

020

FAGRAPPORT

NO9805048

Effekter på ørret og bunndyr i
Vulluelva første året etter et
massivt oljeutslip

NINA-R--020

Roar A. Lund
Terje Nøst
Bengt Finstad

RECEIVED

FEB 27 1998

OSTI



NINA • NIKU

-- 29 - 27.

R

NINA Norsk institutt for naturforskning

Effekter på ørret og bunndyr i Vulluelva første året etter et massivt oljeutslip

Roar A. Lund
Terje Nøst
Bengt Finstad

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport NIKU Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs og NIKUs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding NIKU Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA og NIKU gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befaringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "almenheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvernavdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

Opplag: Varierer

Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINA og NIKUs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

Opplag: 1200-1800

I tillegg publiserer NINA og NIKU-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Lund, R.A., Nøst, T. & Finstad, B. 1996. Effekter på ørret og bunndyr i Vulluelva første året etter et massivt oljeutslipp. - NINA Fagrapport 020: 1-26.

Trondheim, juni 1996

ISSN 0805-469X
ISBN 82-426-0716-8

Forvaltningsområde:
Forurensing
Pollution

Copyright ©:
Stiftelsen Norsk institutt for naturforskning
og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Design og layout:
Klaus Brinkmann
NINA•NIKU, Oslo

Sats: NINA•NIKU, Oslo

Kopiering: Kopsentralen AVS, Fredrikstad

Opplag: 250

Kopiert på svanemerket papir

Kontaktadresse:
NINA
Tungasletta 2
N-7005 Trondheim
Tel.: 73 580 500

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 13315

Ansvarlig signatur:

Tor G. Heysberg

Oppdragsgiver:

Statens forurensningstilsyn

Referat

Lund, R.A., Nøst, T. & Finstad, B. 1996. Effekter på ørret og bunn-
dyr i Vulluelva første året etter et massivt oljeutslipp. - NINA
Fagrapport 020: 1-26.

Høsten 1994 rant 27 000 liter bensin, parafin og dieselolje ut i
Vulluelva etter et tankbilvelt ved elva. Utslipet drepte umiddelbart
hele ungfiskbestanden i den nedre halvdel av vassdraget og ca.
30 % av gytebestanden av sjøørret. Få uker etter oljeutslippet, og
i etterkant av et omfattende opprenskingsarbeid og en periode
med kraftig regnflom, gytte at stort antall sjøørret primært i en
begrenset elvestrekning nederst i elva. Antatt høvelige gyteområder
lenger i opp i elva ble brukt i liten grad. Denne konsentreringen av
fisk er en mulig reaksjon mot å gå videre opp i vassdraget ved at fis-
ken sanset forurenset elvevann. Tidligere undersøkelser har vist at
laksefisk har svært god luktesans og kan reagere med unnvikelse
på oljestoffer i miljøet.

Verdier av klorid i blodplasma hos fisk som ble målt i avslutningen
av gyteperioden, viste nivåer som bare i liten grad tilsa at fisken var
i en stresset fysiologisk tilstand. Dette resultatet indikerer at restbe-
standen av gytere sannsynligvis ikke ble påført videre skade ved å
oppholde seg i vassdraget i tiden under gytningen.

I det prefererte gyteområdet nederst i elva viste stikkprøver i
elvesedimenter tildels høye verdier av hydrokarboner. En betydelig
variasjon i fiskeeggenes overlevelse ved klekking i samme området
våren etter oljeutslippet, kan relateres til en mulig negativ påvirk-
ning fra hydrokarboner. Variasjoner i eggoverlevelse ble imidlertid
tilstrekkelig kompensert ved de mange gytninger i dette elvepartiet
slik at forekomsten av fiskeyngel var svært god i dette området.
Den varierende forekomsten av yngel i partier lenger opp i elva mot
utslippspunktet for oljen, er sammenfallende med registreringer av
færre og mer spredt beliggende gytegroper i dette området i 1994.
Vi kan derfor konkludere at de lave tettheter av fiskeyngel som ble
registrert i noen partier av elva, er mer betinget av en begrenset
gyteaktivitet enn av negativ påvirkning av hydrokarboner på egg
eller yngel. Registeringer av ungfiskforekomsten i vassdraget i 1996
tyder videre på at vinteroverlevelsen av avkom fra gytninger høsten
1994 er normal idet forekomsten av ettåringer var god på flere
lokaliteter i den oljepåvirkede delen av elva. Disse registreringene
viste også avkom i alle deler av vassdraget fra gytninger den andre
høsten etter oljeutslippet. Reetableringen av ungfiskbestanden i
den forurensete delen av vassdraget ble det første året etter ol-
jeutslippet bare i liten grad influert av nedvandrende fisk fra den
upåvirkede delen av elva. Materialet i denne undersøkelsen viser
ingen negative effekter på veksten hos fiskeyngel det første året
etter oljeutslippet.

Utslipet medførte umiddelbar massedød av bunnlevende organ-
ismer nedenfor utslippspunktet. Bestanden av døgnfluer ble
tilnærmet slått ut på hele strekningen nedenfor utslippsstedet.
Rensetiltak og stor flomvassføring i elva like etter utslippet
reduserte toksiteten betydelig i løpet av få uker. Rekoloniserings-
prosessen av bunndyrene fra de upåvirkede deler av elva var
allerede igang vel en måned etter utslippet. Prosessen var imidlertid
lite effektiv før sommeren 1995 (dvs. 9-10 mnd. etter utslippet). En
tilnærmet normalsituasjon i bunndyrsamfunnet ble påvist fra

sommeren 1995. I denne konklusjonen tas det forbehold om
mulige tap eller endringer i artsmangfoldet i den forurensete delen
av elva fordi undersøkelsen bare i begrenset grad omfatter analyser
på artsnivå.

Tidsperspektivet i denne undersøkelsen er kort i forhold til forventet
tid før en normaltilstand igjen er opprettet i fiskebestanden i elva.
Undersøkelsen har derfor ikke potensiale til å belyse eventuelle end-
ringer i bestandssammensetningen og livshistoriestrategier i be-
standen. En kan heller ikke se bort fra at lave konsentrasjoner av
olje i sedimentene over lengre tid kan ha negative effekter for
bunndyr og ungfisk (flaskehalsen i livssyklusen, endring av adferd).
Tilgjengelige analyser av elvesedimenter, sist tatt ni måneder etter
oljeutslippet, viste et relativt høyt innhold av hydrokarboner i tre av
sju stikkprøver. Olje kan endre sammensetningen i organ-
ismesamfunn ved å forårsake økt dødelighet av en organ-
ismegruppe. Dette kan igjen forplante seg via økologiske interak-
sjoner til negative eller positive effekter på andre organ-
ismegrupper.

Emneord: oljeforurensning, sjøørret, gytning, eggoverlevelse, fiske-
tetthet, fiskevekst, bunndyrtetthet og -sammensetning, reeta-
blering.

Roar A. Lund, Terje Nøst og Bengt Finstad, NINA, Tungasletta 2, N-
7005 Trondheim.

Abstract

Lund, R.A., Nøst, T. & Finstad, B. 1996. Effects on the trout and the evertbrate population in the stream Vulluelva during the first year following mass mortality by oil spill - NINA fagrappport 020: 1-26.

In the autumn 1994 27 000 liters of benzin, parafin and diesel oil spilt into the stream Vulluelva as a result of the accidental crash of a tanker truck. The spill immediately killed the entire brown trout parr population in the lower half of the stream and approximately 30 % of the sea trout spawning population. A few weeks thereafter and succeeding an extensive cleanup operation and a period of heavy flood, significant numbers of sea trout spawned within a limited river stretch in the lowest part of the stream. Spawning habitats traditionally assumed to be of good quality further upstream, were poorly frequented. This appeared to be a potential behavioural response to contamination of the stream water. Previous studies demonstrating the well developed olfactory sense of salmonids and evasive behaviour towards oil contaminants, support this assumption.

Analyses of the chloride content of blood plasma of parr and spawners sampled at the final phase of the spawning period, showed only a few cases of stressed physiological condition. By these results we assume that the remaining spawning population was not exposed to severe negative impacts when staying in the stream a short period followed by return to sea.

The hydrocarbon content in stream sediments varied significantly within the river stretch preferred for spawning. The significant variation of egg survival in the same area, may be related to possible negative impacts by hydrocarbons. However, potential egg losses were compensated by sufficient spawning in the lower river stretch where high numbers of fry were counted. The high variation in fry densities in sections further upstream to the spill site, corresponds to scattered spacing of redds in the upstream sections located in the proceeding autumn. We therefore may conclude that the low densities of fry recorded in parts of the stream contaminated by oil effluents, were primarily a consequence of insufficient spawning rather than negative impacts of hydrocarbons on egg or fry survival. Countings of parr in 1996 found good densities of 1+ parr indicating good winter survival of the offspring born the fall of the spill. The recolonization of the parr population in the contaminated part of the stream was not significantly influenced by parr descending from stretches above the oil outlet. The study demonstrates no negative impacts on fry growth during the first season following the contamination.

Mass mortality of the zoobenthos followed the oil spill in October 1994 and the populations of the dominating groups were reduced to a very low level. 5 weeks after the spill a small recovery of the zoobenthos in the upper polluted parts of the river was observed as a result of effective drifting, especially of mayflies, from the unpolluted areas. The toxicity in the river bed seemed to be reduced after a few weeks due to effective cleaning of the most polluted parts of the river and a following heavy rain period and waterflow. However, the recovery of zoobenthos was not complete before 9-10 months later (July 1995) indicating reduced survival in the sediments due to residue fractions of crude oil. The study was

terminated after one year of study, but it is assumed that the oil spill may have longterm negative effects on the zoobenthos community. There exists very little knowledge of the longterm effects of oil spill on invertebrates in general.

The period considered in this study is short compared to the time assumed to normalize the parr and the spawning population. The study cannot evaluate possible changes in the population structure and life history strategies. Possible occurrence of low concentrations of hydrocarbons in sediments may have negative effects on evertbrates and the parr population. Available analysis of stream sediments, last sampled nine months after the oil spill, still showed levels of hydrocarbons above normal in three out of seven samples. Oil pollutants may change the composition of ecosystems by causing increased mortalities of groups of organisms, which next may pose negative or positive ecological interactions on other groups of organisms.

Key words: oil pollution, sea trout, spawning, egg survival, parr density and growth, evertbrate density and composition, recolonization.

Roar A. Lund, Terje Nøst and Bengt Finstad, NINA, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim, Norway.

Forord

Vulluelva har ved en rekke anledninger i senere år vært utsatt for påvirkninger som har hatt negativ betydning for det biologiske miljøet og fiskebestanden i vassdraget. Hendelsene har vært av en slik karakter at en med rette kan si at vassdraget og den tilhørende sjøørretbestanden har vært utsatt for store prøvelser.

NINA (tidligere forskningsavdelingen i Direktoratet for naturforvaltning) har siden 1987 årlig samlet inn materiale for fiskebiologiske undersøkelser i Vulluelva. Den første materialinnsamlingen var rettet mot studier av effekter av rømt oppdrettsfisk etter en massiv oppvandring av oppdrettslaks i vassdraget da 10 000 laks rømte fra et nærliggende matfiskanlegg i sjøen. Året etter ble lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* påvist på laksunger i vassdraget. Elva ble omgående rotenonbehandlet for å bli kvitt parasitten. Hele ungfiskbestanden og ca. 35 % av gytebestanden ble den gang drept. I de påfølgende år bygde fiskebestanden seg opp fra de reserver av fisk som stod i sjøen da vassdraget ble rotenonbehandlet. I denne oppbyggingsfasen ble sjøørretbestanden utsatt for et kraftig lakselusangrep (1991) som sannsynligvis påførte bestanden nye tap.

De fiskebiologiske undersøkelsene i 1994 viste imidlertid at ungfiskbestanden var på vei mot en normalisering da en tankbil med oljeprodukter veltet ved elva høsten 1994. De 27 000 liter bensin, dieselolje og parafin som rant ut (J. Stenersen, Transportkontoret, A/S Norske Shell, pers. medd.), drepte ungfiskbestanden i den nedre halvdel av elva samt ca. 30 % av gytebestanden.

Dersom lista av uheldige hendelser for Vulluelva skal bli fullstendig, bør det også nevnes at vassdragets elvebredd i en årrekke og like opp til starten av det fiskebiologiske engasjementet i vassdraget, var oppsamlingsplass for kasserte bilvrak uten sikringstiltak for avrenning fra dette deponiet. Vassdraget har heller ikke unngått massive utslipp av gjødselsstoffer fra landbruket.

De fiskebiologiske undersøkelsene var i sine to første år finansiert av LENKA-prosjektet (Miljøverndepartementet). I de påfølgende år etter rotenonbehandlingen av vassdraget og fram til 1994 har Direktoratet for naturforvaltning finansiert undersøkelser som var rettet mot å studere reetableringen av fiskebestanden.

Materialet som er innsamlet i årene siden 1987 og fram til 1994, danner referansematerialet i denne undersøkelsen som tar sikte på å belyse utviklingen i fisk- og bunndyrbestanden etter oljeutslippet. Vi takker Statens Forurensingstilsyn for oppdraget og bevilgningen til å gjøre undersøkelsen etter dette oljeutslippet, og takker samtidig Direktoratet for naturforvaltning og LENKA-prosjektet for bevilgninger i forbindelse med materialinnsamling i tidligere år.

Roar A. Lund har vært NINA's prosjektleder i dette arbeidet og har også skrevet den delen av rapporten som omhandler de fiskebiologiske undersøkelsene. Terje Nøst har forfattet den delen av rapporten som omhandler bunndyr, mens Bengt Finstad har forfattet det fiskefysiologiske kapitlet. Feltarbeidet er utført av de samme personer.

Trondheim, juni 1996.

Roar A. Lund
Prosjektleder

Innhold

	side
Referat	3
Abstract	4
Forord	5
1 Innledning	6
2 Materiale og metode	7
2.1 Områdebeskrivelse og fiskebestand	7
2.2 Materiale og metodikk	8
2.2.1 Fysiologisk tilstand hos fisk	8
2.2.2 Fisketetthet	8
2.2.3 Vekst hos ungfisk	9
2.2.4 Tetthet og sammensetning av bunndyr	9
3 Resultater	10
3.1 Status hos fisk- og bunndyrbestanden like etter utslippet	10
3.2 Fysiologisk tilstand hos fisk	10
3.3 Lokalisering av gytegroper og overlevelse av fiskeegg	11
3.4 Fisketetthet	13
3.5 Vekst hos ungfisk	14
3.6 Tetthet og sammensetning av bunndyr	14
4 Diskusjon	18
5 Konklusjon	21
6 Litteratur	22
7 Vedlegg	24

1 Innledning

Det foreligger mange rapporter om fiskedød i ferskvann ved akutte oljeforurensinger (Haraldsen et al. 1993). Til forskjell fra oljeforurensinger i saltvannssystemer (Moe et al. 1993) er svært få tilfeller av oljeforurensing på organismesamfunn i ferskvann undersøkt ut over det å konstatere de akutte skader. Den umiddelbare skaden ved oljeforurensing i ferskvannssystemer vil imidlertid ofte få en effekt på hele økosystemet fordi slike systemer i sin utstrekning er mer begrensede økologiske enheter enn det en til sammenligning finner i saltvannssystemer (Haraldsen et al. 1993).

De fleste undersøkelser av effekter av olje på anadrom laksefisk er gjort på stillehavslaks og det eksisterer få undersøkelser foretatt på våre laksefisker. Det er utført mye toks-testing av stillehavslaks i laboratoriet, mens det er utført få feltstudier. Der dette er gjort, er det helst voksenfisk som er undersøkt. Få kontrollerte feltundersøkelser har blitt utført for å teste fiskens evne til å unngå olje.

Generelt er det store forskjeller i fiskens følsomhet for olje i de enkelte utviklingsstadiene og det er gjennomgående de yngste utviklingsstadiene som er mest følsomme. Fisk er generelt mer følsom for hydrokarboner enn evertebrater (hvirvelløse dyr, f.eks. insekter og bløtdyr) (Rice et al. 1979). Når det gjelder fiskeegg vil skader som oftest vise seg etter at eggene er klekket (Kühnhold 1974). Det er vist at larver av pukkellaks som har spist oljekontaminert føde har fått en klart dårligere vekst enn normalt foret fisk. Dette kan redusere vekst og overlevelse i dette tidlige livsstadiet (Moles et al. 1981, Moles & Rice 1983, Schwartz 1985).

Fisk har en meget god luktesans som de bruker til å oppdage og unngå oljekontaminert vann. Det er vist at yngel av pukkellaks kunne oppdage og unngå konsentrasjoner av olje i relativt lave konsentrasjoner (Rice 1973). Det har videre vært observert at fisk eksponert for råolje har fått ødelagt lukteepitelet og sidelinjeorganet og en følge av dette er at fisken har mistet evnen til å orientere seg og å gå i stim (Babcock 1985, Gardner 1975).

Kunnskap om effekten av oljeutslipp på bunndyrene er begrenset til et fåtall (nordamerikanske) undersøkelser. Selv om utslippsbetingelsene varierer sterkt, viser slike undersøkelser en sterk reduksjon i bunndyrmengden og en relativt lang rekoloniseringstid (Harrel 1985, Crunkilton & Duchrow 1990).

Hydrokarbonenes vannløselighet vil være viktig for vurderingen av oljesøl og effekter på miljøet (Haraldsen et al. 1993). Det er de mest vannløselige fraksjonene som er de mest akutt toksiske, som f. eks. de letteste aromatene (jf. bla. Serigstad 1991) som en finner mye av i bensin og parafiner. Disse er imidlertid også de mest flyktige og nedbrytes raskest i naturen (Aareskjold 1993). Hoveddelen av oljeutslippet i Vulluelva bestod av bensin (18 000 liter), men betydelige mengder dieselolje (7 000 liter) og parafin (2 000 liter) (J. Stenersen, Transportkontoret, AVS Norske Shell, pers. medd.) tilsier at utslippet også hadde komponenter som er mer tungt nedbrytbare i naturen (Aareskjold 1993).

Reetableringen av bunndyrsamfunnet er fulgt for de viktigste dyregruppene i vassdraget over en periode på ett år etter utslippet ved analyse av tetthet og sammensetning av dyregruppene. Reeta-

bleringen av ungfiskbestanden er analysert for en halvannet års periode etter utslippet med utgangspunkt i tetthet- og vekstanalyser av bestanden i ulike deler av vassdraget. Rekoloniseringen av ungfisk i den forurensede delen av elva er vurdert i forhold til preferanse av gyteområder like i etterkant av utslippet og fiskeeggenes overlevelse våren etter utslippet.

Rapporten inneholder også en analyse av den fysiologiske tilstanden hos fisk i vassdraget som ble undersøkt i avslutningen av gyteperioden samme høsten som oljeutslippet. Denne analysen vurderer ved målinger av blodsaltinnhold (plasmaklorid) hvorvidt oljeutslippet kan ha påført en stresstilstand hos fisk som tok opphold i den forurensede delen av vassdraget under gyting.

2 Materiale og metode

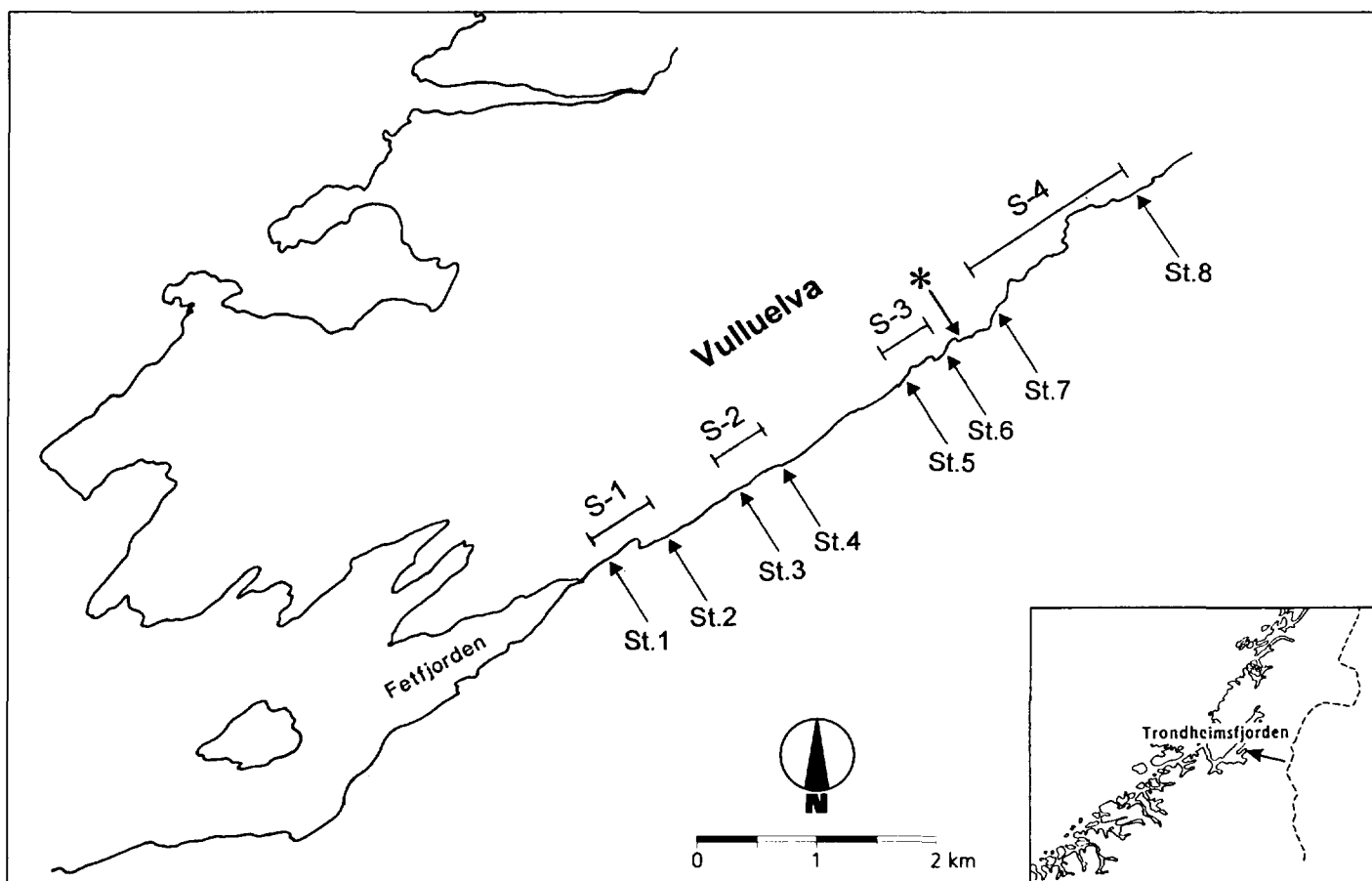
2.1 Områdebeskrivelse og fiskebestand

Vulluelva ligger i Nord-Trøndelag fylke og har sitt utløp i Trondheimsfjorden (**figur 1**). Vassdraget har en tilgjengelig strekning på ca. 8 km for fisk som vandrer opp fra sjøen. Elva er 2-6 m bred og har en midlere vannføring og strømhastighet på henholdsvis 0,3 m³/s og 0,4 m/s (NVE, isohydratkart, kartblad 4 og 5).

Vannkjemiske data viser relativt høye verdier av plantenæringsstoffer i vassdraget. Målinger fra ulike deler av vassdraget og til ulike tider av året i perioden 1990-92 viste et innhold av total fosfor varierende fra 3-28 µg PO₄-P/l, mens ledningsevnen varierte fra 109-241 µS/cm. Dette er verdier som er høyere enn det normale for vann i lavlandet i Trøndelag (Jensen & Holten 1975). Vassdragets evne til å nøytralisere sure komponenter er god, da vannets pH i samme periode er målt til 7,4-8,0 (Roar A. Lund, upublisert materiale). Vanntemperaturen i vassdraget gjennom sommerhalvåret varierer i betydelig grad med solinnstråling og lufttemperatur. I tiden juni-august varierer vanntemperatur mellom 10-18 °C (daglige loggdata i årene 1990-92, Roar A. Lund, upublisert materiale).

Det er utført innsamling av fiskebiologiske data årlig fra Vulluelva siden 1987. Dette materialet var i utgangspunktet relatert til studier vedrørende påvirkning av rømt oppdrettslaks i vassdraget og senere relatert til studier vedrørende effekter av rotenonbehandling av vassdraget etter at lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* ble påvist (f.o.m. 1988). Dette materialet danner referansegrunnlag for analyser som er gjort i denne rapporten.

Sjørret er nærmest enerådene fiskeslag i vassdraget, men laks kan tidvis gyte i de nedre deler av vassdraget. I enkelte år på begynnelsen av 1990-tallet ble det registrert gytinger av rømt oppdrettslaks i nedre deler med påfølgende innslag av opptil 20 % laksunger i slike områder. I de siste to år (1994-95) er det unntaksvis registrert laksunger i vassdraget. Gytebestanden av sjørret består av fisk i størrelser på 0,5-3 kg og som har vært 2-5 somre i sjøen (Lund 1991). Hovedtyngden av gytefisken er under 1,5 kg. Den voksne gytefiskbestanden er i to ulike år (1986 og 1987) telt til minimum 260 og 275 individer (Rikstad 1988). Gytefisken vandrer hovedsakelig opp i elva på regnflom i september-oktober og forlater elva samme høst etter overstått gyting (Rikstad 1988). Sjørretsmolten går i sjøen som 2-, 3- eller 4-åringer, mens 5-åringer forekommer som et sjeldnere innslag. Gjennomsnittlig smoltalder er 3,0 år (Lund 1991).



Figur 1

Geografisk beliggenhet av Vulluelva og lokaliteter for innsamling av fiskebiologiske data (St.1 - St.8) og bunndyrprøver (S-1 - S-4). Sjerne angir utslippspunktet for oljen.

Geographical situation of the stream Vulluelva and localities sampled for fish (St.1-St. 8) and zoobenthos research (S-1 - S-4). The star symbol shows the site of the oil spill.

2.2 Materiale og metodikk

2.2.1 Fysiologisk tilstand hos fisk

I avslutningen av gyteperioden halvannen måned etter oljeutslippet (29.10.94-04.11.94) ble det ved hjelp av elektrisk fiskeapparat samlet inn og tatt blodprøver fra fisk i området ovenfor og nedenfor oljeutslippspunktet i Vulluelva for å måle den fysiologiske tilstanden hos fisk i vassdraget. Etter at fisken ble tatt opp med håv ble blodprøver tatt fra kaudalårekomplekset ved hjelp av 1 ml hepariniserste sprøyter. Blodet ble overført til et 2 ml eppendorfrør, og sentrifugert i fem minutter ved 5 000 omdr./minutt i en Hettich EBA III, type 2030 (radius 25 mm) sentrifuge. Plasma ble deretter overført til et nytt 2 ml eppendorfrør og umiddelbart frosset ved -20 °C. Blodplasmaet ble deretter analysert for plasmaklorid.

Det ble tatt blodprøver av 16 ørret og 2 laks som ble fanget i ulike deler av den forurensede elvestrekningen og fra 28 ørret fanget langs en 2 km strekning ovenfor utslippsstedet. Størrelsen på ørreten som utgjør materialet fra den forurensede delen av elva varierte fra parr og én-somrige sjøvandrerer (gjellfisk) i størrelser 12-19 cm (12 fisk) og voksen gytefisk (sjøørret) i størrelser 34-46 cm (4 fisk). I tillegg ble det tatt prøver av én lakseparr (16 cm) og én gytelaks (56 cm). Referansemateriale fra den upåvirkede delen av elva ovenfor utslippsstedet bestod av ørretparr i størrelser 11-22 cm (26 fisk) og to gytemodne sjøørret (29-45 cm).

2.2.2. Fisketetthet

Undersøkelse av ungfisktetthet ble i 1995 utført på de fire lokaliteter i elva hvor det foreligger slike undersøkelser årlig i perioden 1988-94. Tre av lokalitetene ligger i den forurensede delen av elva (stasjon 1, 2 og 4) og én lokalitet har beliggenhet ovenfor utslippsstedet (stasjon 8) (figur 1). Stasjon 2 ble inkludert i undersøkelsene fra og med 1989.

Undersøkelsen i 1995 ble gjennomført etter samme metode som i tidligere år hvor prøveflatene ble overfisket tre etterfølgende omganger med elektrisk fiskeapparat (Zippin 1958). De overfiskede strekninger av elva ble avfisket i hele elvetverrsnittet. Prøveflatene ble avfisket med ca. 30 minutter pause mellom hver fiskeomgang. Det ble anvendt et fiskeapparat av Paulsen-type med likestrømspulser under fisket. Apparatet var drevet av et 12 volts/15 ampertimer batteri, og ble båret på ryggen under fisket. Fiskeapparatets spenning ble valgt til "lav" (ca. 350 volt ved 250 ohm belastning) og pulsfrekvensen 70 hertz under alle avfiskinger. Arealene for de avfiskede prøveflatene ble oppmålt med målband.

Fisken ble artsbestemt, målt fra snute til enden av halefinnen til nærmeste mm når fisken var naturlig utstrakt og satt tilbake i elva umiddelbart etter overstått fiske.

Spesielt vannføring, men også vanntemperatur og tidspunkt på året kan ha innflytelse på de resultatene en oppnår ved denne metodikken (Jensen & Johnsen 1988) og fangsteffektiviteten ved elfiske øker vanligvis med størrelsen på fisken (Karlstrøm 1976). Det er derfor tilstrebet å fiske på en tilnærmet lik vannføring alle år. For å fiske på tilfredstillende vanntemperatur og samtidig oppnå en best mulig fangsteffektivitet på den minste fisken (årsyngel) er det tilstrebet å fiske i siste halvdel av august da fiskens årlige lengdetilvekst er nær avsluttet i Vulluelva (vedlegg 1). Senere avfiskinger enn dette er utført på grunn av regnflom og påvente av høvelige fiskeforhold. Fisket er i ett av årene utført i oktober av denne årsak (1991), men fisket kunne dette året allikevel utføres på en tilfredsstillende vanntemperatur (7,8-8,1 °C). Fisket for beregning av ungfisktetthet er utført på noe varierende vanntemperatur i de ulike år (6-12 °C, tabell 1), men variasjonen er innenfor akseptable grenser til at resultatene er sammenlignbare mellom år. De overfiskede arealene på lokalitetene er i år med lav fisketetthet utvidet (vedlegg 2) for å oppnå et sikrere estimat for populasjonsstørrelsen (Bohlin et al. 1989).

Tabell 1 Tidspunkt for undersøkelser av fisketetthet og lengdevekst hos ungfisk i de ulike år på lokaliteter (stasjon 1-8) i Vulluelva og vanntemperatur (°C) under fisket. Datoangivelser i parentes referer til undersøkelser av fiskens kondisjonsfaktor. Se figur 1 for beliggenhet av de undersøkte lokaliteter.

The dates for examination of density and growth of parr in different years on localities (station 1-8) in Vulluelva and water temperatures during the samplings. Dates in parentheses refer to examination of fish condition factor. See figure 1 for the situation of the localities examined.

År	Fisketetthet			Fiskevekst	
	Dato	Stasjon	Vanntemp.	Dato	Stasjon
1987	-	-	-	20.11	1,8
1988	25.08	1,4,8	11,2-12,1	25.08	1,4,8
1989	13.09	1,2,4,8	7,5-8,4	13.09 (3.11)	1,2,4,8
1990	23.08	1,2,4,8	12,5-12,8	23.08 (5.11)	1,2,4,8
1991	10.10	1,2,4,8	7,8-8,1	10.10	1,4,8
1992	8.09	1,2,4,8	9,8-10,0	8.09	2,8
1993	15.09	1,2,4,8	6,0-7,1	15.09	1,4
1994	17.08	1,2,4,8	10-12*	17.08	1,2,4,8
1995	21.08	1,2,3,4,5,6,7,8	10-12*	21.08 (4.11)	1,2,4,8

* anslått temperatur (ikke målt)

I tillegg til de fire prøveflatene som er avfisket årlig i perioden 1988-95, ble fire seksjoner i ulike deler av elva overfisket med én fiskomgang i 1995. Disse seksjonene ble undersøkt som et supplement til de opprinnelige fire prøveflatene for bedre å kunne relatere ungfisktettheter til preferanse av gyteområder høsten i forveien og for en mer detaljert kartlegging av eventuell innvandring av eldre ungfisk (eldre enn årsyngel) fra den ikke-forurensede delen av elva. Tre av disse lokalitetene (stasjon 3, 4 og 5) ble lagt til den forurensede delen av elva og én ovenfor utslippspunktet for oljen (stasjon 7) (**figur 1**). Avfisking av arealer med én fiskeomgang gir ikke estimater som er tilnærmet den reelle fisketettheten på lokaliteten, men vil i Vulluelva kunne gi grunnlag for en relativ sammenligning mellom forekomster av fisk på de ulike lokaliteter. Resultater fra tidligere år i Vulluelva viser at gjennomsnittlig 58 % (sd = 6,9, n = 28) av 0+ og 65 % (sd = 7,9, n = 24) av eldre ungfisk fanges i den første av tre fiskomganger.

Resultatet av fisket med elektrisk fiskeapparat kan variere i forhold til utøverens fisketeknikk. Ved sammenligninger av resultater mellom lokaliteter eller ulike tidspunkter vil det derfor styrke presisjonen i resultatene dersom fisket er utøvet av samme person eller personer med lik fisketeknikk (Bohlin et al. 1989). I denne undersøkelsen er fisket i alle år utført av samme person (R. A. Lund).

Resultatene av fisketetthet er presentert som tettheter for årsyngel (0+) og total tetthet på lokalitetene. Fisketettheten på lokalitetene i 1995 er testet mot tettheten i tidligere år eller mellom lokaliteter 1995 med utgangspunkt i antagelsen om at populasjonsestimatene er normalfordelte med forventninger lik de virkelige bestandsstørrelsene og standardavvik lik fjerdedelen av konfidensintervallets lengde (Seber 1973).

2.2.3 Vekst hos ungfisk

Lengdevekst hos yngel (0+) i 1995 er sammenlignet med vekst hos 0+ i tidligere år på de samme lokaliteter i elva hvor det foreligger referansemateriale for fisketetthet i tidligere år (stasjon 1, 2, 4 og 8). Lengdemålinger av fisken tatt til samme tid som fisket for tetthetsundersøkelse, er lagt til grunn. Tidspunktene for vekstundersøkelse i de ulike år varierer mellom 17. august og 20. november. Materiale i de ulike år kan imidlertid sammenlignes da fiskens årlige lengdetilvekst er nær avsluttet i Vulluelva i august/september. I materialer innsamlet på lokalitetene og sammenlignet for tidspunkter i august/september og november i årene 1989 og 1990 (stasjon 1, 4 og 8), var det ikke signifikante forskjeller i lengdeveksten hos 0+ for de to tidspunktene i sesongen på to av lokalitetene, mens det begge årene var signifikant forskjell for de to tidspunktene på den øverste lokaliteten i elva (**vedlegg 1**). På denne lokaliteten var den gjennomsnittlige fiskelengden, som ble målt den 23. august og den 13. september de to årene, 93 % av den som ble målt begge årene i november. I 1995 var det signifikante forskjeller i gjennomsnittslengden på alle tre lokalitetene for prøver tatt den 21. august i forhold til prøver tatt i november. Den gjennomsnittlige fiskelengden i august var fra 87-96 % av den som ble målt i november. Når fiskeveksten målt i 1995 sammenlignes

med tidligere år, diskuteres dette i lys av de tidspunkter materialet er innsamlet.

0+ ble, for vekstundersøkelse som ved undersøkelse av fisketetthet, skilt fra eldre fisk ved frekvensfordeling av fiskelengdene på hver av lokalitetene. Nøyaktigheten i denne separeringen er høy, da det på alle lokalitetene i alle år var klart separate modale fordelinger for årsyngel (0+) og ettåringer (1+). Alderen på de største individene blant 0+ og de minste individene blant 1+ ble også kontrollert ved skjellanalyse (Dahl 1910) for ytterligere sikkerhet i grupperingen.

Fiskevekst er også vurdert i relasjon til fiskens kondisjonsfaktor. Beregning av k-faktor er gjort etter *Fultons formel*: $\text{veksten i gram} \times 100 / \text{fiskelengde}^2 \text{ i cm}$. Fiskens vekt er målt til nærmeste tidels gram og alle målinger er gjort på fisk som er opptint etter frysing. Uttaket av fisk til undersøkelse av k-faktor er gjort senhøstes etter endt årlig tilvekst (september/november) for ikke å påvirke fiskeveksten ved å redusere fisketettheten ved uttak av fisk i vekstsesongen (jf. tetthetsavhengig vekst; Eglishaw & Shackley 1985, Gibson et al. 1993). Dette materialet baserer seg på prøver som er innsamlet i tidsintervallet 15.09-20.11 i de ulike år. Materiale foreligger ikke i enkelte år av grunner som at (1) rotenonbehandling avlivet fiskebestanden før tiltenkt materialinnsamling (1988), (2) vedvarende regnflom umuliggjorde innsamling (1992), (3) fravær av årsyngel sannsynligvis som følge av desimert gytebestand (stasjon 8 i 1993), og (4) at oljeutslipp drepte bestanden før tiltenkt materialinnsamling (1994).

Antallet fisk i prøvene for vekstanalyser varierte fra 19-332 på lokalitetene i de ulike år, men var vanligvis over 40 (**vedlegg 3**). Forskjeller i den gjennomsnittlige fiskelengden og gjennomsnittlig k-faktor for 0+ er testet ved Student t-test for sammenligninger mellom veksten i 1995 og tidligere år og for sammenligninger mellom lokaliteten innenfor samme år.

2.2.4 Tetthet og sammensetning av bunndyr

Bunndyrprøver ble tatt i 1994 og 1995 innenfor fire ulike elvestrekninger (S-1, S-2, S-3 og S-4) i Vulluelva, hvor det også ble foretatt fiskeundersøkelser (**figur 1**). Tilnærmet like områder ble valgt m.h.t. bunnssubstrat, strømforhold og elvevegetasjon for å få best mulig utgangspunkt for vurderinger av eventuelle effekter av utslippet på bunndyrsamfunnet. Kvantitative bunndyrprøver ble samlet inn med en modifisert Surbersampler (Macan 1958, Brittain & Saltveit 1984). Bunnssubstrat innenfor rammer på 30*30 cm ble hvirvlet opp og samlet i en håv med maskevidde 0,5 mm. Prøveområdene domineres av stein med tverrmål 5-15 cm over hele elvebredden. Alt bunndyrmateriale ble fiksert i 96 % etanol og analysert under stereolupe.

Store nedbørmengder og påfølgende høy vassføring gjorde det umulig med prøvetaking umiddelbart etter utslippet. Imidlertid lyktes det å innhente prøver på passende vassføring vel en måned senere (23.10.94). I 1995 ble det tatt prøver i mai (23.5), juli (13.7) og september (19.9). Tilsammen 10 Surber-prøver ble innsamlet på hvert prøveområde og tidspunkt. Disse ble tatt i 2 transekter á 5 prøver over hele elvebredden (2-3 m). Totalt er det innsamlet 120 Surber-prøver i 1994/95.

Tabell 2 Plasmakloridverdier i blodprøver tatt av laks og ørret fra Vulluelva i perioden 29.10-04.11.1994. Verdiene er gitt som gjennomsnitt \pm standardavvik. Antall fisk er gitt i parentes.

Plasmaclorid values in blood samples of salmon and trout in Vulluelva in the period 29.10-4.11.1994. The values are presented as averages \pm standard deviation. The numbers of fish examined are shown in parentheses.

Dato	Område	Art	Fiskelengde (variasjonsbredde cm)	Plasma- klorid (mM)
29.10.94	Nedenfor utslipp	Laks	16-56 (2)	107.0 \pm 2.8
29.10.94	Nedenfor utslipp	Ørret	14-46 (10)	133.5 \pm 6.4
03.11.94	Nedenfor utslipp	Ørret	12-45 (6)	135.0 \pm 6.1
03.11.94	Ovenfor utslipp	Ørret	12-29 (7)	133.8 \pm 4.1
04.11.94	Ovenfor utslipp	Ørret	11-22 (21)	130.3 \pm 3.4

Tabell 3 Eggdødelighet i fire gytegrøper beliggende i den forurensede delen av Vulluelva undersøkt like før/under klekking (26.04.95) våren etter oljeutslippet.

Egg mortality in four spawning redds situated in the polluted part of Vulluelva. The redds were examined straight ahead /during hatching (26.04.95) in the spring following the oil spill.

	Egg/ungel undersøkt	Øyerogn	Antall			Andel (%) døde egg
			Yngel med plommesekk	Ubefrukt- ede egg	Døde egg	
Gytegrop 1	292	157	2	0	133	46
Gytegrop 2	267	1	39	0	227	85
Gytegrop 3	212	200	0	8	4	2
Gytegrop 4	165	114	0	0	51	31

3 Resultater

3.1 Status hos fisk- og bunndyr- bestanden like etter utslippet

26 dager før (21. august) oljeutslippet den 15. september ble de fire prøveflatene i elva som også er undersøkt i tidligere år (stasjon 1, 2, 4 og 8) undersøkt med hensyn på fisketetthet. På de tre prøveflatene i den forurensede delen av elva var de estimerte tettheter henholdsvis 76, 78 og 125 fiskunger pr. 100 m². To dager etter utslippet ble de tre prøveflatene nedenfor utslippsstedet overfisket to ganger med elektrisk fiskeapparat. Det ble ikke fanget eller observert levende fiskunger på noen av områdene. Det ble heller ikke fanget eller observert levende fisk i områder av elva mellom prøveflatene i den forurensede delen av elva som ble overfisket med én fiskomgang tredje dagen etter oljeutslippet. Tilsammen anslås det at ca. 500 m av den påvirkede elvestrekningen ble undersøkt ved elektrofiske. Det ble imidlertid funnet fiskunger bare få meter ovenfor utløpet av bekken hvor oljen rant ut i Vulluelva. Denne registreringen innebærer at produksjonen av ungfisk ble drept i ca. halvparten (ca. 4 km) av den sjøørretførende delen av vassdraget.

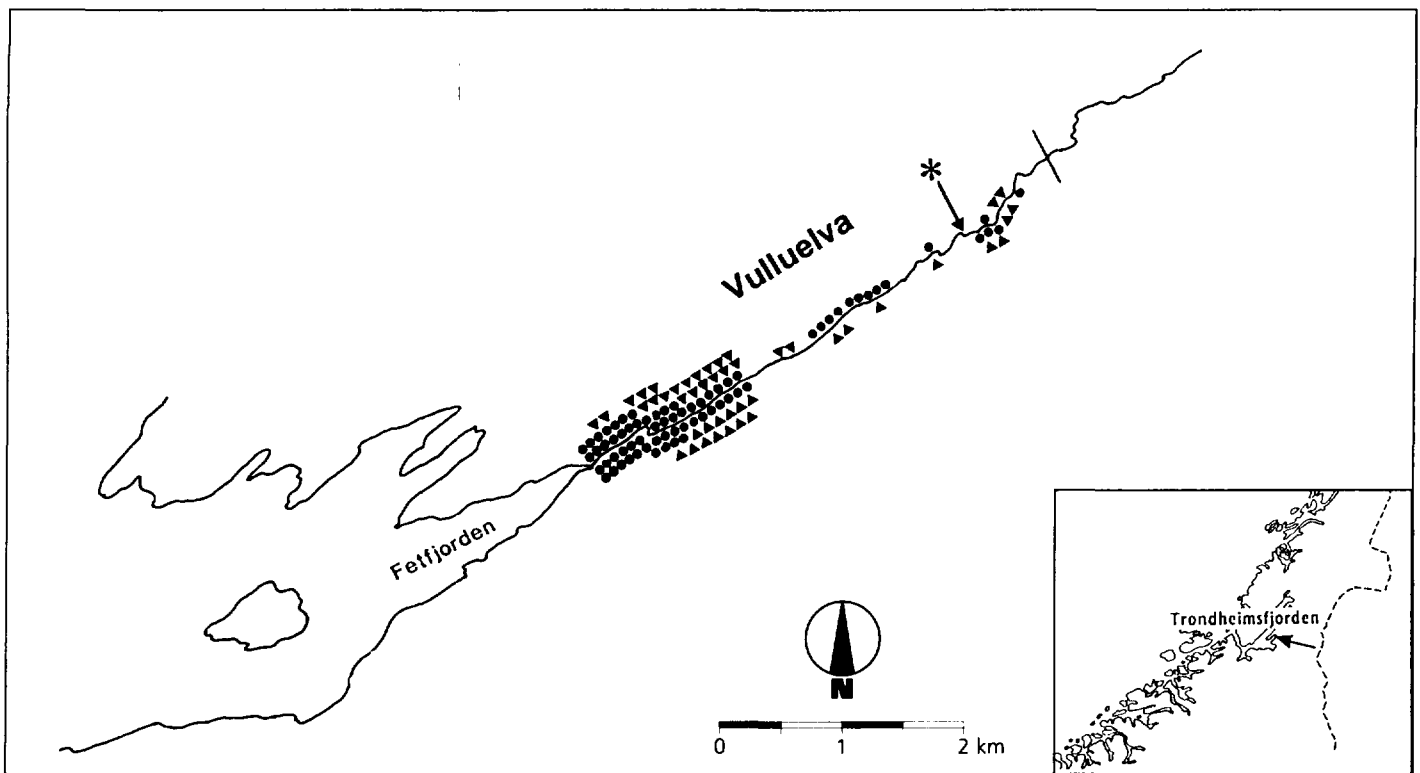
Hele elvestrekningen fra elvemunningen og opp til utslippspunktet

ble saumfart for innsamling av død gytefisk dagen etter utslippet. Det ble funnet 70 gytemodne sjøørret i størrelser fra 0,5 til 2,5 kg. Denne fisken ble funnet i alle deler av vassdraget nedenfor utslippspunktet. Det var liten vannføring og relativt gode observasjonsforhold under denne innsamlingen. Det ble i tillegg rapportert at andre hadde fjernet ca. 5 gytefisk fra elva like etter utslippet (miljøvernlederen i Levanger kommune, pers. medd.). I tillegg ble det funnet to døde gytefisk under feltarbeid i elva senere på høsten. Det kan antas at langt det meste av den døde gytefisk (tilsammen 77 individer) ble funnet gjennom disse registreringene.

Den voksne gytefiskbestanden er i to ulike år beregnet til å være minimum 260 og 275 individer (Rikstad 1988). Tapet av gytefisk ved oljeutslippet utgjorde derav maksimum 30 % av gytebestanden. Denne beregningen gjelder under den forutsetning at den voksne gytefiskpopulasjonen hadde bygd seg opp til normal størrelse etter at hele ungfiskbestanden og ca. 35 % av gytebestanden ble drept ved rotenonbehandlingen av vassdraget i 1988 (Lund 1991).

3.2 Fysiologisk tilstand hos fisk

Resultatene viste at plasmakloridverdiene hos laks tatt nedenfor utslippet var lave og tydet på problemer med osmoreguleringen (tabell 2). Imidlertid var prøvene tatt av kun 2 laks slik at dette



Figur 2

Fordeling av gytegroper (●) og gytefisk (▲) registrert i Vulluelva høsten 1994. Stjerne angir utslippspunktet for oljen og — angir hvor i elva registreringene ble avsluttet.

Geographical distribution of spawning redds (●) and spawners (▲) in Vulluelva in the autumn 1994. The star symbol shows the site of the oil outlet and — marks the upper point of the river stretch examined.

materialet ikke var statistisk holdbart. For ørret var det ingen signifikante forskjeller i plasmakloridverdier mellom gruppene og plasmakloridverdiene her lå på normalverdier både ovenfor og nedenfor utslippsstedet (Mann-Whitney U-test, $P > 0,05$).

3.3 Lokalisering av gytegroper og overlevelse av fiskeegg

Etter overstått gyting høsten 1994 ble vassdraget undersøkt med hensyn på antallet og beliggenhet av gytegroper. Gytegroper kan ofte være vanskelig å observere for sjørørret på grunn av sin begrensede størrelse (30-150 cm) og i Vulluelva ofte på grunn av svake konturer mot elvesedimentet. Like i forkant av lokaliseringen av gytegroper ble vassdraget derfor først undersøkt med hensyn på standplasser av gytefisk for derved å lokalisere områder for potensiell gyting. Fisken ble lokalisert ved hjelp av lysstråling (kraftig hodelykt) i kveldsmørke. Undersøkelsen ble utført kvelden i forkant av de dagene hvor gytegroper ble lokalisert. Elva ble undersøkt fra munningen og opp til 6 km og finsiktet i hele sin strekning ved observasjoner fra elvebredden såvel som observasjoner fra standplasser ute i elva. I tilfeller der det var tvil om konturen var en gytegropp, ble en eggglomme i gropa forsiktig åpnet og umiddelbart lukket for observasjon av egg. Kun 5 av de 70 gytegroppene ble funnet ovenfor utslippsstedet og 6 av de 45 observerte gytefiskene ble sett i dette området (**figur 2**). Femtifem av gytegroppene (79 %) ble registrert innenfor de nedre 1,5 km av elva, mens 33 (73 %) av de observerte gytefiskene også ble registrert innenfor denne strekningen.

Antallet observerte gytegroper er et minimumstall da det er sannsynlig at groper av mindre størrelse kan være oversett. Antallet gytefisk som ble observert, gir kun et uttrykk for den relative forekomsten i ulike deler av elva da gytefisken vanligvis forlater elva snart etter overstått gyting.

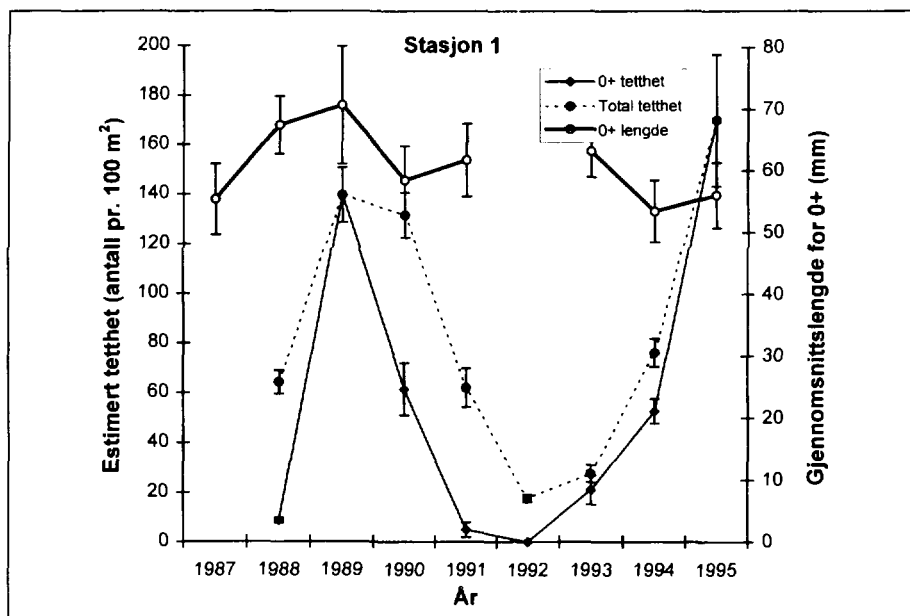
På grunn av umulige observasjonsforhold ved vedvarende regnflom og påfølgende islegging var det ikke mulig å kartlegge vassdraget med hensyn til gytegroper andre høsten etter oljeutslippet (høsten 1995). Det foreligger derfor ingen replikatundersøkelse som kan utgjøre en kontroll av gytegropplokaliseringen i 1994.

Våren 1995 (april) ble det gjort undersøkelse av overlevelse av egg i gytegroper. Gytegroppene ble lokalisert etter den kartmessige nedtegningen av disse høsten i forveien. Groppenes konturer var vanligvis utvisket etter overvintringen. Det var derfor vanskelig å finne eggglommene. Det lyktes å undersøke et godt eggantall fra fire gytegroper beliggende ovenfor brakkvannssonen i og spredt innenfor den nedre kilometeren av vassdraget. Eggglommene ble pirket åpen ved bruk av enkel graveredskap og egg og plommesekkyngel ble samlet ved hjelp av elvestrømmen i finmasket fangnett vektet mot elvebotn umiddelbart nedenfor eggglomma. Andelen døde egg i disse groppene var henholdsvis 2, 31, 46 og 85 % (**tabell 3**) noe som viser en svært variabel overlevelse av eggene i de ulike groper. I de tre groppene med minst dødelighet var hovedtyngden av de levende eggene øyerogn.

Figur 3

Estimert tetthet av fiskunger på stasjon 1 i årene 1988-95 og gjennomsnittslengde for årsyngel (0+) i årene 1987-95. Vertikale angivelser er ± 95 % konfidensintervall for fisketetthet og ± standardavvik for gjennomsnittslengden.

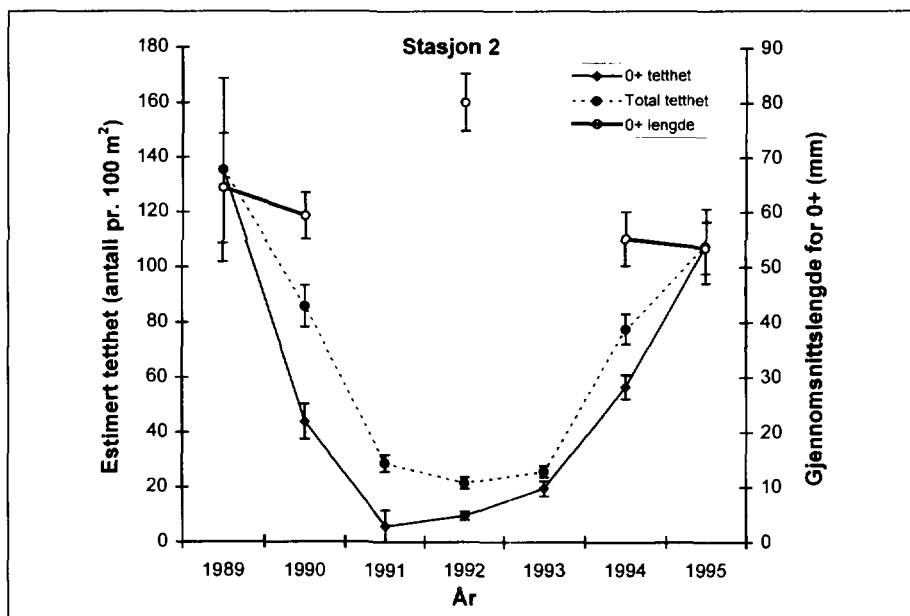
Estimated parr density at station 1 in the period 1988-95 and average length of fry (0+) in the period 1987-95. Verticals are ± 95 % confidence interval of fish density and ± standard deviation of the average length.



Figur 4

Estimert tetthet av fiskunger og gjennomsnittslengde for årsyngel (0+) på stasjon 2 i årene 1989-95. Vertikale angivelser er ± 95 % konfidensintervall for fisketetthet og ± standardavvik for gjennomsnittslengden.

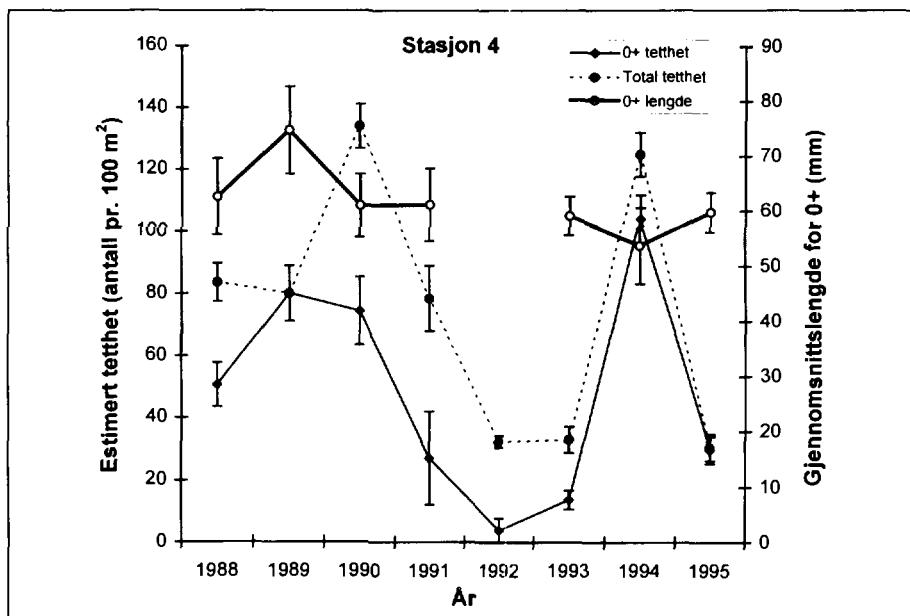
Estimated parr density and average length of fry (0+) at station 2 in the period 1989-95. Verticals are ± 95 % confidence interval of fish density and ± standard deviation of the average length.



Figur 5

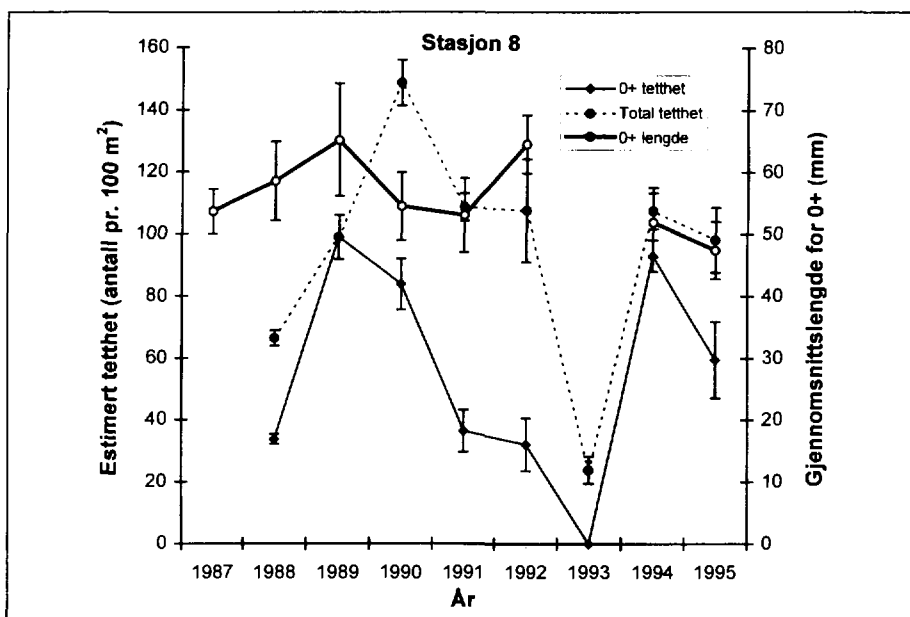
Estimert tetthet av fiskunger og gjennomsnittslengde for årsyngel (0+) på stasjon 4 i årene 1988-95. Vertikale angivelser er ± 95 % konfidensintervall for fisketetthet og ± standardavvik for gjennomsnittslengden.

Estimated parr density and average length of fry (0+) at station 4 in the period 1988-95. Verticals are ± 95 % confidence interval of fish density and ± standard deviation of the average length.



Tabell 4 Tetthet av 0+ og fiskunger eldre enn 0+ på åtte undersøkte lokaliteter i Vulluelva i 1995 basert på én overfisking med elektrisk fiskeapparat. Stasjon 1-6 er lokaliteter med beliggenhet nedenfor utslippspunktet og stasjon 7 og 8 ligger ovenfor. Density of 0+ and parr older than 0+ at eight localities in Vulluelva in 1995 based on one removal (electrofishing). Station 1-6 are situated below the site of the oil spill and station 7 and 8 above the site.

Lokalitet	Antall fisk fanget		Areal (m ²) avfisket	Antall fisk pr. 100 m ²		
	0+	Eldre		0+	Eldre	Totalt
Stasjon 1	94	0	132	71,2	0	71,2
Stasjon 2	80	0	160	50,0	0	50,0
Stasjon 3	6	2	108	5,6	1,9	7,5
Stasjon 4	35	2	213	16,4	0,9	17,3
Stasjon 5	33	1	104	31,7	0,9	32,6
Stasjon 6	20	15	205	9,8	7,3	17,1
Stasjon 7	27	24	93	29,0	25,8	54,8
Stasjon 8	57	56	215	26,5	26,1	52,6



Figur 6

Estimert tetthet av fiskunger på stasjon 8 i årene 1988-95 og gjennomsnittslengde for årsyngel (0+) i årene 1987-95. Vertikale angivelser er $\pm 95\%$ konfidensintervall for fisketetthet og \pm standardavvik for gjennomsnittslengden.

Estimated parr density at station 8 in the period 1988-95 and average length of fry (0+) in the period 1987-95. Verticals are $\pm 95\%$ confidence interval of fish density and \pm standard deviation of the average length.

3.4 Fisketetthet

På fem av de seks undersøkte lokalitetene nedenfor utslippspunktet bestod fiskebestanden i 1995 utelukkende eller i all hovedsak av årsyngel av ørret (**figur 3, 4, 5** og **tabell 4**). På lokaliteten som hadde sin beliggenhet nærmest utslippspunktet (stasjon 6, 300 m nedenfor) var i underkant av halvparten av fisken som ble fanget, eldre fisk (ørret) enn årsyngel.

Tettheten av årsyngel (0+) på de tre stasjonene nedenfor utslippsstedet hvor det foreligger tilsvarende undersøkelser i tidligere år (stasjon 1, 2 og 4), var variabel. På stasjon 1 og 2 i nedre deler av elva var den estimerte tettheten av årsyngel i 1995, basert på tre avfiskinger av de undersøkte arealer, henholdsvis 170 og 108 individer pr. 100 m² og var langt høyere enn den på stasjon 4 (30 pr. 100 m²).

På lokaliteten ovenfor utslippspunktet (stasjon 8) var den estimerte tettheten av 0+ 60 individer og den totale tettheten av ungfisk 98 individer pr. 100 m² (**figur 6**). Fisketettheten på stasjon 1 var

signifikant høyere enn den totale tettheten av ungfisk på stasjon 8 ($p < 0,001$), mens det ikke var forskjeller mellom tettheten på stasjon 2 og total fisketetthet på stasjon 8. På den annen side var tettheten av fisk på stasjon 2 klart høyere enn tettheten av 0+ på stasjon 8 ($p < 0,001$). Tettheten på stasjon 4 var derimot signifikant lavere enn den totale fisketettheten ($p < 0,001$) såvel som tettheten av årsyngel ($p < 0,001$) på stasjon 8.

Tettheten av 0+ på stasjon 1 var i 1995 signifikant høyere enn den totale fisketettheten på lokaliteten i alle tidligere år (**figur 3**) (sammenlignet med 1994, 1993, 1992, 1991 og 1988: $p < 0,001$, 1990: $p < 0,01$, 1989: $p < 0,05$).

På stasjon 2 var utviklingen i fisketettheten over år svært lik den som ble registrert på stasjon 1 (**figur 4**). På disse to stasjonene var fisketettheten svært redusert i årene 1991-93, og tetthetene av 0+ såvel som eldre fisk var uvanlig lave. Tettheten på stasjon 2 var i 1995 signifikant høyere enn den totale fisketettheten i alle foregående år

($p < 0,001$) med unntak av 1989 hvor det ikke ble målt noen forskjell ($p < 0,05$).

Tettheten på stasjon 4 var i 1995 signifikant lavere enn den totale fisketettheten i tidligere år ($p < 0,001$) unntatt for sammenligning med årene 1992 og 1993 hvor det ikke ble målt forskjeller ($p < 0,05$) (**figur 5**). Dersom en på stasjon 4 sammenligner kun tettheten av 0+ for de ulike år med den i 1995, var denne signifikant høyere for fire av de sju foregående år enn i 1995 (sammenlignet med 1994, 1990, 1989 og 1988: $p < 0,001$), signifikant lavere for to av årene (1993 og 1992: $p < 0,001$) og ingen forskjell for ett av årene (1991: $p > 0,05$). Det ble registrert uvanlig lave tettheter av 0+ på lokaliteten i 1992 og 1993.

På stasjon 8 var den totale fisketettheten i 1995 oftere lik den i tidligere år enn på stasjonene nedenfor utslippspunktet (**figur 6**). Det er ikke målbare forskjeller i forhold til fire av de sju tidligere årene (sammenlignet med 1994, 1992, 1991 og 1989: $p > 0,05$). I to av årene var den signifikant lavere (1993 og 1988: $p < 0,001$). Tettheten av 0+ på stasjon 8 i 1995 (60 pr. 100 m²) var klart høyere enn målinger av 0+ tetthet på lokaliteten i fire av de sju foregående årene (1993, 1992, 1991 og 1988: $p < 0,001$). På den annen side var 0+ tetthet i 1995 signifikant lavere enn tre av de foregående årene (1994, 1990 og 1989: $p < 0,001$). Det ble ikke registrert 0+ på lokaliteten i 1993.

De fire lokalitetene som i 1995 og 1996 ble undersøkt i tillegg til de det foreligger materiale fra tidligere år, ble for sammenligning valgt mest mulig lik de øvrige med hensyn på bunnsstrukt, vannføring og vannbyrde. De undersøkte arealene på disse lokalitetene ble avfisket én gang med elektrisk fiskeapparat. Det ble også funnet årsyngel på alle disse lokalitetene, nedenfor såvel som ovenfor utslippspunktet i elva både i 1995 og 1996 (**tabell 4 og 5**). En sammenligning av resultatet etter én fiskeomgang på alle de åtte undersøkte lokalitetene i 1995 uttrykt som antall fisk pr. 100 m² viser spesielt høye forekomster av 0+ i den nedre kilometeren av elva (stasjon 1 og 2) og varierende, men generelt lavere tettheter av 0+ opp til utslippspunktet (stasjon 3, 4, 5 og 6). På de to referansestasjonene ovenfor utslippspunktet (stasjon 7 og 8) var forekomsten av 0+ og eldre fisk svært lik, og den samlede tettheten av ungfisk på disse to lokalitetene var betydelig høyere enn på de fire nærmeste lokalitetene nedenfor utslippspunktet.

De tettheter som er presentert for 1996 er basert på undersøkelser tidligere på året enn i 1995 (26. juni) og resultatene er derfor ikke direkte sammenlignbare. Resultatene tilkjenner imidlertid en god og tilsynelatende normal overlevelse gjennom vinteren av årsyngelen fra 1995. Variasjonen i forekomst av ettåringer (1+) på stasjonene i 1996 følger i store trekk den samme innbyrdes variasjonen av forekomsten av årsyngel (0+) året før på stasjonene (**tabell 4 og 5**). Med unntak av den øverste lokaliteten i elva (stasjon 8) ble det funnet årsyngel i alle partier av elva også i 1996. Undersøkelsen i 1996 er imidlertid utført til en tid av året da årsyngelen nettopp har kommet opp eller er i ferd med å komme opp av elvegrusen. Resultatene er derfor mer egnet til å gjøre en enkel konstatering av at gytingen høsten i forveien var spredt til ulike deler av vassdraget og at fiskeeggene har overlevd til å bli yngel enn å vurdere forekomsten av yngel i tetthetsrelaterte termer.

3.5 Vekst hos ungfisk

Det er en utstrakt tendens til at fiskeveksten er dårligere i 1995 både på lokalitetene nedenfor utslippstedet og på den ovenfor enn i foregående år.

Den gjennomsnittlige fiskelengden hos 0+ på stasjon var 1 i 1995 signifikant mindre enn gjennomsnittslengden i fem av de sju foregående årene denne kan sammenlignes med (**figur 3**, t-tester, 1993, 1991, 1990, 1989, 1988: $p < 0,001$ for alle sammenligninger, se **vedlegg 3**). Sammenlignet med de øvrige to årene var den målbart større i 1995 enn i 1994 ($p < 0,001$) og ingen målbart forskjell i forhold til 1987 ($p > 0,05$).

På stasjon 2 (**figur 4**) var gjennomsnittslengden signifikant mindre i 1995 enn i hver av de fire foregående årene det foreligger materiale fra (**vedlegg 3**, 1994: $p < 0,05$, 1992, 1990 og 1989: $p < 0,001$).

På stasjon 4 (**figur 5**) var gjennomsnittslengden i 1995 større enn i 1994 ($p < 0,001$), mens den i forhold til de øvrige år var tilnærmet lik (**vedlegg 3**, 1993, 1991 og 1990: $p > 0,05$) eller mindre (1989 og 1988: $p < 0,001$).

På lokaliteten ovenfor utslippstedet (stasjon 8) var gjennomsnittslengden klart mindre i 1995 enn i alle foregående år (**vedlegg 3**, $p < 0,001$).

I 1995 er årsyngelen større på alle tre lokalitetene nedenfor utslippstedet enn på lokaliteten ovenfor utslippstedet (**vedlegg 4**, $p < 0,001$ for alle sammenligninger). Gjennomsnittslengden for 0+ er imidlertid også i all hovedsak mindre, eller i noen få tilfeller lik, på stasjonen ovenfor utslippstedet enn på stasjonene nedenfor i årene før 1995 (**vedlegg 4**).

Det var ingen systematisk forskjell i kondisjonsfaktor hos 0+ i 1995 i forhold til sammenligninger med tidligere år på noen av lokalitetene (**tabell 6**, stasjon 1, 4 og 8). K-faktor-verdien som ble målt på lokalitetene i 1995, varierte på den annen side svært likt i forhold til verdier som ble målt innenfor lokalitetene i like år. Det innebærer at k-faktor i 1995 var klart mindre på alle lokalitetene enn i 1987 og 1993, men større på alle lokalitetene i 1995 enn i 1990. I de øvrige årene som kunne sammenlignes med 1995, var det ingen forskjell i k-faktor for noen av lokalitetene.

3.6 Tetthet og sammensetning av bunndyr

De fleste bunndyrgrupper som en kan forvente å finne var representert på samtlige elveavsnitt og prøvedatoer (**tabell 7**). Det var imidlertid en betydelig variasjon i mengder og dominansforhold på de ulike områdene nedenfor utslippstedet gjennom undersøkelsesperioden. I referanseområdet (S- 4) ble det påvist jevnt høye tettheter (1 050-1 350 ind. pr. m²), med døgnfluer (*Ephemeroptera*) som klart dominerende (55-85 %). Andre sentrale bunndyrgrupper var her steinfluer (*Plecoptera*) og fjærmygg (*Chironomidae*). Variasjonen i bunndyrtettheter på områdene nedenfor utslippstedet (S-1-3) var i hovedsak et utslag av ujevne forekomster av døgnfluer (**figur 7**).

Tabell 5 Tetthet av fiskunger på åtte undersøkte lokaliteter i Vulluelva den 26. juni 1996 basert på én overfisking med elektrisk fiskeapparat. Stasjon 1-6 er lokaliteter med beliggenhet nedenfor utslippspunktet og stasjon 7 og 8 ligger ovenfor. 0+ = årsyngel, 1+ = ettåringer, eldre = eldre enn ettåringer.

Parr density at eight localities in Vulluelva at 26 June 1996 based on one removal (electrofishing). Station 1-6 are situated below the site of the oil spill and station 7 and 8 above the site. 0+ = fry, 1+ = yearlings, eldre = older than yearlings.

Lokalitet	Antall fisk fanget			Areal (m ²) avfisket	Antall fisk pr. 100 m ²		
	0+	1+	Eldre		0+	1+	Eldre
Stasjon 1	20	17	5	76	26,3	22,4	6,6
Stasjon 2	29	13	1	110	26,4	11,8	0,9
Stasjon 3	5	9	1	144	3,5	6,3	0,7
Stasjon 4	110	10	0	88	125,0	11,4	0
Stasjon 5	45	12	3	100	45,0	12,0	3,0
Stasjon 6	41	7	3	165	24,8	4,2	1,8
Stasjon 7	24	34	1	120	20,0	28,3	0,8
Stasjon 8	0	22	5	75	0	29,3	6,7

Tabell 6 Sammenligning ved Student t-test av kondisjonsfaktor hos årsyngel (0+) av ørret i 1995 med foregående år (1987-94) på lokaliteter i Vulluelva (stasjon 1, 4 og 8). n = antall fisk undersøkt, x = gjennomsnittlig k-faktor, sd = standardavvik. p = testens signifikansnivå (uthevet for statistisk signifikant forskjell).

Comparison of the condition factor of fry (0+) in 1995 with previous years (1987-94) at station 1, 4 and 8 by use of Student t-test. n = numbers of fish examined, x = average condition factor, sd = standard deviation, p = level of significance.

År	Dato	Stasjon	n	x	sd	t-verdi	p
1987	20.11	1	39	1,13	0,1	3,94	< 0,001
1988	-	1	-	-	-	-	-
1989	3.11	1	90	1,03	0,09	1,27	> 0,05
1990	5.11	1	86	0,97	0,09	5,06	< 0,001
1991	10.10	1	19	1,09	0,07	1,97	> 0,05
1992	-	1	-	-	-	-	-
1993	15.09	1	77	1,19	0,08	9,05	< 0,001
1994	-	1	-	-	-	-	-
1995	4.11	1	41	1,05	0,08	-	-
1989	3.11	4	87	1,09	0,09	0,56	> 0,05
1990	5.11	4	71	0,99	0,08	5,10	< 0,001
1991	10.10	4	44	1,06	0,09	0,99	> 0,05
1992	-	4	-	-	-	-	-
1993	15.09	4	66	1,16	0,08	4,49	< 0,001
1994	-	4	-	-	-	-	-
1995	4.11	4	29	1,08	0,08	-	-
1987	20.11	8	23	1,11	0,26	0,50	> 0,05
1988	-	8	-	-	-	-	-
1989	3.11	8	81	1,09	0,09	0,36	> 0,05
1990	5.11	8	76	1,02	0,08	2,15	< 0,05
1991	10.10	8	50	1,08	0,09	0	> 0,05
1992	-	8	-	-	-	-	-
1993	15.09	8	-	-	-	-	-
1994	-	8	-	-	-	-	-
1995	4.11	8	37	1,08	0,16	-	-

Tabell 7 Bunndyr i Vulluelva. Beregnet antall individer pr. m² +/- SE basert på 10 Surber- prøver i definerte elvestrekninger og dato. Eph.= ephemeroptera, Ple.= plecoptera, Tri.= trichoptera, Chi.= chironomidae, Sim.= simuliidae, Cer.= ceratopogonidae, Tip.= tipulidae, Oli.= oligochaeta, Col.= coleoptera, Nem.= nematoda, Mol.= mollusca. Zoobenthos in Vulluelva. Estimated numbers pr. m² ± standard error based on 10 Surber samplings in defined river stretches and dates of sampling.

Dato	Sone	Eph.	SE	Ple.	SE	Tri.	SE	Chi.	SE	Sim.	SE	Cer.	SE	Tip.	SE	Oli.	SE	Col.	SE	Nem.	SE	Mol.	SE	
23.10.94	S-1	1	1	0	0	0	0	2	2	0	0	1	1	3	2	7	4	1	1	0	0	0	0	0
	S-2	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1	17	10	0	0	0	0	0	0	0
	S-3	93	14	28	10	2	2	11	3	0	0	0	0	6	4	12	4	0	0	0	0	0	0	0
	S-4	577	84	246	44	57	11	18	7	77	22	10	4	43	11	14	4	0	0	0	0	0	0	0
23.05.95	S-1	16	5	2	2	0	0	107	14	0	0	3	2	2	2	18	5	7	5	0	0	0	0	0
	S-2	50	7	32	10	0	0	102	12	8	4	11	4	6	4	12	8	2	2	3	2	0	0	0
	S-3	331	43	83	22	19	6	158	24	20	9	4	3	9	2	63	15	1	1	1	1	0	0	0
	S-4	727	87	102	31	29	6	244	52	22	9	3	2	14	3	57	11	0	0	0	0	0	0	0
13.07.95	S-1	961	107	57	12	14	4	93	15	7	3	0	0	2	2	9	3	1	1	0	0	0	0	0
	S-2	2173	86	109	23	28	7	101	23	172	37	0	0	3	2	3	2	0	0	0	0	1	1	1
	S-3	2204	119	132	28	20	7	148	47	82	10	0	0	17	6	24	9	0	0	0	0	0	0	0
	S-4	875	124	50	9	32	11	174	46	151	60	2	2	38	9	23	6	1	1	0	0	0	0	0
19.09.95	S-1	1161	200	33	4	7	4	205	50	0	0	2	2	10	3	6	3	4	3	0	0	0	0	0
	S-2	1204	202	61	10	8	2	46	10	11	3	2	2	4	3	6	4	2	2	0	0	0	0	0
	S-3	1354	99	59	11	21	5	11	3	7	4	0	0	29	6	2	2	0	0	0	0	0	0	0
	S-4	1077	85	72	11	28	7	54	12	7	3	1	1	40	9	11	4	2	2	0	0	0	0	0

I tidspunktet like etter utslippet (oktober 1994) ble det påvist ekstremt lave bunndyrtettheter på de nederste to elvestrekningene (16-22 ind. pr. m²). Kun ett individ av døgnfluer ble funnet i begge områder. Tettheten av døgnfluer var høyere på S-3 og gruppen utgjorde vel 60 % av total bunndyrtetthet på 152 ind. pr. m². Tilsvarende mønster i forekomstene av steinfluer ble også registrert, mens innslaget av fjærmygg generelt var lavt (**figur 7**).

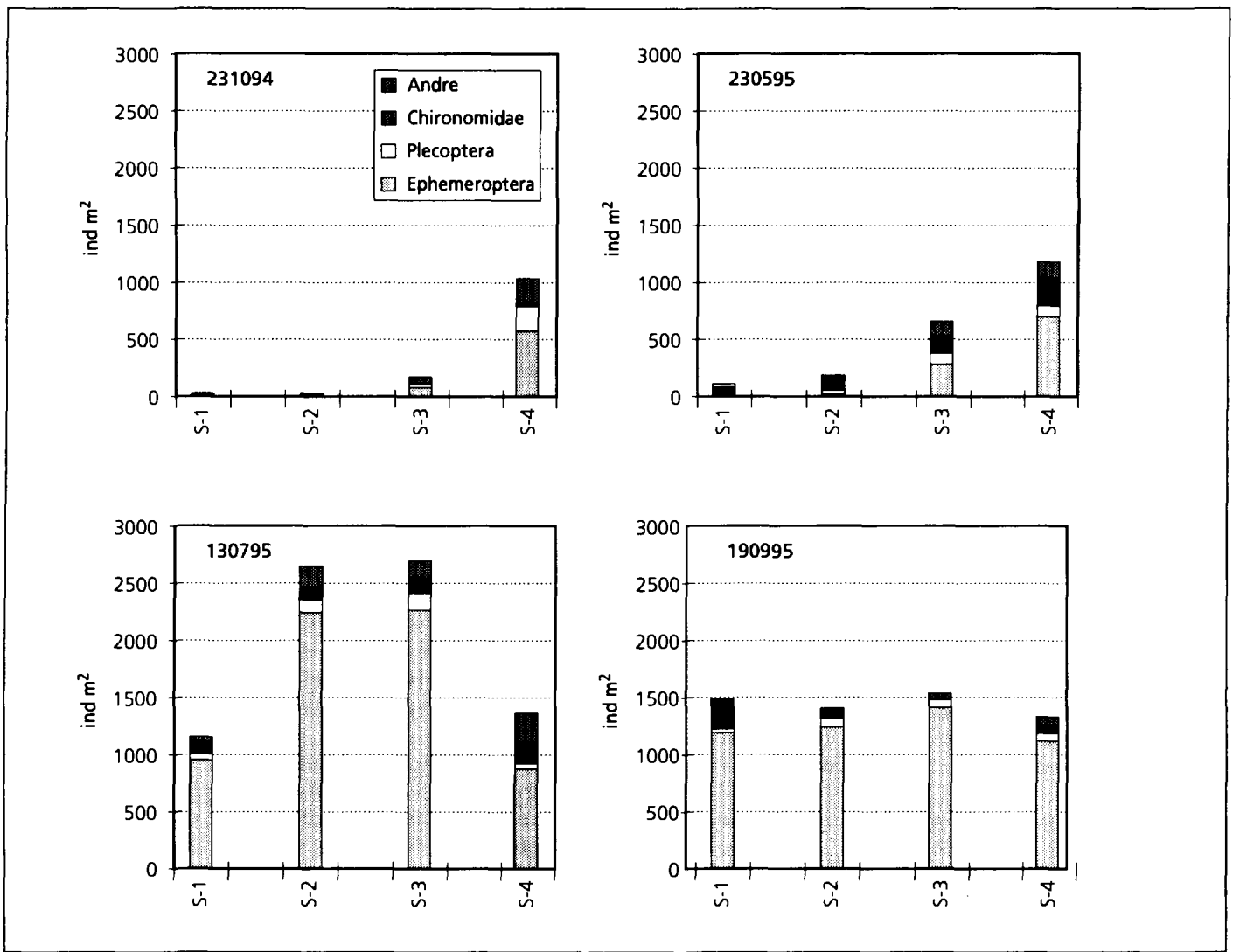
Den markerte gradienten med økende bunndyrmengder oppover vassdraget ble også funnet i mai 1995, men en relativ bedring ble registrert på strekningene nedenfor utslippsstedet; S-1 (154 ind. pr. m²), S-2 (226 ind. pr. m²) og S-3 (689 ind. pr. m²). Ved S-3 var det en klar økning i forekomstene av døgnfluer, som utgjorde 84 % av bunndyrmengden. Betydningen av døgnfluer var vesentlig mindre på de to nedre områdene, h.h.v. 10 og 22 % på S-1 og S-2. Fjærmygg var dominerende gruppe på disse to elveavsnittene. Det var forøvrig generelt bare mindre forskjeller i tetthet av fjærmygg oppover vassdraget. Steinfluer fulgte også nå stort sett samme gradient som døgnfluene.

I juli 1995 ble det registrert en markert positiv endring i bunndyrforekomstene nedenfor utslippsstedet. Tetthetene av døgnfluer var svært høye, særlig på S-2 og S-3. Gruppen utgjorde ca. 85 % av total bunndyrmengde på h.h.v. 1144, 2591 og 2627 individer pr. m². I alle tre områder nedenfor utslippsstedet var tettheten av døgnfluer høyere enn på referanseområdet. For steinfluer ble liknende endring i relasjonene mellom de ulike

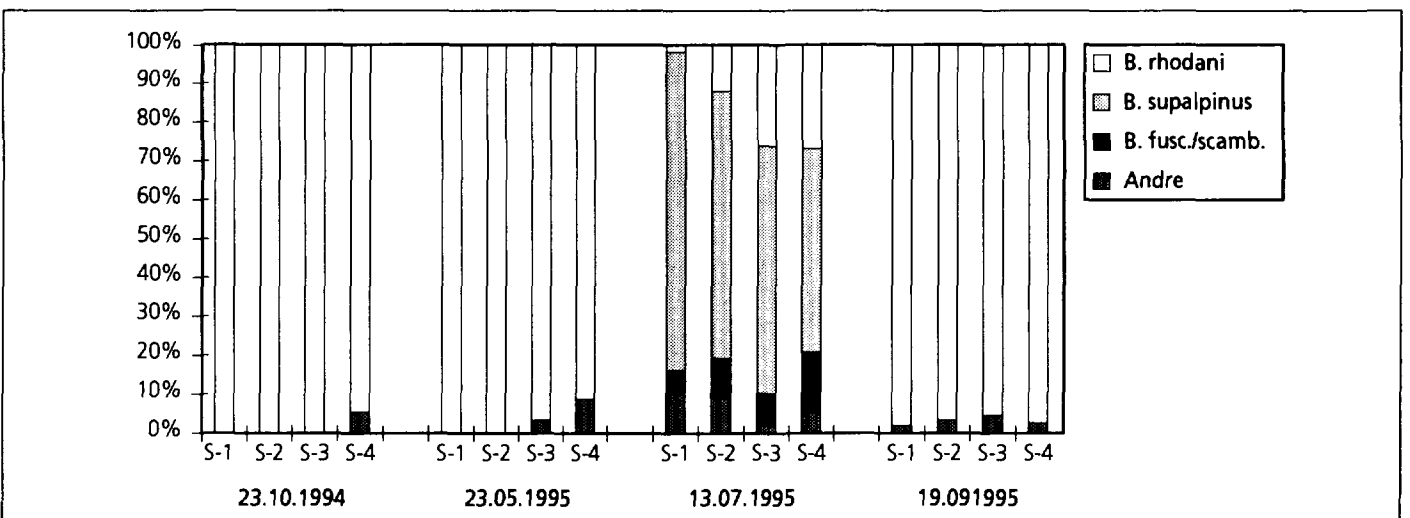
områder i elva observert (**figur 7**), mens mønsteret for fjærmyggforekomstene endret seg lite fra prøvene i mai.

Svært liten forskjell i bunndyrmengder (1 300-500 ind. pr. m²), ble påvist mellom de ulike deler av elva i september 1995, hvor døgnfluer utgjorde 80 -90 %. Forekomstene av steinfluer var jevnt lave, mens innslaget av fjærmygg var merkbart større på S-1 enn de øvrige områder.

Artsanalyser av døgnfluene viste at *Baetis rhodani*, med unntak i juli 1995, så og si var enerådende i hele elvestrengen (**figur 8**). I juli dominerte *Baetis subalpinus* og *B. fuscatus/scambus*. Forøvrig var artsutvalget svært lite differensiert og med noe tilfeldig fordeling av forekomstene både mellom de ulike deler av elva og i prøvene i hvert område. Andre arter som ble påvist var: *Baetis niger*, *Heptagenia joernensis*, *Ameletus inopinatus* og *Ephemerella aurivillii*. Alle disse artene manglet i de nedre deler av elva i oktober 1994 og mai 1995, men ble senere påvist både i juli og september 1995. I referanseområde (S-4) ble med få unntak samtlige arter påvist alle prøvedatoer.



Figur 7
 Bunndyrtettheter (antall individer pr. m²) i Vulluelva i 1994-95.
 Densities of zoobenthos (numbers pr. m²) in Vulluelva in 1994-95.



Figur 8
 Artsammensetning og dominansforhold hos døgnfluer i Vulluelva i 1994-95.
 Species composition and dominance relationships within mayflies in Vulluelva in 1994-95.

4 Diskusjon

Oljeutslippet drepte all fisk i den nedre halvdel av den 8 km sjørøretførende delen av Vulluelva i løpet av få timer. Det innebar at tre årsklasser av ungfisk og at maksimum 30 % av den voksne gytefiskbestanden gikk tapt på elvestrekningen. Denne beregningen gjelder under den forutsetning at gytebestanden hadde bygd seg opp til normal størrelse etter at ungfiskbestanden og ca. 35 % av gytebestanden ble drept ved rotenonbehandling av vassdraget i 1988 (Lund 1991). Den voksne gytefiskbestanden i vassdraget er i to ulike år beregnet til å være minimum 260 og 275 individer (Rikstad 1988). Bunndyrsamfunnet i Vulluelva karakteriseres av en klar dominans av døgnfluer. Andre sentrale dyregrupper er steinfluer og fjærmygg. Målinger av bunndyrtettheten ca. en måned etter utslippet viste ekstremt lave tettheter og resultatene indikerer også en akutt og tilnærmet total dødelighet av sentrale bunndyrgrupper.

Det foreligger mange rapporter om fiskedød i ferskvann ved akutte oljeforurensinger (Haraldsen et al. 1993). Laksefisk kan imidlertid oppfatte og svømme unna olje i vann (Rice 1973, Weber et al. 1981, Carr et al. 1990). Effekten av olje i elver blir imidlertid raskt akutt fordi oljen fraktes med strømmen og kan konsentreres. Det blir fort vanskelig for fisken å komme seg unna. Ørret- og lakseyngel er forøvrig territorielle i sin elvelevende livsfase (Kalleberg 1958, Keenleyside & Yamamoto 1962) og er derfor sårbare da de ikke søker andre områder for å unngå eksponeringen.

Utslippet i Vulluelva bestod hovedsaklig av bensin, men også betydelige mengder dieselolje og parafin. Den akutte toksiske effekten disse oljederivatene kan ha på fisk og dyregrupper i ferskvann er godt dokumentert. Disse derivatene inneholder flyktige komponenter, og i særdeleshet lavmolekylære aromater og alkaner som opptas effektivt i organismer. Disse stoffene opptas hovedsaklig gjennom hud og gjeller og ødelegger permeabiliteten i cellemembraner. I akutte oljesøl dør fisken snart av at osmoreguleringen i gjellene bryter sammen (FOH. 1984).

Det ble umiddelbart etter utslippet satt igang opprensningstiltak i vassdraget. Slamsugere fjernet ansamlinger av olje fra elva og barksenger ble anlagt for oppfangning av tilsig fra utslippsstedet. Da tilsiget av olje var minimert, ble renskeflommer sluppet fra initierte damverk. Den forurensede delen av elva ble avslutningsvis spylt og kostet. Forurensede jordmasser ved utslippsstedet ble senere fjernet. Det er anslått at ca. 13 m³ av de 27 m³ oljeprodukter som rant ut, ble oppsugd under tiltaksarbeidet i løpet av den første uken etter utslippet (Anon. udatert). Det ble ikke brukt dispergeringsmidler under oppryddingsarbeidet. Fjerningen av oljerester ble videre påhjulpet uken etter utslippet av en kraftig nedbørsflom som varte i to uker.

Det er grunn til å anta at det omfattende tiltaksarbeidet umiddelbart etter utslippet hindret betydelig sedimentering av oljen i elve-substratet. Elver vil ha bakevjer hvor oljen kan oppkonsentreres og sedimenteres (Haraldsen et al. 1993). Prøver som ble tatt i elvede sediment ca. halvannen måned etter utslippet i tre ulike seksjoner av den forurensede delen av elva, viste riktignok en betydelig variasjon i innholdet av hydrokarboner. Mens innholdet av hydrokarboner fra elvede sediment i den øvre halvpart av den for-

urensede delen av elva var bare svakt høyere enn i kontrollprøver sedimentert ovenfor utslippspunktet, ble det funnet betydelig større mengder i de nedre deler av elva (Knudsen 1995).

Det eksisterer ingen data om bunndyrsamfunnet i Vulluelva før utslippet av oljeprodukter høsten 1994, men innsamlet materiale i ettertid gir klare indikasjoner på at elva normalt karakteriseres av klar dominans av døgnfluer langs hele elvestrengen. Slektta *Baetis*, hovedsakelig arten *B. rhodani* er enerådende. *B. rhodani* er forøvrig den mest vanlige døgnflueart i norske elver (Nøst et al. 1986).

Flere av de sentrale bunndyrgruppene i Vulluelva er følsomme for forurensning, og det finnes en bred dokumentasjon på at forurensning og ulike tungmetaller har klart negative effekter (jfr. Muniz & Aagaard 1990, Muniz 1991). *B. rhodani* er f.eks. karakterisert som en forureningsfølsom art (Fjellheim & Raddum 1990). Når det gjelder effekter av petroleumsprodukter er kunnskapen mer begrenset, men det synes åpenbart at grupper som døgnfluer og steinfluer er svært sårbare ovenfor slik miljøbelastning (Crunkilton & Duchrow 1990, Ort et al. 1995). Fjærmygg er derimot en mer tolerant gruppe og effektene synes å være mer artsspesifikke (Rosenberg & Wiens 1976). Den toksiske effekten av petroleumsprodukter på døgnfluer er bl.a. bekreftet ved eksperimentelle studier. Overflatesøl og kontaminering i sedimentert kan gi redusert overlevelse for bl.a. døgn- og steinfluer opptil flere måneder.

Resultatene fra Vulluelva i oktober 1994 indikerer en dramatisk reduksjon i overlevelsen av spesielt døgnfluer som resultat av oljeutslippet den 15.09.1994. Sammenliknet med referanseområdet (S-4) var bunndyrforekomstene ekstremt lave nedenfor utslippsstedet. I de påvirkede deler av elva var innslaget av døgnfluer merkbart størst i området like nedenfor utslippsstedet (S-3). Dette indikerer at rekoloniseringsprosessen fra områdene ovenfor utslippsstedet er igang allerede i oktober. Det er velkjent at mange grupper og arter av bunndyr har stor evne til å forflytte seg og ta i bruk nye områder ved driv (jfr. Brittain & Eikeland 1988). I andre sammenhenger der en har kunnskap om reetablering av bunndyr etter dramatiske reduksjoner i overlevelse av bunndyr f.eks. ved rotenonbehandling viser resultater fra elver i Norge at de fleste grupper og arter har evne til reetablering i løpet av et års tid (Arnekleiv & Bongard 1990).

I følge Crunkilton & Duchrow (1990) vil det totale vannvolum som passerer gjennom det kontaminerte område og utspylingseffekten være avgjørende for en rekoloniseringsprosess. Det omfattende opprenskingsarbeidet umiddelbart etter oljeutslippet og de påfølgende nedbørsmengdene medførte sannsynligvis en effektiv spyling av bunnsedimentene. Sannsynligvis bidro dette til en reduksjon i toksiteten utover den mer spontane og umiddelbare effekten de første dagene etter utslippet. En bedring i miljøforholdene for bunndyrene vel en måned etter utslippet har således muliggjort begynnende rekolonisering. Fram til mai 1995 viste resultatene imidlertid en lite effektiv rekolonisering nedover i vassdraget, noe som kan tyde på en fortsatt negativ effekt av oljeproduktene. Den relative økningen var størst for fjærmygg. Studier foretatt av Crunkilton & Duchrow (1990) i forbindelse med oljeutslipp i en elv i USA viste at nettopp fjærmygg var blant de gruppene som raskest reetablerte seg. Den markerte økningen i bunndyrtettheter nedenfor utslippsstedet sommer og høst 1995 indikerer en normalisering

av miljøbetingelsene for bunndyr i hele vassdraget. Naturlig vil nok de beste substratforhold for bunndyr være i områdene nedenfor utslippsstedet. Imidlertid skal en ikke se bort i fra at lave konsentrasjoner av olje i sedimentene over lengre tid kan ha negative effekter (flaskehalsen i livssyklusen, endring av adferd). Generelt er kunnskapen svært mangelfull om virkninger av oljespill på bunndyrsamfunn.

Gyteperioden hos sjøørret i Vulluelva varer vanligvis fra slutten av september til siste halvdel av oktober (R.A. Lund, pers. obs). Oljeutslippet den 15. september kom således like i forkant av gyteperioden. Sjøørret gikk imidlertid opp i vassdraget på første regnflom etter utslippet og gytte innenfor ordinær gytetid. Kartleggingen av gytegroper etter overstått gyting viste imidlertid en betydelig aggregering av gytingen til de nedre deler av vassdraget idet ca. 80 % av gytegroperne ble lokalisert til de nedre 1,5 km. Til sammenligning ble gytefisk som ble drept under oljeutslippet like i forkant av gyteperioden funnet i alle deler av den forurensede delen av elva.

Gytegroper hos sjøørret i Vulluelva kan være vanskelig å observere på grunn av kontursvakhet mot elvebunnen og på grunn av gropenes begrensede størrelse. Gytegroper kan derfor ha blitt oversett under denne registreringen, men resultatene skulle allikevel gi et godt bilde på den relative fordelingen av gytegroperne i vassdraget. Vassdraget har mange partier som antas å være egnet for gyting og som ikke ble preferert i 1994. Den klare preferansen for de nedre deler av vassdraget kan tilsa en reaksjon hos fisken mot å gå videre opp i vassdraget på grunn av forurenset elvevann. Flere studier har vist at laksefisk har meget god luktesans som de bruker til å oppdage og til å unngå oljekontaminert vann (Rice 1973, Weber et al. 1981, Carr et al. 1990).

Fordelingen av gytegroper i vassdraget gjenspeiles også av unormalt lave tettheter av årsyngel som ble observert i noen områder av vassdraget i 1995 og i områder hvor det ble observert få gytegroper høsten forut.

Oljeforurensninger kan virke inn på fiskens totalfysiologi (Finstad 1992). Plasmakloridverdiene som ble målt hos ørret i den forurensede delen av vassdraget like i etterkant av overstått gyting lå innenfor normalverdiene hos laksefisk i ferskvann (Folmar & Dickhoff 1980) og var heller ikke forskjellig fra de som ble registrert ovenfor utslippsstedet. Dette resultatet tilsier at det ikke kunne måles stressrelaterte reaksjoner i form av osmoregulatoriske forstyrrelser hos ørret som stod i den forurensede delen av elva. Imidlertid viste plasmakloridverdiene hos de to laksene som inngikk i materialet nivåer som tilsa at fisken var stresset. Dette gir en indikasjon på osmoreguleringsproblemer som følge av dårlig vannkvalitet. Vi vet imidlertid ikke hvilken grad av eksponering ovenfor hydrokarboner den prøvetatte fisken hadde erfart i denne undersøkelsen. Resultatene gir imidlertid grunn til å tro at den fisken som gyttet i vassdraget like i forkant av disse prøvetakingene, ikke ble påført videre skade ved å oppholde seg i vassdraget i tiden under gytingen. Gytefisk returnerer vanligvis snart til sjøen etter overstått gyting i Vulluelva.

Det er gjort en rekke studier av overlevelsen av egg hos laksefisk fra gytetidspunktet om høsten og fram til klekking om våren. De fleste

av disse studiene er basert på utsettinger av egg i klekkebokser og felles for flere av undersøkelsene er en betydelig variasjon i klekkesuksessen i forhold til elvesubstratets beskaffenhet, vanngjennomstrømming og oksygentilførsel i gytegroperne (Chapman 1988, Young et al. 1990, Rubin & Glimsäter 1996). De fleste undersøkelsene viser høy overlevelse av eggene fram til klekking, og ofte over 80-90 % der vanngjennomstrømming og oksygentilførsel er god. Raddum & Fjellheim (1995) målte eggoverlevelser fram til klekking hos laks på 55-98 % i forsøk med klekkebokser i en norsk elv. Undersøkelser av eggoverlevelse i gytegroper fra naturlig gyting hos laks i ni elver i på vestlandet i Norge viste en overlevelse fra 89-95 % (Sægrov et al. 1991). Det er verdt å merke seg at i slike undersøkelser hvor overlevelse måles ved å telle antallet døde egg i forhold til levende egg og yngel, vil overlevelsen helst bli overestimert fordi døde egg kan forsvinne ved forråtnelse. Ifølge MacDonald (1960, i Harris 1973) kan denne feilen utgjøre opptil 15 %.

I de fire gytegroperne som kunne undersøkes våren etter oljeutslippet i Vulluelva, varierte eggoverlevelsen betydelig og var henholdsvis 15, 54, 69 og 98 % for de ulike groperne ved begynnende klekking. Det er kjent at laksefisk gjør "forsøksgraving" og at hunnene ikke gyter eggene hvis substratet inneholder mye silt og sand (Crisp & Carling 1989) og at hunnfisken velger gyteområdet på bakgrunn av bunnsubstrat, vannstrøm og vanndybde (White 1942, Chapman 1988, Heggberget et al. 1989). Det er liten sannsynlighet for at den høye dødeligheten i to av groperne skyldes eventuell tørrlegging i løpet av vinteren da disse gytegroperne lå i godt oversvømte partier av elvetransektet da undersøkelsen ble foretatt på liten vannføring på våren. I de nedre deler av elva hvor de undersøkte gytegroperne lå, viste målingene av hydrokarboninnholdet i elvesedimentene relativt høye verdier i prøvetakinger både høsten etter overstått gyting og den påfølgende våren (Knudsen 1995). Det er derfor mulig at hydrokarboner kan ha påvirket overlevelsen av fiskegg i visse partier av elva. Fiskeegg og yngel har vist seg svært følsomme for oljehydrokarboner (Westernhagen 1988). Fra laboratorieforsøk er det vist at effekten av oljekomponenter på egg og yngel gir subletale skader og økt dødelighet. Som oftest vil ikke skaden vise seg før eggene er klekket. En slik effekt er vist av Kühnhold (1974) på egg hos torsk (*Gadus morhua*).

I de partier av elva hvor det ble påvist forhøyede verdier av oljekomponenter i elvesedimentet, ble det imidlertid målt svært høye tettheter av årsyngel året etter oljeutslippet og nivåer som er lik de en fant i året etter at ungfiskbestanden i vassdraget ble drept ved rotenonbehandling i 1988. Dette viser at en eventuell påvirkning av hydrokarboner på fiskeegg i elvesedimentene har hatt en mer fragmentær betydning for overlevelsen av fiskeeggene. Den varierende forekomsten av årsyngel i 1995 i partier lenger opp i elva mot utslippspunktet for oljen, er sammenfallende med registreringene av færre og mer spredt beliggende gytegroper i dette området høsten i forveien. Vi kan derfor konkludere at de lave tettheter som ble registrert i noen partier av elva, er mer betinget av en begrenset gyteaktivitet enn av negativ påvirkning av hydrokarboner på egg eller yngel.

Materialet i denne undersøkelsen viser ingen negative effekter på fiskeveksten året etter oljeutslippet. Lengdevæksten hos årsyngelen var riktignok dårligere i 1995 enn i de fleste foregående år denne

kunne sammenlignes med, men dette gjelder lokaliteten ovenfor utslippsstedet såvel som lokalitetene i den forurensede delen av elva. Dårligere fiskevekst i 1995 kan være et utslag av at materialet fra 1995 er innsamlet før avsluttet årsvekst i motsetning til i flere av de tidligere år 1995 sammenlignes med (jf. avsnitt 2.2.2). Vekstbetingelsene i 1995 kan forøvrig ha vært betinget av en svært kald forsommer med lave vanntemperaturer. Vanntemperaturen har stor betydning for næringstilgang og fiskevekst (Elliott 1975, Jensen 1990), og hovedtyngden av tilveksten hos laksefisk skjer på forsommeren (Mortensen 1985, Jensen 1990, Forseth et al. 1996). Det må ellers påpekes at årsyngelen på flere av lokalitetene i referanseårene 1991-1993 kan ha hatt spesielt gunstige vekstvilkår som følge av svært lave fisketettheter (jf. tetthetsavhengig fiskevekst, Egglisshaw & Shackley 1985, Gibson et al. 1993).

Registreringer av ungfiskforekomsten i vassdraget i 1996 tyder videre på at vinteroverlevelsen av avkom fra gytinger i den samme høsten som oljeutslippet, er normal idet forekomsten av ettåringer var god på flere lokaliteter i den oljepåvirkede delen av elva. Disse registreringene viste også avkom i alle deler av vassdraget fra gytinger i den andre høsten etter oljeutslippet.

Reetableringen av ungfiskbestanden i den forurensede delen av vassdraget ble i det første året etter oljeutslippet bare i liten grad influert av nedvandrende fisk fra den upåvirkede delen av elva. Med unntak av områder like nedenfor utslippsstedet ble det funnet få fiskunger eldre enn 0+ (årsyngel) lengre ned i elva året etter utslippet. Forekomsten av årsyngel på strekningen nedenfor utslippsstedet i 1995 eller i 1996 vil i svært begrenset omfang være influert av nedvandrende fisk med opphav fra gytinger ovenfor utslippspunktet. Fiskunger hos laksefisk er territorielle (Kalleberg 1958, Keenleyside & Yamamoto 1962), og vil i de første leveår ikke forflytte seg over større strekninger. Egglisshaw & Shackley (1980) fant at laksunger beveget seg lite fra gyteplassene første vekstsesongen i en elv med høy fisketetthet. Undersøkelser i Ingdalselven i Sør-Trøndelag viste likeledes svært liten forflytning av laksunger i løpet av den første vekstsesongen (Bjørn Ove Johnsen, NINA, pers. medd.). Undersøkelser over spredningen av ørrettyngel fra gyteområder understreker det samme forholdet (Elliot 1984, Mortensen 1977).

Reetableringen av fisk- og bunndyrbestanden i Vulluelva foregår uten særskilte hjelpetiltak ut over det opprenskingsarbeidet som ble utført i dagene etter oljeutslippet. Det innebærer at naturens egne mekanismer bestemmer utviklingen i denne prosessen. Det foreliggende studiet har bare fulgt denne prosessen i en begrenset periode (halvannet år) av en reetablering til en normaltstand som trenger flere år for å fullføres. I dette utslippet ble tre årsklasser av ungfisk drept samt en betydelig del av den voksne gytefiskbestanden. Da den voksne gytefiskbestanden primært består av fisk som har vært 2-5 somre i sjøen (Lund 1991), vil den første rekrutteringen av gytefisk blant fisk klekket i den forurensede delen av elva, derfor skje tidligst fem år etter utslippet. Tapet av gytefisk som bestanden ble påført ved oljeutslippet, kan imidlertid medføre en periode med så redusert gytekapasitet at elvas produksjonskapasitet ikke utnyttes. En slik tilstand ble registrert i årene 1991-93 i Vulluelva etter at gytebestanden ble påført et tilsvarende tap etter rotenonbehandling i 1988.

Biologiske effekter av et oljeutslipp er ikke bare et spørsmål om

akutt dødelighet av enkeltindivider. Oljen kan endre sammensetningen i organismesamfunn ved å forårsake øket dødelighet av en organismegruppe. Dette kan igjen forplante seg via økologiske interaksjoner til negative eller positive effekter på andre organismegrupper (Moe et al. 1993). Det er kjent at tap av betydelige mengder fisk i bestander kan forandre bestandssammensetningen og livshistoriestrategier ved forandringer i vekstrate, og kjønnsmodning hos ungfisk (parr), alder ved kjønnsmodning hos voksenfisk og påfølgende forandringer i det selektive potensiale på bestandene fra bunden redskap i sjøfisket (Gibson 1993). Tidsperspektivet i denne undersøkelsen er kort, og har ikke potensiale til å påvise eventuelt slike sammenhenger.

Hovedkomponenten i oljeutslippet i Vulluelva var bensin som inneholder flyktige hydrokarboner som nedbrytes raskt i naturen. Utslippet inneholdt også betydelige mengder dieselolje og parafin. Dieselolje inneholder høymolekylære stoffer (polyaromatiske forbindelser) som ikke er raskt nedbrytbare og har den egenskap at de kan akkumuleres i biologiske systemer (Haraldsen et al. 1993). Tilgjengelige analyser av elvedeponer, sist tatt ni måneder etter oljeutslippet, viste et relativt høyt innhold av hydrokarboner i tre av sju stikkprøver i sedimenter (Knudsen 1995). Det kan derfor ikke utelukkes at slike stoffer i en periode over år kan øve påvirkning på deler av det biotiske systemet i elva.

5 Konklusjon

- 1 Utslipp av oljeprodukter i Vulluelva medførte umiddelbar massedød av fisk og bunnelvende organismer nedenfor utslippspunktet.
- 2 Omfattende rens tiltak og stor flomvassføring like etter utslippet reduserte toksiteten betydelig i løpet av få uker og en begynnende rekolonisering av bunndyr ble observert.
- 3 Rekoloniseringsprosessen av bunndyrene var lite effektiv før sommeren 1995 (dvs. 9-10 mnd. etter utslippet).
- 4 En tilnærmet normalsituasjon i bunndyrssamfunnet ble påvist fra sommeren 1995.
- 5 Sjøørret gytt i vassdraget få uker etter utslippet. Den klare preferansen for de nedre deler av vassdraget kan tilsa en reaksjon hos fisken mot å gå videre opp i vassdraget på grunn av forurenset elvevann.
- 6 Det ble påvist få tilfeller av fisk i en fysiologisk stresset tilstand i den forurensete elvestrekningen ved avslutningen av gyteperioden. Restbestanden av gytere har sannsynligvis tatt liten skade av å oppholde seg på elva fram til overstått gyting.
- 7 En betydelig variasjon i overlevelsen av fiskeegg kan relateres til mulig negativ påvirkning av hydrokarboner i elvesedimentet.
- 8 Den store variasjonen i forekomsten av fiskeyngel i ulike seksjoner av den forurensete elvestrekningen var sannsynligvis mer betinget av valg av sjøørretens gyteområder enn av negativ påvirkning av hydrokarboner på egg og yngel.
- 9 Materialet viser ingen effekter på veksten hos fiskeyngel som kan tilskrives en negativ påvirkning fra hydrokarboner det første året etter oljeutslippet.
- 10 Tilgjengelige analyser av hydrokarboninnhold i elvesedimenter, sist tatt ni måneder etter oljeutslippet, viste fortsatt verdier betydelig høyere enn det normale i tre av sju prøver. Det kan ikke utelukkes langsiktige effekter på vekst og overlevelse av organismer i elva.
- 11 Det tas forbehold om mulige tap eller endringer av artsmangfoldet i bunndyrbestanden fordi undersøkelsen bare i begrenset grad omfatter analyser på artsnivå.
- 12 Tidsperspektivet i undersøkelsen er kort og har ikke potensiale til å studere eventuelle endringer i sammensetningen av og livshistoriestrategier i fiskebestanden.

6 Litteratur

- Anon. udatert. Statusrapport fra Børstad's vedrørende tankbilvelt i Langstein 15.09.94. - Notat: 5 s.
- Arnekleiv, J.V. & Bongard, T. 1990. Reetablering av bunndyr etter rotenonbehandling. - Vassdragsregulantenenes Forening, Fiskesymposium 6.-8. Feb.1990 : 221-234.
- Babcock, M.M. 1985. Morphology of olfactory epithelium of pink salmon, *Onchorhynchus gorbuscha*, and changes following exposure to benzene: a scanning electron microscopy study. - S. 259-267 in Gray, J.S. & Christiansen, M.E., eds. Marine biology of polar regions and effects of stress on marine organisms. John Wiley, Chichester
- 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.
- Brittain, J.E. & Eikeland, T.J. 1988. Invertebrate drift. A review. - Hydrobiologia 166: 77-93.
- Brittain, J.E. & Saltveit, S.J. 1984. Bunndyr. - I Vemmerød, K. (red.): Vassdragsundersøkelser. En metodebok i limnologi. Universitetsforlaget: 283 s.
- Carr, R.S., Barrows, M.E., Reichenbach, N.G., Degraeve, G.M., Pollock, T.L., Fava, J. & Glickman, A.H. 1990. Investigation of preference-avoidance responses to an oil refinery effluent with striped bass and steelhead trout. - Environ. Toxicol. Chem. 9: 1515-1521.
- Chapman, D.W. 1988. Critical review of variables used to define effects of fines in redds of large salmonids. - Trans. Am. Fish. Soc. 117: 1-21.
- Crisp, D.T. & Carling, P.A. 1989. Observations on silting, dimension and structure of salmonid redds. - J. Fish Biol. 34: 119-134.
- Crunkilton, R.L. & Duchrow, R.M. 1990. Impact of massive crude oil spill on the invertebrate fauna of a Missouri USA Ozark stream. - Environ. Pollut. 63(1): 13-32.
- Dahl, K. 1910. Alder og vekst hos laks og ørret belyst ved studiet av deres skjæl. - Centraltrykkeriet, Kristiania: 115 s.
- Egglishaw, H.J. & Shackley, P.E. 1980. Survival and growth of salmon, *Salmo salar* (L.), planted in a Scottish stream. - J. Fish Biol. 16: 565-584.
- Egglishaw, H.J. & Shackley, P.E. 1985. Factors governing the production of juvenile Atlantic salmon in Scottish streams. - J. Fish Biol. 27: 27-33.
- Elliott, J.M. 1975. The growth rate of brown trout (*Salmo trutta* L.) fed on maximum ratios. - J. Anim. Ecol. 44: 805-821
- Elliott, J.M. 1984. Numerical changes and population regulation in young migratory trout *Salmo trutta* in a lake district stream, 1966-83. - J. Anim. Ecol. 53: 327-350.
- Finstad, B. 1992. Effekt av olje på anadrom laksefisk. Konsekvensutredning for Skagerak-Nordsjøen øst for 7°Ø og Midt-norsk sokkel. - Arbeidsgruppen for konsekvenser av petroleumsvirksomhet/Norsk Institutt for naturforskning: 46 s.
- Fjellheim, A. & Raddum, G.G. 1990. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. - The Science of The total Environment 96: 57-66.
- FOH. 1984. Oljens skjebne og effekter i havet. - Avslutningsrapport fra Forskningsprogram om Havforurensing (FOH) 1976-84, Miljøverndepartementet.
- Folmar, L.C. & Dickhoff, W.W. 1980. The parr-smolt transformation (smoltification) and seawater adaption in salmonids. A review of selected litterature. - Aquaculture 21: 1-37.
- Forseth, T., Næsje, T.F., Jensen, A.J., Saksgård, L. & Hvidsten, N.A. 1996. Ny forbitappingsventil i Alta kraftverk: betydningen for laksebestanden. - NINA Oppdragsmelding 292: 1-26
- Gardner, G.R. 1975. Chemically induced lesions in estuarine or marine teleosts. - In Ribelin, W.E. & Migaki, G. (eds.): The pathology of fishes. University of Wisconsin Press, Madison: 657-693.
- Gibson, R.J. 1993. The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production. - Rev. Fish Biol. Fish. 3: 39-73.
- Gibson, R.J., Stansbury, D.E., Whalen, R.R. & Hillier, K.G. 1993. Relative habitat use, and inter-specific and intra-specific competition of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in some Newfoundland rivers. - In Gibson, R.J. & Cutting, R.E. (eds.): Production of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, in natural waters. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 118: 53-69.
- Haraldsen, T., Blaasaas, K.G. & Engelstad, F. 1993. Skadewirkninger av akutte oljesøl. Terrestrisk miljø. - SFT-rapport nr. 93:30: 80 s.
- Harrel, R.C. 1985. Effects of a crude oil spill on water quality and macrobenthos of a Southeast Texas USA stream. - Hydrobiologia 124: 223-228.
- Harris, G.S. 1973. A simple egg box planting technique for estimating the survival of eggs deposited in stream bed gravel. - J. Fish Biol. 5: 85-88.
- Heggberget, T.G., Haukebø, T., Mork, J. & Ståhl, G. 1989. Temporal and spatial segregation of spawning in sympatric populations of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L. - J. Fish Biol. 33: 347-356.
- Jensen, J.W. & Holten, J. 1975. Flora og fauna i og omkring Rusasetvatn. - K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Zool. Ser. 1975-2: 30 s.
- 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.
- Jensen, A.J. 1990. Growth of young migratory brown trout *Salmo trutta* correlated with water temperature in Norwegian rivers. - J. Anim. Ecol. 59: 603-614.
- Kalleberg, H. 1958. Observations in a stream tank of territoriality and competition in juvenile salmon and trout (*Salmo salar* L. and *Salmo trutta* L.). - Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 39: 55-98.
- Karlstrøm, Ø. 1976. Quantitative methods in electrical fishings in Swedish salmon rivers. - Zoon 4: 53-63.
- Keenleyside, M.H.A. & Yamamoto, F.T. 1962. Territorial behaviour of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) - Behaviour 19: 139-169.
- Knudsen, B. 1995. Bestemmelse av hydrokarboninnhold i sedimenter fra Vudduelva etter tankbilvelten 15. september 1994. - IKU Petroleumsforskning a.s, rapport nr. 42.4047.00/01/95: 9 s.
- Kühnhold, W.W. 1974. Investigations on the toxicity of sea-water-extracts of three crude oils on eggs of cod (*Gadus morhua* L.). - Ber. Dtsch. Wiss. Kommn. Meeresforsch. 23: 165-180.
- Lund, R.A. 1991. Reetablering av fisk i et sjøørretvassdrag etter rotenonbehandling. - Direktoratet for naturforvaltning, Fagseminar om *Gyrodactylus salaris*-/rømmings-problematikken, 15.-17. april 1991, Stav Gjestegård, Malvik: 9s.

- Macan, T.T. 1958. Methods of sampling the bottom fauna in stony streams. - Mitt. Int. Verein. theor. angew. Limnol. 8: 1-21.
- Moe, K.A., Lystad, E., Nesse, S. & Selvik, J.R. 1993. Skadevirkninger av akutte oljesøl. Marint miljø. - SFT-rapport nr. 93:31: 20s.
- Mortensen, E. 1977. Population survival, growth and production of trout, *Salmo trutta*, in a small Scottish stream. - Oikos 28: 9-15.
- Mortensen, E. 1985. Population and energy dynamics of trout *Salmo trutta* in a small Danish stream. - J. Anim. Ecol 54: 869-882.
- Muniz, I.P. 1991. Freshwater acidification: its effects on species and communities of freshwater microbes, plants and animals. - In Last, F.T & Watling (eds.). Acidic deposition. Its nature and impacts: 227-254.
- Muniz, I.P. & Aagaard, K. 1990. Effekter av langtransportert forurensning på ferskvannsdyr i Norge - virkninger av en del sporelementer og aluminium. - Naturens tålegrenser, Miljøverndep., Fagrapport 7: 1-64
- Moles, A., Bates, S., Rice, S.D. & Korn, S. 1981. Reduced growth of coho salmon fry exposed to two petroleum components, toluene and naphthalene in fresh water. - Trans. Am. Fish. Soc. 110: 430-436.
- Moles, A. & Rice, S.D. 1983. Effects of crude oil and naphthalene on growth, caloric content, and fat content of pink salmon juveniles in seawater. - Trans. Am. Fish. Soc. 112: 205-211.
- Nøst, T., Aagaard, K., Arnekleiv, J.V., Jensen, J.W., Koksvik, J.I. & Solem, J.O. 1986. Vassdragsreguleringer og ferskvannsinvertebrater. En oversikt over kunnskapsnivået. - Økoforsk Utredn. 1986-1: 1-80.
- Ort, M.P., Finger, S.E. & Jones, J.R. 1995. Toxicity of crude oil to the mayfly, *Hexagenia bilineata* (Ephemeroptera: Ephemeridae). - Environ. Pollut. 90 (1): 105-110.
- Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1995. Artificial deposition of eggs of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a regulated Norwegian river: hatching, dispersal and growth of the fry. - Regulated Rivers: Res. & Mgmt. 10: 169-180.
- Rice, S.D. 1973. Toxicity and avoidance tests with Prudhoe Bay oil and pink salmon fry. In Proceedings of joint conference on prevention and control of oil spills. - Am. Pet. Inst., Environ., Protection Agency, U.S. Coast Gard, Washington DC., USA: 667-670.
- Rice, S.D., Moles, D.A., Taylor, T.L. & Karinen, J.F. 1979. Sensitivity of 39 Alaskan marine species to Cook Inlet crude oil and no. 2 fuel oil. - In: 1979 Oil Spill Conference (Prevention, Behaviour, Control, Cleanup). Am. Pet. Inst., Washington DC: 549-554.
- Rikstad, A. 1988. Sjøaurens seksuelliv i Fætta (Vullu). En pionerundersøkelse av fiskeforvalter Anton Rikstad. - Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernavdelingen, Rapport nr. ørtten-1988: 5 s.
- Rosenberg, D.M. & Wiens, A.P. 1976. Community and species responses of Chironomidae Diptera to contamination of fresh waters by crude oil and petroleum products with special reference to the Trail River Northwest-territories Canada. - J. Fish. Res. Board. Can. 33 (9): 1955-1963.
- Rubin, J.-F. & Glimsäter, C. 1996. Egg to fry survival of the sea trout in some streams of Gotland. - J. Fish Biol. 48: 585-606.
- Schwartz, J.P. 1985. Effects of oil contaminated prey on the feeding and growth rate of pink salmon fry (*Onchorhynchus gorbuscha* Seber, G.A.F. 1973. The estimation of animal abundance and related parameters. - Charles Griffin & Co. Ltd. London, 506 pp.
- Serigstad, B. 1991. Effekter på fiskeegg og larver av Gullfaks og Veslefrikk råoljer. - Rapport nr. 15/1991/Havforskningsinstituttet, Senter for Marint Miljø.
- Sægrov, H., Barlaup, B.T. & Lura, H. 1991. Anleggsarbeid i Vosso vinteren 1990-1991. Effekter på overleving av lakseegg. Terskelbygging ved Bulken, silting og regulering i anleggsperioden. - Zool. Mus., økol. avd. Univ. Bergen: 25 s.
- Weber, D.D., Maynard, D.J., Gronlund, W.D. & Konchin, V. 1981. Avoidance reactions of migrating adult salmon to petroleum hydrocarbons. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 779-781.
- Westernhagen, H. von. 1988. Sublethal effects of pollutants on fish eggs and larvae. - In Hoar, W.S. & Randall, D.J. (eds): Fish physiology, volume XI, The physiology of developing fish. Part A, Eggs and larvae: 253-330.
- White, H.C. 1942. Atlantic salmon redds and artificial spawning beds. - J. Fish. Res. Board. Can. 6: 37-44.
- Young, M.K., Hubert, W.A. & Wesche, T.A. 1990. Fines in redds in large salmonids. - Trans. Am. Fish. Soc. 119: 156-162.
- Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. - J. Wildl. Mgmt. 22: 82-90.
- Aareskjold, K. 1993. Sammensetning av oljer og kondensater, løselighet av de enkelte komponenter i sjø- og ferskvann.- IKU rapport.

Vedlegg

Vedlegg 1

Sammenligning av gjennomsnittslengden (mm) hos årsyngel (0+) av ørret innenfor lokaliteter i Vulluelva (stasjon 1, 4 og 8) for prøvetakinger i august/september og i november ved Student t-test. n = antall fisk undersøkt, x = gjennomsnittslengde (mm), sd = standardavvik, p = testens signifikansnivå (uthevet for statistisk signifikant forskjell)

Comparison of average length of trout fry (0+) sampled in August/September and in November at localities in Vulluelva (station 1, 4 and 8) by use of Student t-test. n = numbers of fish examined, x = average length (mm), sd = standard deviation, p = level of significance.

År	Tid	Stasjon	n	x	sd	t-verdi	p
1989	13.09	1	332	70,4	9,5		
1989	3.11	1	90	70,2	10,6	0,89	> 0,05
1989	13.09	4	152	74,6	8,0		
1989	3.11	4	87	73,6	10,4	1,86	> 0,05
1989	13.09	8	267	65,1	9,1		
1989	3.11	8	81	69,9	11,7	3,39	< 0,001
1990	23.08	1	126	58,3	5,5		
1990	5.11	1	47	58,5	5,4	0,22	> 0,05
1990	23.08	4	133	60,9	5,7		
1990	5.11	4	71	60,0	6,3	1,00	> 0,05
1990	23.08	8	128	54,4	5,5		
1990	5.11	8	76	58,2	5,1	5,00	< 0,001
1995	21.08	1	94	56,0	5,3		
1995	4.11	1	41	63,1	8,7	4,85	< 0,001
1995	21.08	4	57	59,8	3,6		
1995	4.11	4	29	68,5	7,6	5,84	< 0,001
1995	21.08	8	80	47,4	4,6		
1995	4.11	8	37	49,6	5,5	2,1	< 0,05

Vedlegg 2

Avfisket areal (m²) med elektrisk fiskeapparat for estimering av fisketetthet på lokaliteter i Vulluelva i årene 1988-95.

Areas (m²) electrofished for estimation of fish density at localities in Vulluelva in the period 1988-95.

Lokalitet	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Stasjon 1	274	274	274	274	386	470	320	132
Stasjon 2	-	160	204	204	477	320	248	160
Stasjon 4	217	217	217	217	217	577	266	213
Stasjon 8	300	300	300	300	215	300	338	215

Vedlegg 3

Sammenligning av gjennomsnittslengden hos årsyngel (0+) av ørret i 1995 med foregående år (1987-94) på lokaliteter i Vulluelva (stasjon 1, 2, 4 og 8) ved Student t-test. n = antall fisk undersøkt x = gjennomsnittslengde (mm), sd = standardavvik, p = testens signifikansnivå (uthevet for statistisk signifikant forskjell).

Comparison of average length of trout fry (0+) in 1995 with previous years (1987-94) at localities in Vulluelva (station 1, 2, 4 and 8) by use of Student t-test. n = numbers of fish examined, x = average length (mm), sd = standard deviation, p = level of significance.

År	Dato	Stasjon	n	x	sd	t-verdi	p
1987	20.11	1	39	55,2	5,7	0,75	> 0,05
1988	25.08	1	108	67,2	4,7	15,74	< 0,001
1989	13.09	1	332	70,4	9,5	19,01	< 0,001
1990	23.08	1	126	58,3	5,5	3,12	< 0,01
1991	10.10	1	19	61,6	5,9	3,83	< 0,001
1992	8.09	1	-	-	-	-	-
1993	15.09	1	77	63,1	4,2	9,74	< 0,001
1994	17.09	1	95	53,4	5,0	3,46	< 0,001
1995	21.08	1	93	56,0	5,3		
1989	13.09	2	124	64,4	10,0	10,98	< 0,001
1990	23.08	2	63	59,3	4,2	8,56	< 0,001
1991	10.10	2	-	-	-	-	-
1992	8.09	2	42	80,1	5,2	29,31	< 0,001
1993	15.09	2	-	-	-	-	-
1994	17.09	2	87	55,2	4,9	2,52	< 0,05
1995	21.08	2	123	53,5	4,7		
1988	25.08	4	227	62,5	6,9	4,08	< 0,001
1989	13.09	4	152	74,6	8,0	18,38	< 0,001
1990	23.08	4	133	60,9	5,7	1,60	> 0,05
1991	10.10	4	44	61,1	6,6	1,18	> 0,05
1992	8.09	4	-	-	-	-	-
1993	15.09	4	66	59,1	3,5	1,09	> 0,05
1994	17.09	4	116	53,7	6,9	7,64	< 0,001
1995	21.08	4	57	59,8	3,6		
1987	20.11	8	24	53,6	3,6	6,91	< 0,001
1988	25.08	8	183	58,5	6,4	15,88	< 0,001
1989	13.09	8	267	65,1	9,1	23,35	< 0,001
1990	23.08	8	128	54,4	5,5	9,89	< 0,001
1991	10.10	8	50	53,0	6,0	5,64	< 0,001
1992	8.09	8	56	64,5	4,7	21,07	< 0,001
1993	15.09	8	-	-	-	-	-
1994	17.09	8	89	51,9	5,6	5,73	< 0,001
1995	21.08	8	80	47,4	4,6		

Vedlegg 4

Sammenligning av gjennomsnittslengden hos årsyngel (0+) av ørret på stasjon 8 ovenfor utslippstedet med stasjon 1, 2 og 4 nedenfor utslippstedet i årene 1987-95 ved Student t-test. p = testens signifikansnivå (uthevet for statistisk signifikant forskjell). Se vedlegg 3 for verdier for gjennomsnittslengde, standardavvik og antall fisk undersøkt på stasjonene i de ulike år.

Comparison of average length of trout fry (0+) at station 8 above the site of the oil spill with station 1, 2 and 4 below the site of oil spill in the period 1987-95 by use of Student t-test. p = level of significance. See vedlegg 3 for values of average lengths, standard deviations and numbers of fish examined at the stations in different years.

År	Dato	Stasjoner	t-verdi	p
1995	21.08	8/1	16,72	< 0,001
		8/2	9,15	< 0,001
		8/4	17,68	< 0,001
1994	17.09	8/1	1,91	> 0,05
		8/2	4,16	< 0,001
		8/4	2,06	< 0,05
1992	8.09	8/2	15,31	< 0,001
1991	10.10	8/1	5,38	< 0,001
		8/4	6,19	< 0,001
1990	23.08	8/1	5,65	< 0,001
		8/2	6,82	< 0,001
		8/4	9,38	< 0,001
1989	13.09	8/1	6,95	< 0,001
		8/2	0,66	> 0,05
		8/4	16,98	< 0,001
1988	25.08	8/1	13,29	< 0,001
		8/4	6,07	< 0,001
1987	20.11	8/1	1,37	> 0,05

ISSN 0805-469X
ISBN 82-426-0716-8

020

NINA
FAGRAPPORT

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7005 TRONDHEIM
Telefon: 73 58 05 00
Telefax: 73 91 54 33

NINA
Norsk institutt
for naturforskning