline precipitation (salts from the sea) during the winters of 1997, 1999, 2000, 2001 and 2002 may have reduced water quality to levels detrimental to the fish. In the catchment areas of some small tributaries in the lower section of the main river there is a potential to mobilize poisonous aluminium. During periods of low water flow in the main river, in particular above the power plant, these small tributaries may significantly influence water quality in the main river. To counteract this, liming of the watersheds should be considered.

Roar Asbjørn Lund and Bjørn Mejdell Larsen and Bjørn Ove Johnsen, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7485 Trondheim.

Atle Hindar, Norwegian Institute for Water Research, Televeien 3, N-4879 Grimstad.

Atle Harby, SINTEF Energy Research, N-7465 Trondheim

Innhold

Referat	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	7
1 Innledning	8
2 Områdebeskrivelse	9
2.1 Hydrologi og vannkraftutbygging	10
2.2 Vannkjemi	10
2.3 Fiskebestand	11
3 Metoder og materiale	13
3.1 Vannføring	13
3.2 Vannkjemi	14
3.3 Bonitering og registrering av gytegroper	15
3.3.1 Mesohabitat	16
3.3.2 Bunnsubstrat	16
3.4 Fisk	16
3.4.1 Fangststatistikk og analyse av skjellprøver	16
3.4.2 Bestandsfekunditet og egg tetthet	17
3.4.3 Tetthet av ungfisk	17
4 Resultater	19
4.1 Vannføring	19
4.2 Vannkjemi	21
4.2.1 Generelt i hovedvassdraget	21
4.2.2 Sjøsaltepisoder	23
4.3 Bonitering og forekomst av gytegroper	26
4.4 Fisk	31
4.4.1 Fangststatistikk og analyse av skjellprøver	31
4.4.2 Bestandsfekunditet og egg tetthet	35
4.4.3 Tetthet av ungfisk	37
5 Diskusjon	45
5.1 Vannføring	45
5.2 Vannkjemi	45
5.3 Bonitering og forekomst av gytegroper	48
5.4 Fisk	49
5.4.1 Voksenfiskbestanden	49
5.4.2 Bestandsfekunditet og egg tetthet	50
5.4.3 Tetthet av ungfisk	52
5.4.4 Fiskeutsettinger	53
5.5 Samlet vurdering av årsaksforhold til bestandsutvikling	53
6 Aktuelle kompensasjonstiltak	56
7 Konklusjoner	57
8 Referanser	59

Vedlegg 1.....	62
Vedlegg 2.....	63
Vedlegg 3.....	65

Forord

Etter oppdrag fra Fylkesmannen i Rogaland har Norsk institutt for naturforskning (NINA) i samarbeid med Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og SINTEF Energiforskning foretatt vurdering av foreliggende data om vannføringsforhold, vannkvalitet og fiskebestand i Jørpelandsvassdraget.

Vi takker Fylkesmannen for oppdraget.

Vi retter også en takk til Arild Jørpeland, Georg Rydningen og Gunnar Uthaug i Strand Jeger- og Fiskerforening for informasjon om fangst og kultivering i vassdraget og for tilgang på registreringene av oppvandrende fisk i fisketrappa ved Jørpelandsfossen. Torulv Fjelde takkes for tilgang på vannføringsdata fra Jørpeland kraftverk.

Trondheim, februar 2006

Roar A. Lund
Prosjektleder

1 Innledning

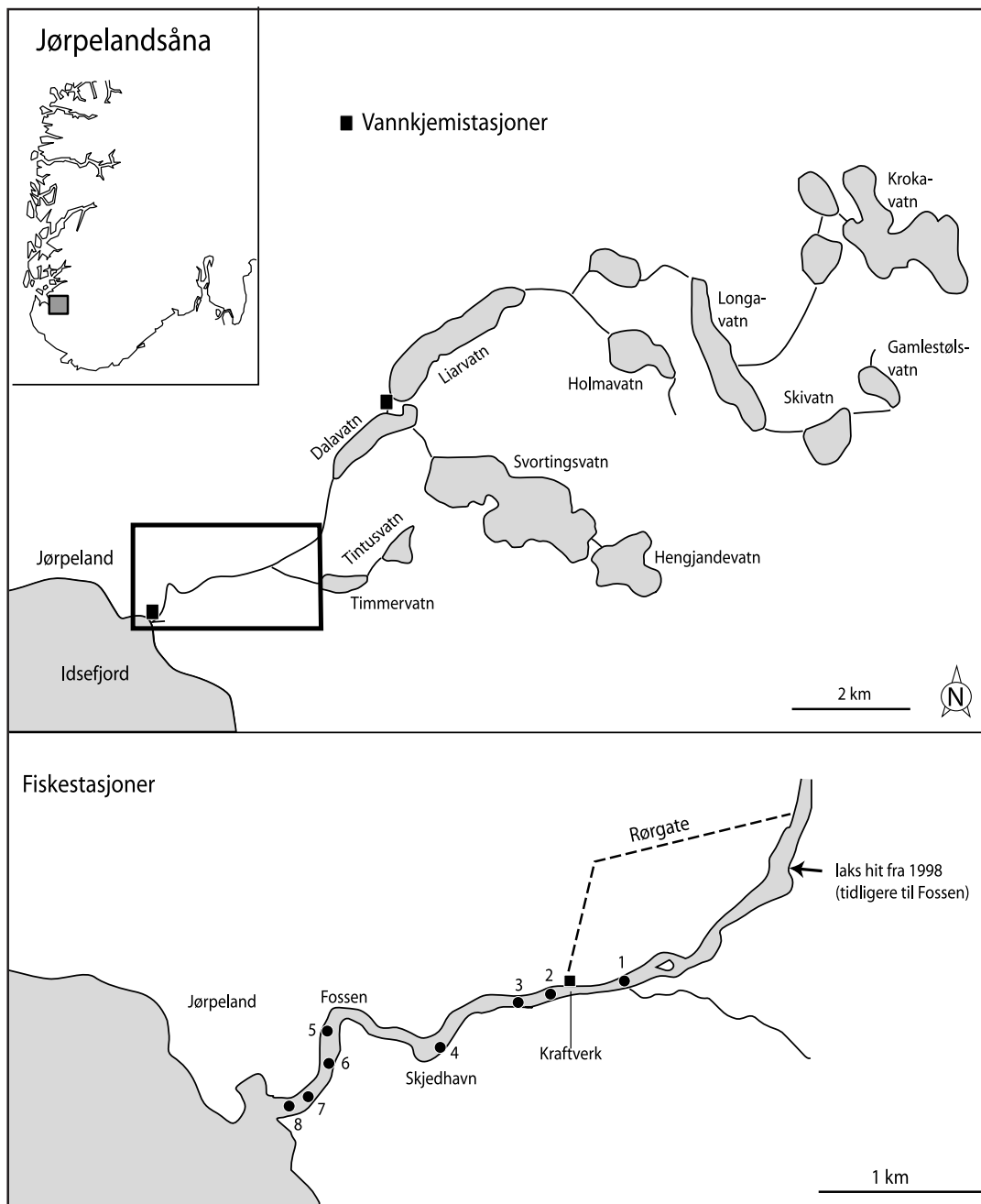
Som følge av forsurening og ustabil vannkvalitet har bestandene av laks og sjøørret vært små og ustabile fra begynnelsen av 1980-tallet. Ved ungfiskundersøkelser i Jørpelandselva i 1989 og 1992-94 (Persson 1993, Helgøy & Enge 1995, Helgøy 1999) ble det bekreftet at tettheten av ungfisk var liten.

For å sikre tilstrekkelig god vannkvalitet for reproduksjon av laks ble vassdraget første gang kalket høsten 1995. En rekke innsjøer inngår i kalkingsprogrammet, og i 2003 og 2004 ble 15 innsjøer kalket med om lag 300 tonn CaCO_3 . Det er ingen kalkdosering direkte i elva. Kalkingen av Jørpelandsvassdraget er en del av et nasjonalt prosjekt i regi av Direktoratet for naturforvaltning (DN) med årlig effektoppfølgning av vannkjemisk og fisk (Direktoratet for naturforvaltning 2005). Bunndyrundersøkelser ble gjennomført siste gang i 2003. I forbindelse med kalkingstiltakene startet NINA en overvåking av ungfiskbestandene av laks og ørret i 1995 (Larsen 1998). Dette er med unntak av 2002 årlig videreført etter samme opplegg.

Til tross for årlig innsjøkalking, bedret vannkvalitet og betydelig økning i antallet sensitive bunndyrarter i perioden 1999-2003, viser effektoppfølgningen at tettheten av laksunger ikke har utviklet seg slik en kunne forvente (Direktoratet for naturforvaltning 2003, 2004). I dette prosjektet er hensikten å evaluere mulige årsaker til dette. I denne sammenheng blir mulig begrensende faktorer som vannføringsforhold, vannkvalitet, gytebestandens størrelse og gyte- og oppvekstområder belyst. Det er videre vurdert hvilke tiltak som kan iverksettes for å bedre forholdene for laksen, herunder også om det er behov for fortsatt utsetting av laksunger. Rapporten inneholder også en vurdering av utviklingen i fiskebestanden ut fra fangststatistiske data.

2 Områdebeskrivelse

Jørpelandsvassdraget (Jørpelandsåna) (vassdragsnr. 032 Z) ligger i Strand kommune i Rogaland. Vassdraget har et nedbørfelt på 79,9 km². I nedbørfeltet ovenfor lakseførende del er det et stort antall innsjøer og store deler av nedbørfeltet ligger under skoggrensa på 500 m.o.h. (figur 1).



Figur 1. Jørpelandsvassdraget med nedbørfelt og beliggenhet av prøvetakingsstasjoner for vannkjemi og elfiske (stasjon 1-8) samt beliggenhet av kraftverket.

2.1 Hydrologi og vannkraftutbygging

Naturlig avrenning i Jørpelandselva bærer preg av stor variasjon med relativt hurtige endringer mellom høy og lav avrenning året rundt. Dette henger sammen med både nedbørregimet og store høydevariasjoner innen nedbørfeltet.

Jørpelandselva er regulert siden 1934 med reguleringsmagasiner i Svortingsvatn, Liarvatn og Dalavatnet. Inntaket til kraftverket ligger ved Storåsfoss ca 1,2 km nedenfor Dalavatn. Inntaket til rørgata ligger ca 2 m under overløp i en liten og grunn dam i elveleiet. For å unngå luft i rørgata tappes det ikke lenger ned enn 80 cm under overløpet (Torulv Fjelde, Jørpeland Kraft, pers.medd.). Slukeevnen i kraftverket er 3,25 m³/s (ikke 4,5 m³/s som oppgitt i Kaste m.fl. 1995. Torulv Fjelde, Jørpeland Kraft, pers. medd.). Middelvannføringen i perioden 1991-2004 ved utløpet i sjøen er beregnet til 5,1 m³/s. Det er redusert vannføring mellom Storåsfoss og utløpet av kraftverket i store deler av året. Det uregulerte tilsiget fra restfeltet mellom Dalavatn og kraftverket utgjør om lag 0,5 m³/s i gjennomsnitt (Kaste m.fl. 1995). Vassdraget nedenfor kraftverket har en pålagt minstevannføring på 0,9 m³/s (målt ved utløpet i fjorden) som gjelder hele året, mens den laksførende strekningen ovenfor kraftverket ikke har minstevannføring.

Minstevannføringen nedenfor kraftverket kontrolleres ved erfaringsbasert kjøring av de tre aggregatene i kraftverket og ved antagelsen om at full kjøring av ett av aggregatene er nær minstevannføringen vannmengde (Torulv Fjelde, Jørpeland Kraft, pers.medd.).

I 1991-2004 varierte vannføringen ved utløpet av Liarvatn fra 0,1 til 87,9 m³/s med et gjennomsnitt på 5,0 m³/s og en medianverdi på 3,9 m³/s. I perioder med oppfylling av magasinet (særlig om høsten) kan utløpsbekken fra Svortingsvatn gå helt tørr. Islegging forekommer bare sjelden i Jørpelandselva.

Det er planer om økt regulering av vassdraget og tre utbyggingsalternativer har vært til behandling hos Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE). NVE har avgitt innstilling i saken.

2.2 Vannkjemi

Vannkvaliteten i Jørpelandsvassdraget er overvåket siden 1995. Før kalkingen ble igangsatt høsten 1995 (del av et nasjonalt prosjekt i regi av DN med årlig effektoppfølgning) var Jørpelandsvassdraget surt og hadde liten bufferkapasitet mot ytterligere forsurening. Sidevassdraget fra Svortingsvatn var sterkest forsuret, med pH-verdier i underkant av 5,0 og høye konsentrasjoner av labilt aluminium. Hovedgrenen fra Liarvatn utgjør omlag 70 % av Jørpelandsvassdraget og er ikke fullt så sur som Svortingsvatn-grenen. Vannkvaliteten i nedre del av hovedvassdraget domineres vanligvis av avrenningen fra Liarvatn, men i perioder med overløp eller tapping fra Svortingsvatn kan blandingsforholdet mellom de to vassdragsgrenene forskyves.

Vassdraget hadde før kalking konsentrasjoner av aluminium som kunne være giftig for vannlevende organismer. Vannkemiske undersøkelser viste at vannkvaliteten i vassdraget var dårligst om våren med lave pH- og alkalitetsverdier og høye aluminiumskonsentrasjoner. Sure episoder kunne også forekomme til andre tider av året, spesielt i forbindelse med høst- og vinterstormer med store mengder nedbør (Kaste m.fl. 1995).

I denne rapporten er det spesielt fokus på vannkjemien i sidevassdrag og om sjøsaltepisoder kan skape problemer for laks i områder med og uten krav om minstevannføring oppstrøms kraftstasjonen.

2.3 Fiskebestand

Anadrom fisk kan vandre til Selemork ca 3 km opp i vassdraget (Espen Enge, Fylkesmannen i Rogaland, pers.medd., beregning med GIS-verktøy). Flomålsjonen utgjør ca 300 m av denne strekningen. Før bygging av laksetrapp i Jørpelandsfossen 1997 kunne anadrom fisk vandre ca 1 km opp i vassdraget. Det er også bygd en laksetrapp i dammen ved Sjedhavn ca 250 m ovenfor trappa i Jørpelandsfossen (ferdig i 1998). Dessverre har ikke trappa i Jørpelandsfossen fungert så godt som ønsket, og laks har blitt stående uten å komme videre. Trappa er derfor stengt og fisken transportert ovenfor trappa ved menneskelig hjelp. Antallet fisk som er sluppet ovenfor trappa er samtidig telt, og tellinger foreligger for årene 1998-2004. Fisk som på grunnlag av utseende bestemmes til å være rømt oppdrettslaks, blir avlivet ved denne registrering.

Elvebotnen består i store deler av vassdraget av stor stein. Det er antatt at det er begrensede områder for gyting, men substratet er i betydelige deler av vassdraget egnet for produksjon av laks. Produksjonen av laks- og ørretunger foregår i all hovedsak i hovedelva. I tillegg produserer noen mindre bekker ørret. I det storsteinete substratet er det antatt at det kan være mangel på gyteplasser. Det er derfor utlagt gytegrus på fem ulike plasser på strekningen mellom Jørpelandsfossen og kraftverket.

Siden 1993 er det årlig satt ut fra 7000 til 75 000 plommeseekkyngel eller startforet laksyngel. Med unntak av en mindre andel av utsettingen i 2001 og en vesentlig andel av fisken i 2004, er all fisken satt ut langs den lakseførende strekningen ovenfor Jørpelandsfossen (**tabell 1**). Kultiveringsvirksomheten er organisert av Strand Jeger- og Sportsfiskelag som driver eget klekkeri på dugnadsbasis. Klekkeriet ligger ca halvveis mellom munningen av elva og Jørpelandsfossen og har inntak fra og avløp til Jørpelandselva. Stamfisket foregår på høsten (vanligvis i september-oktober) og etter at sportsfiskesesongen er avsluttet. Dette fisket foregår i all hovedsak på strekningen nedenfor Jørpelandsfossen.

Tabell 1. Oversikt over utsettinger av plommeseekkyngel eller startforet laksyngel i Jørpelandselva i 1993-2004. Estimerer for antall yngel utsatt pr 100 m² ovenfor Jørpelandsfossen tar utgangspunkt i et elveareal på 15 000 m².

År	Sum antall laksyngel satt ut	Antall satt ut ovenfor Jørpelandsfossen	Antall satt ut nedenfor Jørpelandsfossen	Antall utsatt pr 100 m ² ovenfor Jørpelandsf.	Utsetnings-tidspunkt
1993	25 000	25 000	0	167	10. juli
1994	60 000	60 000	0	400	27. juli
1995	45 000	45 000	0	300	27. juli
1996	20 000	20 000	0	133	18. juni
1997	10 000	10 000	0	67	-
1998	7 000	7 000	0	47	-
1999	45 000	45 000	0	300	28. mai
2000	40 000	40 000	0	267	27. mai
2001	75 000	65 000	10 000	433	15.-27. mai
2002	35 000	35 000	0	233	mai
2003	10 000	10 000	0	67	-
2004	69 000	41 000	28 000	273	mai

Fisket er godt tilgjengelig for allmennheten da hele den lakseførende delen er tilgjengelig for fiske. Både oppgang av fisk fra sjøen og sportsfisket er betydelig betinget av nedbørsflommer, men i perioder kan fisk også vandre opp på relative lave vannføringer. Det er imidlertid ansett

at oppvandringsforholdene kan være vanskelige som følge av begrenset vannføring. Hovedtyngden av fangstene tas nedenfor Jørpelandsfossen. Ovenfor kraftverket fanges det bare sjelden laks og sjørørret.

I miljøforvaltningens kategorisystem er laksebestanden kategorisert til å være i en sårbar tilstand, mens sjørørretbestanden er kategorisert som redusert (redusert voksenfiskbestand). Vassdragsregulering og forsuring er anført som negative påvirkningsfaktorer på fiskebestandene.

3 Metoder og materiale

3.1 Vannføring

Det finnes et vannmerke i nedbørfeltet til Jørpelandselva, vannmerke "32.6 Liarvatn ndf", som har vært i drift med døgnmiddelverdier siden reguleringen startet i 1934. I følge NVE (Kari Svelle, pers. medd.) er vannmerke "35.16 Djupedalsvatn" godt egnet til å gi et representativt bilde av naturlig avrenning i Jørpelandselvas nedbørfelt. "35.16 Djupedalsvatn" har vært i drift siden 1991, og ligger på sørsiden av Jøsenfjorden om lag 30 km nordøst for vannmerke "32.6 Liarvatn ndf". Jørpeland kraftverk registrerer produksjon og derigjennom vannføring gjennom kraftverket på ukebasis, og vi har mottatt data for 1999-2004 (Torulv Fjelde, pers. medd.).

Vi har brukt opplysninger om feltareal og spesifikk avrenning (NVE Atlas, <http://arcus.nve.no/website/nve/viewer.htm>, 2005-04-27) i ulike deler av nedbørfeltet til å beregne naturlig avrenning. Måleverdier fra "35.16 Djupedalsvatn" er da skalert med areal og spesifikk avrenning til delfeltene i Jørpelandselva etter følgende formel:

$$Q_1 = Q_{35.16} * (q_1 * A_1) / (q_{35.16} * A_{35.16})$$

der Q_1 Vannføring i ønsket delfelt

$Q_{35.16}$ Vannføring målt på vannmerke 35.16

q_1 Spesifikt avløp for ønsket delfelt

$q_{35.16}$ Spesifikt avløp for vannmerke 35.16

A_1 Areal på ønsket delfelt

$A_{35.16}$ Areal på nedbørfelt til vannmerke 35.16

Areal og spesifikk avrenning for aktuelle delfelt er gitt i **tabell 2**.

Tabell 2. Areal og gjennomsnittlig årlig avrenning for aktuelle delfelt i Jørpelandsvassdraget

Delfelt	Areal (km ²)	Gjennomsnittlig årlig avrenning (mm/år)
Longavatn	16,25	2640
Venevatn	16,48	3037
Liarvatn	23,07	2226
Svortingsvatn	10,57	2471
Rest oppstrøms Jørpeland kraftverk	4,28	1865
Fra vandringshinder til inntak	2,20	1813
Fra utløp kraftverk til vandringshinder	5,80	1828
Fra sjøen til utløp Jørpeland kraftverk	1,65	1205
Totalt uregulert felt	9,65	1763
Jørpelandselva ved sjøen	80,3	2437
Vannmerke 32.6 Liarvatn ndf	55,8	2596
Vannmerke 35.16 Djupedalsvatn	44,3	2207

Det finnes ikke registrerte tall på overløp over inntaket til Jørpeland kraftverk. Vi har derfor beregnet overløp dersom summen av registrert vannføring fra vannmerke 32.6 og resttilsig ned til inntaket har vært større enn produksjonsvannføringen for perioden 1999-2004. Dette tar ikke hensyn til eventuell tapping eller overløp fra Svortingsvatnet som åpenbart medfører usikkerheter i beregningene. For perioden 1991-1999 har vi ikke data for produksjon i kraftverket. For målte vannføringer fra Liarvatn under 3,25 m³/s antar vi at kraftverket benytter alt tilgjengelig

vann ved inntaket. For vannføringer større enn 3,25 m³/s, antar vi at kraftverket produserer for fullt. I perioden 1991-1999 har vi heller ikke tatt hensyn til eventuell tapping eller overløp fra Svortingsvatnet. Vannføringen ut av Svortingsvatnet settes lik naturlig tilsig til dette punktet, noe som åpenbart ikke er helt korrekt. På denne måten blir vannbalansen ivaretatt og det er ikke mulig å beregne dette på annen måte så lenge det ikke foreligger data for tapping av Svortingsvatnet.

Vi har beregnet vannføring på følgende steder:

- Jørpelandselva ved utløp i sjøen
- Jørpelandselva rett nedstrøms utløp av Jørpeland kraftverk
- Jørpelandselva rett oppstrøms utløp av Jørpeland kraftverk
- Jørpelandselva ved vandringshinder for anadrom laks

For å vurdere vannføringsforholdene er beregnet vannføring i Jørpelandselva analysert etter metoden "Index of hydrological alteration" beskrevet av Richter et al. (1996) der ulike hydrologiske parametere beregnes. Metoden brukes normalt til å sammenligne før- og etter-situasjoner, for eksempel før og etter en regulering. Den krever også helst tidsserier over 30 år. Vi har likevel brukt metoden til å analysere variasjon og frekvens av utvalgte hydrologiske parametere.

SINTEF Energiforskning har i samarbeid med andre forskningsmiljø jobbet med habitatforhold for ungfisk av laks og ørret i mange år. En grov sammenheng mellom vannføringsforhold og optimale habitatforhold er funnet (Harby et al. 1999), og vi har brukt denne sammenhengen til å finne optimale vannføringsforhold for Jørpelandselva.

3.2 Vannkjemi

Prøvetakingen av vannkjemi i forbindelse med kalking startet høsten 1995 med prøver ved utløp av Liarvatn og utløp ved Jørpeland. I tillegg er det tatt prøver ved andre stasjoner i hovedvassdraget og i sidebekker (jf **tabell 3** og **figur 1**). Prøvetakingsfrekvens og analyseprogram har variert noe i denne perioden, men ser en bort fra året 2002 hvor det bare ble tatt tre prøver, har stasjonene Liarvatn utløp og utløpet av Jørpelandselva ved Osen blitt prøvetatt fra ni til 14 ganger årlig.

Tabell 3. Prøvetakingsstasjoner i hovedvassdraget og sidebekker i Jørpelandsvassdraget med prøvetakingsperiode.

Hovedvassdraget	Periode
Liarvatn, utløp	sept. 1995-des. 2004
Svortingsvatn, utløp	sept. 1995-jan. 1998
Utløp Dalavatn	okt. 1995-mars 1997
Utløp ved Jørpeland, Osen	okt. 1995-des. 2004
Sidebekker	
S1-Guromyrbekken	okt. 2001 - mai 2002
S2-Kjellbekk	okt. 2001 - mai 2002
S3-Kalddalssbekken	okt. 2001 - mai 2002
S4-Dalbakk	okt. 2001 - mai 2002
S5-Bekk ved Dalen kraft	okt. 2001 - mai 2002

Prøvene fra stasjonen nærmest fjorden (utløp ved Jørpeland, Osen) har blitt analysert for full ionesammensetning, dvs. pH, konduktivitet, kalsium, alkalitet, magnesium, natrium, kalium,

klorid, sulfat, nitrat, total nitrogen, total fosfor, TOC, reaktiv og ikke-labilt aluminium nesten alle analyseårene. Prøvene fra utløpet av Liarvatn har i hovedsak blitt analysert mht. pH, kalsium, alkalitet, TOC, reaktiv og ikke-labilt aluminium. I tillegg til de to nevnte stasjonene ble det i en periode på siste halvdel av 1990-tallet tatt vannkjemi ved utløp av Svortingsvatn og utløp Dalavatn. Disse prøvene er analysert for pH, kalsium, alkalitet, TOC, reaktiv og ikke-labilt aluminium, og brukes her som supplement uten at de er presentert nærmere.

Vinteren 2001/2002 ble det i perioden oktober til mai tatt prøver i sidebekkene Guromyr, Kjellbekk, Kalddalen, Dalbekk og Dalen kraft. Prøvene ble tatt av Strand kommune og analysert av Rogalandsforskning. Fra disse åtte prøverundene finnes det data for pH, konduktivitet, farge, alkalitet, kalsium, natrium, klorid og reaktivt aluminium.

Strand kommune gjennomførte våren 2004 (perioden mars-mai) seks prøvetakingsrunder på fem stasjoner. Det ble tatt prøver ved sundet ved Dalavatn, Storåsfoss (ovenfor elvedelet), Selemork (oppstrøms Kalddalsbekken), Dalen kraftstasjon (oppstrøms øst) samt ved Dalen Betong. Prøvene ble analysert for pH, konduktivitet og reaktivt aluminium ved West Lab, og det ble foretatt totalt seks prøverunder.

NIVA har siden 1994 tatt regelmessige prøver med full ionesammensetning på feltforskningsstasjonen Svartetjern i Matre i Nord-Hordaland (Statens forurensingstilsyn 2004). Feltet mottar store nedbørmengder (2-3 m/år). Det ligger i et område som er sterkt sjøsaltpåvirket og på grunn av lavt innhold av oppløste ioner er det følsomt for endringer i tilførsler. Øygardsbekken i Bjerkreimsvassdraget i Rogaland har siden 1996 inngått som feltforskningsstasjon for NIVA (analysert for full ionesammensetning). Med sine milde vintre uten permanent snødekke og perioder med snøsmelting gjennom hele vinteren er dette feltet typisk for heiområdene på Sør-Vestlandet (Statens forurensingstilsyn 2004). Begge disse feltforskningsstasjonene ligger nær nok Jørpelandsvassdraget (hhv. 20 mil nord for og 5 mil sør for) til at de er brukt her til å identifisere sjøsaltepisoder i denne regionen.

3.3 Bonitering og registrering av gytegroper

Feltarbeidet ble utført den 8.12.2005. Tidspunktet ble valgt for samtidig å kunne registrere forekomsten av gytegroper når disse er best observerbare like etter overstått gyting. Ifølge erfaringer fra stryking av stamfisk av laks i vassdraget er fisken vanligvis ferdig utgytt i slutten av november (Arild Jørpeland / Strand Jeger- og Sportsfiskelag, pers.medd.). Hele den lakseførende strekningen ble undersøkt ved en kombinasjon av observasjon fra land og vading i elva. Arbeidet ble utført ved en antatt vannføring på ca 0,4-0,5 m³/sek på strekningen ovenfor kraftverket (Torulv Fjelde, Jørpeland Kraft, pers. medd.) og 2,2 m³/sek i området nedenfor verket (derav 1,7 m³/sek gjennom kraftverket). Det meste av elveleiet (dvs elveleiets vegetasjonsfrie sone) var vanndekt på strekningen nedenfor kraftverket på denne vannføringen. I området ovenfor kraftverket var anslagsvis noe over halvparten av det vegetasjonsfrie elveleiet vanndekt ved den angitte vannføringen. Arealer med ulike typer mesohabitat og bunnsubstrat ble fortløpende tegnet inn på et kart. Det var lettskyet vær og gode observasjonsforhold under feltarbeidet. Arealer ble beregnet ved bruk av kartprogrammet OziExplorer.

Kartleggingen av mesohabitat vil, som følge av de fysiske kriteriene til metoden (se nedenfor), være et uttrykk som i det vesentligste er betinget av vannføringen under feltarbeidet. Presentasjonen vil, som følge av at det meste av elveleiet var vanndekt under feltarbeidet, være en kartlegging av tilnærmet det meste av elvas vegetasjonsfrie sone både hva angår bunnsubstrat og mesohabitat.

3.3.1 Mesohabitat

Kartlegging av elvetyper (mesohabitat) er basert på visuelle observasjoner av fysiske kriterier som overflateturbulens, helning, vannhastighet og vanndyp (Borsanyi et al. 2004). Ved klassifisering av overflateturbulens skilles det mellom glatt eller turbulent vannoverflate. Helning av elvepartier større enn 4 % betegnes som bratt og mindre enn 4 % som moderat. Vannhastigheter større enn 0,5 m/s betegnes som hurtig og mindre enn 0,5 m/s som lav. I metoden skilles det videre mellom grunne og dypere områder og dette skillet er lagt ved 70 cm dyp. Metoden har følgende skalainndeling (**tabell 4**):

Tabell 4. Klassifisering av elvetyper (mesohabitat).

Type	Overflate	Helning	Vannhastighet	Vanndyp	Populært navn
B1	Glatt	Moderat	Hurtig	Dyp	Blankstryk
B2	Glatt	Moderat	Hurtig	Grunn	Blankstryk
C	Glatt	Moderat	Langsom	Dyp	Rolig kulp
D	Glatt	Moderat	Langsom	Grunn	Grunnområder
E	Turbulent	Bratt	Hurtig	Dyp	Strie stryk
F	Turbulent	Bratt	Hurtig	Grunn	Stryk
G1	Turbulent	Moderat	Hurtig	Dyp	Turbulent stryk
G2	Turbulent	Moderat	Hurtig	Grunn	Turbulent stryk

3.3.2 Bunnsubstrat

Bunnsubstratet ble klassifisert til partikkelstørrelser etter en svært modifisert Wentworth skala. Da bunnsubstrat i Jørpelandselva er grovt og partikkelstørrelse av finere dimensjoner som leire, silt og sand er fraværende eller knapt observerbar, er disse kategoriene i denne skalaen rimeligvis ikke anvendt. Vi har i presentasjonen ellers funnet det hensiktsmessig å utvide skalaen til mellomgraderinger av kategoriene i skalaen for å gi et mer nyansert bilde av substratforholdene. Dette fordi det i visse partier av elva var en utpreget blanding av de kategorier for partikkelstørrelse som Wentworth skalaen er inndelt i.

Følgene grupperinger for partikkelstørrelse ble anvendt:

- 1) Grov grus (partikkelstørrelse < ca 2 cm)
- 2) Mindre stein (partikkelstørrelse ca 2 - ca 15 cm)
- 3) Større stein (partikkelstørrelse ca 15 - ca 35 cm)
- 2-3) Mindre og større stein (partikkelstørrelse ca 2- ca 35 cm)
- 4) Blokk (partikkelstørrelse > ca 35 cm)
- 3-4) Større stein og blokk (partikkelstørrelse ca 15 - ca > 35 cm)
- 5) Berg

3.4 Fisk

3.4.1 Fangststatistikk og analyse av skjellprøver

For presentasjon av fangster av laks og sjørørret i sportsfisket over år er den offisielle statistikken lagt til grunn (Norges offisielle statistikk, Statistisk sentralbyrå).

Det foreligger skjellprøver fra stamfisket i Jørpelandselva over en rekke år (1995-1997, 1999-2001 og 2003-2004) som er lagt til grunn for å belyse forekomsten av rømt oppdrettslaks i vassdraget. Dette fisket og innhenting av skjellprøver av fisken er foretatt av Strand Jeger- og Sportsfiskerlag. I disse prøvene er det også opplysninger om fiskens kjønn. Materialet gir slik

en oversikt over kjønnsfordelingen i laksebestanden. Denne er lagt til grunn ved beregning av bestandsfekunditet og egg tetthet. Prøvene er analysert ved NINA (identifisert til villfisk eller rømt oppdrettsfisk). Skjellprøvematerialet er imidlertid ikke analysert for fiskens smoltalder, sjøalder eller smoltstørrelse.

Når det i det presenterte materialet ikke er likt antall fisk i analyser for andelen rømt oppdrettslaks og kjønnsfordelingen hos fisken, er dette fordi opplysninger om kjønn mangler for noen fisk i materialet.

Rømt oppdrettslaks i disse prøvene er identifisert ved en kombinasjon av to forskjellige metoder (Lund m. fl. 1989); (1) ved ytre defekter (morfologi) anført på skjellkonvoluttene, og (2) ved analyse av skjellene. Ved en kombinert bruk av disse metodene er vanligvis skjellanalysen bestemmende for resultatet. I tilfeller der det etter skjellanalyse er tvil om fiskens opphav, kan opplysninger om ytre morfologiske defekter på fisken være avgjørende for å klassifisere fisken som oppdrettsfisk, dersom det ellers er høy grad av samsvar mellom opplysninger om fiskens morfologi og skjellanalyse.

Ved kombinert bruk av skjellanalyse og ytre morfologi kan vi identifisere all villaks og tilnærmet all oppdrettslaks som har rømt etter ett eller flere års opphold i sjømerd, og i overkant av halvparten av laksen som rømmer eller blir utsatt på smoltstadiet (Lund m. fl. 1989). En eventuell feilklassifisering av laks ved bruk av disse to metodene vil derfor gå i retning av at oppdrettslaks og utsatt laks blir klassifisert som villaks.

3.4.2 Bestandsfekunditet og egg tetthet

I fisketrappa i Jørpelandsfossen er oppvandret fisk i årene 1998-2004 registrert og deretter sluppet ovenfor trappa. Når fisk fanget i sportsfisket på denne strekningen trekkes fra, kan disse registreringene legges til grunn for å beregne bestandsfekunditet og egg tetthet for området ovenfor trappa under den forutsetning at fisk ikke har sluppet seg ned fossen i tiden mellom registreringen og gytetiden. Da tellingene for 1998 ikke regnes som fullstendig, er dette året ikke tatt med i beregningene.

Materialet fra fisketrappa foreligger som antall laks innenfor størrelsesgruppene < 3 kg, 3-7 kg, >7 kg og antall sjørret. Antallet egg i bestanden er beregnet etter Mills (1989) som tar hensyn til at antallet egg pr kg hunnfisk avtar med størrelsen på hunnfisken. Estimaten for eggantallet i bestanden er slik basert på antallet egg for gjennomsnittslengden på hunnfisken i bestanden sluppet ovenfor trappa. For å komme fram til en tallstørrelse for denne gjennomsnittslengden har vi omregnet gjennomsnittsvekten for størrelsesgruppene laks < 3 kg og 3-7 kg i den offisielle fangststatistikken i de ulike år ved bruk av Fultons formel ($K\text{-faktor} = (\text{vekten i gram} \times 100) / (\text{fiskelengden i cm})^3$) og antatt en $K\text{-faktor} = 1$ som er normalt feit fisk (jf **vedlegg 1**). I sportsfisket er det rapportert så få storlaks (laks > 7 kg) innenfor de ulike år at vi for hvert av årene (1999-2004) har valgt å anvende den uveide gjennomsnittsvekten for alle årene (som er 8,5 kg for årene 1999-2004) og estimert gjennomsnittlengde for denne etter samme beregningsmåte (Fultons formel og $K\text{-faktor} = 1$ gir en gjennomsnittslengde på 95 cm).

3.4.3 Tetthet av ungfisk

I forbindelse med kalkingstiltakene startet NINA en overvåking av ungfiskbestandene av laks og ørret i 1995 (Larsen 1998). Dette er årlig videreført etter samme opplegg, men med en reduksjon i antall stasjoner fra åtte til seks fra og med 2001 (jf **figur 1**). I 2002 ble vassdraget tatt ut av det nasjonale overvåkingsprogrammet slik at det ikke ble utført fiskeundersøkelser i vassdraget dette året. I 2003 var Jørpelandselva igjen inne i overvåkingsprogrammet, og ble undersøkt etter samme opplegg som i 2001.

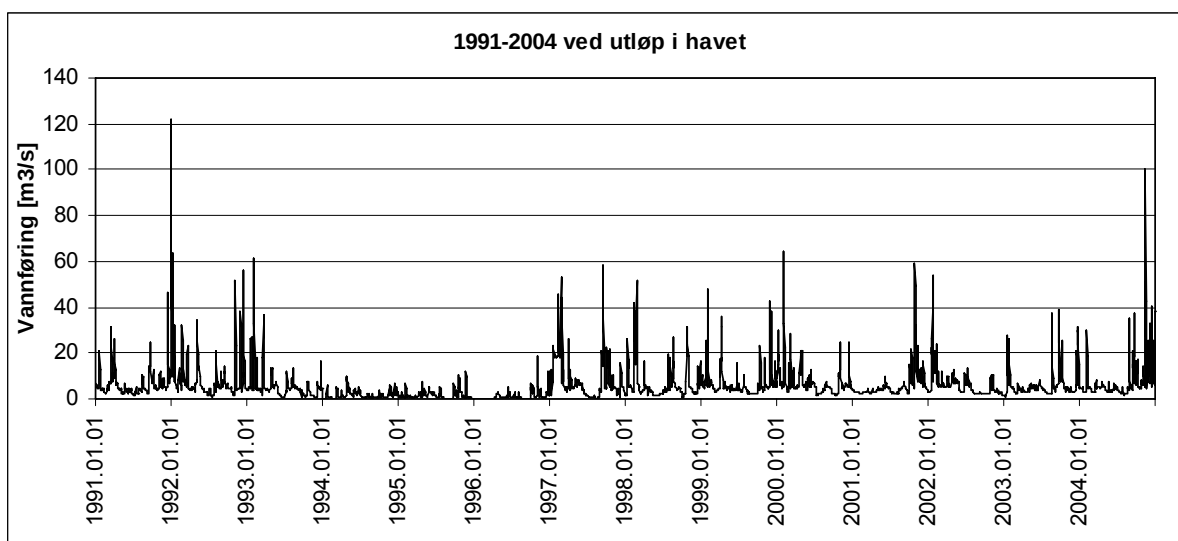
På alle stasjonene er tettheten beregnet med utgangspunkt i utfangstmetoden (Zippin 1958, Bohlin m. fl. 1989). Det vi si at disse stasjonene ble avfisket i tre fiskeomganger med elektrisk fiskeapparat. Metoden bygger på at tettheten beregnes ut fra nedgangen i fangst mellom hver fiskeomgang. Det er i beregningene skilt mellom årsyngel (0+) og eldre ungfisk (1+ og eldre) for laks og aure. All fisk ble artsbestemt og lengdemålt til nærmeste millimeter i felt, og et utvalg av fisken ble konserveret og lagret for senere aldersbestemmelse. Det er beregnet tetthet av ungfisk på alle stasjoner. Alle tettheter er oppgitt som antall individer pr 100 m².

Det ble anvendt et fiskeapparat av Paulsen-type med likestrømpulser under fisket. Apparatet var drevet av et 12 volts/15 ampertimer batteri, og ble båret på ryggen under fisket. Arealene for de avfiskede prøveflatene ble oppmålt med målband.

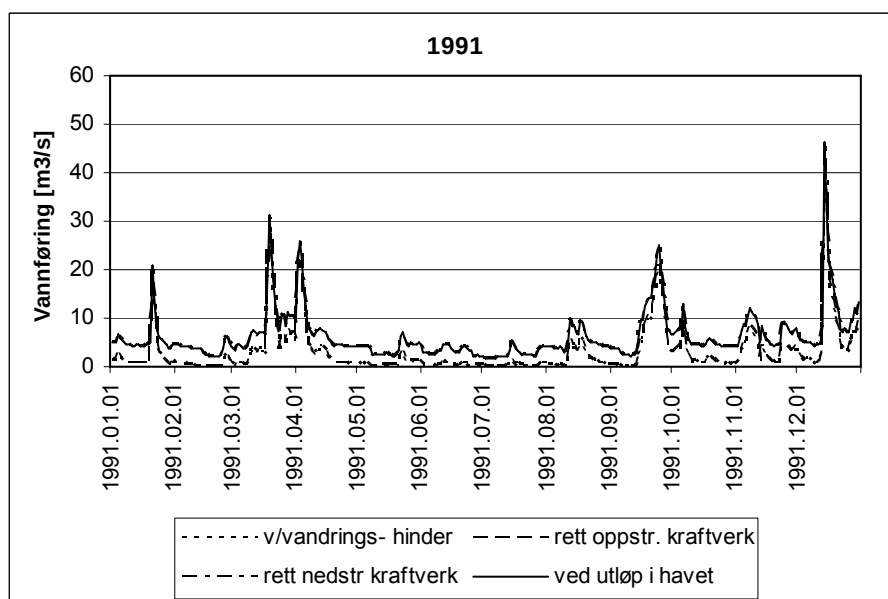
4 Resultater

4.1 Vannføring

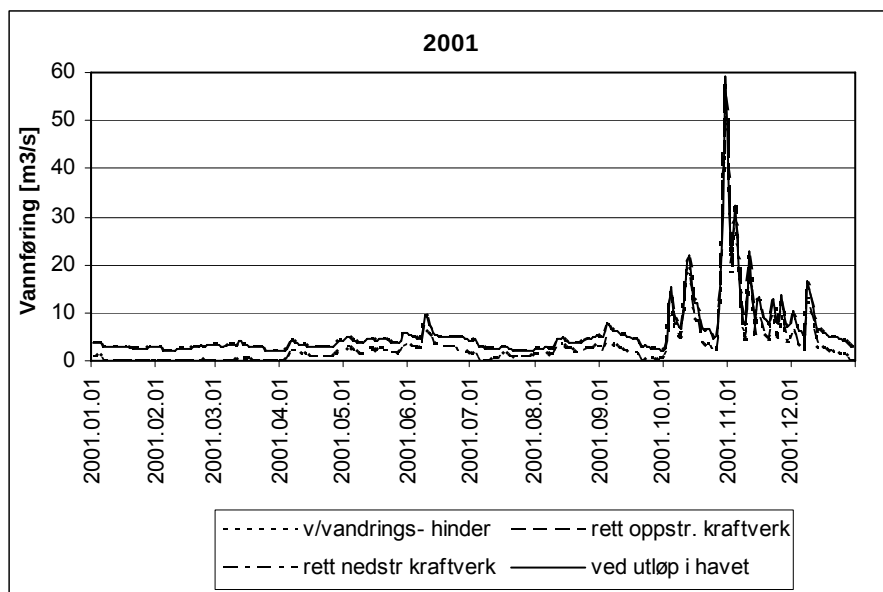
Vannføring ved utløpet i sjøen er vist i **figur 2**, mens beregnet vannføring for to utvalgte år vises i **figur 3** og **figur 4**. Varighetskurve for vannføring basert på data og beregninger for 1991-2004 vises i **figur 5** og **figur 6**. Det er grunn til å behandle resultatene fra årene 1994-1997 med en viss forsiktighet da vannføringene virker veldig lave. Varighetskurvene viser at det i 85 % av tiden er større vannføring enn 1 m³/s ved utløpet i fjorden. Ved vandringshinderet på strekningen med fraført vann er imidlertid vannføringen større enn 1 m³/s bare om lag 50 % av tiden. **Figurene 2, 3 og 4** er presentert på logaritmisk skala i **Vedlegg 2**.



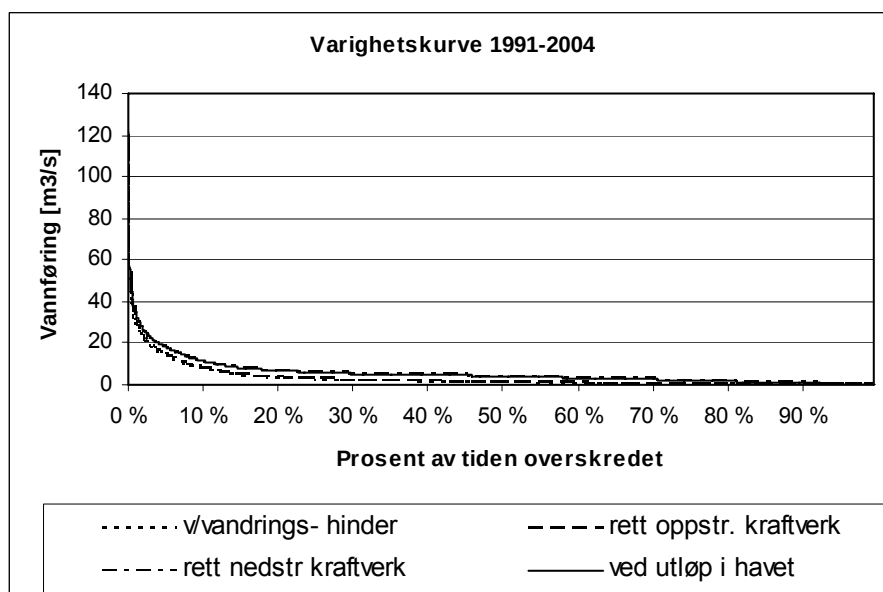
Figur 2. Beregnet vannføring (døgnmiddelverdier) i Jørpelandselva ved utløpet i sjøen for perioden 1991-2004.



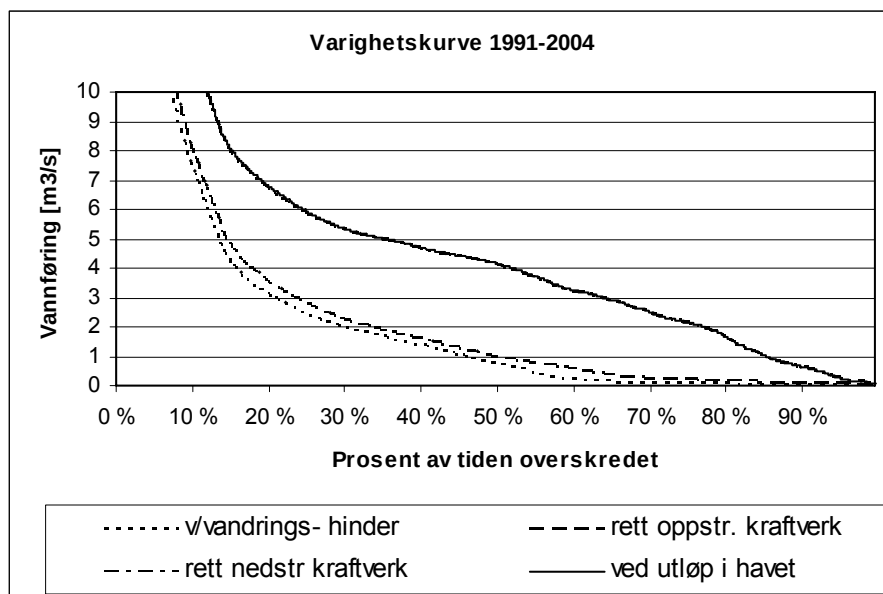
Figur 3. Beregnet vannføring (døgnmiddelverdier) i Jørpelandselva ved utløpet i sjøen for 1991.



Figur 4. Vannføringer beregnet (døgnmiddelverdier) i Jørpelandselva ved utløpet i sjøen for 2001.



Figur 5. Varighetskurve for vannføring (basert på døgnmiddelverdier) i Jørpelandselva ved utløpet i sjøen.



Figur 6. Varighetskurve for størret.

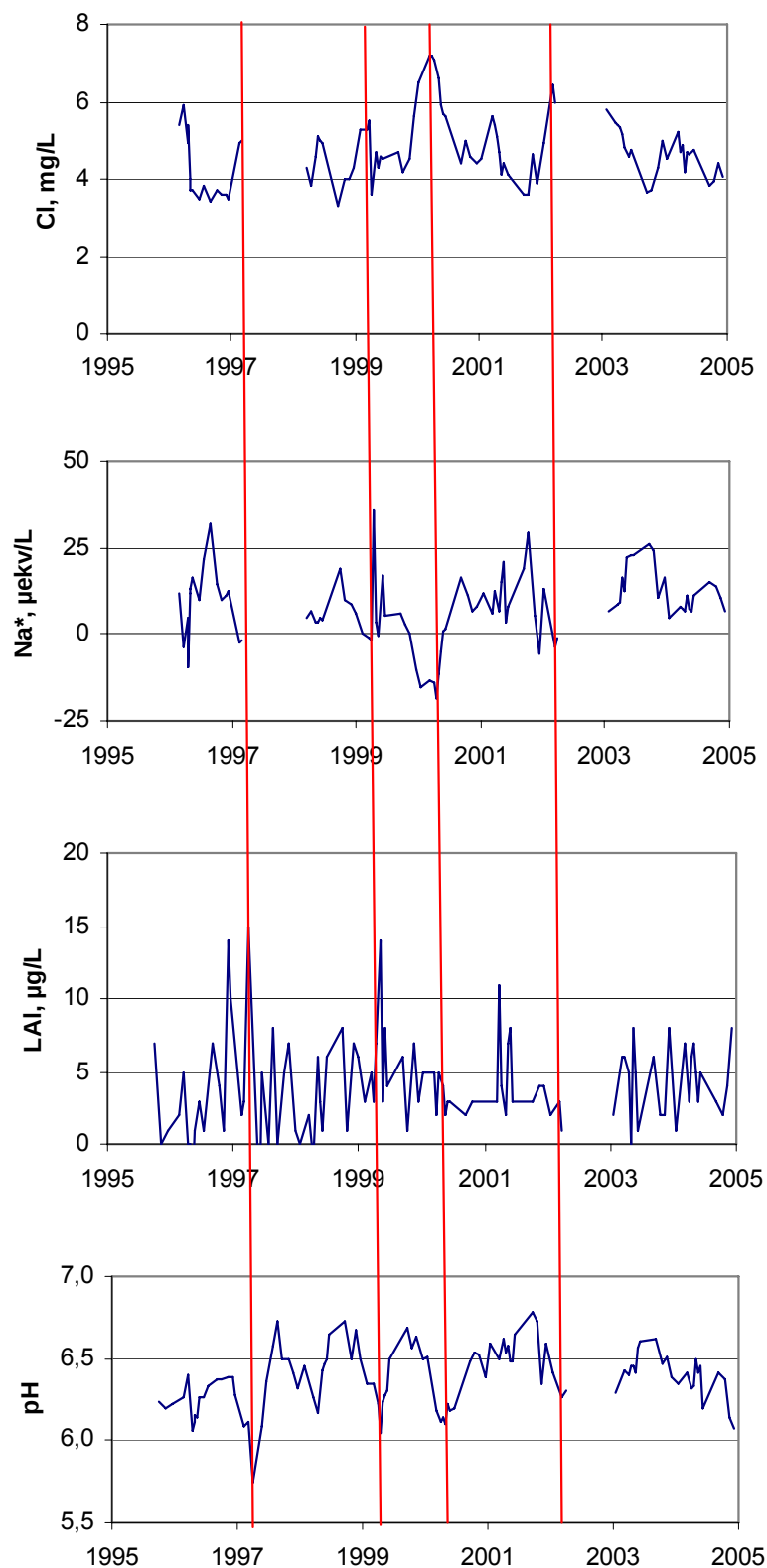
Resultatene av IHA-analysene (Richter et al. 1996) for vannføring ved utløp i fjorden er vist i **vedlegg 3**. Resultatene viser at vannføringen har forholdsvis store variasjoner mellom år. Dette gjelder både for minimums-, maksimums- og gjennomsnittsverdier. Enkelte år, sesonger eller måneder avviker ulike minimums- og maksimumsverdier lite fra gjennomsnittet, mens det andre år, sesonger eller måneder er store forskjeller. Det er imidlertid ikke funnet spesielt ekstreme episoder verken av svært høye eller svært lave vannføringer, i hvert fall ikke med varigheter som kan ha stor direkte påvirkning på livet i vassdraget utover det normale. Vannføringen skifter ofte fra stigende til synkende men forandringen fra en dag til den neste er svært sjelden større enn 10 %.

4.2 Vannkjemi

4.2.1 Generelt i hovedvassdraget

Vannkjemien ved utløp Liarvatn og utløp Jørpeland, Osen har gjennom måleperioden vært temmelig lik. Data for utløpet ved Jørpeland er vist i **figur 7**. Det er en klar sesongmessig variasjon, med de laveste pH-verdiene om våren. Det er stort sett lave konsentrasjoner av labilt aluminium (LAI), som er den antatt giftige fraksjonen av Al.

I 2001 greide en for første gang å holde pH-verdiene over 6,2 gjennom hele vårsesongen ved utløp Liarvatn. Prøvetakingen ble stoppet i vassdraget våren 2002, men gjenopptatt i 2003, og den positive utviklingen i 2001 gjorde seg gjeldende også i 2003 og 2004.

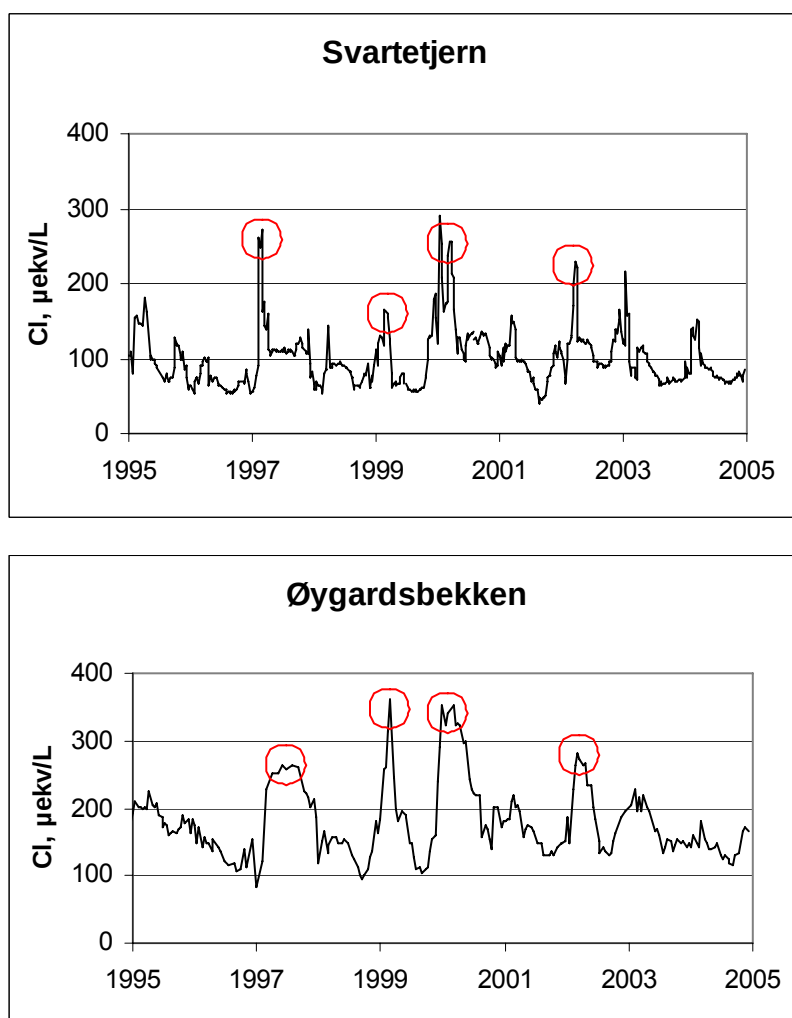


Figur 7. Utvikling av klorid, ikke-marin natrium, labilt aluminium og pH ved utløp Jørpelandselva, Osen. De gjennomgående strekene over alle figurene markerer sjøsaltepisoder identifisert fra feltforskningsområder i andre nærliggende vassdrag (se **figur 8**).

4.2.2 Sjøsaltepisoder

Det er særlig sjøsaltepisoder som kan forringe vannkvaliteten i vassdraget. Det viser de data som foreligger fra vassdraget, og fra andre vassdrag på Sørvest- og Vestlandet (Hindar et al. 2004). Sjøsaltepisoder kan identifiseres både ved at det måles høye Cl-konsentrasjoner og ved at beregnet ikke-marin Na (Na^*) er negativ. Negativ Na^* er et uttrykk for ionebytteeffekten i jorda, og framkommer fordi en del av Na^+ adsorberes til jorda slik at det blir et "underskudd" i forhold til Cl.

Figur 8 viser tydelig den kraftige økningen i konsentrasjonen av klorid under sjøsaltepisoder i feltforskningsområdene Svartetjern og Øygardsbekken i 1997, 1999, 2000 og 2002. Det er klart sammenfall i tid for de fire kraftigste episodene, mens varigheten er noe ulik pga nedbørfeltutforming.



Figur 8. Kloridkonsentrasjoner på feltforskningsstasjonene Svartetjern i Hordaland og Øygardsbekken i Rogaland. Ringer i figurene markerer sjøsaltepisodene.

I **figur 7** er de samme tidspunktene identifisert ved at det er lagt vertikale streker gjennom figurene for lettere å se hvilke vannkjemiske utslag episodene har gitt i Jørpelandselva. Episoden vinteren 1997 ga det kraftigste utslaget mht. pH og labilt Al. Den 30. mars var pH 5,74 den la-

veste verdien i denne måleserien. LAI var oppe i 15 µg/L, som er forholdsvis lite. På den annen side vil enda dårligere vannkvalitet i sidefelt raskt kunne forverre situasjonen for lakseunger under slike forhold. Data fra utløp Svortingsvatn viser for eksempel at pH her kom ned i 4,99 og at LAI-konsentrasjonen var så høy som 132 µg/L denne dagen. Målingene i Liarvatns utløp ble avsluttet rett før denne episoden. Analyser av salter ble også avsluttet rett før denne episoden, og vi har derfor ikke tilgang på data for Cl og ikke-marin Na.

Episodene i 1999 og 2000 førte begge til noe redusert pH på de to stasjonene i Jørpelandsvassdraget, mens LAI bare økte i 1999. I 2002 var det ingen spesielle utslag på pH og LAI.

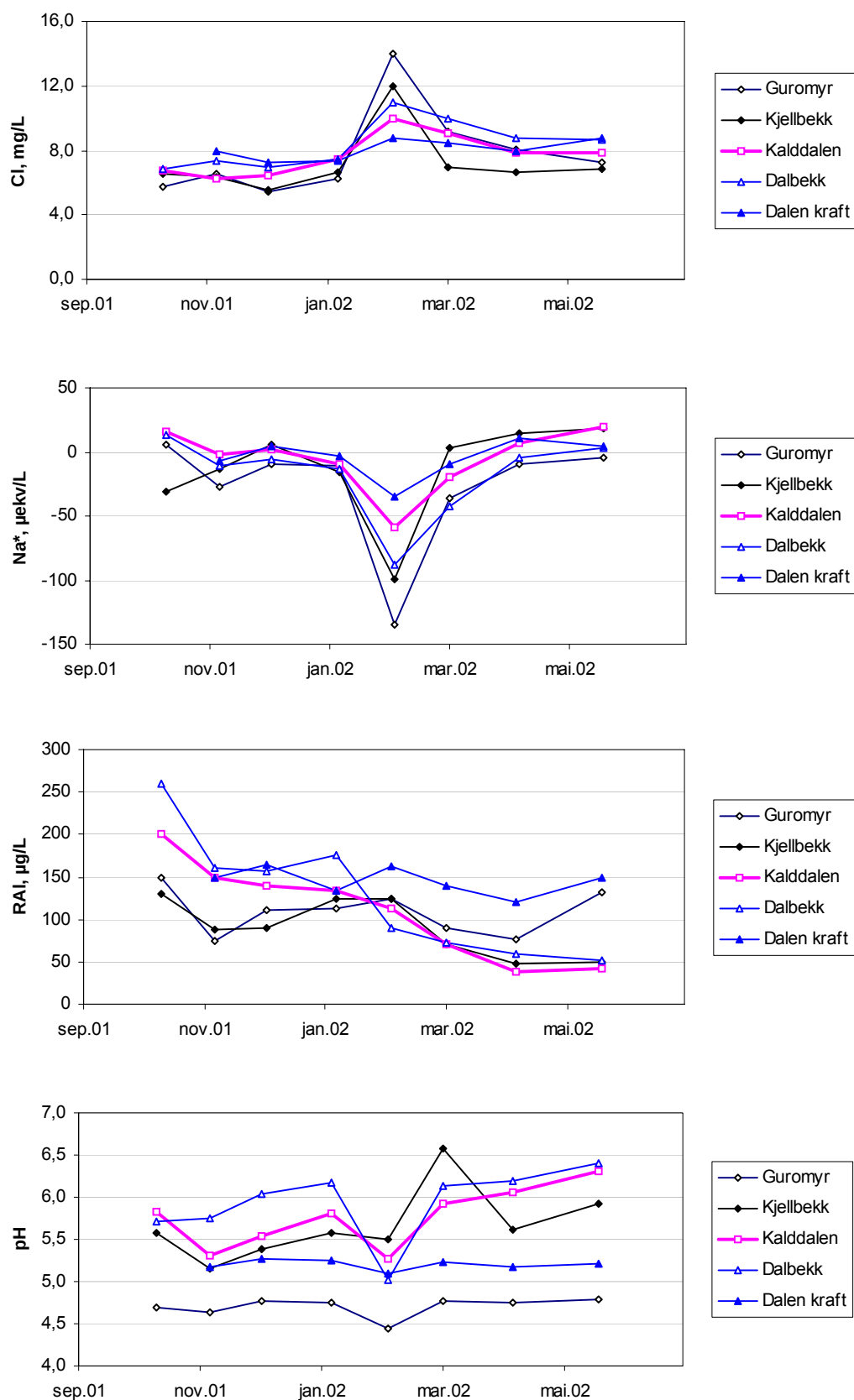
Data fra sidebekkene i Jørpelandsvassdraget vinteren 2001/2002 (kilde: Rogalandsforskning) avdekker en alvorlig sjøsaltepisode den 3. februar 2002 (**figur 9**). Utslaget i Cl og ikke-marin Na viser at alle stasjonene var berørt av episoden. Størst potensiell effekt synes det å være på stasjonen Guromyr, med over en fordobling av Cl-konsentrasjonen (fra 6,2 mg/L i januarprøven til 14 mg/L i februarprøven) og en reduksjon av ikke-marin Na til -124 µekv/L.

Episoden i februar 2002 ga ingen utslag i reaktivt aluminium, men en klar reduksjon i pH for tre av bekkene. I Dalbekken ble pH redusert fra 6,2 til 5,0, mens tilsvarende reduksjon ved Guromyr var fra pH 4,75 til 4,45. I tallverdi er reduksjonen i Dalbekken størst, men regnet om til µekv/L tilsvarer det 9 µekv/L, mot 18 µekv/L ved Guromyr. I Guromyrbekken ble Ca-konsentrasjonen tredoblet, og økningen tilsvarer 30 µekv/L. Siden det ikke foreligger fullstendig ionesammensetning for disse prøvene, kan et fullstendig ioneregnskap ikke settes opp.

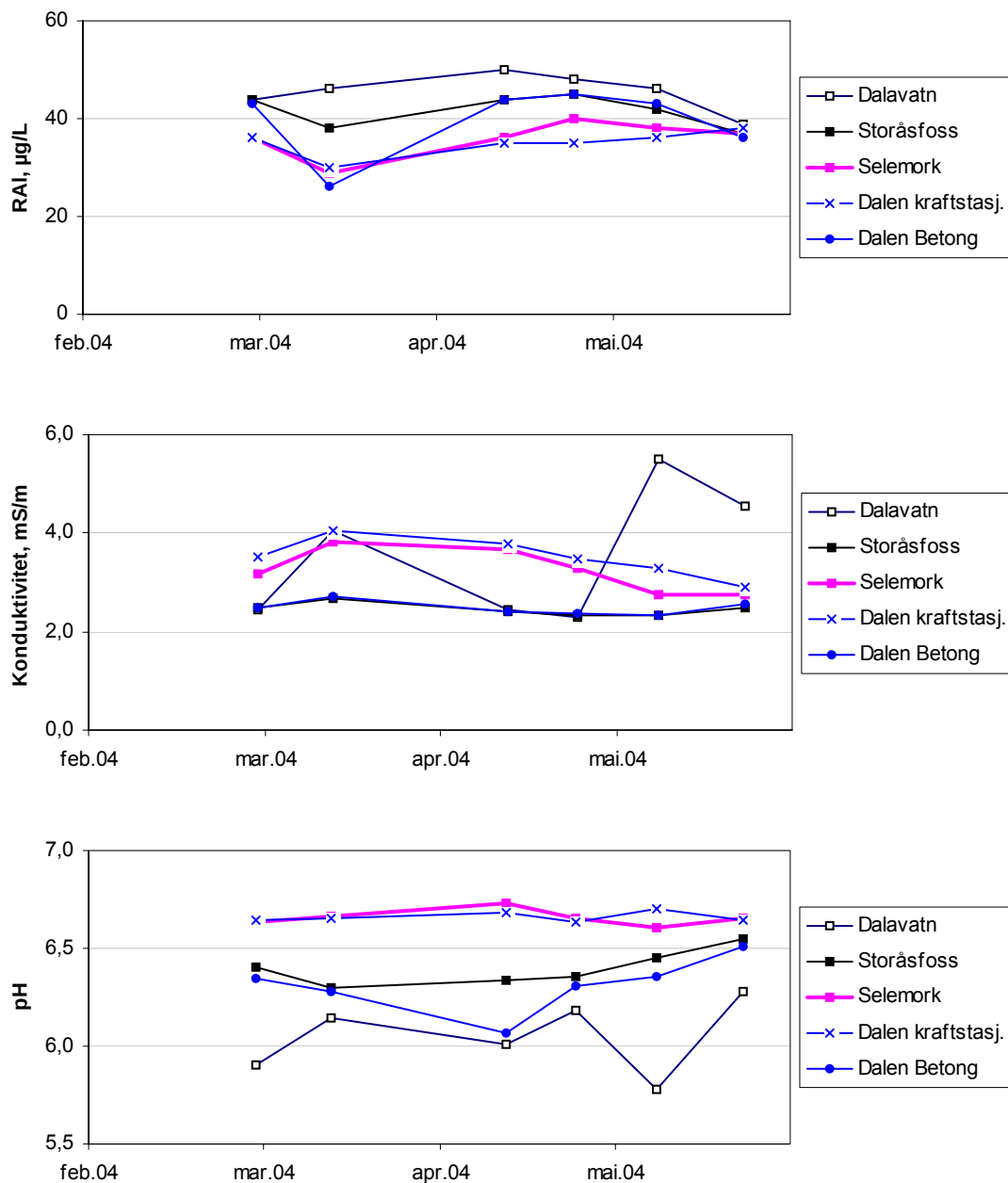
Reduksjonen i pH betyr at mer av reaktivt Al er på uorganisk form. Men siden det ikke er analysert andre Al-fraksjoner, kan vi bare indikere en slik endring. Kun Guromyrbekken hadde svært lav pH også før episoden, slik at endringen i Al-former kan være liten. På den annen side var det en klar reduksjon i fargetall (fra 30-40 mg Pt/L til 16), noe som kan innebære mindre grad av kompleksbinding av Al. Det kan altså tenkes at en del av reaktivt Al var organisk bundet før episoden, men at det i langt mindre grad var tilfellet under episoden. Denne effekten har gjort seg gjeldende for flere av de andre bekkene også.

For Kalddalsbekken og Dalbekk vil pH-reduksjonen innebære at det er mer giftig Al til stede. Siden konsentrasjonene av RAl var nær 100 µg Al/L og fargetallet lavt under episoden (hhv. 22 og 11 mg Pt/L), kan nivået på den uorganiske fraksjonen ha vært godt over 50 µg/L. Vannkvaliteten kan derfor ha vært giftig for sensitive organismer. Dette skjer tross kalking øverst i Kalddalsbekken (Tintusvatnet).

Prøvene fra vinter/vår 2004 viste ingen kraftige sjøsaltepisoder på strekningen fra vanninntaket oppstrøms Storåsfoss og ned til Dalen. Prøvene fra Dalavatn var avvikende, med sterk økning i konduktivitet i de to mai-prøvene (**figur 10**). Den 9. mai var pH nede i 5,78. Prøvene fra dette materialet ble ikke analysert for klorid, men informasjon om sjøsaltepisoder i regionen kan igjen hentes fra de to feltforskningsområdene i andre nærliggende vassdrag. **Figur 8** viser at det var en svak økning i Cl i perioden 8. februar - 21. mars 2004, mens det bare var en svak krusning i dataserien fra Øygardsbekken. Vi vil dermed ikke forvente spesielle utslag i Jørpelandsvassdraget den vinteren.



Figur 9. pH, reaktivt aluminium, ikke-marin natrium og klorid målt i prøver fra fem sidebekker nedenfor Dalavatn gjennom vinteren 2001/2002. (data: Fylkesmannen i Rogaland).



Figur 10. pH, konduktivitet, reaktivt aluminium målt våren 2004 fra Dalavatt og fire stasjoner i elvestrengen ned til Dalen Betong ved utløpet (data: Fylkesmannen i Rogaland).

4.3 Bonitering og forekomst av gytegrøper

Mesohabitat og bunnsubstrat er presentert i **figur 11 og 12** (begge figurene består av tre kartblad). Presenterte prosentverdier er arealer som ulike mesohabitat- og bunnsubstratkategorier utgjør. I **tabell 5** er det presentert en oversikt over antall felter og samlet areal for størrelsen av grus- og steinområder med antatt egnet gytesubstrat (stein i størrelser 2-15 cm) på de ulike sonene. Kartleggingen ble utført på en vannføring på ca 2,2 m³/s i elva nedenfor kraftverket og en antatt vannføring på 0,4-0,5 m³/s på strekningen ovenfor kraftverket.

Nedenfor Jørpelandssfossen

Strekningen fra flomålgrensen til Jørpelandssfossen er ca 850 m (0,0237 km²). Strekingen var dominert av grunne turbulente stryk med bratt (63 %) eller moderat (27 %) helning og hurtig vannhastighet, mens gruntområder med moderat helning og langsom vannhastighet utgjorde 9 % av arealet. Ett felt i nedre del av området kunne karakteriseres som dypt blankstryk med moderat helning og hurtig vannhastighet (1 %).

Substratet på strekingen består i all hovedsak av blokk (partikkelstørrelse > ca 35 cm) (75 % av arealet). Midtveis innenfor strekingen ligger et parti med en blanding av blokk og større stein (partikkelstørrelse ca 15 - ca 35 cm) (24 %). Innenfor dette partiet var det videre ett lite felt med en blanding av større samt mindre (partikkelstørrelse ca 2 - ca 15 cm) stein (1 %). Innenfor dette feltet kan det være mindre flekker der laks og ørret kan finne egnet gyte-substrat. Nær flomålgrensen var det et lite felt (10 m²) med mindre stein (0,4 %).

Mellom Jørpelandssfossen og Skjedhavn

Denne 250 m lange strekingen (0,0115 km²) består av grunne turbulente stryk med bratt (61 %) eller moderat (39 %) helning og hurtig vannhastighet med et substrat av blokk (84 %) og et område med berg (15 %) oppunder demningen ved Skjedhavn. Innen strekingen var det ett området med mindre stein (10 m², 1 % av arealet). Dette feltet har en beliggenhet som er sammenfallende med stedet der det tidligere er utlagt gytegrus.

Mellom Skjedhavn og kraftverket

På denne strekingen (ca 800 m, 0,0269 km²), finnes den største variasjonen av elvetyper i vassdraget. Øvre halvdel av strekingen er betydelig flatere og har et noe finere substrat enn nedre halvdel. Substrat må allikevel karakteriseres som grovt i alle deler av området.

Innenfor strekingen utgjorde grunne turbulente stryk med moderat helning og hurtig vannhastighet 48 % av arealet, mens grunne turbulente stryk med bratt helning og hurtig vannhastighet utgjorde 15 %, gruntområder med langsom vannhastighet 23 %, dyp rolig kulp 9 % (kulpen ved Skjedhavn) og dype og grunne blankstryk med hurtig vannhastighet til sammen 5 %.

Substratet i området er dominert av en blanding av blokk og større stein (50 %), blokk (45 %), mens områder med en mindre stein (70 m²) utgjorde 3 %, berg 2 % og områder med en blanding av mindre og større stein 0,5 %.

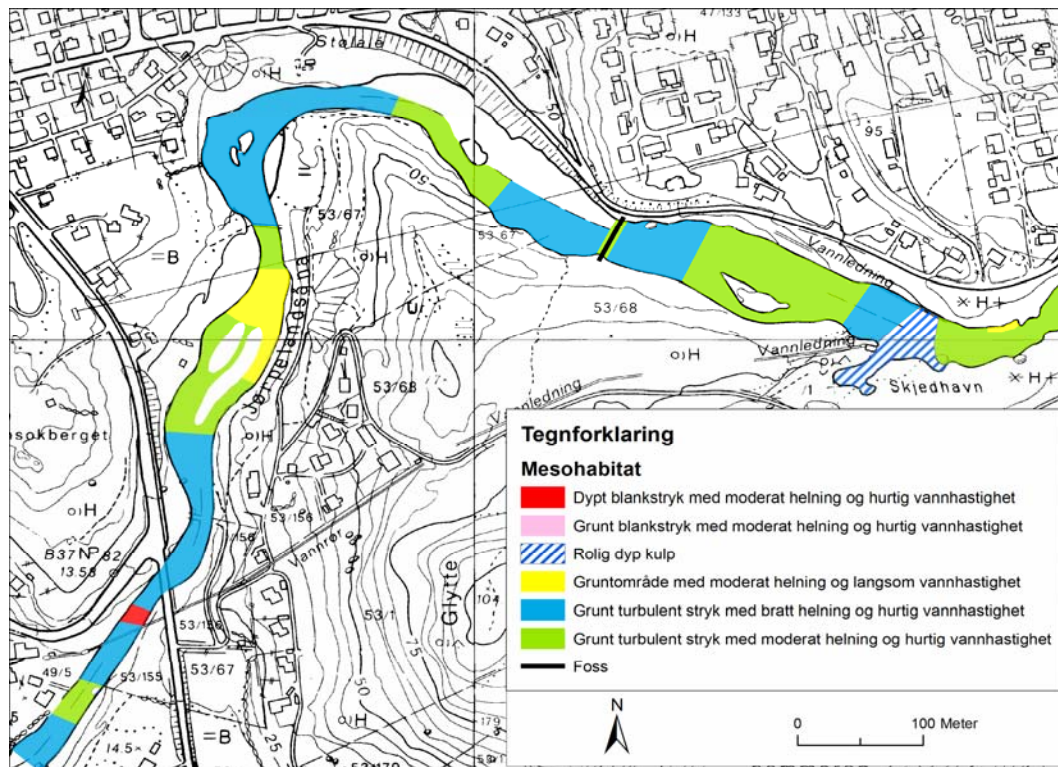
Ovenfor kraftverket

Strekningen fra kraftverket og opp til stopp for fiskevandring er ca 800 m (0,0352 km²). Denne strekingen har i sin alminnelighet en flatere topografi enn nedre halvdel av anadrom streking. Strekingen består hovedsakelig av grunne turbulente stryk med moderat helning og hurtig vannhastighet (51 %) og grunne turbulente stryk med moderat helning og langsom vannhastighet (28 %) med noe innslag av grunne turbulente stryk med bratt helning og hurtig vannhastighet (12 %) og rolig dyp kulp (9 %).

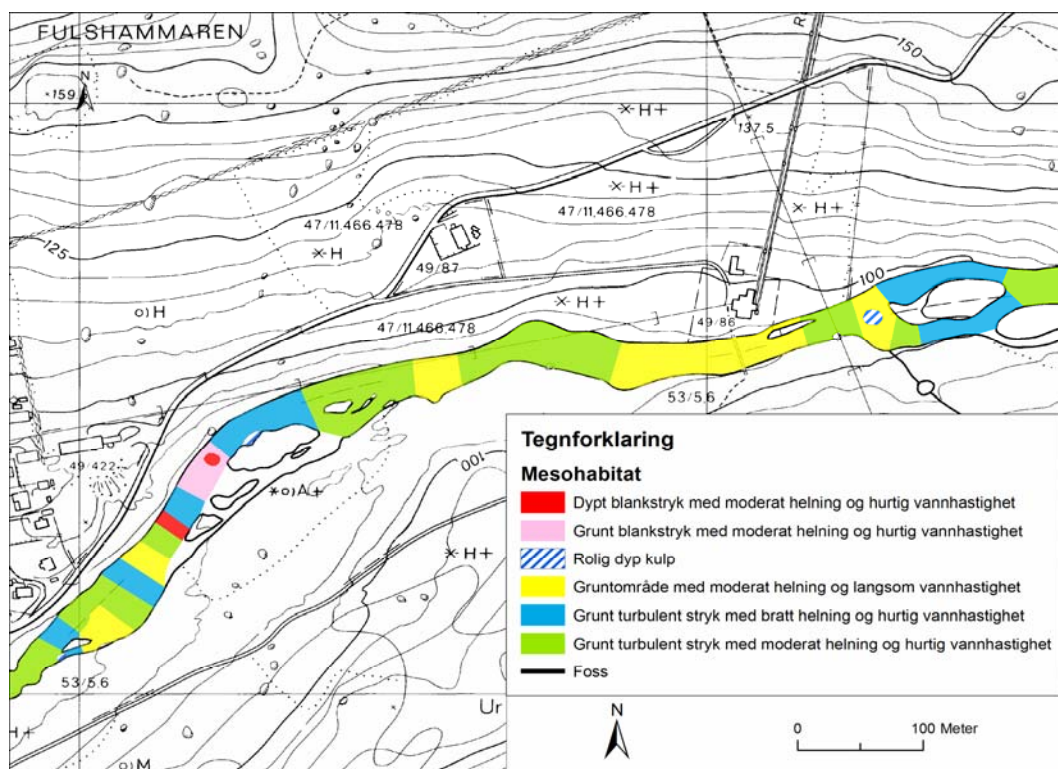
Substratet består i all hovedsak av blokk (88 %) og noen mindre felter med en blanding av større stein og blokk (6 %), ett område med berg (5 %) og tre små felter med mindre stein (til sammen ca 300 m², ca 1 %). Det største av disse feltene lå i ei bakevje og hadde slik en beliggenhet som var tilsynelatende uegnet som gyteområde.

Generelt for hele lakseførende strekning

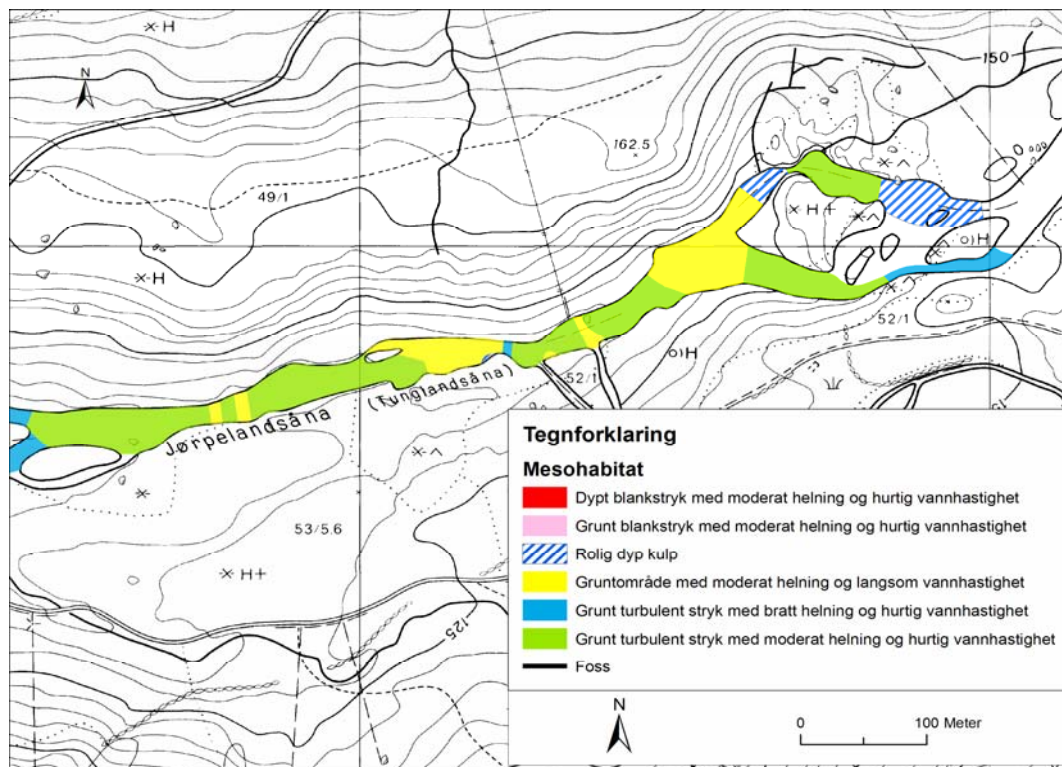
Hulromskapasiteten var høy i alle deler av den lakseførende strekingen. Det vil si at stein og blokk var lite nedgravd i sand og grus og at substratet slik har stor kapasitet til å gi skjulplasser for ungfisk.



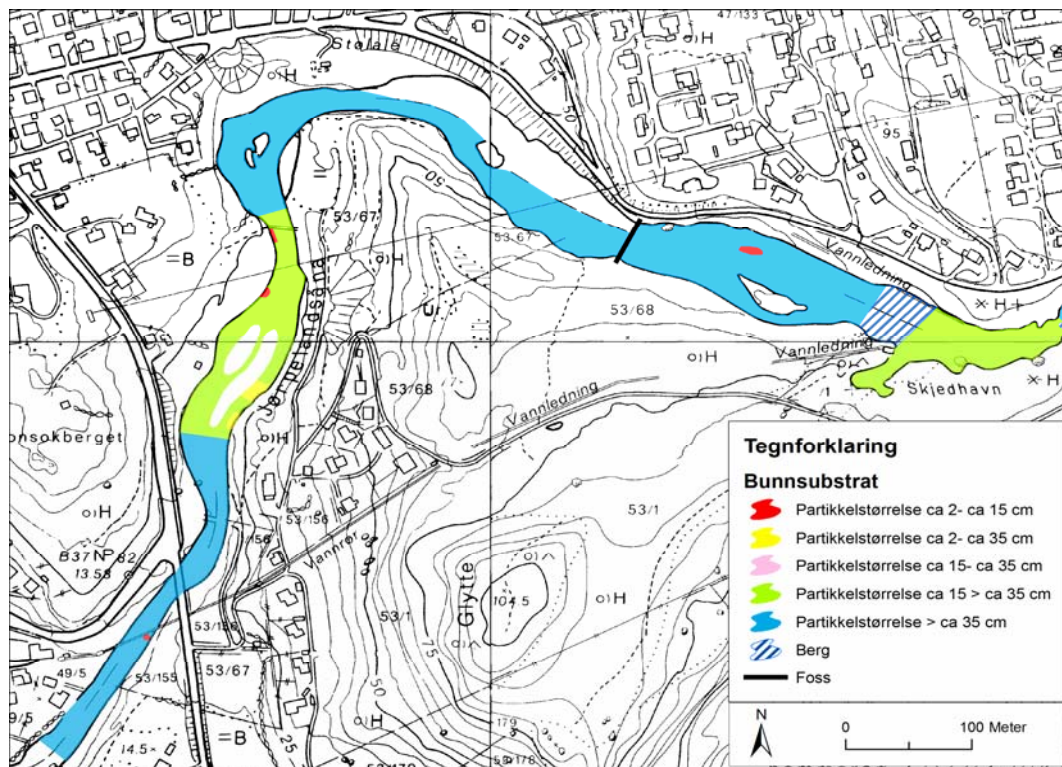
Figur 11. Kartblad 1 av 3. Mesohabitat-typer i Jørpelandselva etter undersøkelse ved en vannføring på ca 2,2 m³/s i desember 2005.



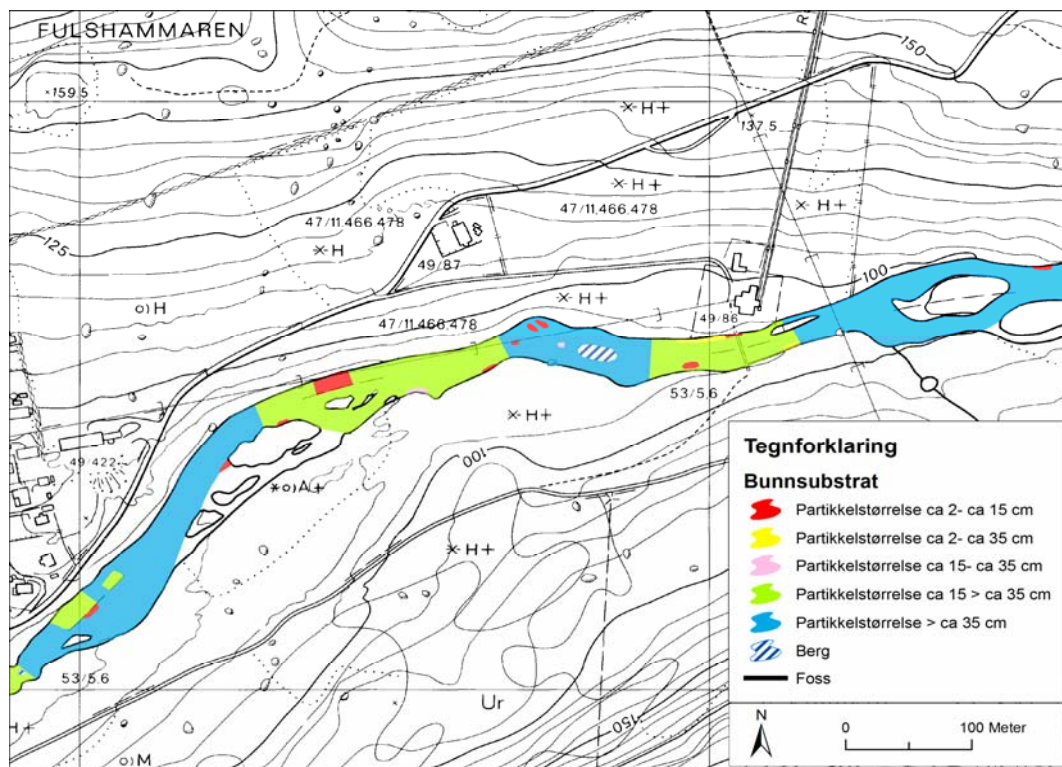
Figur 11. Kartblad 2 av 3. Mesohabitat-typer i Jørpelandselva etter undersøkelse ved en vannføring på ca 2,2 m³/s i desember 2005.



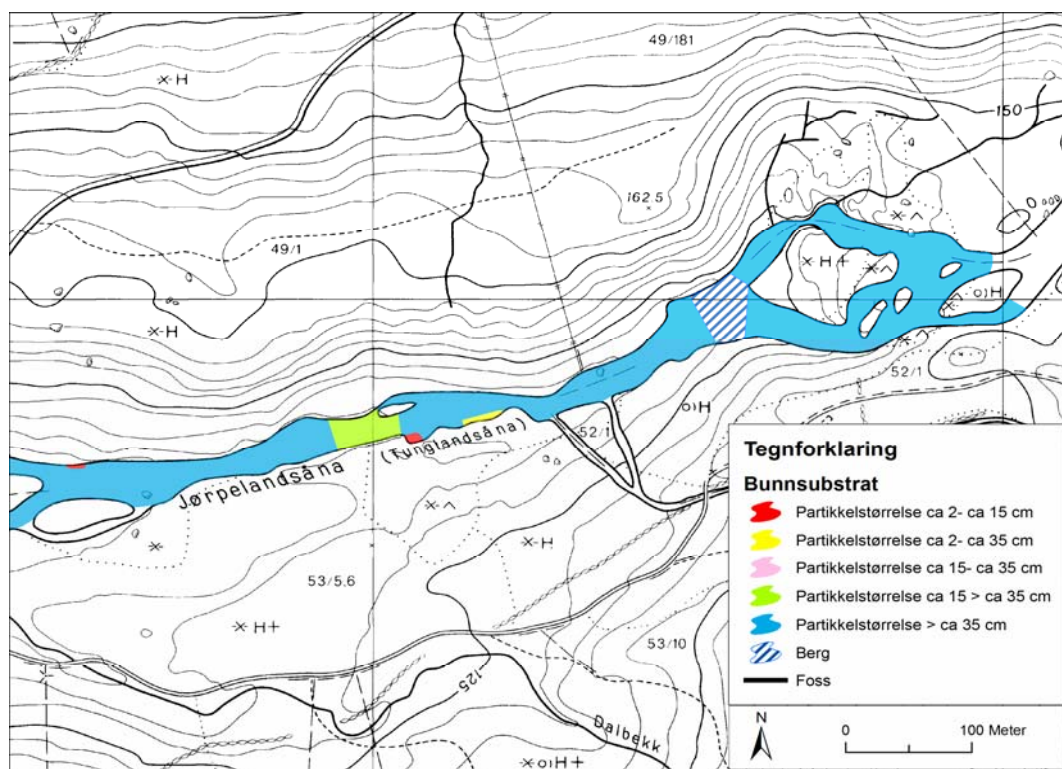
Figur 11. Kartblad 3 av 3. Mesohabitat-typer i Jørpelandselva etter undersøkelse ved en vannføring på ca 2,2 m³/s i desember 2005.



Figur 12. Kartblad 1 av 3. Bunnsubstrat-typer i Jørpelandselva etter undersøkelse i desember 2005.



Figur 12. Kartblad 2 av 3. Bunnsubstrat-typer i Jørpelandselva etter undersøkelse i desember 2005.



Figur 12. Kartblad 3 av 3. Bunnsubstrat-typer i Jørpelandselva etter undersøkelse i desember 2005.

Tabell 5. Oversikt over antall felter, samlet areal og variasjonsbredde for størrelsen av grus- og steinområder (antatt egnet gytesubstrat, stein i størrelser 2-15 cm) på ulike delstrekninger av lakseførende strekning i Jørpelandselva bonitert i desember 2005.

Sone	Antall felter	Samlet areal (m ²)
Nedenfor Jørpelandsfossen	3	ca 50
Mellom J.fossen og Skjedhavn	1	ca 30
Mellom Skjedhavn og kraftverket	10	ca 350
Ovenfor kraftverket	3	ca 70
Hele lakseførende strekning	17	ca 500

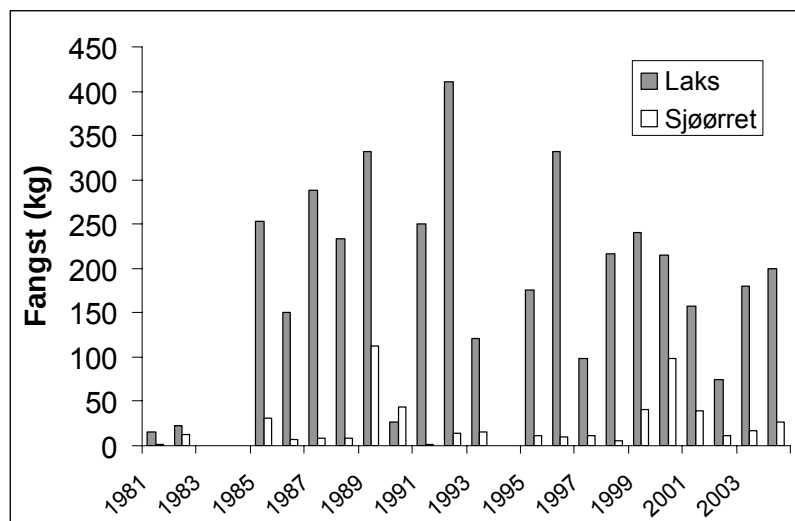
Forekomst av gytegrøper

Det ble kun funnet én gytegrøp langs hele lakseførende strekning. Denne lå på et mindre felt med klassisk gytesubstrat (dvs steinstørrelser klassifisert som "mindre stein") ca 200 m ovenfor demningen ved Skjedhavn.

4.4 Fisk

4.4.1 Fangststatistikk og analyse av skjellprøver

Fangstene av laks og sjøørret har vært variable helt fra begynnelsen av 1980-tallet etter at vassdraget kom med i fangststatistikken (Norges offisielle statistikk, Statistisk sentralbyrå). De største fangstene av laks har vært 300-400 kg. De siste åtte årene har fangstene variert mellom 75 og 240 kg (**figur 13**). Det er antatt at liten vannføring i fiskesesongen har vært medvirkende til dårlige fangster i de siste årene.



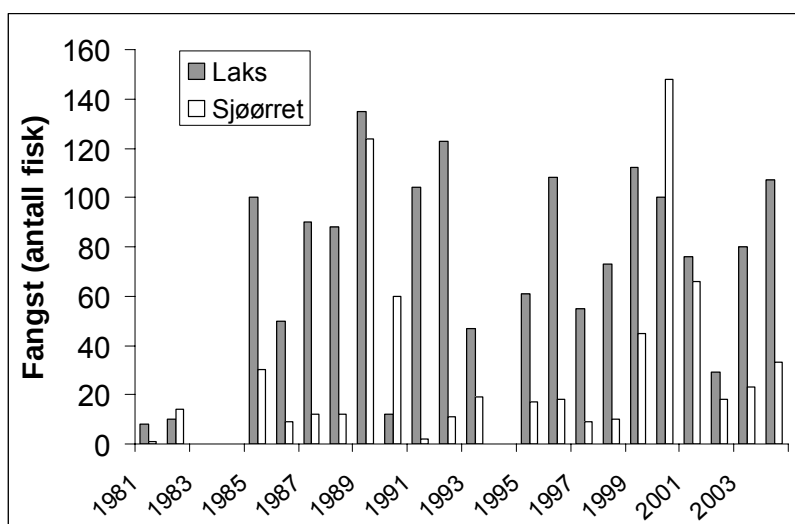
Figur 13. Rapporterte fangster (kg) av laks og sjøørret i sportsfisket i Jørpelandsvassdraget i årene 1981-2004.

Fangsten av sjøørret har vært lav i alle år (**figur 13**) (vanligvis mellom 10-40 kg, største fangst 112 kg i 1989). I antall fisk har andelen sjøørret av de samlede fangster av laks og sjøørret va-

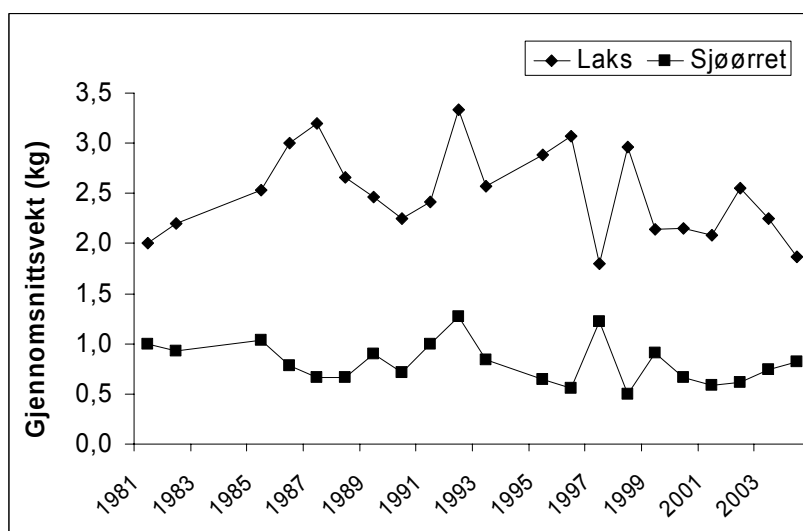
riert fra 14-60 % de siste ti årene (**figur 14**), mens vektandelen i denne perioden har variert fra 2-31 %.

Voksenfiskbestanden består i all hovedsak av smålaks som har vært ett år i sjøen før den kommer tilbake til elva for å gyte. Gjennomsnittsvekten for laks viser ingen retningsbestemt tendens over de siste 24 år (variasjonsbredde 1,8-3,6 kg) (Pearson korrelasjonsanalyse; $n=21$, $p=0,32$). Gjennomsnittsvekten for sjøørret er heller ikke vesentlig endret (variasjonsbredde 0,5-1,3 kg) ($n=24$, $p=0,13$) (**figur 15**). Andelen laks < 3 kg i sportsfiskefangstene har variert omkring 80 % (variasjonsbredde 60-95 %, regnet ut fra antallet fisk) og heller ikke endret seg i noen retning i den samme perioden (**figur 16**).

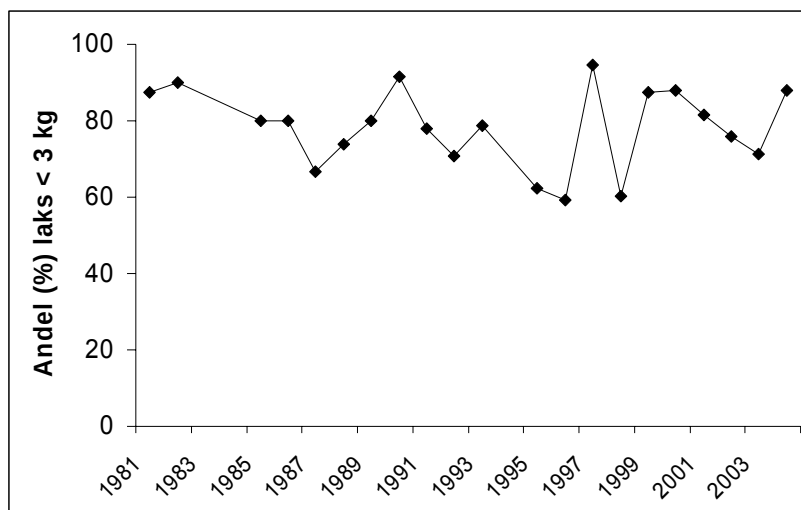
Først fra 1993 oppgir den offisielle statistikken fangstene fordelt på størrelsesgruppene < 3 kg, 3-7 kg og > 7 kg (tilsvarer begrepene små-, mellom-, og storlaks). De 11 årene med en slik inndeling (ikke data fra 1994) viser at andelen storlaks vanligvis er svært lav (0-7 %), mens andelen mellomlaks i flere av årene er mellom 20 og 30 % (**figur 17**).



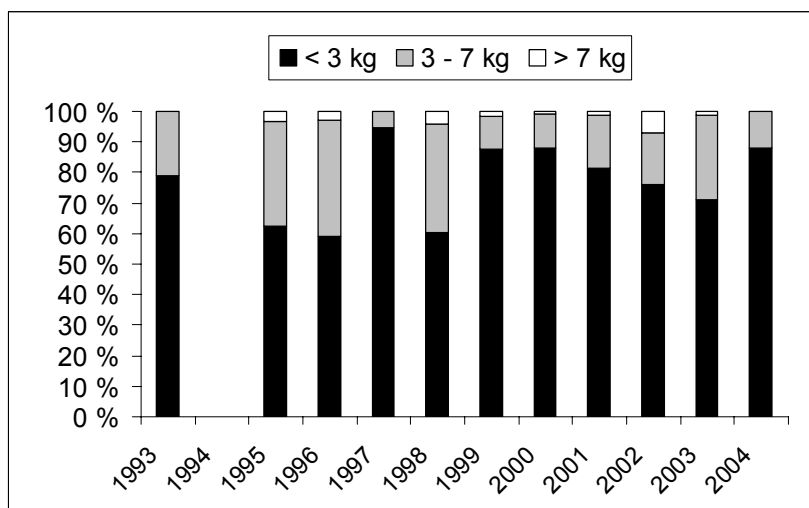
Figur 14. Rapporterte fangster (antall) av laks og sjøørret i sportsfisket i Jørpelandsvassdraget i årene 1981-2004.



Figur 15. Gjennomsnittsvekt (kg) i sportsfiskefangster av laks og sjøørret i årene 1981-2004.



Figur 16. Andel (%) laks < 3 kg (beregnet av rapportert antall laks) i sportsfiskefangster i Jørpelandsvassdraget i årene 1981-2004.



Figur 17. Sportsfiskefangstene i Jørpelandsvassdraget i årene 1993-2004 inndelt som prosentandeler for ulike størrelsesgrupper. Andeler er beregnet ut fra antallet fisk i fangstene.

Ifølge innsamlede skjellprøver fra stamfisket i årene 1994-2004 har andelen rømt oppdrettslaks i disse fangstene variert fra 5-82 % (jf **tabell 6**). Dette tilsier at fangsten av villaks i flere av årene har vært betydelig lavere enn det den offisielle statistikken viser.

Kjønnsbestemmelse av stamfisken basert på utvendige karakterer viser at det blant smålaksen var en betydelig større andel hanner enn hunner. I det samlede materialet for årene 1995-2004 var 21 % av smålaksen hunner. Blant mellomlaksen var det med unntak av ett av årene en overvekt av hunnfisk. I det samlede materialet for alle årene var andelen hunner blant mellomlaksen 69 %, mens det var en overvekt av hanner blant storlaksen (44 % hunner) (**tabell 7**).

Tabell 6. Andel oppdrettslaks (%) i stamfiskefangster om høsten (september-november) i Jørpelandselva i årene 1995-2004. n = antall laks undersøkt.

År	n	%
2004	44	5
2003	70	6
2002	20	10
2001	39	10
2000	51	8
1999	47	9
1997	83	51
1996	98	82
1995	59	48

Tabell 7. *Kjønnsfordeling (antall) hos villaks med ulik sjøalder fanget i stamfisket i Jørpelandselva i ulike år. Andel (%) står i parentes.*

Sjøalder	År	Hanner	Hunner
Laks < 67 cm (smålags)	2004	12 (100)	0 (0)
	2003	10 (83)	2 (17)
	2001	8 (67)	4 (33)
	2000	14 (82)	3 (18)
	1999	16 (62)	10 (39)
	1997	24 (71)	10 (29)
	1996	8 (89)	1 (11)
	1995	22 (96)	1 (4)
	Sum	114 (79)	31 (21)
Laks > 67 og < 89 cm (mellomlags)	2004	5 (24)	16 (76)
	2003	14 (33)	28 (67)
	2001	7 (35)	13 (65)
	2000	8 (32)	17 (68)
	1999	4 (36)	7 (64)
	1997	3 (75)	1 (25)
	1996	0 (0)	3 (100)
	1995	0 (0)	5 (100)
	Sum	41 (31)	90 (69)
Laks > 89 cm (storlags)	2004	4 (67)	2 (33)
	2003	6 (60)	4 (40)
	2001	3 (100)	0 (0)
	2000	1 (25)	3 (75)
	1999	2 (40)	3 (60)
	1997	1 (100)	0 (0)
	1996	1 (50)	1 (50)
	1995	1 (33)	2 (67)
	Sum	19 (56)	15 (44)

4.4.2 Bestandsfekunditet og eggtetthet

Da det ikke foreligger særskilt rapportering av fangstene fra området ovenfor fisketrappa, antar vi på bakgrunn av lokal kjennskap til fisket, at 15 % av de årlig rapporterte fangstene av laks og sjøørret i vassdraget tas ovenfor trappa (Arild Jørpeland, Strand Jeger- og Sportsfiskerlag, pers.medd). Fisk som på bakgrunn av utseende ble antatt til å være rømt oppdrettslaks, ble avlivet ved registrering. Laks som ble sluppet videre er derfor antatt villaks (**tabell 8**).

Tabell 8. Antall fisk registrert i fisketrappa i Jørpelandsfossen og deretter sluppet i elva ovenfor trappa i årene 1999-2004. Rømt oppdrettslaks er avlivet.

År	Villaks			Rømt oppdrettslaks	Sjøørret
	Under 3 kg	3-7 kg	Over 7 kg		
2004	85	40	3	7	7
2003	75	51	6	10	9
2002	112	32	5	8	35
2001	55	29	8	23	54
2000	149	92	16	25	227
1999	34	27	5	1	57

Laks

Dersom vi videre legger til grunn kjønnsfordelingen for de ulike grupper laks som ble registrert fra skjellprøveinnsamlinger i stamfisket i ulike år som en indeks for kjønnsfordelingen av den fisken som ble sluppet ovenfor fisketrappa, kan vi estimere rognpotensialet. Da det er relativt lik tendens for kjønnsfordelingen innenfor de ulike størrelseskategoriene for laks (små-, mellom-, og storlaks) mellom de ulike år (jf kap 4.3.1 og **tabell 7**) og materialet er noe begrenset i visse år, velger vi å bruke kjønnsfordelingen målt som et gjennomsnitt for alle årene som det foreligger opplysninger fra (jf **tabell 7**).

Den estimerte gytebestanden av hunnlaks varierte for de ulike år mellom 23 (i 1999) og 98 (i 2000) individer (**tabell 9**). Ved beregningen av antallet egg pr m², er det tatt utgangspunkt i et elveareal ovenfor fisketrappa i Jørpelandsfossen på 15 000 m² (nedenfor kraftverket: 1000 m x 10 m + ovenfor kraftverket: 1000 m x 5 m, antatt gjennomsnittlig elvebredde i vinterhalvåret).

Tabell 9. Antall laks sluppet ovenfor fisketrappa i Jørpelandsfossen, estimert antall fanget ved å anta 15 % av rapportert fangst, estimert antall etter fangst, estimert antall hunner (21 %, 69 % og 44 % for henholdsvis laks <3 kg, 3-7 kg og >7 kg, **jf tabell 7**), gjennomsnittslengde estimert for hunnfisk, estimert antall egg og egg tetthet pr m² i vassdraget ovenfor Jørpelandsfossen i årene 1999-2004. Antall egg pr hunnfisk er utregnet etter Mills (1989). Beregningen av antallet egg pr m² baserer seg på et elveareal på 15 000 m² (nedenfor kraftverket; 1000 m x 10 m + ovenfor kraftverket; 1000 m x 5 m). Estimeringen er utført med utgangspunkt i ulike størrelsesgrupper laks (< 3kg, 3-7 kg og >7 kg).

År	Antall laks ovenfor trappa			Estimert antall fanget			Estimert antall etter fangst			Estimert antall hunner			Gjennomsnittslengde (cm)			Antall egg pr hunnfisk			Estimert antall egg	Antall egg pr m ²
	<3 kg	3-7 kg	>7 kg	<3 kg	3-7 kg	>7 kg	<3 kg	3-7 kg	>7 kg	<3 kg	3-7 kg	>7 kg	<3 kg	3-7 kg	>7 kg	<3 kg	3-7 kg	>7 kg		
2004	85	40	3	14	2	0	71	38	3	15	25	1	54	75	95	2899	6242	10839	210374	14
2003	75	51	6	9	3	0	66	48	6	14	33	3	55	69	95	3026	5138	10839	244435	16
2002	112	32	5	3	1	0	109	31	5	23	21	2	55	74	95	3026	6050	10839	218326	15
2001	55	29	8	9	2	0	46	27	8	10	19	4	53	77	95	2775	6638	10839	197228	13
2000	149	92	16	13	2	0	136	90	16	29	62	7	56	78	95	3156	6841	10839	591539	39
1999	34	27	5	15	2	0	19	25	5	4	17	2	55	76	95	3026	6438	10839	143228	10

Dette tilsvarer en egg tetthet som varierte fra 10 (i 1999) til 39 (i 2000) egg pr m^2 . I årene 2001-2004 varierte den estimerte egg tettheten fra 13 til 16 egg pr m^2 .

Ved korrelasjonsanalyse er det mulig å teste om det er en sammenheng mellom de estimerte tetthetene av lakseyngel ovenfor fossen (som gjennomsnittet for stasjonene eller et sum estimat for stasjonene) og rognmengden som er lagt høsten før. Foreløpig er det imidlertid for få år med slike data (fire år) til at en slik test er tilrådelig. Det samme gjelder for sjørøret.

Sjørøret

Ved beregningen av bestandsfekunditet er det tatt utgangspunkt i 1900 egg for hvert kg hunn-aure (Sættem 1995). Vekten til sjørøret er satt til 0,72 kg (gjennomsnittsvekten for årene 1999-2004). Ved å multiplisere antall kilo hunnfisk med forventet antall egg pr kilo, er bestandsfekunditeten beregnet.

Den estimerte gytebestanden av hunnfisk varierte for de ulike år mellom 1 (i 2004) og 102 (i 2000) individer (**tabell 10**). Ved beregningen av antallet egg pr m^2 , er det tatt utgangspunkt i samme elveareal ovenfor fisketrappa (15 000 m^2) som ved tilsvarende beregninger for laks. Dette tilsvarer en egg tetthet som varierte fra 0,1 (i 2004) til 9 (i 2000) egg pr m^2 . I de øvrige årene ble det registrert egg tettheter som varierte mellom 0,3 til 2 egg pr m^2 .

Tabell 10. Antall sjørøret sluppet ovenfor fisketrappa i Jørpelandsfossen, estimert antall fanget ved å anta 15 % av rapportert fangst, estimert antall etter fangst, estimert antall hunner forutsatt 50/50 % kjønnsfordeling, gjennomsnittsvekt for hunnfisk (beregnet som uveid gjennomsnitt i offisiell fangststatistikk for årene 1999-2004), estimert antall egg og egg tetthet pr m^2 i vassdraget ovenfor Jørpelandsfossen i årene 1999-2004. Beregningen av antallet egg pr m^2 baserer seg på et elveareal på 15 000 m^2 (nedenfor kraftverket; 1000 m x 10 m + ovenfor kraftverket; 1000 m x 5 m).

År	Antall sjørøret ovenfor trappa	Estimert antall fanget	Estimert antall etter fangst	Estimert antall hunner	Gjennomsnittsvekt	Antall egg pr kg hunnfisk	Estimert antall egg	Elveareal (m^2)	Antall egg pr m^2
2004	7	5	2	1	0,72	1900	1368	15000	0,1
2003	9	4	5	3	0,72	1900	4104	15000	0,3
2002	35	3	32	16	0,72	1900	21888	15000	2
2001	54	10	44	22	0,72	1900	30096	15000	2
2000	227	22	205	102	0,72	1900	139536	15000	9
1999	57	7	50	25	0,72	1900	34200	15000	2

4.4.3 Tetthet av ungfisk

Beliggenhet av elfiskestasjonene i forhold til mesohabitat-typer

De sju elfiskestasjonene som ligger i området nedenfor kraftverket, er godt representative for habitat-typer i området. Seks av stasjonene ligger innenfor habitattypene "grunt turbulent stryk med moderat eller bratt helning og hurtig vannhastighet", som dekker ca 80 % av arealet. Den sjuende lokaliteten ligger innenfor habitattypen "gruntområde med moderat helning og langsom vannhastighet" som dekker 13 % av arealet (**tabell 11**).

Elfiskestasjonen på strekningen ovenfor kraftverket ligger innenfor habitat-typen "gruntområde med moderat helning og langsom vannhastighet" som i dette området utgjør 28 % av elvearealet.

Tabell 11. Beliggenhet av de sju elfiskestasjonene nedenfor kraftverket i forhold til mesohabitat-typer på elvestrekningen.

Mesohabitat-typer	Andel av arealet (%)	Elfiskestasjonenes beliggenhet
Dypt blankstryk med moderat helning og hurtig vannhastighet	1	ingen
Grunt blankstryk med moderat helning hurtig vannhastighet	2	ingen
Rolig dyp kulp	4	ingen
Gruntområde med moderat helning og langsom vannhastighet	13	stasjon 2
Grunt turbulent stryk med bratt helning og hurtig vannhastighet	38	stasjonene 7 og 8
Grunt turbulent stryk med moderat helning og hurtig vannhastighet	42	stasjonene 3, 4, 5 og 6

Årsyngel

Det er i årene 1995-2004 utført elfiskeundersøkelser på åtte lokaliteter i Jørpelandselva. De estimerte tetthetene både av laks- og ørretyngel kan betegnes som lav på alle stasjonene de fleste undersøkte årene (**figur 18**). Dvs at tetthetene både av laks og ørretyngel vanligvis var lavere enn 30 individer pr 100 m². På halvparten av stasjonene var tettheten av laks eller ørret vanligvis under 20 individer pr 100 m². På alle stasjonene var lakseyngel fraværende i ett eller flere av årene 1995-1998, mens det vanligvis ble funnet ørretyngel. I alle årene etter 1998 er det, med unntak av stasjon 1, funnet lakseyngel på alle lokalitetene som er undersøkt. På stasjonene 3, 5 og 8 var det en signifikant økning i de estimerte tetthetene av 0+ laks i perioden 1995-2004 (Spearman korrelasjonsanalyse, stasjon 3: $r_s=0,83$, $n=9$, $p=0,005$, stasjon 5: $r_s=0,66$, $n=9$, $p=0,053$, stasjon 8: $r_s=0,72$, $n=9$, $p=0,030$). For ørretyngel ble det ikke målt noen slik tendens på noen av lokalitetene.

Den høyeste tettheten av lakseyngel ble målt 1999 på de fleste stasjonene. Tettheten av ørretyngel dette året var imidlertid innenfor det som var vanlig på de fleste stasjonene.

På **stasjon 1**, som er den eneste lokaliteten som ligger ovenfor kraftverket, er det fanget ørretyngel i lave tettheter i alle årene, mens laks kun ble fanget i årene 1999-2001. I årene 1999-2000 var det også langt mer lakseyngel enn ørretyngel på lokaliteten.

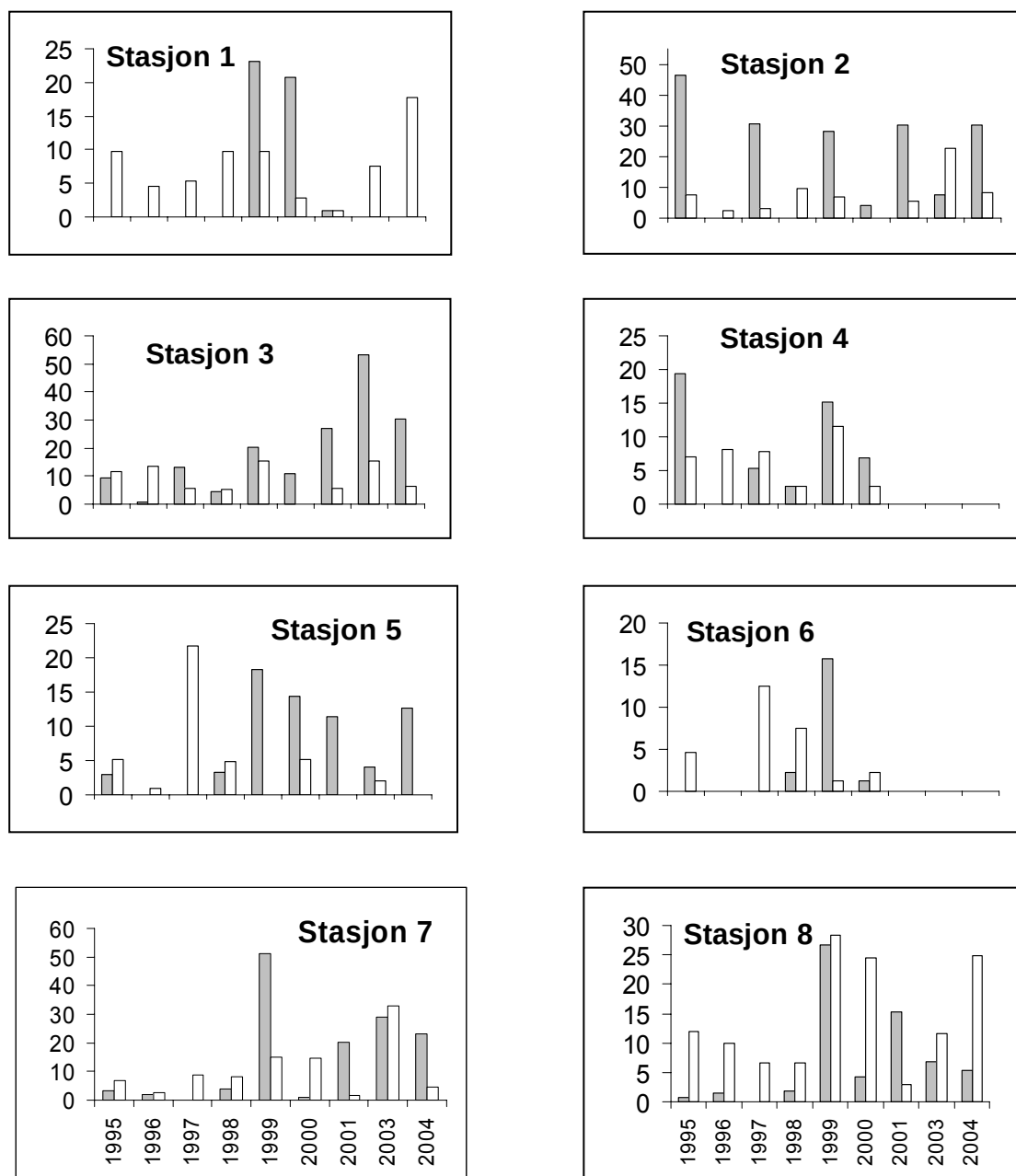
På **stasjon 2**, som ligger like nedenfor kraftverket (øvre grense ca 20 m nedenfor utløpet fra kraftverket) er det hvert annet år målt tettheter av lakseyngel mellom ca 30-45 individer pr 100 m², mens mellomliggende år hadde svært lave tettheter eller fravær av lakseyngel. Når laks var til stede, var den vanligvis langt mer tallrik enn ørretyngelen. Selv i de årene da lakseyngelen var fåtallig eller fraværende var tettheten av ørretyngel svært lav (vanligvis lavere enn ca 10 pr 100 m²).

Øvre grense for **stasjon 3** ligger ca 300 m nedenfor utløpet av kraftverket. Selv om det er målt en signifikant økning i tettheten av lakseyngel på denne stasjonen over år (se ovenfor), må tettheten målt i de to av de tre siste årene fremdeles anses som lav (2001 og 2004: henholdsvis 27 og 31 individer pr 100 m²). I 2003 var tettheten av lakseyngel relativt god (53 individer pr 100 m²). Tettheten av ørretyngel er alle årene svært lav (lavere enn ca 15 individer pr 100 m²).

På **stasjon 4**, som kun er avfisket i årene 1995-2000, har det vært en vekslende dominans av laks- og ørretyngel i de ulike årene, og tettheten av årsyngel av begge artene har vært svært lav (vanligvis lavere enn 15 individer pr 100 m²). Denne stasjonen ligger ca 600 m nedenfor kraftverket, men ovenfor Jørpelandsfossen.

Selv om det er målt en signifikant økning i tettheten av laksyngel på **stasjon 5** over år (se ovenfor), må tettheten målt i de senere årene fremdeles anses som svært lav (lavere enn 15 individer pr 100 m² de siste fire år). Tettheten av ørretyngel har i alle årene vært svært lav (vanligvis lavere enn 5 individer pr 100 m²). Stasjonen ligger ca 600 m nedenfor Jørpelandsfossen.

På **stasjon 6**, som kun er avfisket i årene 1995-2000, har det vært en vekslende dominans av laks- og ørretyngel i de ulike årene, og tettheten av årsyngel av begge artene har vært svært lav (vanligvis lavere enn 15 individer pr 100 m²). Denne stasjonen ligger ca 800 m nedenfor Jørpelandsfossen og ca 500 m ovenfor øvre grense for flomålet.



Figur 18. Tetthet hos laks og ørret 0+ (antall fisk pr 100 m²) i Jørpelandselva i årene 1995-2004. Det gjøres oppmerksom på at skalaen for fisketetthet (y-aksen) ikke er ens for alle stasjonene. Stasjonene 4 og 6 er ikke undersøkt i årene 2001-2004. Mørke søyler er laks, mens lyse er ørret.

På **stasjon 7** er det målt høyere tettheter både av laks- og ørret yngel i flere av årene i andre enn i første halvdel av undersøkelsesperioden. Tendensen er imidlertid ikke signifikant. Tettheten av lakseyngel de tre siste årene var likevel lav (20-29 individer pr 100 m²). I ett av årene (1999) er det målt en relativt god tetthet av lakseyngel (51 individer pr 100 m²). Det har vært en vekslende dominans av laks- og ørret yngel i de senere år.

På **stasjon 8** har det blant yngelen vært en dominans av ørret i de fleste årene. De klart høyeste tetthetene av ørret yngel er registrert i flere av årene i siste halvdel av perioden, men utviklingen er ikke signifikant. Dette i motsetning til en signifikant økning i tettheten for lakseyngel i senere år på denne lokaliteten (se ovenfor). Stasjonen ligger i et sideløp like ovenfor flomålsøen.

Mengde årsyngel i forhold til mengde utsatt fisk

Ved korrelasjonsanalyse kan vi teste om det er en sammenheng mellom de estimerte tetthetene av lakseyngel og størrelsen på utsettingene av lakseyngel. Da yngelen i all hovedsak er utsatt ovenfor Jørpelandsfossen (jf **tabell 1**, se kap. 2.4), tar vi utgangspunkt i estimert fisketetthet for 0+ laks på stasjonene ovenfor fossen (stasjon 1-4) og antallet fisk utsatt ovenfor trappa i de samme årene. Lakseyngelen er i alle år utsatt noen måneder i forkant av elfisket. Da fiske-trappa i fossen ble åpnet i 1998 og dette er første året at det er antatt å forekomme naturlig gyting, er det naturlig å teste om utsettingene er bestemmende for fisketettheten i årene etter 1998. Korrelasjonsanalyse viser imidlertid at det ikke er noen signifikant sammenheng mellom variasjoner i størrelsen på utsettingene og tetthet av 0+ laks verken ved å teste med utgangspunkt i alle de undersøkte lokalitetene (4 stasjoner i årene 1999-2000 og tre stasjoner i årene 2001 og 2003-2004) (Spearman test; $r_s=0,8$, $n=5$, $P=0,104$) eller ved å bruke de tre lokalitetene som er undersøkt i samtlige av disse årene ($r_s=0,2$, $n=5$, $P=0,747$).

Fiskunger eldre enn årsyngel

De estimerte tetthetene både av eldre laks og ørretunger var, som for yngel av begge artene, lav på alle stasjonene de fleste undersøkte årene (**figur 19**). Det vil si at tetthetene av både laks og ørretunger var lavere enn 10 individer pr 100 m² de fleste årene. Med unntak av stasjon 8 der tettheten av eldre ørretunger varierte mellom 12 og 16 individer pr 100 m² i fem av de ni undersøkte årene, peker ingen stasjoner peker seg ut til å ha vesentlig høyere eller lavere tettheter av laks og ørret enn de øvrige. På stasjon 5 var det imidlertid en signifikant økning i de estimerte tetthetene av laks eldre enn 0+ i perioden 1995-2004 (Spearman korrelasjonsanalyse: $r_s=0,68$, $n=9$, $p=0,045$). På stasjon 3 var det også en gradvis økning i tetthetene i perioden, men denne var ikke signifikant ($r_s=0,63$, $n=9$, $p=0,067$). For ørretunger ble det ikke målt noen slik tendens på noen av lokalitetene.

Ingen av årene i perioden peker seg ut til å ha vesentlig større tettheter enn andre verken for laks eller ørret når en ser alle stasjonene under ett (**figur 19**).

I de undersøkte årene er det vekslende dominans av laks og ørret på **stasjon 1**. Begge artene var fraværende i fangstene i flere av årene.

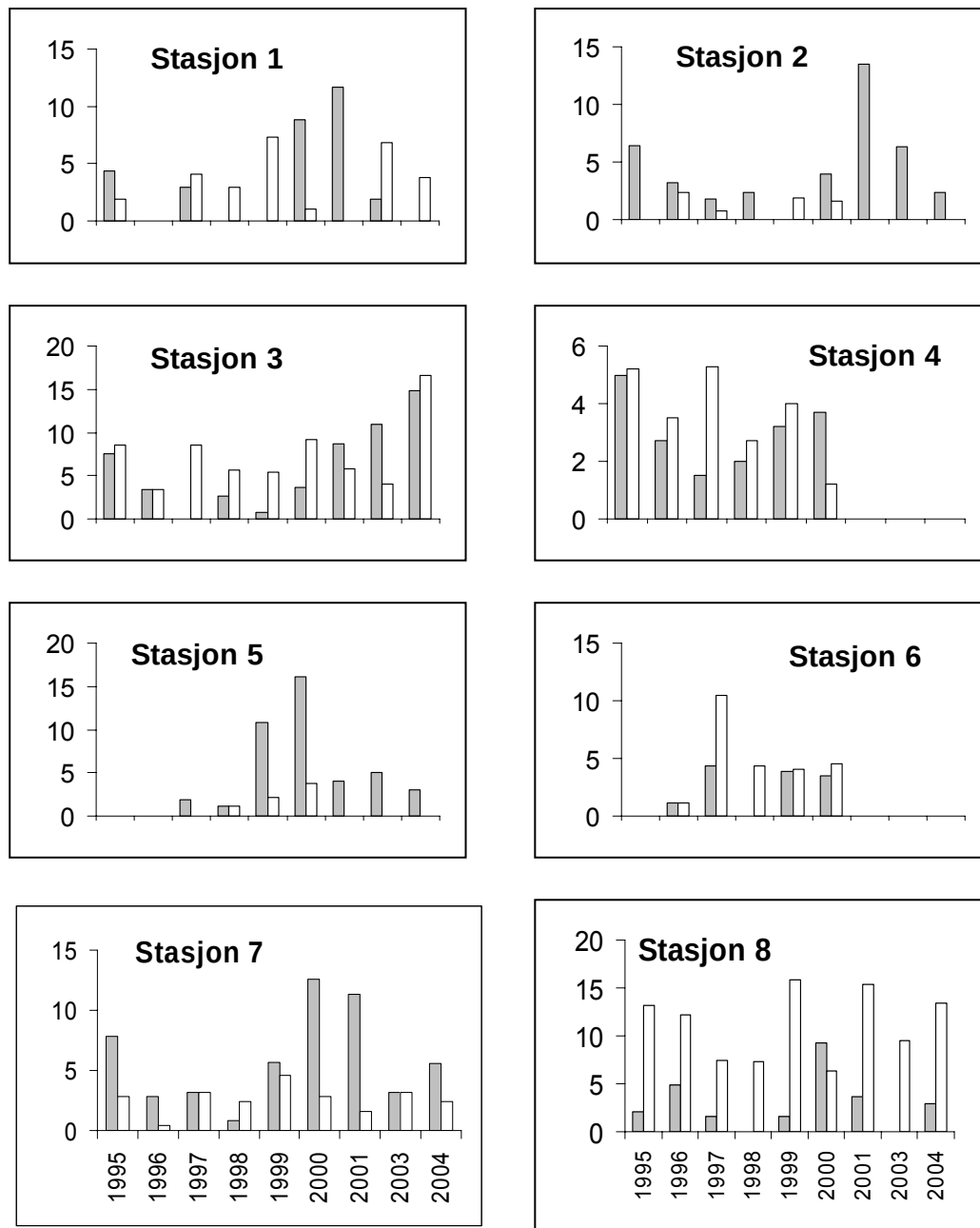
På **stasjon 2** var ørret fraværende i fangsten i over halvparten av de undersøkte årene. Laks er dominerende art i alle årene.

På **stasjon 3** har det vært en endring fra høyere tettheter av ørret til dominans av laks i to av de tre siste årene.

På **stasjon 4**, som kun er avfisket i årene 1999-2000, har det vært tilnærmet like mye laks som ørret i de fleste av årene. Variasjonene i tetthet for begge artene er liten i perioden og tettheten er svært lav (vanligvis lavere enn 5 individer pr 100 m² både for laks og ørret).

Som for 0+ laks var det også en signifikant økning i tettheten av eldre laksyngel på **stasjon 5** over år (se ovenfor). Nivået på tetthetene av laksunger er likevel svært lavt i senere år (lavere

enn 5 individer pr 100 m² de siste tre år). Det ble ikke funnet eldre fiskunger på stasjonen de to første årene og laks er dominerende art i alle årene senere.



Figur 19. Tetthet av laks og ørret eldre enn 0+ i Jørpelandselva i årene 1995-2004. Det gjøres oppmerksom på at skalaen for fisketetthet (y-aksen) ikke er ens for alle stasjonene. Stasjonene 4 og 6 er ikke undersøkt i årene 2001-2004. Mørke søyler er laks, mens lyse er ørret.

På **stasjon 6**, som kun er avfisket i årene 1995-2000, er tetthetene svært lav (vanligvis lavere enn 5 individer pr 100 m² både for laks og ørret). Det er vanligvis fanget noe mer ørret enn laks på lokaliteten.

På **stasjon 7** har tettheten av både laks- og ørretunger vært svært lav (lavere enn 5 individer pr 100 m²) i alle årene. Dette med unntak av en 2000 og 2001 da tettheten av laksunger var

noe høyere (henholdsvis 13 og 11 individer pr 100 m²), men fortsatt lav. Tettheten av laksunger har de fleste årene vært noe høyere enn for ørret.

På **stasjon 8** har det alle årene vært en dominans av ørret og tettheten av ørret har alle årene vært noe høyere enn på de øvrige stasjonene. Tettheten av både laks- og ørretunger må likevel betegnes som lav gjennom hele undersøkelsesperioden. Tettheten av laksunger har i åtte av de ni undersøkte årene vært lavere enn 5 individer pr 100 m².

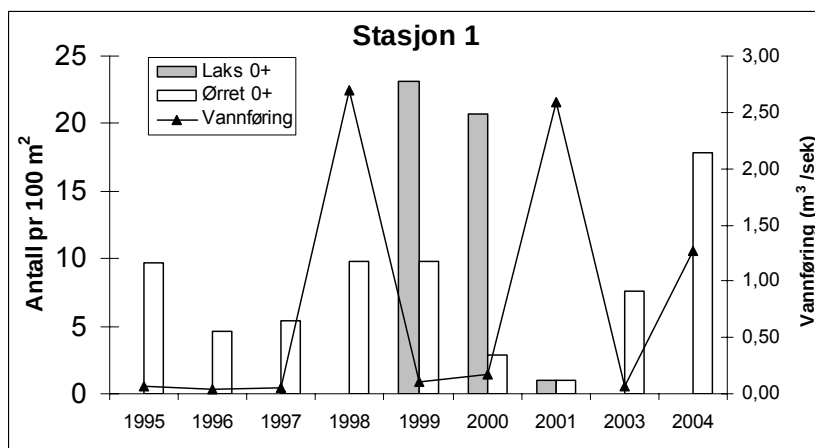
Fisketetthet relatert til vannføringen under elfisket

Vi vet fra andre undersøkelser at tetthetsberegninger av ungfisk gir lavere tall, spesielt for laksunger, når fangsten blir utført på høy vannføring (Jensen & Johnsen 1988). Estimerte vannføringer for de dager elfisket er utført, er lagt til grunn for å teste om det er en sammenheng mellom estimert fisketetthet i de ulike år og vannføringen under fisket (jf kap. 3.1 og 4.1 for beregning av vannføring). I denne analysen (Spearman korrelasjonsanalyse) har vi testet årlig gjennomsnittlig fisketetthet (uveid middelverdi) for stasjonene nedenfor kraftverket (stasjon 2-8) mot estimert vannføring rett nedstrøms kraftverket. Videre er fisketettheten på den eneste stasjonen ovenfor kraftverket (stasjon 1) testet mot vannføring estimert rett oppstrøms kraftverket. Testene er utført separat for artene og for gruppene 0+ og fisk eldre enn 0+.

De estimerte vannføringene kan anses for å være mer usikre for årene før 1999 da disse vannføringene er estimert uten tilgang til opplysninger om driftsvannføringen gjennom Jørpeland kraftverk (jf kap. 3.1). Korrelasjonsanalysene er derfor utført for to perioder; a) 1995-2004 og b) 1999-2004. For stasjon 1 har vi også utført en korrelasjonsanalyse der de tre årene med vannføringer betydelig høyere enn de øvrige årene, er utelatt i analysen (årene 1998, 2001 og 2004). For stasjonene nedenfor kraftverket (stasjon 2-8) har vi også utført analyser der tre år med spesielt lave vannføringer da elfisket ble utført, er utelatt i analysen samt en analyse der året med den klart høyeste vannføringen under elfisket også (1998) ble utelatt i analysen.

Fisketetthet og vannføring for de ulike år er presentert i **figurene 20, 21, 22 og 23** og resultatene fra korrelasjonsanalysene er presentert i **tabell 12**.

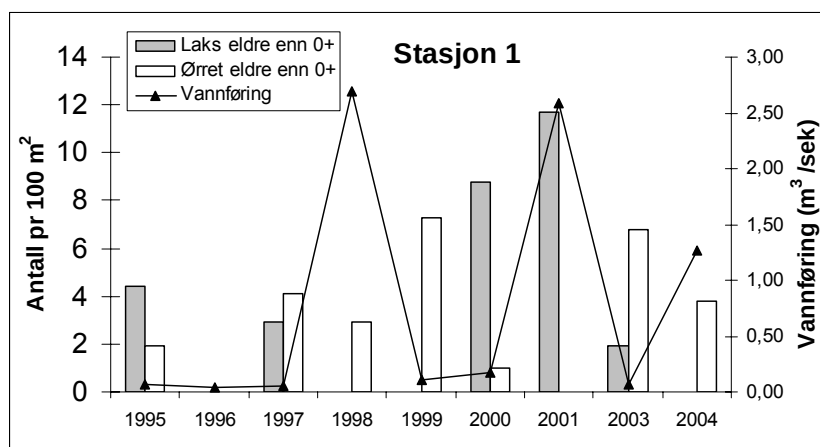
På stasjonen ovenfor kraftverket har de estimerte vannføringene under elfisket variert fra 0,04 til 2,7 m³/sek i de ulike årene, mens den på stasjonene nedenfor kraftverket har variert fra 0,12 til 6,2 m³/sek. Det var ingen signifikant sammenheng mellom fisketetthet og vannføringen som elfisket ble utført på for noen av testene unntatt for ørret 0+ på stasjonene 2-8 for tre av de fire periodene testene ble utført (**tabell 12**).



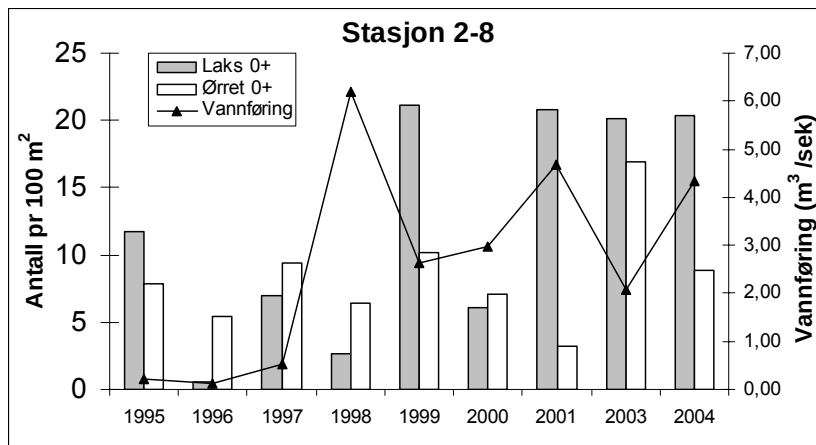
Figur 20. Tetthet av 0+ laks og ørret på stasjon 1 i årene 1995-2004 og estimert vannføring like ovenfor Jørpeland kraftverk da elfisket ble utført i hvert av årene.

Tabell 12. Resultat av Spearman korrelasjonsanalyse av fisketetthet for ulike grupper fisk (0+ og eldre laks og ørret) testet mot estimerte vannføringer under elfisket. n = antall år med data, r_s = korrelasjonskoeffisient og p = signifikansnivå. Uthevet p -verdi betyr signifikant sammenheng.

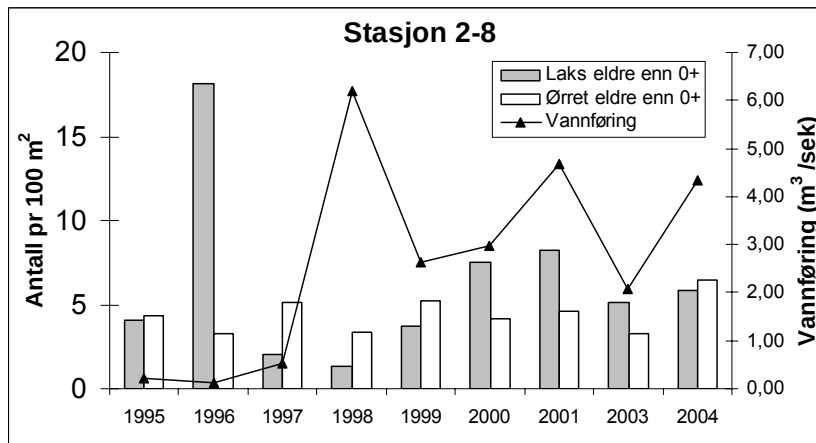
Stasjon	År	Gruppe	n	r_s	p
1	1995-2001, 2003-2004	Laks 0+	9	0,30	0,44
		Laks eldre	9	0,07	0,86
		Ørret 0+	9	0,21	0,59
		Ørret eldre	9	-0,09	0,81
1	1999-2001, 2003-2004	Laks 0+	5	-0,05	0,94
		Laks eldre	5	0,41	0,49
		Ørret 0+	5	-0,30	0,62
		Ørret eldre	5	-0,80	0,10
1	1995-1997, 1999, 2000, 2003	Laks 0+	6	0,79	0,06
		Laks eldre	6	0,44	0,38
		Ørret 0+	6	0,12	0,83
		Ørret eldre	6	0,32	0,54
2-8	1995-2001, 2003-2004	Laks 0+	9	0,26	0,49
		Laks eldre	9	-0,17	0,67
		Ørret 0+	9	-0,25	0,52
		Ørret eldre	9	0,26	0,50
2-8	1999-2001, 2003-2004	Laks 0+	5	0,20	0,75
		Laks eldre	5	0,80	0,10
		Ørret 0+	5	-0,90	0,04
		Ørret eldre	5	0,50	0,39
2-8	1998-2001, 2003-2004	Laks 0+	6	-0,31	0,54
		Laks eldre	6	0,03	0,96
		Ørret 0+	6	-0,89	0,02
		Ørret eldre	6	1,43	0,79
2-8	1999-2001, 2003-2004	Laks 0+	5	0,20	0,75
		Laks eldre	5	0,80	0,10
		Ørret 0+	5	-0,90	0,04
		Ørret eldre	5	0,50	0,39



Figur 21. Tetthet av laks- og ørretunger eldre enn 0+ på stasjon 1 i årene 1995-2004 og estimert vannføring like ovenfor Jørpeland kraftverk da elfisket ble utført i hvert av årene.



Figur 22. Gjennomsnittlig tetthet (uveid middelværdi) av 0+ laks og ørret på stasjonene 2-8 i årene 1995-2004 og estimert vannføring like nedenfor Jørpeland kraftverk da elfisket ble utført i hvert av årene.



Figur 23. Gjennomsnittlig tetthet (uveid middelværdi) av laks- og ørret-unger eldre enn 0+ på stasjonene 2-8 i årene 1995-2004 og estimert vannføring like nedenfor Jørpeland kraftverk da elfisket ble utført i hvert av årene.

5 Diskusjon

5.1 Vannføring

Det er ikke funnet spesielt ekstreme episoder verken av svært høye eller svært lave vannføringer, i hvert fall ikke med varigheter som kan ha stor direkte påvirkning på livet i vassdraget utover det normale. Vannføringen skifter ofte fra stigende til synkende, men forandringen fra en dag til den neste er svært sjelden større enn 10 %. Innenfor en slik begrenset variasjon kan vi anta at fisk ikke vil ha store problemer med å forflytte seg til nye habitater og derved unngå stranding (Harby & Halleraker 2001, Saltveit et al. 2001, Halleraker et al. 2003). Nyere forskning har vist at vannføringsforholdenes variasjon innenfor visse grenser er viktig for å skape sunne økosystem (Poff et al. 1997). Resultatene fra våre beregninger indikerer at dette oppfylles i Jørpelandselva på strekningen nedstrøms utløpet av kraftverket. Det er imidlertid en usikkerhet knyttet til at vi ikke har mulighet til å beregne vannføringer med finere tidsoppløsning enn et døgn. Vi må derfor ta forbehold om at det kan ha forekommet større og hurtige endringer i vannføring i løpet av døgnet som blir utjevnet dersom vannføringen endres raskt tilbake, for eksempel i forbindelse med raske planlagte eller uforutsette stans i kraftproduksjonen. Følgelig kan vi ikke utelukke at raske vannføringsreduksjoner kan ha forekommet med mulig negativ påvirkning på ungfiskbestanden i form av tap av fisk ved stranding.

Basert på sammenligning med andre norske vassdrag (Harby et al. 1999), oppnås gunstige habitatforhold for laks- og ørretunger (alle årsklasser og årstider samlet) så lenge vannføringsforholdene er i området 0,3 - 1 ganger middelvannføringen for vassdrag på størrelse med Jørpelandselva. Våre analyser viser at vannføringen ligger innenfor det antatt optimale området 52 % av tiden ved utløpet i sjøen og 24 % av tiden ved vandringshinderet på strekningen med fraført vann. Tilsvarende tall for perioden etter at kalking startet i 1995, blir 53 % av tiden ved utløpet i sjøen og 26 % av tiden ved vandringshinderet på strekningen med fraført vann. På strekningen med fraført vann er vannføringen under 1 % av middelvannføringen i 27 % av tiden, noe som trolig vil medføre redusert habitatkvalitet. Habitatforholdene kan her bli begrensende for fiskepopulasjonen. Nedstrøms kraftverket er det imidlertid lite som tyder på at vannføringsforholdene kan gi vedvarende dårlig habitatkvalitet og dermed begrense fiskepopulasjonen. Andre forhold som f.eks stranding kan her være begrensende.

Vannføringsforholdene for Jørpelandselva er beregnet for perioden 1991-2004 og basert på observasjoner på vannmerket i reguleringsmagasinet i vassdraget og ett vannmerke i et nærliggende vassdrag samt opplysninger om produksjon gjennom Jørpeland kraftverk. For perioden 1991-1999 mangler data om produksjonsdata for kraftverket og beregningene er derfor mer usikre for denne perioden. For hele perioden mangler data om tapping av vann fra tilleggsmagasinet Svortingsvatnet som også gir en usikkerhet i vurderingene. Vi har kun hatt mulighet til å beregne døgnmiddelvannføring. Vi må derfor ta forbehold om det har forekommet hurtige endringer i vannføring på en finere tidsskala, for eksempel i forbindelse med raske planlagte eller uforutsette stans i kraftproduksjonen. Til tross for disse usikkerhetene gir vannføringsdataene et grunnlag for noen utledninger.

5.2 Vannkjemi

Vannkjemiske målinger fra sidebekker og de nedre delene av Jørpelandsvassdraget er vurdert. Med unntak av en periode i april-mai 2004 og DN's vannkjemikontroll ved utløpet, har datainnsamlingen vært månedlig. Prøvetaking i sidebekker er kun gjennomført vinteren 2001/2002, men også den var månedlig. Datamaterialet fra vassdraget har derfor vært noe begrenset i forhold til å vurdere påvirkning og effekter av sjøsaltepisoder. Vi har derfor trukket inn data fra feltforskningsområder i nærliggende vassdrag.

Sesongvariasjonen i vannkjemi ved utløp Liarvatn og ved utløpet til sjøen skyldes trolig en kombinasjon av stor avrenning om våren på grunn av mye nedbør og en viss snøsmelting, samt mulighet for utskifting med surt vann oppunder isen i de kalkede innsjøene. Men den valgte kalkingsstrategien ser i stor grad ut til å gi akseptabel vannkvalitet i vassdraget. Dette er gunstig fordi manglende kalkdosering i selve elva ellers lett kunne medført perioder med redusert vannkvalitet på den anadrome strekningen.

Stikkprøver som tas tolv ganger i året fanger imidlertid ikke opp alle episoder som oppstår. Vi har derfor sammenliknet vannkemiske data fra Jørpelandselva med data fra to feltforskningsområder. Spesielt er feltforskningsområdet Øygardsbekken i Bjerkreimsvassdraget godt egnet fordi avstanden er kort.

Sjøsaltepisoder har et stort potensial for å skape dårlig vannkvalitet i kystnære vassdrag på Vestlandet (Hindar et al. 2004). Sjøsaltepisoder oppstår under spesielle vær-situasjoner (storm og orkan om vinteren), og er kjennetegnet ved store nedbørmengder i kombinasjon med kraftig pålandsvind og milde temperaturer. Det fører til at salter fra havet virvles opp og føres med vinden innover land, med stort nedfall av natrium (Na), klorid (Cl) og andre havsalter. Den påfølgende ionebyttingen av positivt ladd natrium (Na^+) i jorda kan medføre frigivelse av H^+ og positivt ladde aluminium (Al^{n+})-ioner i forsurede områder. Resultatet kan være sterkt pH-fall og i perioder giftig vann.

Det er verdt å merke seg at den forholdsvis kraftige sjøsaltepisoden i 2000 ikke ga merkbare problemer i vassdraget oppstrøms Dalavatn. Innsjøkalkingen og en god utjevning av vannkvaliteten i innsjøbassengene er nok hovedårsaken til dette.

Data fra sidebekkene i februar 2002 viser at potensialet for tilførsel av giftig vann i høyeste grad er til stede på anadrom strekning i vassdraget. Spørsmålet er hvor mye av ionebyttet Na^+ som balanseres av ufarlige basekationer (Ca^{2+} og Mg^{2+}) og hvor mye som tas av H^+ og Al^{n+} . Det er her forsuringen av jorda har stor betydning. Er det god tilgang på basekationer, vil det kun skje en pH-reduksjon, vesentlig pga fortykning, mens forsuret jord har lite tilgjengelige basekationer, men opplagret H^+ og Al-ioner i jorda.

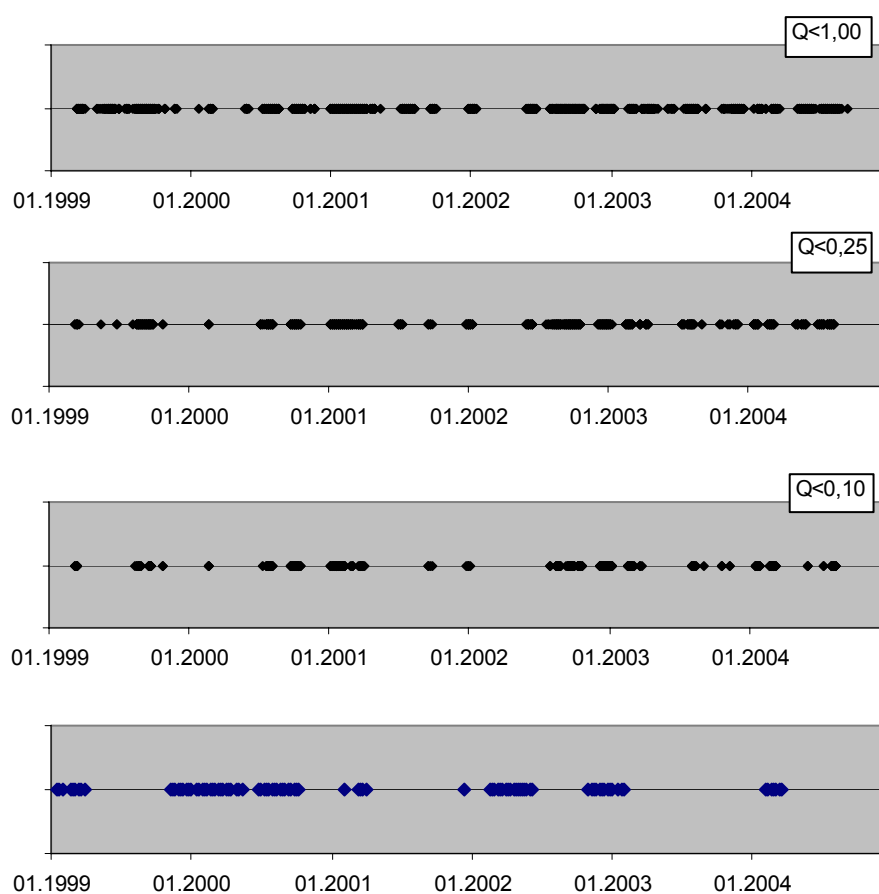
Bekken ved Guromyr er liten og renner ut i inntaksdammen for rørgata som går ned til kraftverket. De andre sideløpene som her er omtalt, renner ut i hovedelva. Vi antar derfor at vannkvaliteten i sidefeltet som utgjør Guromyrbekken, i seg selv har mindre betydning for fisken i elva. Spørsmålet er i hvilken grad vannkvaliteten her er representativ også for områdene omkring. Det er vanskelig å gi et godt svar på dette fordi en del av Guromyrs nedbørfelt er lavtliggende og inneholder en innsjø som trolig er temmelig grunn og med et myrlendt terreng omkring. Området for øvrig er fjellterreng med bratte skråninger ned mot elva.

Kjellbekken lengre nede er også liten, men her var konsekvensene av sjøsalteffekten svært moderat fordi Ca-konsentrasjonen økte kraftig, slik at også denne kan friskmeldes i forhold til eventuelle tiltak. Kaldalsbekken derimot, kommer fra et forholdsvis stort nedbørfelt, og vannmengden herfra vil kunne dominere elva på den korte strekningen fra Selemork og ned til kraftverket.

Den svake økningen i Cl i hovedvassdraget i perioden 8. februar - 21. mars 2004 ble kun ledsaget av en svak krusning i Cl-verdiene for dataserien fra Øygardsbekken. Vi vil dermed ikke forvente spesielle utslag i Jørpelandsvassdraget den vinteren.

Tilførsel av uorganisk Al til anadrom strekning kan utgjøre et problem fordi Al kan felles på fiskegjellene idet pH i vannet øker. Laksesmoltene er spesielt sensitiv og sammenfall mellom smoltifisering og sjøsaltepisoder kan være svært uheldig. Dette kan bli ytterligere forsterket hvis vannføringen i hovedelva er liten mens tilførslene fra sidefeltene øker under slike episoder.

For laksebestandens del er det derfor avgjørende hvilken kombinasjon av vannføring og vannkvalitet det er i vassdraget oppstrøms kraftverket. **Figur 24** viser at det i perioder kan være svært lite vann på denne strekningen, og det er avgjørende hvilket opphav dette vannet har, det vil si om det stammer fra de kalkede vannforekomstene eller om det er sjøsaltpåvirket vann fra lokalfeltene. Vi har derfor lagt inn dager med sjøsaltepisoder i Svartetjern (ukentlig prøvetaking) sammen med vannføringsdata fra Jørpelandselva i figuren. Overlapp mellom punkter viser uheldige kombinasjoner av lite vann og sjøsaltpåvirkning. Når det er lite vann og sjøsaltepisoder samtidig, er det mye som tyder på at vannet stammer fra lokalfeltet og at vannkvaliteten potensielt sett kan være dårlig for laksen.



Figur 24. Dager med vannføring (Q) under 1, 0,25 og 0,1 m³/s rett oppstrøms kraftverket i Jørpelandselva (øvre tre figurer) og dager med høy Cl-konsentrasjon i Svartetjern.

Det er 10 perioder med lav vannføring som lett kan identifiseres i materialet fra denne femårs-perioden:

- omkring 15.3.1999
- omkring 23.2.2000
- vinteren 2001
- omkring 5.1.2002
- 15.12.2002-15.1.2003
- omkring 1.3.2003
- omkring 28.3.2003
- omkring 15.4.2003
- omkring 26.1.2004
- første halvdel av mars 2004

Om vi sammenholder med sjøsaltepisodene i Svartetjern, er det følgende overlappende perioder som gjenstår:

- omkring 15.3.1999
- omkring 23.2.2000
- mars 2001
- 15.12.2002-15.1.2003
- første halvdel av mars 2004

Det vil si at det nesten hver vinter i denne femårsperioden har vært sjøsaltepisoder under lavvannsperioder. Andre perioder med liten vannføring faller stort sett i perioden august-oktober da det er lite sjøsalteffekter registrert.

En bastant konklusjon om vannkvalitet er vanskelig å trekke. Det skyldes at det er svært lite vannkjemiske data fra sidebekkene, lav prøvetakingsfrekvens og ikke minst at gjellealuminium på lakseunger ikke er undersøkt i de periodene om vinteren og våren som kan være problematiske.

Men sidebekkene har et potensial for Al-mobilisering under sjøsaltepisoder, og dokumentert lav vannføring vinter/vår under slike episoder kan gi større dominans av vann fra restfeltet mellom vanninntaket for kraftverket og kraftverket. Hvis det er slik at vannkvaliteten også i hoveddelva forringes midlertidig under sjøsaltepisoder, vil dette forsterke problemene fordi avgiften av Al vil ta lengre tid. Da vil lakseunger også på resten av anadrom strekning kunne få problemer.

5.3 Bonitering og forekomst av gytegroper

I store trekk framtrer Jørpelandselva nedenfor kraftverket som et vassdrag dominert av strie stryk selv på vannføringer ned mot minstevannføringen. Ovenfor kraftverket er elva i sin alminnelighet noe flatere, men har fortsatt betydelige områder med strie stryk. Dette gjenspeiles i et svært grovt substrat i alle deler av vassdraget som er dominert av blokk og større stein. Substratets beskaffenhet har høy hulromskapasitet, noe som tilsier at det gir godt skjul for fiskunger. Det er derfor godt egnet som oppvekstområde for ungfisk. Vassdraget fremstår med elvetyper som er bedre egnet for laks enn for aure. Resultatene fra elfisket viser imidlertid at det mange av årene er omtrent like store tettheter av de to artene.

Det ble observert få og små felter med substrat tilsynelatende egnet til gyting for laksefisk. Under kartleggingsarbeidet, som ble foretatt like etter overstått gyting, ble det funnet kun én gyte-grop på hele den lakseførende strekningen. Denne lå i et strykparti ute i elva og på ca 20 cm dyp. Vannføringen og observasjonsforholdene for registrering av gytegroper var god. Det vil si at langt det meste av elvebunnen var godt observerbar på områder som grunne strykpartier og utløpsbrekket av hølør som er klassiske gyteområder for laks og ørret. Det kan imidlertid ikke

utelukkes at gytegroper kan være oversett. Blant annet kan den uvanlig store flommen under gytetiden (høyeste vannføring ble antatt å ha vært i overkant av $60 \text{ m}^3/\text{s}$ den 14.11.2005, Torulv Fjelde / Jørpeland Kraft, pers. medd.) ha redusert observerbarheten av gropene som følge av forflytning av stein og/eller fjerning av påvekstalger. Algevekst på substratet gjør vanligvis at gytegroper, der steinen er snudd og "vasket" av gytefisk, framtrer lysere enn det omkringliggende substratet. Gytegroper kan også tenkes å være oversett som følge av en lite synlig beliggenhet på små felter med gytegrus inneklemt i det dominerende substratet av blokk og større stein. I andre vassdrag med tilsvarende grovt substrat og tilsynelatende fravær av egnet gytegrus har vi ut fra den romlige forekomsten av årsyngel sett at laks allikevel kan finne områder å gyte på (Lund et al. 2005). Det er likevel grunn til å tro at egnede gyteområder kan være begrensende for produksjonen av fisk i deler av vassdraget. Dette gjelder i området ovenfor så vel som nedenfor kraftverket. De påviste områdene med tilsynelatende egnet gyte-substrat er arealmessig små og ligger med så stor avstand at tilgjengeligheten av slikt substrat kan være begrensende for fiskeproduksjonen. Det er vist at antallet fiskunger som overlever den første sommeren er sterkt avhengig av den romlige fordelingen av tilgjengelige gyteområder (Eium & Nislow 2005). Dette som følge av fiskens territorielle krav (Keeley & Grant 1995) og begrensede evne til å spre seg i den første levetiden. Bestandsregulering ser slik ut til å foregå på en begrenset romlig skala (50-100 m) slik at fordeling av gyteområder og avkommets evne til spredning kan være av avgjørende betydning (Beall et al. 1994, De Leaniz et al. 2000, Webb et al. 2001, Johnsen & Hvidsten 2002). I tillegg kan også eggdødeligheten være høy i en bestand med begrensede gytemuligheter der mange fisk gyter på små arealer og dermed raser de gytegroperne som først blir anlagt. I ekstreme tilfeller kan en slik situasjon medføre redusert fiskeproduksjon i forhold til det vassdraget ellers ville ha produsert ved et bedre tilpasset antall gytefisk.

Området med mest tilgjengelighet av slikt substrat ligger på en 350 m lang strekning like nedenfor kraftverket. Flere av disse flekkene lå imidlertid svært nær vannkanten ved den vannføringen en hadde under kartleggingen ($2,2 \text{ m}^3/\text{s}$). I tilfeller der det blir gytt på disse flekkene, kan derfor eventuelle gytegroper bli utsatt for tørrlegging ved en vannføring ned mot minstevannføringen ($0,9 \text{ m}^3/\text{s}$).

5.4 Fisk

5.4.1 Voksenfiskbestanden

Laksebestanden i Jørpelandsvassdraget var antatt å være nærmest utdødd på 1970-tallet som følge av forsuring og dårlig vannkvalitet. Bestanden kan antas å være oppbygd igjen av feilvandrende villfisk fra andre og sannsynligvis nærliggende elver og rømt oppdrettslaks. Skjellanalyser av fisk fra stamfisket om høsten har vist at andelen rømt oppdrettslaks i visse år har vært svært høy. Spesielt gjelder dette på 1990-tallet (ifølge analyser av årlige skjellprøver fra og med 1995), mens forekomsten av slik fisk har vært betydelig lavere siden årtusenskiftet. Denne utviklingen er i tråd med det som er registrert i andre elver i regionen og landet for øvrig (Hansen m.fl. 2004). Ifølge lokale kilder ble det også observert betydelige andeler rømt oppdrettslaks i sportsfiskefangstene på 1980-tallet (Arild Jørpeland, Strand Jeger- og Sportsfiske-lag, pers. medd.).

Sportsfiskefangstene i Jørpelandselva er vanligvis dominert av laks, men i antall kan det i visse år fanges like mange sjøørret som laks. I store trekk er det imidlertid registrert tettheter av fiskunger som er like høy for ørret som hos laks både i vassdraget ovenfor og nedenfor Jørpelandsfossen. Når dette ikke gjenspeiles i antallet sjøørret i fangstene, kan dette skyldes at sjøørreten vandrer senere opp i vassdraget enn laks og derfor utsettes for en lavere beskatning enn laksen. En annen årsak kan være at rapporteringen av sjøørretfangstene er dårligere.

Fangststatistikken i vassdraget anses som god. Laksefangstene er klart dominert av smålaks i alle årene (fangststatistikk foreligger fra og med 1981). Gjennomsnittsvekten for laks viser ing-

en retningsbestemt tendens over de siste 24 år. Dvs at størrelsen på laksen ikke har endret seg i denne perioden. Den opprinnelige laksestammen huskes imidlertid som en bestand med et større innslag av mellomlaks enn det en har sett etter gjenoppbygging av bestanden (Arild Jørpeland, Strand Jeger- og Sportsfiskelag, pers. medd.).

Ut fra antagelsen om begrensede gytemuligheter i vassdraget er det siden 1993 årlig satt ut betydelige mengder plommeseekkyngel eller startforet laksyngel i vassdraget. Fisken er i all hovedsak satt ut langs hele den lakseførende strekningen ovenfor Jørpelandssfossen. Det er ikke tilgjengelig fangststatistikk for de ulike deler av vassdraget, men det antas at omkring 85 % av laks- og sjørretfangstene tas på den kilometerlange strekningen fra sjøen og opp til Jørpelandssfossen, mens det bare unntaksvis fanges fisk ovenfor kraftverket (Arild Jørpeland, Strand Jeger- og Sportsfiskelag, pers. medd.). Dette indikerer at vannføringen ovenfor kraftverket er begrensende for fiskeoppgang forbi kraftverket. Det er ikke minste vannføring på denne strekningen og ifølge estimerte vannføringer (jf kap. 4.1) kan dette området av vassdraget i lengre perioder ha svært liten vannføring.

Det er ikke mulig å evaluere suksessen til fiskeutsettingene ut fra gjenfangster av voksenfisk da denne ikke er mulig å identifisere i fangstene. Utsatt fisk er ikke merket før utsetting og skjellene av fisk som blir satt ut som plommeseek- eller startforet yngel vil ha et vekstmønster som det en ser hos vill fisk.

5.4.2 Bestandsfekunditet og egg tetthet

Estimatene for egg tetthet tar utgangspunkt i et elveareal som tilsier antatt vanndekt areal ved den vanligste vannføringen i den lakseførende delen av vassdraget ovenfor Jørpelandssfossen. Vi antar dette arealet for å være det mest realistiske med henhold til potensiell ungfiskproduksjon ved en tilstrekkelig stor gytebestand og et tilstrekkelig gyteareal med optimal beliggenhet. Da vassdraget har en minste vannføring ($0,9 \text{ m}^3/\text{sek}$) nedenfor kraftverket og beregninger viser en relativt stabil vannføring i dette området (jf kap. 4.1), er det grunn til å tro at arealet som er lagt til grunn for dette området er relativt realistisk selv om det baserer seg på en antatt gjennomsnittlig elvebredde (10 m) ved beregningen. Ovenfor kraftverket er det ingen minste vannføring og det antatte arealet vil være beheftet med større usikkerhet (antatt elvebredde på 5 m) fordi vannføringen i dette området relativt sett varierer mer. Da hovedtyngden av produksjonsarealet ligger nedenfor kraftverket (2/3 ut fra vårt beregningsgrunnlag), er det grunn til å tro at det beregnede elvearealet likevel er noenlunde realistisk.

Laks

Presisjonen i beregningen av egg tetthet er videre avhengig av god kjennskap til kjønnsfordelingen for fisken som er sluppet ovenfor fossen. Denne fisken er imidlertid ikke kjønnsbestemt. Det er derfor lagt til grunn en indeks for kjønnsfordelingen som baserer seg på en rekke år med opplysninger av kjønnsfordelingen i stamfiskefangstene om høsten. Det er grunn til å tro at kunnskapsgrunnlaget for denne fordelingen er god, da fisken er kjønnsbestemt til en tid på året da de sekundære kjønns karakterene vanligvis er vel utviklet og fisken er lett å skille på kjønn. Da det i dette materialet også var relativt liten variasjon mellom de ulike år i kjønnsfordelingen innenfor de ulike størrelsesgrupper laks (jf **tabell 7**), kan dette materialgrunnlaget anses for å gi en god indeks for kjønnsfordelingen.

Vi kjenner imidlertid ikke fekunditeten spesifikt for hunnlaksen i vassdraget. Vi har derfor lagt til grunn et eggantall pr hunnfisk som baserer seg på studier fra andre vassdrag (Mills 1989).

De estimerte egg tetthetene for de fleste år kan, sammenlignet med estimater fra andre vassdrag, anses for være mer enn tilstrekkelig høy ($10\text{--}39 \text{ egg pr m}^2$) til å forsyne elva ovenfor fossen med yngel under den forutsetning at fisken finner gyteområder i alle deler av vassdraget. I studier fra kanadiske elver er det vist at en egg tetthet for laks på $2,4 \text{ egg pr m}^2$ er blitt regnet som en nedre grense for å oppnå full smoltproduksjon (Chadwick 1988, Gibson 1993), mens

en i skotske elver registrerte økt smoltproduksjon når egg tettheten økte utover 3,4 egg pr m² (Buck & Hay 1984). Symons (1979) regnet med at et eggantall på 1,7 til 2,2 pr m² var optimalt. I laksevassdrag med innsjøer er det sannsynlig at minimum egg tetthet ligger noe høyere (O'Connel & Dempson 1995). Andre undersøkelser, blant annet langtidsstudier i Imsa i Rogaland, indikerer at der må det være gytt minst 6-10 lakseegg pr m² for at egg tettheten ikke skal være begrensende for produksjonen av laksesmolt (Hansen et al. 2002).

Jørpelandselva ligger i samme geografiske område som Imsa og har sannsynligvis en smoltalder som er nær den i Imsa. Dersom habitatforholdene i de to elvene hadde vært lik, hadde det vært grunn til å anta at rognbehovet ville vært tilnærmet det samme i Jørpelandselva som i Imsa. Jørpelandselva er i motsetning til Imsa regulert og uten minste vannføring i deler av vassdraget (øverste tredjedel av lakseførende del), noe som høyst sannsynlig gir reduserte produksjonsforhold i vassdraget. Når Jørpelandselva i tillegg har et nedbørfelt som ligger noe høyere, er det grunn til å anta at rognbehovet er noe lavere enn det som er stipulert for Imsa.

Dette tilsier at rognmengden for laks som er lagt i vassdraget ovenfor Jørpelandsfossen har vært betydelig høyere i de fleste årene siden 1999 (10-39 egg pr m²) enn det som er nødvendig for en optimal produksjon. Det er svært begrensede gyteområder i vassdraget ovenfor Jørpelandsfossen og de få og små arealene ligger innenfor et begrenset område nedenfor kraftverket og like ovenfor dammen ved Skjedhavn. Dette tilsier at det er stor sannsynlighet for at hovedtyngden av fisken gyter innenfor et begrenset område av elva. Ut fra dette kan vi derfor anta en høy sannsynlighet for at yngelen i den første tiden etter klekking har vært utsatt for høy tetthetsavhengig dødelighet i de fleste årene vi her vurderer. Det er vist at antallet fiskunger som overlever den første sommeren er sterkt avhengig av den romlige fordelingen av tilgjengelige gyteområder (Einum & Nislow 2005) som følge av fiskens territorielle krav (Keeley & Grant 1995) og begrensede evne til å spre seg i den første levetiden (Beall et al. 1994, De Leaniz et al. 2000, Webb et al. 2001, Johnsen & Hvidsten 2002). I tillegg kan også eggdødeligheten være høy i en slik bestand der mange fisk gyter på begrensede arealer og dermed raserer de gytegrupene som først blir anlagt. I ekstreme tilfeller kan en slik situasjon medføre redusert fiskeproduksjon i forhold til det vassdraget ellers ville ha produsert ved et bedre tilpasset antall gytefisk.

En kan likevel, ut fra foreliggende informasjon, ha god grunn til å tro at et godt tiltak for å øke produksjonen i vassdraget ovenfor Jørpelandsfossen, kan være å øke tilgjengelige gyteområder ved å legge ut gytegrus på egnede plasser og mest mulig spredd i vassdragsgradienten. Så lenge gyteområder sannsynligvis er en av flere mulige begrensende faktorer for fiskeproduksjonen, vil det videre være regningssvarende å tilpasse antallet fisk som slippes ovenfor fossen.

Sjørørret

I mangel av kunnskap om kjønnsfordelingen og fekunditeten hos hunnene i sjørørretbestanden i Jørpelandselva har vi lagt til grunn slik kunnskap fra enn rekke bestander fra Vestlandet (Sætem 1995). Mer bestandsspesifikke opplysninger fra bestanden i Jørpelandselva vil derfor kunne øke presisjonen i beregningene. Vi anser likevel estimatene for egg tetthet til å være en nyttig indikator for størrelsesnivå.

Egg tetthetene for sjørørret varierte betydelig mellom de ulike år (0,1- 9 egg pr m²), men var langt lavere enn for laks. Tetthetene var i de fleste år på nivåer som er beskrevet som gytebestandsmål for en rekke elver på vestlandet (Skurdal m.fl. 2001).

Etter som kravene til gyteområder har betydelige likheter mellom laks og sjørørret (Heggberget m.fl. 1988) og slike områder er antatt å være begrensende ovenfor Jørpelandsfossen, må en anta at artene konkurrerer om gyteområder. Ørreten kan imidlertid også utnytte gyteområder som ellers laksen ikke utnytter og da spesielt områder med finere grus enn det laksen velger (Heggberget m.fl. 1988).

Så lenge en kontrollerer fiskeoppgangen i trappa i Jørpelandssfossen, har en muligheten til å styre hvilke arter eller også i en viss grad mengdeforholdet mellom disse, ved strategiske valg for kultivering.

5.4.3 Tetthet av ungfisk

For best mulig sammenligning over år er elfisket lagt til samme tidspunkt og såpass sent på året (august-september) at det også er mulig å fange så effektivt som mulig på den minste fisken (årsyngel) at fisketetthet kan estimeres for denne aldersgruppen. Det er god stabilitet i dette kriteriet for undersøkelsesperioden.

Elfiskelokalitetene er jevnt spredt til ulike deler av den lakseførende delen av vassdraget for å kunne påvise variasjoner i vassdragsgradienten og avfiske representative lokaliteter for vassdraget (jf kap 4.4.3 for representativitet). Jørpelandselva er imidlertid stri og storsteinet i betydelige deler. Lokalitetenes egnethet for elfiske er derfor noe variabel. De best egnede lokalitetene for elfiske blir derfor spesielt viktig å synliggjøre i vurderingen av potensielle variasjoner over år. Her peker stasjonene 2, 3, 5 og 7 seg ut som best egnet.

Av de åtte undersøkte lokalitetene var det nettopp på to av disse (stasjon 3 og 5) samt på stasjon 8 at det ble funnet en signifikant økende fisketetthet i undersøkelsesperioden (1995-2004) for årsyngel hos laks, mens det kun på stasjon 5 ble funnet en slik tendens for eldre laksunger. En slik utvikling ble ikke funnet for ørret på noen av stasjonene. Fisketettheten må imidlertid anses for å være betydelig lavere på disse stasjonene så vel som på de øvrige stasjonene de fleste undersøkte år enn det en kan forvente i en livskraftig og upåvirket bestand. Til tross for årlig kalking og bedret vannkvalitet viser dette altså at tettheten av fiskunger ikke har utviklet seg slik en kunne forvente (Direktoratet for naturforvaltning 2003). Tettheten av årsyngel var for begge artene i hele perioden vanligvis i størrelsesorden 10-30 individer pr 100 m² i hele vassdragsgradienten, men den vanligvis var i størrelsesorden 5-15 individer pr 100 m² for både eldre laks og ørretunger.

Fisketetthet relatert til vannføringen under elfisket

Det er i utgangspunktet valgt å ikke utføre elfisket ved vannføringer som er så store at de kan anses for å gi dårlige elfiskeforhold og reduksjon i fangsteffektiviteten (Jensen & Johnsen 1988). Som følge av varierende nedbørforhold er det naturligvis ikke mulig å oppnå helt stabile vannføringsforhold under fisket over år. Derfor kan fisketettheten i visse år være underestimert som følge av for høy vannføring under fisket. Vannføringer i overkant av slukeevnen i kraftverket (som er 3,25 m³/s) er erfaringsmessig ansett for å gi vanskelige elfiskeforhold i alle deler av vassdraget. Selv om vannføringen har variert betydelig under elfisket i de ulike år, kan fiskeforholdene anses for å ha vært relativt god i de ulike årene på stasjonen ovenfor kraftverket. Nedenfor kraftverket kan høye vannføringer under elfisket i 1998 (6,2 m³/s), 2001 (4,4 m³/s) og 2004 (4,2 m³/s) anses for å ha vært så høy at det er rimelig å anta at resultatene kan være underestimert. Det er utført korrelasjonsanalyser mellom tetthet for fisk med ulik alder for de to artene mot vannføringer under elfisket og alternative analyser der år med spesielt lave eller høye vannføringer under elfisket er utelatt. Resultatene viste kun signifikant sammenheng for tre av de 28 testene. De tre analysene der sammenhengen var signifikant, var alle for ulike kombinasjoner av undersøkelsesår for ørret 0+ på strekningen nedenfor kraftverket. Mangelen på en slik sammenheng i det store flertall av testene indikerer at vannføringen under elfisket ikke er en overordnet bestemmende faktor for de fisketettheter som er oppnådd i undersøkelsen. Da elfiskeresultater i tillegg foreligger for et betydelig antall år (ni år) og resultatene viser verdier lavere enn forventningen, må en slik utvikling ha sin forklaring i andre årsaksforhold enn variasjoner i vannføringen under elfisket.

Mengde årsyngel i forhold til mengde utsatt fisk

Korrelasjonsanalyser viste at det ikke var noen signifikant sammenheng mellom variasjoner i størrelsen på utsettingene og fisketetthet. Dette viser enten at det settes ut tilstrekkelige mengder fisk og at dødeligheten er tetthetsavhengig eller at andre faktorer (for eksempel vannkjemi eller variasjoner i overlevelsessevnen hos den utsatte fisken) er bestemmende for fisketettheten. Beregninger av utsettingsbehov viste imidlertid at det er satt ut lakseyngel i et antall i overkant av det som er nødvendig de fleste av årene 1999-2004 (jf kap. 5.2.4).

Det må her bemerkes at det ikke finnes kontroller på kvaliteten på den utsatte fisken som kan legges til grunn for en vurdering av fiskens overlevelsessevne etter utsetting i elva. Vi er imidlertid kjent med at lakseyngelen som ble utsatt i 1996 og 1998 (Ditektoratet for naturforvaltning 2004), var av sannsynlig dårlig kvalitet da dødeligheten i anleggsperioden var stor. Det ble disse årene også funnet svært få lakseyngel under feltarbeidet i elva.

5.4.4 Fiskeutsettinger

Som følge av antagelsen om at egnede gyteområder er begrensende for produksjonen, settes det årlig ut uforet lakseyngel i den lakseførende delen av vassdraget. Dersom en tar utgangspunkt i naboelva Imsa, der fiskeproduksjonen er godt undersøkt, kan en stipulere det antallet som trengs ved fiskeutsetting i Jørpelandselva. I Imsa er smoltalder ca 2 år og produksjonen stipulert til 10-20 smolt pr 100 m² (Jonsson m. fl. 1998). Ut fra årsklassesammensetningen fra ungfiskundersøkelsene, kan vi anta en smoltalder på ca 2,5 år i Jørpelandselva. Ut fra dette er det laveste smoltproduksjonstallet stipulert for Imsa mer realistisk for Jørpelandselva. Dersom en beregner en dødelighet på henholdsvis 90 % i første leveår og 50 % i de to påfølgende år, kan en tilbakeberegne behovet for lakseyngel til å være ca 170 individer pr 100 m² ved en produksjon på 10 smolt pr 100 m². Dette tilsvarer et minimum behovsantall på 25 000 yngel ved et antatt produksjonsområde på 15 000 m² ovenfor Jørpelandsfossen.

I Jørpelandselva settes mesteparten av fisken ut i området ovenfor Jørpelandsfossen. I årene 1999-2004 er det årlig utsatt fra 35 000-65 000 lakseyngel i området ovenfor fossen. Dette med unntak av 2003, da det ble utsatt et betydelig lavere antall (10 000). Med utgangspunkt i et antatt alminnelig vanndeckt elveareal i den lakseførende delen av vassdraget ovenfor fiske-trappa i Jørpelandsfossen på 15 000 m² (nedenfor kraftverket: 1000 m x 10 m + ovenfor kraftverket: 1000 m x 5m) tilsvarer dette fisketettheter ved utsetting fra 233 til 433 individer pr 100 m² (67 pr 100 m² i 2003) (jf tabell 1 i kap. 2.4).

Disse estimatene tilsier at det er utsatt lakseyngel i et antall i overkant av det som er nødvendig de fleste av årene 1999-2004. Forsøk har vist at det ikke oppnås økt smoltproduksjon ved å øke utsettingstettheten ut over en gitt tetthet som er egnet for elva (Mills 1969). Når en i tillegg tar i betraktning at det også er sluppet villfisk ovenfor fossen i disse årene og i så betydelige mengder at dette alene er mer enn tilstrekkelig dersom denne fisken hadde gytt i alle deler av vassdraget (jf kap 5.1.2), kan det være regningssvarende å revidere kultiveringsstrategien. Så lenge det er begrensede gyteområder i det aktuelle området, kan imidlertid utsetting av fisk være et godt tiltak dersom fisken spres til områder med dårlige gyteforhold og fiskeutsetting unngås i områder der villfisken gyter.

5.5 Samlet vurdering av årsaksforhold til bestandsutvikling

Det er tilsynelatende så begrensede gyteområder i Jørpelandselva at dette sannsynligvis begrenser den naturlige produksjonen i deler av vassdraget. I området nedenfor kraftverket er det siden 1995 utsatt fisk i mengder som har vært tilstrekkelig til å kompensere for denne begrensningen. Da vassdraget har svært god hulromskapasitet i substratet i alle deler av elva og derav gode skjulmuligheter for fiskunger, skulle en under fravær av negative påvirkningsfaktorer for-

vente at tetthetene av ungfisk var høyere enn de som er registrert i den tidsperioden vassdraget er overvåket.

Ledningsevnen i hovedelva er på et nivå ($23\text{--}40\ \mu\text{S cm}^{-1}$ målt i vannprøver i perioden 1995–2004) som tilsier at elfiske normalt vil være en god metode til å registrere ungfisktettheter. De lave ungfisktetthetene kan heller ikke forklares ved at elfisket er utført på ugunstige vannføringer. Selv ved elfiske på lave vannføringer har ungfisktettheten ofte vært svært lav.

Vanninntaket til kraftverket ligger i en liten og grunn dam som jevnt blir etterfylt ved overflateavrenning fra reguleringsmagasinet som ligger ca 1,2 km ovenfor inntaksdammen. Det tilsier at inntaksvatnet til verket vil ha vanntemperaturer som sannsynligvis ligger nært det en hadde fått ved avrenning under uregulerte forhold. Vassdraget nedenfor kraftverket er derfor sannsynligvis ikke underlagt vanntemperaturer som kan betegnes som spesielt unaturlige for fiskeproduksjonen som følge av reguleringen.

De mest nærliggende faktorene til å forklare den dårlige utviklingen i ungfiskbestanden er dårlig vannkvalitet og/eller et ugunstig vannføringsregime ved kraftreguleringen. Våre vurderinger av vannføringen er basert på døgnmiddelverdier. Ifølge dette grunnlaget har vi ikke sett spesielt ekstreme episoder verken av svært høye eller svært lave vannføringer, i hvert fall ikke med varigheter som kan ha stor direkte påvirkning på livet i vassdraget utover det normale. Som følge av at vi ikke har hatt tilgang på vannføringsdata med finere tidsmessig oppløsning (for eksempel timebaserte vannføringer) kan vi ikke utelukke at vassdraget nedenfor kraftverket kan ha vært utsatt for raske reduksjoner av vannføringen ved drift av kraftverket og som slik kan ha forårsaket tørrlegging av elveleiet og stranding av fiskunger og/eller innestegning av fisk i vannlommer. Fra andre vassdrag er det kjent at slike hendelser kan forårsake betydelige tap av fiskunger (Heggberget 1997, Saltveit et al. 2001, Kaasa 2002, Halleraker et al. 2005).

På strekningen ovenfor kraftverket der vannføringen er svært redusert som følge av reguleringen, er det høy sannsynlighet for redusert habitatkvalitet som følge av lite vann. Her vil altså vannføringsforholdene gi klare begrensninger for fiskeproduksjonen i tillegg til at området gir marginale gytemuligheter for laksefisk.

De fysiske karakterer i Jørpelandselva som størrelsen på vannføringen og elvas topografi som gir en dominans av elvetyper med strie stryk, tilsier at elva ligner mer på et klassisk norsk laksevasdrag enn et ørretvasdrag. Blant ungfisken er det imidlertid vel så mye ørret som laks til tross for årlige utsetninger av lakseyngel i store antall. Dette forholdet indikerer at vannkjemien kan ha hatt vesentlig betydning for utviklingen i ungfiskbestanden da ørretunger er mindre sensitiv for surt vann enn laksunger. Det antallsmessige forholdet mellom laks og sjørøtt kan også ses av fangststatistikken. Det blir i antall riktignok vanligvis fanget mer laks enn sjørøtt (jf **figur 23**), men dersom det korrigeres for forekomsten av rømt oppdrettslaks (jf **tabell 4**) og tar i betraktning at en betydelig del av sjørøttbestanden vanligvis vandrer opp i våre elver også etter fiskesesongens slutt, tyder fangststatistikken også på at sjørøttbestanden i antall har vært på høyde med laksebestanden i mange av årene.

Det er siden 1995 utført årlig kalking av ca. 15 innsjøer i Jørpelandsvassdraget. På basis av resultater fra månedlige prøvetakinger gir den valgte kalkingsstrategien i hovedsak akseptabel vannkvalitet i vassdraget. Sesongvariasjonen i vannkjemi ved utløpet av Liarvatn og ved utløpet til sjøen skyldes trolig en kombinasjon av stor avrenning om våren på grunn av mye nedbør og en viss snøsmelting, samt mulighet for utskifting med surt vann oppunder isen i de kalkede innsjøene. Sidebekkene har imidlertid et potensial for Al-mobilisering under sjøsaltepisoder, og dokumentert lav vannføring på vinter og vår under slike episoder kan gi dominans av vann med dårlig vannkvalitet fra restfeltet på strekningen mellom vanninntaket for kraftstasjonen og kraftstasjonen. Hvis det er slik at vannkvaliteten også på lakseførende strekning nedenfor kraftverket forringes midlertidig under sjøsaltepisoder, vil avgiften av Al fra sidefeltene ta lengre tid. Da vil lakseunger også på denne strekningen kunne få problemer. Økt prøvetakingsfrekvens under sjøsaltepisoder kan avdekke slike forhold.

De bedrede pH-verdiene som er målt de siste årene, er trolig en kombinert effekt av naturlig vannkvalitetsforbedring på grunn av redusert svovelnedfall, moderate nedbørmengder om vinteren og våren samt en effekt av kalkingen. Denne bedringen har imidlertid ikke gitt en tilstrekkelig buffer til å ta høyde for sjøsaltepisodene.

6 Aktuelle kompensasjonstiltak

Innsjøkalkingen gir god vannkvalitet ved de målinger som gjøres rutinemessig i vassdraget. Vi har imidlertid påpekt at det likevel kan være perioder med dårligere vannkvalitet i sidefeltene nederst i vassdraget og at Al-mobilisering kan gi påslag av Al på fiskegjeller i hovedelva. Dette vil igjen kunne påvirke overlevelse i elva og/eller i sjøvann.

Et aktuelt tiltak i tillegg til innsjøkalkingen er terrengkalking. Terrengkalking vil redusere problematisk Al-mobilisering helt (Hindar 2005) og dermed eliminere faren for Al-påslag. Andre kalkingstiltak kan også tenkes, men å drifte mindre kalkdoserere gjennom vinteren kan være problematisk. Forsøk med tilsetning av silikatlut i Logåna i Mandalsvassdraget viser at Al avgiftes og at forholdsvis enkel metodikk kan brukes.

Før en eventuelt setter i gang slike tiltak bør en gjennomføre et prøvetakingsprogram i sidebekker og også gjøre undersøkelser av Al-påslag på gjeller i løpet av vinter/vår.

Lakseførende strekning av Jørpelandselva står nå foran en mulig endring av vannføringsregimet ved en ny regulering av vassdraget. Dagens minstevannføring nedenfor kraftverket er på 0,9 m³/s. Dersom minstevannføringen på denne strekningen blir økt, vil dette sannsynligvis gi en betydelig økning av det effektive produksjonsarealet. Dette betyr større leveområde for fisken og større næringstilgang ved økt produksjon av bunndyr på et større vanndekt areal. Samtidig vil en økt minstevannføring trolig gi redusert strandingsrisiko for fiskunger ved raske nedtappinger av driftsvannet fra kraftverket, da mindre areal av elveleiet tillates tørrlagt enn ved dagens minstevannføring. Det er ikke mulig å bestemme en optimal minstevannføring uten nærmere undersøkelser.

Dersom det ved ny regulering settes en kunnskapsbasert grense for nedtappingshastigheten ved reduksjon av vannføringen gjennom kraftverket, vil det gi en redusert risiko for tap av fisk ved stranding. Med bakgrunn i felt- og laboratorieforsøk er det vist at stranding kan reduseres betydelig når vannstanden ikke faller hurtigere enn 13 cm pr time (Harby et al. 2004). Strandingsrisikoen er imidlertid betinget av faktorer som elvas topografi, substrat og døgn- og årstidsavhengig variasjon i fiskens atferd. Derfor bør en slik grense for nedtappingshastighet ta utgangspunkt i en studie av de naturgitte forholdene spesifikt for vassdraget.

Ifølge foreliggende vannføringsdata kan strekningen ovenfor kraftverket i perioder ha svært lite vann. Vannføringen ville i dette området ha vært klart begrensende for fiskeproduksjonen dersom vannkjemien hadde vært god og området hadde tilstrekkelige gyteområder. Området har habitattyper som tilsier at det kan gi et betydelig tilskudd til lakseproduksjonen i vassdraget ved pålegg om en minstevannføring for området. Strekningen synes imidlertid å være avhengig av fiskeutsetting, rognutlegging og/eller utlegging av gytegrus som følge av mangel på gyteområder. Dersom det velges utsetting av fisk eller egg, er det nødvendig at slike utsetninger blir godt fordelt til alle partier av strekningen for å oppnå optimal effekt. Utlegging av gytegrus kan også være et godt tiltak, men må sannsynligvis påregnes å bli gjentatt med års mellomrom på grunn av sannsynlig utvasking ved store flommer. Utlegging av gytegrus bør gjøres i partier av elva med grunne strykområder med moderat helning for å oppnå minst mulig utvasking. Disse kultiveringstiltakene kan også anbefales gjennomført i elva nedenfor kraftverket for å oppnå optimal fiskeproduksjon under forutsetning av at vannkjemien og vannføringsregimet i elva ellers er tilstrekkelig god. Utsetting av yngel og egg bør unngås i områder der villfisken gyter.

7 Konklusjoner

- Vannføringen vurdert ut fra døgnmiddelverdier, skifter ofte fra stigende til synkende men forandringen fra en dag til den neste er svært sjelden større enn 10 %.
- En vurdering av døgnmiddelverdier for vannføringen og generell kunnskap om habitatforhold indikerer at det ikke er grunn til å anta at vannføringen kan ha gitt direkte eller indirekte årsaker til lav fiskebestand gjennom ekstremhendelser, hurtige variasjoner eller ugunstige fysiske habitatforhold over tid på strekningen fra utløpet av kraftverket til fjorden. I fravær av muligheten til å vurdere vannføringsdata gjennom kraftverket på en finere tidsmessig oppløsning, kan vi imidlertid ikke utelukke at raske vannføringsreduksjoner kan ha forekommet med mulig negativ påvirkning på ungfiskbestanden i form av tap av fisk ved stranding.
- På strekningen med fraført vann fra vandringshinderet for anadrom laksefisk ned til utløpet av kraftverket har trolig den reduserte vannføringen gitt reduksjoner i fiskebestanden.
- Kalking av om lag 15 innsjøer årlig gir i hovedsak god vannkvalitet i vassdraget, men det er lav prøvetakingshyppighet i de periodene på året (vinter/vår) som kan være problematiske. En fullgod dokumentasjon av de vannkjemiske forholdene foreligger dermed ikke.
- Kombinasjonen av sjøsaltepisoder og lav vannføring i området med fraført vann har et potensial for å gi midlertidig dårlig vannkvalitet i denne delen vassdraget og Al-påslag på fiskegjeller. Dette vil i sin tur kunne redusere fiskekvaliteten og gi bestandseffekter.
- Ved midlertidig redusert vannkvalitet på øvrige deler av den lakseførende strekningen under sjøsaltepisoder kan fisk også på en større del av strekningen skades.
- Terrengkalking er et velegnet tiltak for å hindre Al-mobilisering under sjøsaltepisoder, og bør vurderes.
- Vassdraget har elvetyper som er bedre egnet for laks enn for aure. Resultatene fra elfisket viser imidlertid at det mange av årene er tettheter av ørret som ikke er vesentlig lavere enn for laks.
- Jørpelandselva har så få og små felter med substrat tilsynelatende egnet til gyting for laksefisk at det er grunn til å anta at dette er kan være begrensende for naturlig produksjon av fisk i deler av vassdraget. Under kartleggingsarbeidet, som ble foretatt like etter overstått gyting, ble det funnet kun én gytegrøp på hele den lakseførende strekningen.
- De estimerte eggtetthetene for oppvandrende laks kan, sammenlignet med estimer fra andre vassdrag, for de fleste år anses for være mer enn tilstrekkelig høy (10-39 egg pr m²) til å forsyne elva ovenfor Jørpelandsfossen med yngel under den forutsetning at fisken finner gyteområder i alle deler av vassdraget.
- Et godt tiltak for å øke produksjonen i vassdraget ovenfor Jørpelandsfossen (forutsatt god vannkvalitet og vannføringsregime), kan være å øke tilgjengelige gyteområder ved å legge ut gytegrus på egnede plasser og mest mulig spredd i vassdragsgradienten. Så lenge gyteområder sannsynligvis er en av flere mulige begrensende faktorer for fiskeproduksjonen, vil det videre være regningssvarende å tilpasse antallet fisk som slippes ovenfor fossen.
- Eggtetthetene for sjøørret varierte betydelig mellom de ulike år (0,1- 9 egg pr m²), men var langt lavere enn for laks. Tetthetene var i de fleste år på nivåer som er beskrevet som gytebestandsmål for en rekke elver på vestlandet.

- De estimerte tetthetene både av eldre laks- og ørretunger (eldre enn 0+) var, som for yngel (0+) av begge artene, lav på alle stasjonene i de fleste undersøkte årene. Dvs at tetthetene av både laks og ørretunger vanligvis var lavere enn 15 individer pr 100 m² de fleste årene, mens tetthetene både av laks og ørretyngel vanligvis var lavere enn 30 individer pr 100 m² de fleste årene. Fisketettheten må anses for å være lavere de fleste undersøkte år enn det en kan forvente i en livskraftig og upåvirket bestand.
- På tre av stasjonene var det en signifikant økning i de estimerte tetthetene av 0+ laks i perioden 1995-2004, mens en signifikant økning ble registrert på en av stasjonene for eldre laksunger i denne perioden. For ørretunger ble det ikke målt noen slik tendens på noen av lokalitetene verken for 0+ eller eldre.
- Det er utført korrelasjonsanalyser mellom tetthet for fisk med ulik alder for de to artene mot vannføringer under elfisket og alternative analyser der år med spesielt lave eller høye vannføringer under elfisket er utelatt. Resultatene viste kun signifikant sammenheng for tre av de 28 testene. De tre analysene der sammenhengen var signifikant, var alle for ulike kombinasjoner av undersøkelsesår for ørret 0+ på strekningen nedenfor. Mangelen på en slik sammenheng i det store flertall av testene indikerer at vannføringen under elfisket ikke er en overordnet bestemmende faktor for de fisketettheter som er oppnådd i undersøkelsen. Da elfiskeresultater i tillegg foreligger for et betydelig antall år (ni år) og resultatene viser verdier lavere enn forventningen, må en slik utvikling ha sin forklaring i andre årsaksforhold enn variasjoner i vannføringen under elfisket.
- Korrelasjonsanalyser viste ingen signifikant sammenheng mellom variasjoner i størrelsen på utsettingene og fisketetthet. Dette viser enten at det settes ut tilstrekkelige mengder fisk og at dødeligheten er tetthetsavhengig eller at andre faktorer er bestemmende for fisketettheten. Beregninger av utsettingsbehov viste imidlertid at det er satt ut lakseyngel i et antall i overkant av det som er nødvendig de fleste av årene 1999-2004.
- Ved en antatt produksjon på 10 smolt pr 100 m² vil behovet for lakseyngel være ca 170 individer pr 100 m². Dette tilsvarer et minimum behovsantall på 25 000 yngel ved et antatt produksjonsområde på 15 000 m² ovenfor Jørpelandsfossen.
- Så lenge det er tilsynelatende begrensede gyteområder i Jørpelandselva, kan utsetting av fisk og/eller egg være et godt tiltak dersom fisken spres til områder med dårlige gyteforhold og fiskeutsetting unngås i områder der villfisken gyter.

8 Referanser

Beall, E. Dumas, J., Claireaux, D., Barriere, L. & Marty, C. 1994. Dispersal patterns and survival of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) juveniles in a nursery stream. - ICES Journal of Marine Science 51: 1-9.

Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing - Theory and practice with special emphasis on salmonids. - Hydrobiologia 173: 9-43.

Buck, R.J.G. & Hay, D.W. 1984. The relationship between stock size and progeny of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in a Scottish stream. - Journal of Fish Biology 23: 1-11.

Chadwick, E.M.P. 1988. Relationship between Atlantic salmon smolts and adults in Canadian rivers. - P. 301-324 in Mills, D. & Piggins, D. (red.). Atlantic salmon. Plans for the future. Timber Press, Portland, Oregon.

De Leaniz, C.G., Fraser, N. & Huntingford, F.A. 2000. Variability in performance in wild Atlantic salmon from a single redd. - Fisheries Management and Ecology 7: 489-502.

Direktoratet for naturforvaltning 2003. Kalking i vann og vassdrag. Effektkontroll av større prosjekter 2002. DN-Notat 2003-2.

Direktoratet for naturforvaltning 2004. Kalking i vann og vassdrag. Effektkontroll av større prosjekter 2003. DN-Notat 2004-2.

Direktoratet for naturforvaltning 2005. Kalking i vann og vassdrag. Effektkontroll av større prosjekter 2004. DN-Notat 2005-2.

Einum, S. & Nislow, K.H. 2005. Local scale density-dependent survival of mobile organisms in continuous habitats: an experimental test using Atlantic salmon. - Oecologia 143: 203-210.

Gibson, R.J. 1993. The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production. - Reviews in Fish Biology and Fisheries 3: 39-73

Halleraker, J.H., Saltveit, S. J., Harby, A., Arnekleiv, J.V., Fjeldstad, H.P. and Kohler, B. 2003. Factors influencing stranding of wild juvenile brown trout (*Salmo trutta*) during rapid and frequent flow decreases in an artificial stream. - Journal of Rivers Research and Application 19: 589-603.

Halleraker, J.H., Johnsen B.O., Lund, R.A., Sundt, H., Forseth T. og Harby, A. 2005. Vurdering av stranding av ungfisk i Surna ved utfall av Trollheim kraftverk i august 2005. - SINTEF rapport TR A6220: 1-37.

Hansen, L.P., Fiske, P., Holm, M. Jensen, A.J & Sægrov, H. 2002. Bestandsstatus for laks i Norge 2001. - Rapport fra arbeidsgruppe. DN Utredning 2002-8: 1-44.

Hansen, L.P., Fiske, P., Holm, M. Jensen, A.J & Sægrov, H. 2004. Bestandsstatus for laks i Norge 2003. - Rapport fra arbeidsgruppe. DN Utredning 2004-6: 1-42.

Harby, A., Alfredsen, K., Erlandsen, A.H., Halleraker, J.H., Heggnes, J., Killingtveit, A., Langaas, O., Saltveit, S.J. and Vaskinn, K.A. 1999. Methods and applications of fish habitat modelling in Norway. - Proceedings of 3rd International Symposium on Ecohydraulics, Salt Lake City, USA.

Harby, A. and Halleraker, J.H. 2001. Ecological impacts of hydro peaking in rivers. - Journal of Hydropower and Dams 4.

Harby, A., K. Alfredsen, J.V. Arnekleiv, Flodmark, L.E.W., Halleraker, J.H., Johansen, S., Saltveit, S.J. 2004. Raske vannstandsendringer i elver - Virkninger på fisk, bunndyr og begroing. - SINTEF TR A5932.

Heggberget, T.G., Haukebø, T., Mork, J. and Ståhl, G. 1988. Temporal and spatial segregation og spawning in sympatric populations of Atlantic salmon, *Salmo salar*, L., and brown trout, *Salmo trutta* L. - Journal of Fish Biology 33: 347-356

Heggberget, T. G. 1997. Fiskebestanden i Jølstra etter utbygging av Brulandsfoss. - NINA notat til Sunnfjord heradsrett.

Kaasa, H. 2002. Vurdering av Brulandsfoss kraftstasjon sin verknad på fiskebestanden i Jølstra. - Rapport utarbeid for overskjønn i Gulating lagmannsrett.

Helgøy, S. 1999. Tettleiksregistreringar av laks og aure i Rogalandsvassdrag 1993. - Fylkesmannen i Rogaland, Miljøvern avdelingen. Miljø-notat 1999-1. 44 s.

Helgøy, S. & Enge, E. 1995. Tettleiksregistreringar av laks og aure i Rogalandsvassdrag - 1994. - Fylkesmannen i Rogaland, Miljøvern avdelingen. Miljø-notat 1995-1. 74 s.

Hindar, A., Tørseth, K., Henriksen, A. and Orsolini, Y. 2004. The significance of the North Atlantic Oscillation (NAO) for sea-salt episodes and acidification-related effects in Norwegian rivers. - Environ. Sci. Technol. 38(1): 26-33.

Hindar, A. 2005. Whole-catchment application of dolomite to mitigate episodic acidification of streams induced by sea-salt deposition. - Sci. Total Environ. 343: 35-49.

Hvidsten, N.A., Johnsen, B.O., Jensen, A.J., Fiske, P., Ugedal, O., Thorstad, E.B., Jensås, J.G., Bakke, Ø. og Forseth, T. 2004. Orkla - et nasjonalt referanse vassdrag for studier av bestandsregulerende faktorer hos laks. Samlerapport for perioden 1997 – 2002. - NINA Fagrapport 079. 96pp.

Jensen, A.J. & Johnsen, B.O. 1988. The effect of river flow on the results of electrofishing in a large Norwegian salmon river. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 23: 1724-1729.

Johnsen, B.O. og Hvidsten, N.A. 2002. Utsetting av radiomerket gytelaks og spredning av laksengel fra gyteområder i Ingdalselva, et vassdrag uten egen laksebestand. - Side 35-39 i NINAs strategiske instituttprogrammer 1996-2002. Bærekraftig høsting av bestander. Sluttrapport - NINA Temahefte 18: 1-92.

Johnsen, B.O. & Hvidsten, N.A. 2004. Krav til vannføring i sterkt regulerte småvassdrag. - Norges vassdrags- og energidirektorat, Rapport nr. 4-2004. 68s.

Jonsson, B., Jonsson, N. & Hansen L.P. 1998. Long-term study of the ecology of wild Atlantic salmon smolts in a small Norwegian river. - Journal of Fish Biology 52: 638-650.

Kaste, Ø., Hindar A., Kroglund, F., Skiple, A. & Brandrud, T.E. 1995. Tiltak mot forsureing av Jørpelandselva. Kalkingsplan. - NIVA-rapport O-94233.

Keeley, E.R. & Grant, J.W.A. 1995. Allometric and environmental correlates of territory size in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 52: 186-196.

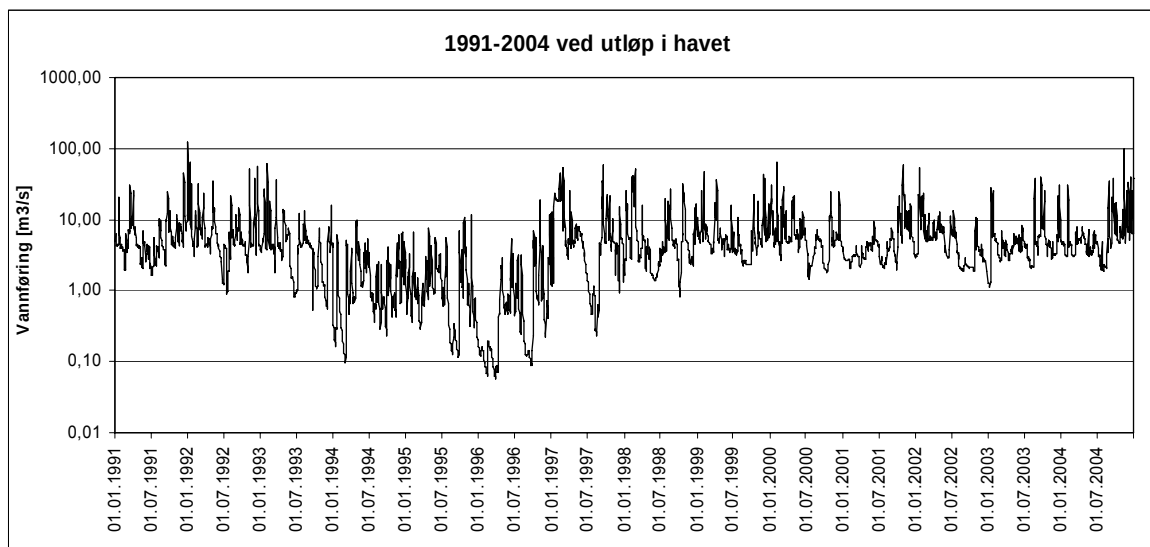
- Larsen, B.M. 1998. Jørpelandselva. S. 125 i: Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1995. - DN-notat 1998-1.
- Lund, R.A., Hansen, L.P. & Økland, F. 1989. Identifisering av rømt oppdrettslaks og vill-laks ved ytre morfologi, finnestørrelse og skjellkarakterer. - NINA Forskningsrapport 001: 1-54.
- Lund, R.A., Østborg, G.M. & Hansen L.P. 1996. Rømt oppdrettslaks i sjø- og elvefisket i årene 1989-1995. - NINA Oppdragsmelding 411: 1-16.
- Lund, R.A., Johnsen, B.O., Kvellestad, A. og Bongard, T. 2005. Fiskebiologiske undersøkelser i Daleelva i Høyanger 2003-2005. - NINA Rapport 75: 1-80.
- Mills, D.H. 1969. The survival of hatchery-reared salmon fry in some Scottish streams. - Dep. Agric. Fish. Scotland Freshw. Salm. Fish. Res. 32: 1-12.
- Mills, D.H. 1989. Ecology and management of Atlantic salmon. - Chapman and Hall Ltd. London & New York, 351 s.
- O'Connel, M.F. & Dempson, J.B. 1995. Target spawning requirements of Atlantic salmon, *Salmo salar* L.) in Newfoundland rivers. - Fisheries Management and Ecology 2: 161-170.
- Persson, U. 1993. Tetthetsregistreringer av laks og aure i Rogalandsvassdrag, 1992. - Fylkesmannen i Rogaland, Miljøvernavdelingen. Miljørapport 1993-2. 99 s.
- Poff, N.L., Allan, D., Bain, M., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E., Stromberg, J.C. 1997. The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. - BioScience 47: 769-784.
- Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Powell, J., Braun, D.P. 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. - Conservation Biology 10:1163-1174.
- 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.
- Statens forurensingstilsyn 2004. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport - Effekter 2003. - SFT-rapport 913/2004, TA-2056/2004. 166 s.
- Skurdal, J., Hansen, L.P., Skaala, Ø., Sægrov, H. & Lura, H. 2001. Elvevis vurdering av bestandsstatus og årsaker til bestandsutviklingen av laks i Hordaland og Sogn og Fjordane. - Utredning for DN 2001 -2.
- Symons, P.E.K. 1979. Etimated escapement of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) for maximum smolt production in rivers of different productivity. - J. Fish. Res. Can. 36: 132-140..
- Sættem, L.M. 1995. Gytebestander av laks og sjøaure. - Utredning for DN 7: 1-107.
- Webb, J.H., Fryer, R.J., Taggart, J.B., Thompson, C.E. & Youngson, A.F. 2001. Dispersion of Atlantic salmon (*Salmo salar*) fry from competing families as revealed by DNA profiling. - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 58: 2386-2395.
- Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. - J. Wildl. Mgmt. 22: 82-90.

Vedlegg 1

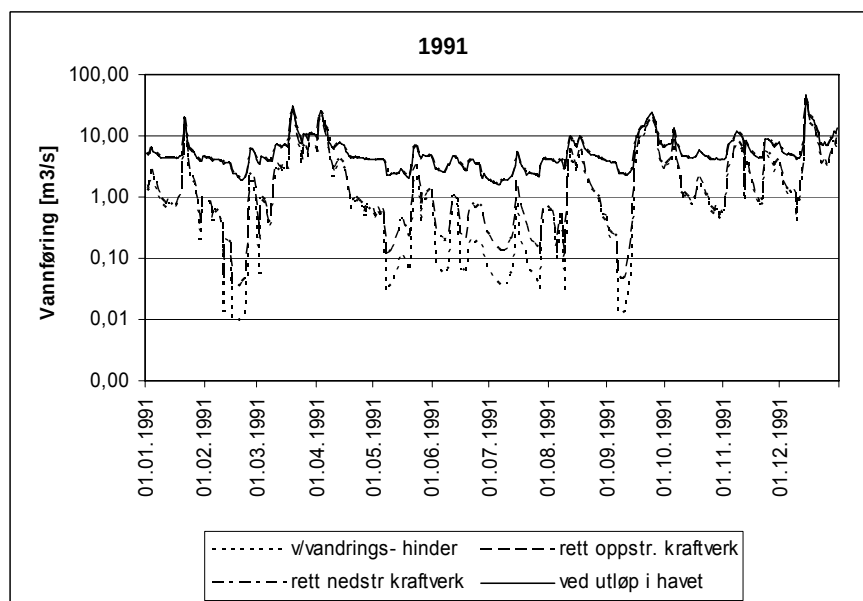
Gjennomsnittsvekten (Vekt) for laks i størrelses gruppene < 3 kg Og 3-7 kg i Jørpelandselva i årene 1999-2004 (ifølge offisiell fangststatistikk) omregnet til gjennomsnittslengde (Lengde) i de ulike år ved bruk av Fultons formel ($Kondisjonsfaktor = (vekten\ i\ gram \times 100) / (fiskelengden\ i\ cm)^3$) og antatt en K-faktor =1 som er normalt feit fisk) gjennomsnittsvekt for sjøørret (ifølge offisiell fangststatistikk).

År	Laks < 3 kg		Laks 3-7 kg		Sjøørret
	Vekt	Lengde	Vekt	Lengde	Vekt
2004	1,6	54	4,2	75	0,8
2003	1,7	55	3,3	69	0,7
2002	1,7	55	4,0	74	0,6
2001	1,5	53	4,6	77	0,6
2000	1,8	56	4,7	78	0,7
1999	1,7	55	4,3	76	0,9

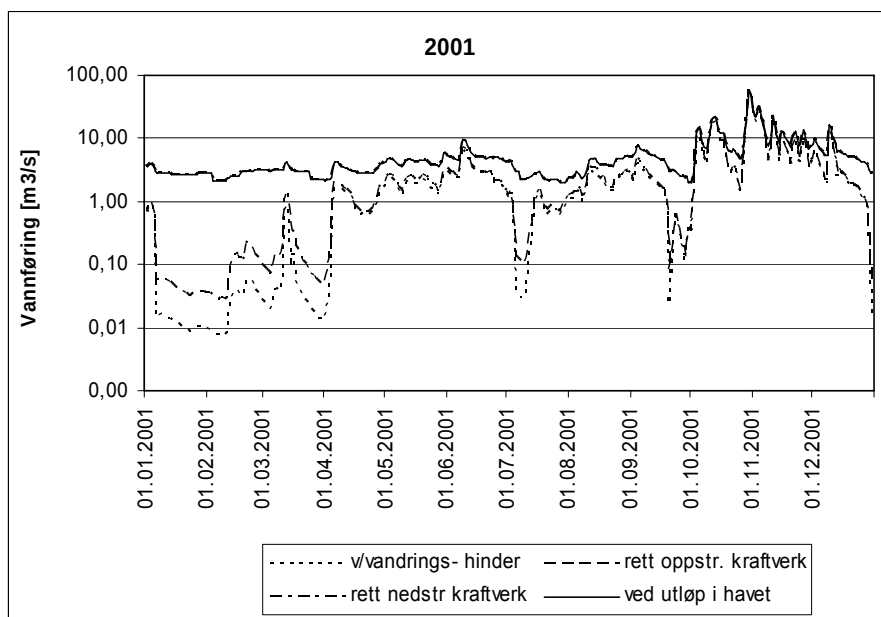
Vedlegg 2



Beregnet vannføring (døgnmiddeler) i Jørpelandselva ved utløpet i sjøen for perioden 1991-2004 framstilt på logaritmisk skala.



Beregnet vannføring (døgnmiddeler) i Jørpelandselva ved utløpet i sjøen for 1991 framstilt på logaritmisk skala.



Vannføringer beregnet (døgnmiddelverdier) i Jørpelandselva ved utløpet i sjøen for 2001 framstilt på logaritmisk skala.

Vedlegg 3

Hydrologiske parametre for Jørpelandselva ved utløp i sjøen for perioden 1991-2004 etter "Index of Hydrological Alteration" metoden (Richter et al 1996).

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
5 % of average max	2,65	2,88	2,40	2,34	2,52	2,74	2,97	2,97	3,04	3,17	3,16	3,23	3,49	5,03
average max	53,09	53,62	47,95	46,76	50,47	54,78	59,31	59,40	60,72	63,35	63,14	64,50	69,77	100,54
25%-percentil	3,71	4,30	2,31	0,57	0,47	0,13	3,04	2,59	3,74	4,27	2,82	2,62	3,20	3,36
10%-percentil	2,37	2,81	1,08	0,28	0,22	0,09	0,82	1,65	2,58	2,23	2,34	2,11	2,56	3,06
5%-percentil	2,14	1,41	0,87	0,19	0,16	0,08	0,51	1,42	2,34	2,01	2,19	2,05	2,09	2,25
75%-percentil	7,06	7,85	5,59	2,29	1,98	1,10	10,24	5,82	6,69	7,55	5,33	7,07	5,61	6,72
Days with no discharge	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
median	4,50	5,15	4,25	0,94	0,93	0,48	5,10	4,12	4,98	5,29	3,92	4,37	4,39	4,88
max	46,16	121,66	61,06	9,71	11,68	18,56	58,64	51,47	47,56	64,22	59,05	53,97	38,99	100,54
min	1,62	0,90	0,54	0,10	0,11	0,06	0,23	0,83	2,26	1,45	1,98	1,87	1,10	1,83
middelvei	6,16	8,40	5,30	1,67	1,56	1,07	8,14	6,58	6,84	7,11	5,48	5,78	5,93	7,46
sum	2247,73	3067,76	1933,79	609,10	570,60	391,36	2971,35	2402,23	2496,17	2596,03	1998,71	2111,26	2163,36	2723,04
min jan	3,86	4,30	3,52	0,17	0,45	0,10	1,15	1,62	4,74	4,13	2,84	2,88	1,10	3,17
min feb	1,95	2,99	3,74	0,12	0,36	0,06	17,74	2,78	4,98	2,67	2,08	5,32	2,93	3,05
min march	3,48	4,08	1,82	0,10	0,29	0,06	2,81	2,56	3,27	2,98	2,20	4,94	2,60	3,07
min april	4,10	3,36	2,63	0,65	0,59	0,07	3,92	1,87	4,67	4,63	2,16	5,07	2,64	4,64
min may	2,07	4,67	2,76	1,11	0,90	0,47	4,93	4,47	3,01	3,41	3,59	4,23	3,34	3,05
min june	1,96	1,23	0,83	1,40	1,19	0,49	1,51	1,38	3,51	4,97	4,28	2,90	3,52	3,20
min july	1,62	0,90	0,99	0,36	0,61	0,26	0,46	2,49	3,10	1,45	2,04	4,47	2,64	1,96
min aug	2,84	2,76	4,50	0,29	0,12	0,12	0,23	3,53	2,26	2,21	2,01	1,87	2,09	1,83
min sept	2,28	4,49	0,54	0,23	0,11	0,09	3,15	2,68	2,30	2,43	2,49	1,87	3,16	3,91
min october	4,01	1,63	1,07	0,43	0,78	0,23	3,61	0,83	2,39	1,83	1,98	1,88	2,97	4,60
min nov	4,15	1,77	0,60	0,43	0,32	0,34	1,68	2,44	3,56	4,04	7,30	3,09	2,76	4,75
min december	46,16	55,81	16,21	6,53	1,16	11,78	15,49	16,76	42,71	24,42	16,58	4,47	31,17	40,21
3-day min. january	4,09	4,37	3,63	0,17	0,45	0,10	3,33	1,65	4,80	4,43	2,64	2,89	1,10	3,14
3-day min. feb	1,98	3,91	3,80	0,12	0,40	0,07	18,05	2,81	5,07	2,78	2,08	5,60	2,98	3,06
3-day min. march	3,79	4,19	2,95	0,10	0,30	0,06	2,87	2,61	3,27	5,01	2,20	4,99	2,60	3,08
3-day min. april	4,15	3,42	2,66	0,68	0,65	0,07	4,23	1,90	4,72	4,70	2,18	5,07	2,66	4,68
3-day min. may	2,21	4,80	3,24	1,19	0,94	0,48	5,03	1,48	3,52	3,51	3,71	6,01	3,52	3,14
3-day min. june	1,98	1,23	0,84	1,91	1,19	0,50	1,53	1,38	3,56	4,97	4,55	2,90	3,63	3,20
3-day min. july	1,65	0,91	1,01	0,38	0,64	0,29	0,46	2,63	3,13	1,52	2,13	5,23	2,70	1,97
3-day min. aug	3,26	4,14	4,55	0,31	0,13	0,12	0,24	4,15	2,48	2,21	2,03	2,44	1,88	1,99
3-day min. sept	2,33	4,50	1,42	0,25	0,11	0,09	3,29	2,51	2,30	2,43	2,50	1,87	3,57	4,29
3-day min. oct	4,07	1,84	1,07	0,47	0,90	0,68	4,11	0,85	2,41	1,83	2,17	1,88	3,12	4,63
3-day min. nov	4,20	1,81	0,60	0,45	0,35	0,34	2,36	2,68	3,61	4,16	8,17	3,16	2,85	4,85
3-day min. dec	4,33	4,22	0,58	0,68	0,19	0,22	1,24	2,38	5,09	4,51	4,12	1,87	3,21	5,54
7-day min. january	2,28	4,17	3,71	0,19	0,47	0,09	7,11	1,86	4,96	4,63	2,64	2,98	1,13	3,09
7-day min. feb	4,14	4,21	4,13	0,12	0,47	0,07	18,32	2,92	5,35	3,11	2,08	5,78	3,00	3,06
7-day min. march	4,02	4,49	3,44	0,11	0,32	0,06	3,10	2,73	3,30	6,01	2,31	5,00	2,66	3,08
7-day min. april	4,15	3,86	2,96	0,74	0,77	0,08	4,77	2,19	4,91	4,75	2,19	5,07	2,73	4,85
7-day min. may	2,39	4,77	3,50	1,25	0,97	0,52	5,48	1,48	4,39	3,98	3,66	5,81	3,65	3,17
7-day min. june	1,99	1,28	0,87	2,07	1,19	0,58	1,56	1,39	3,71	5,58	4,54	2,91	4,13	3,30
7-day min. july	1,74	0,95	0,98	0,46	0,74	0,30	0,49	2,94	3,28	1,83	2,13	4,99	2,69	2,11
7-day min. aug	3,58	4,39	4,71	0,37	0,13	0,12	0,25	4,99	2,54	2,21	2,13	1,93	2,10	2,11
7-day min. sept	2,42	4,75	2,18	0,30	0,12	0,09	3,72	2,45	2,31	2,32	2,50	1,90	4,01	4,67
7-day min. oct	4,13	1,96	1,08	0,61	1,11	0,76	4,48	0,98	2,50	1,86	2,37	1,95	3,75	4,75
7-day min. nov	4,63	2,49	0,60	0,50	0,43	0,35	2,98	2,66	4,46	4,49	8,99	3,30	3,23	6,11
7-day min. dec	4,66	4,28	0,59	0,83	0,20	0,26	1,61	2,47	5,77	4,67	4,25	1,87	3,24	10,69
max jan	20,78	121,66	26,68	6,18	3,34	0,18	23,52	26,09	25,21	30,32	4,21	53,97	28,02	15,12
max feb	6,24	32,49	61,06	0,77	6,88	0,19	53,28	51,47	47,56	64,22	3,23	23,97	24,46	29,97
max mars	31,16	23,12	36,59	5,20	1,51	0,16	43,99	20,93	5,16	28,77	4,26	11,99	7,03	8,06
max april	25,84	6,39	13,67	7,71	7,62	2,86	26,07	16,22	35,94	18,61	4,25	11,05	5,03	7,76
max mai	7,06	34,29	13,56	8,23	5,47	2,76	8,79	4,49	6,81	21,17	4,91	12,69	6,49	7,17
max juni	4,58	4,61	2,18	5,28	4,62	5,30	6,48	2,58	16,05	12,54	9,53	11,08	8,09	6,79
max juli	5,58	6,65	12,20	3,46	5,51	3,22	1,43	19,74	10,83	6,77	4,69	13,46	5,96	4,96
max aug	10,12	21,29	13,22	2,49	0,67	3,13	3,89	26,97	5,43	7,30	4,79	3,68	37,25	5,36
max sept	24,88	14,25	4,66	2,63	6,86	0,15	58,64	5,31	2,61	6,84	7,72	2,89	38,99	37,18
max okt	13,09	5,15	7,66	4,11	10,78	6,94	22,54	31,43	22,85	11,21	21,76	5,59	25,61	16,98
max nov	11,89	51,55	3,29	6,01	11,68	18,56	10,24	23,00	18,29	24,69	59,05	10,63	5,18	100,54
max des	46,16	55,81	16,21	6,53	1,16	11,78	15,49	16,76	42,71	24,42	16,58	4,47	31,17	40,21
3-day max. january	14,11	66,99	24,89	4,73	2,98	0,17	22,74	21,73	20,36	23,94	4,04	40,23	24,93	10,86
3-day max. feb	5,73	26,90	37,32	0,78	5,03	0,19	43,02	43,43	36,51	48,09	3,16	20,65	22,14	23,77
3-day max. march	24,36	21,86	33,07	4,68	1,34	0,16	32,91	21,44	5,04	26,43	3,89	10,28	6,52	7,24
3-day max. april	23,18	6,25	12,67	8,69	6,34	2,63	24,78	14,52	30,81	17,40	4,07	10,51	4,74	7,47
3-day max. may	6,36	26,59	13,25	8,22	4,94	2,57	8,18	4,49	6,93	20,54	4,84	11,18	6,19	6,18
3-day max. june	4,54	4,53	2,34	4,71	4,56	4,18	6,36	2,54	14,48	11,41	8,75	9,92	7,58	5,92
3-day max. july	4,65	6,41	10,34	3,03	4,94	2,76	1,44	14,95	10,02	6,42	4,69	11,92	6,06	4,88
3-day max. august	8,96	15,90	9,71	2,05	0,68	2,79	2,87	21,97	5,58	6,74	4,73	3,85	26,94	5,06
3-day max. september	22,69	12,48	4,56	2,32	6,23	0,16	42,99	5,23	2,59	5,69	7,33	2,78	31,47	30,85
3-day max. october	9,67	5,24	7,47	3,42	8,75	5,76	17,38	25,39	20,25	7,92	20,14	4,29	20,79	15,00
3-day max. november	11,23	30,25	3,32	5,06	8,95	14,69	8,67	21,17	20,83	19,39	46,35	10,01	4,98	57,14
3-day max. december	33,48	41,59	12,20	6,30	1,19	7,48	11,85	13,96	37,60	20,00	14,22	4,32	30,10	32,13
7-day max. january	9,25	44,99	20,65	3,07	2,36	0,16	21,66	17,57	13,60	19,78	3,88	29,83	18,60	7,63
7-day max. feb	4,73	18,43	23,08	0,86	3,37	0,18	30,96	35,23	20,72	30,93	3,15	17,02	18,60	15,14
7-day max. march	17,07	17,24	22,17	3,57	1,04	0,16	28,75	25,57	7,31	19,12	3,48	8,64	5,23	6,45
7-day max. april	16,77	6,22	12,17	8,24	4,25	2,34	16,05	10,08	22,76	15,22	3,71	9,28	4,35	6,84
7-day max. may	5,36	19,78	12,06	6,96	4,52	2,08	7,69	4,26	6,54	16,93	4,55	9,25	5,60	5,59
7-day max. june	4,08	4,50	2,58	3,85	4,19	2,83	6,34	2,85	10,43	9,48	7,33	9,02	7,37	5,28
7-day max. july	3,81	5,45	7,55	2,57	3,88	1,84	1,49	10,29	7,64	6,38	4,64	9,27	6,06	4,96
7-day max. august	8,49	10,66	7,61	1,46	0,78	1,79	17,13	5,89	6,15	4,77	4,28	16,66	10,04	
7-day max. september	19,27	10,16	4,60	2,18	4,27	1,08	33,33	5,14	2,52	5,80	6,70	2,60	23,06	22,63
7-day max. october	8,25	5,43	6,25	2,70	7,46	5,02	16,07	22,67	14,39	7,35	17,22	4,68	19,67	11,72
7-day max. november	9,93	18,61	3,34	3,72	4,99	9,58	6,95	17,78	20,59	15,34	35,79	8,03	4,77	42,13
7-day max. december	23,68	26,83												

Vedlegg 3, fortsettelse.

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
average jan.	5,74	21,30	8,62	1,10	1,26	0,14	14,13	7,26	8,17	10,56	3,02	10,32	7,77	4,93
average feb.	3,67	9,28	10,28	0,33	1,51	0,12	23,76	19,67	9,70	11,81	2,61	12,53	5,96	6,79
average march	9,19	9,21	8,26	1,25	0,65	0,10	8,54	5,10	4,15	10,84	3,06	6,00	3,87	4,14
average april	7,98	4,56	5,15	2,63	2,10	0,89	8,28	5,46	12,05	7,08	2,97	6,88	3,41	5,58
average may	3,70	10,50	6,78	2,82	2,31	0,77	6,61	2,39	5,11	8,23	4,26	7,64	4,84	4,20
average june	3,25	2,85	1,34	2,97	2,33	1,54	3,66	1,76	5,59	7,60	5,54	3,92	5,22	4,21
average july	2,67	3,12	4,31	1,05	1,64	0,92	0,83	4,96	4,77	3,29	2,89	7,22	3,84	3,47
average august	5,39	6,85	6,06	1,06	0,26	0,59	0,79	9,60	3,45	3,96	3,49	2,52	5,57	2,72
average september	8,76	7,07	3,62	0,75	1,03	0,11	13,21	4,40	2,36	4,51	4,81	2,25	8,93	13,25
average october	5,49	3,79	2,91	1,47	3,33	2,48	9,56	7,15	6,52	2,65	8,75	2,30	8,48	8,04
average november	7,11	8,08	1,33	1,90	1,89	3,46	4,75	5,99	6,68	7,94	17,48	5,38	4,10	15,85
average december	10,86	14,37	5,04	2,64	0,47	1,72	4,69	5,81	13,73	7,24	6,84	2,87	9,13	16,52
max winter (dec-march)	31,16	121,66	61,06	16,21	6,58	1,16	53,28	51,47	47,56	64,22	24,42	53,97	28,02	31,17
min winter (dec-march)	1,95	2,99	1,82	0,10	0,29	0,06	0,22	0,95	2,27	2,67	2,08	2,88	1,10	3,05
max summer (june-aug.)	10,12	21,29	13,22	5,28	5,51	5,30	6,48	26,97	16,05	12,54	9,53	13,46	37,25	6,79
min. summer (june-aug)	1,62	0,90	0,63	0,29	0,12	0,12	0,23	1,38	2,26	1,45	2,01	1,87	2,00	1,83
dryast summer month (no)	7,00	6,00	6,00	9,00	8,00	9,00	8,00	6,00	9,00	7,00	7,00	9,00	7,00	8,00
min.gjnsn.	2,67	2,85	1,34	0,75	0,26	0,11	0,79	1,76	2,36	3,29	2,89	2,25	3,84	2,72
wettest summer month (no)	8,00	8,00	8,00	6,00	6,00	6,00	8,00	8,00	6,00	8,00	6,00	8,00	8,00	6,00
min. winter month (no)	2,00	4,00	4,00	2,00	3,00	3,00	4,00	3,00	3,00	4,00	2,00	3,00	4,00	3,00
gjnsn. min.mnd	3,67	4,56	5,15	0,33	0,65	0,10	8,28	5,10	4,15	7,08	2,61	6,00	3,41	4,14
spring flood max.	31,16	121,66	61,06	9,71	7,62	5,30	53,28	51,47	47,56	64,22	9,53	53,97	28,02	29,97
floods and droughts														
winter flood situations	2	1	2	3	2	0	3	1	1	1	2	1	1	1
winter flood days	81	89	88	9	7	0	87	81	89	89	72	89	73	89
winter droughts	0	0	0	3	8	1	0	0	0	0	0	0	0	0
winter drought days	0	0	0	71	51	89	0	0	0	0	0	0	0	0
summer drought days	0	0	0	22	52	90	19	0	0	0	0	0	0	0
summer drought situations	0	0	0	3	1	7	3	0	0	0	0	0	0	0
summer floods	1	3	4	7	7	5	2	2	1	2	1	1	1	1
summer flood days	183	163	158	78	72	29	123	167	183	181	183	183	183	183
average duration winter floods (days)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
average duration winter droughts (days)	40,5	89	44	3	3,5	0	29	81	89	89	36	89	73	89
average duration summer floods (days)	0	0	0	23,6666667	6,375	89	0	0	0	0	0	0	0	0
average duration summer droughts (days)	183	54,3333333	39,5	11,1428571	10,2857143	5,8	61,5	83,5	183	90,5	183	183	183	183
average duration summer droughts (days)	0	0	0	7,33333333	52	12,8571429	6,33333333	0	0	0	0	0	0	0
days with rising/falling water level														
n rise january	9	9	13	6	8	5	10	17	9	12	3	17	8	31
n rise feb.	8	11	11	0	12	4	15	13	8	9	9	10	5	28
n rise mars	14	13	11	11	9	2	9	10	12	14	5	15	9	31
n rise april	8	10	12	15	13	16	9	7	14	13	12	17	15	30
n rise may	16	8	12	7	15	10	13	3	10	14	15	12	18	31
n rise june	10	2	8	16	8	8	8	15	8	14	10	13	11	30
n rise july	12	14	16	8	9	10	5	13	14	7	10	15	9	31
n rise august	6	16	12	11	7	3	10	13	10	18	16	6	8	31
n rise sept.	12	12	9	8	5	5	15	11	9	9	7	11	17	30
n rise oct.	11	8	11	10	12	11	12	15	18	15	14	14	8	31
n rise nov	12	13	2	11	4	10	8	6	13	12	12	8	8	30
n rise dec	11	9	10	11	4	10	8	14	9	11	6	5	17	31
n fall january	21	21	16	21	22	12	20	13	21	17	11	10	11	0
n fall feb	19	17	17	26	15	8	13	15	19	18	5	18	20	0
n fall mars	17	17	19	17	21	10	22	21	17	17	22	16	15	0
n fall april	22	18	16	13	17	7	21	23	16	16	16	11	14	0
n fall may	14	22	19	22	16	20	17	27	20	17	16	19	13	0
n fall june	20	27	21	14	22	22	20	12	22	16	19	13	19	0
n fall july	18	13	14	21	22	20	25	18	16	19	19	16	22	0
n fall august	25	15	19	20	20	22	14	18	19	8	13	17	20	0
n fall sept.	18	18	20	20	20	6	15	19	14	19	22	12	13	0
n fall oct.	20	23	19	21	19	20	19	15	13	5	17	9	23	0
n fall nov	18	16	22	19	26	20	22	24	17	17	18	21	22	0
n fall dec	20	22	19	20	26	19	23	17	21	20	25	12	14	0
n no change january	1	1	2	4	1	14	1	1	1	2	17	4	11	0
n no change feb	1	0	0	2	1	16	0	0	1	1	14	0	3	0
n no change mars	0	1	1	3	1	19	0	0	2	0	4	0	7	0
n no change april	0	2	2	2	0	7	0	0	0	1	2	2	1	0
n no change may	1	1	0	2	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0
n no change june	0	1	1	0	0	0	2	3	0	0	1	4	0	0
n no change july	1	4	1	2	0	1	1	0	1	5	2	0	0	0
n no change august	0	0	0	0	4	6	7	0	2	5	2	8	3	0
n no change sept.	0	0	1	2	5	19	0	0	7	2	1	7	0	0
n no change oct.	0	0	1	0	0	0	0	1	0	11	0	8	0	0
n no change nov	0	1	6	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
n no change dec	0	0	2	0	1	2	0	0	1	0	0	14	0	0
days with >10 % fall in discharge during summer	16	7	0	25	26	25	15	9	14	9	9	6	12	13
days with >25 % fall in discharge during summer	1	1	0	0	1	4	0	1	0	0	0	0	3	0
days with >50 % fall in discharge during summer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
days with >75 % fall in discharge during summer	0	3	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
days with >10 % fall in discharge during winter	16	22	10	18	34	11	17	7	16	23	3	16	14	4
days with >25 % fall in discharge during winter	3	4	0	1	2	0	6	5	4	3	0	3	2	3
days with >50 % fall in discharge during winter	0	2	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
days with >75 % fall in discharge during winter	0	2	0	1	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0

NINA Rapport 130

ISSN:1504-3312

ISBN: 82-426-1679-5



Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: NO-7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: 9500 37 687

<http://www.nina.no>