



Utredning 2008-7

Evaluering av bekjempelsesmetoder for *Gyrodactylus salaris*

Rapport fra ekspertgruppe



Miljøsamarbeid



Naturområder
og arealbruk



Dyr og planter



Friluftsliv

Evaluering av bekjempelsesmetoder for *Gyrodactylus salaris*

Rapport fra ekspertgruppe

Utredning 2008-7

Utgiver:

Direktoratet for naturforvaltning

Dato:

Juni 2008

Antall sider:

140+vedlegg

Emneord:

Gyrodactylus salaris, lakseparasitt, bekjempelse, rotenon, aluminiumsulfat, fiskesperre

Keywords:

Gyrodactylus salaris, salmon parasite, combating, rotenone, aluminiumsulfate, fish barrier

Bestilling:

Direktoratet for naturforvaltning,
7485 Trondheim
Telefon: 73 58 05 00
Telefaks: 73 58 05 01
www.dirnat.no/publikasjoner

TE 1269

Refereres som:

Johnsen, B.O., Brabrand, Å., Jansen, P.A., Teien, H.-C. & Bremset, G. 2008. Evaluering av bekjempelsesmetoder for *Gyrodactylus salaris*. Rapport fra ekspertgruppe. Utredning for DN 2008-7.

Foto forside: Kurt Buchmann og José Bresciani, Københavns Universitet, Fakultet for Biovidenskab

Ekstrakt:

En uavhengig ekspertgruppe har evaluert ulike bekjempelsesmetoder som har vært brukt i kampen mot *G. salaris*.

Rotenonbehandling har vist seg å være en effektiv metode for å utrydde *G. salaris* i små og mellomstore vassdrag. Av 21 små og mellomstore, fullskala behandlinger resulterte 17 (81 %) i friskmelding. I store vassdrag har imidlertid metoden vært lite effektiv idet kun en av sju behandlinger har gitt friskmelding.

Behandling med surt aluminium kan, under eksperimentelle betingelser, være vellykket når det gjelder å utrydde *G. salaris* uten at laksunger berøres i vesentlig grad. Et forsøk på utryddelse i et fiskeanlegg var ikke vellykket. Det er ikke gjennomført behandling av norske vassdrag kun basert på AIS metoden, fordi metoden i seg selv ikke er egnet til å utrydde *G. salaris* fra vassdrag.

Det er foreløpig gjennomført få fullskala behandlinger med kombinasjonsmetoden (surt aluminium og rotenon) og det har bare gått fire år siden den første behandlingen. Metoden er derfor vanskelig å evaluere, men resultatene tyder på at metoden har vært lite effektiv for å utrydde *G. salaris*.

Korttidssperrer har foreløpig vært lite brukt, men av to kjente tilfelle som kan evalueres, bidro begge til utryddelse av parasitten.

Erfaringene med langtidssperrer er foreløpig beskjedne. Av tre tilfeller som kan evalueres er det kun ett (Lakselva i Misvær) som tyder på at langtidssperringen har vært effektiv siden lakseparasitten ble utryddet fra vassdraget ved rotenonbehandling nedstrøms det avsperrede området. To andre tilfeller indikerer at sperra har utryddet parasitten oppstrøms.

Ved evalueringen av ulike kjemiske behandlinger har det framkommet en del generelle begrensninger som tyder på at en sterkere avgrensning av behandlingsområdet med tilsvarende reduksjon av bekjempelsesaksjonens omfang, ville ha økt sjansene for å lykkes med kjemisk behandling. Det er grunn til å tro at en mer utstrakt bruk av avsperringer ville ha økt sjansene for å lykkes i kampen for å utrydde *G. salaris*.

Abstract:

An independent expert group has evaluated different methods which have been used to exterminate *G. salaris*.

Rotenone treatment has turned out to be effective in exterminating *G. salaris* from small and middle-sized rivers. Of 21 treatments in small and middle-sized rivers 17 (81 %) turned out to be successful. In large rivers, however, the method has not shown the same efficiency since only one out of seven treatments has been successful.

In experimental conditions, treatment with acid aluminium may be successful in exterminating *G. salaris* without harming the young salmon. An extermination attempt in a hatchery was, however, not successful. There have been no treatments of Norwegian rivers based exclusively on acid aluminium, because the method in itself, is not suitable to exterminate *G. salaris* from rivers.

So far, only few treatments with the combination method (acid aluminium and rotenone) have been carried out and there has only been four years since the first treatment. The method is therefore difficult to evaluate, but the results indicate that the method has not been effective in exterminating *G. salaris*.

Short term barriers have so far only been used to a little extent. Of two cases that may be evaluated, both contributed to the extermination of the parasite.

Till now there are only few experiences with long term barriers. Only three cases may be evaluated and only one can be described as successful since the parasite was exterminated from the river (river Lakselva, Misvær) by rotenone treatment downstream the barrier. Two more cases highly indicate that the barrier was successful in exterminating the parasite upstream the barrier.

Evaluation of different chemical treatments has shown that there are some general limitations which indicate that a stronger delimitation of the treatment area with corresponding reduction of the treatment operation, would have increased the possibility for success. There are reasons to believe that a wider use of barriers would have increased the success rate in the battle against *G. salaris*.

Forord

Lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* er ved siden av rømt oppdrettslaks den største trusselen mot villaksen. I infiserte vassdrag utrydtes laksen i løpet av få år (4-6 år) dersom nødvendige mottiltak ikke blir iverksatt. Infiserte områder representerer dessuten en betydelig fare for spredning til andre vassdrag. Miljøvernmyndighetenes mål er derfor å utrydde parasitten fra infiserte vassdrag.

DN er i ferd med å utarbeide en ny, langsiktig handlingsplan for bekjempelse av *G. salaris*. For å lykkes med en bekjempelsesstrategi er det en forutsetning at det virkemidlet eller en kombinasjon av virkemidler som anses å gi størst effekt blir benyttet. Flere metoder har vært brukt i kampen for å utrydde *G. salaris* fra vassdrag hvorav

langtidssperrer og kjemisk behandling med rotenon har vært de mest brukte. I de senere år har man i større grad tatt i bruk korttidssperrer samt aluminiumsulfat (AIS) til kjemisk behandling.

I forbindelse med arbeidet med ny handlingsplan har det vært behov for en grundig evaluering av virkemiddelbruken. Til hjelp i dette arbeidet oppnevnte DN en ekstern ekspertgruppe. I denne utredningen beskriver ekspertgruppa muligheter og begrensninger ved bruk av fiskesperrer, rotenonbehandlinger, AIS-behandlinger og kombinasjon av disse metodene.

Ekspertgruppa har gjennomført en grundig dokumentasjon og vurdering av de ulike virkemidlene som er benyttet for å utrydde *G. salaris* og utredningen er av stor nytteverdi for miljøforvaltningen i arbeidet med ny handlingsplan.

Trondheim, juni 2008

Yngve Svarte
Direktør Artsforvaltningsavdelingen

Ekspertgruppas forord

Direktoratet for naturforvaltning (DN) er nå i ferd med å utarbeide en ny, langsiktig handlingsplan for bekjempelse av *G. salaris*. I den forbindelse er det behov for en grundig evaluering av virkemiddelbruk. Til hjelp i dette arbeidet oppnevnte DN i brev av 4.2.2008 en ekstern ekspertgruppe som består av følgende representanter:

- Bjørn Ove Johnsen, Norsk institutt for naturforskning (leder)
- Hans Christian Teien, Universitetet for miljø- og biovitenskap
- Åge Brabrand, Universitetet i Oslo
- Peder Jansen, Veterinærinstituttet i Oslo
- Gunnbjørn Bremset, Norsk institutt for naturforskning (sekretær)

I tillegg ble Brian Finlayson, Department of Fish and Games, California, oppnevnt som konsulent.

Jarle Steinkjer, DN, har vært observatør i ekspertgruppa.

Ekspertgruppen fikk følgende mandat: "På grunnlag av kunnskap og erfaringer ved

bruk av fiskesperrer, rotenonbehandlinger, ALS-behandlinger og kombinasjon av disse metodene skal ekspertgruppa beskrive muligheter og begrensninger ved de ulike metodene og kombinasjon av metoder som er benyttet for bekjempelse av *G. salaris*".

I brevet fra DN het det videre: "For å oppfylle intensjonene i mandatet er det nødvendig at ekspertgruppa går gjennom og oppsummerer erfaringer fra ulike utryddelsesaksjoner mot *G. salaris* i Norge. Det må også innhentes opplysninger fra ulike aktører i arbeidet med bekjempelse av *G. salaris*. Videre er det viktig å innhente erfaringer fra utryddelsesaksjoner som er gjennomført overfor akvatiske organismer i utlandet. Til dette arbeidet har Brian Finlayson stilt sin kompetanse til rådighet".

Ekspertgruppa har hatt 5 møter. I tillegg har gruppa mottatt en rapport fra Brian Finlayson som beskriver utenlandske erfaringer med bekjempelsesmetoder (vedlegg 1).

Ekspertgruppa legger med dette fram sin innstilling.

Oslo/Trondheim/Ås, Juni 2008

Bjørn Ove Johnsen
(leder)

Åge Brabrand

Peder Jansen

Hans-Christian Teien

Gunnbjørn Bremset
(sekretær)

Innhold

Side

Forord	1
Ekspertgruppas forord.....	3
Innhold.....	5
1 Innledning.....	8
2 Parasittens biologi og interaksjoner vert/ parasitt.....	10
3 Beskrivelse av de ulike metoder	12
3.1 Sperrer	12
3.1.1 Langtidssperrer	13
3.1.2 Korttidssperrer.....	15
3.2 Kjemisk behandling	16
3.2.1 Rotenon	16
3.2.2 Surt Aluminium.....	18
3.2.3 Kombinasjonsbehandling	21
4 Bekjempelsesaksjoner i vassdrag og fiskeanlegg.....	23
4.1 Region Vikja	24
Vikja	25
4.2 Region Bævra	26
Bævra	26
Bøverfisk A/S	27
4.3 Region Korsbrekkeelva	27
4.4 Region Storfjorden- Møre.....	28
Tafjordelva	28
Fjordlaks A/S.....	29
Valldalselva	29
Norddalselva	30
Eidsdalselva	31
4.5 Region Storfjorden - Lyngen	31
Skibotnelva.....	31
4.6 Region Sykkylvsfjorden.....	34
Aureelva	34
Vikelva (Straumdalselva)	35
Nor-Laks A/S.....	36
4.7 Region Åsenfjorden.....	36
Langsteinelva	36
Vulluelva (Vudduelva, Fættelva)	37
Jægtvikanlegget.....	37
4.8 Region Sunndalsfjorden og Batnfjorden	38
Usma.....	38
Batnfjordelva	38
Driva kultiveringsanlegg (tidligere Sæther fiskoppdrett, Grøa).....	41
Akvaforsk, Sunndalsøra	41
4.9 Region Averøy.....	42
Skolefisk, Averøy videregående skole	42
4.10 Finnsnes settefisk A/S	42
4.11 Mjelde settefisk A/S.....	43
4.12 Region Drammensfjorden	43

4.13	Region Østlandet.....	44
4.14	Region Lakselva.....	45
	Lakselva i Misvær	45
4.15	Region Meisingset.....	46
	Storelva	46
	Storelvfisk A/S.....	47
4.16	Region Romsdalsfjorden	48
	Henselva	48
	Rauma	48
	Skorga.....	50
	Innfjordelva.....	50
	Måna	50
4.17	Region Beitstadfjorden	51
	Steinkjervassdraget.....	51
	Figga	54
	Lundelva	55
	Byafossen klekkeri A/S	56
4.18	Region Beiarelva	56
4.19	Region Vefsnfjorden og Leirfjorden.....	58
	Vefsna.....	58
	Fusta	58
	Drevja.....	59
	Hundåla.....	59
	Leirelva	59
	Ranelva.....	60
4.20	Region Lærdalselva	60
	Lærdalselva.....	60
4.21	Region Halsanfjorden.....	66
	Halsanelva og Hestdalselva	67
4.22	Tosbotn	69
4.23	Region Ranafjorden, Sørfjorden og Elsfjorden	70
	Ranaelva	70
	Røssåga.....	70
	Bjerka	70
	Bardalselva	71
	Sannaelva	71
	Slettenelva (Sletterelva)	71
	Utryddelsestiltak i smittede vassdrag i regionen	71
	Utryddelsesaksjoner i fiskeanlegg.....	73
5	Grunnvannsproblematikk	75
5.1	Innledning.....	75
5.2	Grunnvann og kjemisk behandling	76
5.3	Lagdelling og kilder	79
5.4	Skibotnelva.....	79
	5.4.1 Kildeområde 1	79
	5.4.2 Kildeområde 2	81
	5.4.3 Kildeområde 3.....	81
5.5	Lærdalselva.....	82

5.6	Rauma.....	84
5.6.1	Gravdevatnet/Geitsetra.....	85
5.6.2	Alnes.....	85
5.7	Steinkjervassdraget.....	86
5.8	Oppsummering.....	87
6	Brakkvannsspredning	90
7	Diskusjon	93
	Erfaringer fra utlandet	93
	Generelle utfordringer ved bekjempelsestiltak	95
7.1	Rotenonbehandling - muligheter og begrensninger	98
7.1.1	Muligheter ved rotenonbehandling	98
7.1.2	Begrensninger ved rotenonbehandling	100
7.1.3	Måloppnåelse ved rotenonbehandling	102
7.2	Behandling med surt aluminium - muligheter og begrensninger.....	106
7.2.1	Muligheter ved behandling med surt aluminium.....	106
7.2.2	Begrensninger ved behandling med surt aluminium	107
7.2.3	Måloppnåelse ved behandling med surt aluminium	108
7.3	Behandling ved hjelp av kombinasjonsmetoden - muligheter og begrensninger.....	109
7.3.1	Muligheter ved behandling med kombinasjonsmetoden	109
7.3.2	Begrensninger ved behandling med kombinasjonsmetoden.....	110
7.3.3	Måloppnåelse ved behandling med kombinasjonsmetoden.....	115
7.4	Bruk av korttidssperrer - muligheter og begrensninger	116
7.4.1	Muligheter ved bruk av korttidssperrer	116
7.4.2	Begrensninger ved bruk av korttidssperrer	116
7.4.3	Måloppnåelse ved bruk av korttidssperrer	116
7.5	Bruk av langtidssperrer - muligheter og begrensninger	117
7.5.1	Muligheter ved bruk av langtidssperrer	117
7.5.2	Begrensninger ved bruk av langtidssperrer.....	121
7.5.3	Måloppnåelse ved bruk av langtidssperrer.....	125
8	Konklusjon	126
8.1	Rotenonbehandling	126
8.2	Behandling med surt aluminium.....	126
8.3	Behandling med kombinasjonsmetoden	127
8.4	Bruk av korttidssperrer	127
8.5	Bruk av langtidssperrer	128
9	Referanser	129

Vedlegg 1. Alternatives for fish removal to protect Atlantic salmon, *Salmo salar* from monogenean parasite *Gyrodactylus salaris* (31 s)

Vedlegg 2. Tabell med informasjon om rotenonbehandlede vassdrag (1 s)

1 Innledning

Bekjempelse av parasitter og andre sykdomsfremkallende organismer i naturen er i utgangspunktet svært vanskelig. Det kan pekes på flere grunner til dette: Ofte er det geografiske området der patogene organismer og/eller syke dyr befinner seg vanskelig å angi helt eksakt, fordelingen av både infiserte og ikke-infiserte dyr innen området kan være lite kjent og det kan foregå vandring av dyr ut og inn av området. I tillegg kan infeksjoner i naturlige bestander være vanskelig å registrere.

Sykdomsbekjempelse i naturen krever derfor omfattende og kostbare tiltak, det kreves meget god kartlegging og bekjempelse vil generelt sett være langt vanskeligere å gjennomføre enn i avgrensede bestander innen for eksempel husdyrhold.

Omfanget av tiltak som gjennomføres ved sykdomsutbrudd er blant annet avhengig av klassifisering av sykdommer relatert til sykdomsfremkallende agens. For fisk og akvatiske dyr er klassifisering av sykdommer i henholdsvis A, B og C sykdommer, fastsatt i Forskrift 1995-01-01- nr 99: Fiskesykdomsforskriften. For sykdommer som er klassifisert som mest alvorlig, A sykdommer, vil sykdomsutbrudd i en oppdrettsbestand av fisk normalt medføre full nedslakting av bestanden, smittesanering av anlegg og opprettelse av bekjempelsessoner og observasjonssoner mm. Liknende omfattende tiltak er også fastsatt for enkelte B sykdommer, for eksempel infeksjøs lakseanemi. Sykdom forårsaket av *G. salaris* er klassifisert som en B sykdom. Påvisning av *G. salaris* i et oppdrettsanlegg vil også medføre full smittesanering av anlegget (kfr. avsnittet "generelt om bekjempelse av *G. salaris* i fiskeanlegg" i kap. 4).

Alle sykdomsfremkallende organismer har særegne karaktertrekk som har betydning for sykdomsbekjempelse. For *G. salaris* i naturlige vertsbestander er det særlig viktig at parasitten er ømfintlig for saltvann. Videre er det viktig at *G. salaris* er relativt vertsspesifikk for laks. Disse karaktertrekkene medfører at parasittens utbredelse i vassdrag har vært antatt begrenset til lakseførende strekninger og at saltvann utgjør en barriere mot smitte til andre vassdrag. I tillegg er det viktig at *G. salaris* har en enkel direkte livssyklus uten eggstadium eller hvilestadium som er uavhengig av kjønn for formering, og med kort overlevelsestid utenfor verten. Dette medfører at parasittene utrykkes hvis alle mulige verter fjernes samtidig for en kortere periode. Den direkte livssyklusen kan imidlertid også være et trekk som gjør bekjempelse vanskelig. En eneste gjenlevende parasitt og vert kan i prinsippet grunnlegge en ny parasittpopulasjon dersom nye verter er tilgjengelige.

G. salaris har til nå vært påvist i 46 vassdrag hvorav 35 elver er behandlet med rotenon og 18 elver er friskmeldt. Det er imidlertid ekspertgruppens erkjennelse at kampen mot *G. salaris* vil ta lang tid, flere tiår og at enkelte smittesoner sannsynligvis vil være smittet i uoverskuelig framtid. Samtidig er det et sterkt ønske fra forvaltningen å utrykke parasitten fra norske vassdrag. Tidsaspektet for denne utryddelsen har blitt vesentlig større siden de første bekjempelsesaksjonene på 1980-tallet.

Flere metoder har vært brukt i kampen for å bekjempe *G. salaris* i elver. I vassdrag har metoder som tok utgangspunkt i å utrykke verten med rotenon vært de mest brukte, ofte i kombinasjon med fiskesperrer (langtids- og korttidssperrer) slik at laksens utbredelse i vassdraget ble redusert så mye som mulig før behandling. En langtidsperre har som funksjon å

fjerne alle potensielle verter for *Gyrodactylus salaris* fra vassdragsområdene oppstrøms sperrestedet. Korttids-sperrer skal forhindre vandring av potensielle vertsfisk mellom vassdragsområder i løpet av en behandlingsperiode. En tilleggsfunksjon er at slike sperrer kan forenkle kjemisk behandling, gjennom at sperrene muliggjør seksjonsvise behandlinger av komplekse vassdragssystem. En prinsipiell forskjell ved korttids-sperrer i forhold til langtids-sperrer er at utryddingstiltak iverksettes før området oppstrøms sperreområdet er antatt fri for verter og parasitter.

Kjemisk behandling med rotenon gjennomføres ved at rotenon tilføres elva på ett eller flere punkter i løpet av en periode som strekker seg over et antall timer avhengig av elvas lengde. I denne perioden behandles også alle sidevassdrag og andre områder der laks og andre mulige verter oppholder seg. Målet er å ta livet av alle vertedyr slik at parasittene mister livsgrunnlaget og dør ut.

I de senere år har man imidlertid begynt å ta i bruk surt Aluminium (AIS) som er innrettet mot å ta livet av parasitten uten at fisken blir berørt i vesentlig grad. AIS har i laboratorieeksperimenter vist seg å være et effektivt middel til å eliminere parasitten uten at verten (laksungene) blir berørt i vesentlig grad. På denne bakgrunn er det gjennomført forsøk i vassdrag. Den kjemiske behandlingen gjennomføres ved å tilsette AIS til hovedvassdraget, sideelver og bekker. Behandlingen foregår over en periode på 14 dager, og det benyttes både AIS og ulike konsentrasjoner av svovelsyre (opp til konsentrert) for å oppnå den ønskede konsentrasjonen av den aluminiumsformen som er giftig for *G. salaris* i vassdraget og det er positivt ladd aluminium (Ali). Det er ikke gjennomført

fullskalabehandlinger i vassdrag basert på bare AIS-løsning, men det har vært gjennomført forsøksbehandlinger i Batnfjordelva (2003) og Lærdalselva (våren 2005).

De fleste kjemiske behandlinger har vært kombinert med sperrebruk, enten langtids-sperrer eller korttids-sperrer eller begge deler. Den såkalte "kombinasjonsmetoden" benytter seg av sur aluminiumsløsning i kombinasjon med rotenon. I løpet av perioden aluminiumsløsning tilsettes vassdraget, gjennomføres rotenonbehandling av områder hvor det er vurdert som lite hensiktsmessig å benytte aluminium (dammer, delvis tørrlagte bekker hvor det er vannansamlinger på enkelte strekninger, små tilsig av vann og lignende).

Utover vassdrag er også *G. salaris* observert i til sammen 39 fiskeanlegg, hvorav 13 anlegg har produsert settefisk av laks og 26 anlegg har produsert regnbueørret (Mo et al. 2002). I fiskeanlegg er det relativt overkommelig å utrydde *G. salaris*. Anleggene tømmes for fisk og brakklegges for en kortere periode med uttørking og desinfisering.

I henhold til mandatet har ekspertgruppens mål vært å samle informasjon om alle bekjempelsesaksjoner i elver og fiskeanlegg i Norge. Disse er beskrevet i rapportens kapittel 4. I tillegg til dette har vi inkludert kapitler om "Parasittens biologi og interaksjoner vert/parasitt (kap. 2), "grunnvannsproblematikk" (kap. 5) og "brakkvannsspredning" (kap. 6), som ansees å være viktige for forståelsen av bakgrunnen for bekjempelsesaksjonene. I tillegg har vi innhentet erfaringer fra utryddelsesaksjoner som er gjennomført overfor akvatiske organismer i utlandet (vedlegg 1).

På denne bakgrunn har ekspertgruppen (i kap.7) diskutert muligheter og begrensinger ved de ulike metoder i forhold til bekjempelse av parasitten. Ekspertgruppen forstår begrepet bekjempelse todelt: 1) Redusere bestanden av *G. salaris* og/eller 2) utrydde *G. salaris*. I et eget underkapittel om måloppnåelse har ekspertgruppen vurdert metodens egnethet (mulighet for måloppnåelse) i forhold til målene om bestandsreduksjon og utryddelse.

Vi har ikke berørt forhold som har med dyrevern å gjøre og det understrekes at vi ikke har vurdert økonomiske forhold ved de ulike metodene. Det har heller ikke ligget til ekspertgruppens mandat å foreta noen avveining av de ulike metodene eller komme med anbefalinger.

I konklusjonskapitlet (kap. 8) har vi gitt en syntese som inneholder kun det vesentligste av den enkelte metodes muligheter, dens begrensninger og mulighet for måloppnåelse.

2 Parasittens biologi og interaksjoner vert/parasitt

Gyrodactylus salaris er en haptormark (Monogenea) innen dyrerekken flatmark (Platyhelminthes). Parasitten er karakterisert ved et bakre fastheftingsorgan, haptoren, som er utstyrt med 16 mindre kroker (marginalhaker) og to større sentrale kroker (ankere) som den benytter til å feste seg på vertens hud. *G. salaris* er i underkant av en millimeter lang i normal tilstand, men kan strekke seg til flere ganger normal lengde. Den beveger seg rundt på vertens hud ved vekselvis å feste forenden av dyret med et eget kjertelorgan, for så å dra bakkroppen etter seg og feste haptoren. Parasitten ernærer seg av vertens hud.

Et viktig særtrekk ved gyrodactylidene, som er en svært artsrik gruppe av hovedsakelig fiskeparasitter (deriblant *G. salaris*), er at de blir født høygravide og at anlegg til nye fostre kan sees sekvensielt inni hverandre. Dette særegne reproduksjonssettet medfører at parasittene raskt føder sitt første avkom, noe som har stor betydning for populasjonsvekst. *G. salaris* er tvekjønnede og observert å føde inntil 4 avkom i løpet av sitt livsløp, som kan vare i inntil to måneder i kaldt vann. Førstefødte er alltid en klon av mordyret (ukjønnet formering). Senere kan parasitten sannsynligvis reproducere både kjønn og ukjønn. Parring er ingen forutsetning for å produsere etterfølgende avkom. Se Bakke et al. (2007) for en utførlig diskusjon av gyrodactylidenes reproduksjon.

Fisk kan smittes av *G. salaris* ved å komme i direkte kontakt med usmittet fisk, ved kontakt med død infisert fisk, eller ved kontakt med frie parasitter (ikke fastheftet til vertsfisk) i vannmassene eller på elvesubstratet (Bakke et al. 1992). Soleng

et al. (1999) viste at fisk kan smittes av frittdrivende *G. salaris* i vannmassene, selv om dette skjedde relativt sjelden. Fisk som ble gjenfanget etter å ha vært sluppet fritt i infisert elv ble mye raskere infisert, noe som tyder på at kontaktsmitte eller smitte via elvesubstrat er viktigere enn smitte av frie drivende parasitter. I vurderinger gjort av smittespredning mellom vassdrag er det sannsynliggjort at slik spredning i hovedsak, eller muligens alltid, har vært knyttet til spredning av infisert fisk (Johnsen et al. 1999b, Jansen et al. 2005). Som frie parasitter er *G. salaris* observert å kunne overleve i maksimalt 60 timer i kaldt vann (3 °C). Til sammenligning er parasitten observert å overleve på død fisk i inntil 365 timer (mer enn 15 døgn) ved tilsvarende temperatur (Olstad et al. 2006).

Gyrodactylidene regnes som vertsspesifikke, de parasitterer normalt bare én eller et fåtall vertsarter. Det er etter hvert gjort mye eksperimentelt arbeid med *G. salaris* for å undersøke hvordan forskjellige fiskearter, og ulike stammer innen arter av fisk, egner seg som verter for parasitten. I korthet kan erfaringene fra dette arbeidet oppsummeres med at *G. salaris* viser raskest populasjonsvekst på Atlantisk laks, og samtidig minst grad av kontroll slik at tettheten av parasitter på infisert laks raskt blir stor og belastende i infeksjonsforsøk. Dette samsvarer med observasjonene fra infiserte vassdrag i Norge der intensiteten av *G. salaris* infeksjoner gjennomgående er bemerkelsesverdig høy sammenlignet med infeksjoner av andre *Gyrodactylus* arter på annen fisk.

I neste rekke av egnete vertsarter kommer regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*) og røye (*Salvelinus alpinus*). På begge disse artene kan man holde eksperimentelle infeksjoner med *G. salaris* tilsynelatende evig. Parasittene vil imidlertid ikke oppvise like rask populasjonsvekst som på laks, og veksten vil forgå med større grad av kontroll slik at intensiteten av parasitter

på infisert regnbueørret og røye normalt ikke blir belastende stor. Både regnbueørret og røye har hatt, og har, viktig betydning for *G. salaris* utbredelse og bekjempelse i Norge. *G. salaris* har vært påvist på regnbueørret fra i alt 26 fiskeanlegg i Norge og det antas at fisken har medvirket til spredning av *G. salaris* på Østlandet (Mo 1991; Hansen et al. 2003). *G. salaris* har også vært påvist på røye fra avskjermede refugier i Skibotnvassdraget etter rotenonbehandling (Mo 1988) og på røye i Signaldalselva (Knudsen et al. 2004). Nylig ble det dessuten funnet *Gyrodactylus* infeksjon på innsjørrøye fra Buskerud (Robertsen et al. 2007). Disse parasittene er artsbestemt til *G. salaris* og er funnet genetisk svært like med *G. salaris* fra Drammenselva og Lierelva (Hansen et al. 2007). Denne "røyevarianten" av *G. salaris* virker imidlertid ikke å være patogen for laks (Olstad et al. 2007).

Ørret (*Salmo trutta*) er overraskende dårlig egnet som vert for *G. salaris*. I infeksjonsforsøk er infrapopulasjoner observert å dø ut etter omkring 50 dager (Jansen & Bakke 1995). Dette er imidlertid mye lenger enn overlevelse av frittlevende *G. salaris*, noe som viser at parasitten i noen grad må ernære seg og reproducere på ørret. Det kan således ikke utelukkes at ørret kan spille en rolle for spredning av *G. salaris*. Harr (*Thymallus thymallus*) og sik (*Coregonus lavaretus*) kan sammenlignes med ørret med hensyn på vertsegenskaper. Ferskvannfisker utenfor laksefamilien egner seg dårlig som verter for *G. salaris*. Uavhengig av fiskeart kan imidlertid *G. salaris* tenkes å feste seg på fisk den kommer i kontakt med, slik at fisken kan tenkes å bidra til spredning av parasitten (transport vert).

Temperatur

Alle livsprosesser til *G. salaris* influeres av vanntemperatur. Både fødselsraten og dødsraten til parasitten øker med økende vanntemperatur. På bakgrunn av

temperatur-spesifikke fødselsrater og dødsrater er parasittens maksimale potensial for populasjonsvekst beregnet, og dette kan uttrykkes ved at parasittene kan fordobles i antall hver 3. – 4. dag i vanntemperaturer fra 13 til 19 °C. Under slike forhold kan én parasitt tenkes å bli opphav til rundt 1000 parasitter på én måned. I kaldere vann reduseres populasjonsveksten vesentlig (Jansen & Bakke 1991). Også transmisjonraten til *G. salaris* mellom vertsfisk øker med økende vanntemperatur (Soleng et al. 1999). I infiserte lakspopulasjoner i naturlige vassdrag finner man normalt de høyeste infeksjonene, for eksempel høye antall parasitter pr. laksunge, fra sommer og utover høstparten. Infeksjonene går så ned over vinteren (se for eksempel Johnsen og Jensen, 1992; Mo 1992; Jansen og Bakke 1993). Denne populasjonsdynamikken er sannsynligvis delvis drevet av temperatur. Samtidig spiller antakelig parasittens interaksjon med verten, særlig laksungene, en viktig rolle. Herunder kan nevnes prosesser som at intenst infiserte laks kan dø, laksungenes evne til å tåle og bekjempe infeksjoner (resistens) kan variere og at vertstetthet og alderssammensetning i seg selv vil variere stort over året. Dessverre har man fremdeles liten innsikt i de populasjonsdynamiske prosessene som er viktige for forekomst av *G. salaris* og laks i naturlige vassdrag.

Saltholdighet

G. salaris er en ferskvannsparasitt og dør etter kort tid i fullt sjøvann. Forventet levelengde til parasitten øker når saltholdighet i vannet reduseres og ved lave vanntemperaturer. En nærmere beskrivelse av *G. salaris* overlevelse som funksjon av saltholdighet og temperatur er gitt i kapittel 6.

3 Beskrivelse av de ulike metoder

3.1 Sperrer

En viktig funksjon til alle fiskesperrer i smittede vassdrag er å hindre oppvandring av mulige vertsfisker for en kortere eller lengre periode. I denne forbindelse er det snakk om total avsperring av fisk som kan være verter for *G. salaris*. En viktig forutsetning for bygging av sperrer er at det ikke finnes faste vertsbestander ovenfor sperrepunktet. Ut fra funksjonstid og primærfunksjon kan fiskesperrer inndeles i langtidssperrer (kap. 3.1.1) og korttidssperrer (kap. 3.1.2).

Avsperring av oppvandring hos fisk kan skje på flere ulike måter:

1. Avstenging av kunstig fiskepassasje ved naturlig vandringshinder
2. Sperrekonstruksjon med fall som ikke kan forseres av oppvandrende fisk
3. Sperrekonstruksjon med rist eller gitter som ikke kan passeres av fisk
4. Kjemiske sperrer som hindrer fisk i å vandre opp i vassdragsavsnitt
5. Elektriske sperrer som hindrer fisk i å vandre opp i vassdragsavsnitt

Alle disse metodene er benyttet i norske vassdrag i ulike forbindelser. I smittede vassdrag har man stengt av fisketrapper og etablert fallsperrer, og det er benyttet kjemiske sperrer i bekker og små sideløp for å hindre forflytning av fisk under kjemiske behandlinger. Fysiske sperrer uten fall (ristsperrer) og elektriske sperrer er foreløpig ikke benyttet i smittede vassdrag i Norge, men er benyttet i andre sammenhenger som ved inntak og utløp av kraftverk.

Direktoratet for naturforvaltning nedsatte i 2000 en tverrfaglig ekspertgruppe som blant annet skulle vurdere bruk av fiskesperrer i vassdrag infisert av *Gyrodactylus salaris*. Ekspertgruppa

vurderte blant annet biologiske og tekniske krav til fiskesperrer (Thorstad et al. 2001):

- Biologiske krav som må være oppfylt for at sperrebygging skal være aktuelt,
- Biologiske krav for at fiskesperra skal kunne fungere effektivt,
- Tekniske krav for å oppnå funksjon og tilstrekkelig kapasitet mot påkjenninger.

Ekspertgruppa vurderte sperremuligheter i alle vassdrag der det var identifisert smitte, med unntak av vassdrag der det allerede var igangsatt kjemiske utryddingstiltak. Det var spesielt fokus på bruk av langtidssperrer i rapporten fra ekspertgruppa (Thorstad et al. 2001):

"Det er avdekket store muligheter for bygging av fiskesperrer, både i sidevassdrag og store hovedvassdrag. Det er teknisk mulig å bygge langtidssperrer i minst 19 av vassdragene som er vurdert i utredningen. Bekjempelse av G. salaris ved hjelp av langtidssperrer og brakklegging av elvestrekninger kan potensielt redusere behovet for kjemisk behandling av minst 390 km elvestrekninger i norske vassdrag som er infisert med G. salaris".

3.1.1 Langtidssperrer

Den primære funksjonen til langtidssperrer er å fjerne alle potensielle verter for *Gyrodactylus salaris* fra vassdragsområdene oppstrøms sperrestedet. Dette skjer ved at tilgangen på nye vertsfisker avsnøres ved sperrestedet, og ved at vertsfisk ovenfor enten dør eller vandrer ut som smolt. En tilleggsfunksjon er at slike sperrer forenkler kjemiske behandlinger, i første rekke gjennom at mindre vannarealer og -volumer må behandles med kjemikalier. I vassdrag med lakseførende innsjøer, grunnvannspåvirkete områder eller vanskelige tilgjengelige vassdragsavsnitt (elvegjel), vil det være en spesielt stor fordel å etablere langtidssperrer.

Funksjonstiden til fiskesperrer vil ikke bare avhenge av formålet til sperren, det vil si om det er en korttidssperre eller langtidssperre. Funksjonstiden vil også avhengig av hvilke langtidserverter som finnes i vassdraget (laks, regnbueaure, sjørøye), og ikke minst hvilken livshistorie de aktuelle vertene har. I smittete vassdrag med laks som eneste langtidservert har Thorstad et al. (2001) gjort følgende vurderinger med hensyn til fiskesperrers funksjonstid:

"Sperra må stå i tilstrekkelig mange år til at alle laksunger har vandret ut av vassdraget eller er døde. Laksungene vandrer vanligvis ut fra vassdraget når de er 2-5 år gamle, men høyere alder kan forekomme. Smoltalderen er høyest i de næringsfattige og kalde vassdragene, og er derfor høyest i de nordligste vassdragene. Laksunger av hannkjønn kan bli kjønnsmodne før de vandrer ut i sjøen og kalles da gyteparr. Gyteparr kan bli fem år gamle i Sør-Norge og enda eldre i vassdrag i Nord-Norge. Ei sperre bør derfor ha en minimum funksjonstid på fem år, men om funksjonstiden bør være lengre er avhengig av maksimumsalder for smoltifisering og gyteparr i det aktuelle vassdraget. Hvis en er usikker på alder for smoltifisering og gyteparr i vassdraget, bør en sikkerhetsmargin legges inn i forhold til dette.

Det er sjelden at ei sperre kan bygges helt nede i utløpet av elva, så etter at sperra har virket i så mange år at alle laksunger ovenfor sperra er borte, må elvestrekningen nedenfor sperra behandles kjemisk. Etter kjemisk behandling er sikkerhetsmarginen fem år før behandlede strekninger friskmeldes. Ei sperre bør fortsatt stå i denne perioden, inntil en er sikker på at den kjemiske behandlingen nedenfor var vellykket og at den ikke behøver å gjentas. Dette betyr at ei sperre bør stå i til sammen ca 10 år hvis den kjemiske behandlingen er vellykket, og lengre i vassdrag med høyere alder for

smolt eller gyteparr, eller hvis den kjemiske behandlingen ikke lykkes i første omgang.

Følgende formel kan benyttes for å beregne hvor lenge sperra bør stå: Sperretid = maksimum påviste smoltalder i vassdraget - alder på yngste laksunger oppstrøms sperra når den kommer i drift + tillegg for gyteparr hvis maksimum alder er høyere enn maksimum smoltalder + sikkerhetsmargin".

I Norge er det benyttet to ulike former for langtidssperrer. Den vanligste og enkleste formen for fysisk avstengning er å stenge eksisterende fisketrapp. Dette er gjort i Lakselva i Misvær, Lærdalselva, Oгна, Ranaelva, Vefsna, Drevja, Fusta og Hundåla. I tilknytning til fossefall der oppvandring forutsetter en effektiv fisketrapp (absolutte vandringshindre), kan det være tilstrekkelig å stenge luker i fisketrappen. I fossefall der fisketrappene er bygd for å lette oppvandringen av laksefisk (delvise vandringshindre), må det suppleres med andre fysiske tiltak for å stanse oppvandringsmulighetene under alle vannføringsforhold.

Den andre formen for langtidssperre som er benyttet er en fysisk konstruksjon som etableres i et område uten naturlig vandringshinder. En slik fiskesperre er benyttet i Figga i Nord-Trøndelag. Hovedfunksjonen til denne langtidssperra var å hindre oppvandring av laks i det om lag 20 km² store Leksdalsvatnet, som fra naturens side har minst én lakseførende tilløpselv. Fiskesperra i Figga ble bygd i 1988 og er fremdeles i funksjon.

Erfaringene med bruk av langtidssperrer fram til i dag, både i forbindelse med fisketrapp og i åpne vassdragsavsnitt, tilsier at dette kan være en svært effektiv måte for å fjerne smitte fra ovenforliggende områder. Metoden kan likevel være sårbar under gitte forhold. Fiskesperra i Figga er ved minst to

anledninger påført større skader som følge av ekstreme flom- og isforhold. I Fusta vandret det under svært spesielle vannføringsforhold både laks og sjøaure forbi den avstengte fisketrappa. Påfølgende laksegyting er senere bekreftet gjennom funn av laksunger oppstrøms sperrestedet. I Drevja har enkeltpersoner tatt seg til rette og flyttet fisk forbi den avstengte sperra. Følgelig kan det ha blitt flyttet forbi laks og ikke minst hybrider mellom laks og aure, som feilaktig har blitt identifisert som sjøaure.

Alternative sperremetoder

I 2001 ble det arrangert en tverrfaglig idédugnad om fiskesperrer i Stjørdal (Thorstad 2001). Formålet med idédugnaden var å komme fram til sperrekonsepter som kunne benyttes helt nederst vassdrag, om mulig så langt nede at det ikke ville være mulig for laks å gyte i vassdraget. Det var spesielt ulike former for ristsperrer som ble vurdert. Ristsperrer skal i prinsippet sile gjennom elvevann og mesteparten av flytende organisk materiale, men skal hindre fisk i å vandre gjennom sperrekonstruksjonen og oppover vassdraget.

Selv om ambisjonsnivået for en ristsperre bare er å hindre kjønnsmoden laks å vandre opp, slik at åpningene på ristene kan være forholdsvis brede, vil det være knyttet betydelige utfordringer til å få slike konstruksjoner til å fungere. I store vassdrag med betydelig isgang og store flommer, vil det bli svært kraftige påkjenninger på sperrekonstruksjonen. Det må dessuten påregnes betydelige kostnader med å holde ristene fri for organisk materiale og annet som driver med elvestrømmen. Det var følgelig enighet på idédugnaden om at ristsperrer neppe vil fungere i de aktuelle, smittete vassdragene.

Når det gjelder elektriske sperrer ble det på idédugnaden fokusert på sikkerhetsmessige forhold, sårbarhet for funksjonssvikt i

forbindelse med ekstern strømstans, samt sårbarhet for intern svikt i de elektriske komponentene. I og med at en langtidssperre i prinsippet må fungere absolutt hele tiden i mange år, vil en sperrekonstruksjon som avhenger av elektrisitet være langt mer sårbar enn fysiske konstruksjoner som en steinterskel eller en betongdam. Det ble likevel vurdert at elektrisk sperre gjerne kunne utprøves i kombinasjon med en mer tradisjonell fiskesperre, for å øke sikkerheten for at fisk ikke kan passere.

I de senere år har det skjedd en betydelig utvikling innenfor elektriske sperrekonsepter. Det kanadiske firmaet Smith-Root produserer elektriske fiskesperrer som i dag benyttes på flere lokaliteter i USA. Felles for disse elektriske sperrekonseptene er at det benyttes likestrøm, samt at de elektriske pulsene er svært korte. Dette reduserer risiko for skade på mennesker og dyr betydelig, sammenlignet med om det hadde blitt benyttet vekselstrøm med lengre pulser. I tillegg kan det benyttes elektriske felt med gradvis økende styrke, slik at oppvandrende fisk opplever ubehag lenge før skade oppstår.

3.1.2 Korttidssperrer

Den primære funksjonen til korttidssperrer er å forhindre vandring av potensielle vertsfisk mellom vassdragsområder i løpet av en behandlingsperiode. En tilleggsfunksjon er at slike sperrer kan forenkle kjemisk behandling, gjennom at sperrene muliggjør seksjonsvise behandlinger av komplekse vassdragssystem. En prinsipiell forskjell ved benyttelse av korttidssperrer istedenfor langtidssperrer er at utryddings tiltak iverksettes før området oppstrøms sperreområdet er antatt fri for verter og parasitter.

I prinsippet kan korttidssperrer være ved bruk av kjemikalier eller ved fysiske innretninger. I norske vassdrag har man bare benyttet fysiske korttidssperrer. En

korttidssperre ble første gang benyttet i Aureelva i forbindelse med rotenonbehandlingen av Aureelva/Vikelva i Sykkulven (kfr. kap. 4.6). Fiskesperra i Aureelva ble bygd i 1986 og fjernet i 1992 i forbindelse med friskmelding av vassdraget.

Senere ble korttidssperrer også benyttet i forbindelse med utryddelsesaksjonene i Steinkjerregionen i 2001-2002. De til sammen fire korttidssperrere (se kap. 4.17) består av naturlige materialer som stein og treverk. Sperrere ble konstruert slik at de garantert ikke skulle slippe opp laksunger i behandlingsperioden.

I forbindelse med utryddelsestiltakene i Ranaregionen i 2003-2004 (se kap. 4.23) ble det sommeren 2003 bygd en korttidssperre i Leirelva, det største sidevassdraget til Røssåga. Denne fiskesperra ble bygd etter samme modell (terskel + horisontalrist) som langtidssperra i Figga. Primærfunksjonen til Leirelv-sperra var likevel av svært kortsiktig natur; å hindre oppvandring og gyting av laks etter at bestandsreducerende behandling ble gjennomført høsten 2003. En tilleggsgevinst ville være om sperra var i funksjon fram til avsluttende behandling sommeren 2004.

En kraftig regnflom i september 2003 medførte imidlertid at deler av sperrekonstruksjonen kollapset. Det ble derfor utført vesentlige utbedrings- og forsterkingsarbeider, som har bidratt til at sperrekonstruksjonen fremdeles er intakt og i funksjon. Etter lokalt påtrykk har man valgt å avvente fjerning av sperra inntil videre, i første omgang inntil hele smitteregionen blir friskmeldt. Fiskesperra blir i dag benyttet til fangst av stamfisk, etter at det ble bygd inn et eget fangstkammer. Funksjonen til sperra har følgelig blitt omdefinert underveis.

3.2 Kjemisk behandling

3.2.1 Rotenon

Hovedmålet med rotenonbehandling av *G. salaris* - infiserte vassdrag er å utrydde all vertsfisk slik at parasitten mister livsgrunnlaget og dør ut.

Rotenon er en naturlig plantegift som framstilles fra røttene av tropiske og subtropiske erteplanter i familien Leguminosae, som finnes blant annet i Sør-Amerika, Nord-Amerika, sørøstlige Asia og Australia. Rotenon ble første gang ekstrahert på 1890-tallet av en fransk vitenskapsmann, og fikk da navnet nicouline etter opphavspflanzen *Lonchocarpus nicou*. I tillegg til planteslekten *Lonchocarpus* er det spesielt planter fra slekten *Derris* som har blitt benyttet til naturlig framstilling av rotenon (Ugedal 1986).

Rotenon som fiskegift

Rotenon har trolig siden førhistorisk tid vært benyttet av innfødte i Sør-Amerika og østlige Asia for å immobilisere og fange ferskvannsfisk (Ugedal 1986). Den opprinnelige metoden besto av mekanisk bearbeiding av røttene av rotenonholdige erteplanter og utvasking av virkestoffet i området som skulle behandles. Rotenon i pulverform har siden 1930-tallet vært benyttet som piscicid i USA. Rotenon er imidlertid forholdsvis tungt løselig i vann, og må derfor tilsettes spesielle kjemikalier for å få god innblandingsevne i vann. I Europa har det vært mest vanlig å benytte flytende rotenonblandinger med diverse tilsetningsstoffer i tillegg til rotenon (se nedenfor).

I Norge er det spesielt tre rotenonblandinger (rotenonformuleringer) som har vært benyttet: Pro-Noxfish, PW Rotenon og CFT-Legumin. Pro-Noxfish er en emulgerbar væske med 2,5 % rotenon og 2,5 % synergist (sulfoksyd). Funksjonen til synergisten er å samvirke med rotenon og øke gifteffekten, selv om synergisten

isolert sett ikke har noen toksisk effekt. Pro-Noxfish ble benyttet fram til slutten av 1980-tallet, da rotenonformular PW Rotenon gradvis tok over. PW Rotenon har samme rotenoninnhold (2,5 %) som Pro-Noxfish, men har piperonylbutoksyd som synergist (2,5 %). I tillegg til disse aktive komponentene hadde dette rotenonpreparatet det biologisk nedbrytbare emulgeringsmiddelet Berol 931, samt løsningsmiddelet Solvesso 100, som består av aromatiske hydrokarboner (Direktoratet for naturforvaltning 1995).

Etter at det ble dokumentert at noen av tilsetningsstoffene i PW Rotenon kunne ha uheldige, utilsiktede effekter på vannmiljøet, ble det gjort diverse endringer av det kjemiske formularet på 1990-tallet. Innholdet av rotenon var det samme som før (2,5 %), og piperonylbutoksyd ble beholdt som synergist. Alle de øvrige tilsetningsstoffene ble imidlertid erstattet med kjemikalier som skal ha mindre miljøskadelige effekter. De viktigste løsningsmidlene i CFT-Legumin er dietylenglykolmonoetyler (58 %), ester av tallfettsyre (20 %) og N-metylpyrrolidon (10 %). CFT-Legumin er benyttet i norske vassdrag fra og med 1997.

Utviklingstrekk i bruken av rotenon i Norge

I perioden 1960-1980 ble rotenon primært benyttet for å fjerne uønskete fiskearter fra mindre innsjøer og begrensede vassdrags-avsnitt. Bakgrunnen for tiltakene var oftest at fremmede fiskeslag var introdusert eller spredt til vannforekomster, med påfølgende negativ effekt på de stedege fiskebestander. Disse tiltakene ble ofte gjennomført i regi av den aktuelle fiskerikonsulenten (forløper til fiskeforvalter ved fylkesmannsembetet). I perioden 1960-1975 ble det gjennomført til sammen 135 behandlinger med rotenon i norske vassdrag (Ugedal 1986).

Det er ikke bare det kjemiske formularet som har blitt forandret, men også behandlingsmåten har endret seg siden de første rotenonbehandlingene på 1960-tallet. Disse endringene var en naturlig konsekvens av at man beveget seg fra stillestående til rennende vann, og fra relativt avgrensede vannforekomster til større vassdragsavsnitt. I rennende vann er man avhengig av lengre utdoseringsperioder på hvert doseringspunkt enn i stillestående vann, og det er også behov for å koordinere doseringer i ulike deler av behandlingsområdet. I stillestående vann er hovedutfordringen å få en forholdsvis jevn dosering i alle deler av vannforekomsten, og tidsaspektet er ikke like viktig som i rennende vann.

Første gang rotenonblanding ble benyttet for å fjerne *Gyrodactylus salaris* fra et vassdrag var i Vikja i Sogn i 1981. Både høsten 1981 og våren 1982 ble det gjennomført fullskala behandling med bruk av rotenonpreparatet PW Rotenon (kfr. kap. 4.1). På denne tiden var rotenonbehandling av elver et relativt ukjent område. I årene som fulgte gjennomgikk derfor rotenonbehandling som metode en betydelig utvikling i regi av Fylkesmannen i Møre og Romsdal både med hensyn til planlegging og gjennomføring. Det ble utviklet et mangfold av utdoseringsutstyr i form av perforerte slanger, tåkesprøyter og kanner tilpasset ulike lokaliteter (kfr Aspås & Brun1994).

I de senere årene er utstyret ytterligere forbedret. Under en rotenonbehandling for å fjerne ørekyt fra Hardangervidda i 2000 ble det tatt i bruk utdoseringsutstyr som kraftige vannpumper og brannslanger. Med dette utstyret ble det mulig å dosere effektivt over større områder, spesielt i overgangssonen mellom vann og land, i sumpområder og myrlandskap. Pumpeteknologien ble videreutviklet i Figga og Steinkjervassdragene i perioden 2001-2002, der det i stor skala ble benyttet

pumper både i hoveddoseringspunkt og ved bruk av mobile pumpestasjoner. Omfanget av mobile, båtbaserte pumpestasjoner ble økt ytterligere i behandlingene av vassdragene i Ranaregionen i 2003-2004, der det også ble tatt i bruk større flåter som virket som påfriskningsstasjoner i nedre deler.

I de siste årene har man i større grad benyttet såkalte dryppstasjoner for å utdosere små mengder kjemikalier over lang tid. En funksjon til dryppstasjoner er å behandle effektivt i små vannforekomster som er tidkrevende eller metodisk vanskelig å behandle manuelt. En viktig tilleggfunksjon i enkelte tilfeller er å forhindre at laksunger forflytter seg opp i sideløp under utdosering i hovedstrengene. Under behandlingene på Hardangervidda og i Steinkjer ble det benyttet et stort antall dryppstasjoner. Størrelsen varierte fra 20 liters dunker i små bekkedrag til 200 liters fat i større bekkesystem. Sammen med bruk av små korttidssperrer (kfr. kap. 4.17) tilstrevde man seksjonsvise behandlinger av det komplekse Steinkjervassdraget.

Etter mislykkete utryddingstiltak i større vassdrag som Skibotnelva (1988/1995), Rauma (1993), Steinkjervassdraget (1993) og Lærdalselva (1997), ble det stor fokus på hvordan tiltakene ble gjennomført. Et utvalg ble nedsatt for å belyse den etablerte metodikken med tanke på forbedringer (Haukebø et al. 2000). En av de sentrale tilrådingene fra utvalget var at man måtte gjennomføre gjentatte behandlinger. Behov for gjentatte behandlinger ble også understreket av en rådgivingsgruppe oppnevnt av DN som vurderte planene for rotenonbehandling av Steinkjervassdraget og Figga (Fjeldstad et al. 2000). Utryddingstiltakene i Steinkjerregionen og Ranaregionen var de første eksemplene på dette. De smittede vassdragene ble behandlet minst to ganger innenfor en periode på 1-2 år (kfr. kap. 4.17 og kap. 4.23). Strengt tatt kan likevel bare én behandling per vassdrag regnes som

fullskala, slik at vi fortsatt står igjen med Vikja som eneste norske eksempel på to fullskala rotenonbehandlinger i en aksjon for å utrydde *G. salaris* fra et vassdrag.

Over tid har det også skjedd endringer i konsentrasjonen av rotenonløsning som ble brukt. I eldre litteratur er anbefalingen: "Rotenonbehandling av elver krever generelt minst en dose på 6 ppm-timer av 5 % rotenonpreparat, tilsatt som 1 ppm i 6 timer for å utrydde ugrasfisk, selv over kortere elvestrekninger" (Engstrøm-Heg et al. 1978). For behandling av lengre elvestrekninger foreslåes tilsetning av 5 ppm i 30 minutter, fulgt av 1 ppm i 5 timer og avslutningsvis 5 ppm i 30 minutter til sammen 10 ppm-timer (Engstrøm-Heg et al. 1978, Ugedal 1986). I de tidligste norske aksjonene ble disse anbefalingene fulgt i stor grad og det ble også brukt høyere konsentrasjoner enn 1 ppm (kfr. kap 4.2, 4.3, 4.4, 4.5, 4.6 og 4.7). I 1992 satte imidlertid Statens Forurensningstilsyn (SFT) som vilkår for tillatelse til rotenonbehandling av Rauma at "konsentrasjonen kan bare helt lokalt overstige 0,5 ppm" (brev fra SFT til Fylkesmannen i Møre og Romsdal av 8.5.1992). Dette vilkåret ble utvilsomt etterkommet for Aspås og Brun (1994) som omtaler rotenonbehandlingene i Møre og Romsdal understreker at "ved behandling blir det lagt vekt på å benytte en lav rotenonkonsentrasjon (0,5 ppm) for at skadevirkningene på andre vannlevende organismer enn fisk skal bli så lav som mulig".

Det samme ønsket om å minimalisere skader på andre vannlevende organismer kan ha vært en viktig årsak til at man på 1980 - tallet endret strategi fra to "fullskala" behandlinger (Vikja) til enkle behandlinger innenfor en kort periode i løpet av en dag (små elver) eller få dager (større elver). Det var dessuten vanskelig å få til to fullskala behandlinger av mannskapsmessige og praktiske årsaker og på grunn av svært begrensede økonomiske

ressurser (Trond Haukebø, Fylkesmannen i Møre og Romsdal, pers. medd.).

Hensynet til mulige skader på miljøet var i fokus også ved rotenonbehandlingene i Ranaregionen i 2003 - 2004. Vedtaket om rotenonbehandling ble gitt av Miljøverndepartementet (brev fra MD til Fylkesmannen i Nordland av 5.8.2003) med Direktoratet for naturforvaltning, Statens Forurensningstilsyn, Landbruksdepartementet og Fiskeridepartementet som høringsinstanser. Tillatelsen ble begrenset til 11 000 liter rotenonløsning (CFT-Legumin) til et tredelt behandlingsopplegg av de aktuelle vassdragene og i vilkårenes pkt. 3 ble det presisert at "*behandlingene skal så vidt mulig gjennomføres når vannføringen er optimal i forhold til å oppnå tilstrekkelig konsentrasjon med lavest mulig kvantum rotenonløsning. I den grad det er mulig skal behandlingstidspunktet også optimaliseres med hensyn på nedbrytning av CFT-Legumin*".

I en rapport som beskriver kombinasjonsbehandlingen av vassdragene i Halsan-regionen i oktober 2007 heter det imidlertid: "*Ved behandling med CFT-Legumin mot laks skal det doseres slik at all fisk i det behandlede område eksponeres for en konsentrasjon på minst 0,5 ppm CFT-Legumin. For å ta høyde for ufullstendig innblanding og nedbrytning doseres det vanligvis til en konsentrasjon på 1 ppm CFT-Legumin*" (Moen et al. 2008).

3.2.2 Surt Aluminium

Det er ekspertgruppas forståelse at hovedmålet med AIS behandlingene er å redusere bestanden av *G. salaris* uten alvorlige skader på laks og andre forsuringfølsomme organismer. AIS har hovedsakelig blitt benyttet i kombinasjon med rotenon i kampen mot *G. salaris* (kfr. kap 3.2.3). AIS-metoden er utviklet gjennom laboratorieforsøk over flere år før den ble ytterligere utviklet gjennom

storskala feltforsøk for vassdrag fra 2004. Metoden er ikke kjent benyttet utenfor Norge.

AIS er betegnelsen på aluminiumsulfat ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) løst i svovelsyre (10-30% H_2SO_4). AIS blir produsert av Kemira Chemicals AS og er et kommersielt tilgjengelig produkt. I sur løsning vil Al foreligge som lavmolekylære Al kationer (Ali), (Sposito 1996). Ved tilsetning av surt Al til vann vil konsentrasjonen av Al kationer øke og sammen med svovelsyre vil dette redusere pH i vannet. Reduksjonen av vannets pH er avhengig av vannets bufferkapasitet, som er vannets evne til å motstå en reduksjon i pH. For å opprettholde en ønsket konsentrasjon av Ali i vannet er det nødvendig å opprettholde en lav nok pH.

Behandling med AIS tar utgangspunkt i et terapeutisk vindu der konsentrasjonen av Ali er så høy at den er giftig for *G. salaris*, samt at konsentrasjonen av Ali er så lav at den ikke medfører alvorlige skader på verten og andre akvatiske organismer. Ionestyrke og humusinnhold påvirker behandlingsvinduet. Strategien under en behandling er å produsere riktig pH og Ali-konsentrasjon lenge nok i ulike vannkvaliteter og ved alle behandlings-akseptable vannføringer. Utdoseringen av AIS-løsning og syre pågår over 14 dager og det er et mål å ha optimal behandling sammenhengende i 7 - 9 dager. Ønsket dosering var under den aller første aksjonen i fiskeanlegget i Bjerka (kfr. kap. 4.23) å tilføre totalt 200 μg Al/L. Strategien har i ettertid endret seg og i kombinasjon med rotenon har optimal vannbehandling for AIS delen vært pH 5.5-6.0 og Ali konsentrasjon på 20-80 μg Ali/L (kfr. kap. 3.2.3).

Under behandling med AIS måles konsentrasjon av Ali i vannet ved bruk av feltfraksjoneringssteknikker (Barnes 1976, Driscoll 1984). Ali dose og varighet av Ali dose kan derfor enkelt kontrolleres. Under

de første behandlingene ble fisk plassert i kar langs elvebredden. Vann oppstrøms enkelte påfriskningstasjoner ble tilført karene og effekt av Al doseringen på infeksjonen av *G. salaris* ble fulgt under behandlingene. Under de siste behandlingene med AIS har innsamling og undersøkelse av fisk i vassdraget erstattet bruk av fisk i kar. Det har også vært benyttet individmerking av laksunger for å undersøke parsittinfeksjon før og etter behandling, samt å dokumentere om fisken flyttet seg under behandlingene (kfr. kap. 4.8).

Aluminium i vann

Al og SO_4^{2-} er naturlige ioner i vann, men konsentrasjonen av Al er normalt lav i vann som følge av lav løselighet i vannkvaliteter med pH nivåer 6.5-7.5. I sure vannkvaliteter kan imidlertid konsentrasjonen av løst Al være høy.

I vannet kan Al foreligge på ulike tilstandsformer fra enkle lavmolekylære Al former, slik som Al kationer og hydrolyseprodukter, komplekser og polymere, til kolloider og partikler (Salbu and Oughton, 1995). De lavmolekylære Al tilstandsformene er de mest mobile. Fordelingen av de ulike Al tilstandsformene er avhengig av variabler som pH, temperatur, ionestyrke og av andre organiske og uorganiske elementer (ligandere) i vannet. I sure Al rike vannkvaliteter (pH<5.5) vil løst Al foreligge som Al kationer. I vannkvaliteter med pH 6.5-7.5, vil konsentrasjonen av Ali være lav og i alkaliske vannkvaliteter med pH > 8 vil Al foreligge som aluminat, negativt ladde Al-anioner (Hem and Roberson, 1967). Ved tilsetning av Al-kationer til vann eller en økning av pH i surt Al rikt vann vil Al-kationer raskt hydrolysere og polymerisere og endre ladning og størrelse, transformasjonshastigheten er blant annet avhengig av variable som pH og temperatur. Fordelingen av de ulike Al tilstandsformene er også avhengig av

konsentrasjonen av Al-ligandere som eksempel silisium og organisk materiale (Birchall et al., 1989, Vance et al., 1996). I sure humøse vannkvaliteter vil organiske – Al komplekser dannes og den prosentvise andelen av lavmolekylært Al vil være mindre enn i sure Al rike humusfattige vannkvaliteter.

Aluminium og giftighet på G. salaris – kontrollerte forsøk

Det har vært observert at tettheten av parasitter i forsurede vannkvaliteter har vært lavere enn i ikke forsurede vannkvaliteter (Marcogliese & Cone, 1996, Halmetjoa et al. 2000, Lydersen et al. 2004). Dette ga indikasjoner på at metaller, slik som Al, har innvirkning på parasitter, for eksempel lakseparasitten *G. salaris*. I 1996 ble det for første gang rapportert at Al har effekt på lakseparasitten *G. salaris* (Soleng et al., 1996). Kort tid etter ble det dokumentert at Al løst i vann har betydelig sterkere effekt på *G. salaris* enn på atlantisk laks (*Salmo salar* L) (Soleng et al., 1999). Laksen regnes som en av de mest følsomme fiskeartene for Al i ferskvann (Grande et al., 1978, Poleo et al., 1997). Flere laboratoriearbeid og felttester har i ettertid bekreftet at Al i surt vann har betydelig effekt på *G. salaris* og sterkere på *G. salaris* enn på laks (Poleo et al., 2004, Lydersen et al., 2002, Lydersen et al., 2004, Hytterød et al., 2005, Pettersen et al., 2006a, 2006b, 2007, Kjøsnes et al., 2007). Laboratorieforsøk har også dokumentert at andre parasitter (*Gyrodactylus derjavini*, *G. Macronychus* og *Anodonta anatina glochidia*) er følsomme for Al (Pettersen et al., 2006c). Resultater fra Grimsmo (2000) antydte at eliminering av *G. salaris* skyldes direkte effekt av Al og ikke indirekte via verten. Soleng et al., (2005) dokumenterte også at *G. salaris* kan reproducere når Al dosen stopper, og tilnærmet med samme eksponentielle vekst som for *G. salaris* i ubehandlet vann. Det er derfor viktig å opprettholde en tilstrekkelig høy Al konsentrasjon over en tilstrekkelig lang

tidsperiode for å eliminere *G. salaris*. Al dosen oppad begrenses imidlertid ved at det ikke ønskes fiskedød eller betydelig negative effekter på fisk.

Det har siden 1990-tallet vært velkjent at de lavmolekylære positivt ladde Al tilstandsformene er giftige for akvatiske organismer som fisk (Rosseland & Staurnes, 1994, Lydersen et al., 1994, Gensemer & Playle, 1999). Positivt ladd Al i vann kan avsettes på fiskegjeller og medføre problemer med ioneregulering og/eller respirasjon (Muniz & Leivestad 1980, Wendelaar Bonga, 1997). Formen for Al har også vist seg å være avgjørende for effekt på *G. salaris*. I de første laboratorieforsøkene med Al og *G. salaris* var det imidlertid kun fokus på konsentrasjon av totalt Al som ble tilsatt og ikke fokus på tilstandsformen til Al. Disse forsøkene viste betydelig reduksjon i abundans (antallet) av *G. salaris* på laks i surt vann (pH 5.0-5.9) etter tilsetning av surt Al (Soleng et al. 1999, Poleo et al., 2004, Soleng et al. 2005) og at eliminering av *G. salaris* var dose avhengig (Poleo et al., 2004). Totale Al doser lavere enn 90 µg/L ga liten eller ingen effekt og parasitten overlevde i mer enn 29 dager ved pH 6.1. Dosering av 100- 200 µg Al/L ga betydelig effekt og eliminering av *G. salaris* etter 4-9 dager ved pH 6.1. Høyeste Al dose eliminerte parasitten også raskere enn lavere Al dose.

Utvikling i bruk av AIS i Norge for å redusere bestanden av G. salaris i vassdrag
AIS som eneste kjemikalie har kun blitt benyttet storskala i tre behandlingsaksjoner mot *G. salaris*: Genanlegget i Bjerka 2002 (Lydersen et al., 2002), i Batnfjordelva 2003 (Lydersen et al., 2004) og i Lærdalselva våren 2005 (Pettersen et al., 2007). I ettertid har AIS blitt benyttet i kombinasjon med rotenon i kampen mot parasitten (kfr. kap. 3.2.3).

Første gang AIS ble benyttet for å fjerne *G. salaris* i fullskala var i 2002 i Statkrafts

genbank i Bjerka, Nordland fylke (kfr. kap. 4.23). Doseringsmålet var å øke den totale Al konsentrasjonen med 200 µg/l. Al behandlingen ble først basert på aluminiumsklorid i sur løsning (HYPAX-18) uten å oppnå positive resultater. Al kjemikaliet ble så endret til aluminiumsulfat i sur løsning (AIS). Først ved svært høye doser på 1200 µg Al/L ble god effekt på parasitten oppnådd. Erfaringene bidro til å endre strategi fra å tilsette en gitt dose med totalt Al til å opprettholde en vis konsentrasjon av aluminium kationer (Ali) i vannet. Basert på erfaringer fra Bjerka behandlingen ble det derfor i ettertid lagt stort fokus på å holde pH under 6.0 i vannet for å oppnå høy dose av Ali. På den måten kunne også Al-tilsetningen reduseres vesentlig (lav totaldose). For å oppnå ønsket pH og Ali konsentrasjon lenge nok i ulike vannkvaliteter og ved alle behandlingsakseptable vannføringer har det vært benyttet ulike doseringsteknikker i elver og store sidebekker. I det første forsøket med AIS behandling i et vassdrag (Batnfjordelva 2003, kfr. kap. 4.8) ble det benyttet AIS løsninger med varierende syreinnhold og aluminiumsinnhold tilpasset den aktuelle vannkvaliteten. Tilsvarende løsninger ble også benyttet i Lærdal våren 2005. Doseringen var basert på vannføring, men det var problemer med å opprettholde jevn pH ved endringer i vannets bufferkapasitet. I aksjoner fra 2006 hvor AIS har vært benyttet i kombinasjon med rotenon har det blitt benyttet egne svovelsyreløsninger for å justere ned pH og egne AIS løsninger for å tilsette ønskede konsentrasjoner av Ali (kfr. kap. 3.2.3). I dag blir det benyttet egne syredoseringer hvor styringsenheten er koblet til en pH måler og egne AIS doseringer hvor styringsenheten er koblet til en vannstandsmåler (i elver og store sidebekker). I små bekker og grøfter blir det benyttet ikke vannføringsproporsjonale dryppestasjoner med AIS løsninger. I forsøket med AIS i Batnfjordselva 2003 ble det rapportert at ett doseringspunkt

med AIS ga optimal behandling over en strekning på 4-5 km nedstrøms doseringsstasjonen (Lydersen et al., 2004). For å oppnå optimal behandling i hele vassdraget, har det i ettertid blitt benyttet flere doseringsstasjoner (påfriskningstasjoner).

3.2.3 Kombinasjonsbehandling

Målet med kombinasjonsbehandling er å uttrykke *G. salaris* med minst mulig skader på laks og andre forsuringfølsomme organismer.

Den såkalte "kombinasjonsmetoden" for bekjempelse av *G. salaris* har sitt hovedfundament i bruk av sur aluminiumsløsning (AIS), men anvendes i kombinasjon med rotenon (og sperrer). AIS blir dosert ut i alle store vannveier, samt grøfter og sig der det er naturlig at fisk kan oppholde seg. I resterende områder som det er lite hensiktsmessig å benytte AIS, som nesten stillestående vann, isolerte partier i hovedløpet samt i mindre grøfter og sig i periferien, blir det benyttet rotenon. Det har også under behandlingene vært fokus på at fisk ikke skal kunne vandre mellom områder som behandles med AIS og rotenon, som angitt av (Moen et al., 2008): "*Vannmasser som var tilgjengelige for fisk å vandre inn og ut av i løpet av behandlingsperioden og/eller kunne påvirke vannkjemien i hovedelva skulle behandles med aluminium*". I løpet av perioden AIS tilsettes vassdraget, gjennomføres det 1-2 rotenonbehandling av de perifere områdene. Dette er nærmere omtalt under aksjonen i Halsan/Hestedalen i 2007: "*Ved bruk av kombinasjonsmetoden blir alle CFT-Legumin punkt med nær tilknytning til hovedelva behandlet to ganger i løpet av behandlingsperioden. Enkelte perifere punkt som er klart avsnørt fra hovedelva under behandlingen blir behandlet bare en gang, mens punkt svært nær hovedelva gjerne doseres tre eller flere ganger*" (Moen et al. 2008). Det er ønskelig at det skal være AIS behandlende vannkjemi i

vassdraget i minimum 2-3 døgn før rotenonbehandlingen starter. *Ved ugunstige endringer i værprognoser kan starten av CFT-Leguminbehandlingen flyttes opptil tidspunkt for oppnådd behandlede vannkjemi i vassdraget* (Guttvik et al., 2008).

Kombinasjonsmetoden ble første gang benyttet i 2004 under fullskala behandling i Batnfjordelva (Hytterød et al., 2005). Metoden ble så anvendt i Lærdal høsten 2005 og har siden blitt anvendt i alle behandlinger der AIS har vært benyttet: Lærdal i 2005/2006/2008 (Pettersen et al., 2007, Veterinærinstituttet 2008), i Steinkjer i 2006/2007 (Kjøsnes et al., 2007) og i Halsan/Hestdalen i 2007 (Hytterød et al. 2008).

AIS delen av kombinasjonsmetoden

Under de første behandlingene med kombinasjonsmetoden ble AIS og syre dosert fra samme løsning (AIS løsninger med varierende syre innhold), men dette ga liten stabilitet i både pH og Ali-konsentrasjon gjennom en behandlingsperiode. For å oppnå mer stabile pH nivåer under en behandling ble det benyttet separate AIS løsninger og svovelsyreløsninger (opp til konsentrert), dette ble benyttet første gang under behandlingen i Steinkjer 2006 hvor både syre og AIS ble utdosert fra vannføringsproposjonale doseringsanlegg (Kjøsnes et al., 2007). Under de siste aksjonene i Steinkjer 2007, Halsan/Hestedalen i 2007 og i Lærdal 2008 har imidlertid syre doseringen vært styrt av pH (styringsenheten har vært koblet til en pH måler nedstrøms doseringsstasjonen) og AIS doseringen vært styrt av vannføring (styringsenheten har vært koblet til en vannstandsmåler). Dette ga god stabilitet av pH nedover i vassdraget gjennom hele behandlingen i Lærdal 2008, og episoder med for stor eller for liten dosering ble i hovedsak unngått som var en forbedring i forhold til tidligere behandlinger. Syreløsningen inneholder i dag 30 %

svovelsyre. I kombinasjon med egne syreløsninger inneholder AIS løsningen lite syre (pH 2) og dosering av AIS har derfor liten innvirkning på vannets pH. I små bekker og grøfter blir AIS dosert fra ikke vannføringsproporsjonale dryppestasjoner (detaljer om AIS metoden se kap. 3.2.2).

Utdoseringen av AIS-løsningen og syre pågår over 14 dager og det er et mål å ha optimal behandling sammenhengende i 7-9 dager. For å oppnå optimal AIS behandling i hele vassdraget blir det benyttet flere doseringsstasjoner (påfriskningsstasjoner).

Under flere av de første aksjonene med kombinasjonsmetoden er det ikke beskrevet hva som var optimal behandling med AIS delen. I Batnfjordelva i høst 2004 var gode betingelser for AIS behandlingen rapportert til å være pH lavere enn 6.0 og Ali konsentrasjoner høyere enn 50µg/L. Fra aksjonen i Steinkjer 2006 ble god behandling omtalt som mer enn 40µgAli /L og under aksjonen i Halsan/Hestedalen i 2007 var optimal behandling pH 5.5-6.0 og en konsentrasjon av 20-40µg/L. Optimal vannbehandling kan derfor være pH 5.5-6.0 og Ali konsentrasjon på 20-80µgAli/L, slik som i Batnfjordelva i 2004, Halsan og Hestedalsvassdragene i 2007 og Steinkjervassdragene i 2007 (Hytterød et al. 2005; Hytterød et al. 2008; Hagen et al. 2008). Ionestyrke og humusinnhold påvirker behandlingsvinduet. Det er imidlertid ingen dokumentasjon offentlig tilgjengelig som synliggjør sammenhengen mellom konsentrasjonen av Ali i ulike vannkvaliter og effekt på *G. salaris*.

Rotenon delen av kombinasjonsmetoden

I kombinasjon med AIS har det kun blitt benyttet rotenon på formen CFT-Legumin (detaljer se kap. 3.2.1). I tilknytning til AIS behandling har CFT-Legumin blitt utdosert på to måter:

1. Punktdosering med sprøyter og kanner i små sig og pytter
2. Dryppestasjoner i større sig, grøfter og små bekker

I aksjonen med kombinasjonsmetoden i Lærdal 2005 og i senere aksjoner er det oppgitt at dosering fra dryppstasjoner pågikk over 4 timer. Og at det vanligvis ble dosert rotenon til en konsentrasjon på ≥ 1 ppm CFT-Legumin for å sikre 100 % dødelighet (Hytterød et al., 2008, Moen et al., 2008). Under aksjonene har det ikke blitt prioritert å måle konsentrasjonen av virkestoffet rotenon i behandlet vann da dette er svært ressurskrevende. Resultatet av behandlingen har derfor kun blitt observert som effekt på fisk (Kjøsnes et al., 2007, Moen et al., 2008).

4 Bekjempelsesaksjoner i vassdrag og fiskeanlegg

Siden den første rotenonbehandlingen ble gjennomført i Vikja i november 1981, er det gjennomført en rekke bekjempelsesaksjoner i gyroinfiserte elver og fiskeanlegg i Norge. I dette kapitlet har vi samlet kunnskap om disse aksjonene og beskrevet dem. Elver og fiskeanlegg som ligger nær hverandre er samlet i regioner, men hver elv og hvert fiskeanlegg er viet en egen omtale. Regionene er i hovedsak ordnet kronologisk etter første aksjon i regionen.

For hver region har vi gitt en kort omtale av beliggenhet og hva regionen omfatter av vassdrag og fiskeanlegg. Vi har også gitt en beskrivelse av når *G. salaris* ble oppdaget i regionen og hvordan den spredte seg.

Det enkelte vassdrag er gitt en kort beskrivelse (nedslagsfelt, betydning som laksevassdrag og lignende). Selve bekjempelsesaksjonen(e) er beskrevet for hvert vassdrag (elv) og fiskeanlegg. Det er lagt vekt på å få fram detaljer omkring målet med behandlingen, valg av metode og kjemisk stoff, behandlingsstrategi, gjennomføring (lengde på strekning, behandlingpunkter, konsentrasjoner) og resultatet av behandlingen.

I enkelte tilfeller er det gjennomført flere bekjempelsesaksjoner og disse er da omtalt i kronologisk rekkefølge.

Generelt om bekjempelse av *G. salaris* i vassdrag

Gyrodactylus salaris har blitt påvist i 46 vassdrag i Norge, hvorav 28 i Sør-Norge og 18 i Nord-Norge. Siden det første utryddingstiltaket mot parasitten ble gjennomført i Vikja i 1981, har det blitt gjennomført en eller annen form for

bekjempelsestiltak i de aller fleste smittede vassdragene.

Aktuelle bekjempelsestiltak (fysisk avsperring og kjemisk behandling) er regulert av flere lovverk som sorterer under ulike myndigheter. Små fiskesperrer kommer inn under Plan- og bygningsloven og kommunal saksbehandling, mens større fiskesperrer sorterer under Vannressursloven og Norges vassdrags- og energidirektorat. I tillegg kommer bestemmelser i Lakse- og innlandsfiskloven til anvendelse, noe som fylkesmannsembetet har ansvaret for i dette tilfellet. Kjemiske bekjempelsestiltak sorterer i sin helhet under Miljøverndepartementet, gjennom henholdsvis bestemmelser i Forurensningsloven (Statens forurensningstilsyn) og Lakse- og innlandsfiskloven (Miljøverndepartementet).

Generelt om bekjempelse av *G. salaris* i fiskeanlegg

Gyrodactylus salaris har blitt påvist i 39 fiskeanlegg i Norge, hvorav 13 anlegg er settefisk-anlegg for laks og 26 anlegg er settefisk- eller matfisk-anlegg for produksjon av regnbueørret i ferskvann. Ved utgangen av 2003 var *G. salaris* bekreftet utryddet fra alle fiskeanlegg der infeksjon har vært påvist (Mo & Nordheim 2004). Med unntak av et oppdrettsanlegg i Tyrifjorden der *G. salaris* ble påvist på både regnbueørret og laks, er settefisk-anleggene for laks med *G. salaris* påvisning lokalisert på kysten fra Møre og Romsdal til Nordland. Anleggene for produksjon av regnbueørret i ferskvann ligger i de sørøstre deler av Norge.

Tiltak mot *G. salaris* i fiskeanlegg er regulert ved Forskrift om forebygging, begrensning og utrydding av *Gyrodactylus salaris* (FOR 1997-02-28 nr 199). Ved påvisning av *G. salaris* i fiskeanlegg fremgår det av §8 i forskriften at anlegget skal saneres, og at Mattilsynet skal gi nærmere retningslinjer for gjennomføring

av saneringen. Dette innebærer at utryddingstiltakene mot *G. salaris* vurderes individuelt for fiskeanlegg der parasitten påvises. Tiltak har omfattet alt fra full utfasing av fiskebestander samt nedlegging eller flytting av anlegg. Alternativt har smittesanering vært seksjonert på anleggene, og deler av fiskebestandene blitt behandlet med sjøvann, mettet saltløsning eller formalin, og med gjentatte behandlinger. Behandling av fisk har vært fulgt opp med utvidet prøvetaking av fisk for *G. salaris* infeksjon. Det har også vært benyttet rotenon i deler av vassdrag der inntaksvann til anlegg hentes, eller i avløpskummer. Håndtering av *G. salaris* smitte i enkelte anlegg i nyere tid er nærmere beskrevet under gitte regioner.

Bekjempelsen i fiskeanlegg er forøvrig nærmere omtalt av Mo et al. 2004: *"Bekjempelsen i oppdrettsanlegg har som hovedregel blitt iverksatt umiddelbart etter påvisning av G. salaris. Dersom påvisningen ikke har medført spredningsfare til nye elver (det vil si at området allerede er smittet), har bekjempelsen ofte pågått over lengre tid. Bekjempelsestiltakene har som regel omfattet full nedslakting av infiserte grupper eller all fisk i anlegget, samt desinfeksjon og en periode med brakklegging/tørrelgging av infiserte enheter eller hele anlegg"*.

4.1 Region Vikja

Regionen omfatter elvene Vikja og Hopra som begge har utløp i Sognefjorden. I Vikja ble *G. salaris* første gang funnet på laksunger innsamlet 3. november 1981. For å unngå spredning til andre laksevassdrag i Sognefjorden, ble Vikja rotenonbehandlet allerede 17. november samme år. Behandlingen ble gjentatt 5.-6. mai 1982. Nabovassdraget Hopra ble også behandlet samtidig.

Vikja

Vikja i Vik kommune munner ut i Sognefjorden ved Viksøyri. Vassdraget har et nedslagsfelt på 119 km² og er sterkt berørt av vannkraftregulering. Før reguleringen kunne laks og sjøaure gå opp til Botolvfossen, ca 6 km fra sjøen. Etter utbyggingen er lakseførende strekning redusert til bare ca 2 km. Reguleringskadene som er påført vassdraget er søkt kompensert ved et pålegg om årlige utsetninger av 12 000 laksesmolt og 4 000 sjøauresmolt. I 1974 ble hele pålegget dekket med fisk fra Forskningsstasjonen for laksefisk på Sunndalsøra, og i 1975 ble sjøauresmolten levert fra samme anlegg.

Rotenonbehandlingen i mai 1982 er beskrevet i en rapport fra Fiskerikonsulentent i Vest-Norge (Vasshaug 1982):

"Behandlingen startet den 5. mai kl 15.00 øverst i vassdraget under inntaksdammen til Hove kraftstasjon. Et areal ble først overfisket med elektrisk fiskeapparat og det ble påvist flere aurer. Rotenon ble så spredt godt med ryggsprøyte og lenger nede innblandet i vannstrømmen. For å sikre full effekt ble kraftstasjonen kjørt slik at det ble et overløp på 1 m³/s i ca. 10 min. Rotenon ble også innblandet i dette vannet i de første 5 minuttene. Ny rotenon ble tilsatt elva på 3 forskjellige steder lenger nede i denne delen av vassdraget. Alle sidebekker ble også behandlet. Hove kraftstasjon stoppet sine maskiner unntatt en som gikk på tomgang og leverte ca. 1 m³/s i utløpskanalen. Rotenon ble tilsatt her ca. kl. 17.30 og etter ca. ½ time ble vannføringen økt til 3 m³/s. Det tok ca. ½ time før vannet kom ut i dagslys. Utenfor utløpet av kraftstasjonen, ved det kunstige vannfallet, ble det tilsatt rotenon til den laks- og sjøaureførende delen av vassdraget. Doseringen ble gjentatt da den kunstige lille flommen over inntaket til Hove kraftverk nådde den lakseførende del. Rotenon ble også tilsatt elvevannet

nedenfor Hove bru. Men før det skjedde ble et areal på ca. 100 m² overfisket med el-apparat. Det ble ikke observert fisk. En sidebekk ble også rotenonbehandlet.

Etter rotenonbehandlingen ble det observert noen få døde aurer i øvre del av vassdraget. Lengre nede var det ikke fisk å se. I den lakseførende del ble det kun observert 6 - 7 gjeldfisk av sjøaure (blenkje 30 - 35 cm) alle slått ut av rotenon. En av disse fisk (32,5 cm) ble tatt opp og magesekken var full av knottlarver.

Nabovassdraget til Vikja, Hopra, ble rotenonbehandlet den 6. mai 1982. Rotenon ble tilsatt langsomt i en kulp med god omrøring, godt ovenfor der laks og sjøaure stopper. Fire sidebekker fikk samme behandling. Før behandlingen ble et areal på ca. 200 m² overfisket med el-apparat uten at det ble påvist fisk. Etter rotenonbehandlingen ble en større del av elva befart uten at det ble observert død fisk. Helt nede i elva, der flo og fjære virker, ble det funnet en liten gjeldfisk av sjøaure.

Konklusjon

I Hopra har rotenonbehandlingen 17. november 1981 vært 100 % effektiv. Det samme gjelder for de nedre deler av Vikja. Enkelte aure i de øvre ikke lakseførende delene av Vikja gjør at det ikke kan utelukkes enkelte overlevende fisk etter den første behandlingen. Mest trolig er dette fisk som har vandret ut fra ubehandlede elver/vann. Det har bla. a. vært enkelte overløp på dammen til Hove kraftverk. Auren har ikke hatt tid til å kolonisere de nedre deler av denne del av vassdraget. Sjøauren i den lakseførende delen av vassdragene er gjeldfisk som har vandret opp etter at rotenonbehandlingen ble foretatt den 17. november 1981".

På slutten av rapporten kommer Vasshaug (1982) inn på tiltak og her nevner han bla.a: "Før utsetting (av ny fisk) skjer i 1983 bør det vurderes om ikke

rotenonbehandlingen bør gjentas 14 dager før for å være sikker på at det ikke finnes fisk som kan spre Gyrodactylus".

Det foreligger ingen oppgaver over hvor mye rotenon som ble brukt og det går heller ikke fram hvor lang tid rotenon ble tilsatt på de enkelte punkter. Vi har derfor ingen informasjon om ppm-timer, men siden fiskerikonsulent Vasshaug hadde lang erfaring med bruk av rotenon, kan vi gå ut fra at det ble tilsatt rotenon i overskudd.

Det er ikke påvist *G. salaris* etter rotenonbehandlingen.

Den 25.-26. oktober 1982, høsten etter siste rotenonbehandling, ble en strekning på ca. 1 km overfisket, og det ble fanget 31 laks og 80 aure. Alle var årsyngel, klekket etter rotenonbehandlingen samme vår. Dette viser at rogn som var gytt høsten 1981, hadde overlevd to rotenonbehandlinger (Johnsen et al. 1989).

4.2 Region Bævra

Region Bævra omfatter vassdraget Bævra og smoltanlegget Bøverfisk A/S. Bævra som ligger i Surnadal kommune, har utløp i Hannesfjorden, en sidearm av Halsafjorden i Møre og Romsdal. Smoltanlegget Bøverfisk A/S ligger (lå) ved utløpet av Bævra.

G. salaris ble påvist første gang i Bævra ved en rutinemessig undersøkelse i regi av Fylkesmannen i Møre og Romsdal den 19. august 1986. Parasitten var ikke tilstede i 1980 (Hvidsten 1981), og introduksjonen må ha skjedd i løpet av perioden 1981 - 1986. Årsklassesammensetning og infeksjonsdata fra november 1986 tyder på at parasitten ble introdusert til elva i 1985 eller i 1986, men det er uklart hvordan parasitten kom til vassdraget (Johnsen et al. 1999b).

Bævra

Bævra som har et naturlig nedbørfelt på 243 km², ble regulert i 1963 ved at nedbørfeltene til sideelvene Svorka og Lille Bævra ble overført til Svorka kraftstasjon som ligger ca. 4 km ovenfor Bævrans utløp i sjøen. Før reguleringen var Bævra lakseførende i omlag 25 km. Dessuten kunne fisken gå ca. 1 km opp i Svorka og ca. 100 m opp i Lille Bævra. Etter reguleringen antas det at fisken passerer kraftverket bare under flom, mens de to nevnte sidevassdragene anses som totalskadet for laks.

På grunn av faren for smittespredning til andre vassdrag i samme fjordområdet, spesielt Surna, ble Bævra rotenonbehandlet den 17.-19. november 1986. Behandlingen ble gjennomført under svært vanskelige forhold med bl.a. islegging i dammer og bakevjer. Vanntemperaturen i elva ved gangbru over til Svorka kraftverk var 1 °C, kl. 17 den 17.11 og 0,5 °C den 18.11 kl. 12. Behandlingen er beskrevet i et notat fra Fylkesmannen i Møre og Romsdal (1986a): På dag 1 ble behandlingen startet ved pkt 1 (øverste utlippssted, like ovenfor lakseførende del). Rotenon ble tilsatt slik at man fikk en beregnet utslippskonsentrasjon på 2 ppm i 2 timer. Behandlingen ble gjentatt etter samme opplegg på dag 2 i hovedelva ved samløpet med Toreseterelva og dag 3 i hovedelva ved gangbru til Svorka kraftverk. I tillegg til utdoseringene i hovedelva ble det på dag 1 foretatt en påfriskning av fronten av rotenonskyen ved samløpet med Toreseterelva. På dag 2 ble det gjennomført behandling av sidebekker fra og med Toreseterelva og nedover og det ble gått manngard for behandling av bakevjer, avsnørte elvesvinger og lignende. Svorka kraftverk ble også behandlet. På dag 3 ble det gjennomført behandling av sidebekker fra utlippsstedet og nedover (Fylkesmannen i Møre og Romsdal 1986a).

Ved munningen av Bævra lå Bøverfisk A/S, et settefiskanlegg som benyttet Bævra som vannkilde fram til 1989. Det var også påvist *G. salaris* i settefiskanlegget, men det var ikke gjennomført smittesanering (Anon. 1995). Ved prøvetaking i Bævra sommeren 1987, ble *G. salaris* påvist på nytt på en laksunge, og etter en kort periode ble parasitten påvist på hele den lakseførende strekningen (Johnsen et al. 1999b).

Den 4.-5. oktober 1989 ble det derfor gjennomført en ny rotenonbehandling med sikte på å bli kvitt parasitten. Settefiskanlegget var på dette tidspunktet tørrlagt. Rotenonen ble utdosert i fossen ovenfor Bjørnåsetra, ca. 25 km fra sjøen. Dessuten var det påfriskningsstasjoner ved Furuhaugen, ca. 13 km fra sjøen, og ved Myrholten, ca. 9 km fra sjøen (Aspås & Bruun 1994).

G. salaris er ikke påvist etter siste rotenonbehandling, og vassdraget ble friskmeldt i 1994.

Bøverfisk A/S

Representanter fra Fylkesmannen i Møre og Romsdal besøkte anlegget 19.8 og 31.10.1986. Anlegget hadde vanninntak i Bævra og i en bekk ved anlegget. Avløpet gikk ut på 20 m dyp i fjorden. Anlegget hadde mottatt settefisk fra Akvaforsk sitt anlegg på Sunndalsøra.

Anlegget ble pålagt en saneringsplan som ble beskrevet slik i brev fra Fylkesveterinæren for Trøndelag, Møre og Romsdal av 20.5.1988 til Bøverfisk A/S:

"- Ny alternativ vannkilde for anlegget etableres i løpet av 1988. De planlagte dypvannsbrønnene må anlegges slik at gyrodactylus-smitte ikke kan overføres fra ellevannet til anleggets ferskvannsinntak. Brønnene må ikke anlegges slik at en eventuell fremtidig rotenonbehandling av Bævra vil bli hindret på grunn av fare for

rotenon-innsig til anleggets ferskvannsinntak.

- Anleggets tilførselsledning og vannsystem rotenonbehandles samtidig med behandling av Bævra.

- Anlegget skal deretter vaskes og desinfiseres i samsvar med Forskrift om desinfeksjon av fiskeoppdrettsanlegg m.v. Etter utført inspeksjon skal anlegget tørkes. Utført forskriftsmessig vask/desinfeksjon/-tørking skal attesteres av distriktsveterinæren.

- Etter gjennomføring av ovennevnte plan, vil anlegget bli gitt tillatelse for inntak av rogn/levende fisk. Det er en forutsetning for slikt inntak at den alternative vannkilden er etablert med en sikkerhet mot innføring av gyrodactylus-smitte/-rotenon som beskrevet ovenfor."

Gjennomføring av saneringen ble opplagt slik at settefiskanlegget skal stå tomt for fisk når Bævra rotenonbehandles sommeren/høsten 1989 (brev om rotenonbehandling av Bævra fra Fylkesveterinæren for Trøndelag, Møre og Romsdal av 3.3.1989 til adresseliste).

4.3 Region Korsbrekkeelva

Korsbrekkeelva i Stranda kommune munnar ut ved Hellesylt i sørenden av Sunnlyvsfjorden. Vassdragets nedslagsfelt er 124 km². I midten av 1960-årene ble det bygd tre fisketrappar nederst i elva, som forlenget den lakseførende strekning til ca 2,2 km. Den nederste trappa, Stadheimfoss I, fungerer dårlig, mens Stadheimfoss II og III fungerer bra. Allerede tidlig på 1930-tallet ble det startet med stamfiske, klekking og utsetting av laksyngel i de øvre delene av vassdraget.

På tross av den forholdsvis korte elvelengden er Korsbrekkeelva kjent som en av Sunnmøres beste lakseelver. I perioden 1980 - 1990 ble det i gjennomsnitt fanget 1 200 kg laks pr år, med et toppår i 1985 med en fangst på hele 2 750 kg.

I 1985 ble det påvist *G. salaris* under elfiske på en stasjon i vassdraget. Det var meget lav vanntemperatur og stasjonen var delvis isdekket. Det ble likevel fanget 14 eldre laksunger og samtlige var angrepet av parasitten. Tettheten av laksunger var 7 fisk pr 100 m², mens tettheten året etter var sunket til 3 fisk pr 100 m².

Fisketrappene ble stengt i 1986 og Korsbrekkeelva ble rotenonbehandlet 3. september 1986. I tillatelsen til rotenonbehandling som ble gitt av SFT (brev fra SFT til Fylkesmannen i Møre og Romsdal av 29.8.1986) ble det forutsatt at det skulle brukes minst mulig rotenon uten at konkrete grenseverdier var nevnt. Rotenonen ble utdosert ved Hellebostad, ca. 1 km ovenfor lakseførende strekning, med påfriskning ovenfor Stadheimfossen, ca. 1,4 km fra sjøen (Aspås & Brun 1994). Ved øverste utslippspunkt ble rotenonløsningen utdosert over 30 minutter i en konsentrasjon på 0,5 - 1 ppm. Ved påfriskningspunktet var utdoseringstiden 2 timer og rotenonskyen brukte ca. 45 min fra utslipp til sjø. Vannføringen under behandlingen var ca. 6 m³/s (notat utarbeidet av Fylkesmannen i Møre og Romsdal, september 1986).

G. salaris er ikke blitt påvist på nytt. I 1990 var tettheten av både ungfisk og voksen fisk så stor at elva ble friskmeldt.

4.4 Region Storfjorden- Møre

Denne regionen omfatter Tafjordelva, Fjordlaks A/S sitt klekkeri og settefiskanlegg ved Tafjordelva, Valldalselva, Norddalselva og Eidsdalselva.

Tafjordelva er regulert og fisket er søkt kompensert ved et pålegg fra 1971, om årlig utsetting av 1 500 laksesmolt. I årene 1975 til 1977 ble smolten levert fra Akvaforsk, Sunndalsøra (Gyrodactylus-utvalget 1980), hvor *G. salaris* ble påvist i 1975. *G. salaris* ble første gang påvist i Valldalselva i 1980, i Tafjordelva, Nordalselva og Eidsdalselva og i

settefiskanlegget til Fjordlaks A/S i 1981. Det antas at parasitten ble introdusert til Tafjordelva med smolt fra Akvaforsk en eller flere ganger i perioden 1975 - 1977. Den sannsynlige spredningen derfra til øvrige lokaliteter i regionen var via avløpsvannet fra settefiskanlegget til Fjordlaks A/S til Tafjordelva og videre via brakkvann til Valldalselva, Norddalselva og Eidsdalselva.

Tafjordelva

Tafjordelva ligger i Nordal kommune og munner ut innerst i Tafjorden. Det naturlige nedslagsfeltet er 296 km² og den lakseførende strekning er ca. 2 km.

Det ble gjennomført ungfiskundersøkelser i vassdraget i 1980. Da ble det fanget 150-200 aureunger, men ingen laks. Anlegget til Fjordlaks A/S ble også undersøkt uten at det ble påvist *G. salaris*. I 1981 ble Tafjordelva og Fjordlaks A/S undersøkt på nytt, og det ble påvist *G. salaris* begge steder. I elva ble det fanget to laksunger og 29 aureunger, og begge laksungene var infisert av parasitten.

Den 2.-3.september 1986 ble vassdraget, kraftverkene K-1 (avløp til elva) og K-4 (avløp i sjøen) og avløpssystemet til Fjordlaks A/S rotenonbehandlet. Under behandlingen den 2.9 ble kraftstasjonen K-1 stanset mens det stillestående vannet under selve kraftstasjonen ble rotenonbehandlet i løpet av en halv time. Deretter ble turbinene som ligger nærmest fjellet startet opp og kjørt på tomgang. Samtidig med dette tok fordeling av rotenon ut i elva til. Dette ble gjort ved hjelp av en plastslange som var lagt på bunnen tvers over elva like nedstrøms utløpet fra kraftverkskanalen. Samtidig med utslippet av rotenon ved utløpet av kraftverkskanalen K-1, ble det fordelt rotenon i de to betydelige sidebekkene nedstrøms K-1. Grus- og steinørene på begge elvesidene ble oversprøytet med ryggbåret mottortåkesprøyte. Dette ble gjennomført i løpet av den tiden rotenonen

ble utdosert fra utløpskanalen fra K-1, dvs. den tiden vatnet i Tafjordelva inneholdt rotenon. Den 3.9 ble kraftstasjonen K-4 stanset og behandlet med tilførsel av rotenon via en omløpsventil. Behandlingen varte til sammen 90 minutter. Etter 60 min ble kraftverket startet på tomgang, etter 75 min ble det kjørt med 5 - 6 m³/s og etter 90 min ble kraftverket kjørt med fullt pådrag. Alle deler av avløpssystemet til Fjordlaks A/S ble også rotenonbehandlet (Fylkesmannen i Møre og Romsdal 1986b).

Den 29. september samme år ble imidlertid *G. salaris* påvist på nytt i settefiskanlegget, og Fjordlaks A/S ble pålagt å føre avløpsledningen ut på 20 m dyp i fjorden. Ny rotenonbehandling ble derfor gjennomført 16.-18. november 1987, selv om parasitten ikke var påvist i vassdraget. Kraftverket K-1 ble stanset og på samme måte som høsten 1986, ble det satt båt på vannet i utløpskanalen fra K-1 og det ble i løpet av ca en halv time fordelt ca. 10 liter rotenon i det vannvolumet som står under avløpet fra K-1. Etter en tid ble det startet fordeling av rotenon gjennom en plastslange som var lagt på bunnen av utløpskanalen. Beregnet vannmengde ut av K-1 var 0,5 - 1,0 m³/s og 30 liter rotenon ble fordelt i avløpsvannet over tre timer (hvilket tilsvarer en konsentrasjon på ca. 2,5 - 5 ppm rotenonløsning). Det rotenonholdige vannet som hadde stått under kraftverket dannet fronten av en svak vannøkning i Tafjordelva, noe som medførte at rotenonholdig vann trengte inn i elvebreddene. Etter ca. tre kvarter kom det første rotenonholdige vannet fra K-1 ned til samløpet med sjøen. Samtidig med utslippet av rotenon ved utløpet av K-1 ble det fordelt rotenon i de to betydelige sidebekkene en har til Tafjordelva. Dagen etter (17.11) ble begge elvesider av Tafjordelva oversprøytet med tåkesprøyte fra sjøen opp til kraftverk K-1. Den 18.11 ble avløpssystemet til Fjordlaks A/S behandlet med rotenon (Fylkesmannen i Møre og Romsdal 1987).

Det er ikke påvist *G. salaris* i noen del av vannsystemet etter 1987, og Tafjordelva ble friskmeldt i 1990.

Fjordlaks A/S

Ved Fjordlaks A/S sitt settefiskanlegg i Tafjord ble *G. salaris* påvist i februar 1981. Anlegget, som ligger ved utløpet av Tafjordelva, var tidligere undersøkt i 1980, men med negativt resultat (Gyrodactylusprosjektet 1982). Anlegget ble smittet med *G. salaris* da de gikk over fra å ta vann fra eget lite oppkomme til å ta vann fra Tafjordelva som viste seg å være infisert (brev fra Distriktsveterinæren i Ørskog av 20.2.1985 til Landbruksdepartementet).

Settefiskanlegget hadde vanninntak direkte fra utløpskanalen til kraftverket K-1 og avløp direkte til kraftstasjonen K-4.

I brev fra Landbruksdepartementet til Fjordlaks A/S av 19.3.1986, ble anlegget pålagt restriksjoner om forbud mot salg av fisk, destruksjon av død fisk og regelmessige inspeksjoner.

Det ble utarbeidet en saneringsplan for anlegget datert 29.6.1986. I brev fra Landbruksdepartementet av 26.2.1987 til Distriktsveterinæren i Ørskog ble det satt som en forutsetning for godkjenning av smittesaneringsplanen at avløpsvannet straks føres ut på dypt vann med over 30 promille saltinnhold. Utførte arbeider iht. opprettholdt smittesaneringsplan ble rapportert av Fjordlaks A/S i brev til Landbruksdepartementet av 31.3.1987.

Valdalselva

Valdalselva ligger i Norddal kommune og munner ut i Norddalsfjorden. Nedslagsfeltet er på 358,8 km². Ved kgl. res. av 07.09.1962 fikk Grytten kommunale elverk tillatelse til å overføre Langvatn til Verma. I forbindelse med overføringen ble det den 25.02.1965 gitt pålegg om årlig utsetting av 3 000

laksyngel på strekningen mellom Gudbrandsfoss og Kyrfonnfoss.

Laksen gikk opprinnelig til Holsfossen, ca 10 km fra sjøen, hvor det ble bygd fisketrapp i 1955. Senere ble det bygd trapp i Berlifossen i 1957 og i Kyrfonnfossen i 1970. Disse tre trappene forlenget den lakseførende strekningen med ca 6 km opp til Gudbrandsjuvet. Trappene ble ødelagt i forbindelse med snøskred og skadeflom i jula 1975, men var høsten 1981 på det nærmeste reparert (Hvidsten 1981).

Valldalselva er et betydelig laksevassdrag. Tilsig fra breer og snøleier gir en bra sommervannføring og avrenningen jevnes ut av tre større vatn i nedslagsfeltet. Etter en mindre økning i laksefangstene først på 1980-tallet, ble fangstene dramatisk redusert. Dette ble forårsaket av *G. salaris* som ble påvist første gang i august 1980. Det ble gjennomført ungfiskundersøkelser på fem ulike lokaliteter nedstrøms Berlifossen og alle de eldre laksungene som ble fanget var angrepet av parasitten. Et større område nedstrøms Gudbrandsjuvet som ble undersøkt ga fangst av fire 5 - 7 år gamle gytepar. Ingen av disse var angrepet av *Gyrodactylus* (Hvidsten 1981).

Det antas at parasitten har spredt seg fra Tafjordvassdraget, via brakkvannslaget i fjorden, til Valldalselva.

På grunn av parasitten ble trappene stengt i 1984. Valldalselva ble rotenonbehandlet den 29.08.1990. Rotenonen ble utdosert ved Gudbrandsjuvet ca. 15 km fra sjøen, med påfriskning ved Brautabrua ca. 7,5 km oppe i vassdraget (Aspås & Bruun 1994). Hovedutslippet ble utført med høg konsentrasjon (1 - 1,5 ppm, Trond Haukebø, Fylkesmannen i Møre og Romsdal, pers.medd) i ½ time og deretter med vanlig konsentrasjon (0,5 ppm, Trond Haukebø, Fylkesmannen i Møre og Romsdal, pers.medd) i fire timer.

Påfriskningen ved Brautabrua foregikk også over fire timer. Det ble også foretatt en påfriskning av rotenonskyen i 15 min ved utløpet av hølen ved Holsfossen. I tillegg ble det gått manngard på begge sider av elva og alle sidebekker ble behandlet så langt opp som fisk kunne gå (Arbeidsplan for rotenonbehandling i Norddal kommune, Fylkesmannen i Møre & Romsdal august 1990).

I 1991, året etter behandlingen, ble det på nytt registrert årsyngel av laks i vassdraget.

Det er ikke påvist *G. salaris* i Valldalselva etter rotenonbehandlingen, og vassdraget ble friskmeldt i 1994.

Norrdalselva

Norrdalselva ligger i Norddal kommune og munner ut i Norrdalsfjorden, tvers over fjorden for Valldalselva. Nedslagsfeltet på 98 km², ligger mellom Tafjordelva i øst og Eidsdalselva i vest. Vassdraget er ikke regulert.

Laks og sjøaure kan gå opp til Storfossen, ca. 1,7 km fra sjøen. I årene fra 1968 til 1974 ble det tatt mellom ca 700 og 1 100 kg laks pr år. Så avtok kvantumet gradvis og var i 1978 helt nede på 125 kg. Etter et par brukbare år i 1980 og 1981 forsvant nesten laksen fra elva på grunn av *G. salaris*. Sjøaurefisket har vært dårlig i alle år, med et rapportert kvantum på fra 0 til 60 kg pr år (Johnsen et al. 1999b).

G. salaris ble påvist første gang den 21.07.1981. Det ble da elfisket på to områder, det ene ca 200 m fra sjøen og det andre ca 600 m fra sjøen. Fangsten ble i alt 54 laksunger, eldre enn årsyngel, og samtlige var angrepet av *G. salaris*. Det antas at parasitten har spredd seg fra Tafjordelva, via brakkvannslaget i fjorden, til Norrdalselva.

Norrdalselva nedenfor Storfossen ble rotenonbehandlet den 30.8.1990 (Aspås & Bruun 1994). Hovedutslippet var ovenfor

Storfossen og det ble behandlet i ½ time med høy konsentrasjon (1-1,5 ppm) og deretter i fire timer med vanlig konsentrasjon (0,5 ppm). I tillegg ble det gått manngard på begge sider av elva fra Storfossen og ned til sjøen. Sideelva Dyrdøla (fire timer med vanlig konsentrasjon) og sidebekker ble også behandlet (Arbeidsplan for rotenonbehandling i Norddal kommune, Fylkesmannen i Møre & Romsdal august 1990).

Det er ikke registrert *G. salaris* etter rotenonbehandlingen, og elva ble friskmeldt i april i 1994.

Eidsdalselva

Eidsdalselva ligger i Norddal kommune og munner ut i Norddalsfjorden, ca 4 km vest for utløpet av Norddalselva. Vassdraget har et nedslagsfelt på 72 km² og er uregulert.

Laks og sjøaure kan gå opp til den 30 m høge Juvafossen, ca 6 km fra sjøen. Fangstkvantumet har variert svært mye, men Eidsdalselva må totalt sett betegnes som et betydelig laksevassdrag. I 1974 ble det fanget mer enn 3 tonn laks og sjøaure. Etter at *G. salaris* ble påvist i 1981 sank fangsten av laks dramatisk i løpet av få år.

G. salaris ble påvist første gang ved en undersøkelse den 21. juli 1981. Parasitten har trolig spredd seg fra Tafjordelva til Eidsdalselva via brakkvannslaget i fjorden. Det ble elfisket på to stasjoner. På den nederste stasjonen, ca 100 m fra sjøen, var 70 % av de eldre laksungene angrepet av parasitten, mens 19 % var angrepet på den øverste stasjonen, ca 1 km fra sjøen.

Eidsdalselva ble rotenonbehandlet nedenfor Juvafossen den 30. august 1990 (Aspås & Bruun 1994). Hovedutslippet ble utført med høy konsentrasjon (1-1,5 ppm) i ½ time og deretter med vanlig konsentrasjon (0,5 ppm) i fire timer. I tillegg ble det gått manngard på begge

sider av elva og alle sidebekker ble behandlet så langt opp som fisk kunne gå (Arbeidsplan for rotenonbehandling i Norddal kommune, Fylkesmannen i Møre & Romsdal august 1990).

G. salaris er ikke påvist på nytt, og Eidsdalselva ble friskmeldt i 1994.

4.5 Region Storfjorden - Lyngen

Regionen består av Skibotnelva hvor *G. salaris* første gang ble påvist i 1979 og Signaldalselva hvor *G. salaris* første gang ble påvist i 2000. Tiltak har så langt kun vært gjennomført i Skibotnelva.

Skibotnelva

Skibotnelva, som er beskrevet av Berg (1964), ligger i Storfjord kommune, har et nedbørfelt på 784 km² og har utløp til Lyngenfjorden.

Den lakseførende strekning er ca 20 km, men vassdraget ble i 1980 regulert og vannet fra kraftverket munner ut i elva ca 11 km fra sjøen. Den lakseførende strekning ovenfor kraftverket har sterkt redusert vannføring. I tillegg til laks finnes det sjøaure, sjørøye og lake i vassdraget. I midten av 1970-åra ble det fanget omkring 1,5 tonn laks årlig.

I forbindelse med reguleringen av vassdraget ble det utført årlige ungfiskundersøkelser i Skibotnelva hvert år i perioden 1977 - 1986. Materialet fra 1977 inneholdt bare 17 laksunger og ingen av dem hadde *G. salaris* (Heggberget & Johnsen 1982).

G. salaris ble påvist første gang ved et tilfeldig elfiske i mai 1979 (Heggberget 1980). Av de laksungene som ble fanget på elvas lakseførende del var 96 % infisert av parasitten. I 1980 ble parasitten også påvist på laksunger som var satt ut ovenfor den lakseførende delen av vassdraget (Gyrodactylusprosjektet 1981). Om bakgrunnen for forekomsten av *G. salaris* i

Skibotnelva uttaler Gyrodactylusprosjektet (1983): " I rapporten for 1981 var opphavet til *G. salaris* infeksjonen i Skibotnelva i Troms usikkert. Den nevnte "dumpingen" av svensk smolt i vassdraget i 1975, har nå vært undersøkt nærmere. Den svenske laksen kom fra Hölle-anlegget, beliggende til Indalsälven. Da dette anlegget ligger nord for Gävle, i det området professor Malmberg mener *G. salaris* er naturlig utbredt i, synes sannsynligheten å være stor for at opphavet til infeksjonen i Skibotnelva stammer fra "dumpingen" av svensk laks i 1975".

Rotenonbehandlingen i 1988:

Skibotnelva, fra Råvvejåkkfossen og ned til sjøen (ca. 20 km), ble rotenonbehandlet den 10. august 1988. Det var på forhånd utarbeidet en detaljert plan med utslipp av rotenon/spesiell behandling av til sammen 120 punkter (Pedersen & Kristoffersen 1988). Vi gjengir fra planen: " I hovedelva og større sideelver tilsettes rotenon over flere timer, slik at det dannes en lang "rotenonsky" med en konsentrasjon på ca. 1 ppm. Pga fortykningseffekten har en ved hovedutslippene valgt en noe større startkonsentrasjon (4 ppm). Hovedutslippet skal skje i Rovejohkfossen. Det er i beregningene lagt til grunn et utslipp på 4 ppm over 30 minutt + 1 ppm i 4 timer. Utslippet skal dekke rotenonbehovet i Rovejohka i 4,5 timer og i hovedelva i 3,5 timer. Doseringen i utslippene er 4 ppm i 10 minutt + 1 ppm over 1 time for alle utslipp i større sideelver. Rotenonbehovet er rundet opp til nærmeste hele liter. For å motvirke fortykning av spissen av rotenonskyen er det satt opp to påfriskningspunkter. Her slippes det ut 1 ppm over ½ time" (Pedersen & Kristoffersen 1988).

Samtlige laksunger som ble plukket opp under behandlingen av hovedelva, hadde fra moderate til sterke *G. salaris*-infeksjoner. Nesten halvparten av røyeungene som ble undersøkt var også

infisert, mens parasitten ikke ble funnet på aure. Dette "bekrefter" langt på vei resultatene fra laboratorieforsøk, nemlig at røye er en betydelig bedre vert for *G. salaris* enn aure. Det tyder også på at enkelte røyeunger kan bære parasitten i lang tid, også under naturlige forhold (Mo 1988).

To dager etter den opprinnelige rotenonbehandlingen ble det oppdaget to bekker som munner ut ovenfor hovedutslippspunktet for rotenon i Okselva. Disse bekkene ble umiddelbart behandlet med 2 dl rotenon i hver. Fisk ble ikke påvist (Halvorsen et al. 1990).

I september samme år ble det imidlertid observert fisk i to ubehandlede kildedammer som hadde kontakt med hovedelva. Den ene dammen var ca 15 m² og den andre ca 10 m². Ved elfiske i den største dammen ble det fanget 78 røyer og 2 aurer. Begge dammene ble behandlet med rotenon den 21. september 1988. Etter behandlingen ble det konstatert *Gyrodactylus* infeksjon på døde eksemplarer av røye i begge dammene (Halvorsen et al. 1990).

Det ble elfisket en omgang på i alt 10 lokaliteter spredt langs den lakseførende delen av hovedelva 19. - 20.9. 1988. Det ble ikke observert eller fanget fisk på noen av disse lokalitetene. I august og september i 1989 ble det fisket på henholdsvis 22 og 15 lokaliteter, men det ble ikke sett eller fanget en eneste laksunge. Derimot ble det fanget i alt 321 aureyngel, 26 røye yngel og 13 eldre røyeunger (1-3 år). Ingen av fiskene var infisert av *G. salaris*. Flere av de eldre røyeungene ble fanget i det området som måtte etterbehandles med rotenon høsten 1988. Disse røyeungene hadde enten overlevd rotenonbehandlingen året før, eller vandret inn fra sidevassdrag (Halvorsen et al. 1990).

I perioden 3.-7. september 1990 ble det elfisket på ni faste lokaliteter i Skibotnelva,

og hver lokalitet ble overfisket tre omganger. Fangsten ble 35 aureunger og 58 røyeunger, og av disse var henholdsvis 25 og 10 eldre enn årsyngel. I tillegg til de faste stasjonene ble det også fisket på 34 andre lokaliteter. På disse lokalitetene ble det fanget til sammen 42 aureunger og 1 røyeunge eldre enn årsyngel. De 43 lokalitetene som ble fisket høsten 1990 utgjorde tilsammen hele 18 200 m², men det ble ikke fanget en eneste laksunge. Samme høst ble det fanget 40 stamlaks fra Skibotnvassdraget til genbanken. Av disse var kun en villfisk, resten var rømt oppdrettslaks (Jørgensen 1990).

I perioden 5.-10. august 1991 ble det fisket på 27 ulike lokaliteter, inkludert fem av de faste lokalitetene. Disse fem ble overfisket tre omganger, mens de øvrige ble fisket bare en omgang. Totalt ble 6 920 m² overfisket, og for første gang etter rotenonbehandlingen ble det fanget laksunger i Skibotnelva. Totalt ble det fanget 68 laksunger, 125 aureunger og 198 røyeunger. Av laksungene var 16 årsyngel, 51 ettåringer og 2 toåringer. Den gjennomsnittlige tettheten av eldre laksunger på de fem faste stasjonene var fremdeles bare 1,8 fisk pr 100 m². Av aure- og røyefangsten var henholdsvis 121 og 119 eldre enn årsyngel, mens tettheten var henholdsvis 4,2 og 1,6 fisk pr. 100 m². Det ble ikke påvist *G. salaris* på noen av artene (Jørgensen 1991).

I tiden 24.-28 august 1992 ble det elfisket på 28 ulike lokaliteter i Skibotnelva, og overfisket areal tilsvarte 6 400 m². Til sammen ble det fanget 356 laksunger, 167 aureunger og 46 røyeunger. *G. salaris* ble påvist på nytt på 16 laksunger, dvs. en infeksjonshyppighet på 4,8 %. Laksungene som var infisert var i størrelsen 5-12 cm, og infeksjonsgraden var relativt kraftig. De infiserte laksungene ble hovedsakelig fanget i midtre del av elva. Det ble imidlertid fanget laksunger, eldre enn årsyngel, på hele den lakseførende strekning, også i øvre del hvor det ikke ble

fanget laks i 1991. Parasitten ble ikke funnet på verken aure- eller røyeungene. På åtte faste stasjoner som ble fisket tre omganger, var den gjennomsnittlige tettheten av eldre laksunger 14,5 fisk pr 100 m², mens tettheten av aure- og røyeunger var henholdsvis 3,9 og 1,1 fisk pr 100 m² (Jørgensen 1993).

I 1993 ble det kun gjort et enkelt fiske for å registrere utbredelsen av *G. salaris* i elva. Målet var å samle inn 40-100 laksunger. Av 75 laksunger som ble fanget var 61 infisert av *G. salaris*, dvs. en infeksjonsfrekvens på 81 %. Infeksjonsfrekvensen i det midtre partiet av av elva hadde øket fra 4,8 % i 1992 til 100 % i 1993. I 1992 var alle laksungene som ble fanget langt oppe i elva friske, men i 1993 hadde parasitten også spredt seg dit, og 6 av 20 (30 %) var infisert. I tillegg til laks ble det i 1993 fanget 63 røye- og aureunger, og av disse var 53 % infisert med fra 1-5 parasitter (Jørgensen 1993).

Rotenonbehandlingen i 1995:

Høsten 1994 fikk Fylkesmannen i Møre og Romsdal i oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning å stå ansvarlig for planlegging og gjennomføring av rotenonbehandling av Skibotnvassdraget. En plan for behandlingen ble utarbeidet av Bredeli og Aspås (1995). Rotenonbehandlingen ble gjennomført i august 1995 i samarbeid med Fylkesmannen i Troms og er beskrevet i en egen rapport fra Fylkesmannen i Møre og Romsdal (Aspås 1995a) og fra rapporten gjengir vi følgende: "Hovedutdosering av rotenon ble foretatt ovenfor lakseførende strekning. Da elva ble behandlet over flere dager ble det satt opp hovedutslippstasjoner flere steder langs vassdraget. Rotenon ble utdosert over flere timer. Det ble først utdosert en høy konsentrasjon (1 ppm) i en halv time, deretter ble vanlig konsentrasjon (0,5 ppm) dosert ut i de gitte timer. På denne måten ble det dannet en rotenonsky som strakk seg over flere km i hovedelva. Behandlingen av hovedelva strakte seg

over tre dager og 16 lag på til sammen 56 personer var i aksjon ute i felten hver dag.

Samtidig med hovedutdoseringen ble alle bekker, bakevjer, dammer, flomløp etc. langs elva samt munningsområdet behandlet. Denne behandlingen, som ble gjort av manngardslag, korresponderte med strømmen av rotenon nedover i elva og foregikk i etterkant av selve rotenonfronten. Større bekker/sideelver ble behandlet over lengre tid. Rotenon ble utdosert over 1 - 2 timer ovenfor punkt for fiskestopp.

Før selve hovedaksjonen ble det gjennomført rotenonbehandling av Øvre og Nedre Brennfjellvatn, Skjellvatnet og Øvervatnet som alle ligger ovenfor lakseførende del. Grunnen til dette var at det i disse innsjøene tidligere hadde blitt satt ut regnbueaure eller hybrider av laks og aure. Det ble imidlertid ikke funnet verken regnbueaure eller hybrider under disse behandlingene (Aspås 1995a).

Noen uker etter rotenonbehandlingen ble det observert fisk i det samme kildeområdet hvor behandlingen mislyktes i 1988. Etter denne påvisningen ble de mest aktuelle områdene etterbehandlet høsten 1995. Det ble da funnet funnet 38 røyer og 2 aurer, hvorav 4 røyer var infisert av *G. salaris*. To av de etterbehandlede kildeområdene ble elfisket på nytt høsten 1996, uten at det ble påvist fisk. I et annet kildeområde med direkte tilknytning til hovedelva ble det imidlertid funnet stor tetthet av både aure- og røyeyngel. I det samme området ble det påvist levende fisk i etterkant av behandlingene både i 1988 og 1995 (Staldvik 1996).

Det ble gjennomført omfattende ungfiskundersøkelser både i 1996 og 1997, men *G. salaris* ble ikke påvist (Johnsen et al. 1999b). I 1998 ble det elfisket på 27 forskjellige lokaliteter på til sammen 6 290 m². Fisket foregikk på de samme stasjonene og på samme måte som i 1997.

Det ble påvist *G. salaris* på 11 av 89 laksunger > 0+, og på en av 204 røyer. (Hanssen & Kristoffersen 1999).

4.6 Region Sykkylvsfjorden

Region Sykkylvsfjorden består av Aureelva, Vikelva og Nor-Laks A/S som er Norges eldste settefisk- og matfiskanlegg beliggende ved Vikelva. Tidligere ble ferskvannstilførselen til anlegget tatt fra Vikelva, men de siste årene har grunnvann vært viktigste vannkilde. I 1977 kjøpte anlegget laksesmolt og i 1978 lakserogn fra Akvaforsk, Sunndalsøra (brev fra Institutt for husdyravl til DVF, 10. 04. 1980). Det er trolig at parasitten først ble introdusert i Vikelva hvor den ble oppdaget første gang i 1984 og at den senere spredte seg via brakkvannslaget i fjorden de to kilometerene til Aureelva hvor den også ble påvist første gang i 1984.

Aureelva

Aureelva har et nedslagsfelt på 45 km² og er uregulert. Elva har sitt utspring i Andestadvatn og munner ut i den nordre del av Sykkylvsfjorden ved Aure sentrum. Elvelengden er ca 4 km.

Det ble bygd fisketrapp i Storehølfossen i 1907. Trappa fungerer bra, og laks og sjøaure kan gå opp i Andestadvatn og videre ca 600 m opp i Aurdalselva, en tilløpselv til vatnet. Her er det en barriere, dannet av et eldre vannverksinntak, som fisken kan passere bare på middels og stor vannføring. Andestadvatn, som har bestand av aure og røye, er ca 4 km langt og har et areal på 1,15 km². Samlet laks- og sjøaureførende strekning, medregnet Andestadvatn, er ca 10 km.

I følge offisiell statistikk ble det tatt betydelige laksefangster i Aureelva i perioden 1973-1979, med en topp på 2 453 kg i 1976.

I september 1984 var tettheten av laksunger i Aureelva meget lav og alle som ble fanget, uansett alder, var infisert med

G. salaris. I november samme år ble det også elfisket i Aurdalselva, tilløpselva til Andestadvatn. Her ble det fanget 12 laksunger og 9 aureunger. Av laksungene var 8 angrepet av *G. salaris*. Elfiske i en bekk i nord-østre ende av vatnet ga bare aureunger. Den lave tettheten av laksunger i Aureelva i 1984, sammen med infeksjonshyppigheten, tyder på at vassdraget allerede hadde vært infisert i flere år. Dette støttes også av fangststatistikken som sank drastisk så tidlig som i 1980.

For å hindre laksen å komme opp i Andestadvatnet ble det våren 1986 bygd ei fiskesperre ca. 2 km opp i Aureelva. Hensikten med dette var å unngå at det oppholdt seg voksen laks (evt. med *G. salaris*) i Andestadvatnet under rotenonbehandlingen av Aurdalselva og Aureelva.

Den 20. oktober 1988 ble rotenon utdosert både i Aurdalselva med sidebekker, og i Aureelva fra utløpet av Andestadvatn. Selve Andestadvatnet ble ikke rotenonbehandlet med unntak av utløpsområdet (se nedenfor). Utdosering av rotenon i Aurdalselva skjedde ca. 300 m ovenfor øverste gård på Aurdal. Til utdoseringen ble det brukt 200 l fat med slange og kran. Utdoseringen skjedde i form av 15 minutters start på rotenonskyen. Deretter ble det utdosert over 2 ¼ time med normal rotenonkonsentrasjon. Etter at hovedutslippet var gjennomført ble bakevjer og sidebekker langs elva ned til Andestadvatnet behandlet separat. Vanntemperaturen i Aurdalselva kl. 13.00 var 3,6 °C. Utløpsområdet fra Andestadvatnet ble behandlet med tåkesprøyte i sivområdet og ved at de ble lagt en stripe med rotenon fra båt i ytterkanten av dette sivområdet. Videre ble samme strekning rotenonbehandlet langs land på kritiske steder, dvs bukter og åpne vikar. Utløpsosen fra vatnet ble ekstra rotenonbehandlet fra båt. Dessuten ble tre mindre bekker øst for Aurdalselva behandlet spesielt.

Utdoseringen i Aureelva skjedde ved at det først ble utdosert en sterkere rotenonkonsentrasjon enn vanlig over en halv time. Deretter ble det utdosert med vanlig konsentrasjon over fire timer. Etter hvert som rotenonskyen beveget seg nedover Aureelva, ble grøfter, bakevjer, kulper og sidebekker behandlet spesielt. Vanntemperaturen i Aureelva ved utløpet av Andestadvatnet var 8,2 °C kl. 13.30. Ved utløpet i sjøen samme tidspunkt var vanntemperaturen 7,2 °C. Vannføringen i vassdraget var relativt lav. Til rotenonbehandlingen av Aurdalselva, utløpsområdet av Andestadvatnet og Aureelva samt kulper og sideløp til Aureelva ble det til sammen benyttet 115 l rotenon. Dagen etter ble det observert en rekke elvemuslinger og ingen lot til å ha tatt skade av rotenonbehandlingen. Det ble ikke funnet en eneste død elvemusling (Fylkesmannen i Møre og Romsdal 1988).

Det er ikke påvist *G. salaris* i vassdraget etter 1988, og elva ble friskmeldt og åpnet for fiske i 1992. I den forbindelse ble fiskesperra revet.

Vikelva (Straumdalselva)

Vikelva munner ut i Sykkylvsfjorden, ca 2 km sør for utløpet av Aureelva. Under gunstige vannføringsforhold kan enkelte laks gå opp i Langenesvatnet, en strekning på ca 7 km.

Vikelva var et ubetydelig laksevassdrag som i perioden 1966 - 1998 kun var nevnt i 1967 med 2 kg laks og 3 kg sjøaure, og i 1968 med 5 kg laks. I de øvrige årene til og med 1988 var det ikke rapportert fangster og i perioden 1989-92 var elva fredet for alt fiske på grunn av *G. salaris*. I årene etter 1992 er det notert svært små fangster av laks og sjøaure i Vikelva.

G. salaris ble påvist første gang i et fiskemateriale innsamlet 14.-15. november 1984. Det ble elfisket på 2 lokaliteter og fangsten ble 6 eldre laksunger, hvorav 4 var infisert med *G. salaris*.

Vikelva ble rotenonbehandlet 19. oktober 1988. Rotenon ble utdosert ved Hindaholen, ca. 6 km oppe i Straumdalselva og ved Gimdalssætra, ca. 5 km oppe i Gimsdalselva (Aspås & Bruun 1994). Vanntemperaturen i Straumdalselva like oppstrøms samløpet med Gimsdalselva var 4,9 °C, kl. 09.00. Utdoseringen på hovedutslippsstedene skjedde først med en sterkere konsentrasjon i en halv time for så å følge opp med nødvendig konsentrasjon, vel 0,5 ppm i fire timer. Sidebekker og bakevjer nedover Vikelva ble behandlet ettehverv som hovedskyen beveget seg nedover. Vanntemperaturen i Vikelva ca. 500 m oppstrøms utløpet i sjøen var 5,2 °, kl. 14.00. Til rotenonbehandlingen av Gimsdalselva, Straumdalselva og ulike punkt nedover Vikelva, ble det benyttet ca. 80 liter rotenon (Fylkesmannen i Møre og Romsdal 1988).

Det er ikke påvist *G. salaris* i vassdraget etter rotenonbehandlingen, og elva ble friskmeldt høsten 1992, og som tidligere nevnt åpnet for fiske i 1993.

Nor-Laks A/S

Norges eldste settefisk- og matfiskanlegg, Nor-Laks A/S, ligger ved Vikelva. Tidligere ble ferskvannstilførselen til anlegget tatt fra Vikelva, men de siste årene har grunnvann vært viktigste vannkilde. I 1977 kjøpte anlegget laksesmolt og i 1978 lakserogn fra Akvaforsk, Sunndalsøra (brev fra Institutt for husdyravl til DVF, 10. 04. 1980). *G. salaris* ble påvist ved Akvaforsk allerede i 1975. Det er trolig at parasitten først ble introdusert i Vikelva, og senere spredte seg med fisk via brakkvannslaget i fjorden til Aureelva.

Settefiskanlegget til Nor-Laks A/S ble rotenonbehandlet samtidig med rotenonbehandlingen av Vikelva. Under behandlingen ble merdanlegget i sjøen tauet ca. 1 km bort fra elvemunningen

(Aspås & Bruun 1994). Til rotenonbehandling av betongkummer utendørs på Nor-Laks ble det benyttet tåkesprøyte og det gikk med ca. 5 liter rotenon. Behandlingen skjedde i forståelse med veterinærmyndighetene og innehaverne av anlegget (Fylkesmannen i Møre og Romsdal 1988). Innendørsavdelingen av settefiskanlegget ble tørrlagt (Ove Eide, Fylkesmannen i Møre og Romsdal pers. medd.)

4.7 Region Åsenfjorden

Region Åsenfjorden består av Langsteinelva, Vulluelva og Jægtvikanlegget som er et settefiskanlegg beliggende ved Langsteinelva.

Langsteinelva

Langsteinelva, som munner ut i Åsenfjorden ved Langstein stasjon, har et nedbørfelt på 22 km² og en lakseførende strekning på 200 m. Elva er markert forurenset. Den lakseførende strekning er velegnet som gyte- og oppvekstområde. Det er noe usikkert om det har vært noen naturlig laksebestand i elva (Paulsen & Rikstad 1989). Det finnes ingen fangststatistikk for elva.

Fram til 1992 lå det et matfiskanlegg like utenfor utløpet, og det vandret årlig opp en del rømt oppdrettslaks.

G. salaris ble påvist i Langsteinelva i 1.9.1988. Av 31 laksunger som ble undersøkt var 25 infisert. Elva ble rotenonbehandlet den 4.9 og det ble brukt 0,3 l. rotenon (brev fra Fylkesmannen i Nord-Trøndelag av 12.9.1988 til Direktoratet for naturforvaltning). Rotenonbehandlingen ble gjentatt 6.10 og 10.3.1989. På laksunger innsamlet under andre gangs rotenonbehandling ble det funnet to stk. *G. salaris* i et materiale på 15 laksunger og ved ny undersøkelse 18.10 ble det påvist 1 stk. *G. salaris* på en av 15 laksunger (Paulsen & Rikstad 1989). Jægtvikanlegget hadde på dette tidspunkt direkte avløp til elva (Paulsen & Rikstad

1989), og det er svært sannsynlig at de infiserte laksungene som ble funnet i elva stammet fra anlegget. Det er svært vanlig at fisk rømmer fra settefiskanlegg. Av 17 undersøkte utløpselver fra kommersielle fiskeanlegg i Midt-Norge ble det funnet laksunger med oppdrettsbakgrunn i 15 av disse (Tabell 3 i Lund & Heggberget 1990). Ved den siste rotenonbehandlingen av Langsteinelva som fant sted 10.3.1989, ble det funnet flere hundre laksunger i elva hvorav mange manglet gjellelokk (Paulsen & Rikstad 1989). Dette forekommer relativt vanlig hos fisk i oppdrett, men meget sjelden hos villfisk. I løpet av vinteren 1988/1989 ble avløpet fra Jægtvikanlegget lagt om og ført ut i fjorden på dypere vann. Senere er vassdraget undersøkt årlig, men *G. salaris* er ikke påvist i vassdraget etter siste rotenonbehandling. Elva ble friskmeldt i 1997.

Vulluelva (Vudduelva, Fættenuelva)

Vulluelva renner gjennom Vordalen og munner ut i Åsenfjorden ca 3 km nordøst for Langsteinelva. Vassdraget har et nedbørfelt på 15,3 km² og fisk fra sjøen kan vandre ca 8 km opp i elva. Substratet er variert og strømhastigheten middels stor. Elva må karakteriseres som en produktiv sjøaureelv, mens laks går opp bare unntaksvis. Det finnes ingen offisiell fangststatistikk.

Elva følger E6 i flere kilometer og bærer preg av dette i form av mye forsøpling. Forurensingen er beskrevet som moderat.

Fram til 1992 lå det et oppdrettsanlegg for matfisk i nærheten av utløpet, og fremdeles finnes det to settefiskanlegg i området, med en avstand på henholdsvis 2,7 km og ca 13 km fra munningen av Vullu. Det er tidligere registrert både rømt oppdrettssmolt og voksen oppdrettslaks i elva.

Den 26. august 1988 ble det påvist *G. salaris* på to av fire laksunger som ble

fanget i elva, og infeksjonsgraden var høy. Elva ble derfor rotenonbehandlet den 2. september samme år, samtidig med Langsteinelva.

Etter 1988 er det foretatt årlige ungfiskundersøkelser i Vullu, og elfisket i august 1994 viste at ungfiskbestanden var på vei mot en normalisering etter rotenonbehandlingen (kfr. Lund 1997). Senere på høsten samme år veltet imidlertid en tankbil med oljeprodukter ved elva, og de 27.000 l bensin, dieselolje og parafin som rant ut, drepte ungfisken i den nedre del av elva samt ca 30 % av gytefisken (Lund et al. 1996).

Det er fanget få laksunger under elfisket de siste årene, men *G. salaris* er ikke påvist på nytt. Elva ble friskmeldt i 1997.

Jægtvikanlegget

Et settefiskanlegg ligger fortsatt ved Langsteinelva. Dette anlegget som ble startet opp av Gudmund Jægtvik, kom i drift i 1967/68 og drev bare med oppdrett av regnbueaure de første årene. Produksjon av laksesmolt kom i gang på 1970-tallet. På 1980-tallet hadde anlegget smolt fra Sverige. Anlegget ble brukt som tilvenning før fisken ble satt ut i sjøen. Anlegget tok også inn rogn fra FFL, Sunndalsøra flere ganger på 1980-tallet (Johnsen et al 1999a).

G. salaris er imidlertid aldri påvist i anlegget. I henhold til brev fra Landbruksdepartementet av 2.2. 1984 til Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk om spredning/forekomst av lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*, ble det imidlertid i 1971 påvist ett eks. av *Gyrodactylus sp.* ved G. Jægtviks settefiskanlegg, Langstein.

Anlegget eies i dag av Salmar og ifølge leder Karl Kr. Aag har anlegget vært brakklagt flere ganger. For tiden er det bare i drift fra januar til juni (kun yngelproduksjon, ikke smolt). I tillegg var anlegget brakklagt et helt år i 2003

(Fiskeforvalter Anton Rikstad, Fylkesmannen i Nord-Trøndelag pers. medd.).

4.8 Region Sunndalsfjorden og Batnfjorden

Regionen består av elvene Driva, Litledalselva, Usma (Øksendalselva) og Batnfjordelva og fiskeanleggene Driva kultiveringsanlegg og Akvaforsk, Sunndalsøra.

G. salaris ble første gang registrert i regionen (og i Norge) på laksunger i fiskeanlegget til Akvaforsk, Sunndalsøra i juli 1975. I samarbeid med Norges Kjøtt og Fleskesentral (NKF) ble det importert laksyngel fra Sverige til anlegget på Sunndalsøra i 1973. Disse ble holdt på Sunndalsøra noen måneder og NKF solgte dem våren 1974 (Gjedrem 1992).

Av elvene er Usma og Batnfjordelva omtalt her siden det er gjennomført tiltak i disse elvene.

Usma

Usma, som er beskrevet av Johnsen & Jensen (1985), ligger i Sunndal kommune, og munner ut i Sunndalsfjorden, ca. 15 km vest for Driva. Nedslagsfeltet er på 140 km² og dekker fjellområdene mellom Eikesdalen og Sunndalsfjorden. Vassdraget er uberørt av reguleringer. Det er få større vatn i vassdraget og Usma må betegnes som en utpreget flomelv. Den er derfor forbygd på begge sider oppover langs hele dalen, og dessuten rettet ut og nærmest kanalisert over lange strekninger.

Det ble i 1926 bygd fisketrapp med 11 kulper i den 4,8 m høge Fallfossen, ca 9 km fra utløpet. Trappa fungerer bra, slik at fisken kan gå helt til Jønnstadsetra, ca 15 km fra sjøen. Det meste av fisken blir imidlertid fanget nedenfor fisketrappa, men de beste gyte- og oppvekstområdene finnes i elvas øvre deler. Fisketrappa ble stengt i 1986 på grunn av *G. salaris*, men det er reist tvil lokalt om fossen er god nok

barriere for oppvandrende laks. Det er imidlertid ikke påvist laksunger ovenfor trappa etter at den ble stengt (Johnsen et al. 1999b).

G. salaris ble påvist første gang i et ungfiskmateriale fra Usma, innsamlet i juli 1980 (Hvidsten 1981). Det var lav tetthet av laksunger i vassdraget og alle de 7 laksungene som ble fanget var angrepet av *G. salaris*.

Batnfjordelva

Batnfjordelva som har et nedbørfelt på 75 km², ligger i Gjemnes kommune, Møre og Romsdal. Elva har utspring i tre små vann som ligger innenfor Åndalssetrene og ender ut i Batnfjorden 14 km lengre nede. Vandringshindret for laks og sjøørret ligger omtrent 11 km opp i elva. Fiskepopulasjonen i Batnfjordelva består hovedsakelig av laks og ørret. Laksen finnes først og fremst i hovedelva, mens ørreten også er vanlig i de fleste større sidebekkene. I tillegg til laksefiskene, finnes ål (*Anguilla anguilla*), trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) og skrubbe (*Platichthys flesus*) i den nederste delen av vassdraget.

Batnfjordelva er en typisk flomelv med normal vannføring på mellom 1 og 3 m³/s. Elva har moderat høy pH og alkalitet (bufferkapasitet). Vannet er relativt ionefattig og konsentrasjonen av humus er relativt høy. Bufferkapasiteten i vassdraget er derimot ikke høyere enn at pH og alkalitet synker relativt mye under flom (Lydersen et al., 2004).

G. salaris ble påvist første gang i et materiale innsamlet i juli 1980. Det ble da fanget 96 eldre laksunger, og hele 99 % av disse var sterkt angrepet av parasitten. Vassdraget ble sannsynligvis infisert allerede i 1977, gjennom en utsetting av 10 000 laksyngel fra Akvaforsk på Sunndalsøra. Yngelen ble satt både i øvre og nedre del av vassdraget (Johnsen et al. 1999b).

I 2004 ble det rapportert om at laks fra sidevassdrag hadde betydelig høyere antall *G. salaris* enn fisk fra hovedvassdraget. Det var interessant siden hovedelva endret seg mye mer rent vannkjemisk under flom enn sidevassdragene, med episodisk økte konsentrasjoner av positivt ladd Al (30 µg Ali /L) og pH ned mot 5.9. Dette forsterket indikasjonene på at det er en sammenheng mellom vannkemi og *G. salaris* infeksjon (Lydersen et al., 2004).

Kjemisk behandling med rotenon-blandinger

Batnfjordelva og Skeidalselva, samt sidebekker på begge sider av Batnfjorden til Høgsetneset på nordsiden og til Torvikneset på sørsiden, ble rotenonbehandlet 27. juli 1994. Skeidalselva, har en lakseførende strekning på 6 km. Den ligger i kort avstand fra Batnfjordelva og det ble derfor vurdert som nødvendig å rotenonbehandle også denne selv om *G. salaris* ikke var påvist her. I Batnfjordelva ble hoveddoseringen av rotenon foretatt ovenfor lakseførende strekning ved Fallhølen (ca. 12 km fra sjøen) og ved Åndalsbrua (ca. 6 km fra sjøen). I Skeidalselva ble hovedutdoseringen foretatt ved Skeidssetra (ovenfor lakseførende strekning, ca. 7 km fra sjøen). Rotenon ble utdosert over flere timer. Det ble først dosert ut en høy konsentrasjon i en halv time (1 ppm), dette for å få en sterk front på rotenonskyen. Deretter ble det dosert vanlig konsentrasjon (0,5 ppm). Samtidig med hovedutdoseringen ble alle bekker, bakevjer, dammer, flomløp etc. langs elva samt munningsområdet behandlet. Denne behandlingen var koordinert med strømmen av rotenon nedover elva og foregikk tidsmessig i etterkant av selve rotenonfronten. Denne behandlingen ble gjort av manngardslag. Større bekker/sideelver ble behandlet over lengre tid. Rotenon ble utdosert over 1 - 2 timer ovenfor punkt for fiskestopp. Rotenon ble blandet med vann i bølter og deretter helt sakte og jevnt ut i bekken mest mulig

kontinuerlig. Det ble gått manngard i disse bekkene på samme måte som langs hovedelva. Mindre bekker ble gått fra elva og så langt som fisk kunne gå. Rotenon ble utdosert punktvis oppover i bekken. Ved å behandle bekken motstrøms ble behandlingstiden lengre ved at rotenonskyen ble strukket. Det ble satt opp garnstengsel i elvemunningen av Batnfjordelva og Skeidalselva for å hindre at det gikk fisk opp i elva rett etter at behandlingen var avsluttet (Aspås 1995b). I årene som fulgte ble det gjennomført årlige ungfiskundersøkelser i Batnfjordelva (kfr. Johnsen et al. 1999b) uten at *G. salaris* ble påvist. Elva ble friskmeldt i 1999. Året etter ble imidlertid *G. salaris* igjen påvist i elva. Neste tiltak ble gjennomført i 2003-2004 og da med uttesting av Al som behandlingskjemikalie.

Kjemisk behandling med surt aluminium som hovedkjemikalium

Den første testen med Al i et *G. salaris* infisert laksevassdrag ble utført i Batnfjordelva. Batnfjordelva har blitt behandlet med AlS tre ganger:

1. Forsøk med Al-behandling august 2003
2. Uttestingsaksjoner av Al-metoden for å utrydde *G. salaris* juni 2004
3. Uttestingsaksjoner av Al-metoden for å utrydde *G. salaris* september 2004

Den 15. august 2003 startet den første doseringen av Al i Batnfjordelva (Lydersen et al., 2004). Et vannføringsproporsjonalt doseringsanlegg doserte Al noen hundre meter oppstrøms den lakseførende strekningen (Åndalssetra). AlS-løsningen som ble benyttet hadde lavt innhold av Al (2,75 %) og høyt innhold av syre (10,86 %), pH i løsningen var mellom 1 og 2. Det er ikke oppgitt hva som var ønskelig Al dose (konsentrasjon av Ali). Det ble rapportert at Al dosen var for lav i starten og ble oppjustert under forsøkene. Det ble derfor utført to doseringsregimer. Doseringsregime I, 15-30 august hvor total Al konsentrasjonen økte med 90 µgAl/L og pH sank fra 6.16 til 5.9 (2,2 km nedstrøms

doserer). En betydelig andel av dosert Al ble inkorporert i organisk materiale slik at konsentrasjonen av positivt ladd Al (Ali) kun økte fra 14 til 40 µg/L øverst i vassdraget. Det ble rapportert at dosert Al ble avgiftet i de nederste delene av elva hvor pH var høyere enn oppstrøms Al doseringen.

Under doseringsregime II, ble det dosert dobbelt så mye Al og 2.2 km nedstrøms doseringen økte konsentrasjonen av totalt Al med 180 µg/L hvorav 100 µg/L forelå på giftig form. Konsentrasjonen av Ali var under denne doseringen forhøyet 4.2 km nedstrøms doseringen (40 µg/L), men var avgiftet på nedenforliggende stasjoner. pH sank til 5.14 og 5.89 henholdsvis 2,2 km og 4,2 km nedstrøms doseringen. Basert på vannkjemiske målinger var det tilfredsstillende Al behandlinger i de øverste delene av vassdraget (4,2 km nedstrøms doserer), men ingen effekt av Al dosen i de nederste delene av vassdraget. Vanntemperaturen sank fra 18 til 10 °C under behandlingsperioden.

Før forsøket høsten 2003 var prevalensen (prosentvis andelen som var smittet) for *G. salaris* infeksjonen 87-100 %, mens abundansen varierte fra 51 til 285. Etter høst behandlingen i 2003 med Al var prevalensen 0 % øverst i vassdraget (4,2 km nedstrøms doseringen) og 80-100% nederst i vassdraget. Resultatene baseres på fisk plassert i bur på 5 ulike steder i hovedelva og elfisket fisk. På bakgrunn av positive resultater fra den første uttestingen ble det besluttet å teste ut metoden i full skala med sikte på å utrydde *G. salaris* fra vassdraget vår og høst 2004. Før vår behandlingen i 2004 ble fisk undersøkt 2 ganger i vassdraget og begge gangene ble det påvist *G. salaris* på enkelte fisk på alle stasjoner i elva, med abundans fra 0,5 til 256. Det var derfor kun en begrenset spredning av *G. salaris* gjennom vinteren etter høst behandlingen.

Fra 8. til 22. juni 2004 og fra 29. august til 12. september 2004, ble hele den lakseførende delen av vassdraget med små og store sidebekker behandlet med Al med sikte på å utrydde *G. salaris* fra vassdraget (Hytterød et al. 2005). Gjennomføringen var beregnet til 2 uker for begge behandlingene. I dagene før og under behandlingene ble det gjennomført en grundig overvåking av vannkjemien for å kontrollere Al-doseringen. For å sikre at Al ikke ble fortynnet og at de aktive formene for Al ikke ble avgiftet nedover i vassdraget ble flere doseringsstasjoner benyttet, øverste var oppstrøms den lakseførende strekningen (Åndalssetra). Det ble benyttet tre vannføringsproporsjonale elvestasjonsanlegg, og dryppenhenter i mindre sidebekker og tilsig. I tilsig hvor vannmengden var veldig liten, samt i grøfter og dammer med stillestående vann ble det brukt rotenon. Det er ikke oppgitt doser med rotenon, men det ble brukt til sammen 30 l rotenonløsning (Roar Sandodden, VI pers. medd). Til sammenlikning ble det brukt 145 l rotenonløsning ved rotenonbehandlingen i 1994 (Ove Eide, Fylkesmannen i Møre og Romsdal pers. medd.). Al kjemikalet benyttet våren 2004 var tilsvarende som under høstforsøket i 2003, men ble ytterligere tilpasset vannkjemien i sidevassdragene før behandling høst 2004. Den endelige sammensetningen av kjemikaliet er ikke beskrevet. Det er heller ikke beskrevet hva som var doseringsmålet under behandlingen (ønsket pH og Ali konsentrasjon). Det ble rapportert at det ikke lyktes med å få optimale betingelser for Al i hele vassdraget under vårbehandlingen. pH var tilfredsstillende med unntak av de nederste delene av elva (pH 6.5) og andelen av Ali var derfor for lav (38 µg/L) i disse områdene. For å sikre optimal behandling under høstbehandlingen ble det derfor bygget en tredje doseringstasjon ved hovedelva tre km før utløpet i fjorden før høstbehandlingen. Under høstbehandlingen

ble det oppnådd gode betingelser for Al behandlingen gjennom hele vassdraget. pH var lavere enn 6.0 og konsentrasjonen av Ali var høyere enn 50 µg/L, konsentrasjonen av Ali var imidlertid kun 26 µg/L på den midterste stasjonen.

Vårbehandlingen 2004 reduserte prevalensen til 0 % øverst i vassdraget og da i større deler enn etter høstbehandlingen i 2003 (7,3 km nedstrøms doseringen), men nederst i vassdraget var fortsatt prevalensen 20 %. En drøy måned etter høstbehandlingen ble avsluttet ble 596 laksunger fra til sammen 10 ulike lokaliteter i vassdraget undersøkt og *G. salaris* ble ikke funnet. I september 2006 ble imidlertid *G. salaris* påvist på 6 lakseunger fra 4 ulike stasjoner i vassdraget. Det ble rapportert at siden fiskeundersøkellesprogrammet etter den kjemiske behandlingen hadde vært sparsomt, samt at vassdraget drenerer ut i Sunndalsfjorden som er smitteregion som ikke hadde vært behandlet, var det vanskelig å fastslå om dette skyldes at selve behandlingen hadde vært utilstrekkelig eller om smitten hadde kommet tilbake via innvandrende infisert fisk (Pettersen et al., 2007).

Det ble ikke registrert dødelighet av fisk under behandlingene ei heller endringer i fisketetthet, men Al-doseringen ble registrert til å gi midlertidig økt stress på fisk (som redusert plasmaklorid). Det ble konkludert med at Al ikke representerte noen betydelig belastning for fisk i Batnfjordelva under Al-behandlingen. Det ble heller ikke dokumentert store negative effekter på bunndyr under Al-behandlingene (Bongar 2005). Det ble utført tetthetsmålinger av fisk før og etter behandlingene, samt foretatt individmerking av fisk. *"Undersøkelsene i 2004 viser at laksetettheten var tilnærmet lik den som ble observert i årene med utsetting (Johnsen et al. 1999b). Individmerkede laksunger har blitt gjenfanget på samme lokalitet før, under*

og etter behandlingen, noe som viser at fisken ikke har flyttet vesentlig på seg under selve behandlingen" (Hytterød et al. 2005). Aksjonene med Al behandling i Batnfjordelva har blitt sett på som uttestings aksjoner av Al-metoden for å utrydde *G. salaris*. Basert på Al behandlingene i Batnfjordelva ble det rapportert at det ikke var størrelsen på vassdraget, men de lokale variasjonene i vannkjemi som var den største utfordringen for en god behandling. Videre antydte resultatene at *G. salaris* infeksjonen utviklet seg langsomt gjennom vinteren etter en Al-behandling. Det ble derfor konkludert med at Al-behandling vil redusere muligheten for spredning av *G. salaris*.

Driva kultiveringsanlegg (tidligere Sæther fiskoppdrett, Grøa)

Anlegget het opprinnelig Sæther Fiskeoppdrett og produserte smolt for oppdrettsnæringen. Det ble påvist *Gyrodactylus* i anlegget i 1976 på fisk av Driva stamme. Anlegget hadde en grunnvannskilde som hovedvanninntak, men i tørre år tok anlegget inn vann direkte fra Driva og ble dermed utsatt for smitte.

Anlegget ble overtatt av Driva kraftverk i 1992. Det hadde da vært brakklagt i flere år. Det ble gjennomført full renovering av anlegget med nytt inventar og sikring av grunnvannskilden slik at det ikke lengre var nødvendig å ta inn vann fra Driva. Det ble montert filter på avløpet. Anlegget ble inndelt i smittevernsoner: klekkeri, settefiskdel og smoltdel. Rogn ble levert fra genbankanlegget på Haukvik. Anlegget produserte smolt for utsetting i Driva til om med 2002 da smoltpålegget ble stoppet. Anlegget ble da stengt, men kan settes i drift når som helst (Rolf Bekvik, TrønderEnergi pers. medd.).

Akvaforsk, Sunndalsøra

G. salaris ble første gang registrert på laksunger i fiskeanlegget til Akvaforsk,

Sunnalsøra i juli 1975. I samarbeid med Norges Kjøtt og Fleskesentral (NKF) ble det importert laksyngel fra Sverige til anlegget på Sunndalsøra i 1973. Disse ble holdt på Sunndalsøra noen måneder og NKF solgte dem våren 1974 (Gjedrem 1992).

I brev fra Fylkesmannen i Møre og Romsdal av 28.6.1987 til NLVF's Institutt for akvakulturforskning, avd. Sunndalsøra, ble det påpekt at anleggets avløp gikk ut i Litledalselva og at Fylkesmannen så det som aktuelt å kreve at avløpsvannet ble ført ut på 20 meter i Sunndalsfjorden.

I brev av 26.2.1988 fra Fylkesveterinæren for Trøndelag, Møre og Romsdal, ble anlegget pålagt restriksjoner på bakgrunn av at anlegget hadde inntak av vann fra Litledalselva som var smittet av *G. salaris*. Restriksjonene omfattet forbud mot salg av levende ferskvannsfisk eller rogn av slik fisk. Etter hva vi har kunnet finne ut omfattet ikke restriksjonene pålegg om tiltak for å utrydde parasitten fra anlegget. I 1990 ble det konstatert at *G. salaris* fortsatt var til stede i anlegget (brev fra Veterinærinstituttet av 14.5.1990 til Indre Nordmøre Kjøtt- og Næringsmiddelkontroll). Anlegget har senere vært gjenstand for overvåking gjennom overvåkingsprogrammet for *G. salaris* uten at parasitten har vært påvist.

4.9 Region Averøy

Regionen består kun av fiskeanlegget til Averøy videregående skole.

Skolefisk, Averøy videregående skole

Fiskeanlegget bestod av klekkeri og en del foringskar plassert i skolens kjeller. Anlegget benyttet vann fra det kommunale vannverket. *G. salaris* ble påvist ved anlegget i mai 1982. Anlegget hadde mottatt yngel av sjøaure og sjørøye samt laksrogn i 1979 - 1980 fra Akvaforsk, Sunndalsøra (Johnsen & Jensen 1985).

Sommeren 1982 ble det gjort forsøk på å utrydde parasitten, men sommeren 1983 oppstod på ny en parasittoppblomstring i anlegget.

I brev av 28.9.1983 fra Landbruksdepartementet ble skolens anlegg pålagt restriksjoner som følge av påvisningen og det ble foretatt ny desinfeksjon av anlegget (brev fra Fylkesmannen i Møre og Romsdal av 6.12.1983 til Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk).

Høsten 1986 ble imidlertid *Gyrodactylus salaris* igjen påvist i anlegget. Dette skjedde etter at tiltak var blitt satt i verk foreskrevet av Landbruksdepartementet etter tidligere påvisninger (brev fra Skolefisk, Averøy videregående skole av 30.9.1987 til Averøy kommune).

I brev fra Fylkesveterinæren for Trøndelag, Møre og Romsdal av 7.9.1987 til Skolefisk, Averøy videregående skole, ble anlegget pålagt smittesanering ved en hel eller seksjonsvis tømning av anlegget for fisk med påfølgende vask/desinfeksjon (jfr. Forskrifter om desinfeksjon av fiskeoppdrettsanlegg m.v.) og påfølgende tørking, inspeksjon og formalinbehandling.

I henhold til brev fra Fylkesveterinæren for Trøndelag, Møre og Romsdal av 15.8.1988 til Skolefisk, Averøy videregående skole, ble saneringsplanen gjennomført på tilfredsstillende måte og de pålagte restriksjonene på anlegget ble opphevet.

4.10 Finnsnes settefisk A/S

G. salaris ble påvist på laksyngel i anlegget 25.4.1986 (brev fra Landbruksdepartementet til Finnsnes settefisk av 2. mai 1986). Anlegget hadde både i 1984 og 1985 bla. a. mottatt laksunger fra flere smoltanlegg i Sverige (brev fra Fylkesveterinæren for Nord-Norge av 22.5.1986 til Landbruksdepartementet) hvor det tidligere var påvist *G. salaris*.

Etter pålegg om restriksjoner, ble anlegget sanert og kun fisk som gikk på saltvann fikk leve videre. Etter sanering ble restriksjonene opphevet (Einar Karlsen, Mattilsynet, Sør-Troms pers. medd.).

4.11 Mjelde settefisk A/S

G. salaris ble påvist på laksyngel i anlegget 4.8.1986 (brev fra Fylkesveterinæren for Nord-Norge av 20.8.1986 til Landbruksdepartementet).

Den 21.8. 1986 ble Mjelde settefisk A/S ilagt restriksjoner i medhold av lov om tiltak mot sjukdom hos ferskvannsfisk i brev fra Landbruksdepartementet. Et bekjempelsesprogram ble startet med veiledning og oppfølging fra Distriktsveterinæren i Tromsø i form av bla. a. jevnlig inspeksjoner og prøveuttak. Anlegget ble desinfisert jevnlig med til dels høye konsentrasjoner av formalin. Etter en periode på 10 måneder uten at parasitten ble påvist ved regelmessige tilfeldige prøveuttak, ble restriksjonene opphevet (brev fra Fylkesveterinæren for Nord-Norge av 6.5.1987 til Mjelde settefisk A/S).

4.12 Region Drammensfjorden

Regionen omfatter de nåværende lakseførende strekninger av Sandeelva, Lierelva og Drammenselva.

Når det gjelder Drammenselva inkluderes strekningen mellom Embretsfoss og opp til Gravfoss siden det her settes ut laksyngel. Videre oppover vassdraget er det usikkerhet knyttet til regnbueørret og bekkerøye, siden disse artene er potensielle verter for *G. salaris*, og dessuten tidligere har hatt til dels stor utbredelse. Det gjelder spesielt regnbueørret som tidligere hadde forholdsvis store bestander som rømt oppdrettsfisk i Slidrefjorden, Strandefjorden og Tyrifjorden, og der oppdrettsfisk i merd var infisert med *G. salaris*. Disse anleggene er nå utelukkende

landbaserte, men det tas fortsatt regnbueørret i f. eks. Slidrefjorden. Det er ikke kjent om disse bestandene av rømt regnbueørret er infisert med *G. salaris*. Så lenge det finnes regnbueørret i innsjøene ovenfor anadrom strekning i Drammenselva og Lierelva, og denne verten tidligere har vært infisert, må Valdres/Tyrifjorden regnes til smitteregionen (Fjeldstad et al. 2002).

Det er usikkert hvordan *G. salaris* ble introdusert til regionen. Parasitten ble til å begynne med beskrevet som en art som tidligere ikke var påvist i Norge. Først etter smitteforsøk ble det konstatert at det dreide seg om *G. salaris*, men om en annen variant enn de som var kjent fra før (Mo 1987). Den samme parasitten ble forøvrig funnet på regnbueaure i åtte oppdrettsanlegg og på laks i ett oppdrettsanlegg som alle lå ved vassdrag som renner ut i Tyrifjorden (Mo 1991). Disse resultatene kan tyde på at *G. salaris* på regnbueaure i Tyrifjorden og på Østlandet kan ha hatt en annen opprinnelse en *G. salaris* på laks i resten av landet (kfr. Hansen et al. 2003). Det faktum at *G. salaris* ikke ble påvist på laksunger i Drammenselva før oktober 1987 (Garnås 1987), tyder på at forekomsten av *G. salaris* i Tyrifjorden var temmelig ny da den ble oppdaget i 1986.

I august 1986 ble det registrert *Gyrodactylus* på regnbueørret i ett av to oppdrettsanlegg i Tyrifjorden. Våren 1987 ble det fastslått at dette var *G. salaris*. Det ble da også tatt prøver fra det andre oppdrettsanlegget i Tyrifjorden. Her påviste man *G. salaris* både på regnbueørret og laksunger som gikk i merder i innsjøen. Det ble også påvist *G. salaris* fra garnfanget regnbueørret i Tyrifjorden. Det ble da straks utferdiget forbud mot levering av levende fisk fra anleggene i Tyrifjorden (Garnås et al. 1988).

G. salaris ble med sikkerhet påvist på laksunger i Drammenselva 23. september

1987 ved Hellefoss. I Asdøla, et sidevassdrag til Lierelva, ble *G. salaris* med sikkerhet påvist 10. november 1987 (Garnås et al. 1988). I 2003 ble *G. salaris* påvist i Vesleelva, et sidevassdrag til Sandeelva i Vestfold. Denne spredningen er sannsynligvis et resultat av brakkvannsvandring av infisert fisk fra Drammensfjorden (Mo og Nordheim, 2004).

Tiltak i vassdrag

I Drammenselva kunn laksen tidligere vandre gjennom Hellefoss og Døviksfoss og opp til undervann Embretsfoss. Trappa i Døviksfoss ble imidlertid stengt i 1988. Laksestammen i Drammenselva blir tatt vare på gjennom et omfattende kultiveringsprogram (Erik Garnås, Fylkesmannen i Buskerud pers. medd.).

Tiltak i fiskeanlegg

Etter press fra fiskeinteressene i regionen ble det fremmet krav om at fiskeanleggene i Tyrifjorden måtte tørrlegges. Lanbruksdepartementet påla tørrlegging av de to anleggene med virkning fra 15. juli 1987.

I øvre deler av Drammensvassdraget, i Valdresregionen foregår det oppdrett av regnbueaure for konsum. Valdresregionen ble omtalt i rapporten fra Rådgivingsgruppe i Gyrdactylussaker under smitteregion Drammensfjorden: "*Videre oppover vassdraget er det usikkerhet knyttet til regnbueørret og bekkerøye, siden disse artene er potensielle verter for G. salaris, og dessuten tidligere har hatt til dels stor utbredelse. Det gjelder spesielt regnbueørret som tidligere hadde forholdsvis store bestander som rømt oppdrettsfisk i Slidrefjorden, Strandefjorden og Tyrifjorden, og der oppdrettsfisk i merd var infisert med G. salaris. Disse anleggene er nå utelukkende landbaserte, men det tas fortsatt regnbueørret i f. eks. Slidrefjorden. Det er ikke kjent om disse bestandene av rømt regnbueørret er infisert med G. salaris. Så*

lenge det finnes regnbueørret i innsjøene ovenfor anadrom strekning i Drammenselva og Lierelva, og denne verten tidligere har vært infisert, må Valdres/Tyrifjorden regnes til smitteregionen" (Fjeldstad et al. 2002).

4.13 Region Østlandet

Etter påvisning av *G. salaris* på regnbueørret i de to anleggene i Tyrifjorden ble det samlet inn prøvemateriale fra en rekke gårdsdammer og oppdrettsanlegg med regnbueørret i ferskvann. I tillegg til de to nevnte anlegg ble det påvist *G. salaris* på ytterligere 24 lokaliteter, hvorav de fleste påvisningene ble gjort i 1988. Det ble blant annet påvist *G. salaris* i lokaliteter i nedslagsfeltet til Numedalslågen og nedslagsfeltet til Glomma. De fleste påvisningene ble gjort i Oppland, Buskerud og Telemark. Det ble også påvist *G. salaris* fra to lokaliteter i Hedemark, én lokalitet i Vest Agder og én i Akershus.

De fleste av påvisningene av *G. salaris* på regnbueørret ble gjort i uregistrerte gårdsdammer, og som ble avviklet etter påvisning. Ved enkelte registrerte oppdrettslokaliteter i Valdres er det tydeligvis ikke foretatt fullstendig smittesanering da det er gjort gjentatte påvisninger av *G. salaris*. Siste sikre påvisning fra oppdrettsanlegg i Valdres med regnbueørret er fra 1998 (Prøvejournalssystemet, VI). Det er også kjent at tre oppdrettsanlegg i Valdres ble pålagt tiltak i tilknytning til inntaks- og avløpsvann tidlig på 1990-tallet som følge av *G. salaris* status (Tor Atle Mo, VI, pers. medd.). Over femårsperioden 2001 – 2006 fremgår det av årsrapportene for overvåkingsprogrammet for *G. salaris* (VI) at det er undersøkt omtrent 1200 regnbueørret fra 20 anlegg på Østlandet for *G. salaris*, uten at parasitten er påvist.

4.14 Region Lakselva

Regionen omfatter kun Lakselva i Misvær hvor *G. salaris* ble oppdaget i 1975 som første tilfelle på laksunger i et vassdrag (Johnsen 1978a, b).

Lakselva i Misvær

Vassdraget, som er beskrevet av Johnsen (1978a), ligger i Skjerstad kommune og har sitt utløp innerst i Misvær fjorden ved Misvær. Nedbørfeltet er på 159 km² og vassdraget er uregulert.

I 1974 ble det foretatt utbedringer og bygd to fisketrappor for å lette oppgangen for laksen opp til Storforsen, ca. 7 km fra sjøen. Høsten 1976 var også en fisketrapp i Storforsen ferdig og laksen kunne dermed passere gjennom Skarsvatn til Sagfossen ca 11 km fra sjøen, og på gunstig vannføring muligens forbi denne og helt opp til Kjukkelvatn, og videre ca. 2,5 km opp i Sjørdalselva til fossen ved Bjørnlia.

Lakselva var, som nevnt, det første norske vassdraget hvor *G. salaris* ble registrert som et alvorlig problem for ville laksunger, og parasitten ble første gang funnet på tre av 128 laksunger innsamlet i august 1975 (Johnsen 1978b). Parasitten ble trolig introdusert til vassdraget i juli s.å., ved utsetting av fisk fra Akvaforsk, Sunndalsøra (Johnsen & Jensen 1992). I 1976 var tettheten av laksunger fremdeles normalt høg, men parasitten ble påvist på 159 av 168 undersøkte laksunger, en andel på 95 %. Fra 1975/76 til 1977 sank tettheten av laksunger drastisk, og i perioden frem til 1989 ble det med unntak av 1978 og 1980 fanget svært få eller ingen eldre laksunger, og nesten samtlige var infisert av *G. salaris*. De siste årene før rotenonbehandlingen ble det også fanget svært få årsyngel av laks. Tettheten av aure var forholdsvis konstant i perioden 1975 - 1989.

Det ble også foretatt årlige ungfiskundersøkelser på to stasjoner ovenfor Skarsvatn.

Like nedstrøms Skarsvatn ligger Storforsen og som tidligere nevnt ble det bygd fisketrapp i Storforsen i 1976. I 1977 vandret de første laksene opp denne trappa. I tillegg ble det også satt ut laksunger på strekningen oppstrøms Skarsvatn i perioden 1976–1978. På en av elfiskestasjonene ovenfor Skarsvatn ble *G. salaris* påvist på 2 laksunger i 1980, og på en aureunge i 1981. Vinteren 1977/1978 ble fisketrappa i Storforsen ødelagt av is. Senere har det ikke vandret laks opp forbi Storfossen. Etter 1980 ble det ikke funnet laksunger oppstrøms Skarsvatn til tross for årlige undersøkelser. Det ble imidlertid funnet noen få eksemplarer av *G. salaris* på en aure som ble fanget på stasjon 6 i august 1981 (Johnsen & Jensen 1992).

Den 5. juli 1990 ble vassdraget rotenonbehandlet fra utløpet av Skarsvatn og ned til sjøen, en strekning på ca. 7 km. Det foreligger ingen rapport fra rotenonbehandlingen, men opplysningene nedenfor er skaffet til veie av Fylkesmannen i Nordland.

Selve rotenonbehandlingen ble gjennomført i perioden mellom kl. 13 og kl. 20. Vannføringen under behandlingen var ca. 6 m³/s og totalt ca. 13 km bekk/elv ble behandlet: Hovedelva fra utløp Skarsvatn til sjøen: 7 km. Sideelver/-bekker: Helforselva: 1 km, Mølnelva: 1 km, Hemigardselva: 1,5 km, Skjerdal elva: 0,5 km, Gropelva: 0,5 km, Skiepselva: 0,2 km, Sjølielva: 0,2 km, Hølnelva: 0,5 km., Elver/bekker utover i Misvær fjorden (totalt ca. 2 km) : Høgsetelva: 0,5 km, Oldereidelva: 0,3 km, Skredelva: 1 km. Med unntak av Hølnelva hvor det var tre utslippspunkter, var det ett utslippspunkt både i hovedelva og i hver av sideelvene og elvene og bekkene utover fjorden. Type rotenon som ble brukt var Gullvik Rotenonemulsjon (produsent: Gullviks Fabriks AB i Sverige, forhandler: Tollef Bredal AS). Fra hovedutslippet ved Skarsvatn ble det dosert ½ time med 1 ppm og 3 timer med 0,5 ppm. Det var ikke noen

påfriskningsstasjon lenger ned i hovedelva. Det foreligger ikke opplysninger om konsentrasjoner eller varighet av utslippene i sideelver/-bekker og i elvene utover fjorden (Lars Sæther, Fylkesmannen i Nordland pers. medd.).

Ungfiskundersøkelsene i vassdraget ble gjenopptatt i 1992 og pågikk årlig i regi av NINA fram til 1998. I 1998 var tettheten av aureunger på samme nivå som tidligere mens tettheten av laksunger fortsatt ikke var tilbake på samme nivå som før Gyrodactylusangrepet (Johnsen et al. 1999b).

Det er ikke påvist *G. salaris* i Lakselva etter rotenonbehandlingen i 1990, og elva ble friskmeldt og åpnet for fiske fra sesongen 1995.

4.15 Region Meisingset

Region Meisingset består av Storelva og av settefiskanlegget Storelvfisk A/S på Meisingset, Tingvoll kommune. *G. salaris* ble oppdaget i settefiskanlegget Storelvfisk i mars 1988. På dette tidspunktet hadde settefiskanlegget avløp direkte til Storelva. For å forhindre at sykdommen skulle spre seg oppover i elva og opp i Hanemsvatnet, ble det gitt beskjed om at et plankestengsel i demningen ved utløpet av Hanemsvatnet skulle settes på plass. Dette ble gjennomført av Storelvfisk A/S 11. april samme år i forståelse med grunneieren til deler av Hanemsvatnet, Storelva og innehaver av reguleringsretten til vatnet (brev fra Fylkesmannen i Møre og Romsdal av 3.12.1990 til Direktoratet for naturforvaltning). Denne avsperringen fungerte imidlertid ikke 100 % effektivt. I brev fra Fylkesveterinæren for Trøndelag, Møre og Romsdal til Møre Smolt A/S tidligere Storvelvfisk A/S av 24.8.1990 heter det: "Pr. dato er det oppgang av anadrom fisk til vannkilden (Hanemsvatnet)".

Storelva

Storelva på Meisingset ligger i Tingvoll kommune, og munner ut i Ålvundfjorden, en indre arm av Halsafjorden. Elva fra sjøen og opp til det 2,1 km² store Hanemsvatnet (8 m.o.h.) er ca. 700 m, og må karakteriseres som en liten og flompreget vestlandselv. En sørlig forgrening av vassdraget, med Hafstadvatn og Myravatn, er regulert til kraftformål av Nordmøre energiverk A/S, og utnyttes i Skar kraftstasjon. Stasjonen ble satt i drift i 1920.

Storelvasvassdraget er laks- og sjøaureførende i 3-4 km, inkludert Hanemsvatnet, men vassdraget er ikke nevnt i den offisielle statistikken over fiske.

Under elfiske i november 1988 ble det fanget 18 laksunger i Storelva nedenfor Hanemsvatnet. Fem av laksungene hadde tydelige oppdrettstegn men det ble ikke påvist *G. salaris*. I midten av juli året etter ble det i det samme området fanget 35 laksunger, og av disse var 12 oppdrettsfisk. På en av oppdrettsfiskene ble det påvist *G. salaris*. I april 1990 ble det fanget 18 laksunger, hvorav 5 hadde oppdrettsbakgrunn. Av oppdrettslaksen var 3 infisert av *G. salaris*, mens parasitten ble påvist på 10 av de 13 villaksungene (Eide et al. 1992). Parasitten har trolig kommet til elva via avløpssystemet fra det infiserte settefiskanlegget.

Det ble ikke påvist *G. salaris* på laksungene som ble fanget i tilløpselvene til Hanemsvatnet i den samme perioden, og det ble derfor besluttet å rotenonbehandle bare vassdraget mellom Hanemsvatnet og sjøen. I den forbindelse gjengis et avnitt fra brev fra Fylkesveterinæren for Møre og Romsdal til Møre Smolt A/S tidligere Storelvfisk A/S av 9.2.1991, hvor det heter: "Miljøvernmyndighetene har nå utarbeidet planer for rotenonbehandling av Storelva våren 1991. En vet ikke med

sikkerhet om parasitten har nådd Hanemsvatnet eller om den er begrensa til Storelva. Dersom det siste er tilfelle, vil en ved behandling av Storelva ha store sjanser for å kunne utrydde parasitten i vassdraget. I motsatt fall, vil en i alle fall ved rotenonbehandling av Storelva på det tidspunkt fisken vandrer ut i sjøen, redusere smittepresset sterkt. Dette er spesielt viktig for å unngå spredning til Surna, Bævra og Søya".

Statens Forurensningstilsyn (SFT) ga i brev av 11.12.1990 Direktoratet for naturforvaltning tillatelse etter forurensningsloven til å rotenonbehandle Storelva for å hindre spredning av *G. salaris*. Tillatelsen ble gitt på visse vilkår hvorav ett av vilkårene var at "det må ved gjennomføringen brukes minst mulig av giftstoffet rotenon".

Rotenonbehandlingen ble gjennomført 9. april 1991. Skar kraftstasjon, som har utløp ovenfor Hanemsvatnet, var stoppet den 5. april og ble stående til rotenonbehandlingen var ferdig. Utdosering av rotenon var ved dammen i utløpet av Hanemsvatnet. Vannføringen i Storelva ble beregnet til 0,5 m³/s under rotenonbehandlingen. Det ble først utdosert over ca. 15 minutter en konsentrasjon beregnet til 1,0 ppm. Dernest i fire timer ble det utdosert kontinuerlig en rotenonmengde tilsvarende 0,5 ppm i elva. Vanskelige partier i elva ble i tillegg behandlet ved hjelp av ryggståkesprøyte og skvetting med hagekanne (Fylkesmannen i Møre og Romsdal 1991).

Etter rotenonbehandlingen er ikke parasitten påvist. Elva ble friskmeldt i 1994, og fiske ble tillatt på nytt etter å ha vært forbudt siden 1990.

Storelvfisk A/S

Ved Storelva ligger et settefiskanlegg, Storelvfisk A/S, hvor det i mars 1988 ble påvist *G. salaris* (brev fra Fylkesveterinæren for Trøndelag, Møre og

Romsdal til Storelvfisk A/S av 18.3.1988). Anlegget som har vanninntak i Hanemsvatnet består av en inneavdeling (klekkeri, startforings- og vekstavdeling) og en todelt uteavdeling, en på hver side av Storelva (brev fra Fylkesveterinæren for Trøndelag, Møre og Romsdal til Møre Smolt A/S tidligere Storelvfisk A/S av 24.8.1990).

I brev fra Fylkesveterinæren for Trøndelag, Møre og Romsdal til Storelvfisk A/S av 12.4.1988, ble anlegget pålagt følgende tiltak:

"- utbedre avløpet fra anlegget slik at krav om dypvannsutslipp i sjø oppfylles (dette kravet er satt som vilkår for Landbruksdepartementets tillatelse pr 11.11.1980 for etablering av anlegget)
- gjennomføre systematisk formalinbehandling av fisk i anlegget hver 14. dag. Behandlingen skal starte umiddelbart
- utbedre demningen mellom Storelva og Hanemsvatnet slik at oppgang av fisk til vannet effektivt hindres".

Ved gjentatte inspeksjoner, både fra Fylkesmannen i Møre og Romsdal, Miljøvernavdelinga og veterinærmyndighetene, ble det imidlertid konstatert at påleggene ikke var tatt til følge. Blant annet ble det ved befaring 17. august 1990 oppdaget at det var muligheter for oppgang av anadrom fisk til vannkilden (Hanemsvatnet) (kfr. 1. avsnitt i kap. 4.15). Anlegget ble derfor pålagt nye tiltak med en frist på tre uker for gjennomføring av åtte punkter som bla.a. omfattet dypvannsutslipp av avløp, systematisk formalinbehandling av fisk i anlegget hver 14. dag og tømning av anlegget for fisk innen utgangen av juni 1991. (brev fra Fylkesveterinæren for Møre og Romsdal til Møre Smolt A/S tidligere Storelvfisk A/S av 9.2.1991). I brevet het det videre: "Dersom utbedringene ikke er gjennomført tilfredsstillende vil Møresmolt A/S bli pålagt å tømme anlegget før Storelva skal rotenonbehandles".

4.16 Region Romsdalsfjorden

Regionen består av vassdrag som drenerer til Romsdalsfjorden og det er påvist smitte i til sammen seks vassdrag i regionen (årstall for påvisning av smitte i parentes): Henselva (1980), Rauma (1980), Skorga (1982), Innfjordelva (1991) og Måna (1985).

G. salaris ble sannsynligvis introdusert til regionen ved utsetting av 3000 sjøaureyngel fra Akvaforsk, Sunndalsøra i 1978 (Gyrodactylusprosjektet 1982). Derfra spredte parasitten seg til de øvrige vassdragene i fjorden, sannsynligvis med fisk som vandret i brakkvann (Johnsen & Jensen 1991).

Rotenonbehandlingen av de ulike vassdragene ble gjennomført etter samme opplegg: Ved hovedutslippet ble det først dosert ut en høy konsentrasjon (ca. 1 ppm) i en halv time, dette for å få en sterk front på rotenonskyen. Deretter ble det dosert vanlig konsentrasjon (ca. 0,5 ppm) i de gitte timer. Aggregat med utdoseringsutstyr eller 200 l fat med slange ble benyttet til hovedutslipp. Påfriskningsstasjoner ble satt opp for å kompensere for den nedbrytningen av rotenon som skjer over tid. Påfriskningsprosedyren var lik hovedutslippets prosedyre (Aspås 1994).

Henselva

Elvene Isa og Glutra danner etter samløp Henselva, som renner ut i Isfjorden innerst i Romsdalsfjorden, ca 7 km øst for utløpet av Rauma. Samlet naturlig nedslagsfelt er 175 km², men ca 20 km² av Glutras felt er overført til Grytten kraftverk.

I Isa er det bygd en fisketrapp i den 12,5 m høge Kavlifossen (5 km fra sjøen). Trappa erstatter en gammel kort trapp og fungerer bra. Isa er derfor lakseførende til Grøvdalsfossen, ca 12 km fra sjøen.

I Glutra kan laksen vandre opp til Dalsbygda som ligger ca 7 km fra samløpet med Isa. Den lakseførende delen av elva er

grunn, storsteinet og stri. Etter overføringen av vann til Grytten, ble Statkraft i 1976 pålagt å bygge lakseterskler og strømkonsentratorer i både Glutra og Henselva, samt å legge ut steinblokker i Glutra. Dessuten ble de pålagt å sette ut 2000 1-somrig laks og 3000 1-somrig sjøaure i Glutra, og 850 laksesmolt i Henselva.

Av den offisielle statistikken går det fram at Henselva er en typisk smålakselv, og det meste av fangsten blir tatt nedenfor samløpet mellom Isa og Glutra.

G. salaris ble påvist første gang i vassdraget i 1980. Da kunne man ikke koble infeksjonen i vassdraget til kjente utsettinger fra infiserte anlegg. Senere kom det imidlertid fram opplysninger som viste at det i 1978 ble satt ut 3 000 sjøaureyngel fra Akvaforsk, Sunndalsøra da anlegget i Eresfjord ikke kunne levere nok fisk (Gyrodactylusprosjektet 1982). I 1980 var infeksjonen allerede meget høy (Johnsen et al. 1999b).

Vassdraget ble rotenonbehandlet den 24.09.1993. Rotenonen ble utdosert i ca. 7 timer ovenfor Grøvdalsfossen, ca. 12 km fra sjøen. Spesielle deler av vassdraget, som bekker, dammer, bakevjer og lignende ble behandlet av manngardslag mens hovedutdoseringen av rotenon pågikk. Det ble satt opp påfriskningsstasjon ved Kavlifossen. Rotenon ble utdosert ved Kavlifossen i ca. 4 timer (Aspås & Brun 1994).

I årene etter rotenonbehandlingen ble det gjennomført hyppige ungfiskundersøkelser. *G. salaris* ble ikke påvist og vassdraget ble friskmeldt 10.9.1999 (Johnsen et al. 1999b). *G. salaris* ble imidlertid påvist på nytt høsten 2000, sannsynligvis som et resultat av ny smitte via brakkvannsspredning fra Rauma.

Rauma

Rauma, som er beskrevet av Johnsen & Jensen (1985), er en av Nordvestlandets

lengste og vannrikeste elver, og renner gjennom Lesja kommune i Oppland og Rauma kommune i Møre og Romsdal. Samlet nedslagsfelt ved utløpet i Romsdalsfjorden ved Åndalsnes er 1 240 km², mens midlere vannføring samme sted er ca 42 m³/sek. Total lengde fra Lesjaskogsvatn til Åndalsnes er ca 65 km. Rauma har tilløp fra mange sideelver, og de største er Grøna, Ulvåa, Verma og Istra.

Deler av Raumavassdraget er regulert. I 1960-årene ble det bygd en dam i vestenden av Lesjaskogsvatn slik at 1/3 av avløpet blir ført østover til Gudbrandsdalslågen. De største inngrepene for øvrig er utbyggingen av Verma kraftverk i 1941 og Grytten kraftverk i 1975.

Rauma har vært en meget verdifull lakseelv, kjent langt utenfor landets grenser. Den offisielle statistikken viser at det først på 1980-årene ble solgt fiskekort og drevet utleie for 3-500 000 kr årlig. Vassdraget antas også å være den viktigste rekrutteringskilden for sjølaksefisket i Romsdalsfjorden (Johnsen & Jensen 1985).

Laks og sjøaure kan gå 42 km opp i elva. I 1976 ble det bygd fisketrapp i Eiafossen, ca 14 fra sjøen, for å lette oppgangen av fisk ved stor vannføring. Trappa som har 7 kulper, ble rustet opp høsten 1994 og fungerer bra.

I august 1980 ble det påvist *G. salaris* i Rauma, og det antas at parasitten har spredd seg fra Henselva, via brakkvannslaget i fjorden (Johnsen & Jensen 1991).

Istra er den eneste av sideelvene som fører laks og sjøaure. Elva har et nedslagsfelt på 70 km² og munner ut i Rauma bare 2 km fra Åndalsnes. Den lakseførende strekning er på 18,4 km. I Istra ble *G. salaris* påvist første gang i oktober 1982.

En del vatn og større dammer tilknyttet Raumavassdraget (eks. Fekjavatnet og Gravdevatnet) ble rotenonbehandlet den 23. september 1993. Her ble det satt opp dryppstasjon i utløpsbekken for å hindre oppgang av fisk i dagene før selve elva ble behandlet (Aspås & Bruun 1994).

Rauma ble rotenonbehandlet i tiden 26.-28. september 1993.

Dag 1: Rotenon ble utdosert ved Slettafossen i ca. 3,5 timer og ved Ormemsbrua i ca. 7 timer. Påfriskningsstasjonen var ved Fossbrua der utdoseringen foregikk i 5 timer. Alle bekker, dammer, bakevjer og lignende på strekningen fra Slettafossen til Flatmark ble behandlet av manngardslag mens hovedutdoseringen av rotenon pågikk.

Dag 2: Rotenon ble utdosert ved Flatmark i ca. 7 timer. Påfriskningsstasjonen var ved Remmembrua der utdoseringen foregikk i 5 timer. Alle bekker, dammer, bakevjer og lignende på strekningen fra Flatmark til Skjervbrua ble behandlet av manngardslag mens hovedutdoseringen av rotenon pågikk.

Dag 3: Rotenon ble utdosert ved Skjervbrua i ca. 6 timer. Påfriskningsstasjonen var ved Storsletta der utdoseringen foregikk i 5 timer. Alle bekker, dammer, bakevjer og lignende på strekningen fra Skjervbrua til sjøen ble behandlet av manngardslag mens hovedutdoseringen av rotenon pågikk (Aspås & Bruun 1994).

Istra ble rotenonbehandlet den 28. september. Rotenon ble utdosert ved Midtstølen i ca. 7 timer og ved Kvernbrua i ca. 6 timer. Alle bekker, dammer, bakevjer og lignende på strekningen fra Midtstølen til sjøen ble behandlet av manngardslag mens hovedutdoseringen av rotenon pågikk (Aspås & Bruun 1994).

I årene etter rotenonbehandlingen ble det gjennomført hyppige ungfiskundersøkelser og *G. salaris* ble påvist i Rauma i september 1996 (kfr Johnsen et al. 1999b).

Skorga

Skorga ligger også i Rauma kommune og munner ut i Isfjorden, tvers over fjorden for Rauma. Vassdraget har et nedslagsfelt på 39,7 km². I nedslagsfeltet er det få større vatn, og elva må karakteriseres som lita og flompreget.

Elva er storsteinet og stri og oppvandingen av laks og sjøaure stoppes av fosser og stryk ca 400 m fra sjøen. Fangstkvantumet er imidlertid ubetydelig, og elva er ikke nevnt i den offisielle statistikken.

Den 14. oktober 1982 ble *G. salaris* funnet på 1 laksunge av totalt 19 stk. Etter det en kjenner til er det ikke drevet kultivering i Skorga, og det antas at parasitten har spredd seg fra Rauma, via brakkvannslaget i fjorden.

Skorga ble rotenonbehandlet den 24.09.1993. Rotenonen ble utdosert ovenfor lakseførende strekning i to timer. Alle bekker, dammer, bakevjer og lignende ble behandlet av manngardslag mens hovedutdoseringen av rotenon pågikk (Aspås & Bruun 1994).

Året etter behandlingen ble det fanget 1 eldre laksunge, og om den uttaler Eide (1995): "Lite sannsynlig at denne laksen stammer fra Skorgeelva".

I årene som fulgte ble det gjennomført årlige ungfiskundersøkelser. I 1997 ble det for eksempel funnet en laksunge som ikke var infisert av *G. salaris* (kfr Johnsen et al. 1999b). *G. salaris* ble imidlertid påvist på nytt i 2003 sannsynligvis som en følge av spredning via brakkvann fra Rauma.

Innfjordelva

Innfjordelva i Rauma kommune har et naturlig nedslagsfelt på 104,4 km² og munner ut i Innfjorden, en liten sidearm av Romsdalsfjorden, mellom Rauma og Måna. Elva blir regulert til kraftformål av Rauma kommunale kraftverk v/ Berildfoss kraftstasjon, som ble satt i drift i 1938.

Laks er dominerende fiskeart og den kan gå ca 6 km opp i vassdraget. I nedslagsfeltet finnes flere store og små vatn som demper avrenningen, noe som fører til en forholdsvis jevn fiskeoppgang. Dessuten består nedslagsfeltet av mye høgfjell som gir tilførsel av smeltevatn utover i fiskesesongen.

G. salaris ble påvist første gang i Innfjordelva i 1991. Det antas at parasitten har spredd seg fra infiserte nabovassdrag via brakkvannslaget i fjorden (Aspås & Bruun 1994).

Innfjordelva ble rotenonbehandlet den 30.09.1993, med utdosering på to steder ved Urdavatnet. Det ble samlet inn ca. 520 kg sjøaure, mens det ble registrert kun 4 laks, alle under 20 cm (Aspås & Bruun 1994).

I årene som fulgte ble det gjennomført hyppige ungfiskundersøkelser og *G. salaris* ble påvist på nytt 9.6.1999 (Johnsen et al. 1999b).

Måna

Måna ligger i Rauma kommune og munner ut i Romsdalsfjorden mellom Innfjorden og Tressfjorden, ca 20 km fra Raumas munning. Nedslagsfeltet er på 109 km² og rommer mange store og små vatn, hvorav 8 er mellom 28 og 145 ha. Vassdraget har mange sideelver, og den største er Vemora som munner ut i Måna ca 2 km fra sjøen.

Den laks- og sjøaureførende strekningen på ca 10 km må betegnes som stri. Etter en flom i 1953 ble elva kanalisert og forbygd opp til utløpet av Vemora, og de beste

kulpene fins derfor ovenfor samløpet. Det meste av fiskefangstene blir imidlertid tatt på de nederste 3 kilometrene, og laks har vært dominerende fiskeart.

G. salaris ble påvist første gang i 1985, da 18 av 27 eldre laksunger var infisert. Også her antas det at parasitten har spredd seg fra nabovassdrag, via brakkvannslaget i fjorden, til Måna (Johnsen & Jensen 1991).

Måna ble rotenonbehandlet den 30. september 1993, med utdosering ovenfor lakseførende strekning i Stavvasselva. Det ble samlet inn ca. 160 kg sjøaure og ca. 10 kg laks under behandlingen (Aspås & Bruun 1994).

I årene som fulgte ble det gjennomført hyppige ungfiskundersøkelser og det er ikke påvist *G. salaris* etter rotenonbehandlingen. Vassdraget ble friskmeldt 10.9.1999 (Johnsen et al. 1999b).

4.17 Region Beitstadfjorden

Geografisk består denne smitteregionen av vassdragsområder og fjordområder i Beitstadfjorden i Nord-Trøndelag. Parasitten ble mest sannsynlig introdusert til Figga via yngelutsettinger fra Akvaforsks anlegg på Sunndalsøra i 1977, og spredte seg så til Steinkjerelva og Oгна (Johnsen og Jensen 1985). Det er påvist smitte i til sammen tre vassdrag i smitteregionen (årstall for påvisning av smitte i parentes):

- Figga (1980)
- Steinkjervassdraget (1980)
- Lundelva (2001)

I tillegg ble det i sin tid påvist smitte i Byafossen klekkeri (1988).

Steinkjervassdraget

Steinkjervassdraget har et samlet nedbørsfelt på 2 122 km², og har sitt utløp ved Steinkjer innerst i Beitstadfjorden. De lakseførende delene består av hovedstrengen Steinkjerelva, samt

sidestrengene Oгна og Byaelva. Byaelva er regulert med to kraftstasjoner; nedstrøms Snåsavatnet (overflateareal på 118 km²) og i Byafossen nedstrøms Reinsvatnet. Sjøvandrende laksefisk kan vandre opp til kraftverksdammen i Byafossen, som ligger om lag 4,5 km fra sjøen. I Oгна kan laks vandre opp til et naturlig vandringshinder i Støafossen, som ligger om lag 15 km fra sjøen. Vannkvaliteten er karakterisert av høy pH, høy alkalitet (bufferkapasitet) og relativt høy konsentrasjon av organisk materiale (Kjøsnes 2007). Det er utført diverse utryddingstiltak mot parasitten i vassdraget, slik som stenging av fisketrapp, bygging av fiskesperrer og kjemisk behandling.

Etablering av fiskesperrer

I Oгна ble fisketrappa i Støafossen stengt i 1986, og dette fossefallet har siden fungert som en langtidsavsperring mot oppvandring av laksefisk. I tillegg ble det i 2001 etablert tre korttidssperrer i Oгна. Hovedfunksjonen til disse sperrene var å kunne gjennomføre seksjonsvis kjemiske behandlinger. På grunn av mislykkete utryddingstiltak er funksjonstiden forlenget, slik at disse sperrene nå i praksis fungerer som langtidssperrer. Sperrene er bygd i naturstein og tømmer.

Kjemisk behandling med rotenon

Det er gjennomført kjemiske behandlinger med rotenonblandinger i til sammen tre perioder i Steinkjervassdraget:

- 1993: Én fullskala behandling
- 2001-2002: Én fullskala behandling og to avgrensede behandlinger
- 2005: Én avgrenset behandling i nedre deler av vassdraget

I august 1993 ble det gjennomført en enkelt behandling med rotenonblandingen PW Rotenon. Det ble benyttet en konsentrasjon tilsvarende 1 ppm rotenonblanding. Hovedgreinene Byaelva og Oгна ble behandlet fra vandringshindrene (henholdsvis Byafossen

og Støafossen) og ned til utløpet i sjøen. I tillegg ble alle sideelver og tilløpsbekker behandlet med utdosering litt ovenfor antatt vandringshinder. Fastsettelsen av vandringshindre ble i stor grad basert på skjønn under befaring, og utøvelsen av skjønnet har i ettertid vist seg å være tvilsomt grunnet utilstrekkelig fiskebiologisk kompetanse.

Som følge av ny påvisning av smitte i 1997 ble det i perioden 2001-2002 gjennomført til sammen tre kjemiske behandlinger med rotenonblandingen CFT-Legumin:

1. Smittebegrensende behandling i april 2001.
2. Bestandsreducerende behandling i oktober 2001.
3. Avsluttende behandling i juli-august 2002.

Den smittebegrensende behandlingen i april 2001 ble primært gjennomført for å redusere risiko for at utvandrende smolt av laks og sjøaure skulle spre smitte til andre vassdrag i Trondheimsfjorden. I tillegg var det ønskelig å redusere mengden smittete vertsfisk (laksunger) før årets laksyngel klekket og ble eksponert for smitte. Ved start på dosering ble det benyttet en konsentrasjon tilsvarende 1,4 ppm Legumin.

Den bestandsreducerende behandlingen i oktober 2001 ble primært gjennomført for å redusere mengden gytelaks og ungfisk av laks, slik at det skulle være minst mulig langtidsverter for *Gyrodactylus salaris* under den avsluttende behandlingen i 2002. En mulig tilleggsgevinst var at man i beste fall kunne utrydde parasitten fra hele vassdragsavsnitt før avsluttende behandling ble gjennomført. De samme områder i hovedvassdragene ble behandlet i oktober som i april. I tillegg ble det dosert Legumin i sideelver og tilløpsbekker til Oгна. Ved start på dosering ble det benyttet en konsentrasjon tilsvarende 1,4 ppm Legumin.

Under den avsluttende behandlingen i juli-august 2002 var det primære formålet å fjerne alle langtidsverter fra vassdragsområder som kunne ha forekomst av *G. salaris*. I tillegg var det ønskelig å utrydde parasitten direkte i flest mulig vassdragsavsnitt med smitte. Grovt sett ble de samme vassdragsavsnitt behandlet i juli-august 2002 som i oktober 2001, men omfanget målt i mannskap, doseringstid og kjemikaliemengder var vesentlig større. I løpet av en 10-dagers periode i august ble Steinkjervassdraget behandlet to ganger. Ved start på dosering ble det benyttet en konsentrasjon tilsvarende 1 ppm Legumin.

Sommeren 2005 ble *G. salaris* påvist for tredje gang. En rotenonbehandling av nedre deler av Steinkjervassdraget ble iverksatt på kort varsel, men kort tid etter ble parasitten påvist lengre opp i vassdraget (Kjøsnes et al. 2007).

Kjemisk behandling med kombinasjonsmetoden

I perioden 21. august-2. september 2006 ble det utført en smittedempende behandling med AIS kombinert med CFT-Legumin i Steinkjervassdraget, Figga og nærliggende vassdrag i regionen (Lundelva, Alfarbekken, Lagtuelva og Elnanbekken, nedre del av Ålbergbekken, Hembresbekken og bekk ved Folsanden). "*Hensikten med behandlingen var å redusere smitten av gyrodactylus salaris internt i Steinkjervassdragene og eksternt til nærliggende vassdrag i regionen. Da dette var en smittebegrensende behandling ble det ikke vektlagt å behandle perifere deler av vassdragene*" (Kjøsnes et al. 2007). AIS ble dosert ut i de lakseførende strekningene av hovedelvene (Byafossen i Byaelva og Støafossen i Oгна) og de største sidevassdragene.

Mange av de mindre vannveiene ble ikke kjemisk behandlet (Kjøsnes et al. 2007). AIS-kjemikaliet som ble benyttet (0,55 % Al eller 2,75 % Al) var spesialtilpasset til vassdragets vannkjemi. I tillegg ble det

benyttet ren syredosering (30 % og 96 % svovelsyre) for å senke den betydelige alkaliteten og oppnå ønsket pH under behandlingen slik at dosert Al i størst mulig grad skulle foreligge som positivt ladd Al (Ali). AIS og svovelsyre ble utdosert fra store vannføringsproporsjonale doseringsanlegg i hovedelv og store sidebekker, men fra dryppetasjoner (ikke vannføringsproporsjonale) i små bekker og grøfter. I isolerte partier i hovedelva som flomløp, grøfter, dammer og sig, ble det brukt rotenon. Behandlingen med Legumin ble gjennomført i perioden 22.-31. august 2006. Behandlingen ble gjennomført en gang pr område, og det ble dosert en mengde tilsvarende 1ppm for å sikre ønsket effekt.

Under behandlingen var vannføringen svært lav i Oгна. I Byaelva var vannføringen av regulanten regulert til en avtalt stabil vannføring. I rapporten (Kjøsnes et al., 2007) er god behandling mer enn 40µg/L av positivt ladd Al (Ali). Målte konsentrasjoner av Ali på ulike stasjoner i felt viste varighet av tilfredsstillende behandling. I Oгна "*sank pH ned mot 6,0, og Al doseringen økte den total Al-konsentrasjon med ca 100µg/l, hvorav 30-60 µg/l forelå som positivt ladd Al (Ali)*" (Kjøsnes et al. 2007). Forholdsvis høy mål-Ali under behandlingen skyldes høy ionestyrke og humusinnhold (Atle Hindar, NIVA, pers. med.).

Lav vannføring og høy vanntemperatur gjorde det vanskelig å oppnå tilfredsstillende behandlingsskjemi i hele Oгна het det i rapporten. Et resultat av lav vannhastighet og høy alkalitet var problemer med å opprettholde optimal Ali-konsentrasjon nedover i vannveiene. I Rølla ble det overdosert syre i perioder som forårsaket fiskedød, det ble derfor besluttet å redusere doseringen vesentlig for å skåne fisken. Det ble derfor ikke oppnådd god behandlingsskjemi over et tilstrekkelig tidsrom for optimal behandling. I den regulerte Byaelva ble det

oppnådd tilstrekkelig behandlingsskjemi over et tilstrekkelig langt tidsintervall på mellom fem og ni sammenhengende dager.

Under behandlingen døde en del fisk som følge av rotenonbehandlingen og som følge av AIS behandlingen. En stor andel av dødeligheten skyldes en teknisk svikt i syredoseringen.

Før kombinasjonsbehandlingen var både prevalens og abundans lav i Byelva og Oгна, mens i Rølla var prevalensen 100 %. I Oгна ble gyroinfisert lakseunger plassert i to gjennomstrømningskar og brukt som kontroll på vannets giftighet på *G. salaris* og fisk under behandlingen. Etter en ukes behandling var fortsatt parasitten på fire av 20 laks i en av karene (Ognabru). Etter endt behandling ble det ikke registrert gyro på noen av fiskene som hadde stått i karene (n=71) , heller ikke på laksunger fanget i utløpet av Rølla (N=32).

Lav vannføring var hovedgrunnen til at behandlingen ikke ble optimal høsten 2006 i Steinkjervassdraget og Figga.

Lav vannføring i hovedelva gjør at sidebekkene har større innvirkning på vannkjemien i hovedelva enn ved normal vannføring, samtidig som lav vannføring betyr mindre turbulens og dermed dårligere innblandingssmuligheter.

Vanntemperaturen er også viktig fordi dette er avgjørende for hvor raskt gifteffekten av Al avtar og ny påfriskning kreves. Forutsatt gunstigere hydrologiske forhold enn under høstbehandlingen i 2006, slik at betingelsene for innblanding blir bedre, er det gode grunner til å anta at det er mulig å lykkes med å totalutrydde parasitten med bruk av AIS som hovedkjemikalium het det i rapporten (Kjøsnes et al. 2007).

I Steinkjervassdraget synes voksen fisk av laks og ørret, samt laksyngel å ha høyere tålegrense for Ali enn i Lærdalselva. "*Fortsatt er det mange ubesvarte spørsmål som knytter seg til både doseringstekniske*

og biologiske forhold under en aluminiumsbehandling", stod det i rapporten etter behandlingen i 2006 (Kjøsnes et al. 2007).

I august 2007 ble det gjennomført en "reduisert" (reduisert pga høy vannføring) kombinasjonsbehandling. Behandlingen med AIS er rapportert av Hagen et al. (2008): *"Kjemisk behandling mot lakseparasitten G. salaris i Steinkjervassdragene skulle gjennomføres i 2007 med aluminiumsulfat (AIS) som hovedkjemikalium, men behandlingen ble avbrutt. Det ble dermed ikke oppnådd ønsket vannkjemi i tilstrekkelig lang tid for utryddelse av parasitten. Årsaken til avbrudd var at vannføringen ble langt høyere enn den på forhånd avtalte grensen for behandlingsskapitet. I tillegg ble det avdekket uforutsett materialsvikt på pumpe-slanger som førte til driftsproblemer. Under denne behandlingen ble PI-styring av syredosering med pH som styringsparameter brukt for første gang ved fullskala behandling mot gyro"*.

I juni 2008 ble det påvist *G. salaris* på frittlevende, ville laksunger i Onga (Jarle Steinkjer, DN, pers. medd.).

Figga

Figgavassdraget har et samlet nedbørsfelt på 275 km², og Figga munner ut om lag halvannen kilometer sør for Steinkjervassdraget (Johnsen et al. 1999b). Store deler av elvene består av områder med stryk, fossefall og kulper. I Figga kunne sjøvandrende fisk opprinnelig vandre opp til Leksdalsvatnet med dets tilløpselver, men etter bygging av fiskesperre i nedre deler er utbredelsen redusert til en elvestrekning på om lag 1 km. I tillegg til sperrebygging er det gjennomført flere kjemiske behandlinger med ulike kjemikalier.

Bygging av fiskesperrer

Det ble etablert en langtidssperre i Figga i 1988. Funksjonstiden ble opprinnelig

beregnet til å være om lag 10 år, men på grunn av mislykkete utryddingstiltak er funksjonstiden forlenget i overskuelig framtid. Fiskesperra består av en flatterskel med en horisontal rist på nedstrøms side. På grunn av skader som følge av flom og isgang har sperren ved to-tre anledninger blitt utbedret.

Kjemisk behandling med rotenon

I Figga er det gjennomført kjemiske behandlinger med rotenonblandinger i to perioder:

- 1993: Én fullskala behandling
- 2001-2002: Én fullskala behandling og to avgrensede behandlinger

I alle behandlinger av Figga er det behandlet fra en utdoseringsstasjon like oppstrøms langtidssperra og ned til sjøen. På grunn av nærhet til Steinkjervassdraget har alle kjemiske behandlinger med rotenon vært koordinert mellom de to vassdragene, for å hindre at vertsfisk skal kunne vandre mellom vassdragene i behandlingsperiodene.

Når det gjelder utdoseringsmåter, doseringsdoser og doseringsforløp har disse fulgt samme opplegg som de som har vært benyttet i Steinkjervassdraget. Ut fra det begrensede vassdragsområdet som ligger nedstrøms sperrestedet i Figga, har behandlingen av dette vassdraget likevel vært vesentlig mindre kompleks og omfattende enn behandlingene i Steinkjervassdraget.

Kjemisk behandling med kombinasjonsmetoden

I perioden 21. august til 2. september 2006, i tilknytning til behandling av Steinkjervassdraget, ble det utført en smittedepende behandling med AIS kombinert med CFT- Legumin i Figga. Informasjon om behandlingen er hentet fra Kjøsnes et al., 2007. AIS ble dosert ut på Handicapfiskeplassen i Figga. AIS kjemikaliet som ble benyttet (0,55 % Al eller 2,75 % Al) var spesialtilpasset til

vassdragets vannkjemi. I tillegg ble det benyttet ren syredosering (30 % og 96 % svovelsyre) for å oppnå ønsket pH. AlS og svovelsyre ble utdosert fra ett stort vannføringsproporsjonalt doseringsanlegg. Under behandlingen ble det behov for påfriskningsstasjoner i Figga. I isolerte partier i hovedelva som flømløp, grøfter, dammer og sig, ble det brukt rotenon. Behandlingen med Legumin ble gjennomført i perioden 22-31. august 2006. Behandlingen ble gjennomført en gang pr område, og det ble dosert en mengde tilsvarende 1 ppm for å sikre ønsket effekt.

I rapporten fra behandlingen (Kjøsnes et al. 2007), er god behandling mer enn 40µg/L av positivt ladd Al (Ali). Under mesteparten av behandlingstiden var vannføringen svært stabil i Figga. *Det ble oppnådd ønskede pH-verdier ved fiskesperra relativt raskt etter doseringsstart, men Ali-konsentrasjonen var ikke høy nok for å ha optimal behandlingsskjemi. Fra fiskesperra og nedover steg pH raskt, og det ble derfor besluttet å sette opp en påfriskningsstasjon ved sperra. Denne stasjonen bestod av kun en IBC-tank, noe som viste seg å være utilstrekkelig for å oppnå god behandlingsskjemi i Figga nedstrøms fiskesperra* (Kjøsnes et al. 2007).

Som kontroll på vannets giftighet under behandling ble det før behandling plassert ørret i ett kar ved fiskesperra i Figga. Det ble ikke rapportert om dødelighet av laks og aure i Figga under behandlingen.

Lundelva

Lundelva er utløpselv fra Rungstadvatnet og renner ut i Beitstadjorden ved Lundleira, om lag 4 km fra munningen av Steinkjerelva. Nedbørfeltet er 14 km². Elva er 2-3 m bred og har gjennomgående forholdsvis grovt bunnsubstrat. Etter at Svarttjønna i nedbørfeltet ikke lenger ble benyttet som drikkevannskilde, har det vært bedre og mer stabil vannføring i Lundelva.

Tidligere gikk det sjøvandrende laksefisk 2,5 km opp til Østbyfossen, som ligger omtrent 2 km nedenfor Rungstadvatnet. På 1970-tallet ble det imidlertid bygd en dam like ovenfor utløpet som hindret fiskeoppgangen. Dammen ble sprengt i 1987, men fungerer fremdeles som et delvis vandringshinder for fisk. Under elektrofiske i 1988 ble det fanget sjøaure men ikke laks i området nedenfor dammen.

Vassdraget har ifølge det nasjonale kategorisystemet for sjøvandrende laksefisk (<http://www.dirnat.no>) ikke noen selvreproduserende bestand av laks, men det kan likevel være sporadisk gyting av feilvandrende laks eller skje en vandring av lakseparr fra nærliggende vassdrag (John Haakon Stensli, Veterinærinstituttet, pers. medd.). Det er gjennomført ulike utryddingstiltak som bygging av korttidssperre og gjennomføring av kjemiske behandlinger.

Bygging av fiskesperrer

I 2001 ble det etablert en korttidssperre i Lundelva bygd i naturstein og tømmer. Hovedfunksjonen til sperren var å kunne gjennomføre seksjonsvise kjemiske behandlinger. På grunn av mislykkete utryddingstiltak er funksjonstiden forlenget, slik at sperren nå i praksis fungerer som langtidssperre.

Kjemisk behandling med rotenon

Det er gjennomført kjemiske behandlinger med rotenonblandinger i til sammen tre perioder i Lundelva:

- 1993: Én fullskala behandling
- 2001-2002: Én fullskala behandling og to avgrensede behandlinger

Behandlingen med PW Rotenon i august 1993 ble gjennomført selv om det på det tidspunktet ikke hadde vært påvist smitte i Lundelva. Imidlertid ble flere små elver og bekker i nærrområdene til Steinkjer behandlet samtidig som hovedbe-

handlingene i de smittede vassdragene Steinkjerelva og Figga.

Behandlingene med CFT-Legumin i perioden 2001-2002 ble gjennomført etter at smitte første gang var påvist på laksunger fanget i Lundelva. Ved start på dosering ble det benyttet en konsentrasjon tilsvarende 1 ppm Legumin.

Kjemisk behandling med kombinasjonsmetoden

I perioden 21. august-2. september 2006 ble det utført en smittedempende behandling med AIS som hovedkjemikaliet kombinert med CFT-Legumin i Lundelva samtidig med handlingene i Steinkjervassdraget og Figga. Informasjon om behandlingen er hentet fra Kjøsnes et al. (2007). AIS-kjemikaliet som ble benyttet (0,55 % AI eller 2,75 % AI) var spesialtilpasset til vassdragets vannkjemi. I tillegg ble det benyttet ren syredosering (30 % og 96 % svovelsyre) for å oppnå ønsket pH under behandlingen. AIS og svovelsyre ble utdosert fra store vannføringsproporsjonale doseringsanlegg i hovedelv og store sidebekker, men fra dryppestasjoner (ikke vannføringsproporsjonale) i små bekker og grøfter. Under behandlingen ble det behov for en påfriskningsstasjon i tillegg til hoveddoseringa ovenfor Østbyfossen.

I isolerte partier i hovedelva som flømløp, grøfter, dammer og sig, ble det brukt CFT-Legumin (rotenon). Behandlingen med Legumin ble gjennomført i perioden 22.-31. august 2006. Behandlingen ble gjennomført en gang pr område, og det ble dosert en mengde tilsvarende 1 ppm for å sikre ønsket effekt. Den doserte mengden ble blandet inn i vannmassene ved hjelp av omrøring. pH og aluminiumskonsentrasjoner ble målt under behandlingen, men resultater er ikke oppgitt. Konsentrasjonen av rotenon ble ikke prioritert målt på grunn av dette var ansett som svært ressurskrevende. I Lundelva døde

tilnærmet all fisk på strekningen mellom doseringsstasjonen og fiskesperra.

Byafossen klekkeri A/S

Gyrodactylus salaris ble påvist i anlegget i 1988 og anlegget ble pålagt restriksjoner (brev fra Fylkesveterinæren for Trøndelag, Møre og Romsdal av 26.10.1988 til Byafossen klekkeri A/S). Senere har klekkeriet vært brukt for produksjon av plommeseekkyngel for utsetting vår/forsommer i de lokale vassdragene. Etter utsettingene er klekkeriet blitt desinfisert, tørrlagt og brakklagt frem til ny levering fra genbankanlegget på Haukvik neste vår (Hjeltnes et al. 2006).

4.18 Region Beiarelva

Beiarvassdraget ligger i Beiarn kommune i Nordland, og Beiarelva munner ut ved Moldjord innerst i Beiarfjorden. Naturlig nedslagsfelt er på om lag 1 070 km², og vassdraget er det femte største i Nordland. Omkring 1960 ble bygd fisketrapp i tre fossefall i hovedelva, men disse trappene har ikke fungert. Sjøvandrende laksefisk vandrer derfor opp til det nederste av disse fossefallene (Høgfossen), om lag 27,5 km fra sjøen (Johnsen et al. 1999b).

Gyrodactylus salaris ble første gang påvist i sidevassdraget Store Gjeddåga i 1981. Året etter ble parasitten påvist også i hovedvassdraget og sidevassdraget Tollåga. Det er uklart hvordan vassdraget ble smittet (Johnsen et al. 1999b).

Rotenonbehandling

Det ble allerede på 1980-tallet gjort en vurdering av mulighetene for å behandle Beiarelva med rotenon. Det ble imidlertid da vurdert at vassdraget var vanskelig å rotenonbehandle (Stensli 1992). Etter at behandlingsmetoden ble prøvd med stort hell utover 1980-tallet, ble det igjen aktualisert å behandle Beiarelva. Konkret planlegging ble startet tidlig på 1990-tallet. Som grunnlag for tiltaket utarbeidet Fylkesmannen i Nordland i 1992 en egen

rapport om rotenonbehandling av Beiarelva (Stensli 1992).

Hovedkonklusjonene fra rapporten var som følger (sitat fra Stensli 1992):

1. *Det er praktisk mulig å gjennomføre en rotenonbehandling av Beiarelva.*
2. *Av hensyn til laksestammen i vassdraget og spredningsfaren til andre vassdrag bør en slik behandling gjennomføres.*
3. *En rotenonbehandling av Beiarelva vil gi relativt små konsekvenser for sjørretbestanden. I løpet av en 10 års periode vil man trolig ha tatt igjen det tapte fisket. Etter 6-7 år antas sjørretbestanden å være fullt reetablert, og etter hvert kommer også laksen inn i fangstene. Sjørøyebestanden vil bli relativt sterkt berørt av en rotenonbehandling. Spesielle tiltak må derfor settes inn overfor denne.*
4. *Behandlingen bør gjennomføres så snart som mulig. Redusert vannføring fra 1993 gjør dette året mer egnet enn 1992. En utsettelse til 1993 vil også gi tilstrekkelig med tid til å sikre fiskebestandene før behandlingen gjennomføres.*

Det var planlagt at behandling skulle gjennomføres i løpet av 1993, men måtte utsettes ett år på grunn av stor vannføring (Stensli 1995). Rotenonbehandling ble gjennomført i Beiarelva i perioden 8.-12. august 1994. I forkant av hovedbehandling ble øvre deler av sidevassdragene Tollåga og Arstadelva, samt Soløyvatnet og flere mindre bekker rotenonbehandlet. Under hovedbehandlingen ble det benyttet et mannskap av 64 håndplukkete personer, hvorav flere hadde erfaring fra tidligere rotenonbehandlinger (Stensli 1995). Det ble også foretatt en kontrollert nedslakting av regnbueørret, røye og ørret i en del ulovlige fiskedammer i forkant av behandlingene. Det ble ikke påvist *Gyrodactylus salaris* på noen av de undersøkte fiskene.

Hovedutslippene med rotenonløsning ble gjort ved Bruforsen i hovedelva og like ovenfor fisketrappa i Tollåga. På disse stedene ble det utdosert en sammenhengende rotenonpuls på seks timer. Den største rotenonkonsentrasjonen ble utdosert på en påfriskningsstasjon ved Selfors. Tidspunktet for utdosering ble avstemt med tanke på at rotenonpulsen skulle nå flomålet én time etter maksimal flo (Stensli 1995).

Parallelt med rotenonpulsen i hovedstrengen var det åtte manngardslag som beveget seg nedover langs elvebreddene. I tillegg ble det benyttet to lag som konsentrerte seg om bekkene, samt ett lag som benyttet tåkesprøyte i dammer og andre små vannforekomster. Formålet med rotenondoseringene var å sikre en konsentrasjon på 0,5 ppm rotenonløsning i behandlede områder (Stensli 1995).

Det flopåvirkete området (om lag 7 km) ble viet spesielt oppmerksomhet, og området ble behandlet på tre påfølgende dager. Formålet med denne behandlingen var å drepe vertsfisk som eventuelt hadde gjentatte vandringer mellom brakkvannsområdet i fjorden og vassdraget. Dagen etter av hovedaksjonen var avsluttet ble noen utvalgte strandområder og noen småvassdrag utover fjorden rotenonbehandlet.

Det ble benyttet to ulike metoder for utdosering på hovedutslippene (Stensli 1995):

- 200 liters fat med slange og manuell utdosering i område med god omrøring (fosser)
- Aggregatdrevet utdosering gjennom perforerte slanger i områder med dårlig omrøring

Manngardslagene benyttet hagekanner og ryggsprøyter til utdosering av rotenon. Før utdosering ble rotenonløsningen kraftig fortynnet og spredt med føttene for å

etterstreve god fordeling. Områder med grusører og dammer ble behandlet med motoriserte ryggtakesprøyter. Disse ble eventuelt benyttet i kombinasjon med hagekanner og bøtter. I større dammer ble det i tillegg benyttet båt. I bekkene ble utdosering på utslippspunktene ovenfor vandringshinder foretatt over litt lengre tid (0,5-2 timer).

I årene som fulgte etter rotenonbehandlingen ble det hvert år gjennomført undersøkelser av et antall laksunger. I 1999 ble det for eksempel undersøkt 150 fisk uten funn av *G. salaris*. I år 2000 ble det først undersøkt 150 fisk med tanke på friskmelding. Prøveresultatet var at det ble funnet en fisk med en parasitt. Det ble straks iverksatt ytterligere prøveuttak og etter at ca. 450 nye fisk var undersøkt var det fortsatt bare funnet en parasitt i løpet av prøveuttakene i år 2000. Sommeren 2001 ble det tatt ut nye 150 prøver som også viste seg å være fri for *G. salaris*. På grunn av det store prøveuttaket som ble gjort i disse årene fant Fylkesveterinæren det lite sannsynlig at Beiarvassdraget var reinfisert med *G. salaris* og friskmeldte derfor vassdraget i 2001.

4.19 Region Vefsnfjorden og Leirfjorden

Regionen omfatter vassdrag som drenerer til Vefsnfjorden og Leirfjorden, og berører flere kommuner i Nordland fylke. Smitten ble første gang påvist i smitteregionen i 1978 (Vefsna), og ble trolig innført gjennom utsettinger av laksesmolt fra anleggene på Sunndalsøra (1975 og 1977) og Mofjellet (1975).

Det er påvist smitte i til sammen seks vassdrag i smitteregionen, hvorav fire vassdrag i Vefsnfjorden og to vassdrag i Leirfjorden. De smittede vassdragene er som følger (årstall for påvisning av smitte i parentes):

- Vefsna (1978)
- Drevja (1980)
- Fusta (1980)
- Hundåla (1992)
- Leirelva i Leirfjord (1996)
- Ranelva i Leirfjord (2006)

Vefsna

Vefsna med et nedslagsfelt på hele 4 220 km² var tidligere det viktigste laksevassdraget i Nordland, og var også et av de viktigste laksevassdragene i landet som helhet (Johnsen et al. 1999b). Opprinnelig kunne laks og sjøaure bare vandre opp til Laksforsen, om lag 29 km fra sjøen. Det ble imidlertid allerede på 1880-tallet bygd fisketrapp i Laksforsen, som ga laks og sjøaure tilgang på store gyte- og oppvekstområder i ovenforliggende områder. Sammen med en rekke fisketrapper i sidevassdraget Austervefsna, ble lakseførende strekning økt fra om lag 30 km til 126 km.

Laksetrappa i Laksforsen ble forsøkt stengt i 1992, samtidig med stengningene i Fusta og Drevja (se nedenfor). Det viste seg imidlertid at laks klarte å passere trappa i 1992, slik at det ble laksegyting i øvre deler av vassdraget høsten 1992. Som følge av flomskader og lokale opplysninger om stor gytefisk i 2001, ble det i 2002 utført ytterligere arbeider i fisketrappa for å hindre passering av laks. Som oppfølging av de lokale opplysningene ble det gjennomført elektrisk fiske på aktuelle steder sommeren 2002, men det ble ikke funnet årsyngel av laks i nærheten av det antatte gyteområdet. Det foreligger for øvrig opplysninger av anekdotisk natur om at laks under spesielle forhold kunne passere Laksforsen også før etablering av fisketrapp i 1880-årene.

Fusta

Fustavassdraget munner ut i Vefsnfjorden om lag 7 km fra Vefsnas elvemunning. Påvisning av parasitten skjedde to år etter

påvisning i Vefsna, og samme år som påvisningen i nabovassdraget Drevja. Ut fra tidsperspektiv og geografisk plassering av Fusta og Drevja i forhold til Vefsna, er det nærliggende å anta at de utenforliggende vassdragene har blitt smittet via en kildepopulasjon i Vefsna.

I likhet med nabovassdragene Vefsna, Fusta og Hundåla er det etablert fisketrapp i Fusta, i Forsmoforsen om lag 6 km oppe i vassdraget. Dette har gitt laks og sjøaure tilgang til betydelige vassdragsområder inkludert fire store innsjøer (3-11 km²). Fisketrappa i Forsmoforsen ble stengt i 1992, samtidig med de øvrige fisketrappene i de smittede vassdragene i Vefsnfjorden. Samtidig opphørte utsettingene av yngel og smolt av laks.

I likhet med i Drevja skjedde det en kontrollert oppflytting av antatt sjøaure på 1990-tallet. Ut fra dokumentasjon av utstrakt hybridisering i smittede vassdrag som Vefsna og Driva, samt at det ble aktualisert å gjennomføre utryddingstiltak i denne smitteregionen, opphørte disse aktivitetene rundt årtusenskiftet. Imidlertid ble det i løpet av den ekstremt tørre og varme sommeren i 2002 observert at stor fisk klarte å passere det antatte vandringshinderet i Forsmoforsen. Det er ikke undersøkt i ettertid om det har vært gyting av laks i øvre deler av Fustavassdraget.

Drevja

Drevjavassdraget munner ut i Vefsnfjorden om lag 5 km fra Fustas munning. Bygging av fisketrapp i nedre deler har gitt laks og sjøaure tilgang til store gyte- og oppvekstområder, inkludert den store innsjøen Drevvatnet med dets tilløpselver. Etter at fisketrappa i Forsmoforsen ble stengt i 1992, er bare de nedre 4 km av vassdraget tilgjengelig for laks og sjøaure. Det foregikk imidlertid en kontrollert forbislipping av antatte sjøaurer utover 1990-tallet. I 2002 ble det gjennomført sabotasje i den stengte fisketrappa, noe

som førte til at også laks vandret opp til ovenforliggende områder. I 2004 ble det påvist at laks hadde gytt i øvre deler høsten 2002, gjennom at det ble funnet en god del ettårs laksunger under elektrisk fiske. Det ble ikke påvist *Gyrodactylus salaris* på disse laksungene.

Hundåla

Hundåla ligger i motsetning til Drevja og Fusta på sørsida av Vefsnfjorden, og har sitt utløp i sjøen om lag 15 km fra Vefsna. Den senere påvisningen av smitte (1992) enn de overnevnte vassdragene, skyldes trolig en kombinasjon av geografisk avstand og lav forekomst av langtidsverter. Hundåla har siden kraftutbygging tidlig på 1960-tallet (fjerning av 85 % av vannføringen) hatt en sterkt svekket laksestamme. I Storfossen 3 km fra sjøen er det etablert en fisketrapp. Fisketrappa ble forsøkt stengt på midten av 1990-tallet, men effektiv avstengning ble først gjennomført trolig i 2004.

Leirelva

Leirelvassdraget har forekomster av sjøvandrende laksefisk blant annet i tilløpselvene Nordelva og Sjørelva, Storvatnet og Leirelva (utløpselv). I tillegg til laks finnes livskraftige bestander av sjøaure og sjørøye. Parasitten er bare påvist på laksunger fanget i Leirelva. Etter påvisning av smitte i Leirelva i mai 1996 ble det allerede påfølgende måned gjennomført behandling med PW Rotenon. Den raske responsen skyldtes at det før påvist smitte var utarbeidet en beredskapsplan med behandlingsopplegg (Stensli 1996) dersom smitten skulle spres fra Vefsnfjorden til Leirfjorden. Hele Leirelva ble behandlet med rotenon, samt en nærliggende tilløpselv i utløpsområdet til Storvatnet. I tillegg ble nedre deler av nabovassdraget Ranelva behandlet (se nedenfor).

Leirelva ble friskmeldt av Statens Dyrehelsetilsyn i 2001, og utryddingsaksjonen i 1996 ble følgelig

vurdert å være vellykket. For å redusere konsekvensene av smitteoverføring fra vassdrag i Vefsnfjorden, ble det vurdert å etablere en fiskesperre i midtre deler av Leirelva. Ny smitte ble imidlertid påvist i 2004, før fiskesperre var ferdigprosjektert. Det ble av økonomiske og tidsmessige årsaker valgt å gjennomføre en hastebehandling i september 2005. Det ble benyttet CFT Legumin i de samme vassdragsområdene som ble behandlet med PW Rotenon i 1996.

Ranelva

Ranelva er et nabovassdrag til Leirelva. *G. salaris* ble ikke påvist i Ranelva før i 2006, året etter at Leirelva ble kjemisk behandlet siste gang. Det er ikke klargjort med sikkerhet hvordan smitteoverføring har skjedd. Den mest nærliggende forklaring er overføring via laksefisk som har vandret i brakkvannslaget mellom Leirelva og Ranelva. En alternativ forklaring er at det har vært samme smittevei til de to elvene fra elver i indre deler av Vefsnfjorden. Ranelva ble behandlet med CFT Legumin som en hasteaksjon i august 2006.

4.20 Region Lærdalselva

Regionen omfatter Lærdalselva hvor *G. salaris* ble oppdaget høsten 1996.

Lærdalselva

Mesteparten av nedbørfeltet til Lærdalselva ligger i Lærdal kommune, Sogn og Fjordane. Det totale nedslagsfeltet er 1130 km², og middelvannføringen er om lag 36 m³/s (Anon. 1989). Lærdalselva er regulert gjennom etableringene av Borgund kraftverk i 1974 og Stuvane kraftverk i 1988. Vannet er forholdsvis ionefattig, har lav alkalitet og relativ lav konsentrasjon av organisk materiale. Sjøvandrende laksefisk kan vandre om lag 24 km oppover hovedstrengen til det naturlige vandringshinderet i Sjurhaugfossen. Etter bygging av fisketrapp økte tilgjengelige deler av vassdraget til om lag 41 km.

G. salaris ble oppdaget i Lærdalselva høsten 1996, og det ble da gjennomført undersøkelser for å kartlegge utbredelsen av parasitten i vassdraget. Undersøkelsene viste at parasitten var utbredt i mesteparten av lakseførende strekning, med unntak av to stasjoner ovenfor Svartegjelet. Avtakende infeksjonsintensitet nedenfra og oppover i vassdraget, indikerte at infeksjonen hadde startet i vassdragets nedre deler og var i ferd med å spre seg oppstrøms. Høyest infeksjonsintensitet nederst i elva tyder på at parasitten først ble introdusert til dette området, og at dette skjedde i perioden sommeren 1994-våren 1995 (Johnsen og Jensen 1997).

Etter påvisning av parasitten høsten 1996 ble fisketrappa i Sjurhaugfossen stengt. Statens Dyrehelsetilsyn (forløper til Mattilsynet) nedsatte en ekspertgruppe som blant annet skulle vurdere smitekilder, spredningsveier og bekjempelsestiltak. Ekspertgruppa vurderte at en rotenonbehandling våren 1997 ville redusere smittepresset på de nærliggende elvene i Sognefjorden betydelig (Anon. 1997).

Kjemisk behandling med rotenonblandinger

I tråd med vurderingene fra ekspertgruppa ble Lærdalselva rotenonbehandlet i april 1997. Vårbehandlingen hadde et klart preg av hastetiltak, og det foreligger lite dokumentasjon på hvordan behandlingen ble gjennomført. Samme sommer, i perioden 4.-8. august, ble det gjennomført en fullskala behandling av Lærdalselva. Formålet med augustbehandlingen var å utrydde parasitten fra hele vassdraget. Nabovassdraget Erdalselva ble behandlet på samme tid. Behandlingene ble avgrenset til de lakseførende strekninger av vassdragene.

I begge behandlingsperiodene ble rotenonløsningen PW Rotenon benyttet. Det foreligger ingen offisiell rapport med dokumentasjon av hva som ble gjort. Fra et

internt notat utarbeidet av Veterinærinstituttet i Trondheim i januar 1998 er det imidlertid oppsummert en del erfaringer fra rotenonbehandlingen i august 1997 (sitat):

"Kartleggingsarbeidet var den delen av forberedelsene som mest ble preget av tidsnød. Viktigheten av grundig og nøyaktig kartlegging kan ikke overvurderes. I Lærdal ble det ikke tid til å følge opp alle usikre punkter langs elva (kummer, pumpehus m.m.) under den grove kartleggingen, og det er uheldig. Alle punkter som blir utsatt ved første befarung krever uforholdsmessig store ressurser senere. Det samme gjaldt alle vanningsanleggene, som ikke var i drift når kartleggingen ble foretatt. Disse måtte derfor også tas igjen senere. Arbeidet med endelig kartlegging av brønner og vanningsanlegg foregikk helt fram til behandling.

Det var mangel på folk med erfaring fra kartlegging, og vurdering og opptegnelse over vannføring, dybde, bredde, hvilket utstyr som var best egnet og estimat over nødvendig tid for manngardslagene ble ikke gjort i tilstrekkelig grad. Dette ga seg utslag i feilvurderinger av arbeidsmengde, utstyrsbehov og mannskapsbehov under aksjonen.

Manngardsstrekningene må ikke være for lange, slik en del av dem var i Lærdal. Det kunne fått alvorlige følger dersom det f. eks. hadde blitt regnvær. Omfanget og arbeid pålagt bekkelagene var alt for stort. Dette kan føre til motivasjonssvikt og slurv og bør derfor unngås. For å unngå tidsnød bør man vurderer flere parallelle utslipp, slik at mannskapet kan utnyttes bedre. Det er også helt nødvendig å ha mannskap til etterarbeid. Det gjelder både befaringer og opprydding. Tidsskjemaet må ikke være strammere enn at det helt sikkert blir anledning til å samle alle deltagere etter

hver dag for å gjennomgå arbeidet og forberede neste dag. Dette ble det ikke anledning til å gjennomføre i Lærdal.

Utstyret fungerte, men kan helt klart forbedres. Enkle forbedringer kan spare mye tid. I tillegg må det som nevnt planlegges bedre i forhold til hvilket utstyr som skal benyttes på ulike strekninger i elva, slik at dette kan kjøres ut på forhånd. Dette kan redusere venting for mannskapet. I perioder var alt utstyret i bruk - dette tyder på at vi egentlig hadde for lite av det".

Det framgår av denne interne rapporten at tidsnød medførte et behandlingsopplegg som ikke var optimalt, ut fra at det var dårlig tid både i kartleggings-, planleggings- og aksjonsfase. Sett i ettertid synes aksjonene i Lærdalselva å være noe avvikende sammenliknet med de forutgående behandlingene på 1990-tallet, og likedan sammenliknet med behandlinger fra og med 2000.

Før augustbehandlingen i 1997 ble det tatt vare på kjønnsmoden laks og sjøaure fra Lærdalselva. Disse ble oppbevart i brønnbåt eller i kar på land under rotenonbehandlingen. Etter behandling ble laks og sjøaure satt ut i munningsområdet (Fylkesmannen i Sogn og Fjordane 1997). Det framgår ikke i tilgjengelige dokumenter at det var betenkeligheter rundt en aktiv gjeninnføring av en langtidsvært (laks) så raskt etter gjennomførte utryddingstiltak.

I 1998 og 1999 ble det i regi av Fylkesmannen i Sogn og Fjordane gjennomført undersøkelser av ungfisk i Lærdalselva. I 1999 ble *G. salaris* påvist på tre stasjoner nederst i vassdraget (fiskeforvalter Eyvin Søltnæs, pers. medd.). Det ble da i regi av ansvarlige myndigheter utredet mulighetene for å etablere én eller flere langtidssperrer i Lærdalselva. I 2000 ble det prosjektert en langtidssperre i sidevassdraget Nivla, og

søknad om sperrebygging ble oversendt NVE. Sperreprosjektet ble imidlertid lagt på is da konseptet med bruk av surt aluminium ble lansert.

Kjemisk behandling med kombinasjonsmetoden

Lærdalselva er det første vassdraget der det er gjort forsøk på å urydde *G. salaris* fra et stort laksevassdrag ved hjelp av kombinasjonsmetoden (AIS i kombinasjon med rotenon). Lærdalsvassdraget har blitt behandlet fire ganger:

1. Smittebegrensende behandling 1. - 4. april 2005 (kun AIS).
2. Fullskala behandling oktober 2005 (kombinasjonsmetoden).
3. Fullskala behandling mars - april 2006 (kombinasjonsmetoden).
4. Fullskala behandling april 2008 (kombinasjonsmetoden).

Høsten 2003 var alle undersøkte lakseunger sterkt infisert av *G. salaris* (Gabrielsen et al., 2004). I 2004 ble det derfor gjennomført en smittereduserende vårbehandling. Under vårbehandlingen ble derfor AIS primært tilsatt i den lakseførende strekningen av hovedelva og de største sidevassdragene, mens de minste vannveiene ikke ble kjemisk behandlet (Pettersen et al., 2006b). Høst 2005 (4. - 18. oktober) og vår 2006 (23. mars - 5. april) var hovedmålet å utrydde parasitten. Hele den anadrome strekningen i vassdraget nedstrøms Sjurhaugfossen ble da behandlet. AIS ble dosert ut i alle store vannveier, samt i grøfter og sig der det var sannsynlig at fisk kunne oppholde seg. I resterende områder, nesten stillestående vann i isolerte partier i hovedløpet samt i mindre grøfter og sig i periferien, ble det benyttet rotenonblanding (CFT-Legumin, 2,5 % rotenon og 2,5 % piperonylbutoksid). AIS løsningen ble tilsatt fra vannføringsproporsjonale doseringsanlegg i hovedelv, sideelver og store bekker, og dryppstasjoner i små bekker og grøfter. Som kontroll på vannets giftighet ble det utplassert fisk i kar med

kontinuerlig vanngjennomstrømning med vann fra elva under behandlingene (6 stasjoner i hovedelva og samt nederst i Nivla og Kuvella). Under vårbehandlingen var fisken infisert med *G. salaris* og fisken fungerte derfor også som en kontroll på eliminering av parasitten, under høstbehandlingen 2005 eller vårbehandlingen 2006 var fisken i karene ikke infisert med *G. salaris*.

Sammensetningen av AIS løsningen ble endret mellom de enkelte behandlingene. Under vårbehandlingen 2006 ble det brukt en AIS med mindre innhold av Al (0,5-0,75% Al), men med høyere sovelsyrekonsentrasjon enn under behandlingene i 2005 (0,5-1,5% Al). Sovelsyreinnholdet har variert fra 10-30%.

CFT-Legumin ble utdosert på 2 måter: Punktdoseringer i flomoverløp i hovedelva, samt i perifere områder og dammer. Dryppstasjoner i små bekker, grøfter og sig. Utdoseringen ble utført 2 ganger gjennom forsøksperioden. For å sikre dødelighet i alle behandlede områder ble det beregnet en dose på 1 ppm (Pettersen et al., 2006b). Av det vannet som totalt rant ut i Lærdalselva ble det antatt at maksimalt 0,67 % ble behandlet med Legumin (rotenonløsning) før det kom ut i områder som allerede ble behandlet med aluminium.

Vannføringen i nedre del av elva ble i samarbeid med regulant stabilisert på gunstige nivåer for Al behandlingen. Vannføringen i øvre del av elva på strekningen Sjurhaugfoss til Båthølen er i liten grad påvirket av reguleringen og var relativt lav og stabil under vårbehandlingen, men høyere og mer variabel under høstbehandlingen.

Under behandling med AIS i hovedelva sank pH ned mot pH 6.0 samtidig som total Al konsentrasjonen økte til ca 100 µg Al/l, hvorav 20-60 µg Al/l normalt forelå som positivt ladd Al (Ali). Under

vårbehandlingen i 2005 ble det kun benyttet en doseringsstasjon fra Sjurfosshaug til Båthølen dette innebar en overdosering øverst på strekningen (pH 5.63 og Ali konsentrasjon på 102 µg/l) for å oppnå optimal vannbehandling nederst. Under høstbehandlingen i 2005 og vårbehandlingen 2006 ble det benyttet tre doseringsstasjoner på dette strekket og vannkjemien var mer stabil. For å sikre utryddelse av parasitten ble det med overlegg dosert noe mer AIS under begge AIS behandlingene i 2005 enn det som i utgangspunktet skulle være tilstrekkelig for god behandlingsskjemie. De ulike doseringsmålene for vassdraget er imidlertid ikke oppgitt, med unntak av henvisning til forsøk hvor parasitten har blitt effektivt fjernet ved lave totale Al konsentrasjoner (30-50 µg Al/L) når vannets pH er <6.0. Oppgitte analyseresultater (Pettersen et al. 2007) indikerer imidlertid at pH og konsentrasjonen av Ali har varierte noe; 2005 vår: pH 5.6-6.6 og Ali 21-102 µg/l, 2005 høst: pH 5.7-6.3 og Ali 24-72 µg/l, 2006 vår: pH 5.7-6.4 og Ali 21-53 µg/l. Variasjonen i pH og konsentrasjonen av Ali varierte derfor mer under førstebehandling enn under siste, samtidig som pH generelt var noe høyere og Ali dosene generelt noe lavere under de siste behandlingene enn under de første. Temperaturen i vannet var lavere under vårbehandlingene i 2005 (1,5-5,6°C) i 2006 (0,5-2,8 °C) enn under høstbehandlingen 2005 (5,5-8,1 °C). Det ble rapportert at siden vannet fra kraftverket hadde lav alkalinitet og meget lavt innhold av både uorganiske og organiske partikler, samt at temperaturen var lav medførte dette at tilnærmet alt Al som ble tilsatt var til stede som positivt ladd Al (Ali). Dette var vanskelig å forutse før start av behandlingen.

Under vårbehandlingen i 2005 ble det observert dødelighet av lakseunger i kar og vinterstøinger av laks og ørret i elva, 100 % i kar nær påfriskningsstasjoner. Under

behandlingen høsten 2005 ble det også observert betydelig dødelighet, men lavere enn under vårbehandlingen. For å redusere dødelighet av fisk ble AIS doseringen stoppet (2 dager) og deretter redusert noe under både vårbehandlingen og høstbehandlingen 2005. Under vårbehandlingen 2006 ble det ikke observert dødelighet av fisk i hovedelva. Aluminiumsbehandlingene i 2005 og 2006 førte til en bestandsnedgang i forsuringfølsom bunnfauna umiddelbart etter hver behandling, men rekolonisering hadde skjedd 6 måneder etter behandlingene. Det ble antydnet at 14 dagers AIS behandling hadde en kraftigere belastning på bunndyrsamfunnet enn en behandling med rotenon (Halvorsen og Heegaard 2007).

Før vårbehandlingen i 2005 ble det el-fisket på 6 stasjoner i hovedelva og totalt fanget 18 lakseunger som alle hadde *G. salaris* (prevalens 100 %). Etter vårbehandlingen i 2005 ble prevalensen redusert til 2,1 % (n = 47) og før høstbehandlingen hadde denne økt til 3,7 % (n = 215). Fra og med høstbehandlingen 2005 til 18. januar 2006 ble det samlet inn totalt 434 laksunger på 14 ulike lokaliteter uten at parasitten ble påvist. Det ble ikke innsamlet laks etter vårbehandlingen 2006.

AIS-dosering i perifere områder ble rapportert til å stabilisere vannkjemien i hovedelva samtidig som dette fjerner eventuelle parasitter i disse områdene. AIS dosering i perifere områder i kombinasjon med vannkjemisk og hydrologisk lokalkunnskap i vassdraget var viktig for å kunne gjennomføre en AIS-behandling på en mer kontrollert og sikrere måte het det i sluttrapporten fra Lærdal (Pettersen et al., 2007). Under behandlingene i Lærdalselva døde en del voksen laks og sjøøret i hovedvassdraget som følge av AIS-behandlingene. Det ble derfor rapportert at AIS-metoden hadde et forbedringspotensiele når det gjelder dosering i forhold til livsstadienes tålegrense for Al.

Det ble antydnet at framtidig dosering bør forsøke å unngå behandling under den mest intense gytetiden for laks og ørret, og mulig unngå vårbehandling for å unngå tap av vinterstøinger (Pettersen et al., 2006b).

G. salaris ble igjen påvist i 2007 på laksunger som ble samlet inn i Lærdalselva i perioden 16.-18.10.2007. Totalt ble 663 laksunger innsamlet fra 12 ulike lokaliteter. Av disse var 60 infisert med *G. salaris*. Ved den øverste lokaliteten Rikheim var bare 1 av 110 laksunger infisert. Det var dette funnet som gav grunnlag for vår melding 7.11.2007 om at *G. salaris* igjen var funnet i Lærdalselva. Nedstrøms Rikheim ved Øvre Lysne er det en lang elvestrekning før *G. salaris* påvises ved lokaliteten Grønnebank ved Eri/Hauge. Her var 16 % av laksungene infisert. Ved neste lokalitet Rock var andelen infiserte laksunger den høyeste blant alle lokalitetene med 65 %. Ved Grasmarki var andelen 49 % og ved Generalen 29 %. Merk imidlertid at det bare ble fanget 7 laksunger ved denne nederste lokaliteten som ligger på høyde med Lærdal sykehus oppstrøms veibrua på Øye. Funnene av *G. salaris* som nå gjøres etter aluminiumsulfatbehandlinger av Lærdalselva høsten 2005 og våren 2006 kan sammenlignes med funnene av *G. salaris* høsten 1999 etter en rotenonbehandling i 1997. Også den gang ble parasitten først og fremst funnet i nedre halvdel av elva. Høsten 1999 ble det bare samlet laksunger ved 6 av de 12 lokalitetene. Parasitten ble da først oppdaget ved lokalitetene Kuvella, Rock og Generalen, nokså likt det som nå er funnet. Dette kan bety at utfordringene ved kjemiske behandlinger av Lærdalselva først og fremst er i nedre halvdel av lakseførende strekning og at det finnes ett eller flere mindre områder der det er vanskelig å få behandlet laksungene (rapport fra Veterinærinstituttet til Mattilsynet av 16.11.2007).

Veterinærinstituttet foretok 4.- 5. februar 2008 en ny innsamling av laksunger på 17

lokaliteter i Lærdalselva for å studere spredning og infeksjonsutvikling hos *G. salaris* etter en vinterperiode. Totalt ble 371 laksunger innsamlet og av disse var 61 infisert med *G. salaris*. Det ser ut til at *G. salaris* har spredt seg litt mer og økt litt i antall på laksungene siden oktober 2007. Parasittene er påvist i to "områder" av elva med en (tilsynelatende) lang usmittet strekning mellom disse. Dette kan bety at *G. salaris* overlevde behandlingene i 2005/2006 i begge områdene. De aktuelle områdene er "Saltkjelen-området" og "Rock-området". Den ene parasitten som ble funnet i Rikheim i oktober 2007, kan ha vært en spredning nedover fra området ved Saltkjelen som ikke ble underøkt i oktober 2007. Hølene ved Rock og Skjærbrui ligger like ved hverandre og representerer det området som per i dag er mest smittet med *G. salaris*. Både ved Saltkjelen og ved Rock gjør Lærdalselva en sving og det er en del sideløp og kiler. I slike sideløp og kiler kan det være innsig av vann (grunnvann) som kan representere en spesiell utfordring under en behandling. Vårt analyseresultat kan gi grunn til å være ekstra påpasselig med kjemikalieinnblanding i områdene ved Saltkjelen og Rock ved kommende behandling (notat fra T.A. Mo, VI av 25.3.2008).

Etter at *G. salaris* igjen ble påvist i vassdraget i 2007 ble det vedtatt (nasjonal styringsgruppe for bekjempelse av parasitten) at ny behandling skulle gjennomføres med oppstart våren 2008. *Målsetningen med denne kombinasjonsbehandlingen var å redusere smittepresset mot andre vassdrag i fjordsystemet ved å gjennomføre en behandling før smoltutgang, samt danne grunnlag for en fullstendig fjerning av parasitten gjennom senere fullskala behandlinger* (hentet fra behandlingsplanen for Lærdal februar 2008). Hovedbehandlingen i Lærdal 2008 pågikk fra 4-17 april, men mindre doseringspunkter (IBC-anlegg) i sidebekker ble igangsatt 2. april. I tillegg til AIS ble det benyttet ren 30 %

svovelsyre ved enkelte doseringspunkt i vassdraget. Det var satt en øvre vannføringsgrense for behandlingen, $10\text{M}^3/\text{s}$ ved Sjurhaugfoss. CFT-Legumin ble benyttet i avsnørte områder med stillestående vann og mindre bekker. CFT-Legumin behandlingen ble igangsatt når tilfredsstillende kjemi fra AIS behandlingen var oppnådd i hovedelva (7 april), to behandlinger med CFT-Legumin med ca 4 dagers mellomrom. Det er ikke oppgitt hvilke rotenon doser som ble benyttet heller ikke om det var satt dose vannkvalitetsgrenser i bruk av rotenon.

Før vårbehandlingen 2008 ble det lagt stor vekt på forbedringer av doseringsteknikk og doseringsstrategi for dosering av AIS (Veterinærinstituttet 2008).

Det ble brukt et nytt system for utdosering av kjemikalier til hovedelva. pH styrt syretilsetning var ønskelig for å for å oppnå jevn dosering over mange dager for slik å øke muligheten for at all fisk i vassdraget ble tilstrekkelig behandlet over ønsket tidsperiode. "pH og Al-konsentrasjoner i vannet ble målt nedstrøms doseringspunktene og viser at kjemikalierne ble jevnt fordelt i elveprofilen. De målte vannkjemi-parameterne viste også at doseringsteknikken forhindret svært giftige soner nedstrøms doseringspunktene. I tillegg var antallet doseringspunkter langs hovedelva økt sammenlignet med behandlingene i 2005 og 2006. Dette bidro til en mer homogen vannkjemi, dokumentert i form av tilnærmet lik pH ved målepunkter oppstrøms og nedstrøms hver doseringsstasjon" (Veterinærinstituttet 2008).

Det var med aksjonen ønskelig å redusere pH til 5.5-5.8 i behandlingsperioden (14 dager), et lavere nivå sammenlignet med tidligere tiltak, for å øke sannsynligheten for å oppnå en vannkjemi som fjerner parasitten. Det var på forhånd oppgitt at dette også ville øke sannsynligheten for at enkeltfisk påvirkes sterkere

(Behandlingsplan Lærdal 2008). Resultater viser at målet ble raskt nådd og at vannkvaliteten var stabil gjennom behandlingsperioden. *"Med det nye pH-styringssystemet og doseringsprinsippet for kjemikalier ble det etablert ønsket behandlingsskjemi i hele hovedelva etter to dager. pH-nivået lå i området 5.7-5.9, mens Ali-konsentrasjonen (lavmolekylært uorganisk Al) lå i den nedre del av målområdet på 30-60 $\mu\text{g}/\text{l}$. Variasjonen i hovedelva var minimal, med unntak av to episoder. Underveis ble Ali-konsentrasjonen justert opp fra 30 til 40-50 $\mu\text{g}/\text{l}$. Mot slutten av behandlingen ble pH økt noe og Ali redusert pga påvist død voksenfisk" (Veterinærinstituttet 2008).*

G. salaris var fjernet fra all undersøkt fisk etter 9 dager med behandlingen og doseringen stoppet tre dager etter at siste *G. salaris* ble påvist på fisk. *"Før og under behandlingen ble det foretatt el-fiske og gjennomført undersøkelse av gyroinfeksjon på laksunger. Før behandlingen (data fra Tor Atle Mo, VI) var det flere hundre gyro på enkeltindivider og stor andel infisert fisk i de to hovedområdene for nypåvisningen fra oktober 2007. Behandlingen reduserte infeksjonen ved Saltkjelen og Skjærbrui nedstrøms Rock gradvis, og ved undersøkelse av fisk fra Skjærbrui den 13. og 14. april (8-9 dager med god behandling) ble det kun påvist en gyro på en av hhv 10 og 15 undersøkte fisker. Ved nest siste prøveuttak, den 15. april, ble det ikke påvist gyro på de undersøkte fiskene fra Skjærbrui (n=18). Ved siste uttak, den 16. april ble det undersøkt 42 fisk fra Skjærbrui og 35 fisk fra Saltkjelenområdet uten at gyro ble påvist. Det gode og stabile behandlingsregimet og den målte endringen i gyroinfeksjon gir grunnlag for å konkludere med at målet med behandlingen er nådd. Resultatene viser imidlertid ikke at elva er gyrofri" (Veterinærinstituttet 2008).*

Fiskedøden var imidlertid noe høyere enn forventet. *"De fleste voksne fiskene døde trolig på bakgrunn av for kraftig dosering, og dermed for høy totalbelastning av kombinasjonen lav pH og høye aluminiumskonsentrasjoner"*

(Veterinærinstituttet 2008). På tross av kraftig dosering var gyro var til stede på fisk relativt lenge i vassdraget. Det ble rapportert at problemstillingene rundt dosen burde utredes nærmere, enten gi et mer realistisk bilde av forventet fiskedød eller at dosen burde reduseres noe.

Det var under aksjonen stor fokus på å identifisere potensielle problemområder, samt måle effekten av doseringen i ulike deler av vassdraget. Før aksjonen ble det utarbeidet egne hydrologiske kart for å identifisere vannkiler, utført befarings med en geohydrolog for å avdekke problemområder og under behandlingen ble det brukt stor innsats på å måle pH innenfor behandlingsgrensene i hydrologisk kompliserte områder. Resultatene viser problemomfanget med kilder. *"Det ble funnet en del punkter i nær tilknytning til eller i selve hovedelva med høyere pH enn ønsket. Resultatet av dette var at man fant relativt mange områder der små sig og eller grunnvannstilstrømming bidro til for høye pH nivåer lokalt, slik at vannkjemien ikke kunne betegnes som behandlende. I den grad man klarte å identifisere slike områder var man i stand til å gjøre avbøtende tiltak i form av ekstra lokale doseringer. Imidlertid var dette av såpass stort omfang at vi har vanskeligheter med å se at man har klart å identifisere alle. I den grad man klarte å identifisere slike områder var man i stand til å gjøre avbøtende tiltak i form av ekstra lokale doseringer. Imidlertid var dette av såpass stort omfang at vi har vanskeligheter med å se at man har klart å identifisere alle"* (Veterinærinstituttet 2008).

Etter aksjonen ble det rapportert at kombinasjonen av at fisk kan unnvike Al

doseringen og at fisk må kontinuerlig eksponeres for behandlende vannkemi i flere dager før *G. salaris* forsvinner kan potensielt medføre at fisk bringer med seg parasitten til permanente refugier, eller tidsrefugier.

Etter aksjonen ble det rapportert (Veterinærinstituttet 2008): *"Vi har med denne aksjonen klart å redusere smittepresset i form av mulig infisert utvandrende fisk i 2008. Hvorvidt vi har lyktes med å redusere smittepresset i form av utvandrende smolt i 2009 og/eller berede grunnen for en total utryddelse av gyro fra Lærdalselva, er på nåværende tidspunkt umulig å svare på"*.

4.21 Region Halsanfjorden

Denne smitteregionen omfatter vassdrag som drenerer til Halsanfjorden, som er et mindre fjordsystem rett sør for Vefsnfjorden. Forekomst av *Gyrodactylus salaris* ble påvist under årlig overvåkningsfiske i 2002. Smitten ble påvist samtidig i de to nabovassdragene Halsanelva og Hestdalselva – noe som er naturlig siden disse to laksevassdragene har felles munningsområde. Imidlertid var både prevalens og intensitet av parasitten vesentlig høyere i Halsanelva på tidspunktet for påvisning, noe som indikerer at parasitten først ble introdusert til Halsanelva og senere spredte seg til Hestdalselva. Det er i ettertid også rapportert at enkelte sidebekker har en moderat sur vannkvalitet (pH 5.9 og Al>200) som tilsier at *G. salaris* ikke kan etablere seg på laksunger (Hytterød et al. 2008). Dette har også trolig påvirket prevalens og intensitet av parasitten i vassdragene.

Det er ikke identifisert noen klar smittevei til de to vassdragene i Halsanfjorden, og det er også usikkert om området bør betraktes som en egen smitteregion. Dersom smitteoverføring har skjedd med en naturlig vektor som laksefisk fra smittede vassdrag i Vefsnfjorden, som i så

fall er en parallell til den mest sannsynlige smitteveien til vassdragene i Leirfjorden, er det naturlig å vurdere at de to smittede elvene i Halsanfjorden tilhører en større smitteregion i Vefsnfjorden, Leirfjorden og Halsanfjorden.

Alternativt kan smitte ha skjedd som følge av menneskelige aktiviteter. Dette kan eksempelvis være i form av landverts overføring, siden det er en svært kort biltur fra smittede deler av Hundåla til lakseførende deler av Halsanelva). En annen mulighet er at det har skjedd en sjøverts overføring i forbindelse med det utstrakte tyvfisket med garn i munningsområdene til Hundåla og Halsanelva/Hestdalselva. Dette har vært et så omfattende problem at både SNO og Kystvakten har vært aktive i området de siste årene.

Halsanelva og Hestdalselva

I Halsanelva (nedbørfelt 37 km²) kan laks og sjøaure vandre opp til Laksjordfossen, som er lokalisert om lag 4 km fra sjøen. Inkludert tilløpselver som Navarselva er samlet lakseførende strekning i underkant av 6 km. I Hestdalselva (nedbørfelt 24 km²) kan sjøvandrende laksefisk vandre opp til Forsmofossen, som ligger om lag 3,5 km fra sjøen. Det er knyttet noe usikkerhet omkring hvorvidt Forsmofossen er et absolutt vandringshinder, men det er ikke påvist gyting av laks oppstrøms denne fossen. Midt på antatt lakseførende strekning ligger Øverjordvatnet, som er et lite (40 dekar) og forholdsvis grunt vatn (maksimumsdybde er 6 meter). Vannkvaliteten i vassdragene er karakterisert med pH rundt 7, humusfattig og varierende alkalitet. Vannkjemiske målinger viser at alkaliteten i Navarselva er betydelig høyere enn i Fjellfossen som sammen blir Halsanelva (Hytterød et al. 2008).

Behandling med rotenon

I slutten av april 2003 ble det gjennomført kjemisk behandling med CFT Legumin i Halsanelva og Hestdalselva. Det ble også

valgt å behandle den nærliggende Husvikelva, selv om det ikke er påvist forekomst av parasitt eller laks i dette vassdraget. Vanntemperaturene i behandlingsperioden varierte mellom 3,3 og 7,0 °C. Ved alle utslippspunkt ble det utdosert CFT-Legumin tilsvarende en konsentrasjon på 0,7 ppm i elvevannet. Ved påfriskningspunkter ble det første time utdosert 1,0 ppm, deretter 0,5 ppm.

I rapporten fra Fylkesmannen i Nordland heter det: "*Opprinnelig var det planlagt å gjennomføre en bestandsreducerende behandling av begge elver helga 26. - 27. april 2003, med en oppfølgende hovedbehandling 23. - 27. juni 2003. Smitten i disse vassdragene ble først oppdaget høsten 2002 og det har derfor ikke vært mulig å få til en detaljkartlegging under gunstige forhold. Dette var en av grunnene til at vi ville behandle to ganger. Det skulle først gjennomføres en bestandsreducerende vårbehandling som forhindret smoltutgang og potensiell smittespredning. Deretter skulle vassdragene detaljkartlegges fram mot hovedbehandling i juni. I og med at vassdragene kun var grovkartlagt var vi forberedt på overraskelser. Vassdragene viste seg imidlertid å være svært lite kompliserte. Dette i kombinasjon med at forholdene ble meget gunstige, med godt vær og stabil, lav vannføring, førte til at vi i løpet av første behandlingsdag tok en beslutning om å gjøre dette til en dobbeltbehandling og således en fullstendig behandling. Ved å kutte ut hovedbehandling i slutten av juni sparte vi årets laks- og ørretunger, som enda ikke hadde kommet opp av grusen. Dette var også et vesentlig argument for kun en behandling"* (brev fra Fylkesmannen i Nordland av 27.5.2003 til Miljøvern-departementet).

Parasitten ble påvist på nytt i Halsanelva høsten 2004, og påfølgende år ble den også påvist på nytt i Hestdalselva. I 2007 ble

Halsanelva og Hestdalselva behandlet med kombinasjonsmetoden.

Bygging av fiskesperre

Vandringshinder ble satt opp nederst i Hestdalselva 25.8.2004, med avsperring av både hovedløp og flomløp. Formålet med å bygge en fiskesperre nederst i Hestdalselva var å hindre resmitte av *G. salaris* fra naboelva (Halsanelva) der parasitten dessverre har kommet tilbake etter rotenonbehandlingen våren 2003 (brev av 20.8.2004 fra Fylkesmannen i Nordland til Vefsn kommune). På grunn av isgang vinteren/våren 2005 ble deler av sperra delvis ødelagt. Dette gjaldt kun sperra i flomløpet. Ca. 20.7.2005 var sperra reparert. Hvorvidt det kan ha gått opp fisk (laks) i juni og juli 2005 før sperra ble reparert er vanskelig å si. Så sent som i juli 2006 ble det etter forespørsel til grunneierrepresentant opplyst at sperra var i orden. I midten av august fikk imidlertid Fylkesmannen opplyst at en storflom i Hestdalselva i begynnelsen av juli hadde ført til at en planke i sperra (hovedløpet) var borte. Under befaring den 6.9.2006 ble det fra lokalt hold opplyst om at det var observert stor fisk (laks?) ovenfor sperra både høsten 2005 og sommeren 2006. Det ble også under befaringen registrert større fisk i elva som må antas å ha vært anadrom fisk. Befaringen viste at hullet i sperra (1-2 planker var ødelagt) trolig hadde oppstått i forbindelse med storflommen i begynnelsen av juli 2006. Hullet i seg selv gjorde det mulig for fisk å vandre opp. I forbindelse med større flommer ville det i tillegg danne seg nye løp på sida av de to sperrene der fisk høyst sannsynlig vil kunne vandre opp. Det ble ikke funnet 0+ av laks på el-fisket gjennomført 3.8.2006. Det ble imidlertid kun fisket 30 fisk og alle nedenfor Øverjordvatnet. Konklusjonen må allikevel bli at sperra i Hestdalselva ikke har vært effektiv. Gyting kan derfor ha skjedd i 2005. På bakgrunn av registrering av gyro ovenfor fiskesperra i Hestdalselva i august 2006 og en erkjennelse av at sperra ikke har fungert

etter hensikten, ble sperra åpnet for oppgang den 7.9.2006. Betydelige mengder laks og sjøaure som stod nedenfor sperra fikk da lettere oppgangsmuligheter til gyteområdene lenger opp i Hestdalselva (Notat av 4.1.2007 til Fylkesmannen i Nordland fra Planleggingsgruppa for smitteregion Vefsnfjord, Halsanfjord og Leirfjord).

Behandling med kombinasjonsmetoden

Kjemisk behandling med AIS som hovedkjemikalium kombinert med rotenon ble gjennomført 23. - 30. oktober 2007 i Halsanelva og Hestdalselva etter to mislykkede forsøk 8. og 11. oktober.

For målsettingen med kombinasjonsbehandlingen vises det til søknad av 1 februar 2007 fra fylkesmannen i Nordhordaland om tillatelse for gjennomføring av kjemisk behandling:

Formålet med en kjemisk behandling av vassdrag i Halsfjorden mot gyro er todelt :
- *Forhindre at parasitten fører til utryddelse av de utrydningstrua laksestammene i Halsanelva og Hestdalselva. Halsanelva har kun en sterkt redusert yngelbestand og sjøvannsreserve tilbake. Situasjonen i Hestdalselva er noe bedre i og med at yngelen der ble reinfisert av gyro senere (2006) enn i Halsanelva (2004). Laksestammene i de to elvene er verken tatt vare på i sædbanken eller i levende genbank, og vil stå i akutt fare for å dø ut dersom det ikke blir gjennomført en bekjempelse av parasitten i 2007.*

- *Redusere faren for spredning av lakseparasitten til uinfiserte laksevassdrag i Halsfjorden, Vefsnfjorden og Leirfjorden via vandring av infisert laksesmolt i brakkvannslaget i fjordene. De vassdragene med laks som ligger nærmest Halsanelva og Hestdalselva, og som trolig er mest utsatt for å bli smittet, er Aunelva (Vestvågaelva) og Grytåga. Av disse er det kun Aunelva som har en egen stamme av laks.*

Behandlingen var planlagt utført over 14 dager, men ugunstige forhold med mye nedbør og en langt høyere vannføring enn maksimal grense for behandling førte til at doseringen ble avbrutt to ganger etter oppstart og målsetning ble moderert til en 6-8 dagers kontinuerlig behandling.

I Halsan- og Hestdalselva ble syre og Al tilsatt i to separate kjemikalieløsninger. Svovelsyredoseringen (30 % H₂SO₄) i hovedelvene ble justert ved hjelp av pH som styringsparameter, mens AIS (4,3 % Al) ble tilsatt med vannføring som styringsparameter. I sidebekkene ble kjemikalier tilsatt med fast dose, og justeringer foregikk manuelt basert på estimert vannføring. Varierende vannføring medførte til problemer med opprettholde en stabil pH. I Hestdalselva ble det satt opp en ekstra doseringsstasjon for AIS og H₂SO₄ i bekken sør i Øverjordsvatnet for å motvirke den lange oppholdstiden vannet hadde gjennom innsjøen. Midtveis i behandlingen viste resultater fra vannkjemiske analyser at det i tillegg var behov for kjemikalietilsetning ved innløpet til Øverjordsvatnet. Det ble derfor tilsatt AIS og H₂SO₄ fra én stasjon mer enn det som var planlagt i Hestdalselva. Omdisponering av doseringsutstyr førte til at enkelte sidebækker, som i utgangspunktet skulle behandles med AIS, ikke ble behandlet, eller at de ble behandlet med CFT-legumin.

I behandlingsperioden ble det fra 6-8 stasjoner i hver elv daglig innsamlet vannprøver for analyse av Al, pH, vanntemperatur og konduktivitet.

Resultatene fra behandlingene er beskrevet i sluttrapporten (Hytterød et al., 2008): *Vanntemperaturen varierte mellom 4.7 og 9.5 °C. Variasjonene skyldes endringer i lufttemperatur gjennom døgnet og påvirkning av smeltevann i forbindelse med snøsmelting. Resultater fra vannkjemiske analyser viser at det ble oppnådd ønsket vannkjemi med*

*lavmolekylært uorganisk Al (Ali) på minst 20 µg/L og pH <6.0 i en sammenhengende periode på 7-8 dager. I tillegg ble det oppnådd ønsket vannkjemi i korte perioder under behandlingen den 6.-8. og 11.-14. oktober. Al konsentrasjonen varierte imidlertid mye i begge elvene under behandlingen, og det var størst variasjon i Ali. Det er rapportert fra to målepunkter i Halsanelva at det i start av behandlingen kun var oppnådd vannkjemi som var vurdert som usikker for fjerning av *G. salaris* slik at det totalt var 5 dager med optimal vannkjemi. pH varierte mellom de ulike stasjonene, men det var også en relativt stor variasjon fra dag til dag på enkelte stasjoner. Syredosering ved vekslende vannføring var en nyttig erfaring. Erfaringene ble ansett som en viktig del i den metodiske utviklingen for å oppnå jevnere dosering ved neste AIS-behandling.*

*Resultater som viser at det ikke var *G. salaris* på undersøkt fisk etter behandlingen (Moen et al. 2008), gir grunn til å anta at infeksjonen av *G. salaris* er betydelig redusert. Registrering av svært få døde voksne laks, hhv 4 og 1 i Halsan- og Hestdalselva (Moen et al. 2008) viser at behandlingen har vært skånsom for fisken og at vannkjemistrategien derfor har vært vellykket.*

Moen et al. (2008) konkluderer imidlertid med "at det er dosert i alle kjente vannforekomster hvor det teoretisk kan stå anadrom fisk, men at ikke all dosering er optimalt gjennomført. Det må derfor forventes at ytterligere bekjempelsestiltak er nødvendige".

4.22 Tosbotn

Settefiskanlegget i Tosbotn fikk påvist *G. salaris* sen høst 2002. Anlegget ble da drevet av Fjord Seafood. I oktober 2002 fikk anlegget tilsendt yngel fra settefiskanlegget i Rana som snart etter fikk påvist *G. salaris*. Opprinnelsen til *G. salaris* i Tosbotn var dermed tilsendt

infisert laksyngel. De første tiltakene for å bekjempe infeksjon i anlegget omfattet sjøvannsbehandling av fisken i to omganger. Senere, etter at smolten var omsatt til matfiskproduksjon, ble hele anlegget desinfisert og tørrlagt før innsett av ny fisk.

Deler av vassdraget der anlegget tok sitt inntaksvann samt avløpskummen ble behandlet med rotenon for å hindre mulig videre spredning av parasitten.

4.23 Region Ranafjorden, Sørfjorden og Elsfjorden

Geografisk består denne smitteregionen av vassdragsområder og fjordområder i Ranafjorden, Sørfjorden og Elsfjorden i Nordland. Det er påvist smitte i til sammen seks vassdrag og tre fiskeanlegg (årstall for påvisning av smitte i parentes):

- Ranaelva (1975)
- Bjerka (1980)
- Røssåga (1980)
- Bardalselva (1989)
- Sannaelva (1989)
- Slettenelva (1993)
- NVE - Statkraftverkenes fiskeanlegg i Mofjellet (1977)
- Genbankanlegget på Bjerka (2001)
- Settefiskanlegget i Rana industripark (2002)

Ranaelva

Ranavassdraget er det nest største vassdraget i Nordland med et nedbørsfelt på 3 790 km², og Ranaelva munner ut innerst i Ranafjorden i Mo i Rana. Vassdraget er sterkt regulert og har fire kraftstasjoner: Reinforsen, Langvatnet, Rana og Ildgruben kraftverk. Av sjøvandrende laksefisk finnes både laks, sjøaure og sjørøye (Johnsen et al. 1999b). Opprinnelig var det mulig for sjøvandrende laksefisk å vandre opp til Kobbforsen, om lag 10 km oppstrøms utløpet i sjøen. Etter bygging av laksetrappet i Kobbforsen og Reinforsen (13 km fra sjøen) ble ytterligere 46 km elvestrekning tilgjengelig for

sjøvandrende laksefisk. Utryddelsestiltak er gjennomført i form av stenging av fisketrappet (1992) og kjemisk behandling med rotenon i perioden 2003-2004 (se nedenfor).

Røssåga

Røssågavassdraget er med sitt nedbørsfelt på 2 100 km² det tredje største vassdraget i Nordland. Røssåga munner ut innerst i Sørfjorden i Hemnes kommune, og er utløpselv fra landets nest største innsjø Røssvatnet. Vassdraget er sterkt regulert med tre kraftstasjoner: Øvre Røssåga, Nedre Røssåga og Bjerka kraftverk. I hovedstrengen kan sjøvandrende laksefisk vandre opp til Sjøforsen, om lag 15 km fra utløpet i sjøen. De nederste 12 km er sterkt påvirket av tidevann, i og med at samlet fall på denne strekningen bare er 1 meter (Johnsen et al. 1999b). Leirelva er et betydelig sidevassdrag til Røssåga, og har bestander av laks og sjøaure om lag 12 km opp til absolutt vandringshinder i Leirskarddalen. Det ble etablert en korttidssperre nederst i Leirelva i 2003, for å forenkle den kjemiske behandlingen med rotenon i perioden 2003-2004 (se nedenfor).

Bjerka

Bjerkavassdraget er et nabovassdrag til Røssåga i Hemnes kommune, og har et naturlig nedbørsfelt på 365 km². Etter kraftig regulering og overføring av vann til Røssågavassdraget er nedbørsfeltet i dag redusert til 116 km². Opprinnelig kunne sjøvandrende laksefisk vandre opp til Stupfossen omtrent 7 km oppe i vassdraget. Som følge av kraftverksbygging i 1914 i Jakobsfossen ble det etablert et kunstig vandringshinder om lag 1,5 km fra sjøen (Johnsen et al. 1999b). Statkraft sitt genbankanlegg i Bjerka (se nedenfor) har vanninntak fra elva oppstrøms kunstig vandringshinder. Utryddelsestiltak ble gjennomført i form av kjemisk behandling med rotenon i 1992 og i perioden 2003-2004 (se nedenfor).

Bardalselva

Bardalselva munner ut ved Bardal på sørsida av Ranafjorden, og har et nedbørsfelt på om lag 45 km². Lakseførende deler består av en forholdsvis kort hovedstreng med to lengre sidegreiner: Svartåga og Tverrelva. I begge sidegreinene kan sjøvandrende laksefisk vandre om lag 4 km opp til absolutte vandringshindre. Nedenfor samløpet mellom hovedstrengen og Tverrelva er det en forholds kort, tidevannspåvirket strekning ned til sjøen. Utryddelsestiltak ble gjennomført i form av kjemisk behandling med rotenon i 2004 (se nedenfor).

Sannaelva

Sannaelva har et nedbørsfelt på om lag 20 km², og munner ut innerst i Elsfjorden. Laks og sjøaure kan vandre opp til en foss om lag 1 km fra utløpet i sjøen. Ut fra geografisk nærhet til Røssåga (om lag 15 km fra elvemunning til elvemunning), er den mest sannsynlige smittevei via utvandrende infisert laksesmolt fra Røssåga (Sæter 1995). Det er ikke etablert fisketrapp i Sannaelva. Utryddelsestiltak ble gjennomført i form av kjemisk behandling med rotenon i 2004 (se nedenfor).

Slettenelva (Sletterelva)

Slettenelva munner ut ved Alteren på nordsida av Ranafjorden, og har et nedbørsfelt på om lag 27 km². Lokalt kalles Slettenelva også Busteråga og Alterelva. Det er et delvis vandringshinder 100 meter fra sjøen, men ved gunstige vannføringsforhold kan sjøvandrende laksefisk vandre opp til det absolutte vandringshinderet ved Forsmoen, som er om lag 5,5 km fra sjøen. Utryddelsestiltak ble gjennomført i form av kjemisk behandling med rotenon i 2004 (se nedenfor).

Utryddelsestiltak i smittede vassdrag i regionen

Statkrafts smoltanlegg ved utløpet av Bjerka har vanninntak i inntaksmagasinet ovenfor Jakobsfossen. Da det ble funnet *G. salaris* på laksunger i anlegget ble det besluttet å rotenonbehandle vannkilden, det vil i praksis si elva fra Stupfossen til utløpet. Behandlingen ble gjennomført i 1992. For å redusere skadevirkningene på sjøaurebestanden ble så mye som mulig av fisken som stod på elva fanget ved hjelp av elektrisk fiskeapparat og oppbevart i kar under behandlingen. Noen dager etter behandlingen ble fisken sluppet tilbake i elva (Sæter 1995).

I perioden 2003-2004 ble det gjennomført utryddelsesaksjoner ved hjelp av fysiske avsperringer og kjemiske behandlinger med rotenonblandinger. Det er benyttet flere langtidssperrer men ingen korttidssperrer i forbindelse med utryddelsesaksjonene. I Ranaelva ble fisketrappa i Reinforsen stengt for oppvandring i 1985. I sidevassdraget Tverråga ble fisketrappa i nedre deler stengt i 1985. I Røssåga ble det i nedre deler av sidevassdraget Leirelva satt opp en fiskesperre i september 2003. Den primære funksjonen var at sperra skulle hindre oppvandring av laks og sjøaure i forbindelse med kjemiske behandlinger. Under veis har man av praktiske grunner valgt å omdefinere funksjonen til å bli en langtidssperre, det vil si at sperren ikke vil bli fjernet før smitteregionen er dokumentert fri for smitte (friskmelding). Sperra ble reparert og forsterket sommeren 2005 og en fangstanordning ble montert. Sjøørret ble sluppet forbi sperra både i 2005, 2006 og 2007. I 2007 ble det registrert og sluppet 19 sjøaure forbi fiskesperra. Det stilles imidlertid spørsmålstegn rundt artsbestemmelsen av fisken som slippes opp. Foreløpig er det ikke funnet laksunger oppstrøms sperra (Lars Sæter, Fylkesmannen i Nordland pers.medd.).

Kjemiske behandlinger ble gjennomført med bruk av rotenonblandingen CFT-Legumin (heretter kalt Legumin) i tre perioder:

1. Bestandsreducerende behandlinger i oktober 2003 (tre smittede vassdrag)
2. Fase 1 i utryddingsaksjon i juni 2004 (seks smittede vassdrag)
3. Fase 2 i utryddingsaksjon i august 2004 (til sammen 21 vassdrag)

I oktober 2003 ble Ranaelva, Røssåga og Bjerka behandlet med til sammen 3 887 liter Legumin. Formålet med tiltaket var å fjerne mest mulig av ungfiskbestandene av laks, samt å redusere gytingen av laks til et absolutt minimum. Hovedstrengen av Ranaelva ble behandlet fra vandringshinderet ved Reinforsen og ned til tidevannspåvirket område ved Sjøforsen. I tillegg ble Rana kraftverk, Langvatnet kraftverk, og lakseførende deler av Plura og Tverråga behandlet. Hovedstrengen av Røssåga ble behandlet fra vandringshinderet i Sjøforsen til estuariområdet. I tillegg ble Bjerka kraftverk samt sidevassdraget Leirelva behandlet fra vandringshinderet i Leirskardalen til samløpet med Røssåga. Hovedstrengen av Bjerka ble behandlet fra vandringshinder til estuarieområdet. Ved alle behandlinger ble det utdosert Legumin tilsvarende en konsentrasjon på 0,7 ppm i elvevannet.

I juni 2004 ble de tre smittede vassdragene Bardalselva, Slettenelva og Sannaelva samt 15 nabovassdrag uten påvist smitte behandlet med Legumin. Formålet med tiltaket var å redusere mengden eldre, potensielt smittede laksunger før nyklekket årsyngel forlot sine gjemmesteder nede i bunnsstratet. På dette viset kunne man unngå eller redusere omfanget av smitteoverføring mellom kohorter (årsklasser) av laks. De øvrige smittede vassdragene Ranaelva, Røssåga og Bjerka ble ikke behandlet i denne perioden. Samlet kjemikalieforbruk var 569 liter Legumin, hvorav størst forbruk var i

Dalselva (95), Slettenelva (85), Holmelva (68) og Bardalselva (61). I alle vassdrag ble det utdosert Legumin tilsvarende en konsentrasjon på 0,7 ppm i elvevannet.

I august 2004 ble det gjennomført fullskala kjemisk behandling i de seks vassdragene med påvist smitte, samt i 10 av de 15 mindre vassdragene som ble behandlet i juni 2004. Formålet med disse behandlingene var å fjerne alle gjenværende langtidsverter for *Gyrodactylus salaris*, og var følgelig å regne som siste fase i utryddingsaksjon. De fem mindre vassdragene som ble utelatt i august var utelatt på bakgrunn av at det ikke ble påvist laksunger under junibehandlingen. Omfanget av behandlingene i de smittede vassdragene var vesentlig større målt i tid og rom sammenliknet med de foregående behandlinger. Dette framgår av det vesentlig høyere kjemikalieforbruket (6309 liter Legumin), flere doseringsstasjoner, bruk av dryppstasjoner i de større vassdragene, samt vesentlig større mannskapsstyrker og lengre doseringstid. I likhet med tidligere ble det i alle vassdrag utdosert Legumin tilsvarende en konsentrasjon på 0,7 ppm i elvevannet.

I forbindelse med augustbehandlingene ble det gjennomført kjemiske analyser av elvevann og sedimenter i hovedstrengene av Ranaelva, Røssåga og Slettenelva, samt i det større sidevassdraget Leirelva som drenerer til Røssåga. I Røssåga ble det i nedre deler målt maksimale Legumin-konsentrasjoner på 0,65-0,83 ppm. I Slettenelva ble høyeste Legumin-konsentrasjon målt til 0,88 ppm. I Leirelva var høyeste målte Legumin-konsentrasjon 0,49 ppm, mens tilsvarende verdi i Ranaelva var så pass lavt som 0,30 ppm. De lave verdiene i Ranaelva skyldes at målingene ble avsluttet før konsentrasjonene nådde sine maksimumsnivå (Asle Moen, personlig meddelelse), og disse målingene er følgelig

ikke like representative som i de tre andre vassdragene.

Utryddelsesaksjoner i fiskeanlegg

NVE - Statkraftverkens fiskeanlegg i Mofjellet

Anlegget som kom i drift i 1969, hadde som oppgave å levere smolt til blant andre Vefsna, Røssåga og Rana for å dekke Statkraftverkens utsettingspålegg i disse vassdragene. Anlegget registrerte høsten 1976 tiltakende dødelighet på fisken. Fiskeprøver ble sendt Veterinærinstituttet og i februar 1977 ble det gitt beskjed fra Veterinærinstituttet om at det fantes *Gyrodactylus* i anlegget. Etter å ha registrert gjentatte parasittangrep fram til januar 1980, ble anlegget tørrlagt og desinfisert våren 1980. Senere ble ikke *Gyrodactylus* påvist i anlegget (Johnsen & Jensen 1985). Anlegget ble nedlagt på begynnelsen av 1990-tallet (Sjur Gammelsrud, Statkraft pers. medd.).

Settefiskanlegget i tilknytning til Rana industripark

Settefiskanlegget fikk påvist *G. salaris* i 2002. Anlegget ble da drevet av Fjord Seafood. *G. salaris* ble kun påvist i utekar på anlegget. Det er uvisst hvordan parasitten kom inn i anlegget. Anlegget tok inntaksvann fra kommunalt ledningsnett med opprinnelse i et vannmagasin der *G. salaris* aldri har vært påvist. Dermed er det lite sannsynlig at parasitten kom inn i anlegget med inntaksvann. I perioden da *G. salaris* kom inn i anlegget var det dårlige smittebarrierer mot det infiserte Ranavassdraget like ved. Utearealene ved anlegget var under renovasjon. Det ble observert mye fugl ved anlegget, sannsynligvis fordi fuglenett over kar var fjernet. Fugl, eller trafikk av folk på anlegget, ble vurdert som sannsynlig smittekilde (Arve Nilsen pers med).

Smittebekjempelsen ble seksjonert på anlegget. I utekarene ble fiskebestandene faset ut og anlegget desinfisert. Inne ble

fisken behandlet med formalin i 2 behandlinger med en ukes mellomrom. Videre ble det laget en egen overvåkingsplan for anlegget. Det er ikke funnet *G. salaris* i anlegget etter behandling.

Umiddelbart før *G. salaris* påvisning i settefiskanlegget i Rana ble lakseyngel sendt fra anlegget til Salsbruket i Nord Trøndelag i September 2002, og til Fjord Seafood sitt settefiskanlegg i Tosbotn. På fisken som gikk til Tosbotn ble det senere påvist *G. salaris*. På fisken som gikk til Salsbruket ble *G. salaris* ikke påvist.

Genbankanlegget i Bjerka

Anlegget het tidligere Settefiskanlegget, Bjerka og ble drevet som settefisk/smoltanlegg for å dekke bla.a Statkrafts pålegg om utsettinger av smolt i Bjerka og Røssåga. Anlegget hadde (og har fortsatt) vanninntak i inntaksmagasinet ovenfor Jakobsfossen. Anlegget ble startet opp våren 1980 og leverte sin første smolt våren 1982. 11 laksunger fra anlegget ble undersøkt med tanke på forekomst av *Gyrodactylus* i september 1982, men *Gyrodactylus* ble ikke påvist (Johnsen 1982). *Gyrodactylus* ble imidlertid oppdaget i anlegget 28. august 1985 (Dolmen 1987). I forbindelse med at anlegget måtte saneres på grunn av furunkulosesmitte (Stensli 1996), ble det besluttet å rotenonbehandle vannkilden, det vil i praksis si elva fra Stupforsen til utløpet (kfr tidligere avsnitt "Utryddelsestiltak i smittede vassdrag i regionen").

Anlegget fungerer nå (siden 1994) som levende genbank for villaks i Nord Norge. Ved undersøkelser av fisk 15. januar 2002 ble det gjort funn forenlig med *G. salaris* infeksjon. Anlegget ble båndlagt av distriktsveterinær. Diagnosen ble verifisert ved Veterinærinstituttet. Statens Dyrehelsetilsyn ved Fylkesveterinæren stadfestet diagnosen 28. januar og ga pålegg om sanering av anlegget.

I forbindelse med smittepåvisning ble det nedsatt en prosjektgruppe med mandat (Aunsmo et al. 2002):

- Planlegge og kvalitetssikre dokumentasjon av smittestatus
- Planlegge og kvalitetssikre sanering av anlegg
- Gjennomgang av hygienerutiner på anlegget
- Forslag til fremtidig driftsstrategi på anlegget

Prosjektgruppen vurderte blant annet mulige smitteveier inn i anlegget. Det ble konkludert med at arbeid med opptak av dødfisk nedstrøms fiskeanlegget i infisert del av Bjerka, og bruk av samme utstyr inne på anlegget var mest sannsynlige smitteveier. Inntaksvannet kunne ikke utelukkes men var mindre sannsynlig da vannet tas fra over anadrom strekning av elva.

Fylkesveterinæren fattet 8/2-2002 vedtak om destruksjon av all fisk og sanering av anlegget. Med bakgrunn i det unike genetiske fiskematerialet på anlegget ble det gitt dispensasjon for å beholde noe fisk i deler av anlegget (hall 4 og 6). De øvrige hallene ble tømt for fisk og desinfisert i uke 6 og 7. Det ble besluttet å forsøke kjemisk behandling med AIS av fisken det var gitt dispensasjon til å beholde.

Kjemisk behandling med AIS-metoden

For å utrydde *G. salaris* var det ønskelig å benytte en behandling som skånet fisken på anlegget i størst mulig grad. AIS ble derfor valgt som tiltaksmiddel og anlegget ble den første uttestingen av Al-dosering i stor skala (Lydersen et al., 2002). Effekt av AIS doseringer på fisk og *G. salaris* ble fulgt nøye i et eget kar med fisk (laks fra Vefsna, 889g). AIS doseringene i testkaret pågikk parallelt med fullskala AIS behandlingen på anlegget, men oppstart i testkaret var en dag før selve fullskala doseringen (Hytterød pers med). Det ble

benyttet AlCl_3 (HYPAX-18) som doseringskjemikalet på anlegget og pH ble ikke justert med syre. Vannet var svært kaldt under behandlingen (ca 0 - 1°C).

Doseringene med AIS startet opp hhv. 5. og 6. mars 2002. Etter 1 mnd med dosering av 200 $\mu\text{g Al/L}$ uten effekt, ble doseringen økt suksessivt fra 400 til 2000 $\mu\text{g Al/L}$ og da med AlSO_4 som AIS-kjemikalie. AIS-doseringene på 1200-1500 $\mu\text{g/L}$ hadde effekt og etter 10 dager med denne dosen var alle de undersøkte fiskene (7 fisk) i testkaret frie for parasitter. Denne doseringen ble ikke utført på hele anlegget (fullskala) fordi det var store variasjoner i råvannskvaliteten på dette tidspunktet og fullgod variasjon av AIS-doseringene i forhold til råvannskvaliteten var ikke mulig på dette tidspunktet. På grunn av svært høy pH (middel på 7.1-7.2) var konsentrasjonene av giftige komponenter av Al, positivt ladd Al (Ali), gjennomgående lave (maksimalt 60 $\mu\text{g/L}$) under store deler av behandlingen. Under behandlingen ble det tatt ut fisk på det hyppigste hver 2. dag for analyser av *G. salaris*.

Resultatene fra AIS-behandlingene på Bjerka har bidratt til å bygge opp et datagrunnlag for vannkjemi og letal dose av aluminium på *G. salaris*, spesielt i ionerike vannkvaliteter (Lydersen et al., 2002). Det ble nevnt at forsøk med AIS-dosering som var utført tidligere og i etterkant av forsøkene i Bjerka, viser at Ali-konsentrasjoner på 50-100 $\mu\text{g/L}$ ved pH 6.0-6.2 har god effekt på *G. salaris*. Konsentrasjonen av Ali målt under behandlingen i anlegget var i snitt 100 $\mu\text{g/l}$ (6 til 686 $\mu\text{g/l}$), men når forsøkene pågikk i Bjerka var en ikke klar over viktigheten av å holde pH i riktig område. Det ble i ettertid rapportert at Ali konsentrasjonen i Bjerka derfor burde ha ligget over 100 $\mu\text{g/L}$, kanskje på 200 $\mu\text{g/L}$, for å gi ønsket effekt på *G. salaris*. Også vanntemperaturen under behandlingen trekkes fram som en mulig årsak til at

effekten av AIS-doseringene sannsynligvis ble redusert i forhold til hva som tidligere var erfart i vann med temperaturer fra 6 til 8 °C.

Etter AIS-doseringene ble avsluttet ble anlegget saltbehandlet (Næss 2002) og parasitten utryddet. Saneringen foregikk i to etapper ved at anlegget ble formelt delt i to deler.

Først ble den "gamle" delen av anlegget, med klekkeri og oppveksthaller sanert, desinfisert og tørrlagt. Etterpå ble all fisk som var igjen i stamfiskhallen strøket og avlivet, og rogn ble lagt inn på den sanerte, smittefrie delen. Dette ble gjort over to år. Når alt materiale var "overført" gjennom innlegg av nye generasjoner, ble stamfiskhuset sanert, desinfisert og tørrlagt.

To ganger hvert år siden sanering er det foretatt gyroscreening i alle avdelinger og kar (Håvard Lo, Veterinærinstituttet, pers. medd.).

5 Grunnvannsproblematikk

5.1 Innledning

Tilsiq av grunnvann er sannsynligvis en svært viktig *mulig* årsak til mislykkete rotenon- og aluminiumsbehandlinger i større vassdrag. Inntrenging av grunnvann inn gjennom elvebredden eller opp gjennom elvebunnen kan skape områder der det ikke inntreffer innblanding, og det kan derved oppstå overlevelsesområder der fisk og parasitt unngår den kjemiske behandlingen (Fig. 1).

Det er to forhold som avgjør om det oppstår slike overlevelsesområder, grunnvannets inntrengning på den ene siden og fiskens oppholdssteder på den andre siden:

- Grunnvann (mengde, utstrømningsområder, bunnforhold, grunnvannsdominerte sidebekker)
- Fiskens evne eller preferanse til å oppholde seg i habitater dominert av grunnvann (dvs. opphold mellom stein nede i bunnsubstratet, i elvebredden eller i grunnvannsdominerte sidebekker).

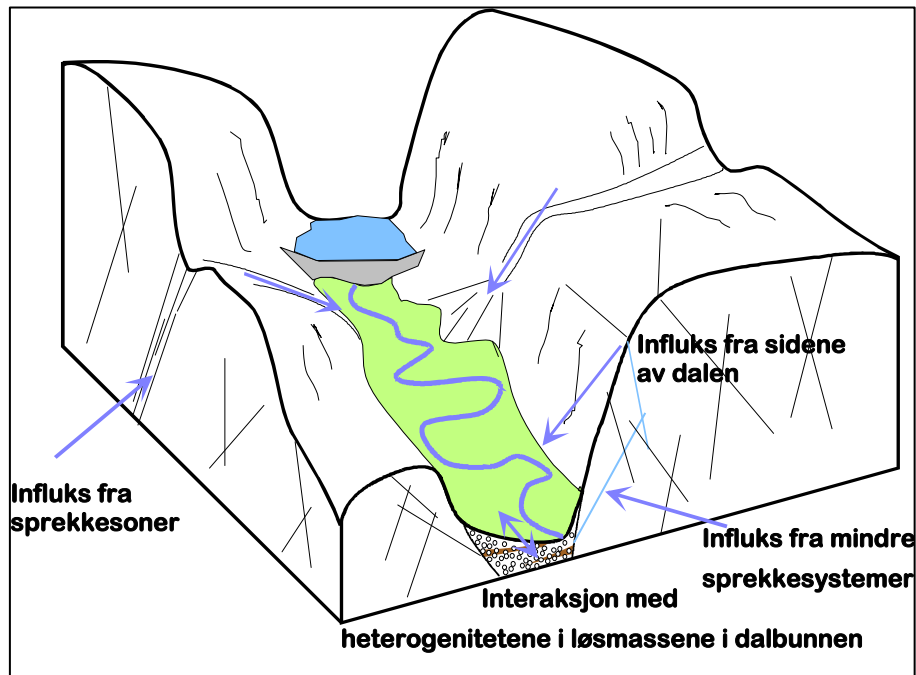


Fig. 1. I områder der det finnes heterogene grunnforhold (sprekker, tette og porøse lag, osv.), kan det forventes områder med konsentrert innstrømning av grunnvann til elva (Koestler og Brabrand 2001).

5.2 Grunnvann og kjemisk behandling

Gjennomstrømning og tilsig av grunnvann til vassdrag i slike mengder at det er av betydning for fisk er sannsynligvis svært utbredt. Mønsteret for tilsig er langt på vei forutsigbart, både i regional skala og innen det enkelte vassdrag. Dette krever imidlertid god kartlegging.

Gjennomstrømning og tilsig av grunnvann er knyttet til forekomsten av løsmasser. Der underliggende tettere sjikt (leire, fast fjell) kommer fram i dagen kan det skje oppvelling. Dette kan både skje direkte i hovedstrengen eller i sidebekker, og det er i slike områder det kan forventes at fisk kan overleve. Kombinasjon av anadrome bestander, mye nedbør og store mengder løsmasser gjelder for svært mange

vassdrag på Vestlandet, Trøndelag, Nordland, Troms og Finnmark. Det er også kartlagt i vassdrag som tidligere er rotenonbehandlet og/eller aluminiumsbehandlet og der *Gyrodactylus* fortsatt finnes etter behandling; Steinkjervassdraget, Lærdalselva, Rauma og Skibotnelva (Brabrand & Koestler 1999, Brabrand et al. 2004).

Avhengig av fjellkvaliteten og løsmassene vil grunnvannet stå i direkte forbindelse med overflatevannet i både elver og innsjøer (Castro & Hornberger 1991, Bencala 1993, Stanford & Ward 1992, 1993). Til sammen vil dette utgjøre et hydrologisk kontinuum der det vil foregå ulik utveksling av vann med ulik temperatur og kjemisk sammensetning. I rennende vann vil det derfor være et mer eller mindre kontinuerlig tilsig av grunnvann som kommer inn i elva

gjennom bredden eller gjennom elvebredden (se Fig.1). Mengden er avhengig av bergartenes og løsmassenes beskaffenhet, høydegradienten i omgivelsene og karakteristika i nedbørfeltet (Brunke & Gonser 1997). Disse faktorene er:

- Klimatiske faktorer
- Høydegradienten i nedbørfeltet
- Permeabiliteten i løsmasser
- Sprekkesoner i fast fjell
- Bunnforhold og sedimenttype i elveleiet
- Heterogenitet i elvebunn og elvebredd

Kort summert vil områder for overlevelse av fisk under kjemisk behandling kunne oppstå der vann blandes dårlig eller ikke blandes, og tre forhold vil her avgjøre:

- Tilsigsmengde
- Substrat eller bunntype
- Temperaturforskjell mellom elvevann og grunnvann

Grunnvannsframbrudd i elvebunnen og ikke minst gjennom bredden der substratet består av grov stein vil kunne gi mikroområder med mulighet for overlevelse. Her vil innblandingen kunne være dårlig, og bare et lite vanntrykk fra grunnvannskilder vil svekke innblandingen. Dersom behandling gjennomføres på en tid med lavere temperatur på grunnvann enn i selve elvestrengen, vil innblandingen ytterligere svekkes.

Interfasen (grensesjiktet) mellom grunnvann og elvevannet vil avhenge av mengdeforholdet mellom de to vannbidragene, og selvsagt også av

strømningsbildet. Dersom vannføringen i elva er liten (i perioder med lite nedbør eller i regulerte vassdrag), vil det relative bidraget fra grunnvannet øke. Interfasen mellom elvevann og grunnvann vil da kunne være høyt i bunnsstratet eller til og med i selve vannfasen i elvestrengen.

Dette er vist i felten i Vinstra elv (Brabrand et al. 2005), et sterkt regulert vassdrag som riktignok ikke er har laks, men som har mange av de samme løsmassekarakteristika som flere undersøkte laksevassdrag. Temperaturen ble målt på 4 faste punkter i et kildedominert område i selve elva (Fig. 2), og dekket først en periode med lite nedbør, og deretter en periode med mye nedbør. Målingene på stasjon 2 viste stabile temperaturer mellom ca 5 og 7 °C i perioden 13.8.-20.8.2004 uten typisk døgnvariasjon (grunnvannsdominert), mens alle de øvrige stasjonene viste høyere temperatur, og også typisk døgnvariasjon for hele måleperioden (overflatevannsdominert, men med noe grunnvann). De forskjellene i temperaturforløp som er observert mellom målepunktene i vassdraget skjer i måleperioden fram til 20. august 2004, og spesielt stasjon 2 utmerker seg fram til 20. august. Fra 20. august inntreffer mye nedbør, mengden elvevann øker i forhold til grunnvannsmengden, og målepunktet stasjon 2 i elva som før 20. august var grunnvannsdominert, blir nå dominert av overflatevann. Dette viser at interfasen mellom grunnvann og overflatevann i selve vannfasen ikke er konstant, men derimot dynamisk. Etter 20. august må man i dette tilfelle forvente at interfasen ligger dypere og da nede i substratet.

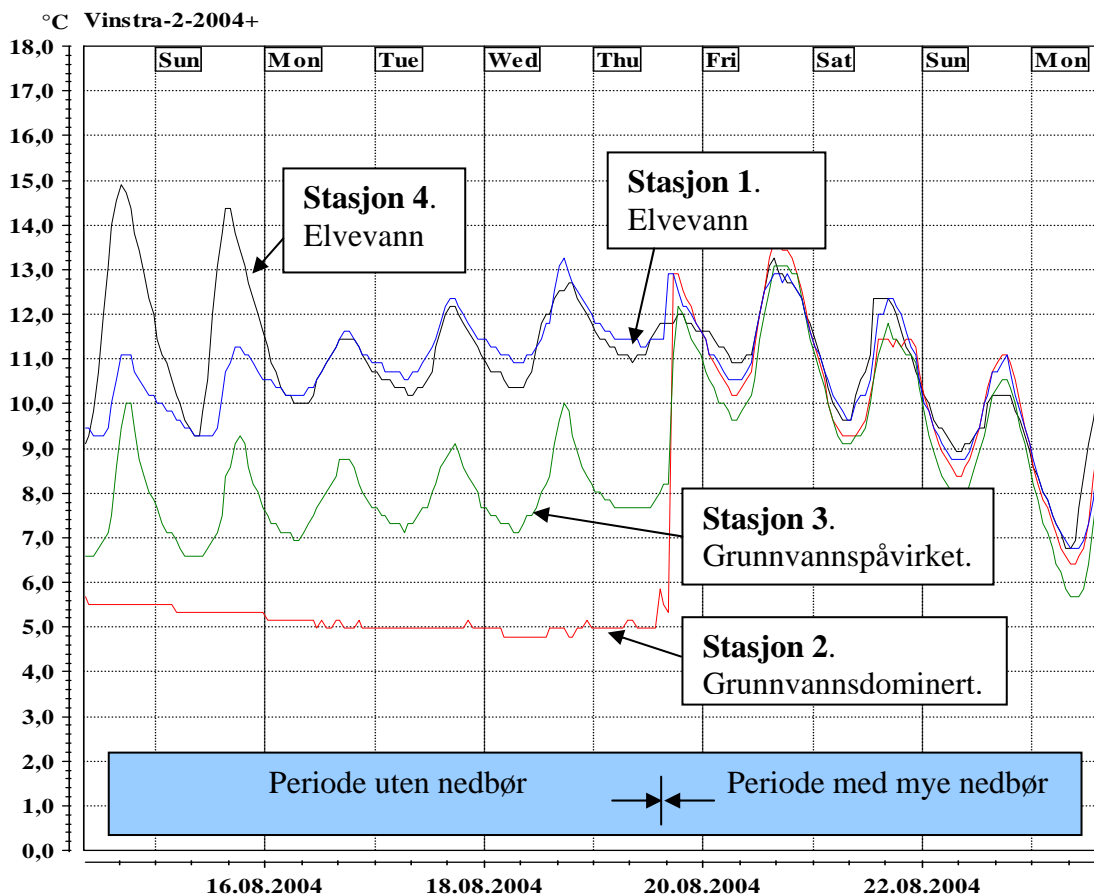


Fig. 2. Vanntemperatur i et grunnvannsområde i Vinstra elv som viser at grunnvann kan være en del av vannfasen i elva ved lav vannføring i tørre perioder Etter nedbør 20-23.08.2004 økte den relative betydningen av overflatevann, og temperaturen på st. 2 og 3 viser at vannet her da fort domineres av overflatevann.

Laksunger har ikke en jevn fordeling i elva, og viktige miljøfaktorer som bestemmer hvor laksungene oppholder seg er strømhastigheten, vanddypet og ikke minst bunntypen. Laksunger har sterk preferanse for elvebunn med forholdsvis grov stein, der fisken har mulighet for å skjule seg nede i bunnen (Heggnes et al. 1993). Denne overensstemmelsen mellom grunnvannsframbrudd og laksungenes oppholdssted vil kunne gi mulighet for overlevelse av rogn, yngel og ungfisk som oppholder seg nede i substratet under den kjemiske behandlingen.

Fra andre undersøkelser er det vist at laksunger kan bevege seg langt ned i substratet sålenge det er hulrom, enten det

er i selve bunnen eller inn i bredden. Erfaring fra amerikanske elver har vist at dette er den primære vanskelighet ved rotenonbehandling i rennende vann (Holton & Johnsen 1996, Spateholts & Lentsch 2001). Denne problemstillingen vil være relevant for enhver behandling som krever innblanding av vannløselig stoff i vannmasser som skal gi total dødelighet av enten vert eller parasitt.

I tillegg til vanskeligheter med selve innblandingen, vil grunnvann gi ytterligere to nye utfordringer i kraft av lav temperatur. Giftvirkningen av rotenon reduseres sterkt ved lave vanntemperaturer og anbefalinger fra USA går ut på at

rotenonbehandling ikke bør gjennomføres ved vanntemperaturer lavere enn 5 °C (kfr. vedlegg 1). I tillegg vil overlevelsen av *Gyrodactylus salaris* på død fisk øke betydelig ved lave vanntemperaturer (kfr. kap. 2), slik at død fisk vil kunne være en potensiell smittekilde til ny levende fisk eller overlevende fisk.

5.3 Lagdeling og kilder

For norske grunnvannsforhold er lagdelte løsmasser helt sentralt. Her kan det finnes flere adskilte grunnvannsmagasiner i porøse sand- og gruslag mellom tette leirelag. Der vannmettede gruslag ligger mellom tette leirlag som munner ut i en dalside kan det oppstå overflatekilder hvor vann renner ut i dagen under stort trykk (artesiske grunnvann). Kilder i dalsidene oppstår på grunn av heterogeniteter i den geologiske oppbyggingen.

På samme måte kan grunnvann direkte strømme ut i elvebunnen, hvis tette lag og porøse lag står i kontakt med elveleiet. En forutsetning er at trykkpotensialet er høyt nok til at vann kan tilføres som punktkilder i elvebunnen. I innsjøer er diffust grunnvannssig gjennom løsmasser målt til alt fra under 100 mL/m²*min til 1000-3000 100 mL/m²*min (Brabrand et al. 2002), mens punktkilder kan ha preg av konsentrerte bekker med vannføring noen hundre liter pr. min som kommer direkte fram i dalsiden eller opp gjennom elvesletta (Brabrand et al. 2005).

I forbindelse med *Gyrodactylus salaris* og kjemisk behandling er grunnvannsproblematikk undersøkt i flere større vassdrag (Brabrand og Koestler 1999, Brabrand et al. 2005), og her skal kort Skibotnelva, Lærdalselva, Rauma og Steinkjervassdraget omtales.

5.4 Skibotnelva

Den øverste anadrome delen av Skibotnelva, ca 2 km, er hurtigrennende og renner i en canyon, før den renner ut i et mer typisk elveslettelandskap med fluviale avsetninger, morenerygger og gamle elveterrasser. Dette er det typiske for denne delen av Skibotndalen, før den møter en større endemorene ca 2 km fra sjøen. Skibotnelva skjærer igjennom denne, og er her relativt hurtigrennende før den renner ut i et elvekantforbygget deltaområde i fine løsmasser (sand) mot sjøen. Det ble funnet tre hovedområder for kilder (Fig. 3).

5.4.1 Kildeområde 1

Området utgjør sentrale deler av den anadrome strekningen, og omfatter grunnvannssystemer som kommer inn i hovedelva etter følgende mønster:

Delområde A: Komplisert bekkesystem som drenerer et stort område. Bekkesystemet er i hovedsak grunnvannsmattet, men deler av systemet får også tilførsel fra Kielelva. Området strekker seg fra noen 10 meter til 200-250 m opp i åssiden og er fordelt på et forgrenet og komplisert grunnvannsbekkesystem, der enkeltgrenene (5-20 stk.) forsvinner i underjordiske kilder med grunnvannstemperatur som indikerer lang oppholdstid (4,8-7,5 °C). Det ble høsten 2001 observert årsunger av røye i flere av kildene der disse forsvinner inn i åssiden noen hundre meter fra hovedelva. Høsten 2002 ble det foretatt et mer omfattende elektrofiske, og det ble funnet røye (årsunger, 1+ og eldre) i alle grunnvannsbekker som hadde oppvandringsmulighet fra hovedvassdraget. Det ble ikke funnet ørret i de ”rene” grunnvannsbekkerne.

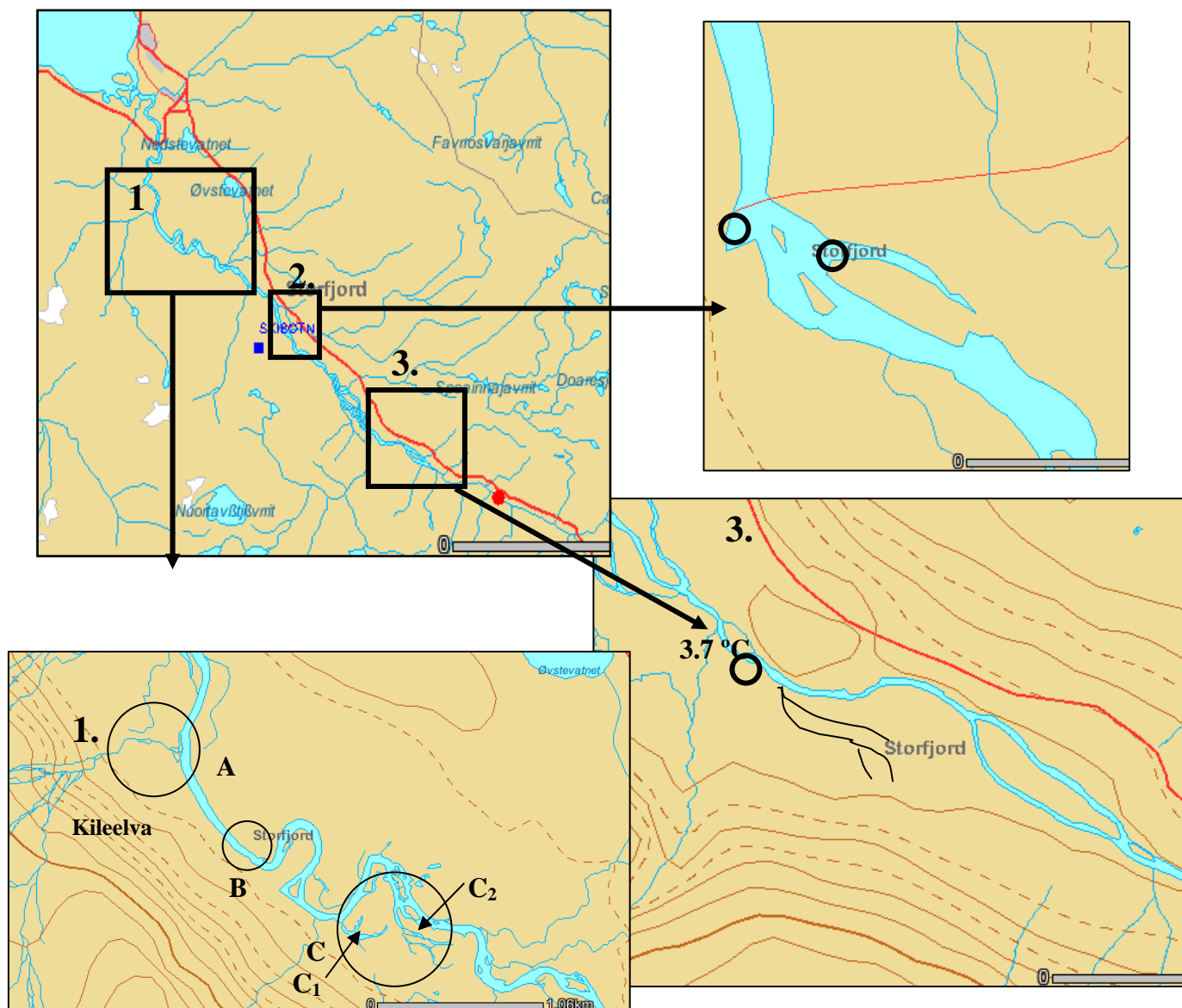


Fig. 3. Skibotnelva med tre hovedkildeområder (1, 2 og 3), enten som tilstøtende kildebekker med perifere kilder eller med kilder i elvekant, til dels under vannlinjen.

Delområde B: Flere grunnvannskilder med lav temperatur (5-7 °C) ble observert i elvebredden, men alle over vannlinjen. Kildene bar preg av små punktkilder, til dels sig, uten fisk.

Delområde C: Et til dels uoversiktlig område med stor grunnvannspåvirkning. Området har gamle elveterrasser og elva er meandrerende med gamle elvesvinger som har grunnvannstilførsel fra tilstøtende terrasser (område C₁), trolig også opp gjennom bunnen. Elvesvingene har godt

utviklet vannvegetasjon. Stedvis består bunnssubstratet av grov stein (rullestein), noe som indikerer utstrømning av vann og liten sedimentering, selv i områder med tilsynelatende stillestående vann. (temp. 5,7 °C). Både C₁ og C₂ ligger på selve elvesletta og kan også tenkes å bli matet med vann fra elva. Lavere temperatur viser imidlertid at vanntilførselen enten ikke kommer fra elva eller fra et reservoir i elvesletta med lang oppholdstid som eventuelt mates fra elva.

5.4.2 Kildeområde 2

Området ligger ved Skibotn kraftstasjon, der det er uoversiktlige våtmarksområder på østsiden av elva som til dels går over i Kavleelva der den en forholdsvis lang strekning renner på selve elvesletta. Hvorvidt dette området er grunnvannspåvirket er ikke påvist, men det ble påvist grunnvannskilder på holmen 200 m oppstrøms bro ved kraftverket. Lav temperatur viste at kilden ikke ga elvevann. Det ble observert laksefisk i hele kildeløpet fra hovedelva og inn mot kildepunktet. All fisk fanget høst 2001 var 0+, 1+ og eldre røyeunger.

På vestsiden av elva 10-20 m oppstrøms bro mot kraftverket var det to synlige kildepunkter i nivå med elvenivået med temperatur 4,5-5,6 °C. Flere kildepunkter i dette området er sannsynlig, og de to nevnte vil ved normal sommervannføring liggende under vannlinjen med direkte utslipp i elva. Lokale personer anga flere slike punkter av betydelig størrelse under vannlinjen, uten at disse var mulig å lokalisere.

5.4.3 Kildeområde 3

Dette er et kildeområde ved Norddalselva på strekningen mellom Rundfjellet og Gustavsvingen. Området omfatter gamle elveterrasser med heterogene løsmasser, og flere små kildebekker kommer til syne fra grunnen, med typisk temperaturer på 3,8-5,4 °C. Punktkilder i elvebredd/vannlinjen ble funnet. Avbildet kildebekk (Fig. 4) starter fra et veldefinert område med et forholdsvis bredt og konstant bekeleie.

På to punkter i kildebekken, kildefrembruddet og 250 m nedenfor, og i et kildepunkt i bredden på Skibotnelva ble det målt temperatur hver annen time med logger fra 5.08.02-2.09.03 (Fig. 5). Selve kildeframbruddet hadde en stabil temperatur gjennom året på 3-5 °C med svært liten døgnvariasjon. Døgnvariasjonen var høyere 250 m nedenfor kildefrembruddet, men på årsbasis varierer temperaturen her mellom 0-5 °C. I kildepunktet i selve Skibotnelva er årsvariasjonen mellom 0-3,8 °C med svært liten døgnvariasjon. I kildepunktet var temperaturen ved noen anledninger lavere enn 0 °C, noe som sannsynligvis skyldes at ved lav vannføring vil kildepunktet forflytte seg og at loggeren da periodevis blir liggende over vannflaten.

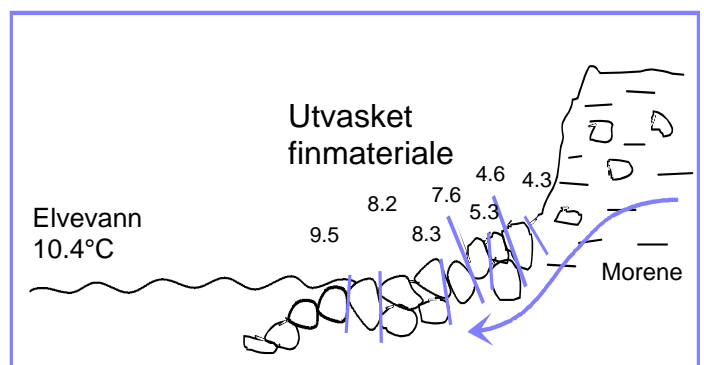


Fig. 4. Grunnvannsbekk i 3. Kildeområde, med starttemperatur 4,2 og 3,9 °C) med ca 300 m bekk før utløp i Skibotnelva. Røyeunger ble påvist, og gyting angitt av lokalkjente. Punktkilde i elvebredd/elvebunn i Skibotnelva i 3. Kildeområdet, målt i september 2001.

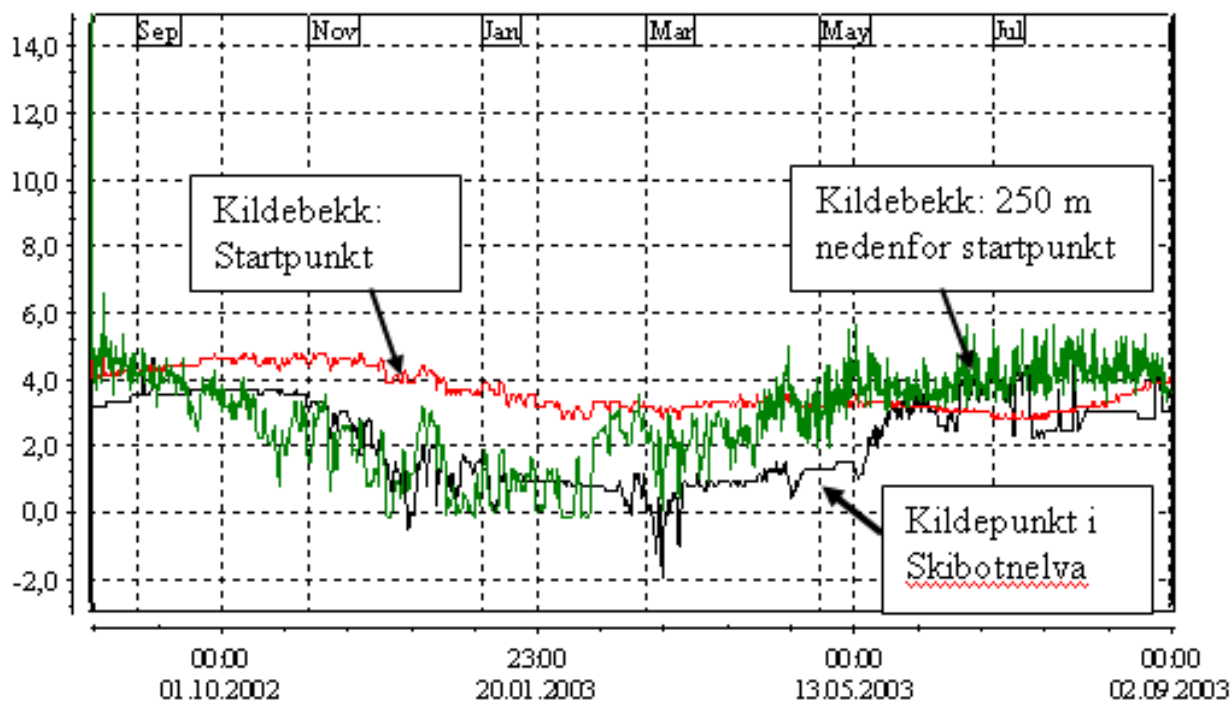


Fig. 5. Temperatur på to punkter i kildebekk i Skibotnvassdraget og i et kildepunkt i selve Skibotnelva for perioden 5.08.02-2.09.03.

5.5 Lærdalselva

Ovenfor Saltkjelen er Lærdalselva til dels svært hurtigstrømmende, med bunn av mye grov stein og stedvis bart fjell. Mellom Borgund og Saltkjelen er dalen smal, og flere steder går raskanter og vifter fra sidebekker i dalsiden inn i elvestrengen. Nedenfor Saltkjelen er dalen betydelig bredere og med utpreget elveslette. Fra elvesletta mot dalflanken er det vanligvis raskanter, til dels grus- og steinvifter fra sidebekker. Disse drenerer fjellområdene og dalsiden, og renner til dels som overflatebekker ved mye nedbør, men som i perioder er tørre.

Som i andre fjorddaler på Vestlandet, følger Lærdalselva et typisk dalstrøk med elveavsetninger som dalfylling, grove alluviale vifter på begge sider og steile fjellvegger av grunnfjell. Dalbunnen med avsetninger av sand og grus viser terrasser

som er erodert av elven i forskjellige stadier. Grove masser fra fjellkantene og sidedalene med de finere avsetningene i hovedalva gir en veksellagring av høypermeable lag med mindre permeable lag. Denne typen forskjeller i permeabilitet gir et godt utgangspunkt for vannførende lag som blir matet fra fjellsiden og danner kilder når de kommer i overflaten.

Det ble funnet følgende mulige overlevelsedområder for fisk (Fig. 6):

1. Saltkjelen – Nivla – Senda – Hundsteigane
2. Ljøsne
3. Grøtøyane - Voll – Tønjum
4. Førkjøken – Eri
5. Molde – Færestad – Hauge
6. Hagusane

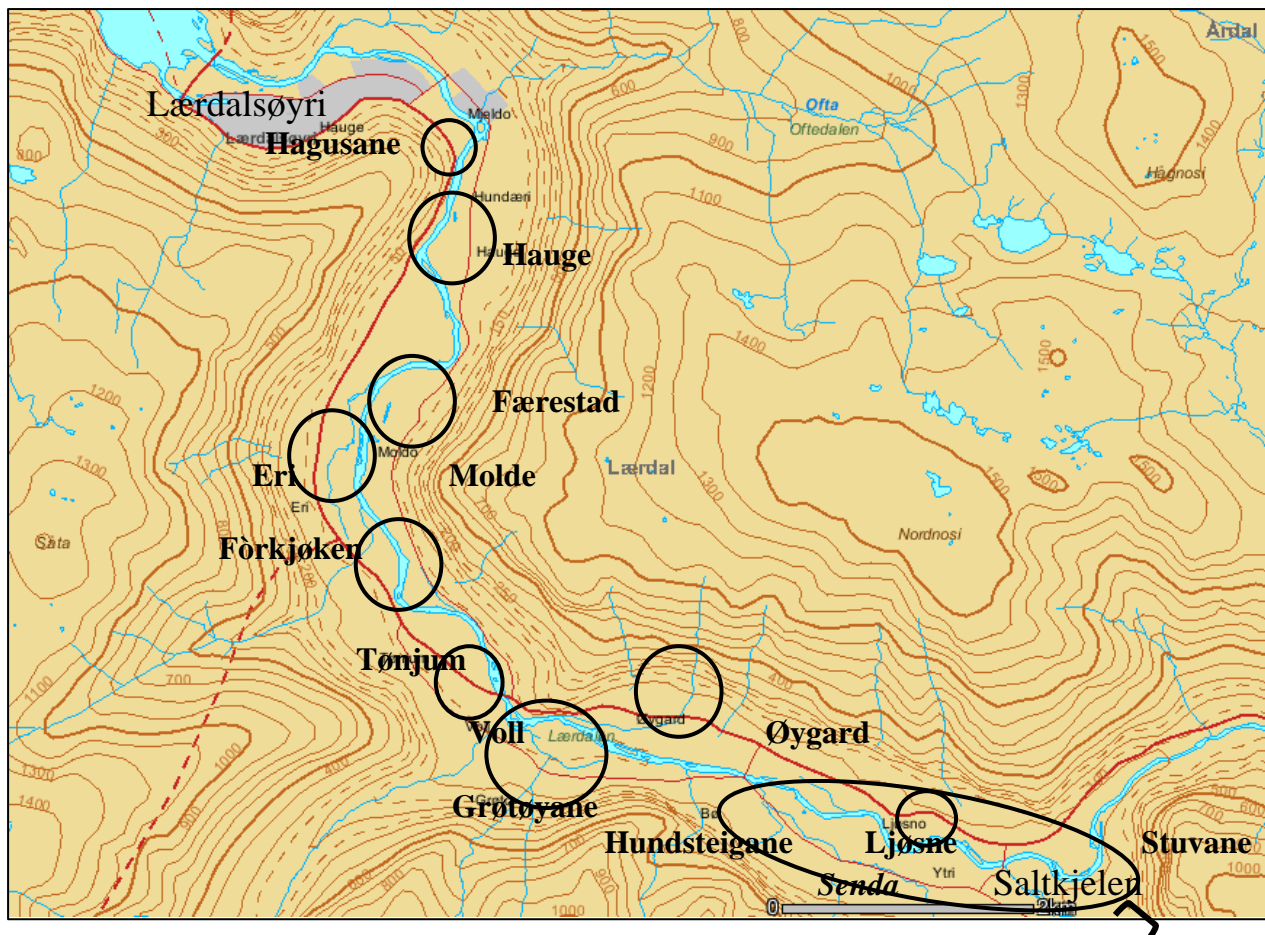


Fig. 6. Lærdalselva fra planlagt terskel ved Stuvane kraftverk litt ovenfor Saltkjelen og til utløp i sjøen ved Lærdalsøyri. Sirklene angir områder med kiler eller bekker som er omtalt som mulige overlevelsesområder for fisk ved kjemisk behandling.

Det kan angis 4 hovedmønstre nedenfor Saltkjelen som hver for seg eller som i kombinasjon kan danne refugier i forbindelse med kjemisk behandling:

- Kiler og gamle elveløp på elvesletta, de såkalte kilene, med ukjent grunnvannspreg
- Alluviale vifter med sidebekker
- Grunnvannskilder på elvesletta og i bakkant av elforbygningen
- Drenerte grunnvannsbekker, kiler, kilder som munnar inne i elforbygningen

Der disse opptrer samtidig kan f. eks. kilene og sidebekker motta vann fra grunnvannskilder, eller overflatebekker kan motta grunnvann når de renner

gjennom elvesletta. Kilene og grunnvannskilder er omtalt og godt beskrevet av Aarethun (1992), først og fremst som mulige oppvekstområder for fisk. Han omtaler også at disse flere steder er grunnvannspåvirket, og hvordan forbindelsen mellom hovedelva og kilene stedvis er vanskelig å oppdage pga. elforbygningen. Totalt sett må området nedenfor Saltkjelen betegnes som komplisert og til dels uoversiktlig fordi det er en rekke gamle dreneringsbekker og rør som ender inne i eller bak selve elforbygningen. Eksakt lokalisering av disse er derfor vanskelig.

5.6 Rauma

Raumavassdraget ligger i et typisk U-dal med bratte flanker og stor høydeforskjell mellom dalbunn og fjellene på begge sider. Hovedsakelig er det fine avsetninger, i stor utstrekning fin sand, som finnes i dalbunnen. Breelavsetninger finnes særlig i form av terrasser med en blanding av veldig grovt og veldig fint materiale. Bare få steder er det tydelig morene-avsetninger

som kan være ganske tette og inneholde en god del leire. Nederst i Romsdalen finnes det noen terrasser med marine avsetninger. På grunn av den spesielle topografien med bratte dalflanker finnes det langs hele dalen mange og store alluviale vifter med grove blokker og grus i fjellsiden. De har vanligvis en høy porositet som sees enkelt ved at fjellbekker og fosser forsvinner før de når dalbunnen.



Fig. 7. Oversiktskart over Raumavassdraget, med fire områder for grunnvannsutstrømning til hovedvassdraget eller til dammer/små innsjøer på eller nær elvesletta.

Det viste seg fort at det var ganske mange konkrete grunnvanntilsig både i elvekanten og i sidedeler av hovedelven. Selve dalbunnen har stedvis en mer eller mindre bred elveslette, med svært bratte dalsider, til dels raspregete vifter med smeltevannsbekker som forsvinner i løsmasser. Store deler av elva er preget av forholdsvis fine løsmasser med preg av sand, og det gjelder også selve elvesletta.

Det generelle mønsteret for Rauma er frembrudd av grunnvann der grovere

masser (morener/ras) med høy permeabilitet møter finere masser med lav permeabilitet på selve elvesletta. Det ble funnet fire hovedområder for frembrudd av grunnvann, der alle disse hadde preg av den nevnte type frembrudd (Fig. 8). Det gjaldt følgende delstrekninger:

1. Området ved og nord for Gravdevatnet/Geitsetra
2. Området Ryggvatnet
3. Området Alnes
4. Området Trollveggen

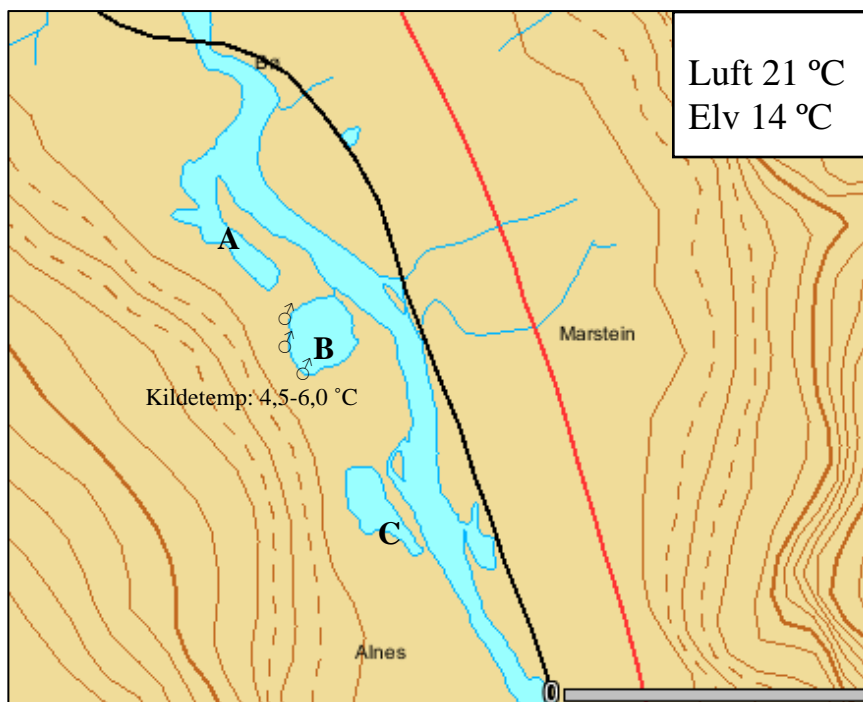


Fig. 8. Grunnvannsområde 3, Alnes: Grunnvannsmatete dammer på elvesletta med utløp videre til Rauma.

5.6.1 Gravdevatnet/Geitsetra

På østsiden av hovedelva, men på selve elvesletta ligger Gravdevatnet og nord for dette flere mindre dammer og våtmarksliknende felter. Rett ovenfor Flatmark ligger tilsvarende større dammer. I Geitvatnet ble det observert frambrudd av grunnvann som kom opp i Geitvatnet på selve elvesletta under stort trykk. Vannmengden var betydelig. Flere tilsig av denne typen ble observert, og i alle disse områdene hadde vannet vesentlig lavere temperatur (rundt 7 °C til 10 °C) enn elvevannet (12.8 °C til 14 °C). Visuelt ble det observert til dels mye laksefisk (ørret) i Geitvatnet og vannet øst for Flatmark, og dessuten i våtmarksområdene, tils dels myrpregete områder nord for dette. Inn- og utvandring til hovedelva var vanskelig å vurdere, men opplagt mulig i flomperioder.

5.6.2 Alnes

På vestsiden av hovedelva og nord for Medalen ligger flere grunne innsjøer

mellom hovedelva og den bratte dalsida. Disse innsjøene (A, B og C) ligger i fine løsmasser på elvesletta, men mates av mange kilder som kommer fram i overgangen mellom den steile fjellsiden og de finkornete massene som er avsatt av hovedelva. Kildene er synlige i dagen i et belte fra elvesletta og 10-40 m opp fra elvesletta, og ble dokumentert mer eller mindre kontinuelig i hele innsjø B's lengde. Rasmaterialet er delvis utformet som vifter, nærmere elvesletta skogkledd og med mer eller mindre tykt jordsmonn. Vannmengden som strømmer ut her er stor, at det snakkes om kilder som er matet fra et lite vann høyt oppe på plataet (1100 m høyde). Det rapporteres lokalt om synlige tegn av vann som forsvinner med virvler. Vannet hadde en temperatur mellom 4,5 og 6,0 °C, noe som tilsvarer grunnvannstemperaturer i området.

Store områder noen hundre meter syd for Alnes (Bogningan), men i tilsvarende

formasjoner, er også betydelig kildepåvirket på samme måte. Det er her ikke innsjøer på elvesletta men kildebekker som munner direkte ut i hovedelva. Dette gjør at fisk lett kan vandre opp i grunnvannsbekkesystemet.

5.7 Steinkjervassdraget

De mest utpregete grunnvannsområdene ble funnet i Ogna ved Brandseggfossen og i Byaelva fra rensanlegg ved Byafossen og noen hundre meter nedover elva. I begge områdene var det tydelig lagdeling av sedimentsekvensen leire og sand/grus med et eller flere grunnvannsfremspring.

I brattkanten ved morenen ved Brandseggfossen i Ogna var det grus på toppen ca. 2 - 6 m, deretter flere sekvenser med leire og

grus ned til elvenivå og tildels under. I elvebredden noe lengre nedover elva lå grunnfjell i dagen, og grunnvann fra morenen må drenere mot elvestrengen. I nedkant av hvert gruslag (overgang mot leirelaget) i sekvensen var det grunnvannsfremspring med lav temperatur (7-10 °C). Det er sannsynlig at grunnvann også følger den delen av grunnfjellsformasjonen som går inn under elvebunnen, og at det er trolig betydelig grunnvannstilførsel direkte til elvestrengen gjennom sprekkesoner i bunnen utover det som kan observeres som sivevann eller som renner gjennom elvekanten. Fra lokalt hold rapporteres det om omfattende utrasninger og stor ustabilitet både i brattkantene og i selve elvebredden ned mot Ogna i dette området pga. grunnvann.

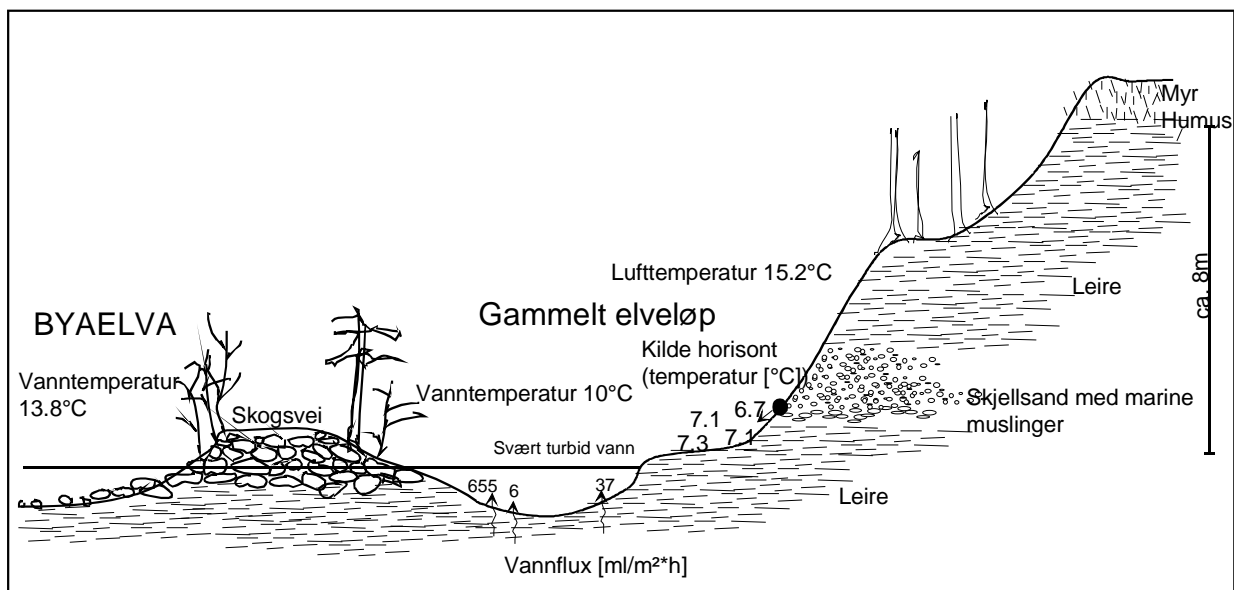


Fig. 9. Profil (tverrsnitt) med kilder sydvest for Byaelva i gammelt elveleie (yttersving). Brattkant viser tydelig vannutspring i nedkant av horisontalt grussjikt. Bunnen i dammen har samme høydenivå som bunnen i hovedelva.

På sydsiden av Byaelva ble en dam i gammelt elveløp undersøkt nærmere. Dammen er en av flere dammer som tidligere har vært elveløpet til Byaelva. Her finnes brattkant mot tidligere yttersving der lagdelingen kommer frem i dagen (Fig. 9, profil). Sletta med Rismyr og Myrmo utgjør et myrområde med et humuslag på ca 1 m. Dette ligger på et leirelag på ca 6 - 7 m. Under dette finnes et lag med skjellsand/grus (inkluderer marine invertebrater) på ca 1 m. I nedkant av dette gruslaget finnes mye vannutspring i den gamle elvekanten, med kalde kilder med temperatur 6,8 til 7 °C. Dette gruslaget ligger igjen på leire som utgjør bunnen i nedenforliggende dam. Hele yttersvingen i det gamle elveleiet er her mettet med grunnvann i en lengde på ca 50 m. Det antas at disse grunnvannskildene har utspring fra samme gruslag som kildene høyere opp i Byaelva.

I nedenforliggende dam ble det påvist vertikal strøm med See-page meter: Måling nr. 1 ga ca 655 ml/m²*time, måling nr. 2 tilnærmet null (6 ml/m²*time). På den andre siden av dammen ga måling nr. 3: 37 ml/m²*time. Stor variasjon på de tre målingene kan tyde på punktvis oppkommer.

Vertikalstrøm er også indikert gjennom høy turbiditet av leirpartikler i stillestående vann. Dammen er trolig sterkt grunnvannpåvirket, og bunnen i dammen har samme dybdenivå som elva utenfor, med samme leirelag.

I denne grunne elveavsnøringen finnes det i midtpartiet en øy av flytetorv som i seg selv kan indikere utstrømming nedenfra med påfølgende ustabil og oppvirvlet substrat. I flytetorva ble det observert vannhull med preg av periodevis sterk utstrømming, men som var tørre under befaringen. Hvorvidt det her har foregått igjenfylling av deler av området er vanskelig å avgjøre.

Noen hundre meter ovenfor omtalt grunnvannsdam skjærer Byelva gjennom en større morene. Vannhastigheten er her forholdsvis høy, og de finere løsmassene i morenen er vasket ut. Tilbake langs bredden og i selve elveløpet fra morenen og noe nedover elva ligger det grov rullestein igjen som dominerende substrat, med større vannrom imellom som gjør at fisk kan komme seg langt ned i substratet, anslagsvis 0,5-1 m. I nedkant av morenen møtes lagdeling med leire og grus i gamle elvekanter, og to vannbærende lag (6,9 - 8,4 °C og 10,0 °C). Vei på elvekanten og planering ved renseanlegg gjør observasjon her noe vanskelig, men lagdelingen er trolig av samme karakter som det observert i brattkant ved nedenforliggende dam.

5.8 Oppsummering

Det er de geologiske strukturene og deres heterogenitet som gir mulighet for konsentrert, og tildels meget lokal grunnvannsstrømning inn i elver eller innsjøer. Geologien og klimaet er avgjørende for mengden grunnvann og tidsvariasjonen gjennom året. Geologisk kartlegging og økt forståelse av interaksjonen mellom grunnvann og overflatevann kan forklare forhold som overlevelse nede i bunnssubstratet ved ekstreme ytre forhold, f. eks. lave minstevannføringer, sure episoder, flom og også kjemisk behandling i forbindelse med Gyrodactylus. Erfaring fra noen vassdrag tyder på at det er kritisk der vann fra sidevassdrag renner inn i hovedvassdraget. Her kan hele eller deler av sidevassdraget forsvinne ned i grunnen i grove løsmasser (morener, fluviale masser, rasområder), og renne inn i hovedvassdraget under vannlinjen i hovedelva. Dette er opplagt et vanlig fenomen, og kan lett iakttas Rauma og Lærdalselva.

Der det finnes geologiske formasjoner med lagdeling av leire og grus gir dette store muligheter for konsentrerte utstrømningsområder for grunnvann og at grunnvannet har overtrykk i vannbærende

horisontale grus- og sandlag. Deler av Steinkjervassdraget, både Byaelva og Oгна, renner gjennom og tildels eroderer aktivt i denne lagdelingen. Der elva gir bratte erosjonskanter med gruslag inn mot elvestrengen vil grunnvann kunne stå i direkte kontakt med elvevannet. Dette er påvist i gamle erosjonskanter og i gamle elveavsnøringer.

Der slike brattkanter ligger rett nedenfor morenerygger med rullestein, vil elva ha fraktet grovere masser nedover. Her vil elvebunnen og elvebredden stedvis ha grovt og steinet substrat som er gunstig substrat for laksunger og smolt. I disse områdene vil det være store muligheter for grunnvannsframbrudd. Muligheten for at laksunger kan oppholde seg langt nede i substratet i vann preget av grunnvann er derfor tilstede, noe som vil kunne gi overlevelse etter rotenonbehandling.

Det er nærmest påfallende at det i tre av de fire undersøkte vassdragene: Skibotnelva, Rauma, og Lærdalselva er funnet forholdsvis mange og omfattende grunnvannsfrembrudd. I de fire nevnte vassdragene dreier det seg om kilder med vann som har alt fra kort (dager/uker) til lang (månedes/år?) oppholdstid, vannmengden varierer, og ikke minst muligheten for fisk til å vandre opp i og oppholde seg i disse.

Størrelsen på arealene og tilgjengeligheten for fisk til disse "perifere" delene av vassdraget varierer, men der dette ble underøkt (elektrofiske eller direkte observasjon) ble det funnet laksefisk (ørret i Rauma, sannsynligvis ørret i Lærdalselva og primært røye i Skibotnelva) i alle kilder og i de deler som hadde oppvandringsmulighet fra hovedelva. Det som er felles er at kildene er knyttet til bestemte geologiske og kvartærgeologiske strukturer, der løsmasser i form av rasmateriale, alluviale vifter og morener, sorterte løsmasser i form av elveterrasser og elvesletter, sammen med arealavrenning

fra bakenforliggende landområder (åser, skrenter, fjellplataer med snø) er nøkkelfaktorer.

Alle de tre dalførene er typiske glasiale daler. Dalene har bratte flanker med mye rasmateriale og dalbunnen har store og komplekse elvesystemer. Direkte observasjon av interaksjon mellom grunnvann og overflatevann kunne observeres i både Skibotnelva, Rauma og Lærdalselva.

De tre vassdragene Skibotn, Lærdal og Rauma har alle geologiske og topografiske elementer som skal til for å gi kildetilførsel av vann som har relevans for alle former for kjemisk behandling, dvs. skape refugier for overlevelse fordi det skjer ufullstendig innblanding.

- Det finnes morenematerialet i dalene, ofte utformet som terrasser. Elvebunnen er her forholdsvis homogen, men belagt med grov rullestein, der finere morenemasser er vasket ut. Elvebunnen for eksempel i Skibotnelva har stort sett mye grovere elvebunn enn Rauma, som er mer preget av sand og finere masser. Isen har gått fram og tilbake ved flere anledninger og det har ført til en heterogen oppbygging av sedimentære sekvenser. Underlaget i dalbunnen er derved blitt bygget opp av både fluviale avsetninger og morenemateriale (f.eks. Trollveggen Camping, nedre del av Skibotn).
- Morener kan gi tette lag som kan føre til overtrykk i grunnvannet, særlig med de store høydeforskjellene som finnes mellom dalbunn og morenebelagte dalkanter. Grunnvannskilder med overtrykk ble funnet i Rauma i Geitvatnet, ved Ryggvatnet og ved Alnes og flere steder i Skibotn.

- Stor vekselvirkning mellom glisiale og fluviale forhold fører til lagdeling av løsmassene, dvs. heterogenitet. Dette gir lagdeling mellom tette sjikt og mer porøse lag med stor permeabilitet, noe som fører til konsentrasjon av grunnvann. Dette fører til kompliserte grunnvannsforhold i flere høydenivåer som kan ses særlig tydelig i Skibotn og de nedre deler av Rauma.
- Store og mindre rasmasser (alluviale delta) fra de bratte dalflankene har ofte bekker øverst, men som forsvinner nedover og inn i viften. Dette vannet kommer fram som kilder nær dalbunnen. Dette fenomenet sees svært hyppig i Rauma og Lærdalen, men også i Skibotn. Det er et viktig spørsmål om dette gir kilder begrenset til elvekanten eller om det også kommer opp gjennom elvebunnen. Tilsig både i elvekanten og i elvebunnen var markant flere steder i Rauma, Skibotn og Lærdal. På sideterrassene (særlig Lærdal) ble det observert lite overflateavrenning. Det tolkes slik at vannet forsvinner lokalt ned i grunnen og danner grunnvann i de fluviale sekvensene.
- I nederste del av alle dalførene kunne det observeres interaksjon mellom marine og fluviale avsetninger. Marine avsetninger består av ofte tette lag med leire. Denne lagdelingen fører til et komplisert system med flere grunnvannsnivåer med forskjellig trykkforhold, og forskjellige utbredelse. Elvebunnens karakter i disse områder vil være avgjørende for hvor mye vann som siger inn i elvevannet.
- Forekomst og utbredelse av fisk viste at der fisk kunne vandre opp i kildebekker var det til dels stor forekomst av røye i Skibotn, hovedsakelig som årsunger og ett år gammel fisk. Årsunger indikerer at røye gyter i kildebekkene, noe som også ble bekreftet på lokalt hold. Dette gjaldt også i små kilder (bekkebredde 10-30 cm), og røye ble vanligvis påvist opp til kildepunktet. Det antas at det ikke er stasjonære bestander av røye i kildebekkene, og bestandene her antas helt avhengig av at det ikke er vandringshinder fra hovedelva. Det ble bare påvist enkelte individer av ørret helt sporadisk i kildebekkene i Skibotn.
- I grunnvannsmatete innsjøer nær elvesletta ble det observert ørret i Rauma, og i kildebekker er ørret påvist av Sættem (pers. medd.). Hvorvidt Ryggvatnet, Geitvatnet og innsjøene ved Alnes har stasjonære eller vandrende bestander av ørret er ikke kjent.
- I Lærdalen ble unger av laksefisk i stort antall observert i kilder, tilsigsbekker og grunnvannsmatete dammer på elvesletta. Høsten 2004 ble gyting observert i flere tilsigsbekker på elvesletta preget av grunnvann.

I både Skibotnelva, Rauma og Lærdalselva må grunnvannstilsiget til hovedelva betegnes som vesentlig og selve utvekslingen mellom elv og grunnvann kan knyttes til geologiske og topografiske forhold.

6 Brakkvannsspredning

G. salaris er en ferskvannsparasitt. Allerede tidlig i norsk *G. salaris* historie ble det allikevel antydnet at parasitten spredte seg mellom vassdrag med vandrende infisert fisk i brakkvannspåvirkede fjordsystem (Johnsen og Jensen 1985, 1986). Denne mistanken var nærliggende da *G. salaris* ble påvist i en rekke nabovassdrag til vassdrag der smitteopprinnelse hadde tilknytning til utsett av fisk fra infiserte anlegg.

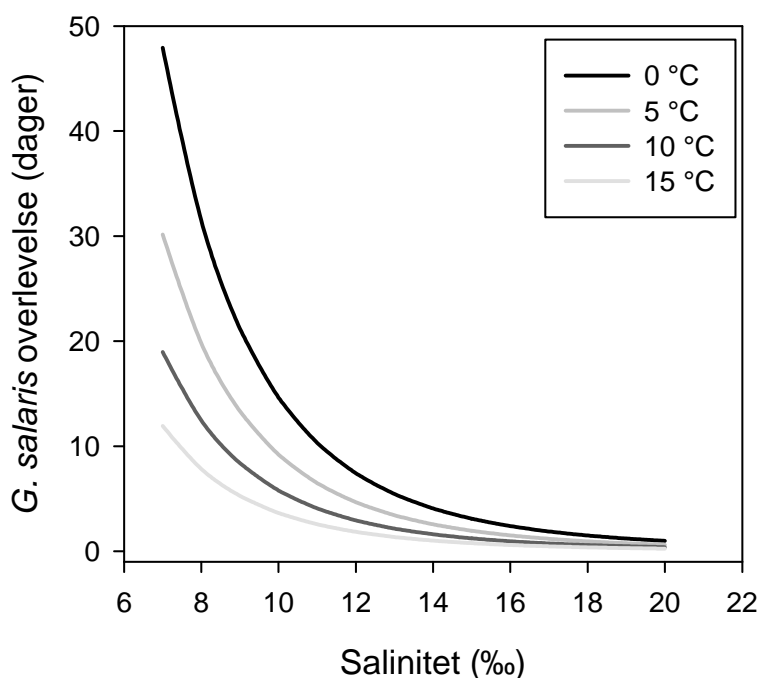
På bakgrunn av mistanken om brakkvannsspredning, undersøkte Soleng (1993) overlevelsestid for *G. salaris* på laksunger i eksperimenter der saltholdighet og temperatur ble variert. Antall *G. salaris* ble talt ved dag null og laksungene isolert i

mindre kar. Utvikling av parasittantall ble fulgt ved jevnlig telling av antall *G. salaris* inntil alle parasitter var døde, ved saltholdigheter på 7.5, 10, 15 og 20 promille og temperaturer på 1.4, 6 og 12 °C. Data fra individuelle eksperimenter er gjengitt i Soleng (1993) og en ny analyse av disse dataene er foretatt for å modellere overlevelse av parasitten på laks som funksjon av saltholdighet og temperatur.

Den nye analysen viser at funksjonen:

$$\ln Ot = k \exp(a \text{ sal}) + b \text{ temp},$$

der, k er en konstant, sal er saltholdighet (‰) med parameter a, og temp er temperatur (°C) med parameter b, rimelig presist forutsier forventet overlevelsestid for *G. salaris* infrapopulasjoner (O_t) i timer (Tabell 1, Figur 10).



Figur 10. Forventet overlevelsestid av *G. salaris* infrapopulasjoner på laksunger som funksjon av saltholdighet og temperatur.

Tabell 1. Statistikk for ”minste kvadraters” tilpassing av overlevelsestid til *G. salaris* (1) på laksunger som funksjon av saltholdighet og temperatur (eksperimentelle data fra Soleng 1993).

	Coefficient	Std. Error	t	P
<i>k</i>	10.84	0.3012	35.99	***
<i>a</i>	-0.0615	0.0023	-26.32	***
<i>b</i>	-0.0927	0.0108	-8.58	***

*** $p < 0.0001$, Adjusted $R^2 = 0.88$

Dataene fra Soleng (1993) viser at overlevelse av *G. salaris* infrapopulasjoner kan modelleres presist i saltholdigheter høyere enn 7.5 promille. Ved lavere saltholdighet kan *G. salaris* ha positiv populasjonsvekst slik at overlevelse i prinsippet går mot uendelig. Ved saltholdigheter over 20 ‰ dør *G. salaris* ut etter mindre enn en dag ved alle temperaturer. Ved 15 ‰ kan parasitten overleve 2 – 3 dager ved kalde temperaturer. Ved 10 ‰ kan *G. salaris* infrapopulasjoner overleve i uker.

I en oppfølgende undersøkelse viste Soleng et al. (1998) at 70 % av utvandrende smolt fanget i Drammensfjorden, ca. 25 km fra utløp av Drammenselva of Lierelva, var infisert med *G. salaris*. Salinitetsprofiler fra fangstlokaliteten viste at det var gjennomsnittlig mindre 10 ‰ salinitet fra 0 – 4 meters dyp og over 10 ‰ fra 5 – 8 meters dyp.

Med hensyn til vandring av fisk i fjordområder fant Lund og Heggberget (1992) at presmolt laksunger kan migrere over avstander på minst 2,7 km i en periode der saliniteten i vannet skal ha vært 20 – 30 ‰. Nylig er det også funnet presmolt laksunger i Folla som var fargemerket som rogn og utsatt i Steinkjærsvassdraget (Roar Sandodden, VI, pers medd). Disse må ha vandret en distanse på minst 18 km i Beitstadfjordsystemet. Videre er det funnet at laksesmolt kan vandre over avstander på 48 og 77 km i et fjordsystem etter henholdsvis 65 og 83 timer. Disse funnene viser at spredning av *G. salaris* med

vandrende infisert fisk er mulig, og bidrar til å sannsynliggjøre slik spredning. Det må likevel bemerkes at brakkvannsspredning ikke er direkte observert, og man vet ikke hvordan spredningen faktisk foregår; om laksesmolt tar avstikkere opp i andre vassdrag, om rømt hjemløs regnbueørret spiller en rolle, om parasitten smitter fra utvandrende til innvandrende fisk i fjordsystemet, eller annet. Videre er det heller ikke kjent om slik spredning foregår over lengre strekk mellom laksevassdrag eller om spredningen foregår i etapper med opphold i mindre ferskvannstilsig.

Jansen et al. (2007) analyserte den romlige fordelingen av henholdsvis *G. salaris* infiserte og uinfiserte vassdrag i infiserte regioner. Studien tok utgangspunkt i vassdrag der smitteopprinnelse var kjent, oftest ved utsett av fisk fra infisert anlegg, eller sannsynliggjort på andre måter (Johnsen et al. 1999b). Det ble postulert spredning ut fra disse vassdragene med vandrende infisert fisk. På bakgrunn av salinitetstolleransen til *G. salaris* ble det antatt at sannsynligheten for spredning fra ett vassdrag til et annet ville være avhengig av ferskvannspåvirkning i fjordsystemet og vandringsdistanse mellom munninger.

De viktigste resultatene fra denne studien er:

- Den statistiske spredningsmodellen har uvanlig stor forklaringskraft, det vil si den forutsier relativt nøyaktig hvorvidt et vassdrag er infisert eller ikke som funksjon av de uavhengige variablene i modellen.

- Variabelen med størst betydning for sannsynligheten for spredning er ferskvannspåvirkning i fjordsystemet. Dernest påvirkes sprednings-sannsynlighet av avstand mellom elvemunninger. Det er sannsynliggjort at *G. salaris* har spredt seg sjøveien over en distanse på bortimot 40 km fra Drammensfjorden til Sandevassdraget.

Disse resultatene gjenspeiler fordelingen av infiserte vassdrag innen regioner. Innerst i fjordsystem der ferskvann-avrenningen er stor og fjordarealene begrenset av trange fjordtarmer, der ligger infiserte vassdrag på rekke og rad. Når en beveger seg utover fjordene begrenses muligheten for spredning av mindre ferskvannstilsig og som fordeles over større fjordareal.

Spredning av *G. salaris* i fjordsystem er svært relevant for behandling. Sannsynligheten for slik spredning vil være avgrenset av forhold mellom ferskvannspåvirkning i fjordsystemene og avstand til nærmeste smittekilde. Dette innebærer at det er mulig å beregne utbredelsen av smitteregioner ved å sette grense for hvor videre spredning er akseptabelt lite sannsynlig. Samtidig er det viktig at smitteregioner vurderes som enheter ved behandling fordi man ikke kan utelukke vandring av infisert fisk fra ubehandlede vassdrag, eller vandring fra mindre refugier av ferskvannstilsig, tilbake til behandlede vassdrag innen regioner. Det er et stort behov for å øke kunnskapen om fiskevandring innen fjordsystem og bruk av marginale habitat som mindre ferskvannstilsig til systemene. Disse forholdene er uavhengige av behandlingsform.

Utbredelsen av enkelte smitteregioner fortjener et særlig fokus. Dette gjelder for eksempel spørsmålet om Batnfjordelva og Driva utgjør samme region. Etter manges oppfatning er det sannsynlig at Batnfjordelva ble re-infisert av vandrede

fisk fra Driva etter første behandling i 1994. Hvis så er tilfelle må disse vassdragene inngå i samme smitteregion, og man må stille spørsmål ved om all behandlingsvirksomhet i Batnfjordelva har vært, og vil være, dømt til å mislykkes dersom ikke alle infiserte vassdrag i regionen behandles samtidig. Også vassdragene Halsan og Hestdalselva, samt Ranelva og Leirelva, som ligger i randsonen av Vefsn smitteregion, fortjener en grundig vurdering av smitteregionens utbredelse. I mange av disse vassdragene har det vært en utstrakt behandlingsvirksomhet samtidig som de kan ligge åpne for re-infeksjon fra infiserte vassdrag i Vefsn-regionen.

7 Diskusjon

Internasjonale konvensjoner som Norge har undertegnet forplikter nasjonen til aktivt arbeid mot introduserte arter, samtidig som Norge har et særskilt ansvar for å verne den atlantiske laksen. Omfattende undersøkelser dokumenterer at *G. salaris* er en slik introdusert art (kfr. Johnsen et al. 1999b) som må bekjempes.

Flere metoder har vært brukt i kampen for å bekjempe *G. salaris*. Som hovedregel vil det ikke være mulig å utrydde en sykdomsfremkallende organisme eller en parasitt i naturen. Lakseparasittens fullstendige avhengighet av verten (den kan kun leve kort tid utenfor vertedyret) og at den bare kan leve på verten i ferskvann, gjør det imidlertid mulig å utrydde parasitten ved å fjerne alle vertedyrene samtidig (laks og eventuelle andre langtidsverter). At parasitten er mer følsom overfor aluminium kationer (Al³⁺) enn verten, gjør det også mulig å utrydde parasitten uten å skade verten i vesentlig grad, som dokumentert ved kjemisk behandling med AIS i kontrollerte forsøk.

Erfaringer fra utlandet

Tidligere var de fleste tiltak som omfatter utryddelse av fisk fra vassdrag begrunnet ut fra ønske om å fjerne introduserte fiskearter, for på den måten å legge forholdene bedre til rette for sportsfiske (kfr. vedlegg 1). Et litteratursøk (zoological records) viser at dette gjelder særlig i USA, Canada, Europa og New Zealand. I de senere år er imidlertid slike aksjoner begrunnet i første rekke ut fra et overordnet mål om å ta vare på det naturlige biologiske mangfold. Det er imidlertid et fåtall utryddelsesprosjekter som har elver som hovedfokus. De fleste behandlinger i naturen er utført på innsjøer, alt fra små dammer/pytter til store innsjøer Lake Davis, USA:116 km², kfr. vedlegg 1 for nærmere omtale) og reservoarer med

innløpselver (Strawberry Valley, USA, Lentsch et al. 2001).

Målene spenner imidlertid fra det å ”bare” kontrollere forekomsten av en eller flere uønskede fiskearter over en begrenset tidsperiode (Lentsch et al. 2001) til det å utrydde en art for all framtid (Lee 2001, Lentsch et al. 2001). Fordi målene er forskjellige vil også grad av måloppnåelse variere. I Lake Davis i California var målene både før behandling i 1989 og 1994 å utrydde gjedde, men begge gangene ble gjedde påvist pånytt og behandlingene ble derved karakterisert som mislykket. I 2000 ble målene endret fra å utrydde til det å kontrollere, og målet vil lettere bli nådd.

Der målene er å *kontrollere* forekomsten av enkelte fiskearter, eller forskyve flerartssamfunn til en ønsket sammensetning benyttes ofte selektiv fangst i kombinasjon med avstenging av gyteområder, eller partiell behandling med et toksisk virkestoff. Målene her kan være å gjøre fiskesamfunnet mer attraktivt for sportsfiskere eller det kan være å endre næringskjeden for å redusere biomasse og produksjon av planktoniske alger (Mehner et al. 2002). Fellesnevneren er at behandlingen kan evalueres og gjentas etter behov. Langt på vei er dette identisk med de tiltak som gjøres i *Gyrodactylus*-infiserte vassdrag i Norge når det er ønskelig å redusere vertsbestanden for å redusere smittepresset til andre elver, men der målet ikke nødvendigvis er total utryddelse av vert og derved parasitt.

Der målene er å *utrydde* en fiskeart fra et vassdrag eller deler av et vassdrag vil måloppnåelse lettere kunne evalueres i ettertid. Behandlingen karakteriseres som mislykket dersom bestanden av uønsket fiskeart er i stand til å bygge seg opp pånytt. Felles for mange av undersøkelsene er at de er publiserte relativt kort tid etter behandling, og det er derfor vanskelig å kunne vurdere den langsiktige effekten av tiltakene. Av samme grunn kan det derfor

være en underrapportering av de behandlinger der bestandene i ettertid har vist seg å ikke ha vært utryddet.

Det synes generelt å være en underrapportering i vitenskapelige tidsskrifter av inngrep der målet er utryddelse av fisk på lang sikt, enten de ansees som vellykkete eller ikke. Årsaken er sannsynligvis at inngrepene er mer rettet mot riktig forvaltning og tilrettelegging av sportsfiske og at fjerning av fiskebestander ikke er vitenskapelig begrunnet.

Der målsettingen er å samle inn fisk uten nødvendigvis å forårsake dødelighet er det i enkelte sammenhenger benyttet bedøvende stoffer. Først og fremst dreier dette seg om behov for å bedøve fisk ved spesiell håndtering, for eksempel under merking, men dette har også vært benyttet ved innsamling av fisk i felt i små vannansamlinger og mer innrettet på at fisken skal overleve og eventuelt flyttes til nye lokaliteter. Disse bedøvelsesmidlene kan gi dødelighet i høye konsentrasjoner. Det er benyttet metansulfonat (MS-222) og planteoljer (nellikolje iblandet etanol i forholdet 1:10) (Hoskonen and Pirhonen 2004). De konsentrasjoner som skal gi 99,9 % dødelighet er 120 mg/L med en eksponering på 10 min (Velisek et al. 1372006). Men dette avhenger av temperatur og fiskeart. Generelt reduseres dødeligheten betydelig ved lav temperatur. Der sykdom/parasitt skal utryddes i et område i naturen ved å utrydde verter, og der mange individer i vertspopulasjonen er infisert, må nødvendigvis alle potensielle verter utryddes. I tilfelle *G. salaris* må alle potensielle verter i et gitt område være fraværende på samme tid, og bruk av bedøvende midler anses som ikke anvendelige i denne sammenheng.

Der målet er totalutryddelse av fisk, er kjemisk behandling med toksisk stoff det som er funnet i internasjonal litteratur. Bruk av rotenon (CFT-Legumin) er det mest brukte og det mest refererte

(Zoological records), mens antimycin (selges under navnet Fintrol) er benyttet i mindre grad (Herr et al. 1967, Schneider 2002, Finlayson et al. 2002). Begge griper inn i cellenes oksydative fosforylering, der rotenon hemmer kompleks I i elektrontransportkjeden i insekter og fisk, mens antimycin A hemmer oksidasjon av ubiquinol. Antimycin har ikke blitt benyttet i vassdrag i Norge. I og med at preparatet ikke er oppført på lista over godkjente biocider i EU sitt biociddirektiv, er det også uaktuelt å benytte Antimycin i Norge/EØS.

Mer enn 30 kjemiske stoffer har vært brukt for å begrense eller utrydde fisk (SFT). Dette inkluderer toxaphen, diclorvos, endrin, malathion, antimycin, nicotine og saponin, som alle er giftige for fisk, men der det ønskete resultatet i naturen bare er oppnådd i mer eller mindre grad. I de fleste tilfellene er virkningen på den øvrige faunaen større enn tilfellet er ved bruk av rotenon. I tillegg er det frykt for resistens og endringer i mikrobiell aktivitet (Ling 2002). Tilsvarende er det hos insekter funnet resistens ved bruk av rotenon som insektmiddel (Mitsuhashi et al. 1970).

Når det gjelder bekjempelse av sykdomparasitt på fisk, så er det likhetstrekk mellom den strategien som er valgt for *G. salaris* og laks i Norge og de tiltak som er satt i gang for å bekjempe det såkalte koi herpesvirus (KHV) som angriper karpe. KHV benytter utelukkende karpe som vert og gir 80 - 100 % dødelighet. Det første sykdomsutbruddet ble registrert i Israel i 1999 og sykdommen er nå på grunn av handel med infisert fisk spredt til mange dambruk i Asia, USA og Europa. Tiltakene for å kontrollere sykdommen og hindre videre spredning er knyttet til restriksjoner ved flytting av fisk, desinfeksjon av utstyr, brakklegging av dammer og tidlig diagnostisering (Edis Web site: <http://edis.ifas.ufl.edu>), mao mange likhetstrekk med bekjempelse av *G. salaris*. Riktig nok er flere av tiltakene her

mulig å sette i verk fordi dambruk er relativt små vannforekomster. Men også her er fjerning av verten karpe i forbindelse med utbrudd av KVH (koi herpesvirus) et av tiltakene (Edis Web site: <http://edis.ifas.ufl.edu>), men til forskjell fra norske lakselver er dette områder som ikke kan regnes som deler av naturlige vassdrag.

I de store amerikanske innsjøene har det over en årrekke vært gjennomført omfattende programmer for å kontrollere forekomsten av introdusert havniøye (*Petromyzin marinus*) som parasitterer (suger blod) på laksefisk. Bekjempelsen baserer seg her på å bryte livssyklus ved å hindre havniøye i å vandre til gyteområdene ved å bygge sperrer, dels benyttes kjemikalier (<http://www.great-lakes.net/envt/flora-fauna/invasive/lamprey.html>). Siden bekjempelsen av havniøye startet opp for alvor på 1950-tallet er det oppnådd betydelig bestandsreduksjon og programmet benytter både kontroll og utryddelse som ambisjon.

Generelle utfordringer ved bekjempelsestiltak

Miljømyndighetene vurderer den introduserte lakseparasitten *G. salaris* som en av de aller største truslene mot de norske laksestammene og vil med bakgrunn i tilråding fra blant annet det regjeringsoppnevnte Villaksutvalget (Anon 1999) fortsette en målrettet innsats for å fjerne parasitten fra norske laksevassdrag. Hovedmålet med bekjempelsesaksjoner i norske vassdrag er derfor å utrydde lakseparasitten, men det utføres også bekjempelsesaksjoner hvor målet kun er å redusere antall parasitter for å begrense faren for spredning, mao kontroll og begrensnig, men ikke utryddelse.

Ulike metoder har vært tatt i bruk for å nå disse målene. Kjemisk behandling med rotenon, har vært den mest brukte metoden og i noe mindre grad har korttidssperrer og

langtidssperrer vært brukt. I de senere år har man begynt å ta i bruk metoder som er direkte innrettet mot å ta livet av parasitten uten at vertedyrene blir berørt i vesentlig grad (kombinasjonsmetoden: surt aluminium/rotenon). Ved gjennomgang av internasjonal litteratur har det ikke lyktes å finne andre undersøkelser på fisk som har sykdom/parasitt som skal bekjempes ved at verten skal utryddes i hele vassdrag. Det har heller ikke lyktes å finne andre undersøkelser på fisk som har sykdom/parasitt som skal bekjempes ved at kun parasitten skal utryddes i hele vassdrag.

Ved omtale av muligheter og begrensninger ved de ulike metoder har vi valgt å omtale kun de som har størst relevans til den enkelte metode. Under vårt arbeid er det imidlertid framkommet noen viktige forhold som kan være begrensende og som er felles for kjemiske behandlinger. Det dreier seg om dårlig planlegging, utilstrekkelig kartlegging, mangelfull behandling og begrensninger på grunn av størrelse og kompleksitet. I tillegg vil vi også nevne at mangel på konkret kunnskap med direkte betydning for behandlingsstrategi, også kan hatt innflytelse på oppnådde resultater og vil være av stor betydning for framtidige bekjempelsesaksjoner.

Dårlig planlegging

Spesielt rotenonbehandlingene av Lærdalselva i april og august 1997 omtales som hasteaksjoner både med hensyn til planlegging, kartlegging og gjennomføring (kfr. kap. 4.20). Tilsvarende hasteaksjoner har vært gjennomført i Leirelva (1996 og 2005) og i Halsanelva og Hestdalselva (2003). Også andre aksjoner kan ha vært preget av for kort tid til planlegging. Dårlig planlegging er svært uheldig spesielt på bakgrunn av at det er kjent at det internasjonalt legges meget stor vekt på planlegging ved rotenonbehandling. I USA, hvor det årlig gjennomføres 100 - 200 rotenonbehandling, deles et

rotenonprosjekt inn i fem stadier hvorav de tre første omhandler planlegging. Det er utarbeidet en brukermanual for planlegging og gjennomføring av rotenonbehandlinger i USA (Finlayson 2000), (kfr. vedlegg 1, s.12) hvor det er gitt en rekke sentrale anbefalinger for å oppnå suksess. Det er mer kompleksitet under en behandling med kombinasjonsmetoden og planlegging av en aksjon med kombinasjonsmetoden krever derfor minst like langt tid som planlegging av en rotenonbehandling.

Utilstrekkelig kartlegging

Også utilstrekkelig kartlegging av mulige verter i et behandlingsområde er omtalt som en svakhet ved norske aksjoner. Arbeidsgruppen som forsøkte å finne årsakene til ny påvisning av *G. salaris* i Steinkjervassdraget og Figga i 2005, begrenset mulige årsaker til fire hvorav tre dreide seg om utilstrekkelig kartlegging slik at mulige verter kan ha forekommet utenfor behandlingsområdet (Hjeltnes et al 2006). En arbeidsgruppe som undersøkte bakgrunnen for at *G. salaris* dukket opp igjen i Rauma i 1996 etter rotenonbehandlingen i 1993, nevnte som en av tre mulige årsaker at parasitten kan ha overlevd på fisk som har oppholdt seg utenfor behandlingsområdet (Mo et al. 1997).

Mangelfull behandling

Gjennomføring av utryddelsesaksjoner som i de fleste tilfelle har hatt form av kun en fullskala rotenonbehandling, har også vært mye omdiskutert særlig på bakgrunn av at det er standard prosedyre i USA å gjennomføre minst to fullskala behandlinger (det planlegges tre) ved rotenonbehandling av elver (kfr. vedlegg 1). Ved de senere rotenonbehandlingene i Norge har det imidlertid blitt gjennomført flere behandlinger. Strengt tatt kan likevel bare én behandling per vassdrag regnes som fullskala, slik at vi fortsatt står igjen med Vikja som eneste norske eksempel på to fullskala rotenonbehandlinger i en

aksjon for å utrydde *G. salaris* fra et vassdrag.

Begrensninger på grunn av størrelse og kompleksitet.

Utover selve vannvolumene er det knyttet større kompleksitet til store vassdrag når det gjelder antall tilløpselver, sidebekker, gamle elveløp, elveforbygninger/drensledninger og angivelse av den laksførende strekning. Selve innblandingen kan vanskeliggjøres pga grunnvannsområder (lave vanntemperaturer) på elvesletter og gamle elveterasser.

Lav vannføring i hovedelva gjør at sidebekkene kan få større innvirkning på vannkjemien i hovedelva enn ved normal vannføring, samtidig som lav vannføring betyr mindre turbulens og dermed dårligere innblandingmuligheter (kfr. kap. 4.17).

Store vassdrag har i tillegg ofte en kompleks brakkvannssone. Dette tilsammen gjør at alle deler av en utryddelsesaksjon blir mer krevende når størrelsen på vassdraget øker. De mislykkede rotenonbehandlingene er først og fremst knyttet til store vassdrag som Skibotnelva, Steinkjervassdraget, Rauma og Lærdalselva selv om det også har vært eksempler på mislykkede aksjoner i små vassdrag som Halsanelva (kfr. kap. 4.21). I henhold til erfaringer fra USA er sannsynligheten for å lykkes avhengig av total kompleksitet og hvilken innsats som legges ned. Økt kompleksitet gir lavere suksessrate, mens økt innsats gir høyere suksessrate.

Mangel på konkret kunnskap med direkte betydning for behandlingsstrategi

Under ekspertgruppens arbeid har det vært reist problemstillinger med direkte betydning for behandlingsstrategi og måloppnåelse, og der det er åpenbar mangel på konkret kunnskap.

Forekomst av mulige verter i marginale habitat

Innen vassdrag vil det alltid være områder der det er mulig for fisk å overleve eller oppholde seg i kortere eller lengre tidsrom, men som ikke betraktes som vanlige habitat for fisk. Fisketettheten kan her være ekstremt lav, og det kan være vanskelig eller umulig å komme til med kjemisk behandling. Her kan nevnes overgrodde eller underjordiske kanaler, gamle dreneringssystemer som munner ut inne i elveforbygninger med grov blokk. Der det er grunnvann som munner ut vil overlevelsen øke ytterligere.

Forekomsten av slike marginale habitat vil øke med størrelsen på vassdraget. Et konkret usikkerhetsmoment ved behandling er derfor den totale utbredelsen av verter innen vassdraget og om man når alle verter med kjemisk behandling i den samme tidsperioden.

Forekomsten av infisert fisk innen den enkelte smitteregion er også et usikkerhetsmoment. I Steinkjerregionen har dette vært trukket frem som mulig årsak til mislykket behandling (Hjeltnes et al. 2007). Ved tidligere behandlingsaksjoner er bekker og mindre ferskvannstilsig med utløp til fjord i nærheten av infiserte vassdrag også behandlet med rotenon. Dette gjelder også bekker som normalt ikke betraktes som laksehabitat. Omfanget av slik behandling har imidlertid på langt nær dekket alle tilsig som ligger innen vandringsavstand for infisert fisk. Et konkret usikkerhetsmoment er dermed om det oppholder seg infisert fisk i mindre bekker og tilsig innen smitteregionen.

En forutsetning for behandlingsaksjoner er at utbredelsen til *G. salaris* innen vassdraget er begrenset til anadrom strekning. Det har vært reist spørsmål ved denne forutsetningen, noe som har vært særlig aktuelt i vassdrag der det finnes røye høyere oppe i vassdraget. Denne tvilen er ikke avklart.

Livshistorie og vandringsatferd hos verter

Både livshistorie og vandringsatferd hos vertsfisk som laks, regnbueaure, sjørøye og hybrider kan ha stor betydning for behandlingsstrategi og måloppnåelse. Nyere undersøkelser i Kanada og Norge har vist at det forekommer vandring av laksefisk i fjordsystemer på ungfiskstadiet. Dette lite fokuserte fenomenet medfører både økt smitterisiko til nye vassdrag samt mulighet for at smittete vertsfisk oppholder seg i ubehandlede områder i sentrale behandlingsperioder. Det er følgelig behov for å undersøke hvilket omfang blant annet parrvandring i fjordsystemer har, og ikke minst avdekke hvilke lokale og temporale (tidspunkt og varighet) variasjoner det er i vandringer på ungfiskstadiet.

I tillegg til vandring hos vertsfisk mellom vassdrag, vil også vandring innad i vassdrag, gjerne kombinert med fluktatferd, ha stor betydning for planlegging og gjennomføring av kjemiske behandlinger. Trolig vil dette ha størst betydning når man benytter kombinasjonsmetoden, i og med at det vil være langtidsverter til stede i hele behandlingsperioden. Oppvandring av nye verter etter behandling er særlig relevant ved rotenonbehandling, i og med at behandlingen er rettet mot vertsfisk og ikke mot parasitten. Langtids overlevelse av parasitter på død fisk gjør at det er et forholdsvis stort tidsvindu hvor parasitter teoretisk kan overføres fra død fisk på elvebunnen til oppvandrende fisk.

Grunnvannsproblematikk

Det er etter hvert lagt økende ressurser inn i kartlegging av problematiske områder knyttet til oppkom av grunnvann. Grove masser i elvebunn og elvebredd, mindre tilsigsbekker med lav temperatur og med påvist forekomst av laksefisk viser at dette er potensielle overlevelsesområder. Særlig i store vassdrag har omfanget av slike problemområder vært undervurdert. Kjemisk behandling av områder med

grunnvann oppgjennom bunnsubstratet er ikke løst.

Kjemisk behandling og virkning på parasitt

Det er knyttet vesentlig usikkerhet til overlevelse av *G. salaris* etter rotenonbehandling. Ved de konsentrasjonene av rotenon som benyttes må det forventes at *G. salaris* overlever selv om vertene dør. Nyere eksperimentelle studier viser at *G. salaris* kan leve i mer enn 14 dager på død vertsfisk. Oppgang av nye mottagelige verter i denne perioden vil kunne opprettholde *G. salaris*. Rotenonbehandlingens korte varighet kan være et særlig problem i denne sammenheng. Det kan stilles spørsmål om det er fornuftig å behandle vassdrag der tettheten av verter og parasitter er høy fordi dette vil føre til stor sannsynlighet for at nyinnvandrete verter kommer i kontakt med parasitten.

Det er også knyttet vesentlig usikkerhet til virkningen av Ali på *G. salaris*. Optimal AIS behandling knyttes til pH-nivå og konsentrasjon av Ali i vannet som varierer noe mellom vassdrag (kfr. kap. 3.2.2 og kap. 3.2.3). Manglende informasjon knyttet til effekt av ulike Ali konsentrasjoner på *G. salaris*, nærmere bestemt dose-respons data, behandlingsvarighet for å eliminere *G. salaris* ved ulike Ali konsentrasjoner og innvirkning av ionestyrke og temperatur på parasittens respons av Ali, gjør det vanskelig å evaluere behandlingene. I tillegg er det knyttet usikkerhet til hvordan variasjoner i behandlingsskjemi virker over tid. En av de største utfordringene ved bruk av Ali er å opprettholde et konstant behandlingsmiljø over tid. Dersom det oppstår perioder under behandling der parasitter ikke eksponeres for behandlende kjemi, kan dette medføre at parasitten greier å reprodusere. Det er ikke utenkelig at et slikt scenario vil kunne sette behandlingen vesentlig tilbake, dvs. at tidsbehovet for videre effektiv behandling øker.

I vår evaluering av den enkelte metode har vi, i tillegg til å vurdere muligheter og begrensninger, også vurdert metodens egnethet (mulighet for måloppnåelse) i forhold til målene om bestandsreduksjon og utryddelse.

7.1 Rotenonbehandling - muligheter og begrensninger

Hovedmålet med rotenonbehandling av norske vassdrag er å utrydde lakseparasitten ved å utrydde all vertsfisk, men det har også blitt gjennomført rotenonbehandlinger hvor målet kun var å redusere bestanden av parasitter for å begrense faren for spredning (for eksempel Bævra, kap. 4.2 og Lærdalselva, kap. 4.20).

7.1.1 Muligheter ved rotenonbehandling

Rotenonbehandling innebærer følgende muligheter (fordeler):

- 1) Rotenonbehandling for å utrydde fisk i ferskvann er en velutviklet, robust og meget godt utprøvd metode både i Norge og utlandet.
- 2) Rotenonbehandling gjør det mulig å utrydde *G. salaris* ved å utrydde all vertsfisk
- 3) Rotenon brytes raskt ned, akkumuleres ikke i næringskjeden og er moderat giftig for fugler og pattedyr.
- 4) Rotenonbehandling er en metode som virker både i ferskvann og brakkvann

1) Rotenonbehandling for å utrydde fisk i ferskvann er en velutviklet, robust og meget godt utprøvd metode både i Norge og utlandet.

Rotenon ble tatt i bruk i fiskeforvaltningen i USA på 1930 - tallet og i Europa på 1950 - tallet. Rotenonbehandling er fortsatt den mest brukte metoden ved aksjoner i utlandet der introduserte arter ønskes utryddet for å ta vare på områdets naturlige mangfold (kfr. vedlegg 1).

Rotenonbehandling er en grov metode som krever kun enkelt utstyr. Metoden er robust i forhold til vannføring og vannkvalitet.

2) Rotenonbehandling gjør det mulig å utrydde G. salaris ved å utrydde all vertsfisk

Rotenon er ekstremt giftig overfor fisk og enkelte insekter (Fukami et al. 1969). I tillegg er rotenon giftig også for *G. salaris* (Mo 2000). En av årsakene til at rotenon er ekstremt giftig overfor fisk, synes å være at gjellene fungerer som et meget effektivt opptaksorgan for rotenon (Øberg 1965).

G. salaris har en enkel direkte livssyklus (har ikke eggstadium eller hvilestadium) som er uavhengig av kjønn, formering, og med kort overlevelsestid utenfor verten. Dette medfører at parasittene utryddes hvis alle mulige verter fjernes over en viss periode (kfr. kap 2).

3) Rotenon brytes raskt ned, akkumuleres ikke i næringskjeden og er moderat giftig for fugler og pattedyr.

Rotenon i fri form er ikke stabilt i naturen og med tiden vil giften brytes ned og giftvirkningen opphøre. En lang rekke faktorer i det naturlige miljø vil redusere giftvirkningen av rotenon og med tiden vil giften brytes ned og giftvirkningen opphøre. I innsjøer vil faktorer som høy temperatur, høy alkalinitet, høy lysintensitet og gode oksygenforhold påskynde nedbrytningen av rotenon, mens høy turbiditet, store dyp og overdosering vil sinke nedbrytningen (Schnick 1974). Giftvirkningen reduseres også ved at giften absorberes på bunnsstrat, organismer, og muligens kolloider i vannet (Ørn 1962). Giftvirkningen reduseres også av organisk materiale (Cheng & Farrel 2007). Rotenonet vil også omsettes og nedbrytes i organismer (Fukami et al. 1967, 1969; Rasch & Gingerich 1986). En vil derfor ikke få noen akkumulering av rotenon i næringskjeden (Ugedal 1986).

Temperatur synes å være spesielt viktig for hvor hurtig rotenonet nedbrytes (Post 1958). Meadows (1973) for eksempel fant at 2 ppm rotenonpreparat ble ugiftig overfor fisk i løpet av 3 dager ved 20 °C, mens det tok mellom 11 og 16 dager ved en temperatur på 11,5 °C. Gilderhus et al (1986) fant at rotenonkonsentrasjonen i dammer ble redusert til halvparten i løpet av 13,9 timer ved omtrent 24 °C og 83,9 timer ved temperaturer i overkant av 0 °C.

Rotenon brytes relativt raskt ned etter en rotenonbehandling. Feltobservasjoner fra innsjøbehandlinger i USA viser at giftvirkningen kan bestå i så kort tid som 2 til 3 dager om sommeren. Ved behandlinger like før islegging kan imidlertid giftvirkningen bestå i opp til 5 måneder eller mer (Ugedal 1986).

Rotenon er bare moderat giftig overfor fugler og pattedyr (Fukami et al. 1969).

Rotenon er et naturprodukt som finnes i visse tropiske planter av erteplante-familien. Innfødte fra de områdene hvor disse plantene vokser har fra førhistorisk tid benyttet saften fra plantene til fangst av fisk for konsum (Leonard 1939).

4) Rotenonbehandling er en metode som virker både i ferskvann og brakkvann

Elveutløp kan være problematisk å behandle fordi vannet ofte er lagdelt med ferskvann på toppen og brakkvann/sjøvann i bunnen. Rotenon virker både i ferskvann og i brakkvann/sjøvann og kan derfor brukes i slike områder. For eksempel ved rotenonbehandlingen av Beiarelva ble handtering av det store munningsområdet betraktet som en av hovedutfordringene. Behandlingen ble koordinert med tidevannet slik at hovedskyen skulle nå flomålet (ca. 7 km fra munningen) omtrent en time etter flo og tilføre munningsområdet rotenon helt fram til fjære sjø. Mellom munningen og øvre grense for det flopåvirkede området ble det en time etter flo dosert ut 300 liter rotenon

over en time. Denne utdoseringen skjedde hver dag i tre påfølgende dager og hadde som hensikt å ta livet av eventuelle smittebærende fisk som foretok gjentatte vandring mellom vassdraget og fjorden (Stensli 1995). Ved behandlingen av Rauma ble det kartlagt at sjøvann trekkes oppover (motstrøms) i elvas nedre del. Erfaringene herfra ble brukt i videre metodeutvikling i Beiarn (Trond Haukebø pers. medd.).

7.1.2 Begrensninger ved rotenonbehandling

Rotenonbehandling innebærer følgende begrensninger (ulemper):

- 1) Effekten av utryddelsesaksjoner kan ha vært begrenset av pålagte restriksjoner mht konsentrasjon.
- 2) Rotenonbehandling bør ikke gjennomføres ved lave vanntemperaturer.
- 3) Rotenonbehandling kan gi uheldige effekter spesielt på ferskvannsstasjonære fiskebestander, men også på anadrome bestander og på virvelløse dyr.
- 4) Rotenonbehandling er vanskelig å kvalitetssikre i felt.
- 5) Rotenonbehandlinger gjennomføres over korte tidsrom og dette stiller store krav til koordinering.

1) Effekten av utryddelsesaksjoner kan ha vært begrenset av pålagte restriksjoner mht konsentrasjon

På bakgrunn av erfaringer fra USA anbefales det å holde tilstrekkelig rotenonnivå (1 ppm rotenonløsning) i 6 - 8 timer. Når det gjelder salmonider anbefales det at konsentrasjonen ikke skal under-skride 1 ppm (Brian Finlayson pers. medd.)

I eldre litteratur er anbefalingen: "Rotenonbehandling av elver krever generelt minst en dose på 6 ppm-timer av 5 % rotenonpreparat, tilsatt som 1 ppm i 6 timer for å utrydde ugrasfisk, selv over kortere elvestrekninger" (Engstrom-Heg et

al. 1978). For behandling av lengre elvestrekninger foreslåes tilsetning av 5 ppm i 30 minutter, fulgt av 1 ppm i 5 timer og avslutningsvis 5 ppm i 30 minutter til sammen 10 ppm - timer (Engstrom-Heg et al. 1978, Ugedal 1986).

I de tidligste norske aksjonene ble disse anbefalingene fulgt i stor grad og det ble også brukt høyere konsentrasjoner enn 1 ppm (kfr. kap. 4.2, 4.3, 4.4, 4.5, 4.6, 4.7). I 1991 satte imidlertid Statens Forurensningstilsyn som vilkår for tillatelse til rotenonbehandling av Rauma at "konsentrasjonen kan bare helt lokalt overstige 0,5 ppm" (brev fra SFT til Fylkesmannen i Møre og Romsdal av 8.5.1992). Dette begrunner SFT med at "normalt er konsentrasjoner mellom 0,2 og 0,5 ppm tilstrekkelig til å utrydde uønskede arter" (Jon Birger Aarnes, SFT pers medd). Dette vilkåret er benyttet i flere saker i perioden 1992 - 1998, blant annet Skibotnelva i Storfjord kommune og Lærdalselva og Erdalselva i Lærdal kommune (Jon Birger Aarnes, SFT pers medd).

Arbeidsgruppen som evaluerte mulige årsaker til ny påvisning av *G. salaris* i Steinkjervassdraget og Figga i 2005 (Hjeltnes et al 2006), pekte på at parasitten kan ha overlevd i hovedstrengen på grunn av for lav rotenonkonsentrasjon som en av fire mulige årsaker. Dette hadde sin bakgrunn i at målinger av rotenonkonsentrasjonen høsten 2002 ikke dokumenterte at konsentrasjonen var tilstrekkelig til å ta livet av fisken på alle de aktuelle målepunktene. Dette gikk fram av et notat utarbeidet av VESO (2005). Arbeidsgruppen understreker imidlertid at denne forklaringen er lite trolig fordi det tok forholdsvis lang tid mellom behandling og påvisning av infeksjonen (Hjeltnes et al. 2006).

Hensynet til mulige skader på miljøet var i fokus også ved rotenonbehandlingen i Ranaregionen i 2003 - 2004. Tillatelsen til

rotenonbehandling ble gitt av Miljøverndepartementet og tillatelsen ble begrenset til bruk av et bestemt kvantum rotenonløsning. Videre ble det blant annet presisert at "*behandlingene skal så vidt mulig gjennomføres når vannføringen er optimal i forhold til å oppnå tilstrekkelig konsentrasjon med lavest mulig kvantum rotenonløsning*" (kfr kap. 3.2.1).

2) *Rotenonbehandling bør ikke gjennomføres ved lave vanntemperaturer.* Giftvirkningen av rotenon reduseres sterkt ved lave vanntemperaturer og anbefalinger fra USA går ut på at rotenonbehandling ikke bør gjennomføres ved vanntemperaturer lavere enn 5 °C (kfr. vedlegg 1). Ved så lave temperaturer som 2 °C vil rotenon ha svært dårlig effekt og trolig må man dosere over mange dager for å få en brukbar effekt (Brian Finlayson pers. medd.).

Det finnes eksempler på at det er gjennomført rotenonbehandlinger i norske vassdrag ved vanntemperaturer lavere enn 5 °C. I Bævra ble det 17. - 19. november 1986 gjennomført en smittebegrensende rotenonbehandling ved svært lave vanntemperaturer. Selve utryddelsesaksjonen foregikk imidlertid 4.-5. oktober 1989 og da var vanntemperaturen sannsynligvis høyere enn 5 °C (kfr. kap. 4.2). Ved utryddelsesaksjonene i Aurelva/Vikelva, ble vanntemperaturen i Aurdalselva kl. 13.00 målt til 3,6 °C. Vanntemperaturen i Straumsdalselva like oppstrøms samløpet med Gimsdalselva var 4,9 °C, kl. 09.00 (kfr. kap. 4.6). Ved aksjonen i Halsanelva/Hestdalselva i april 2003 varierte vanntemperaturen mellom 3,3 og 7,0 °C. Vi har ikke temperaturdata fra øvrige fullskalabehandlinger i Norge, men det er kun et fåtall som er gjennomført i en tid på året da vanntemperaturen sannsynligvis var lavere enn 5 °C. Det gjelder behandlingen av Vikja 17.11.1981 (kfr. kap 4.1), Tafjordelva 16. - 18.11.1987 (kfr. kap 4.4) og Storelva i Meisingset, 9.4.1991 (kfr. kap. 4.15).

Grunnvann vil gi betydelige utfordringer i kraft av lav temperatur. I Skibotnelva ble det funnet kildebekker med røye på anadrom strekning med en årstidsvariasjon i temperatur på 3-5 °C, og kildepunkter i selve elvebredden med årstidsvariasjon på 0-5 °C. Det er med andre ord områder i elva som har betydelig lavere temperatur selv om sommeren når elvetemperaturen ellers relativt sett er høy. Grunnvann med lav temperatur vil derfor gi:

- vanskeligheter med innblanding,
- lavere effekt av rotenon (kfr. vedlegg 1) og
- øke overlevelsen av *G. salaris* på død fisk betydelig, slik at død fisk vil kunne være en potensiell smittekilde til ny levende fisk eller overlevende fisk.

3) *Rotenonbehandling kan gi uheldige effekter spesielt på ferskvannsstasjonære fiskebestander, men også på anadrome bestander og på virvelløse dyr.*

Rotenonbehandling kan føre til utryddelse av lokale, ferskvannsstasjonære fiskebestander av ulike arter der slike finnes. Negative effekter på lokale populasjoner av sjøaure og sjørøye kan også forekomme.

Bunndyrundersøkelser i forbindelse med rotenonbehandling av bl. a. Korsbrekkelva, Tafjordelva, Bævra, Skibotnelva, Valldalselva og Eidsdalselva viser at noen arter og dyregrupper har stor tetthet bare en måned etter behandling. Etter ett år var 90 – 95 % av artene tilbake. Noen arter brukte imidlertid 1-3 år på reetableringen. Ingen arter er registrert forsvunnet som følge av rotenonbehandling (Anon. 1995). Tilsvarende resultater er senere funnet ved undersøkelser i Steinkjervassdraget og Figma (Arnekleiv 1997).

I Rauma, hvor det ble gjennomført spesielt grundige studier av bunndyrfaunaen både før og etter rotenonbehandlingen, ble det registrert en midlertidig reduksjon i relative bunndyrmengder med 16-74 % på

de ulike stasjonene. Steinfluer, vårfluer og knott ble mest berørt, mens døgnfluer, fjærmygg, fåbørstemark og vannmidd som grupper i stor grad overlevde behandlingen. Det var imidlertid stor forskjell i artsspesifikk respons på rotenon. Vanlige forekommende arter som forsvant midlertidig blant døgnfluene var *Ameletus inopinatus*, *Baetis rhodani* og *B. subalpinus*, mens *Ephemerella aurivillii* fantes tallrik under og like etter rotenonbehandlingen. Det skjedde en rask reetablering av bunnfaunaen i Rauma etter rotenonbehandlingen. Alle de artene som forekom tallrikt innen snegler, biller, døgnfluer, steinfluer og vårfluer ble registrert i stort antall innen ett år etter behandlingen. Av fåtallige, sporadisk forekommende arter ble 8 registrert i årene før rotenonbehandlingen og ikke etter, mens 12 arter bare ble registrert i årene etter behandlingen. Undersøkelsene i Rauma kan ikke så langt dokumentere at arter er forsvunnet som følge av rotenonbehandlingen (Arnekleiv et al. 1997).

4) Rotenonbehandling er vanskelig å kvalitets sikre i felt.

Det er utviklet en rekke metoder for å måle rotenonkonsentrasjoner i vann. De beste metodene bygger på analyse av vannet ved hjelp av avansert laboratorieutstyr (kfr. Ugedal 1986). På grunn av mangel på enkle målemetoder som kan anvendes i felt, vil det derfor under en aksjon være vanskelig å kontrollere om behandlingen er optimal.

Det foreligger data om målte rotenonkonsentrasjoner bare ved noen få av de fullskalabehandlingene som er gjennomført i Norge. I forbindelse med aksjonen i region Beitstadfjorden (kfr. kap. 4.17) ble det målt rotenonkonsentrasjoner på noen punkter både ved vårbehandlingen i 2001 og hovedbehandlingen i 2002. I forbindelse med rotenonbehandlingene i region Ranafjorden, Sørfjorden og Elsfjorden (kfr. kap. 4.23) ble det under

augustbehandlingene gjennomført kjemiske analyser av elvevann og sedimenter i hovedstrengene av Ranaelva, Røssåga og Slettenelva, samt i det større sidevassdraget Leirelva som drenerer til Røssåga.

For å kontrollere at dødelig dose er oppnådd, har man ved enkelte aksjoner i utlandet satt ut fisk i bur på problematiske steder (kfr. vedlegg 1)

5) Rotenonbehandlinger gjennomføres over korte tidsrom og dette stiller store krav til koordinering.

Rotenonbehandlinger gjennomføres over et svært kort tidsrom og giftvirkningen av rotenon er kortvarig spesielt ved høye vanntemperaturer. Hvis det feildoseres på et punkt, er det ikke tid til å justere dette. Metoden stiller også krav til koordinering av ulike områder som behandles for å hindre at det oppstår giftfrie refugier som fisk kan ta tilflukt i og overleve i. Den korte varigheten på behandlingen kan føre til at fisk kan vandre inn utenifra umiddelbart etter behandling og bli infisert av dødfisk (kfr. kap 2).

Dette kan være særlig aktuelt i forhold til at fisk kan vandre mellom hovedstreng og grunnvannsområder eller kan vandre opp og ned i brakkvannsområdet i elvemunningen. Mulige vandringer i brakkvannsområdet var for eksempel bakgrunnen for den omfattende behandlingen som fant sted i munningsområdet i Beiarelva (kfr. kap. 4.18).

7.1.3 Måloppnåelse ved rotenonbehandling

*Måloppnåelse relatert til bestandsreduksjon av *G. salaris**

Det ble gjennomført vårbehandling i Bævra (1986, kfr. kap 4.6) og i Lærdalselva (1997, kfr kap. 4.20) for å hindre spredning til sentrale nabovassdrag, henholdsvis Surna og vassdrag i Sognefjorden. Dette antas å ha lyktes i begge tilfellene uten at det kan

dokumenteres hvordan smittespredningen hadde vært til nabovassdrag uten bestandsreduksjon.

*Måloppnåelse relatert til utryddelse av *G. salaris**

Totalt 35 norske elver har blitt rotenonbehandlet i ulike bekjempelsesaksjoner mot *G. salaris* (vedlegg 2). Noen behandlinger har vært partielle. Det vil si at den kan ha hatt som formål å hindre spredning. Dette gjaldt for eksempel Bævra i 1986 (kfr. kap. 4.2). Alternativt kan behandlingen ha hatt som formål å utrydde parasitten fra deler av et vassdrag. I Bjerka for eksempel, ble det i 1992 gjennomført en rotenonbehandling kombinert med stenging av fisketrapp for å utrydde *G. salaris* fra øvre deler av vassdraget. Hensikten med dette var å fjerne parasitten fra vanninntaket til et fiskeanlegg ved vassdraget (kfr. kap 4.23).

De fleste rotenonbehandlingene har imidlertid vært fullskala behandlinger med formål å utrydde *G. salaris*. Bare én av disse fullskalabehandlingene var planlagt og gjennomført som en dobbel fullskala behandling. Det var behandlingen av Vikja i november 1981 og mai 1982. Dette tilfellet har vi regnet som én fullskala behandling.

I to tilfeller måtte behandlingen av elva gjentas på grunn av et fiskeanlegg ved vassdraget hvor smitten ikke ble fjernet ved første behandling. Det gjaldt Tafjordelva som ble behandlet først i september 1986 og deretter i november 1987 (kfr. kap. 4.4) og Langsteinelva som ble behandlet først i september 1988, deretter i oktober 1988 og i mars 1989 (kfr. kap. 4.7). Disse behandlingene har vi regnet som deler av én og samme fullskala behandling.

Noen elver har hatt to fullskala behandlinger fordi den første var mislykket, eller fordi vassdraget har blitt smittet på nytt fra nabovassdrag. Det gjelder Skibotnelva (1988 og 1995), Figga

(1993 og 2001/2002), Steinkjervassdraget (1993 og 2001/2002) og Lundelva (1993 og 2001/2002). Leirelva har også hatt to fullskala behandlinger (1996 og 2005). Også her fordi parasitten dukket opp igjen, men etter at vassdraget hadde blitt friskmeldt etter den første behandlingen. Disse tilfellene har vi regnet som to fullskala behandlinger for hvert vassdrag. Vi har dermed hatt totalt 40 fullskala rotenonbehandlinger (vedlegg 2).

For å evaluere måloppnåelsen i forhold til utryddelse, må vi se på resultatene av disse fullskala behandlingene. Vi har valgt "friskmelding" som kriterium for et vellykket resultat. For at en fullskala rotenonbehandling skal kunne regnes som vellykket i forhold til

utryddelse av *G. salaris*, må vassdraget ha blitt friskmeldt etter behandlingen. Dette kriteriet har endret seg noe med tiden, men i hovedsak har det vært basert på at det i løpet av 4 - 5 år etter behandling ikke skal påvises *G. salaris* i vassdraget. Det har vært stilt krav om at et betydelig antall laksunger skulle undersøkes i løpet av denne perioden. Dermed kan ikke rotenonbehandling av Skorga eller Lundelva i 1993 evalueres fordi elvene har for små laksebestander til å oppfylle friskmeldingskriteriene. Noen av behandlingene kan ikke evalueres i forhold til kravet om friskmelding, fordi det ikke har gått tilstrekkelig lang tid etter rotenonbehandling. Dette gjelder elvene i Ranaregionen (6 elver behandlet i 2003/2004). Rotenonbehandling av Figga og Lundelva i 2001/2002 kan heller ikke evalueres med tanke på friskmelding, fordi i henhold til nye kriterier for friskmelding fra Mattilsynet, friskmeldes nå kun hele regioner. Det samme vil derfor også være tilfelle med den siste rotenonbehandling av Leirelva (behandlet i 2005) og behandlingen av Ranelva i 2006. Til sammen dreier dette seg om 12 behandlinger.

Vi står m.a.o igjen med 28 fullskala rotenonbehandlinger av vassdrag som kan evalueres og av disse førte 18 (64 %) til friskmelding. På denne bakgrunn kan vi med andre ord snakke om en måloppnåelse på 64 %.

Friskmelding er muligens i strengeste laget som kriterium for måloppnåelse. En vellykket rotenonbehandling behøver ikke resultere i friskmelding hvis det aktuelle vassdraget blir infisert på nytt av infisert fisk som sprer seg fra nabovassdrag. Dette har sannsynligvis skjedd i elver som Hestdalselva, Figga og Innfjordelva. Vi kan derfor velge motsatt tilnærming og ta utgangspunkt i fullskalabehandlinger som helt klart kan karakteriseres som mislykkete. I slike tilfeller har parasitten dukket opp igjen i elva før fristen for friskmelding og uten at den kan ha spredt seg til vedkommende vassdrag fra et

infisert nabovassdrag. Dette gjelder rotenonbehandlingene i Skibotnelva i 1988 og 1995, Rauma i 1993, Steinkjervassdraget i 1993 og 2001-2002, Lærdalselva i 1997 og Halsanelva i 2004. Dette summerer seg til 7 (25 %) mislykkede tilfeller av 28 fullskala rotenonbehandlinger som kan evalueres. Hvis vi regner de øvrige som vellykkede gir dette en måloppnåelse på 75 %.

På grunn av økende kompleksitet med økende størrelse på vassdraget (nedbørfeltet), er det rimelig å anta at det er lettere å oppnå suksess i små enn i store vassdrag. Nedenfor har vi delt de 28 fullskala behandlingene inn i gruppene liten, mellomstor og stor basert på vassdragenes nedbørfelt i små (< 100 km²), mellomstore (100 - 500 km²) og store (> 500 km²):

Fullskala behandling	Størrelse på vassdragets nedbørfelt (km ²)	Antall fullskala behandlinger som evalueres	Antall vellykkete (friskmelding)	Antall mislykkede	Antall uavklarte
Liten	< 100	11	9	1	1
Mellomstor	100 - 500	10	8	0	2
Stor	> 500	7	1	6	0
SUM		28	18	7	3

Vi har 11 fullskalabehandlinger som er gjennomført i vassdrag < 100 km² (Aureelva, Vikelva, Langsteinelva, Vulluelva, Halsanelva, Hestdalselva, Eidsdalselva, Norddalselva, Batnfjordelva, Storelva og Leirelva). Av disse resulterte 9 (82 %) i friskmelding, 1 (9 %) var mislykket (Halsanelva) og en var uavklart (Hestdalselva). Vi har 10 fullskala-behandlinger gjennomført i vassdrag med nedslagsfelt mellom 100 og 500 km² (Vikja, Bævra, Korsbrekkeelva, Tafjordelva, Valldalselva, Lakselva, Henselva, Innfjordelva, Måna og Figga) Av disse resulterte 8 (80 %) i friskmelding, ingen var mislykket, men 2 (Innfjordelva og

Figga) var uavklart. Vi har 7 fullskala-behandlinger gjennomført i vassdrag med nedslagsfelt > 500 km² (Skibotnelva (2 behandlinger), Rauma, Steinkjervassdraget (2 behandlinger), Beiarelva, Lærdalselva) og bare én (14 %) (Beiarelva) av disse behandlingene resulterte i friskmelding og 6 (86 %) var mislykket. Det var m.a.o. en klar sammenheng mellom vassdragets størrelse og måloppnåelsen ved rotenonbehandling, idet små og mellomstore behandlinger hadde en måloppnåelse på 81 %, mens ved store behandlinger var måloppnåelsen 14 %.

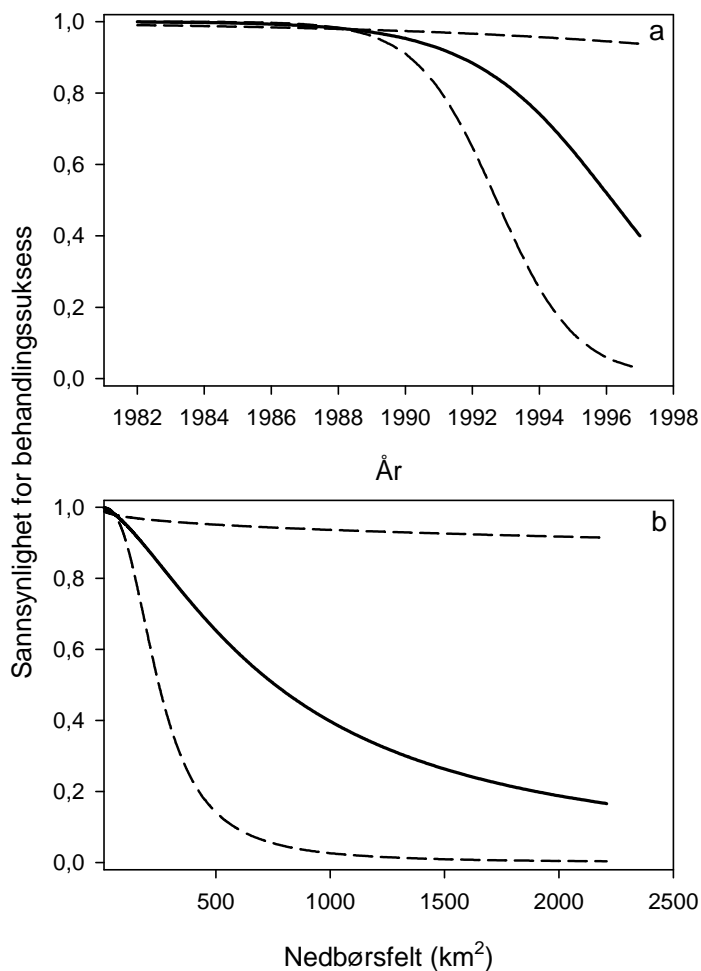
I en vurdering av måloppnåelse må det rettes spesiell oppmerksomhet mot Skibotnelva og Steinkjervassdraget. Disse har vært utsatt for to behandlinger uten at utryddelse er oppnådd og der det ikke har vært mulig å påvise noen klar årsak til dette. Dette viser at det er faktorer i behandlingene som ikke er klarlagt, og at det derfor ikke nødvendigvis er en direkte sammenheng mellom innsats i form av ressurser på den ene siden og sannsynlighet for måloppnåelse på den andre siden.

Vi har utført en analyse av sannsynlighet for behandlingssuksess med rotenon som funksjon av år og areal nedbørsfelt. Sannsynligheten for behandlingssuksess er analysert på bakgrunn av data gjengitt i vedlegg 2 i rapporten. Avhengig variabel er binomisk med friskmelding som suksess ($n = 18$) og mislykket behandling som feilslått ($n = 7$). Uavhengige variable er behandlingsår (siste år angitt i enkeltceller vedlegg 2), og areal av nedbørsfelt til vassdrag (km^2). Det ble benyttet logistisk regresjon til analysene. Beregnete logitverdier er regnet om til sannsynlighet for å forenkle kommunikasjonen av analyseresultatene. Regresjonslikningen som ble analysert var:

$$\text{Logit}(p) = a + \alpha \text{ behandlingsår} + \beta \ln(\text{nedbørsfelt}),$$

der a er skjæringspunkt og α parameter til behandlingsår og β parameter til den naturlige logaritmen (\ln) til nedbørsfelt (km^2). Modellen hadde signifikant forklaringskraft (Likelihood Ratio $p < 0.001$; $R^2 = 0.53$). Skjæringspunkt (estimat = 980,7; $p = 0,025$), α (estimat = -0,4874, $p = 0,026$) og β (estimat = -1,5141, $p = 0,025$) var alle signifikant forskjellig fra 0.

Analysene av behandlingssuksess etter rotenonbehandling viser at sannsynligheten for friskmelding av vassdrag, mot alternativt mislykkete behandlinger, avtok signifikant både med behandlingsår og økende areal av nedbørsfelt (Fig. 11). Resultatene kan ha sammenheng med at behandlingsrutinene har endret seg over tid og at dette har bidratt til at sannsynligheten for behandlingssuksess har gått ned. Begrensninger i forhold til tillatt forbruk av rotenon, med lave rotenonkonsentrasjoner som følge, har vært antydnet som mulig årsak. Effekten av størrelse på nedbørsfelt har trolig sammenheng med at behandlingskompleksiteten øker med økende vassdragsstørrelse.



Figur 11. Behandlingssuksess uttrykt som sannsynligheten for at en behandling ender i friskmelding, i motsetning til mislykket behandling, som funksjon av behandlingsår (a) og arealstørrelse på nedbørsfeltene til de behandlede vassdragene (b). Heltrukne linjer angir logistisk regresjonsmodell mens stiplede linjer angir 90 % konfidensintervall. For behandlingsår (a) gjengir funksjonen sannsynligheter for vassdrag med gjennomsnittlig nedbørsfelt (170 km²), mens nedbørsfelt (b) angir sannsynligheter for gjennomsnitts behandlingsår (1991).

7.2 Behandling med surt aluminium - muligheter og begrensninger

Målet med AIS behandlingene er å produsere riktig pH og Ali-konsentrasjon lenge nok i ulike vannkvaliteter og ved alle behandlingsakseptable vannføringer til å drepe *G. salaris* uten alvorlige skader på laks og andre forsuringfølsomme organismer. Det ble gjennomført en

forsøksbehandling i Batnfjordelva i 2003 (kfr kap. 4.8). Det er imidlertid ikke gjennomført fullskala behandling i norske vassdrag basert bare på AIS metoden, fordi metoden i seg selv ikke er egnet til å utrydde *G. salaris* fra vassdrag (kfr. kap. 7.2.2).

7.2.1 Muligheter ved behandling med surt aluminium

Behandling med surt aluminium innebærer følgende muligheter (fordeler):

- 1) Behandling med surt aluminium kan utrydde bestanden av *G. salaris* under eksperimentelle betingelser uten å skade verten.
- 2) Behandling med surt aluminium kan virke smittedempende på kort sikt.

1) Behandling med surt aluminium kan redusere og utrydde bestanden av G. salaris under eksperimentelle betingelser uten å skade verten.

ALS - metoden bygger på at det finnes et "terapeutisk vindu", dvs en konsentrasjon av Ali som dreper *G. salaris* uten at laksungene skades vesentlig. Norske erfaringer har vist at behandling med surt aluminium er en metode som under eksperimentelle betingelser kan være vellykket når det gjelder å utrydde *G. salaris* uten at laksunger eller annen fisk berøres i vesentlig grad (kfr kap. 3.2.2). På grunn av den langt større kompleksiteten som eksisterer i naturen sammenlignet med eksperimentelle betingelser vil det være vanskelig å oppnå vellykkete resultater i naturen uten at det terapeutiske vindu innsnevres slik at også fisken dør.

2) Behandling med surt aluminium kan virke smittedempende på kort sikt.

Dosering med surt aluminium (ALS) for en kortere eller lengre periode vil redusere både prevalens og intensitet av parasitter på laksunger. Forsøksbehandlingen med ALS i Batnfjordelva i 2003 og behandling med ALS i Lærdalselva våren 2005, reduserte *G. salaris* - infeksjonen på laksunger betydelig (kfr. kap. 4.8 og kap. 4.20). Den smittereduserende vårbehandlingen i Lærdalselva i 2005 reduserte andelen smittede laksunger fra 100 % før behandling til 2,1 % etter behandling (kfr. kap. 4.20). Eksempler fra andre aksjoner hvor ALS er benyttet i kombinasjon med rotenon, er omtalt i kap. 7.3.1.

7.2.2 Begrensninger ved behandling med surt aluminium

Behandling med surt aluminium innebærer følgende begrensninger (ulemper):

- 1) Behandling med surt aluminium stiller store krav til vannkvalitet.
- 2) Behandling med surt aluminium isolert kan ikke brukes for å utrydde *G. salaris* fra et vassdrag.

1) Behandling med surt aluminium stiller store krav til vannkvalitet.

Det har vist seg at det ikke er den totale konsentrasjonen av aluminium i vannet, men formen på aluminium som er avgjørende for effekten på *G. salaris* (kfr. kap. 3.2.2). En av vanskelighetene er at de vannkjemiske forholdene i elva har direkte betydning for hvilke aluminiumsformer som foreligger i vannet. Vannkvaliteten må optimaliseres slik at dosering av surt aluminium bidrar til ønsket konsentrasjon av aluminiumsformen som dreper *G. salaris*, aluminium kationer (Ali). Utryddelse av *G. salaris* med surt aluminium krever letal dose over en periode på 7 - 9 dager. Vannkjemiske variasjoner i elva gjør det vanskelig å oppnå optimal behandling over en tilstrekkelig lang periode som dreper parasitten, men som ikke skader verten i vesentlig grad.

Ved genbankanlegget i Bjerka ble *G. salaris* påvist vinteren 2001/2002. Siden anlegget inneholder mye verdifull fisk, ble det besluttet å gjøre et forsøk på å bli kvitt parasitten ved behandling med surt aluminium. ALS ble imidlertid dosert uten å tilstrebe pH-reduksjon og svært høye Al konsentrasjoner måtte benyttes for å få effekt på parasitten. Behandlingen ble avbrutt på grunn av store variasjoner i vannkemi som følge av snøsmelting (kfr. kap. 4.23).

I etterfølgende aksjoner ble behandlingsstrategien endret og det ble lagt stor vekt på å redusere pH for å oppnå ønsket konsentrasjon av *Ali. G. salaris* ble da eliminert fra fisk i tanker eksponert til behandlet ionerikt vann i Batnfjordelva og Steinkjervassdraget (kfr. kap. 4.8 og kap. 4.17).

2) *Behandling med surt aluminium isolert kan ikke brukes for å utrydde G. salaris fra et vassdrag.*

Når det gjelder kjemisk behandling av vassdrag vil det i tilsig hvor vannmengden er veldig liten, samt i dammer med stillestående vann være praktisk veldig vanskelig å anvende behandling med surt aluminium. Bakgrunnen for dette er gjort nærmere rede for i Hytterød et al. (2008) hvor det heter: *"Behandling med surt aluminium forutsetter at alt vann i et vassdrag der det kan finnes G. salaris-infisert fisk, må tilsettes syre og Al slik at pH senkes og vannet får en bestemt Al-konsentrasjon over en gitt tidsperiode. Denne Al-konsentrasjonen kan variere fra elv til elv og er avhengig av vannkvaliteten. I Halsan- og Hestdalselva ble hensiktsmessig nivå for lavmolekylært uorganisk aluminium (Ali) vurdert til å være mellom 20 og 40 µg Al/l. Nivået ble satt forholdsvis lavt fordi vannet er klart og fordi det var svært viktig å skåne alle individer i de sterkt reduserte laksebestandene. Doseringsteknikken som brukes ved AIS-behandling er basert på teknikken for kjemikalietilsetting i forsured vassdrag (vannglassdosering). AIS tilsettes i forhold til vannføring, mens pH brukes som styringsparameter for syretilsetting. Dette er avgjørende for at elvevannet skal få en kjemisk sammensetning som fjerner G. salaris fra laks. For lav dose vil ikke gi tilstrekkelig behandling, mens for kraftig kan føre til skade på fisk og annen akvatisk fauna. Vannføringsproporsjonal dosering er ressurskrevende, spesielt hvis alle små bekkesig skal tilsettes AIS. Derfor brukes CFT-Legumin (rotenon) i perifere*

vannforekomster der det kan tenkes å finnes fisk. Virkningen av Al er tidsbegrenset og effekten på parasitten vil dø ut hvis vann avsnøres og blir stillestående som følge av vannføringsendringer. I slike avsnørte dammer brukes CFT-Legumin for å forhindre at det skal oppstå refugier der parasitten kan overleve behandlingen. Denne måten å kombinere bruk av AIS og CFT-Legumin ble gjennomført allerede i Batnfjordelva i 2004 og er benyttet ved alle påfølgende behandlinger inklusiv behandlingen som det redegjøres for her" (Hytterød et al. 2008).

I tillegg til dette har behandling med AIS store begrensninger i brakkvann fordi innslag av brakkvann vil gjøre det svært vanskelig å senke pH, noe som er nødvendig for å oppnå den ønskede giftvirkning. Ved utryddelsesaksjoner i vassdrag vil det derfor være helt nødvendig å anvende rotenonblanding i elvemunninger og andre områder med innslag av brakkvann. Det er derfor uaktuelt (ikke mulig) å anvende surt aluminium isolert for å utrydde *G. salaris* fra vassdrag. AIS-behandling må alltid kombineres med rotenon. Det er ikke gjennomført fullskala behandling i vassdrag basert bare på AIS metoden i Norge. AIS metoden er ikke kjent benyttet utenfor Norge.

7.2.3 Måloppnåelse ved behandling med surt aluminium

Måloppnåelse relatert til bestand-sreduksjon av G. salaris

I vassdrag kan behandling med surt aluminium virke smittedempende på kort sikt. Dette kan muligens bidra til å hindre videre spredning av lakseparasitten. Forbeholdet her knytter seg til at antall verter opprettholdes.

Måloppnåelse relatert til utryddelse av G. salaris

Norske erfaringer har vist at behandling med surt aluminium er en metode som under eksperimentelle betingelser kan være

vellykket når det gjelder å utrydde *G. salaris* uten at laksunger berøres i vesentlig grad.

Metoden har vært prøvd for å utrydde *G. salaris* fra et fiskeanlegg, men dette var ikke vellykket og behandlingsstrategien ble endret i etterfølgende aksjoner.

Behandling med surt aluminium isolert kan ikke brukes for å utrydde *G. salaris* fra vassdrag. Metoden må kombineres med rotenonbehandling.

7.3 Behandling ved hjelp av kombinasjonsmetoden - muligheter og begrensninger

Kombinasjonsmetoden for bekjempelse av *G. salaris* har sitt hovedfundament i bruk av sur aluminiumsløsning (ALS), men anvendes i kombinasjon med rotenon. Målet med kombinasjonsbehandling er å utrydde *G. salaris* fra vassdrag ved å utrydde parasitten uten at verten skades i vesentlig grad. Dette gjennomføres ved å bruke behandling med surt aluminium i hovedvassdrag og større sidevassdrag og rotenonbehandling på steder med små vannforekomster, i stillestående vann hvor behandling med surt aluminium er svært vanskelig å få til (kfr. kap. 7.2.2).

7.3.1 Muligheter ved behandling med kombinasjonsmetoden

Behandling med kombinasjonsmetoden innebærer følgende muligheter (fordeler):

- 1) Behandling med kombinasjonsmetoden vil kunne redusere og muligens utrydde bestanden av *G. salaris* i vassdrag.
- 2) Behandling med kombinasjonsmetoden tar livet av parasitten, men skader ikke bestanden av vertsfisk eller andre fiskearter i vesentlig grad.
- 3) Behandling med kombinasjonsmetoden er lett å kvalitetssikre

- 4) Behandling med kombinasjonsmetoden innebærer lite bruk av fremmede stoffer.

1) Behandling med kombinasjonsmetoden vil kunne redusere og muligens utrydde bestanden av G. salaris i vassdrag.

Norske erfaringer viser at behandling med kombinasjonsmetoden reduserer bestanden av *G. salaris* og bidrar muligens til å hindre videre spredning av lakseparasitten. Forbeholdet her knytter seg til at antall verter opprettholdes.

Det er foreløpig gjennomført få kombinasjonsbehandlinger i Norge. Norske erfaringer viser at behandling med kombinasjonsmetoden kan fjerne *G. salaris* fra vassdrag i lange perioder og muligens utrydde bestanden av *G. salaris* i vassdrag. Et eksempel er at *G. salaris* ikke ble funnet i Lærdalselva fra og med høstbehandling i oktober 2005 (vårbehandling i 2006) til ny påvisning i oktober 2007 (kfr. kap. 4.20).

Et annet eksempel er at etter høstbehandling i 2004 i Batnfjordelva ble ikke parasitten påvist på nytt før i september 2006, da den ble funnet på seks laksunger fra fire ulike stasjoner i vassdraget (kfr. kap. 4.8).

2) Behandling med kombinasjonsmetoden tar livet av parasitten, men skader ikke vertsfisk eller andre fiskearter i vesentlig grad.

Ved kombinasjonsmetoden brukes rotenon kun i perifere deler av behandlingsområdet. Dødelighet av laks og andre vertsfisker blir derfor svært begrenset. Kombinasjonsmetoden bidrar dermed til å ta vare på restbestanden av den lokale laksepopulasjonen og andre fiskebestander.

3) *Behandling med kombinasjonsmetoden (surt aluminium) er lett å kvalitetssikre.*

En fordel ved metoden er at det er enkelt å kontrollere doseringen under behandlingen med surt aluminium da både pH og konsentrasjonen av Ali kan måles i felt (kfr. kap. 3.2.2). Dette gjør det mulig å justere doseringen underveis i behandlingen.

Utdoseringen av AIS - løsningen og syre pågår over 14 dager og det er et mål å ha optimal behandling sammenhengende i 7-9 dager (kfr. kap 3.2.2). Det lange tidsperspektivet er fordelaktig idet det gir rike muligheter for korreksjoner og justeringer av behandlingsregimet under vegg.

Det vil også være mulig å observere behandlingseffekter i sann tid ved å følge parasittpopulasjonene på vertsfisken.

4) *Behandling med kombinasjonsmetoden innebærer lite bruk av fremmede stoffer.*

Ved kombinasjonsmetoden anvendes AIS-metoden i hovedvassdrag og større sidevassdrag. AIS-metoden innebærer bruk av stoffer som allerede er vanlige i naturen. Aluminium og sulfat er naturlige ioner i vann.

7.3.2 Begrensninger ved behandling med kombinasjonsmetoden

Behandling med kombinasjonsmetoden innebærer følgende begrensninger (ulemper):

- 1) Behandling med kombinasjonsmetoden stiller store krav til vannkvalitet.
- 2) Behandling med kombinasjonsmetoden kan gi uheldige effekter på faunaen ved overdosering.
- 3) Kombinasjonen av to ulike metoder stiller store krav til metodisk koordinering slik at det ikke oppstår refugier hvor forutsetningene for effektiv behandling ikke er oppfylt.

4) Rotenon-delen av kombinasjonsmetoden bør ikke gjennomføres ved lave temperaturer

5) AIS-delen av kombinasjonsmetoden er en kompleks og ressurskrevende metode

6) AIS-delen av kombinasjonsmetoden krever lang tid for å ta livet av G. salaris.

7) Kombinasjonsmetoden er en ny og lite utprøvd metode.

1) *Behandling med kombinasjonsmetoden stiller store krav til vannkvalitet.*

For å oppnå optimal behandling med tilstrekkelig konsentrasjon av lavmolekylære Al kationer (Ali) er det viktig å oppnå og opprettholde en ønsket pH (5,5 - 6,0). Variasjon av vannets bufferkapasitet og innhold av organisk materiale i et vassdrag og ved ulike flomepisoder i en behandlingsperiode, stiller store doseringstekniske krav. Basert på Al behandlingene i Batnfjordelva ble det rapportert at det ikke var størrelsen på vassdraget, men de lokale variasjonene i vannkjemi som var den største utfordringen for en god behandling (kfr kap. 4.8). Variasjoner i vannføring har ofte stor betydning for vannkvaliteten.

I Steinkjervassdraget ble den første behandlingen ved bruk av en kombinasjon av AIS og rotenon gjennomført høsten 2006. Dette var primært en smitte-reducerende behandling, men behandlingen ble optimalisert med mulighet for en fullskala behandling. Lav vannføring og høy vanntemperatur gjorde det imidlertid vanskelig å oppnå tilfredsstillende behandlingsskjemi i hele Ognå. I Rølla ble det overdosert syre i perioder som forårsaket fiskedød, det ble derfor besluttet å redusere doseringen vesentlig for å skåne fisken. Det ble derfor ikke oppnådd god behandlingsskjemi over et tilstrekkelig tidsrom for optimal behandling. I Byaelva som var regulert ble det oppnådd tilstrekkelig behandlingsskjemi over et

tilstrekkelig langt tidsintervall mellom fem og ni sammenhengende dager. I Figga ble det oppnådd ønskede pH verdier relativt raskt, men Ali konsentrasjonene var ikke høye nok for å ha optimal behandlingskjemi (kfr. kap. 4.17). *G. salaris* ble påvist på laksunger i Oгна 12.6.2008.

I Halsan-regionen skulle behandlingen gjennomføres første halvdel av oktober 2007, men måtte stanses på grunn av høy vannføring. Behandlingen ble imidlertid gjennomført de to siste ukene i oktober 2007 (kfr. kap. 4.21). Også ved behandlingen av vassdragene ved Steinkjer i 2007, måtte behandlingen avbrytes blant annet på grunn av høy vannføring (kfr. kap. 4.17). Avbrudd i behandlingen med dropp i doseringen kan føre til at parasittpopulasjonen blomstrer opp igjen.

Ved kombinasjonsbehandlingen av Lærdalselva i april 2008 ble det gjort et omfattende arbeid i selve hovedelva med å identifisere problemområder med for høy pH. Omfanget på dette arbeidet var betydelig større nå enn under tidligere behandlinger. Resultatet av dette var at man fant relativt mange områder der små sig og eller grunnvannstilstrømming bidro til for høye pH nivåer lokalt, slik at vannkjemien ikke kunne betegnes som behandlende (Veterinærinstituttet 2008)

I regulerte vassdrag som Byaelva og Lærdalselva har man gjort avtaler med regulantene om gunstig vannføring og dermed oppnådd gode betingelser for behandling (kfr. kap. 4.17 og kap. 4.20). I de siste aksjonene har det også blitt benyttet et nytt system med pH styrt syretilsetning for utdosering av kjemikalier sammen med et stort antall doseringspunkter langs elva. Dette bidro til en mer homogen vannkjemi, dokumentert i form av tilnærmet lik pH ved målepunkter oppstrøms og nedstrøms hver doseringsstasjon (kfr. kap. 4.20).

2) *Behandling med kombinasjonsmetoden kan gi uheldige effekter på faunaen ved overdosering.*

Som tidligere nevnt bygger AIS - metoden på at det finnes et "terapeutisk vindu", dvs en konsentrasjon av Ali som dreper *G. salaris* uten at laksungene skades vesentlig. På grunn av den langt større kompleksiteten som eksisterer i naturen sammenlignet med eksperimentelle betingelser vil det være vanskelig å oppnå vellykkete resultater i naturen uten at det terapeutiske vindu innsnevres slik at også fisken dør. Etter behandlingen i Steinkjer i 2006 hvor optimal Ali konsentrasjon var mer enn 40 µg/l, ble det rapportert at laks- og aureunger hadde høyere tålegrense for Ali enn i Lærdalselva hvor optimal Ali konsentrasjon var lavere enn 20 µg/l (kfr. kap. 4.17 kap. 4.20). Det er derfor grunn til å tro at det terapeutiske vinduet blir mindre i ionefattige klarvannselver som Lærdalselva sammenlignet med mer ionerike, humøse elver som for eksempel Batnfjordelva og Steinkjervassdraget.

Det kan derfor forekomme fiskedød ved overdosering av AIS og syre (kfr. kap. 4.17 og kap 4.20). For eksempel ved behandlingen av Steinkjervassdraget høsten 2006 ble det i Rølla overdosert syre i perioder som forårsaket fiskedød. Det ble derfor besluttet å redusere doseringen vesentlig for å skåne fisken (kfr. kap. 4.17).

Under vårbehandlingen av Lærdalselva i 2005 ble det observert dødelighet av lakseunger i kar og vinterstøinger av laks og aure i elva, 100 % i kar nær påfriskningsstasjoner. Under behandlingen høsten 2005 ble det også observert betydelig dødelighet, men lavere enn under vårbehandlingen. For å redusere dødelighet av fisk ble Al doseringen stoppet (2 dager) og deretter redusert noe under både vårbehandlingen og høstbehandlingen 2005. Under vårbehandlingen i 2006 ble det ikke observert dødelighet av fisk i hovedelva (kfr. kap. 4.20).

Det er kjent gjennom forskning på effektene av sur nedbør at laks og da særlig smolt, kan skades av lav pH og forhøyet aluminiumskonsentrasjon (Grande et al. 1978). Under behandlingene av Lærdalselva i 2005 og 2006 ble det også observert at voksen laks og sjørret er betydelig mer følsomme for Al enn det som er tilfelle for yngel og ungfisk hos de nevnte artene (Pettersen et al. 2007).

Aluminiumsbehandlingene i Lærdalselva i 2005 og 2006 førte til en bestandsnedgang i forsuringfølsom bunnfauna umiddelbart etter hver behandling, men rekolonisering hadde skjedd 6 måneder etter behandlingene. Det ble antydnet at 14 dagers Al behandling hadde en kraftigere belastning på bunndyrsamfunnet enn en behandling med rotenon og spesielt for den forsuringfølsomme døgnfluen *Baetis rhodani* ble det observert en kraftig bestandsreduksjon under behandlingen, samt treg rekolonisering (kfr. kap. 4.20).

3) *Kombinasjonen av to ulike metoder stiller store krav til metodisk koordinering slik at det ikke oppstår refugier hvor forutsetningene for effektiv behandling ikke er oppfylt.*

Slike refugier kan oppstå både i brakkvann og i ferskvann i overgangen mellom områder som behandles med AIS og områder som behandles med CFT-legumin (rotenon).

Mulige brakkvannsrefugier

Under vårbehandlingen av Batnfjordelva med Al-behandling i 2004 ble det gjort et separat studium av *G. salaris*-infeksjonen i brakkvannssonen (Hytterød et al. 2005). Fisk med *G. salaris* ble eksponert i tre kar med kontinuerlig gjennomstrømning av vann fra bunn sjikt, midtsjikt og toppsjikt i brakkvannssonen. Vann fra bunnsjiktet og midtsjiktet hadde varierende salinitet avhengig av vannføringen i elva, fra rent ferskvann til betydelig innblanding av sjøvann (ca 30000 $\mu\text{S}/\text{cm}$), men toppsjiktet hadde stort sett vann med liten grad av

sjøvannsinnblanding. *G. salaris* infeksjonen sank til 20 % etter ca 14 dager i kar med vann fra bunn og mellom sjiktet og til 0 % etter en måned. I kar med vann fra overflatevannet var prevalensen 100 % og uforandret gjennom hele forsøket. Effekten i kar med bunnvann og vann fra mellomsjiktet var relatert til økt saltholdighet. Under vårbehandlingen var det liten effekt av Al nederst i elva, slik at fisk eksponert til overflatevannet ikke ble tilfredstillende behandlet. På bakgrunn av brakkvannsforsøket alene kan man derfor ikke vite om en effektiv Al-behandling ville fjernet *G. salaris* fra laks som kun ble eksponert for overflatevann (Hytterød et al. 2005).

Under en optimal AIS behandling av Batnfjordelva om høsten 2004 var pH lavere i de nederste delene av elva og konsentrasjonen av Al var høyere uten at total konsentrasjonen av Al var endret vesentlig i forhold til vårbehandlingen i 2004 (kfr. kap. 4.8). Ved innblanding av sjøvann med høy pH og betydelig bufferkapasitet vil pH øke i brakkvannet. Under AIS behandlingen utført i Bjerka anlegget i 2002 (kfr. kap. 4.23) var det vanskelig å oppnå god behandling i vannkvaliteter med høy bufferkapasitet og høy pH med mindre Al konsentrasjonene var svært høye. Det antas derfor at ved optimal AIS behandling av elv, så vil det ikke være noen vesentlige endringer i AIS effektene på *G. salaris* i brakkvannet i forhold til observasjonene i Batnfjord våren 2004. Ved høy pH ($\text{pH} > 8$) kan imidlertid Al foreligge som aluminat. Effekten av aluminat på *G. salaris* er imidlertid ikke kjent.

Resultatene fra brakkvannsforsøket viste at sjøvannet var meget effektivt når det gjelder å fjerne *G. salaris* fra infiserte laksunger. Det ble også konkludert med at "*forsøket i brakkvannssonen sammen med undersøkelser av el-fisket fisk, indikerer at fisk som oppholder seg i brakkvannssonen over tid blir behandlet. Dette underbygges*

av resultatene fra undersøkelsene som ble gjort av fisk hentet fra vassdraget i oktober 2004. Da ble det fanget 23 laksunger like ovenfor der vanninntaket for brakkvannsforsøket var plassert og ingen av disse fiskene var infisert av *G. salaris*" (Hytterød et al. 2005). Ved tidligere rotenonbehandlinger har man imidlertid lagt stor vekt på meget grundig behandling av brakkvannsområdene nettopp fordi det er kjent at *G. salaris* kan overleve i brakkvann. For eksempel ved rotenonbehandlingen av Beiarelva ble handtering av det store munningsområdet betraktet som en av hovedutfordringene og det ble foretatt brakkvannsbehandling hver dag i tre påfølgende dager. Behandlingen hadde som hensikt å ta livet av eventuelle smittebærende fisk som foretok gjentatte vandring mellom vassdraget og fjorden (kfr. kap. 7.1.1). Bruk av kombinasjonsmetoden i slike områder har derfor store begrensninger dersom man ikke benytter rotenon i tilstrekkelige mengder i brakkvannsområdene. Det har ikke blitt brukt rotenon i hovedstrengen i munningsområdet ved noen av de gjennomførte kombinasjonsbehandlingene (J.H. Stensli, VI, pers.medd.).

Mulige ferskvannsrefugier

Kombinasjonsmetoden kan også ha klare begrensninger i overgangssonene mellom hovedstreng som ALS-behandles og mindre vannforekomster som rotenonbehandles. ALS-behandlingen av hovedstrengen foregår over flere dager og dette er nødvendig for å kunne utrydde *G. salaris* (kfr. kap. 3.2.2 og 3.2.3). Mindre vannforekomster som behandles med rotenon vil kunne fungere som refugier for fisk fra hovedstrengen dersom giftvirkningen av rotenon ikke er der under hele perioden med ALS-behandling. Ved kombinasjonsbehandlingen av Lærdalselva høsten 2005 og våren 2006 foregikk ALS-behandling henholdsvis i periodene 4. - 18. oktober og 23. mars - 5. april mens rotenonbehandling ble utført 2 ganger i løpet av forsøksperiodene med en dosering

på 1 ppm (kfr. kap. 4.20). Avhengig av når de to behandlingene ble utført kan de rotenonbehandlede områdene ha ligget som giftfrie refugier for infisert fisk som vandrer inn fra hovedstrengen før, mellom eller etter de to behandlingene med rotenon (kfr. kap 7 "Generelle utfordringer ved bekjempelsestiltak").

Ved kombinasjonsbehandlingen av Lærdalselva i april 2008 ble det gjennomført rotenonbehandling av 277 perifere punkter. Gjennomføringen er beskrevet i Notat fra Veterinærinstituttet (2008): "*Rennende vann ble behandlet med fire timers drypp, dosert etter vannmengde. I små sig og stillestående vann ble det dosert med kanne. Større dammer ble dosert med pumpe for å sikre god innblanding. Behandlingen ble gjennomført i to runder av tre tomannslag (se tabell 1). Ett lag gikk manngard langs hovedelva og to lag behandlet perifere punkter. Første runde av behandlingen startet den 7. april. ALS-doseringen var da inne i sin tredje dag. Det gjenstod fortsatt noen små justeringer på ALS-doseringen, men trolig var det da behandlende kjemi i de aller fleste deler av vassdraget ved starten av CFT-legumin behandlingen. Etter fire dager var alle punkter behandlet en gang. Den andre runden av CFT-legumin behandling av periferi gikk fra 11. - 17. april. Arbeidsoppgavene ble byttet om innad slik at et punkt ikke ble behandlet av samme person i begge rundene. Bortsett fra enkeltpunkter som var klart avgrenset fra resten av vassdraget ble alle perifere punkt behandlet også i denne runden"* (Veterinærinstituttet 2008).

Med et slikt behandlingsregime ble det grovt sett en pause på fire dager mellom de to behandlingene på de ulike punktene. Siden giftvirkningen av rotenon avtar etter behandling og det stadig strømmer friskt vann til, må man gå ut fra at områder med direkte kontakt med hovedelva kan ha fungert som giftfrie refugier i denne perioden.

I rapporten fra NIVA (Hytterød et al. 2008) om AIS-behandlingen av Halsanelva og Hestdalselva i oktober 2007 står det at tiltaket var planlagt som en 14 dagers behandling. Ugunstige vannføringsforhold gjorde imidlertid at AIS-behandlingen ble avbrutt, men påbegynt etter en kort periode. I begge elvene ble det oppnådd ønsket vannkjemi i en sammenhengende periode på 7 - 8 dager (Hytterød et al. 2008). I en rapport fra Veterinærinstituttet (Moen et al 2008) om samme behandling som også tar for seg behandlingen med CFT-Legumin som ble gjennomført, heter det at det var lagt en plan for to gangers behandling med CFT-Legumin av vannforekomster nært opp til aluminumsbehandlede områder. Store vannføringssvingninger medførte imidlertid betydelige avvik fra den opprinnelige behandlingsplanen. Den alvorligste konsekvensen av dette var at det ble en oppstykket behandling og at sig og mindre bekker oppstod og forsvant sporadisk under behandlingen. Dette medførte at det periodevis kom tilsig med friskt vann inn i elvene. Dette skapte rom for at fisk kunne oppholde seg i lommer uten behandlende kjemi. Fokus for CFT-Legumindoseringen ble derfor rettet inn mot disse problemområdene. Rapporten konkluderte slik: "*Med bakgrunn i dette kan det konkluderes med at det er dosert i alle kjente vannforekomster hvor det teoretisk kan stå anadrom fisk, men at ikke all dosering er optimalt gjennomført. Det må derfor forventes at ytterligere bekjempelsestiltak er nødvendige*" (Moen et al. 2008).

4) Rotenondelen av kombinasjonsmetoden bør ikke gjennomføres ved lave vanntemperaturer

Giftvirkningen av rotenon reduseres sterkt ved lave vanntemperaturer og anbefalinger fra USA går ut på at rotenonbehandling ikke bør gjennomføres ved vanntemperaturer lavere enn 5 °C (kfr. vedlegg 1). Ved så lave temperaturer som 2 °C vil rotenon ha svært dårlig effekt og

trolig må man dosere over mange dager for å få en brukbar effekt (Brian Finlayson pers. medd.) Ved bruk av kombinasjonsmetoden blir rotenon tilsatt i stillestående vann, men også i små sig og bekker (kfr. kap. 3.2.3). I stillestående dammer og pytter, vil rotenon forbli giftig i lang tid siden nedbrytningen av rotenon reduseres ved lave temperaturer, men i lokaliteter hvor friskt vann tilføres, må det doseres over lengre tid. Kombinasjonsmetoden har blitt benyttet flere ganger ved lave temperaturer, som for eksempel i Lærdal våren 2006 og våren 2008 (kfr. kap. 4.20).

5) AIS-delen av kombinasjonsmetoden er en kompleks og ressurskrevende metode

AIS-delen av kombinasjonsmetoden stiller store krav til utdoseringsutstyr (kfr kap. 7.2.2 - 2).

Als-metoden er i stadig utvikling og det jobbes blant annet med forbedring av doseringsteknologien. I 2007 ble det utviklet og tatt i bruk utstyr for å regulere syretilsetting med pH som styringsparameter. Det forventes at teknikken vil gi bedre kontroll på surhetsgraden under behandling og at den gjør det mulig å holde pH på et stabilt nivå gjennom hele behandlingsperioden (Hytterød et al. 2008).

Kombinasjonen av to metoder (AIS og rotenon) stiller store krav til metodisk og mannskapsmessig koordinering for å sikre at kjemiske og biologiske forutsetninger for effektiv behandling er oppfylt (kfr forrige avsnitt).

6) AIS-delen av kombinasjonsmetoden krever lang tid for å ta livet av G. salaris.

Eliminering av *G. salaris* skyldes direkte effekt av Al og ikke indirekte via verten. *G. salaris* kan reprodusere når Al dosen stopper og tilnærmet med samme eksponentielle vekst som for *G. salaris* i ubehandlet vann. Det er derfor viktig å opprettholde en tilstrekkelig høy Al

konsentrasjon over en tilstrekkelig lang tidsperiode for å eliminere *G. salaris* (kfr kap. 3.2.2).

Det relativt lange tidsperspektivet ved bruk av Als-metoden gjør metoden utsatt for svigninger i nedbør og vannføringer. ALS-behandlingen av Halsanelva og Hestdalselva i oktober 2007 måtte avbrytes på grunn av ugunstige vannføringsforhold (kfr. kap. 4.21).

7) Kombinasjonsmetoden er en ny og lite utprøvd metode.

Kombinasjonsmetoden er en ny metode som nylig er tatt i bruk i Norge i kampen mot *G. salaris*. Det foreligger dermed få erfaringer ved bruk av metoden.

7.3.3 Måloppnåelse ved behandling med kombinasjonsmetoden

Bestandsreduksjon

Behandling med kombinasjonsmetoden (surt aluminium i hovedstrengen) reduserer bestanden av *G. salaris* og kan muligens bidra til å hindre videre spredning av lakseparasitten.

Forbeholdet her knytter seg til at antall verter opprettholdes.

Utryddelse

Det har foreløpig vært gjennomført få fullskala kombinasjonsbehandlinger i norske vassdrag. Metoden har så langt vært anvendt i full skala i Batnfjordelva i 2004, Lærdalselva i 2005-2006, Steinkjer-regionen (Steinkjervassdraget, Figga og Lundelva) i 2006-2007 og Halsan-regionen (Halsanelva og Hestdalselva) i 2007, hvorav tre av vassdragene må regnes som store og kompliserte. Når det gjelder aksjonen i Steinkjer i 2006 - 2007 er det en viss usikkerhet knyttet til om dette kan betraktes som en fullskala behandling (kfr. kap. 4.17). Vi har imidlertid valgt å betrakte behandlingen som en fullskala behandling siden den opprinnelige hensikten var at behandlingen skulle være fullskala.

Vi kan derfor så langt snakke om 7 fullskalabehandlinger med kombinasjonsmetoden. Det er imidlertid bare fire år siden den første behandlingen ble gjennomført. Det har derfor foreløpig gått for kort tid til at man kan forvente noen friskmelding fra disse behandlingene. Ingen av behandlingene kan derfor evalueres med tanke på friskmelding.

Vi kan derfor velge motsatt tilnærming og ta utgangspunkt i fullskalabehandlinger hvor parasitten har dukket opp igjen i elva før fristen for friskmelding. Dette gjelder Batnfjordelva hvor parasitten ble påvist på nytt i 2006. Og det gjelder Lærdalselva hvor parasitten ble påvist på nytt i 2007 og Steinkjervassdraget hvor parasitten ble påvist igjen i Ognå i juni 2008. De øvrige behandlingene kan ikke evalueres idet Figga og Lundelva kan få parasitten spredt på ny fra Steinkjervassdraget og når det gjelder Halsan-regionen er det foreløpig gått svært kort tid siden behandlingen. Vi står dermed igjen med tre fullskalabehandlinger som kan evalueres. Når det gjelder Batnfjordelva er det en viss mulighet for at den nye påvisningen kan skyldes en ny introduksjon fra Driva/Litledalselva/Usma via brakkvannspredning. Det er derfor en mulighet for at behandlingen av Batnfjordelva i 2004 kan ha vært vellykket. Dersom vi holder denne muligheten åpen, vil to av tre fullskalabehandlinger som kan evalueres ha vært mislykket.

I Lærdalselva er det antydnet at parasitten kan ha overlevd behandlingene i 2005/2006 på to ulike steder i vassdraget. Dette er basert på undersøkelser foretatt av Veterinærinstituttet som 4.- 5. februar 2008 foretok en innsamling av laksunger på 17 lokaliteter i Lærdalselva for å studere spredning og infeksjonsutvikling hos *G. salaris* etter en vinterperiode. Totalt ble 371 laksunger innsamlet og av disse var 61 infisert med *G. salaris*. I rapporten heter det: "*Det ser ut til at G. salaris har spredt*

*seg litt mer og økt litt i antall på laksungene siden oktober 2007. Parasittene er påvist i to "områder" av elva med en (tilsynelatende) lang, usmittet strekning mellom disse. Dette kan bety at *G. salaris* overlevde behandlingene i 2005/2006 i begge områdene" (kfr. kap. 4.20).*

7.4 Bruk av korttidssperrer - muligheter og begrensninger

Den primære funksjonen til korttidssperrer er å forhindre vandring av potensielle vertsfisk mellom vassdragsområder i løpet av en behandlingsperiode. En tilleggsfunksjon er at slike sperrer kan forenkle kjemisk behandling, gjennom at sperrene muliggjør seksjonsvise behandlinger av komplekse vassdrags-system. En prinsipiell forskjell ved benyttelse av korttidssperrer istedenfor langtidssperrer er at utryddingstiltak iverksettes før området oppstrøms sperreområdet er antatt fri for verter og parasitter (kfr. kap. 3.1.2).

7.4.1 Muligheter ved bruk av korttidssperrer

Bruk av korttidssperrer innebærer følgende muligheter (fordeler):

- 1) Bruk av korttidssperrer forhindrer vandring av potensielle vertsfisk mellom vassdragsområder i løpet av en behandlingsperiode
- 2) Bruk av korttidssperrer gir muligheter for seksjonsvis behandling av vassdrag
- 3) Bruk av korttidssperrer er et svært miljøvennlig bekjempelsestiltak.

1) Bruk av korttidssperrer forhindrer vandring av potensielle vertsfisk mellom vassdragsområder i løpet av en behandlingsperiode

I 1986 ble det bygd sperre i Aureelva i Sykkulven. Hensikten med sperra var å hindre laks og laksunger i å vandre opp i Andestadvatnet i forbindelse med rotenonbehandlingen av vassdraget. Sperra ble fjernet i 1992 etter at vassdraget ble

friskmeldt. Senere er det bygd korttidssperrer i forbindelse med andre utryddelsesaksjoner (kfr. kap. 3.1.2).

En korttidssperre vil også føre til bestandsreduksjon av *G. salaris* fordi den begrenser laksens gyteområder ved at den hindrer laks i å gyte oppstrøms sperra.

2) Bruk av korttidssperrer gir muligheter for seksjonsvis behandling av vassdrag

En tilleggsfunksjon ved korttidssperrer er at de kan forenkle kjemisk behandling, ved at sperrene muliggjør seksjonsvise behandlinger av komplekse vassdrags-system.

3) Bruk av korttidssperrer er et miljøvennlig bekjempelsestiltak.

Korttidssperrer hindrer fiskevandring kun i en kort periode og gir derfor ingen ugunstige langvarige effekter på vandrede fiskebestander. Men siden korttidssperrer kombineres med kjemisk behandling oppstrøms sperra, vil miljøkonsekvensene være en følge av den kjemiske behandlingen.

7.4.2 Begrensninger ved bruk av korttidssperrer

Bruk av korttidssperrer innebærer følgende begrensninger (ulemp):

- 1) Bruk av korttidssperrer gir ingen effekt dersom oppvandrende fisk (laks og andre potensielle verter) kan passere forbi avsperringen.

Vandringshinder ble satt opp nederst i Hestdalselva 25.8.2004, med avsperring av både hovedløp og flomløp. Sperra ble imidlertid ødelagt og fisk kunne vandre forbi. Den ble derfor fjernet etter to år (kfr. kap. 4.21).

7.4.3 Måloppnåelse ved bruk av korttidssperrer

Bestandsreduksjon

Bruk av korttidssperrer fører til bestandsreduksjon av *G. salaris* idet de

hindrer ny vertsfisk i å gyte oppstrøms sperra.

Utryddelse

Korttidssperrer kombineres som regel med kjemisk behandling oppstrøms sperra. En korttidssperre etableres derfor ikke med tanke på at sperra i seg selv skal føre til utryddelse av *G. salaris*. En korttidssperre kombinert med rotenonbehandling bidro imidlertid til at utryddelsesaksjonen i Aureelva ble vellykket (kfr. kap. 4.6). Det samme gjorde en korttidssperre som ble etablert i forkant av rotenonbehandlingen av Storelva i Meisingset, selv om det i dette tilfellet ikke ble foretatt kjemisk behandling oppstrøms sperra (kfr. kap. 4.15).

7.5 Bruk av langtidssperrer - muligheter og begrensninger

Den primære funksjonen til langtidssperrer er å fjerne alle potensielle verter for *G. salaris* fra vassdragsområdene oppstrøms sperrestedet. Dette skjer ved at oppgangen av oppvandrende laks, sjøaure og sjørøye stoppes ved sperrestedet, og forutsetter at vertsfisk ovenfor enten dør ut over tid eller vandrer ut. Siden tiltaket har som mål å fjerne alle potensielle verter for *G. salaris*, er tiltaket innrettet mot utryddelse av parasitten oppstrøms sperra. I tillegg vil det virke bestandsreducerende for parasittpopulasjonen i vassdraget som helhet. Størrelsen på bestandsreduksjonen er avhengig av hvor stor del av vassdraget som avsperras.

7.5.1 Muligheter ved bruk av langtidssperrer

Bruk av langtidssperrer innebærer følgende muligheter (fordeler):

- 1) Bruk av langtidssperrer gjør det mulig å utrydde *G. salaris* fra store innsjøer hvor kjemisk behandling er svært vanskelig og/eller lite ønskelig å gjennomføre.

- 2) Bruk av langtidssperrer gjør det lettere å utrydde *G. salaris* fra grunnvannspåvirkete elvestrekninger hvor kjemisk behandling er vanskelig å gjennomføre.
- 3) Bruk av langtidssperrer gjør det lettere å utrydde *G. salaris* fra vanskelig tilgjengelige vassdragsavsnitt hvor det er komplisert å gjennomføre kjemisk behandling.
- 4) Bruk av langtidssperrer reduserer strekninger som må behandles kjemisk.
- 5) Bruk av langtidssperrer er et svært miljøvennlig bekjempelsestiltak.

1) Bruk av langtidssperrer gjør det mulig å utrydde G. salaris fra innsjøer hvor kjemisk behandling er svært vanskelig eller lite ønskelig å gjennomføre.

I Figga i Nord-Trøndelag kunne sjøvandrende fisk opprinnelig vandre opp til Leksdalsvatnet med tilløpselver og blant annet gytte laksen i Lundselta. Leksdalsvatnet har en solid røyebestand, og det er vist at røya kan være bærer av *G. salaris* en viss tid. I 1984 ble derfor over 600 røyer fra Leksdalsvatnet undersøkt, uten at det ble påvist *G. salaris* (Hope 1996).

Allerede i 1984 ble det utarbeidet planer for rotenonbehandling av vassdraget, men det var ikke mulig å behandle det store Leksdalsvatnet (ca 20 km²). Oppgangen av laks til de øvre deler av vassdraget måtte stoppes, slik at parasitten dermed kunne fjernes. Vinteren og våren 1988 ble det derfor bygget en laksesperre ca 1 km fra munningen av Figga, og den sto ferdig i april samme år. Sperra er bygget som en trebukkedam med oppstrøms tetting av plank med en horisontal rist på nedstrøms side (Rikstad & Grande 1992). Laks og sjøaure vandrer inn mot dammen under rista og stopper der. I 1990-92 og i 1990 ble det fanget 1 laksunge nedenfor fiskesperra, og den var sterkt angrepet av *G. salaris*. Ovenfor fiskesperra ble det fanget 2 laksunger, begge i sideelva Døla, og ingen var infisert. I 1991 ble det funnet 1 infisert laksunge i Døla. Samme år ble

det i forsøkssammenheng samlet inn ca 60 laksunger like nedenfor fiskesperra. Flere av disse var infisert av mer enn 1 000 individer av *G. salaris*, og var svært magre og i elendig kondisjon. I 1992 ble det funnet 1 uinfisert laksunge i Døla, og åtte laksunger nedenfor fiskesperra. Av de sistnevnte var 2 smittefrie, mens de øvrige var bare svakt infisert (Paulsen & Rikstad 1989, Lorentsen & Rikstad 1991, 1992, Lorentsen 1993, Hope & Lorentsen 1995).

G. salaris ble påvist helt opp i Lundselta som er den viktigste tilløpselva til Leksdalsvatnet. Lundselta ble rotenonbehandlet først i 1984, deretter i 1990, begge ganger for å redusere smittepresset over til Verdalsvassdraget (Leksdalsvatnet er drikkevannskilde for Verdal). Det ble også innstallert gyrofilter i drikkevannsanlegget for å redusere sjansen for overføring til Verdal. *G. salaris* ble påvist i Lundselta både før og etter behandling i 1984, men ikke etter behandling i 1990 (fiskeforvalter Anton Rikstad pers. medd.).

Vassdraget nedenfor fiskesperra ble rotenonbehandlet 4. juli 1993, samtidig med Steinkjervassdraget. I 1994, året etter rotenonbehandlingen, ble det flere ganger gjennomført et begrenset elfiske ved fiskesperra, og det ble funnet utelukkende årsyngel. I 1995, 1996 og 1997 ble det elfisket i 3 omganger hvert år ved fiskesperra, og resultatene viste en betydelig større produksjonen av laksunger enn før rotenonbehandlingen. I 1997 var tettheten av laksunger eldre enn årsyngel 33,4 fisk pr 100 m². I midten av september 1997 ble *G. salaris* påvist på nytt i Steinkjervassdraget. 34 laksunger fra Figga, fanget 16.10.1997, var imidlertid ikke infisert. Det samme var tilfelle med 114 laksunger fanget i Figga første halvdel i november samme år. På laksunger innsamlet i april og juni 1998 ble det heller ikke påvist *G. salaris*, men blant 21 laksunger fanget 3. juli ble det påvist en *G. salaris* på en fisk.

I 2001/2002 ble det gjennomført ny rotenonbehandling av Steinkjervassdraget og av Figga nedstrøms sperra (kfr. kap 7.5.3). Det ble gjennomført jevnlige ungfiskundersøkelser i vassdragene i regi av Fylkesmannen i Nord-Trøndelag og sommeren 2005 ble *G. salaris* påvist igjen både i Steinkjervassdraget (22.6. 2005 i Ognaveg ved Midjø). I løpet av vår/forsommer 2005 ble det tatt prøver i Byaelva og Figga uten at *G. salaris* ble påvist. I Figga ble *G. salaris* påvist 18. august 2005 på en av 56 undersøkte laksunger. En begrenset rotenonbehandling ble utført 26. - 27.8 2005 i Byaelva, Figga og Ognaveg nedenfor Ognaveg bru (Rikstad 2006). Etter den tid er det ikke påvist *G. salaris* i Figga, heller ikke i Byaelva, kun i Ognaveg (fiskeforvalter Anton Rikstad pers. medd.).

Overvåking oppstrøms fiskesperra i Figga er foretatt med ujevne mellomrom. Sporadisk er røye fra Leksdalsvatnet og aure fra Lundselta analysert uten at *G. salaris* er påvist. Tidligere gode laksehabitater ovenfor fiskesperra er undersøkt uten at laks er påvist (inklusive sideelvene Døla og Skilja) og kun aure er funnet (Rikstad 2006).

På bakgrunn av disse observasjonene er det overveiende sannsynlig at sperra i Figga hadde virket etter hensikten og at parasitten faktisk ble utryddet fra Figga ved aksjonene i 1993 og 2001/2002. Grunnen til at parasitten igjen ble observert i Figga etter rotenonbehandlingene i 1993 og 2001/2002, var høyst sannsynlig ny smitte fra Steinkjervassdraget (kfr. kap 7.5.3).

I Lakselva i Misvær kunne laksen vandre opp til Storforsen, ca. 7 km fra sjøen. Høsten 1976 var en fisketrapp i Storforsen ferdig og laksen kunne dermed passere gjennom Skarsvatn som ligger like ovenfor. I 1977 vandret de første laksene opp denne trappa. I tillegg ble det også satt ut laksunger på strekningen oppstrøms Skarsvatn i perioden 1976–1978 og det ble

påvist *G. salaris* på laksunger i 1980 (kfr. kap. 4.14). Vinteren 1977/1978 ble fisketrappa i Storforsen ødelagt av is og senere vandret det ikke laks opp forbi Storfossen. Den nybygde, men ødelagte trappa kom derfor til å fungere som sperre i forhold til bestanden av vertsfisk med *G. salaris* som befant seg oppstrøms trappa. Skarsvatnet er en innsjø på 280 da med ren aurebestand (Johnsen & Hvidsten 1976). Den 5. juli 1990 ble vassdraget rotenonbehandlet fra utløpet av Skarsvatn og ned til sjøen. Det ble ikke gjennomført kjemisk behandling oppstrøms Storfossen fordi man antok at den lange avsperringen av denne elvestrekningen hadde ført til at både laksunger og *G. salaris* var borte. Etter rotenonbehandlingen ble det gjennomført årlige ungfiskundersøkelser i vassdraget i en lang periode, men *G. salaris* ble ikke observert. Vassdraget ble friskmeldt i 1995 og vi kan dermed konkludere med at "avsperringen" av elvestrekningen oppstrøms Storfossen førte til utryddelse av *G. salaris* på denne strekningen.

2) Bruk av langtidssperrer gjør det lettere å utrydde G. salaris fra grunnvannspåvirkete elvestrekninger hvor kjemisk behandling er vanskelig å gjennomføre.

I Skibotnelva, Rauma, og Lærdalselva er det funnet forholdsvis mange og omfattende grunnvannsfrembrudd. Størrelsen på arealene og tilgjengeligheten for fisk til disse "perifere" delene av vassdraget varierer, men der dette ble undersøkt (elektrofiske eller direkte observasjon) ble det funnet laksefisk (ørret i Rauma, sannsynligvis ørret i Lærdalselva og primært røye i Skibotnelva) i alle kilder og i de deler som hadde oppvandringsmulighet fra hovedelva. Det som er felles er at kildene er knyttet til bestemte geologiske og kvartærgeologiske strukturer, der løsmasser i form av rasmateriale, alluviale vifter og morener, sorterte løsmasser i form av elveterrasser og elvesletter, sammen med arealavrenning

fra bakenforliggende landområder (åser, skrenter, fjellplataer med snø) er nøkkelfaktorer.

Alle de tre dalførene er typiske glasiiale daler. Dalene har bratte flanker med mye rasmateriale og dalbunnen har store og komplekse elvesystemer. Direkte observasjon av interaksjon mellom grunnvann og overflatevann kunne observeres i både Skibotnelva, Rauma og Lærdalselva. De tre vassdragene Skibotnelva, Lærdalselva og Rauma har alle geologiske og topografiske elementer som skal til for å gi kildetilførsel av vann som har relevans for alle former for kjemisk behandling, dvs. skape refugier for overlevelse fordi det skjer ufullstendig innblanding (kfr kap. 5).

Bruk av langtidssperrer for i størst mulig grad å eliminere slike områder vil utvilsomt gjøre det lettere å utrydde *G. salaris* fra denne typen vassdrag.

3) Bruk av langtidssperrer gjør det lettere å utrydde G. salaris fra vanskelige tilgjengelige vassdragsavsnitt hvor det er komplisert å gjennomføre kjemisk behandling.

Kjemisk behandling krever "påfriskningspunkter" med regelmessige mellomrom og ikke for store innbyrdes avstander. Dette fordi virkestoffet brytes relativt raskt ned (rotenon) eller fordi vannkjemien må kontrolleres nøye (surt Al).

Når det gjelder rotenonbehandling foreligger det et betydelig erfaringsmateriale. I henhold til internasjonale anbefalinger som er basert på dette materialet (kfr vedlegg 1, s.15) bør avstanden mellom påfriskningsstasjoner helst være kortere enn den avstanden som elvevannet tilbakelegger i løpet av en time. Dersom elvevannet beveger seg med en hastighet på 0,3 m/sek bør det med andre ord ikke være mer enn 1 km mellom dryppstasjonene.

Basert på erfaringene med surt aluminium bestemmes avstanden mellom påfriskningsstasjonene spesielt av hvor lenge pH kan opprettholdes i ønsket område (5,5 - 6,0). Økes pH vil konsentrasjonen av Al³⁺ avta raskt og behandlingen blir mindre optimal som demonstrert under forsøksbehandlingen med AIS i Batnfjordelva i 2003 (kfr. kap 4.8). Tilsig av nytt ubehandlet vann som bidrar til fortykning, men spesielt til økende pH (tilsig av bufferrikt vann) eller økt innhold av organisk materiale reduserer avstanden mellom påfriskningsstasjonene. For eksempel ble det benyttet tre påfølgende doseringsstasjoner i hovedelva for å behandle den 14 km lange Batnfjordelva i 2004 (Hytterød et al. 2005) og ni påfølgende doseringsstasjoner i hovedelva foå å behandle den 44 km lange Lærdalselva i 2005/2006 (Pettersen et al. 2007).

I Lærdalselva har man ved å stenge laksetrappa i Sjurhaugfossen oppnådd å stenge av en elvestrekning på 17 km hvorav den 6,5 km lange strekningen mellom Sjurhaugfoss og Svartegjelet har en stigning på 137 m og er vanskelig tilgjengelig. Også i Driva (Gråura) og i Vefsna (store deler av Austervefsna) vil man kunne eliminere lange elvestrekninger som er vanskelige å komme til ved bygging av langtidssperrer. I Vefsna er slik avsperring allerede gjennomført ved stenging av trappa i Laksforsen (kfr. kap. 4.20).

4) *Bruk av langtidssperrer reduserer strekninger som må behandles kjemisk*

Bruk av langtidssperrer forenkler kjemiske behandlinger, i første rekke ved å redusere de vannarealer og -volumer som må behandles med kjemikalier. Direktoratet for naturforvaltning nedsatte i 2000 en tverrfaglig ekspertgruppe som blant annet skulle vurdere bruk av fiskesperrer i vassdrag infisert av *Gyrodactylus salaris*. Ekspertgruppa vurderte blant annet

biologiske og tekniske krav til fiskesperrer (Thorstad et al. 2001):

- Biologiske krav som må være oppfylt for at sperrebygging skal være aktuelt,
- Biologiske krav for at fiskesperra skal kunne fungere effektivt,
- Tekniske krav for å oppnå funksjon og tilstrekkelig kapasitet mot påkjenninger.

Ekspertgruppa vurderte sperremuligheter i alle vassdrag der det var identifisert smitte, med unntak av vassdrag der det allerede var igangsatt kjemiske utryddingstiltak. Det var spesielt fokus på bruk av langtidssperrer i rapporten fra ekspertgruppa (Thorstad et al. 2001):

*"Det er avdekket store muligheter for bygging av fiskesperrer, både i sidevassdrag og store hovedvassdrag. Det er teknisk mulig å bygge langtidssperrer i minst 19 av vassdragene som er vurdert i utredningen. Bekjempelse av *G. salaris* ved hjelp av langtidssperrer og brakklegging av elvestrekninger kan potensielt redusere behovet for kjemisk behandling av minst 390 km elvestrekninger i norske vassdrag som er infisert med *G. salaris*".*

I Ranavassdraget ble utbredelsen av parasitten vesentlig redusert gjennom stengning av fisketrappene i Reinforsen og i sidevassdraget Tverråga (kfr. kap. 4.23). Ved behandlingen i 2003 - 2004 var lakseførende strekning redusert fra om lag 66 km til 13 km. Dette reduserte omfanget av de kjemiske utryddelsestiltakene vesentlig.

5) *Bruk av langtidssperrer er et svært miljøvennlig bekjempelsestiltak.*

Langtidssperrer er et selektivt tiltak som virker direkte på laksunger og *G. salaris* og som har få utilsiktede effekter på miljøet. Laksunger har en naturlig utvandringstrang og vandrer ut når de blir smolt. Når laksungene vandrer ut, forsvinner også *G. salaris* (forutsatt at det ikke finnes stasjonære langtidserverter

oppstrøms sperra). Det øvrige dyrelivet som befinner seg i eller ved elva blir ikke berørt med unntak av elvemuslingen som har et obligatorisk stadium på gjellene til bla.a. laks eller aure (kfr. kap. 7.5.2).

Tidsspektivet vil være avgjørende ved bruk av langtidssperrer og avsperringer i store vassdrag som kanskje skal stå i 15 år eller mer, vil kunne gi effekter på miljøet som ikke umiddelbart er innlysende. Det kan være naturlig å utrede behovet for en konsekvensutredning i slike tilfelle.

7.5.2 Begrensninger ved bruk av langtidssperrer

Bruk av langtidssperrer innebærer følgende begrensninger (ulemper):

- 1) Bruk av langtidssperrer gir ingen effekt dersom det forekommer langtidsverter oppstrøms sperra
- 2) Bruk av langtidssperrer gir ingen effekt dersom oppvandrende fisk (laks og andre potensielle verter) kan passere forbi avsperringen.
- 3) Bruk av langtidssperrer tar lang tid.
- 4) Bruk av langtidssperrer kan ha ugunstige effekter på alle anadrome bestander og elvemusling
- 5) Bruk av langtidssperrer har negative effekter på sportsfisket.

1) Bruk av langtidssperrer gir ingen effekt dersom det forekommer langtidsverter oppstrøms sperra

En klar begrensning ved langtidssperrer er forekomsten av stasjonære langtidsverter på oversiden av sperra. Mulige langtidsverter kan være: Laks, regnbueaure, sjørøye, hybrider mellom laks og sjøaure og mellom laks og sjørøye.

Erfaringene fra Lakselva i Misvær (innsjø med ferskvannsstasjonær aure oppstrøms avsperring) og Figga i Nord-Trøndelag (innsjø med ferskvannsstasjonær aure og røye oppstrøms avsperring) indikerer at verken ferskvannsstasjonær aure eller ferskvannsstasjonær røye fungerte som

langtidsverter for *G. salaris* i disse tilfellene.

Dersom det finnes stasjonære langtidsverter på oversiden av en avsperring, vil avsperringen ikke ha noen effekt. Vi kjenner ingen sikre eksempler på slik forekomst av langtidsverter, men vi kjenner to tilfeller hvor *G. salaris* ble påvist på ikke - lakseførende deler (ovenfor en naturlig sperre) i et vassdrag på et tidlig tidspunkt (1970 - tallet) og hvor det hersker tvil om hvorvidt den fortsatt er til stede. Det dreier seg om Skibotnelva og Driva.

Skibotnelva

I Skibotnelva er Rovejohkfossen ansett som en sperre for naturlig oppvandring av laksefisk fra sjøen og både ved rotenonbehandlingene av vassdraget i 1988 og 1995, ble øverste hovedutdosering foretatt ved Rovejohka som ligger like oppstrøms Rovejohkfossen. Ved rotenonbehandlingene i 1988 og 1995 ble det m.a.o. forutsatt (antatt) at parasitten ikke var tilstede ovenfor de lakseførende delene av vassdraget. Dette til tross for at parasitten tidligere var funnet på laksunger ovenfor lakseførende del (Gyrodactylusprosjektet 1981) og at den opprinnelig kom til vassdraget via en fisketransport som dumpet infisert fisk i elva oppstrøms lakseførende del (Gyrodactylusprosjektet 1983). Denne forutsetningen bygde på antakelsen om at parasitten ville forsvinne når laksungene enten døde eller vandret ut som smolt og at det ikke fantes andre langtidsverter ovenfor lakseførende del av vassdraget. Sommeren 1999 ble det imidlertid gjennomført innsamling av fiskeunger fra en rekke lokaliteter i Skibotnvassdraget. Ved undersøkelsen ble det påvist et betydelig antall *G. salaris* på laksungene fra alle innsamlingsstasjoner på lakseførende strekning. Det ble i tillegg påvist ett *Gyrodactylus*-individ på en av tre røyeunger fanget ca. 10 km ovenfor lakseførende strekning, på en stasjon i

Slåttelva (Bogjohka) like ovenfor Hellingskogvatnet (Hanssen & Kristoffersen 2000). Ved diagnostisering falt parasitten av før arbeidet var fullført. I konserveringsvæsken ble det funnet fire *G. salaris*, men prosedyren ved behandling av prøvene medfører at man ikke kan utelukke at disse stammer fra fisk fanget på andre prøvestasjoner. Veterinærinstituttets konklusjon var: "Det ble funnet et *Gyrodactylus*-individ på røye ovenfor lakseførende strekning, men at det ikke er mulig å si hvilken art det dreide seg om. Veterinærinstituttet er kjent med at det finnes andre fiskearter enn røye på den aktuelle strekningen. Foruten at det her kan være snakk om en spesifikk røyeparasitt, kan *Gyrodactylus*-individet tilhøre en art som lever på en av de andre fiskeartene" (brev fra Statens Dyrehelsetilsyn, Fylkesveterinæren for Troms og Finnmark av 11.1.2000 til Statens Dyrehelsetilsyn Sentralforvaltningen, Oslo).

Senere er det gjort ytterligere undersøkelser oppstrøms lakseførende del i Skibotnelva. Blant annet ble det gjennomført undersøkelser i 2004, men det ble ikke påvist *G. salaris* hos stasjonær røye ovenfor vandringshinderet i Skibotnelva. Fangsten var imidlertid svært fåtallig til tross for stor innsats med flere ulike typer fangstredskap. Det tyder på en meget tynn røyebestand og at det trolig per i dag ikke er en selvreproduserende bestand av røye på strekningen fra vandringshinderet og opp til Galggojavri (Kristoffersen et al. 2005).

Erfaringene fra Leksdalsvatnet i Figga i Nord-Trøndelag viser at ferskvannstasjonær røye ikke fungerte som langtidsvert for *G. salaris* i dette tilfellet. Pålsbufjorden og andre innsjøer i nærheten er imidlertid eksempler på at stasjonær røye kan fungere som langtidsvert for *G. salaris*, men her dreier det seg om en annen haplotype (F) av *G. salaris* (som i eksperimenter hittil har vist seg å ikke være farlig for laksunger). Vi vet ikke om

haplotype B som finnes i Skibotnelva evt. kan bruke stasjonær røye som langtidsvert (Figga hadde sannsynligvis en annen gyrotype (haplotype A) enn Skibotnelva). Vi vet heller ikke om den stasjonære røya i Skibotnelva evt. kan tenkes å ha store likhetstrekk med sjørøye og dermed ha egenskaper som gjør den mer egnet som langtidsvert enn den stasjonære røya i Leksdalsvatnet i Figga.

Til tross for at den ferskvannstasjonære røye i Skibotnelva ikke fungerer som langtidsvert for parasitten, har nyere undersøkelser vist at sjørøye kan være langtidsvert for *G. salaris* i dette vassdraget. Under elektrisk fiske høsten 2004 viste det seg at 48 % av røyeungene på lakseførende strekning var infisert med en gjennomsnittlig intensitet på 11 parasitter per fisk. Av garnfanget sjørøye i størrelsen 40-50 cm var 10 av 15 individer (67 %) infisert med gjennomsnittlig intensitet på sju parasitter per fisk (Kristoffersen et al. 2005). Ved etablering av en langtidsperre i nedre deler av Skibotnelva, vil man følgelig ha en viss risiko for at det opprettholdes et langvarig smittereservoar på oversiden av sperrestedet. Dette reservoaret kan være svært langvarig dersom ikke alt avkom av sjørøye forlater elva som smolt, men endrer strategi fra sjøvandrende til stasjonær livshistorie.

Driva

I Driva ansees Magalaupe i Drivdalen å være et oppvandringshinder for laks og sjøaure. Det er imidlertid knyttet en viss usikkerhet til dette idet det går rykter om at "blankfisk" har vært observert oppstrøms Magalaupe. Det har imidlertid ikke vært noen bestand av laksunger oppstrøms Magalaupe. I 1977 kjøpte Nordmøre laksestyre et parti laksyngel fra FFL på Sunndalsøra. Yngelen ble satt ut i Driva ovenfor den lakseførende strekningen. Ved ungfiskundersøkelser i september 1980 ble det funnet tre 3-årige laksunger ved Engan

i øvre Driva som var angrepet av *G. salaris* (Gyrodactylusprosjektet 1981).

I mai 1984 ble det foretatt ungfiskundersøkelser ved Engan i Driva. Det ble bare funnet aureunger og *Gyrodactylus* ble ikke påvist. I juli samme år ble det satt ut 4000 to-somrige laksunger i dette området. Laksungene kom fra A/S Settefiskanlegget Lundamo hvor *Gyrodactylus* aldri har vært påvist. I august, ca en måned etter utsetting, ble 55 av de utsatte laksungene fisket opp igjen. Disse ble grundig undersøkt, men *Gyrodactylus* ble ikke funnet. I april 1985, ca 9 mndr. etter utsetting, ble det aktuelle området fisket over på nytt og 20 utsatte laksunger ble gjenfanget. Laksungene ble grundig undersøkt og det ble funnet *G. salaris* på tre av dem (T. A. Mo pers. medd.). Det betyr at parasitten fortsatt var til stede i denne delen av vassdraget (Johnsen & Jensen 1985).

I de senere år har det vært gjennomført diverse fiskeundersøkelser i øvre deler av Driva for å identifisere eventuelt smitte-reservoar oppstrøms antatt vandringshinder. I det lille tjernet Potta, med avrenning til det større sidevassdraget Åmotdalselva (Åmotsa) i Driva, har det ifølge lokale kjentfolk vært en bestand av regnbueaure fra 1960-tallet og helt fram til 1990-tallet. Det foreligger ingen opplysninger om observasjon av regnbueaure etter 2000. På oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning ble det gjennomført prøvefiske med garn og elektrofiske i 2003 og 2004, men det ble ikke funnet regnbueaure ved noen av anledningene (Kjøsnes og Solem 2004, Solem og Kjøsnes 2005).

Sommeren 2004 ble det gjennomført elektrisk fiske på til sammen 10 stasjoner i Driva oppstrøms Magalaupe og i nedre deler av Åmotdalselva, men det ble ikke funnet laksunger på noen av stasjonene (Solem & Kjøsnes 2005). Som et ytterligere ledd i kartleggingsarbeidet av

ukjent smittereservoar, ble det våren 2005 lagt ut til sammen 38 000 lakserogn av Driva-stamme på tre stasjoner oppstrøms Magalaupe. I 2006 ble det gjennomført elektrisk fiske i tilknytning til forsøksstasjonene, men ingen av de undersøkte laksungene var infiserte av *G. salaris* (Øyvind Solem, pers. medd.).

Ferskvannstasjonære hybrider

Ved NINA forskningsstasjon på Ims ble det i 1996 utført ett forsøk der utvandringen til smolt produsert ved forskningsstasjonen, ble studert etter utsetting ovenfor fiskefella i Imsa. Grupper av ca 250 individer av 1+ laks av Imsa-stamme, 1+ ørret av Fossbekk-stamme (en sidebekk til Imsa), og 1+ hybrider mellom Imsalaks hunn og Fossbekkørret hann ble satt ut 1000 m ovenfor fella den 6. mai 1996. Innen utgangen av 1996 hadde 88,6 % av laksen, 58,7 % av hybridene og 34,0 % av ørreten vandret ned i fella.

Dette forsøket ble gjennomført med fisk som var karakterisert som smolt. Det er derfor all grunn til å tro at en del av et hybridkull blir i ferskvann hele livet. Spørsmålet blir dermed: Hvor gamle kan de ferskvannstasjonære hybridene bli og vil de kunne fungere som langtidsverter for *G. salaris*? Spørsmålet er aktuelt å få avklart både i Vefsna og Driva, fordi det i begge vassdrag er observert betydelige andeler hybrider i ungfiskbestandene og fordi det skal finne sted kjemisk behandling nedstrøms sperrer der vi antar det tidligere har foregått hybridisering ovenfor (Laksforsen i Vefsna) mens det er dokumentert å ha foregått hybridisering ovenfor ny kunstig sperre i Driva.

2) Bruk av langtidssperrer gir ingen effekt dersom oppvandrende fisk (laks og andre potensielle verter) kan passere forbi avsperringen.

Fisketrappa i Laksforsen i Vefsna ble stengt i 1992, men ved et uhell slapp noen laks forbi, slik at det ble klekket laksunger i vassdraget ovenfor trappa også våren

1993. Til og med 1994 ble sjøauren i trappa sluppet videre opp i vassdraget, men dette opphørte i 1995 (Johnsen et al 1999b).

På bakgrunn av storflommen i 2006 ble det gjort en vurdering av langtidssperra i Figga. En av konklusjonene var at det kan ikke utelukkes at voksen laks kan ha passert sperra i 1999 og/eller 2006 som følge av skader som hadde oppstått. Vellykket rotenonbehandling av Figga i 2002 tyder imidlertid på at det ikke har vært *G. salaris* oppstrøms sperra og behandlingsområdet (Forseth 2007).

3) Bruk av langtidssperrer tar lang tid.

Når et vassdrag sperres for oppvandring og laksen dermed hindres i å gyte, vil vassdraget etterhvert tømmes for laksunger siden disse vil dø av *Gyrodactylus*-angrep eller vandre ut når de smoltifiserer. Dette vil nødvendigvis ta tid idet laksunger kan bli 5 år eller eldre før de smoltifiserer. Noen av hannlaksungene blir gytepar og kan bli enda eldre.

Hvis det forekommer andre langtidsverter oppstrøms sperra vil det kunne gå enda lengre tid før man kan være sikker på at man er kvitt *G. salaris* oppstrøms sperra.

4) Bruk av langtidssperrer kan ha ugunstige effekter på alle anadrome bestander og elvemusling

Anadrome bestander

Når et stort vassdrag avsperras langt nede vil dette få konsekvenser for bestander av sjøaure og/eller sjørøye som finnes i vassdraget. Dersom det finnes lokale bestander oppstrøms sperra, vil disse gå tapt med mindre de blir tatt vare på for eksempel i levende genbank.

Vefsna, Fusta og Drevja har alle betydelige bestander av sjøaure og alle tre bestandene har fått sitt utbredelsesområde i elva kraftig redusert i påvente av en framtidig

kjemisk behandling. Konsekvensene av dette på lang sikt er ikke kjent.

Elvemusling

I mange anadrome vassdrag (for eksempel Steinkjervassdraget og Figga) er det funnet at laks er primærvert for muslinglarvene. I gyroinfiserte vassdrag kan bestanden av laks bli redusert så mye at det også får konsekvenser for reproduksjonen hos elvemusling. I Figga ble det bygget fiskesperre i 1988 for å hindre oppgang av laks. Dermed ble utbredelsen av laks begrenset til en liten del av anadrom strekning og det finnes ikke lenger laksunger ovenfor sperra. Vassdraget har imidlertid en god (og muligens økende) bestand av ørret, men det er likevel sannsynlig at elvemuslingen ikke har hatt egnet vertsfisk til larvene sine på 20 år. I tillegg har bestanden av vertsfisk vært redusert på grunn av gyro-infeksjon i ytterligere 10 år. Hva har dette hatt å si for bestanden av elvemusling i Figga? Det produseres ufattelige 9000 milliarder muslinglarver i Figga hvert år. Om ikke elvemuslingen i Figga har tilpasset seg ørret som vertsfisk, vil hele denne larveproduksjonen dø hvert år og det kan forventes at det ikke lenger finnes muslinger yngre enn 20 - 25 år i vassdraget. Hvilken betydning har dette? Hvor lenge kan bestanden klare seg uten at rekrutteringen tar seg opp igjen eller tiltak må settes i verk for å styrke bestanden?

5) Bruk av langtidssperrer har negative effekter på sportsfisket.

Avsperring vil ha negative effekter på sportsfisket når elvestrekningen som det kan fiskes på reduseres. I for eksempel Vefsnavassdraget er lakseførende strekning redusert fra 126 km til 28 km på grunn av stengingen av fisketrappa i Laksforsen. Tilsvarende er fiskbar strekning i Ranavassdraget redusert fra 66 til 13 km etter stengning av fisketrapp.

7.5.3 Måloppnåelse ved bruk av langtidssperrer

Bestandsreduksjon

G. salaris - angrep fører ikke til 100 % utryddelse av laksungene i et vassdrag. Ved å sammenligne tetthet av laksunger > 0+ før og etter *G. salaris* - angrep i 14 norske vassdrag fant Johnsen et al. (1999b) en gjennomsnittlig tetthetsreduksjon på 85,5 %. I tillegg til at noen eldre laksunger overlever, vil det alltid finnes årsyngel (0+) av laks i vassdragene som vil opprettholde en bestand av *G. salaris* i vassdraget.

Rent generelt kan man derfor slå fast at langtidssperrer reduserer laksens gyteområder og dermed også bestanden av overlevende laksunger i vassdraget. Dermed vil også bestanden av *G. salaris* reduseres og bestandsreduksjonen vil være proporsjonal med lengden på avsperrret elvestrekning.

Utryddelse

Langtidssperrer er foreløpig brukt i begrenset grad som en del av utryddelsesaksjoner. Foreløpig kjenner vi bare to tilfeller hvor langtidssperre kombinert med kjemisk behandling i en utryddelsesaksjon har resultert i vellykket utryddelse av *G. salaris*: Lakselva i Misvær og Figga i Nord-Trøndelag. Disse eksemplene er nærmere omtalt ovenfor.

Vi kjenner kun ett eksempel fra norske vassdrag hvor langtidssperre kombinert med kjemisk behandling ikke har resultert i utryddelse av *G. salaris*. Det gjelder Steinkjervassdraget i Nord-Trøndelag. Her ble fisketrappa i Støafossen i Ognå permanent stengt i 1988. Det ble funnet laksunger med *G. salaris* oppstrøms trappa både i 1987 og 1988 (Paulsen & Rikstad 1989). Det er senere gjennomført ungfiskundersøkelser med ujevne mellomrom på gode laksebiotoper ovenfor Støafossen (Lauva, Møyta, Skillegrind) uten at laksunger er funnet (Rikstad 2006). Det er svært sannsynlig at laksungene og

dermed også *G. salaris* var forsvunnet fra Ognå oppstrøms Støafossen ved rotenonbehandlingen i 1993. Da hadde det gått 7 år siden stengningen av trappa. I motsatt fall ville sannsynligvis *G. salaris* ha dukket opp i de lakseførende delene av Ognå lenge før 1997.

En arbeidsgruppe som vurderte en rekke mulige forklaringer til at lakseparasitten *G. salaris* ble påvist i Steinkjervassdraget og Figga i 2005, vurderte også muligheten for at parasitten kan ha forekommet på elvestrekninger ovenfor laksevandringshindre. Arbeidsgruppen presiserte imidlertid at det ikke var gjort funn av laksunger eller andre mottagelige fisk ovenfor disse hindrene som kunne underbygge en slik mistanke (Hjeltnes et al. 2006). Det er på denne bakgrunn ingen grunn til å tro at langtidssperra i Støafossen ikke hadde fungert etter hensikten.

8 Konklusjon

Ved evalueringen av de ulike kjemiske behandlinger har det framkommet en del "Generelle utfordringer ved bekjempelsestiltak" som er felles for kjemiske behandlinger. Det dreier seg om:

- Dårlig planlegging,
- Utilstrekkelig kartlegging,
- Mangelfull behandling,
- Mangel på konkret kunnskap med direkte betydning for behandlingsstrategi
- Begrensninger som i hovedsak har med vassdragets størrelse og kompleksitet å gjøre.

Disse begrensningene, som er nærmere gjort rede for i innledningen til kap. 7, kan ha vært avgjørende for om utryddelsen av parasitten lyktes eller ikke.

En sterkere avgrensning av behandlingsområdet med tilsvarende reduksjon av bekjempelsesaksjonens omfang, ville ha redusert betydningen av disse begrensningene. Dette ville sannsynligvis ha økt sjansene for å lykkes med kjemisk behandling. Det er grunn til å tro at en mer utstrakt bruk av avsperringer ville ha økt sjansene for å lykkes i kampen for å utrydde *G. salaris*.

8.1 Rotenonbehandling

Muligheter

Rotenonbehandling er en gammel og vel utprøvd metode for utryddelse av fisk. På grunn av lakseparasittens vertsavhengighet, kan derfor metoden brukes til å utrydde *G. salaris* ved å utrydde all vertsfisk. Rotenon brytes raskt ned, akkumuleres ikke i næringskjeden og er moderat giftig for fugler og pattedyr. Rotenonbehandling virker både i ferskvann og i brakkvann.

Begrensninger

Effekten av tidligere behandlinger kan ha vært begrenset av pålagte restriksjoner med hensyn til konsentrasjon. Rotenon virker dårlig ved lave vanntemperaturer og problemet med mulig overlevelse i grunnvann er ikke løst. Rotenonbehandling dreper all fisk og derfor vil behandlingen ha ugunstige effekter på fiskebestander. Rotenonbehandling medfører også kortvarige negative effekter på flere virvelløse organismegrupper. Rotenonbehandling er vanskelig å kvalitetssikre i felt på grunn av manglende målemetoder. Gjennomføringen av behandlinger foregår over et kort tidsrom og stiller store krav til koordinering slik at man unngår at det oppstår giftfrie refugier som fisk kan overleve i.

Måloppnåelse

Rotenonbehandling har vært brukt for å redusere bestanden av *G. salaris* og for å hindre spredning til sentrale nabovassdrag. Dette antas å ha lyktes uten at det kan dokumenteres hvordan smittespredningen hadde vært til nabovassdrag uten bestandsreduksjon.

Fullskala rotenonbehandling har vist seg å være en effektiv metode for å utrydde *G. salaris* i små og mellomstore vassdrag. Av 21 små og mellomstore fullskala behandlinger resulterte 17 (81 %) i friskmelding. I store vassdrag har imidlertid metoden vært lite effektiv. Av sju gjennomførte store fullskala-behandlinger har bare én (14 %) gitt friskmelding.

8.2 Behandling med surt aluminium

Muligheter

Behandling med surt aluminium kan under eksperimentelle betingelser utrydde *G. salaris* uten at verten berøres i vesentlig grad. Metoden kan brukes som smittedepende tiltak i vassdrag.

Begrensninger

Behandling med surt aluminium stiller store krav til vannkvalitet og kan ikke isolert brukes for å utrydde *G. salaris* fra vassdrag. Behandling med surt aluminium må alltid kombineres med rotenon.

Måloppnåelse

Norske erfaringer har vist at behandling med surt aluminium er en metode som under eksperimentelle betingelser kan være vellykket når det gjelder å utrydde *G. salaris* uten at laksunger berøres i vesentlig grad. Et forsøk på utryddelse i et fiskeanlegg var ikke vellykket. Det er ikke gjennomført fullskala behandling i norske vassdrag som bare er basert på AIS metoden fordi metoden i seg selv ikke er egnet til å utrydde *G. salaris* fra vassdrag. Metoden er egnet som smittedempende tiltak. Dette kan muligens bidra til å hindre videre spredning av lakseparasitten. Forbeholdet her knytter seg til at antall verter opprettholdes.

8.3 Behandling med kombinasjonsmetoden

Muligheter

Behandling med kombinasjonsmetoden vil kunne redusere og muligens utrydde bestanden av *G. salaris* i vassdrag og den skader ikke vertsfisk eller andre fiskearter i vesentlig grad. Behandling med kombinasjonsmetoden er lett å kvalitetssikre i felt. Dette gjør det mulig å justere doseringen undervegs i behandlingen. Metoden gir også åpning for å observere behandlingseffekter i sann tid ved å følge parasittpopulasjonene på vertsfisken. Behandling med kombinasjonsmetoden innebærer lite bruk av fremmede stoffer.

Begrensninger

Kombinasjonsmetoden er en kompleks og ressurskrevende metode som stiller store krav til vannkvalitet (AIS-delen). Surt aluminium krever lang tid for å ta livet av *G. salaris* og kan ved overdosering gi uheldige effekter spesielt på ferskvannsstasjonære fiskebestander, men også på

anadrome bestander og på hvirvelløse dyr. Kombinasjonen av to ulike metoder stiller store krav til metodisk koordinering slik at det ikke oppstår refugier hvor forutsetningene for effektiv behandling ikke er oppfylt. Slike refugier kan oppstå både i brakkvann og i ferskvann i overgangen mellom områder som behandles med AIS og områder som behandles med CFT-legumin (rotenon). Gitt at fisk kan vandre mellom områder som behandles med AIS og rotenon, kan dette gi overlevelse av *G. salaris*, selv ved optimal koordinering og samordnet bruk av de to metodene med forskjellig behandlingsvarighet. Kombinasjonsmetoden er ny og lite utprøvd.

Måloppnåelse

Behandling med kombinasjonsmetoden reduserer bestanden av *G. salaris* og bidrar muligens til å hindre videre spredning av lakseparasitten. Forbeholdet her knytter seg til at antall verter opprettholdes.

Det er foreløpig gjennomført få fullskala behandlinger med kombinasjonsmetoden hvorav tre av vassdragene har vært store og kompliserte. Det har så langt bare gått fire år siden den første fullskala behandlingen. Metoden er derfor vanskelig å evaluere. Resultatene tyder imidlertid på at metoden har vært lite effektiv for å utrydde *G. salaris*.

8.4 Bruk av korttidssperrer

Muligheter

Bruk av korttidssperrer hindrer vandring av potensielle vertsfisk mellom vassdragsområder i løpet av en behandlingsperiode og gir muligheter for seksjonsvis behandling av vassdrag

Begrensninger

Bruk av korttidssperrer gir ingen effekt dersom oppvandrende fisk (laks og andre potensielle verter) kan passere forbi avsperringen.

Måloppnåelse

Korttidssperrer har foreløpig hatt liten anvendelse i norske vassdrag, men av to kjente tilfelle som kan evalueres, bidro begge til utryddelse av parasitten.

8.5 Bruk av langtidssperrer

Muligheter

Bruk av langtidssperrer har enestående muligheter siden det er den eneste metoden som kan anvendes for å utrydde lakseparasitten fra elvestrekninger med store innsjøer. Metoden gjør det også enklere å utrydde lakseparasitten fra grunnvannspåvirkede og/eller vanskelig tilgjengelige elvestrekninger. Metoden gir betydelige miljøgevinster ved at lange elvstrekninger spares for kjemisk behandling.

Begrensninger

Den alvorligste begrensningen ved bruk av langtidssperrer er eventuell forekomst av stasjonære langtidsverter oppstrøms avsperringen. Tekniske begrensninger i form av vedlikehold må påregnes når sperra skal fungere over lang tid. Tiden i seg selv vil være en miljømessig begrensning mht påvirkning på anadrome bestander og elvemusling. Langtidssperrer har også negativ betydning for sportsfisket.

Måloppnåelse

Erfaringene med langtidssperrer er foreløpig beskjedne og vi har kun tre tilfeller som kan evalueres. Dette skyldes at de fleste langtidsavsperringene er utført i vassdrag som nylig er behandlet (Ranaregionen) eller hvor kjemisk behandling ennå ikke er kommet i gang (Vefsnregionen). Av de tre tilfellene som kan evalueres er det kun ett (Lakselva i Misvær) hvor vi kan slå fast med 100 % sikkerhet at langtidsavsperringen har vært effektiv siden lakseparasitten ble utryddet fra vassdraget ved rotenonbehandling nedstrøms det avsperrede området. Når det gjelder Figga tyder resultatene på at sperra høyst sannsynlig har utryddet parasitten oppstrøms, men vi kan ikke slå det fast

med 100 % sikkerhet siden parasitten dukket opp igjen i vassdraget etter aksjonene. I det tredje tilfellet Støafossen i Steinkjervassdraget, tyder også resultatene på at sperra har utryddet parasitten oppstrøms, men heller ikke der kan vi slå det fast med 100 % sikkerhet siden parasitten ikke er utryddet fra vassdraget.

9 Referanser

Anon. 1989. Fysiske tiltak for bedring av fiskeoppgang i Lærdalselva. Rapport fra arbeidsgruppe oppnevnt av Direktoratet for naturforvaltning: 1 - 69.

Anon. 1995. Forslag til handlingsplan for tiltak mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* for perioden 1995 – 1999. – Utredning for DN. Nr. 1995-2: 1 – 96.

Anon. 1997. Mulige smittekilder og spredningsveier for *Gyrodactylus salaris* til elvene Rauma og Lærdalselva. – Rapport fra ekspertgruppen nedsatt av Statens dyrehelsetilsyn: 1 - 23.

Anon. 1999. Til laks å alle kan ingen gjera? Om årsaker til nedgangen i de norske villaksbestandene og forslag til strategier og tiltak for å bedre situasjonen. Utredning fra et utvalg oppnevnt ved kongelig resolusjon av 18. juli 1997. Avgitt til Miljøverndepartementet 12. mars 1999. – NOU. Norges offentlige utredninger 1999:9: 1 – 297.

Arnekleiv, J.V. 1997. Korttidseffekt av rotenonbehandling på bunndyr i Ognå og Figga, Steinkjer kommune. – Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie: 1997-3: 1- 29.

Arnekleiv, J.V., Dolmen, D., Aagaard, K.H., Bongard, T. & Hanssen, O. 1997. Rotenonbehandlingens effekt på bunndyr i Rauma og Hensvassdraget, Møre & Romsdal. Del I: Kvalitative undersøkelser. – Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie: 1997-8: 1- 48.

Aspås, H. 1994. Rotenonbehandling av Raumavassdragene – 1993. – Fylkesmannen i Møre og Romsdal, Miljøvern-avdelinga. Rapport 8 – 1994: 1 – 21.

Aspås, H. 1995a. Rotenonbehandling av Skibotnelva 1995. - Fylkesmannen i Møre og Romsdal. Miljøvern-avdelinga. Rapport 11 -1995: 1 - 15.

Aspås, H. 1995b. Rotenonbehandling i Gjemnes kommune 1994. - Fylkesmannen i Møre og Romsdal. Miljøvern-avdelinga. Rapport 14 -1995: 1 - 15.

Aspås, H. & Bruun, P. 1994. Gjennomførte tiltak mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Møre og Romsdal pr. april 1994. - Fylkesmannen i Møre og Romsdal, Miljøvern-avdelinga. Rapport 5 – 1994: 1 – 31.

Aunsmo, A., Næss, T., Thorkildsen, A. & Sæter, L. 2002. Påvisning av *Gyrodactylus salaris* ved levende genbank for villaks i Nord Norge (Statkraft Bjerka). Rapport 31. mai 2002.

Bakke TA, Harris PD, Jansen PA, Hansen LP (1992) Host specificity and dispersal strategy in gyrodactylid monogeneans, with particular reference to *Gyrodactylus salaris* (Platyhelminthes, Monogenea). Dis Aquat Org 13: 63 – 74.

Bakke T.A., Cable J., Harris P.D. 2007. The biology gyrodactylid monogeneans: The “Russian-doll killers”. Advances in Parasitology 64: 161 – 376.

Barnes, R. B. 1976. The determination of specific forms of aluminium in natural water. Chemical geology 15, 177-191.

Bencala, K.E. 1993. A Perspective on stream-catchment connections. Journal of the North American Benthological Society, 12: 44-47

Berg, M. 1964. Nord - Norske lakseelver. - Johan Grundt Tanum forlag, Oslo: 1 - 300 s.

- Birchall, J. D., Exley, C., Chappell, J. S. & Phillips, M. J. 1989. Acute Toxicity of Aluminum to Fish Eliminated in Silicon-Rich Acid Waters. *Nature* 338, 146-148.
- Bongard T., 2005. Effekter på bunndyr av aluminiumstilsetning mot *G. salaris* i Batnfjordelva, 2003 og 2004. NINA Rapport 9, 20 s.
- Brabrand, Å. og Koestler, A.G. 1999. Grunnvannstilførsel til Steinkjervassdragene som mulig årsak til overlevelse av laksunger ved rotenonbehandling. Laboratorium for ferskvannøkologi (LFI), Zoologisk Museum. Rapport 188-1999.
- Brabrand, Å., Koestler, A.G. and Borgstrøm, R. 2002. Lake spawning of brown trout related to groundwater influx - *Journal of Fish Biology*. 60: 751-763
- Brabrand, Å., Koestler, A. G., Hørstad, A. S. 2004. Grunnvannstilførsel til Skibotnelva, Rauma, Driva, Vefsna og Lærdalselva som mulig årsak til overlevelse av laksunger ved rotenonbehandling . Oslo: Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske, 236, 37 s.
- Brabrand, Å., Bremnes, T., Saltveit, S. J., Koestler, A. G., Bogen, J. 2005. Økologisk betydning av grunnvann for bunndyr og fisk. Norges vassdrags- og energidirektorat, Oslo: Forskningsprogrammet: Miljøbasert vannføring, Rapport nr. 2. ISBN 82-410-0556-3. 64 s.
- Bredeli, I. & Aspås, H. 1995. Plan for rotenonbehandling av Skibotnvassdraget. - Fylkesmannen i Møre og Romsdal. Miljøvern-avdelinga. Rapport nr 3-1995: 1 - 36
- Brunke, M. and T. Gonser. 1997. The ecological significance of exchange processes between rivers and ground water. *Freshwater biology* 37: 1-33
- Castro, N.M. and G.M. Hornberger. 1991. Surface-subsurface water interactions in an alluvial mountain stream channel. *Water Resources Research* 27: 1613-1621
- Cheng, W.W. & Farrel, A.P. 2007. Acute and subacute toxicities of rotenone in juvenile rainbow trout (*Onchorhynchus mykiss*): Swimming performance and oxygen consumption. - *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 52: 388 - 396.
- Direktoratet for naturforvaltning 1995. Forslag til handlingsplan for tiltak mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* for perioden 1995 - 1999. - Utredning for DN 1995-2: 1 - 96.
- Dolmen, D. 1987. Befaring Røssåga/Bjerka (1. dag) og Rana (2. dag), 26. - 27.8.1987. - Direktoratet for naturforvaltning, notat: 1 - 2.
- Driscoll, C. T. A. 1984. Procedure for the Fractionation of Aqueous Aluminum in Dilute Acidic Waters. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 16, 267-283
- Eide, O. 1995. Undersøkelser vedrørende lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Møre og Romsdal 1994. - Fylkesmannen i Møre og Romsdal. Rapport nr. 6 - 1995: 1 - 271.
- Eide, O., Bruun, P. & Haukebø, T. 1992. Undersøkelser vedrørende lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Møre og Romsdal 1988, 1989, 1990 og 1991. Del Nordmøre. - Fylkesmannen i Møre og Romsdal. Rapport nr. 3 - 1992: 1 - 318.
- Engstrom- Heg, R., Colesante, R.T. & Silco, E. 1978. Rotenone tolerances of stream-bottom insects. - *New York Fish Game J.* 18: 135 - 138.

- Fjeldstad, H-P., Brabrand, Å., Haukebø, T., Johnsen, B.O. & Sandøy, S. 2000. Rapport fra rådgivingsgruppe nedsatt av Direktoratet for naturforvaltning for å vurdere planene for rotenonbehandling av Steinkjervassdraget og Figga: 1 - 10.
- Fjeldstad, H-P., Brabrand, Å., Haukebø, T., Johnsen, B.O. & Mo, T.A. 2002. Rådgivingsgruppe i Gyrodactylussaker. Foreløpig rapport om arbeidet: 1 - 79.
- Finlayson, B. J., R. A. Schnick, R. L. Cailteux, L. DeMong, W. D. Horton, W. McClay, and C. W. Thompson. 2002. Assessment of Antimycin A use in fisheries and its potential for reregistration. *Fisheries* 27(6): 10-18.
- Forseth, T. 2007. Vandringshindre i Steinkjervassdraget. - NINA Notat avgitt til Planleggingsgruppe for tiltak mot *G. salaris* i Steinkjer: 1 - 9.
- Fukami, J.I., Yamoto, I. & Casida, J.E. 1967. Metabolism of rotenone in vitro by tissue homogenates from mammals and insects. - *Science* 155: 713 - 716.
- Fukami, J.I., Shisido, K., Fukunaga, K. & Casida, J.E. 1969. Oxidative metabolism of rotenone in mammals, fish and insects and its relation to selective toxicity. - *J. Agr. Food Chem.* 17: 1217 - 1226.
- Fylkesmannen i Møre og Romsdal 1986a. Rotenonbehandling av Bævra. - Notat 17.11.1986: 1 - 7.
- Fylkesmannen i Møre og Romsdal 1986b. Tafjordelva. Rotenonbehandling. - Notat: 1 - 4.
- Fylkesmannen i Møre og Romsdal 1987. Rotenonbehandling av Tafjordelva, Norddal kommune. - Notat: 1 - 8.
- Fylkesmannen i Møre og Romsdal 1988. Rotenonbehandling av Aureelva og Vikelva i Sykkylven, Sykkylven kommune. - Notat: 1 - 5.
- Fylkesmannen i Møre og Romsdal 1991. Rotenonbehandling av Storelva, Meisingset, Tingvoll kommune 8. og 9. april 1991. - Notat: 1 - 2.
- Fylkesmannen i Sogn og Fjordane 1997. Rapport etter rotenonaksjonen i Lærdal – hausten 1997, gitt i brev av 06.11.97 til Statens forurensningstilsyn og Direktoratet for naturforvaltning, 7 sider.
- Halmetoja, A., Valton, E.T., og Koskenniemi, E. 2000. Perch (*Perca fluviatilis* L.) parasites reflect ecosystem conditions: a comparison of natural lake and two acidic reservoirs in Finland. - *International Journal for Parasitology* 30: 1437-1444.
- Gabrielsen S.E., Barlaup B.T., Skoglund H., Gladsø J.A., Sættem L.M. 2004. fiskebiologiske undersøkelser i lærdalselva høsten 2003, -sammenfatning av ungfisktettheter av laks og aure i perioden 1991-2003. LFI-UNIFOB Rapport nr. 128, 34s.
- Garnås, E. 1987. *Gyrodactylus* i Tyrifjorden. Direktoratet for naturforvaltning, Naturnytt 2: 25 – 26.
- Garnås E., Fagerlid Olsen E., Sudbø A., Olsen K., Hansen L.P., Pethon P., Mo T.A., Hobbelstad O.P., Hoen O.B., Solvang R., Holth N.P., Natland O., Lien O., Holmen A. 1988. Tiltak vedrørende lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* I Drammensvassdraget/ Lierelva. Fylkesmannen I Buskerud, Miljøvern avdelingen, Tapport nr 2: 1 – 35.

- Gensemer, R. W. & Playle, R. C. 1999. The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 29, 315-450.
- Gilderhus, P.A., Allen, J.L. & Dawson, V.K. 1986. Persistence of rotenone in ponds at different temperatures. - *North Am. J. Fish. Mgmt.* 6: 129 - 130.
- Gjedrem, T. 1992. Akvaforsk krønike til 1. januar 1990. – Institutt for akvakulturforskning: 1 – 85, 4 vedlegg.
- Grande, M., Muniz, I.P., Andersen, S. 1978. Relative tolerance of some salmonids to acid waters. *Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. Ver.* 20, 2076-2084.
- Grimsmo, H. 2000. Aluminiums virkning på *Gyrodactylus salaris* infeksjon hos laks (*Salmo salar*): En direkte eller indirekte effekt? Cand Scient. Thesis, Universitetet i Oslo.
- Guttvik, K.T., Bardal, H., Moen, A., Stensli, J.H. 2008. Tiltak mot *Gyrodactylus salaris* i smitteregion Beitstadfjorden 2007. - Veterinærinstituttets rapportserie (in press).
- Gyrodactylusprosjektet 1981. Rapport fra Gyrodactylusutvalget over virksomheten i 1980 og program for virksomheten i 1981. – Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim: 1 - 59.
- Gyrodactylusprosjektet 1982. Rapport fra Gyrodactylusutvalget over virksomheten i 1981 og program for virksomheten i 1982. – Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim, 1 - 43.
- Gyrodactylusprosjektet 1983. Rapport fra Gyrodactylusutvalget over virksomheten i 1982 – Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim: 1 - 15.
- Gyrodactylusutvalget 1980. Program for tiltak og undersøkelser (forskning) som følge av de påviste *Gyrodactylus*-angrep på laks i vassdrag og i anlegg for fiskeoppdrett. – Innstilling fra *Gyrodactylus*-utvalget mars. 1980. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim: 1 – 11, + 7 vedlegg.
- Hagen, A.G., Høgberget, R., Hytterød, S. & Hindar, A. 2008. Behandling med aluminiumsulfat (ALS) mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Steinkjervassdragene. - NIVA rapport 5577-2008 (in prep.).
- Halvorsen G. og Heegaard E. 2007. Undersøkelser av effekter på bunnfauna etter aluminiums-behandlingen mot *Gyrodactylus salaris* Malmberg i Lærdalselva, 2005-2006. LFI-UNIFOB Rapport nr. 146, 41s
- Halvorsen, M., Kristoffersen, K. & Pedersen, T. 1990. Rotenonbehandling av Skibotnelva – etterundersøkelser i 1988 og 1989. – Fylkesmannen i Troms, Miljøvern avdelingen, rapport nr. 22 – 1990: 1 - 24.
- Hansen H., Bachmann, L., Bakke T.A. 2003. Mitochondrial DNA variation of *Gyrodactylus* spp. (Monogenea, Gyrodactylidae) populations infecting Atlantic salmon, greyling and rainbow trout in Norway and Sweden. *International Journal for Parasitology* 33: 1471 – 1478.
- Hansen H., Bachmann, L., Bakke T.A. 2007. DNA taxonomy and barcoding of monogenean parasites: lessons from *Gyrodactylus*. *Trends in Parasitology* 23: 363 – 367.
- Hanssen, Ø. K. & Kristoffersen, K. 1999. Gyro-overvåking i elver i Troms og etterundersøkelser i Skibotnelva i 1998. – Notat, Fylkesmannen i Troms, Miljøvern avdelingen: 1 - 7.

- Hanssen, Ø.K. & Kristoffersen, K. 2000. Gyro-overvåking i elver i Troms og etterundersøkelser i Skibotnelva i 1999. - Fylkesmannen i Troms, Miljøvern-avdelingen, notat april 2000: 1 – 6
- Haukebø, T., Eide, O., Skjelstad, B., Bakkeli, G., Tønset, K. & Stensli, J.H. 2000. Rotenonbehandling som tiltak mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*. En gjennomgang av metodikk, utstyr og rutiner med forslag til forbedringer. - Utredning for DN, nr. 2000 - 2: 1 - 80.
- Heggberget, T.G. 1980. Angrep av den parasittiske ikten *Gyrodactylus* på laksunger i en del nord-norske vassdrag. – Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Reguleringsundersøkelsene i Nordland. Rapport 3 – 1980: 1 – 27.
- Heggberget, T.G. & B.O. Johnsen. 1982. Infestations by *Gyrodactylus* sp. of Atlantic salmon in Norwegian rivers. - Journal of Fish Biology 21: 15 - 26.
- Heggenes, J., O.M.W. Krog, O.R. Lindås, J.G. Dokk and T. Bremnes. 1993. Homeostatic behavioural responses in a changing environment: brown trout (*Salmo Trutta*) become nocturnal during winter. Journal of Animal Ecology 62: 295-308
- Hem, J. D. & Roberson, C. E. 1967. Form and stability of aluminium hydroxide complexes in dilute solution. U.S.Geological Survey Water-Supply Paper (1827-A), 55s.
- Herr, F., Greselin, E. and Chappel, C. 1967. Toxicology Studies of Antimycin, a Fish Eradicant. Transactions of the American Fisheries Society 1967; 96: 320–326
- Hjeltnes, B., Mo, T.A., Jansen, P.A., Brabrand, Å., Johnsen, B.O., Stensli, J.H. & Bakke, T.A. 2006. Ny påvisning av *Gyrodactylus salaris* i Steinkjervassdraget og Figga i 2005: Mulige årsaker. - Veterinærinstituttet, rapport 2006: 1 - 22.
- Holton, G.D. and Johnson, H.E. 1996. A field guide to Montana fishes. Montana Fish, Wildlife and Parks.
- Hope, A.M. 1996. Steinkjervassdragene 1980 – 1996. - Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvern-avdelingen. Rapport nr. 6 – 1996: 1 – 11.
- Hope, A.M. & Lorentsen, Ø. 1995. Overvåking av lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Nord-Trøndelag i 1993-95. - Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvern-avdelingen. Rapport nr. 6 – 1995: 1 - 85.
- Hoskonen, P. and Pirhonen, J. 2004. Temperature effects on anaesthesia with clove oil in six temperature-zone fishes. J. Fish Biology, 64, 1136-1142
- Hvidsten, N.A. 1981. Ungfiskundersøkelser av laks og aure fra 34 vassdrag i Møre og Romsdal i tiden 1979 - 81. - Rapport Fagsekretæren for ferskvannsfiske i Møre og Romsdal: 1 – 70 + vedlegg.
- Hytterød S., Pettersen R.A., Høgberget R., Lydersen E., Mo T.A., Hagen A.G., Kristensen T., Berntsen S., Abrahamsen B., og Poleo A.B.S. 2005. Forsøk på å totalutrydde *Gyrodactylus salaris* i Batnfjordelva ved hjelp av aluminium som hovedkjemikalium. NIVA rapport 5015-2005, 30 s.
- Hytterød, S., Kjøsnes, A.J., Høgberget, R., Hagen, A.G. & Hindar, A. 2008. Behandling med aluminiumsulfat (AIS) mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Halsan- og Hestdalsvassdragene. - NIVA Rapport 5578-2008: 1 - 32.

- Jansen PA & Bakke TA 1991. Temperature-dependent reproduction and survival of *Gyrodactylus salaris* Malmberg, 1957 (Platyhelminthes: Monogenea) on Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) Parasitology 102: 167 – 173.
- Jansen PA & Bakke TA 1993. Regulatory processes in the monogenean *Gyrodactylus salaris* Malmberg - Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) association. I. Field studies in southeast Norway. Fish. Res. 17: 87 – 101.
- Jansen, P.A. & Bakke, T.A. 1995. Susceptibility of brown trout to *Gyrodactylus salaris* (Monogenea) under experimental conditions. Journal of Fish Biology, 46: 415 - 422.
- Jansen, P.A., Høgåsen, H.R. & Brun, E. 2005. En vurdering av risiko for spredning av *Gyrodactylus salaris* knyttet til ulike potensielle smitteveier. Rapport Veterinærinstituttet 10. mai 2005.
- Jansen, P.A., Matthews, L. & Toft, N. 2007. Geographic risk factors for inter-river dispersal of *Gyrodactylus salaris* in fjord-systems in Norway. Diseases of Aquatic Organisms, 74: 139 – 149.
- Johnsen, B.O. 1978a. Fiskeribiologiske undersøkelser i de lakseførende deler av Lakselva i Misvær. - Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Reguleringsundersøkelsene i Nordland, rapport 3 – 1978: 1 - 51.
- Johnsen, B.O. 1978b. The effect of an attack by the parasite *Gyrodactylus salaris* on the population of salmon parr in the river Lakselva, Misvær Northern Norway. - Astarte II: 7-9.
- Johnsen, B.O. 1982. Befaring Vefsna-, Røssåga-, Bjerka- og Ranavassdraget i Nordland vedrørende tiltak for fisket: 20. - 24. september 1982. - Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Reiserapport: 1 - 6.
- Johnsen, B.O. & N.A. Hvidsten 1976. Fiskeribiologiske undersøkelser i Gåsvatn, Djupdalsvatn, Kjukkelvatn og Skarsvatn i Misværvassdraget, Skjerstad kommune, sommeren 1975. - Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Reguleringsundersøkelsene i Nordland, rapport 2 - 1976, 23 s.
- Johnsen, B.O. & Jensen, A.J. 1985. Parasitten *Gyrodactylus salaris* på laksunger i norske vassdrag, statusrapport. - Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Reguleringsundersøkelsene, rapport 12-1985: 1 - 145.
- Johnsen, B.O. & Jensen, A.J. 1991. The *Gyrodactylus* story in Norway. - Aquaculture 98: 289 - 302.
- Johnsen B.O., Jensen A.J. 1992. Infection of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., by *Gyrodactylus salaris* Malmberg 1957, in the River Lakselva, Misvær in northern Norway. Journal of fish Biology 40: 433-444.
- Johnsen, B.O., Jensen, A.J. & Sivertsen, B. 1989. Extermination of *G. salaris* - infected Atlantic salmon *Salmo salar* by rotenone treatment in the river Vikja, Western Norway. - Fauna norvegica, Ser. A 10: 39 - 43.
- Johnsen, B.O. & Jensen, A.J., 1992. Infection of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., by *Gyrodactylus salaris*, Malmberg 1957, in the River Lakselva, Misvær in northern Norway. - J. Fish Biol. 40: 433 - 444.
- Johnsen, B.O. & Jensen, A.J. 1997. Tetthet av laksunger og forekomst av *Gyrodactylus salaris* i Lærdalselva høsten 1996. - NINA Oppdragsmelding 459, 17 s.
- Johnsen, B.O., Hvidsten, N.A. & Møkkelgjerd, P.I. 1999a. Lakselver i Trondheimsfjorden. – NINA Oppdragsmelding 598: 1-38.

- Johnsen, B.O., Jensen, A.J. & Møkkelgjerd, P.I. 1999b. *Gyrodactylus salaris* på laks i norske vassdrag, statusrapport ved inngangen til år 2000. - NINA Oppdragsmelding 617: 1-129.
- Jørgensen, L. 1990. Etterundersøkelser i Skibotnvassdraget og overvåking av lakseparasitten *G. salaris* i Troms i 1990. - Fylkesmannen i Troms, Miljøvern-avdelinga. Rapport nr. 26 - 1990: 1 - 24.
- Jørgensen, L. 1991. Etterundersøkelser i Skibotnvassdraget og overvåking av lakseparasitten *G. salaris* i Troms i 1991. - Fylkesmannen i Troms, Miljøvern-avdelinga. Rapport nr. 38 - 1991: 1 - 17.
- Jørgensen, L. 1993. Fylkesmannen i Troms, Miljøvern-avdelinga. Notat 05.11.93: 1 - 5.
- Kjøsnes A.J, Urke H., Hytterød S., Guttvik K.T., Pettersen R.A., Høgberget R., Moen A., Sandodden R., Hagen G.A., Rustadbakken A., Olsen N., Øxenvad A.S., Håvardstun J., Stensli J.H., Lydersen E. 2007. Kjemisk behandling mot *Gyrodactylus salaris* i Steinkjervassdragene 2006, NIVA rapport 5373-2007, 23 s.
- Kjøsnes, A.J. & Solem, Ø. 2004 Kartlegging av langtidsverter for *Gyrodactylus salaris* i Drivvassdraget. ABC oppdragsmelding nr 2: 13 sider.
- Knudsen R, Rikardsen A, Kristoffersen R, Sandring S & Sikavoupio S 2004. Registreringer av *Gyrodactylus* spp. I fiskesamfunnet I Signaldalselva og Kittalselva I Troms 2003. NINA Oppdragsmelding 817: 24s.
- Koestler, A. G., Brabrand, Å. 2001. Grunnvann som mulig årsak til mislykkede rotenonbehandlinger. *Vann*, 36:29-35
- Kristoffersen, K., Rikardsen, A.H., Winger, A.C., Adolfsen, P. & Knudsen, R. 2005. Røye som langtidsvert og smittereservoar for *Gyrodactylus salaris* i Skibotnelva i Troms. - NINA Rapport 36: 1 - 27.
- Lee, D.P. 2001. Northern Pike Control at Lake Davis, California. Pages 29-36 in Cailteux, R.L., DeMong, L., Finlayson, B.J., Horton, W., McClay, W., Schnick, R.A. and Thompson, C, editors. Rotenone in Fisheries: Are the Rewards Worth the Risks? Trends in Fisheries Science and Management 1, Bethesda, Maryland.
- Leonard, J.W. 1939. Notes on the use of derris as a fish poison. - Trans. Am. Fish. Soc. 68: 269 - 280.
- Lentsch, L.D., Thompson, C.W. and Spateholts, R.L. 2001. Overview of a Large-Scale Chemical Treatment Success Story: Strawberry Valley, Utah. Pages 63-80 in Cailteux, R.L., DeMong, L., Finlayson, B.J., Horton, W., McClay, W., Schnick, R.A. and Thompson, C, editors. Rotenone in Fisheries: Are the Rewards Worth the Risks? Trends in Fisheries Science and Management 1, Bethesda, Maryland.
- Ling N (2002). Rotenone- a review of its toxicity and use for fisheries management. Science for Conservation 211, 40 p. ISBN 0-478-22345-5.
- Lorentsen, Ø. 1993. Overvåking av lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Nord-Trøndelag i 1992. - Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvern-avdelingen. Rapport nr. 7 - 1993: 1 - 82.
- Lorentsen, Ø. & Rikstad, A. 1991. Overvåking av lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Nord-Trøndelag i 1990. - Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvern-avdelingen. Rapport nr. 3 - 1991: 1 - 60.

- Lorentsen, Ø. & Rikstad, A. 1992. Overvåking av lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Nord-Trøndelag i 1991. - Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernavdelingen. Rapport nr. 2 - 1992: 1 - 68.
- Lund, R. 1997. Reetablering av fiskebestanden i et sjørrtrevassdrag etter rotenonbehandling. - NINA Fagrapport 026: 1 - 20.
- Lund, R. & Heggberget, T.G. 1990. Fjordvandring av laksunger, *Salmo salar* L.; Mulig spredningsvei for *Gyrodactylus salaris*. - NINA Forskningsrapport 005: 1 - 10.
- Lund, R. & Heggberget, T.G. 1992. Migration of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., parr through a Norwegian fjord: potential infection path of *Gyrodactylus salaris*. *Aquacult Fish Manage* 23: 367-372
- Lund, R., Nøst, T. & Finstad, B. 1996. Effekter på ørret og bunndyr i Vulluelva første året etter et massivt oljeutslipp. - NINA Fagrapport 020: 1 - 28.
- Lydersen E., Poleo A.B.S., Nandrup Pettersen M., Riise G., Salbu B., Kroglund F., Rosseland B.O. 1994. The importance of 'in situ' measurement to relate toxicity and chemistry in dynamic aluminium freshwater systems. *Journal of Ecological Chemistry* 357-365.
- Lydersen E., Hytterød s., Kristensen t., Håvardstun J., Rosseland B.O., Poleo A.B.S., Mo T.A., Bakke T.A. 2002, Al-behandling av *Gyrodactylus salaris* infisert Atlantisk laks (*Salmo salar*) i Statkraft SF sitt stamfiskanlegg i Bjerka, Nordland. NIVA rapport 4583-2002, 23s.
- Lydersen E., Bakke T.A., Høgberget R., Håvardstun J., Hytterød S., Kristensen T., Mo T.A., Pettersen R.A., Poleo A.B.S., Rosseland B.O., og Øxenvad S., 2004. Al-behandling mot *Gyrodactylus salaris* i Batnfjordselva. NIVA rapport 4873-2004, 15 s.
- Marcogliese, D. J. & Cone, D. K. 1996. On the distribution and abundance of eel parasites in Nova Scotia: Influence of pH. *Journal of Parasitology* 82, 389-399.
- Meadows, B.S. 1973. Toxicity of rotenone to some species of coarse-fish and invertebrates. - *J.Fish Biol.* 5: 155 - 163.
- Mehner, T., Benndorf, J., Kasprzak, P. And Koschel, R. 2002. Biomanipulation of lake ecosystems: Successful applications and expanding complexity in the underlying science. *Freshwater Biology* 47(12): 2453-2465
- Mitsubishi, J., Grace, T. D. C. and Waterhouse D. F., 1970. Studies on the effects of rotenone on the growth of insect cells cultivated in vitro. - *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 13 (4): 467-473.
- Mo, T.A. 1987. Taksonomiske og biologiske undersøkelser. Virksomheten i 1986 og forslag til virksomhet i 1987. - Gyrodactylusundersøkelsene ved Zoologisk Museum, Universitetet i Oslo, Rapport nr. 2: 1-69.
- Mo T.A., 1988. Gyrodactylusundersøkelsene av fisk i forbindelse med rotenonbehandlingen av Skibotnelva i august 1988. Gyrodactylusundersøkelsene ved Zoologisk Museum, Universitetet i Oslo, Rapport 5: 1 - 14.

- Mo T.A. 1991. Variations of opisthaptor hard parts of *Gyrodactylus salaris* Malmberg, 1957 (Monogenea, Gyrodactylidae) on rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792) in a fish farm, with comments on the spreading of the parasite in south-eastern Norway. *Systematic parasitology* 20: 1 – 10.
- Mo T.A. 1992. Seasonal variations in the prevalence and infestation intensity of *Gyrodactylus salaris* Malmberg, 1957 (Monogenea, Gyrodactylidae) on Atlantic salmon parr, *Salmo salar* L., in the River Batnfjordselva, Norway. *Journal of fish Biology* 41: 697-707.
- Mo, T.A. 2000. Effekt av CFT-Legumin på laks, ørret og ørekyt og *Gyrodactylus salaris*. - Rapport fra Veterinærinstituttet: 1 - 16.
- Mo, T. A. & Nordheim, K. 2004. The surveillance and control programme for *Gyrodactylus salaris* in Atlantic salmon and rainbow trout in Norway. In: Mørk T., Hellberg H. (eds) Surveillance and control programmes for terrestrial and aquatic animals in Norway. Annual Report 2003. National Veterinary Institute, Oslo, p 135-137.
- Mo, T.A., Jansen, P.A., Johnsen, B.O. & Appleby, C. 1997. Mulige smittekilder og spredningsveier for *Gyrodactylus salaris* til elvene Rauma og Lærdalselva. - Rapport fra ekspertgruppen nedsatt av Statens dyrehelsetilsyn: 1 - 23.
- Mo, T.A., Nordheim, K. & Hellesnes, I. 2004. Overvåkings- og kontrollprogram for *Gyrodactylus salaris* på laks og regnbueørret i Norge. - Norsk Veterinærtidsskrift nr. 3/2004: 157 - 163.
- Moen, A., Bardal, H. & Stensli, J.H. 2008. Tiltak mot *Gyrodactylus salaris* i vassdrag i Halsfjorden 2007. Veterinærinstituttets rapportserie X - 2008: 1 - 13 (in press).
- Muniz, I. P. & Leivestad, H. 1980. Ecological impact of acid precipitation. Drablos, D. & Tollan, A. (eds.), pp. 320-321 SNSF-project, Proc. Int.Conf., Sandefjord, Norway, 1980.
- Noteby, 1988. Grunnvannsforsyning Steinkjer. Undersøkelse i områdene Midjo og Fossum. Oppdragsnr. 37309, rapp. nr. 1, 8 s.
- Næss, T. 2002. Rapport: Saltbehandling av stamfisk i hall 6. Notat 30.5.2002 - Driftsleder ved Genbankanlegget i Bjerka, 6 s.
- Olstad, K., Cable, J., Robertsen, G. & Bakke, T.A. 2006. Unpredicted transmission strategy of *Gyrodactylus salaris* (Monogenea: Gyrodactylidae): survival and infectivity of parasites on dead hosts. *Parasitology* 133: 33-41.
- Olstad K., Robertsen G., Bachmann L. Bakke T.A. 2007. Variation in host preference within *Gyrodactylus salaris* (Monogenea): an experimental approach. *Parasitology* 134: 589-597.
- Paulsen, L.I. & Rikstad, A. 1989. Overvåking av lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Nord-Trøndelag. – Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvern avdelingen. Rapport nr. 3: 1 - 40.
- Pedersen, T. & Kristoffersen, K. 1998. Plan for rotenonbehandling av Skibotnvassdraget. - Fylkesmannen i Troms, Miljøvern avdelingen. Rapport nr. 5: 1 - 37 + 12 vedlegg.
- Pettersen R.A., Hytterød S., Mo T.A., Hagen A.G., Flodmark L.E.W., Høgberget R., Olsen N., Kjølshes A.J., Øxenvad S., Håvardstun J., Kristensen T., Sandodden R., Moen A., Lydersen E., 2007. Kjemisk behandling mot *Gyrodactylus salaris* i Lærdalselva 2005/2004-Sluttrapport. NIVA rapport 5349-2007, 27s.

- Pettersen R.A., Hytterød S., Mo T.A., Poleo A.B.S., Hagen A.G., Flodmark L.E.W., Høgberget R., Olsen N., Kjølshnes A.J., Øxenvad S., Håvardstun J., Kristensen T., Sandodden R., Moen A., Lydersen E., 2006. Kjemisk behandling mot *Gyrodactylus salaris* i Lærdalselva 2005. NIVA rapport 5169-2006, 24s
- Pettersen R.A., Hytterød S., Mo T.A., Hagen A.G., Flodmark L.E.W., Høgberget R., Olsen N., Kjølshnes A.J., Øxenvad S., Håvardstun J., Kristensen T., Sandodden R., Moen A., Lydersen E., 2006b. Kjemisk behandling mot *Gyrodactylus salaris* i Lærdalselva 2005/2004-Rapport til SFT. NIVA rapport 5239-2006, 26s.
- Pettersen, R. A., Vollestad, L. A., Flodmark, L. E. W. & Poleo, A. B. S. 2006c. Effects of aqueous aluminium on four fish ectoparasites. *Science of the Total Environment* 369, 129-138.
- Poleo, A. B. S., Ostbye, K., Oxnevad, S. A., Andersen, R. A., Heibo, E., Vollestad, L. 1997. Toxicity of acid aluminium-rich water to seven freshwater fish species: A comparative laboratory study. *Environmental Pollution* 96, 129-139.
- Poleo, A. B. S., Schjolden, J., Hansen, H., Bakke, T. A., Mo, T. A., Rosseland, B. O. 2004. The effect of various metals on *Gyrodactylus salaris* (Platyhelminthes, Monogenea) infections in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Parasitology* 128, 169-177.
- Post, G. 1958. Time versus water temperature in rotenone dissipation. - *Proc. West. Assoc. Game Fish Comm.* 38: 279 - 284.
- Rikstad, A. 2006. Overvåking av lakseparasitten *G. salaris* i Steinkjerregionen. - Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernveddelingen. Rapport nr. 2 - 2006: 1 - 6 + 3 vedlegg.
- Robertsen G., Hansen H., Bachmann L., Bakke T.A. 2007. Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) is a suitable host for *Gyrodactylus salaris* (Monogenea, Gyrodactylidae) in Norway. *Parasitology* 134. 257 – 267.
- Rosseland, B. O. & Staurnes, M. 1994. Acidification of freshwater ecosystems implications for the future. Steinberg, C. E. W. & Wright, R. F. (eds.), pp. 227-246.
- Salbu, B. & Oughton, D. H. 1995. Trace elements in natural waters. Salbu, B. & Steinnes, E. (eds.) CRC press, 1995.
- Schnick, R.A. 1934. A review of the literature on the use of rotenone in fisheries. - U.S.Wildl. Serv. Rept. LR-74-1\$: 1 - 129.
- Solem, Ø. & Kjølshnes, A.J. 2005. Kartlegging av langtidsverter for *Gyrodactylus salaris* i Drivavassdraget. ABC oppdragsmelding nr 5: 11 sider.
- Soleng, A. 1993. Atlantisk laks (*Salmo salar* L.) og *Gyrodactylus salaris* Malmberg, 1957 (Platyhelminthes, Monogenea): Laboratorieundersøkelser over parasittens salinitetstoleranse og smolts mottakelighet for infeksjon i ferskvann. Cand. Scient. Oppgave, Universitetet i Oslo.
- Soleng, A., Poleo, A. B. S., Bakke, T. A., Alstad, N. E. W. 1996. Aluminium toxicity to *Gyrodactylus salaris* (Monogenea). *Parassitologia* 38, 65.
- Soleng, A., Bakke, T.A. & Hansen, L.P. 1998. Potential for dispersal of *Gyrodactylus salaris* (Platyhelminthes, Monogenea) by sea-running stagewes of Atlantic salmon (*Salmo salar*): field and laboratory studies. *Can J Fish Aquat Sci* 55: 507–514.

- Soleng A, Jansen PA & Bakke TA 1999. Transmission of the monogenean *Gyrodactylus salaris*. *Folia Parasitol.* 46: 176 – 184.
- Soleng, A., Poleo, A. B. S., Alstad, N. E. W. & Bakke, T. A. 1999. Aqueous aluminium eliminates *Gyrodactylus salaris* (Platyhelminthes, Monogenea) infections in Atlantic salmon. *Parasitology* 119, 19-25.
- Soleng, A., Poleo, A. B. S. & Bakke, T. A. 2005. Toxicity of aqueous aluminium to the ectoparasitic monogenean *Gyrodactylus salaris*. *Aquaculture* 250, 616-620.
- Spateholts, R.L. & Lentsch, L.D. 2001. Utah's Rotenone Sandmix: A Formulation to Maintain Fish Toxicity in Seeps or Springs. Pages 107 - 118 in Cailteux, R.L., DeMong, L., Finlayson, B.F., Horton, W., McClay, W., Schnick, R.A. & Thompson, C (editors). *Rotenone in Fisheries: Are the Rewards Worth the Risks?* - Trends in Fisheries, Science and Management 1, Bethesda, Maryland.
- Sposito G. 1996. *The Environmental Chemistry of Aluminium*. Lewis, 1996.
- Staldvik, F. 1996. Gyro-overvåking i Troms 1996. – Fylkesmannen i Troms, Miljøvernavdelinga. Notat 17.10.96: 1 – 5.
- Stanford, J. and J. Ward, 1992. Emergent properties of ground water ecology: conference conclusions and recommendations for research and management. *Proceedings : Groundwater ecology*, 409-415.
- Stanford, J. and J. Ward, 1993. An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor. *Journal of the North American Benthological Society*, 12: 48-60
- Stensli, J.H. 1992. Rotenonbehandling av Beiarelva. - Fylkesmannen i Nordland, Miljøvernavdelingen, Rapport 2 – 1992: 1 – 37.
- Stensli, J.H. 1995. Rotenonbehandling av Beiarelva 1994. - Fylkesmannen i Nordland, Miljøvernavdelingen, Rapport 4 – 1995: 1 – 21, + vedlegg.
- Stensli, J.H. 1996. Rotenonbehandling av vassdragene rundt Ranafjorden og Sørfjorden - utredning. - Fylkesmannen i Nordland, Miljøvernavdelingen. Rapport 1-1996: 1 - 49.
- Sæter, L. 1995. Overvåking av ungfiskbestander og utbredelsen av lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Nordland 1990 - 1994. - Fylkesmannen i Nordland, Miljøvernavdelingen, Rapport 3 – 1995: 1 - 195.
- Thorstad, E.B. (referent) 2001. Rapport fra idédugnad om fiskesperrer Stjørdal 29.-30. januar 2001. Norsk institutt for naturforskning (NINA), rapport, 73 s.
- Thorstad, E.B., Johnsen, B.O., Forseth, T., Alfredsen, K., Berg, O.K., Bremset, G., Fjeldstad, H-P., Grande, R., Lund, E., Myhre, K.O. & Ugedal, O. 2001. Fiskesperrer som supplement eller alternativ til kjemisk behandling i vassdrag infisert med *Gyrodactylus salaris*. - DN - utredning 2001-9: 1 - 66.
- Vance, G. F., Stevenson, F. J. & Sikora, F. J. 1996. *The environmental chemistry of Aluminium*. Sposito G. (ed.), CRC Press, Lewis, 1996, pp. 169-220
- Vasshaug, Ø. 1982. Rapport. Rotenonbehandling av Vikja, Vik kommune. - Fiskerikonsulenten i Vest-Norge, 11. mai 1982: 1 - 3.

VESO 2005. Vurdering av overlevelse av *Gyrodactylus salaris* (Gyro) på død fisk i lys av rotenonkonsentrasjoner, vann-temperaturer, eksponeringstid og behandlingstidspunkt. - Notat til Ekspertgruppe for Steinkjervassdragene: 1 - 4.

Velisek, J., Wlasow, T., Gomulka, P., Svobodova, Z., Novotny, L. and Ziomek, E. 2006.

Effects of clove anaesthesia on European catfish (*Silurus glanis* L.).

Acta-Veterinaria-Brno. 2006 March; 75(1): 99-106

Ugedal, O. 1986. Litteraturstudie av rotenons virkning i ferskvannøkosystemer. – Direktoratet for naturforvaltning, Reguleringsundersøkelsene. Rapport 14 – 1986: 1 - 52

Veterinærinstituttet 2008. Evaluering av Lærdalselva, april 2008. - Notat til

Direktoratet for naturforvaltning fra Veterinærinstituttet: 1 - 8.

Wendelaar Bonga, S.E. 1997. The stress response in fish. *Physiological Reviews* 77, 591-625.

Øberg, K.E. 1965. On the principal way of attack of rotenone in fish. - *Arkiv Zool.* 18: 217 - 220.

Ørn, B. 1962. Kvantitativ analys av tekniska rotenonpreparat. - *Sødra Sveriges Fiskeriforenings Årsskrift 1961 - 1962*: 26 - 38.

Aarethun, A. 1992. Kilar I Lærdalselvi: Kartlegging og tiltak for betring av oppvekstmiljø. Kandidatoppgåve i akvakultur. Sogn og Fjordane Distriktshøgskule, 91/92. 59 s + vedlegg.

Vedlegg 1

Alternatives for Fish Removal to Protect Atlantic Salmon *Salmo salar* from Monogenean Parasite *Gyrodactylus salaris*

Brian Finlayson
American Fisheries Society
Task Force on Fishery Chemicals
Fish Management Chemicals Subcommittee
May 1, 2008

Executive Summary

This report examines two questions in developing strategies for protecting Atlantic salmon *Salmo salar* from the monogenean trematode parasite *Gyrodactylus salaris*: (1) what are the methods in addition to rotenone that are available for removing fish and other aquatic organisms; and (2) what conditions are necessary for providing maximum efficiency of rotenone use? Native fish species are threatened by nonnative fish and other aquatic organisms worldwide through increased competition, predation, disease and genetic introgression. Many techniques have been used for removing fish and other aquatic organisms including (a) chemicals (including rotenone), (b) physical removal (i.e., electrofishing, netting, explosives, trapping, etc.), (c) habitat alternation (i.e., dewatering, barriers) and (d) biological removal (i.e., predacious fish, anglers). Although all methods will afford some level of control, empirical evidence demonstrates that with the exception of dewatering, piscicides are generally required for complete removal of a target species (i.e., eradication). Dewatering is often technically and socially impractical and unattainable. Successful removal or suppression usually relies on repeated efforts that require application of several techniques applied in concert (i.e., piscicide rotenone for eradication and barrier to prevent reinvasion). Fish removal projects can be controversial and difficult. However, establishing and communicating clear objectives to the public, collaborating agencies and organizations early in the process will ensure that the objectives are reasonable and attainable. It is counterproductive to attempt a fish removal project when conditions or restrictions are likely to result in failure. Technical elements common to successful rotenone projects include (a) determining the sensitivity of target species to rotenone through bioassay in site water under realistic (i.e., temperature and turbidity) conditions, (b) treating at a rate and duration (based on bioassay) to attain complete lethality to the target species, (c) having accurate water flow/volume measurements and complete understanding the physicochemical characteristics (i.e., temperature and turbidity) of the water body that may affect rotenone performance, (d) having treatment site accessibility and no obstacles to rotenone distribution and dispersion, allowing adequate rotenone residues over time and distance to affect complete lethality of target species, (e) having sufficient chemical and biological monitoring to measure effectiveness of the treatment, (f) having functional gear and

effective personnel training, and (g) treating lotic systems repeatedly until no further target species are killed and having a plan in place to retreat a lentic system if monitoring suggests target species survived the initial treatment. Non-technical elements common to successful fish removal projects include having (a) adequate planning for the project, (b) public input and support (involving and educating public throughout the planning and implementation project stages), (c) government support (technical, administrative and political), and (d) critically evaluating the project following implementation to improve process.

Introduction

This report examines two questions in strategies for protecting Atlantic salmon *Salmo salar* from the monogenean trematode parasite *Gyrodactylus salaris*: (1) what are the methods in addition to rotenone are available for removing fish and other aquatic organisms; and (2) what conditions are necessary for providing maximum efficiency for the rotenone use? This report relays on four bodies of information: (1) *Rotenone Use Manual* (Finlayson et al. 2000); (2) two symposia on fish management chemicals that were held by the American Fisheries Society (Finlayson and Schnick 2005; 2007); (3) American Fisheries Society class on *Planning and Implementing Successful Rotenone and Antimycin Projects*; and (4) open literature.

A number of methods have been used for removing fish; one of the most popular and successful is piscicides. Other methods involve physical removal (explosives, electrofishing, nets, etc), habitat alteration (dewatering and barriers), and biological agents (predators, disease, etc). Fish removal using piscicides was done historically to benefit sport fisheries (Ball 1945; Clemens and Martin 1952; Kimsey 1957; Byrd and Crance 1965; Lennon et al. 1970; Schnick 1974a, 1974b; Cumming 1975; Meroneck et al. 1996; McClay 2000; Finlayson et al. 2002). However, piscicides are increasingly used to (a) quantify fish populations (Dibble 1991; Allen et al. 1992; Bayley 1993; Boxrucker et al. 1995; Van Den Avyle et al. 1995; Sammons et al. 1999; McClay 2000), (b) eradicate fish to remove parasites and exotic predators (Uzmann and Douglas 1966; McClay 2000), and (c) conserve or restore native species (Behnke 1992; Stefferud et al. 1992; Knight et al. 1999; Finlayson et al. 2000; Finlayson et al. 2005).

Possible drawbacks associated with population control include (a) unintended rebounding of suppressed populations after control efforts are terminated, (b) unintended release of meso-predators (increase in smaller predators when larger predators are suppressed), (c) public opposition to control projects, and (d) lack of target specificity during control efforts. Recent surveys undertaken by the Fish Management Chemicals Subcommittee (FMCS) of the American Fisheries Society (AFS) on public attitudes towards piscicide use suggest that controversy is rooted in three main areas: (1) persons who oppose

changes to a perceived natural situation or oppose the use and development of fish monocultures; (2) persons who are alarmed by the perception of widespread application of chemicals that might be dangerous to people and the environment; and (3) persons who oppose killing of fish by any means (McClay 2000; Finlayson et al. 2002). Beamesderfer (2000) suggested that before beginning any intervention project, project proponents should have evidence that (a) the target species is significantly reducing the desired species, (b) the project can affect the target species enough to provide benefits to the desired species, and (c) the project is socially, politically, and legally acceptable.

Reasons for Removing Fish

Certain fish may need to be removed because they impact desired fish through (a) competition, (b) predation, (c) genetic introgression, (d) harboring disease organisms, or (e) altering habitats (Krueger and May 1991; Ross 1991).

Competition – Competition with nonnative salmonids has been implicated in the decline of many native inland salmonid species (Allendorf 1991; Krueger and May 1991; Byorth and Magee 1998; Finlayson et al. 2005). Competition with nonnative red shiners *Cyprinella lutrensis* has been suggested as a reason for the decline of native chubs in the Virgin River (DeMarais et al. 1993). Competition by brook trout *Salvelinus fontinalis* has been implicated as a major reason for the decline of many subspecies of cutthroat trout *Oncorhynchus clarki* spp. throughout the west (Dunham et al. 1999; Hepworth et al. 2001; Dunham et al. 2002; Harig and Fausch 2002; Finlayson et al. 2005).

Predation – Predation on native fish has also been provided as a reason for removing fish, including the northern pikeminnow *Ptychocheilus oregonensis* (Zimmerman and Ward 1999), green sunfish *Lepomis cyanellus* (Lemly 1985), lake trout *Salvelinus namaycush* (Kaeding et al. 1996), and northern pike *Esox lucius* (California Department of Fish and Game 1991; 1997; 2007). Lawler et al. (1999) suggested that both introduced mosquitofish *Gambusia affinis* and bullfrogs *Rana catesbeiana* reduced survival of native California red-legged frogs *Rana aurora draytonii* with bullfrogs probably having a greater impact. California Department of Fish and Game in cooperation with Lawrence-

Livermore National Laboratory removed predating fish from a pond that contained California red-legged frogs (California Department of Fish and Game 2006). New Zealand Department of Conservation removes nonnative mosquitofish, carp *Cyprinus carpio*, and catfish *Ictalurus spp.* that predate on their native glaxiid species (Chadderton et al. 2005); similar actions are taking place in South Africa (Impson 2007) and Norway (Steinkjer 2007) to protect indigenous species. Great Britain has removed topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* that predate on indigenous aquatic life (Brazier 2005; Britton and Brazier 2006).

Disease – Native fish stocks may be exposed to diseases that were not historically present in habitats occupied by the native stock (Krueger and May 1991; Leberg and Vrijenhoek 1994). California has removed diseased stocks of common carp that carry the deadly koi herpes virus (California Department of Fish and Game 2003). Baltic Sea stocks of Atlantic salmon *Salmo salar* are immune to the monogenean trematode parasite *Gyrodactylus salaris*, but it is fatal to indigenous Northern Sea stocks in Norway (Steinkjer 2005). The Great Lakes Fishery Commission, comprising several states in the United States, provinces in Canada, and the federal United States and Canadian governments, use lampricides TFM and Bayluscide to remove parasitic lampreys that infect stocks of salmon in the Great Lakes (Great Lakes Fisheries Commission 2004).

Genetic – Krueger and May (1991) described both direct and indirect genetic effects on native species from introduced salmonids. Direct genetic effects included crosses between species that result in sterile hybrids and crosses between species that lead to introgression. Genetic introgression (hybridization) has been identified as a major factor contributing to the loss of genetically pure native fish stocks (Krueger and May 1991; Leary et al. 1993; McCracken et al. 1993; Williams et al. 1996; Gerstung 1997; Williams et al. 1997; Henderson et al. 2000; Kruse et al. 2000; Finlayson et al. 2005). Indirect effects are caused by changes that introduced species bring about in selection pressures that operate on native species, potentially changing the breadth of the native species' genetic make-up (Krueger and May 1991).

Habitat Alteration – Native habitats may be modified by activities of nonnative species (Krueger and May 1991; Ross 1991). Recently, nonnative carp were removed from several lakes in central Spain where they had altered the water quality (excessive turbidity), reduced the number of macrophytes and invertebrates, and created adverse conditions where several species of rare ducks had left the lakes (Fernandez-Delgado 2007). Removal of the carp resulted in clear water and a return of aquatic macrophytes, invertebrates and rare ducks.

Control versus Eradication

The removal of fish from a body of water can result in their control or eradication. Eradication is where certain fish species are completely removed from habitats and then often, other fish are released back in the vacated waters. Total eradication is difficult in many circumstances, and usually only attained through the use of chemicals or dewatering. If all individuals of a particular species are not removed, rebounding of the suppressed fish species usually occurs. In the cases where total eradication can not be accomplished due to logistical, technical or societal constraints, the suppression only results in control and allows the fish stocks to persist.

Common Removal Methods

A variety of fish removal methods are available. There are benefits and limitations for each that have been summarized in Table 1.

Rotenone – Eradication using piscicides was more successful than control efforts for improving desirable aspects of a fishery (Meronek et al. 1996). Rotenone is the most widely used piscicide in the United States, and its toxicity to fish has been well documented (Finlayson et al. 2000; McClay 2000). Rotenone is available in several liquid and powdered formulations (Finlayson et al. 2000). Rotenone blocks utilization of oxygen at the cellular level (Finlayson 2002). Marking et al. (1983) evaluated several chemicals as tools for preventing the invasion of non-indigenous fish species into Canada through a canal and found that rotenone was the most effective of the eight chemicals tested. Exposure times necessary to kill fish vary by species and water temperature, and

it is recommend that the rotenone formulation be tested with the target species in the site water under conditions expected during treatment to ensure the development of an efficacious treatment rate (Finlayson et al. 2000). The efficiency of rotenone in lentic environments is related to fish size (Bayley and Austen 1990), water temperature (Dawson et al. 1991), and area treated (Bayley and Austen 1990). Gilderhus (1982) found that aquatic vegetation did not affect rotenone effectiveness, but suspended clay particles (bentonite) greatly reduced their effectiveness. Rotenone used in lakes or ponds is generally dispersed throughout the water column, using an outboard boat engine, pump, or venturi system (Finlayson et al. 2000; Finlayson et al. 2005). Rotenone delivered to streams and rivers is generally dispersed using drip stations over the course of the length of the stream. At temperatures less than 5 °C, rotenone is not lethal to fish in short-term (< 6 hours) exposures (California Department of Fish and Game 1991;1992;1993) which effects efficacy in lotic systems. Temperature is less critical in lentic systems since rotenone will persist for long periods of time in cooler water. Liquid formulations of rotenone contain dispersants, solvents and emulsifiers that disperse rotenone vertically and horizontally in the water column, even below the thermocline (Finlayson et al. 2000). Bronmark and Edenhamn (1994) suggested that rotenone might be an appropriate tool for removing introduced fish populations from previously fishless streams of Sweden to conserve populations of tree frogs *Hyla arborea*. Rotenone degrades rapidly in the environment (Finlayson et al. 2001). Chemical neutralization of rotenone is normally accomplished by using potassium permanganate (Finlayson et al. 2000; Finlayson et al. 2005).

Physical – Physical methods for removing fish include nets, traps, seines, and electrofishing. Meronek et al. (1996) found that physical methods “successfully” reduced targeted species in 33 to 57% of the 70 case histories they reviewed, where “success” was defined as changing some aspect of a fishery. Physical methods are usually limited to control, not eradication, projects.

Electrofishing is a common tool for sampling fish populations, and has recently been applied for removing nonnative fish (Moore et al. 1986; Larson et al. 1986; Thompson

and Rahel 1996; Finlayson et al. 2005). Electrofishing removal has had limited success for total eradication, but a wider application for control. Eradication may be limited to relatively small (< 5 m wide) streams where habitat is not too complex and does not contain abundant instream woody debris, multiple channels, high gradient areas, or large substrate with abundant and large interstitial spaces.

Seines were used to selectively remove nonnative red shiners *Cyprinella lutrensis* from a 7.2 km reach of the Virgin River, Nevada and Arizona, to conserve native woundfin *Plagopterus argentissimus*. Although red shiner populations could be reduced by netting, populations would rebound rapidly, especially during years when summer flows were low. Yellowstone National Park has embarked upon an aggressive program to gill net lake trout *Salvelinus namaycush* to suppress their numbers in Yellowstone Lake to conserve the native Yellowstone cutthroat trout *Oncorhynchus clarki bouveri* (Kaeding et al. 1999). The belief that lake trout may be controlled by extensive gill netting was based in large part on the collapse of lake trout populations in the Great Lakes due to commercial harvest with gill nets, though mortality associated with sea lampreys also was implicated in this collapse. Idaho has been using gill nets to control lake trout in Upper Priest Lake to conserve native bull trout *Salvelinus confluentus* and westslope cutthroat trout *Oncorhynchus clarki lewisi*. Netting has not yet proven to totally eradicate a species, but can be used for control.

Explosives – Dynamite has been used to sample fish (Stubbs 1967). However, detonating cord (Primacord®) has been used more extensively because of convenience (Lahyer and Maughan 1984). Many of studies suggested that effectiveness of detonating cord increases as water depth increases to depths over 3 m. Bayley and Austen (1988) compared the efficiency of detonating cord and rotenone for sampling fish in warm water impoundments and found that fish removal efficiency was always greater for rotenone. Their conclusion was that rotenone was a better tool for sampling lentic waters, especially where water depths were less than 3 m. The literature suggests that where chemical alternatives are viable, they would generally be preferred to explosives. However, there may be limited application of explosives for removals, especially where

target organisms are found at depths greater than 3 m. California Department of Fish and Game used detonating cord to control pike in Lake Davis (California Department of Fish and Game 2007) with little impact on their population.

Barriers – Some fish species have persisted above natural obstructions, such as waterfalls or other physical barriers, which have prevented the invasion of nonnative species from downstream locations (Finlayson et al. 2005). Use of constructed barriers to conserve native fishes in North America has been a relatively recent strategy. When nonnative fish species are removed to conserve native fish species, barriers, either natural or constructed, must be considered to prevent reinvasion by nonnative fish stocks (Thompson and Rahel 1998; Finlayson et al. 2005). Phinney (1975) found that brook trout *Salvelinus fontinalis* repopulated a segment of stream that had been treated with rotenone within a year following treatment. These brook trout originated from stream reaches upstream from the treatment area. Many different types of barriers have been constructed to reduce or prevent fish movements including electrical, rock-filled gabion structures, and culverts. Barriers that prevent mature adults from migrating upstream to spawning grounds can be effective at reducing reproductive success to suppress populations (Smith and Tibbles 1980; Porto et al. 1999; Swink 1999).

Biological - Stocking selected species of fish to control other fish species has been found to be only marginally successful for improving desired aspects of various sport fisheries (Meronek et al. 1996). Anglers could potentially be used to target nonnative fish stocks, while protecting native fish stocks; however, the inability of many anglers to accurately identify fish species may limit their efforts or indigenous species may be more vulnerable to angling than the target species. Larson et al. (1986) found that anglers could reduce densities of nonnative rainbow trout populations in a Great Smoky Mountains National Park stream, and suggested that angler control might be a viable alternative for suppressing rainbow trout to conserve native brook trout in larger streams. Idaho Fish and Game selected a group of anglers to reduce lake trout in Priest Lake to conserve bull and westslope cutthroat trout and found that while these anglers harvested many lake

Table 1. Advantages and limitations of various fish removal techniques.

Technique	Advantage	Limitation
Rotenone	<ul style="list-style-type: none"> • Except for dewatering, only for complete eradication of fish. • Can be applied to achieve spatially selective eradications • Can be used in large river systems • Rapid results • Controls all post-embryonic life stages 	<ul style="list-style-type: none"> • Temporary loss of potable water supplies and recreational opportunities • Temporary effects on aquatic habitat and nontarget species • Does not kill fish eggs until the shell ruptures in hatching
Physical	<ul style="list-style-type: none"> • Publicly acceptable 	<ul style="list-style-type: none"> • Need high exploitation rates • Juveniles and other game fish fill void • Expensive and labor intensive • Potential escapement • Benefits are of short term
Biological	<ul style="list-style-type: none"> • May be low cost 	<ul style="list-style-type: none"> • Limited success in maintaining predator populations • Difficulties with techniques • Unpredictable results • Inability to control introduced pathogens • Legal concerns
Dewatering	<ul style="list-style-type: none"> • Except for piscicides, only control method for complete eradication • May be low cost 	<ul style="list-style-type: none"> • Water remains in same pools and stream sections • Can be detrimental to game fish • Environmentally disruptive
Fish Barriers	<ul style="list-style-type: none"> • Upstream barriers remain in place to have long-term advantages 	<ul style="list-style-type: none"> • Not effective against downstream migration of all fish • Possibly not effective under flood conditions • High cost
Explosives	<ul style="list-style-type: none"> • Low cost • Effective in small areas 	<ul style="list-style-type: none"> • Generally cannot eliminate entire populations • Could impact dam integrity • Hazardous to humans and nontarget organisms • Resistant species

reducing reproductive success (Hanson and Manion 1980). Disease organisms might be used to reduce numbers of nonnative fish stocks; however, it is unlikely that this type of method will be applied because of environmental concerns. Use of any biological control agent has some environmental risk (Simberloff and Stiling 1996).

Factors Affecting Successful Use of Rotenone

Finlayson et al. (2000) provides a detailed *Rotenone Use Manual* for planning and implementing fish removal projects using rotenone, and the American Fisheries Society Task Force on Fishery Chemicals has developed a week-long course to provide instructions based on the AFS manual entitled, *Planning and Executing Successful Rotenone and Antimycin Projects* (www.fisheries.org).

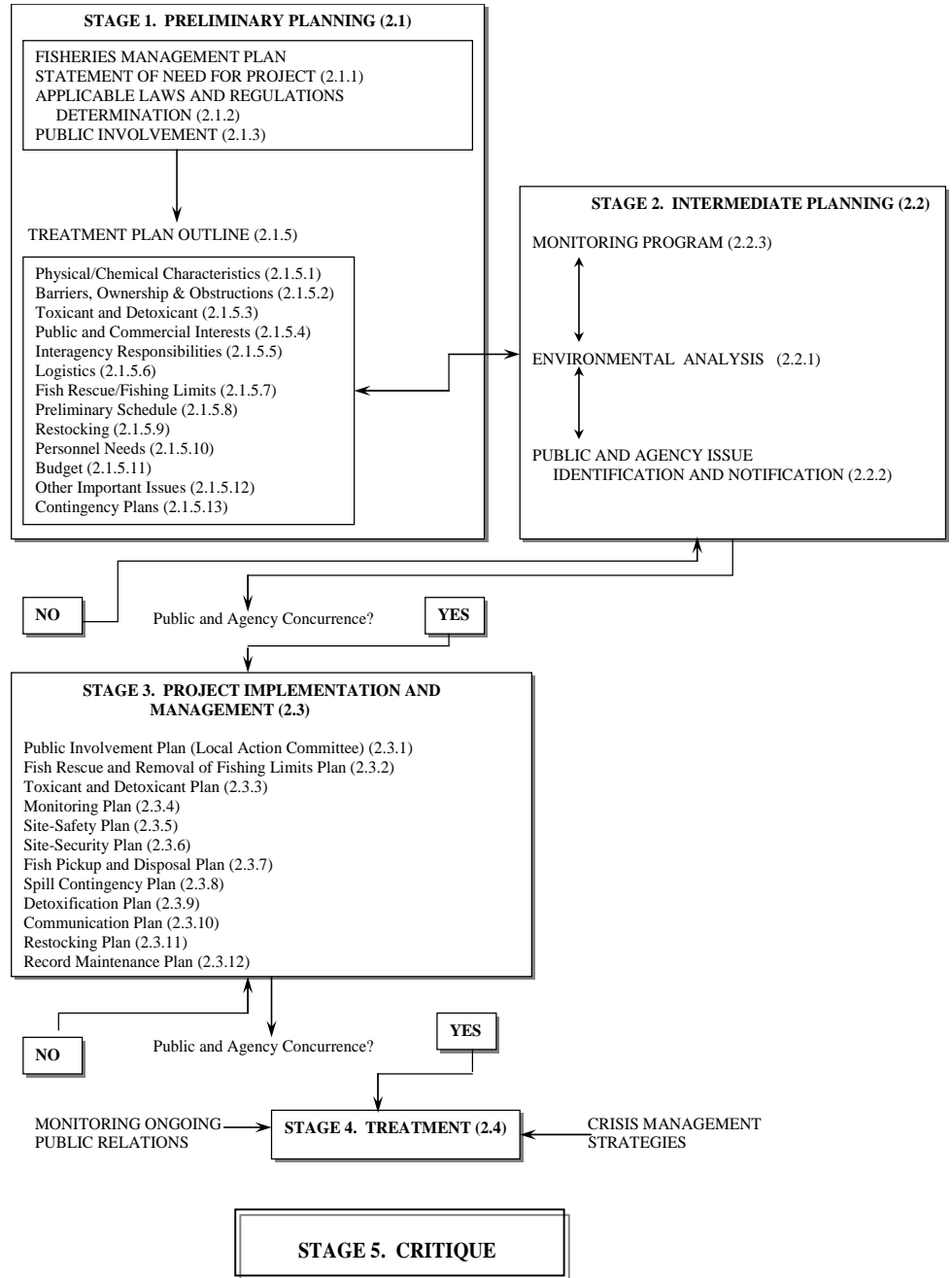
A detailed treatment plan should be prepared prior to any rotenone project, beginning with preliminary planning and carried through to project implementation and management (Figure 1). There are five stages of a rotenone project, three of which involve planning:

- Preliminary planning – treatment concept is developed and public input invited
- Intermediate planning – environmental analysis refines project and public concurs
- Final planning – project implementation by specific work plans
- Treatment
- Critique of project

Treatment Plan – The physical and chemical characteristics of the water body proposed for treatment must be known and water flow, for lotic systems, or volume, for lentic systems, must be accurately estimated to calculate amount of rotenone needed. Presence, abundance, and location of aquatic vegetation should be measured. For lentic environments, inflow, outflow, and retention time need to be estimated. Water temperature, pH, dissolved oxygen, turbidity, and conductivity all must be measured, especially at the proposed time and flows for treatment. All barriers to water and fish

Figure 1. Five stage of a piscicide project.

5 (3 planning) Stages of a Piscicide Project



movement within the treatment area must be identified. All waters within the project area that may support fish must be located and their connection with the primary water body assessed to determine if the rotenone delivered to the main water body will reach all waters at lethal concentrations. Waters not connected to the main water body will need to be treated separately, usually by backpack sprayers. All springs and groundwater areas should be located, so additional rotenone for maintaining lethal concentrations can be included, if needed, in the project area. Bioassays using the target fish species, rotenone from the actual batch being used, and water from the target water being treated should be conducted prior to treatments to confirm concentration levels that will kill the target species. Determine if a neutralizing agent is necessary, if so, locate the neutralizing station and calculate the effective concentration of neutralizing agent.

Identify and contact all public and commercial users of, and landowners adjacent to, the waters proposed for treatment. Contact all local, state, provincial, and federal government agencies that have jurisdictional authority for lands or waters within, and downstream of, the proposed treatment area. Apply for permits needed to complete the project. Prepare a schedule, budget, and anticipated personnel and equipment needs for the project. Consider whether pretreatment fish salvage, either by anglers or project personnel, is warranted. If so, plan for this contingency by changing angling regulations or budgeting additional time and personnel. Determine how to dispose of fish killed during treatments. Consideration must be given to both public perceptions and potential use as food by wildlife. Most agencies attempt to recover and dispose of floating dead fish from lentic treatments, but do not bother with those that sink. Block nets can be used to collect dead fish from lotic treatments, but crews must constantly remove dead fish to ensure that block nets stay in place and that no dead fish move downstream below the treatment area. Dead fish can be buried near the treatment site or transport to a solid waste site. The use of fish killed during treatments for human consumption is not allowed.

Crew and public safety are very important considerations during any rotenone treatment project. Label instructions detail legal safety requirements. At least one person on-site, usually the project supervisor, must be certified as a pesticide applicator by federal and/or

state regulators. The project supervisor must have the authority and ability to start and stop the treatment and understand all federal and state regulatory requirements regarding the safe and legal use of the rotenone. All personnel involved in the handling and application of rotenone must receive training that details environmental risks, safety precautions, symptoms of over-exposure, decontamination procedures, and spill contingency plans associated with the project. At each site where rotenone are handled washing facilities must be made available that include clean water, eyewash, soap, disposable towels, and an extra change of protective clothing. The public should be notified of the location and schedule of treatments via news media. Signs should be placed on the perimeter of the project area notifying the public of the project and potential health risks. Serious consideration should be given to excluding the public from treatment areas during and immediately after treatments. Prepare contingency and emergency response plans to cover unforeseen circumstances or spills. Determine what types of monitoring will be done (water quality, air quality, sediment, biological) and prepare plans for monitoring that include a schedule, budget, list of personnel and equipment, and detailed description of monitoring methods. Sentinel fish within live cages should be used to track treatment effectiveness, document chemical neutralization below the treatment area, and assure that the treatment area is safe for restocking of fish following treatments.

Technical Limitations – Successful treatments in lentic waters should be scheduled so that the entire treatment area can be treated within 48 hours, where feasible. Either liquid or powder forms of rotenone can be used. Generally, the duration of rotenone concentrations lethal to target species is sufficient unless the residence time is very short. If eradication of target species is the goal, then upstream tributaries need to be treated if they harbor the target species. It is also necessary to treat upstream tributaries immediately prior to and during the lake treatment to prevent them from becoming a safe haven during treatment. In lentic waters rotenone can be sprayed from shore, or delivered through an outboard motor pump or boat-mounted gas-powered pump. When lentic waters are thermally stratified with a strong thermocline, it may be necessary to pump rotenone down below the thermocline. However, the liquid formulations contain additives that will penetrate the thermocline. To prevent high concentrations of rotenone

from potentially leaving a reservoir, care must be taken to ensure that rotenone is not applied near outlets or discharge structures of dams. Rotenone can be applied aerially, but larger droplets or streams of dilute rotenone should be used to reduce drifting of the chemical that might affect waters unintended for treatment. Sentinel cages containing the live target fish should be placed at various locations and depths throughout the lake prior to treatment to monitor success. Treating lentic waters in the winter under ice can be effective and may require lower concentrations of rotenone because rotenone remains toxic longer under these conditions. In general, a single treatment can successfully eradicate fish from lentic waters. However, plans should be in place to conduct a second treatment, if monitoring reveals that some fish survived the initial treatment.

Flow and discharge (velocity) measurements are needed to estimate treatment concentrations and travel times in streams for successful treatments. Streams should be divided up into manageable treatment areas where the entire area is lethal to the target species and target species cannot reinvade the treated area after treatment. This generally requires treating an area isolated by barriers. Drip stations that deliver a constant concentration of rotenone are placed at intervals that equate to travel times of no longer than 2 h, but greater than 1 h, down the channel. To completely eradicate fish from a stream, treatments should last at least 4 to 8 h, alternatively, treatment durations should last at least as long as it would take to completely turn over four stream volumes between drip stations. Fluorescent dye (i.e., Rhodamine WT) should be used to track the time it takes for water to move downstream between drip stations. Drip station locations and concentrations will have to be verified using dye and sentinel cages with live fish placed immediately upstream of each drip station to assure that effective concentrations are traveling down from the drip station located upstream during treatments. Treatment of streams where water temperatures are less than 5 °C should not be attempted because rotenone is not an effective poison at durations of < 8 h at these temperatures. In general, two or three consecutive years of treatment are required for eradication of fish from streams. Additional treatments should occur until no further target species are killed.

Successful Rotenone Removal Projects – The following case studies demonstrate the successful use of rotenone in eradicating various target species under different conditions.

Silver King Creek (1991-1993) – Silver King Creek is a tributary to the Carson River in California. The California Department of Fish and Game treated the upper reaches of Silver King Creek in 1991, 1992, and 1993 with rotenone to remove nonnative rainbow trout in preparation for the restoration of Paiute cutthroat trout *Oncorhynchus clarki seleniris* (California Department of Fish and Game 1991;1992;1993). Paiute cutthroat trout are one of the rarest trout in North America, and rainbow trout complete with and hybridize with these rare cutthroat trout. The upper 10-km reaches of Silver King Creek is located above Llewellyn Falls, an impassable fish barrier and lower project boundary. Up to 15 drip stations (1 to 2-h travel time apart) were employed, and the area was treated at 1 ppm rotenone formulation for 6 hours, twice each year for three years. The entire treatment area was lethal at the same time by starting all the drip stations at the same time. The project was hindered in 1992 when the treatment occurred at a water temperature of 3 °C; very few rainbow trout were killed, and the low temperature also interfered with the effective neutralization of rotenone with potassium permanganate below Llewellyn Falls. No further fish were killed in the project area in 1993 indicating a successful removal of all rainbow trout during 1991 and 1992 treatments. The treatment area remained fishless for the following two years and electrofishing surveys failed to find any rainbow trout. The area was restocked in 1996 and 1997 with Paiute cutthroat trout. The area is now inhabited with a reproducing population of Paiute cutthroat trout.

Lake Davis (2007) – Lake Davis is a reservoir located on the Feather River Drainage in California. Lake Davis and 35 km of upstream tributaries were treated with 1 ppm rotenone formulation in 2007 by the California Department of Fish and Game to eradicate invasive and predatory northern pike *Esox lucius* (McMillin 2008). There was concern that this exotic species would move to other areas of California and affect numerous indigenous species, some of which are protected. To insure success, the tributaries were treated twice, initially two weeks prior to treating the lake and then concurrently with the lake treatment. The tributaries were treated using drip stations, and the tributaries were

supplemented with hand and power spray because of the unusually low water flow in the tributaries. All flowing and standing water in the Lake Davis basin was treated with rotenone. Allowing two weeks between consecutive stream treatments allowed the fish killed during the first treatment to decompose making it easier to recognize freshly killed fish during the second treatment. The initial stream treatment was nearly completely efficacious; only one live wild fish was killed during the second rotenone treatment. The lake treatment was accomplished within 48 hours using boats that pumped a 10% solution of liquid rotenone into the lake. Sentinel fish located throughout various locations and depths in the lake indicated that the treatment was successful and there was no reason to treat the lake a second time. Electrofishing surveys and netting have failed to find any pike in the lake or upstream drainages. Rainbow trout were stocked into the area within several months after treatment, and the lake enjoys a robust trout fishery without northern pike.

Diamond Lake (2006) – Diamond Lake is a natural lake located in southern Oregon. Diamond Lake and several tributaries were treated with 2 ppm rotenone formulation in 2006 by Oregon Department of Fish and Wildlife to eradicate the invasive tui chub *Gila bicolor* (Truemper 2007). Tui chub were introduced probably as a bait fish and had overpopulated the lake, tied-up the aquatic food chain, and consumed all the invertebrates that were keeping the blue-green algae in check. The results of this infestation were two fold: (1) the deterioration of the rainbow trout fishery in the lake, and (2) the deterioration of water quality in the lake, water clarity disappeared and there were toxic blue-green algae blooms that lasted for weeks. The algae blooms resulted in the lake being off-limits to any human contact. Only the first several hundred meters of the tributaries had to be treated because the incoming water was too cold to harbor tui chub, but untreated water entering the lake could serve as a safe haven for the chub. The treatment used powdered rotenone in the deeper part of the lake and liquid rotenone around the shallow, weedy shoreline. Numerous boats pumped diluted rotenone into the lake, and the treatment was accomplished in less than 48 hours. Sentinel fish placed at various locations and depths in the lake indicated that the treatment was a success, and there was no reason to treat the lake a second time. The lake was restocked with rainbow trout and the lake now enjoys a

robust trout fishery. The cost of the treatment was \$1,640,000 and the net economic benefit for the restored trout fishery is expected to be \$32,000,000 to \$40,000,000 during the next 12 years.

River Kent Tarn (2005) – A small tarn located in the River Kent Drainage in Cumbria, England, was treated with liquid rotenone at a concentration of 4 ppm by the Environment Agency to eradicate the invasive topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* (Britton and Brazier 2006). Eradication was considered because screening the outfall was ineffective in preventing the dispersal of the fish downstream. Dewatering the tarn was also considered but judged not feasible because of the hydrology in the area. The tarn was treated twice in 2005; the first application was judged ineffective because too little rotenone was used and the initial rotenone concentration had degraded too quickly. Following the second application no topmouth gudgeon were recorded. Non-target species in the tarn were removed prior to the rotenone eradication and following rotenone degradation, they were reintroduced into the tarn and subsequently reproduced. The method will be used on other populations of topmouth gudgeon in England where there is a similar threat of dispersal into rivers and on other invasive fish populations in undesirable locations.

Laguna de Zóñar (2006) – Laguna de Zóñar, located south of Cordoba, Spain, was invaded by common carp and caused an increase in turbidity that resulted in a reduction in the number of macrophytes and aquatic invertebrates. With the increase in turbidity and decrease in invertebrates and water quality, the white-headed duck (endangered) left the lake. The lake was treated twice in 2006, once at 4 ppm and then at 2 ppm liquid rotenone two weeks later (Fernandez-Delgado 2007). The carp were eradicated from the lake, the macrophytes and invertebrates soon returned as did the white-headed duck.

Current and Future Trends for Rotenone

American Fisheries Society in 2005 and 2007 held symposia that addressed the successful use of fish management chemicals worldwide, primarily rotenone (Finlayson

and Schnick 2005; 2007). Worldwide, rotenone is emerging as a tool to remove nonnative fish that affect indigenous aquatic communities by increasing competition (Brazier 2005; Chadderton et al. 2005; Steinkjer 2007; Impson 2007; Schoch 2007), predation rates, habitat alteration (Fernandez-Delgado 2007), disease risks (Steinkjer 2005), and genetic introgression (Kruse 2005; Finlayson 2005; Clancey 2005; Sexauer 2005; Marotz 2007; Elliot 2007). A number of evolving issues have recently challenged the continued use of these chemicals to manipulate fish populations for sport fisheries, control exotic species, control parasites, and restore native, threatened and endangered species. The issues include technical feasibility, expense of data required for registration, adequate training and guidance for applicators, public education in an era of public concern and indiscriminate acceptance of non-chemical alternatives, unscientific assessment of impacts, duplicative and often, counterproductive environmental regulations and restrictions making rotenone less effective, and acceptance of tradeoffs for native fish and environmental safety (Finlayson 2007). These symposia stressed technical and non-technical conditions necessary for successful projects. The technical elements required for a successful project are:

- Rotenone treatment concentration and duration based on bioassay with target species in site water under realistic conditions
- Manageable treatment areas protected by barriers from reinvasion of target species
- Accurate flow/volume measurements so all water in treatment area is sufficiently lethal to target species
- Not treating when physicochemical characteristics (i.e., temperature and turbidity) of site water will limit efficacy of treatment
- Treatment site accessibility with no obstacles to rotenone coverage
- Adequate rotenone residue over time and distance for sufficient lethality to target species
- Functional gear and personnel training
- Sufficient chemical and biological monitoring to gage success and make corrections

- In lotic waters, repeat treatments until no further target species are killed

The three non-technical elements required for a successful project are:

- Adequate planning (3 stages)
- Public input & support:
 - Educating public
 - Planning
 - Implementation
- Government support:
 - Technical
 - Administrative
 - Political

The future of fish removal is dependent upon public acceptance of this practice and the availability of chemicals to conduct total removals. The public has become increasingly concerned about the use of chemicals in water and fishery professionals must convince the public that safe, effective, and strategic use of chemicals for protecting and restoring indigenous fish stocks is necessary. When dealing with a concerned public, Schoch (2007) suggested using the Bleiker Systematic Informed Consent and concentrating effort on those most likely to stop your program and reminding the public that the response is reasonable and responsible.

Availability of rotenone in the EU depends upon meeting governmental registration requirements, a long and costly process. A collaborative effort between agencies, private groups, professional organizations, and manufacturers must be mounted to obtain and maintain the availability of rotenone. In the US, Task Force on Fishery Chemical of AFS in conjunction with U.S. Fish and Wildlife Service developed the Rotenone Stewardship Program with Federal Aid Administrative Funds. AFS is continuing the Program utilizing resources from the Rotenone Task Force, a collation of rotenone registrants. The program has been a successful in providing (a) guidelines for the safe and effective use of

rotenone, (b) education material for the public on the benefits and risks of rotenone, (c) up-to-date information to fisheries biologists on all aspects of rotenone use; and (d) proactive strategies for the continued use of rotenone. A similar strategy for rotenone use in the EU should be considered.

Without rotenone, fish managers will not be able to effectively deal with threats from nonnative fish stocks to indigenous fish stocks over long time frames. While physical control efforts can reduce fish, these efforts are seldom successful in totally eliminating the nonnative stock (Finlayson and Schnick 2001); thus, fish managers must either commit the resources necessary for periodic control, or accept the inevitable re-bounding of the suppressed fish and its subsequent impacts on indigenous fish. To ensure the availability of piscicides in the future, fish and wildlife biologists must make a commitment to their safe and effective use that emphasizes thorough planning and public involvement. Brazier (2005) emphasized the need to plan for every contingency and to expect the unexpected. Long-term nonnative fish control and eradication efforts will likely require a mixture of chemical, physical, and biological tools working in concert.

Summary

Removing or suppressing nonnative fish and other nonnative aquatic organisms are likely the only way to conserve some indigenous fish stocks. Nonnative fish and other aquatic organisms are invading waters of North America and Europe at an alarming rate and threaten many indigenous aquatic communities by increasing competition, predation rates, disease, habitat alteration and genetic introgression. There are many techniques that have been or could be used to remove nonnative fish and other aquatic organisms including rotenone; physical removal via electrofishing, netting, explosives, and trapping; and biological removal using piscivorous fish or anglers. Chemical and physical removal projects are the most common. Although all methods will afford some level of control, empirical evidence demonstrates that with the exception of dewatering, piscicides are generally required for complete removal of a target species (i.e., eradication). Successful removal or suppression projects usually rely on repeated efforts and may require the

application of several techniques applied in concert. Removal projects can be controversial, so clear objectives for any removal project must be clearly established and communicated, and the public and potential collaborating agencies and organizations must be contacted early and often prior to, and throughout, the project to ensure the objectives are reached. It is counterproductive to attempt a fish removal project when conditions or restrictions are likely to result in failure. Technical conditions needed for successful rotenone projects include selecting an efficacious treatment rate and duration for the target species, having accurate water flow/volume measurements and complete understanding the physicochemical characteristics of the water body that may affect rotenone performance, having sufficient chemical and biological monitoring to measure effectiveness of the treatment, treating lotic systems repeatedly until no further target species are killed and having a plan in place to retreat a lentic system if monitoring suggests target species survived the initial treatment.

References

- Allen, D. M., S. K. Service, and M. V. Ogburn-Matthews. 1992. Factors influencing the collection efficiency of estuarine fishes. *Transactions of the American Fisheries Society* 121:234-244.
- Allendorf, F. W. 1991. Ecological and genetic effects of fish introductions: synthesis and recommendations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48(Supplement 1):178-181.
- Ball, R. C. 1945. A summary of experiments in Michigan lakes on the elimination of fish populations with rotenone, 1934-1942. *Transactions of the American Fisheries Society* 75:139-146.
- Bayley, P. B. 1993. Quasi-likelihood estimation of marked fish recapture. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50:2077-2085.
- Bayley, P. B., and D. J. Austen. 1990. Modeling the sampling efficiency of rotenone in impoundments and ponds. *North American Journal of Fisheries Management* 10:202-208.
- Bayley, P. B., and D. J. Austen. 1988. Comparison of detonating cord and rotenone for sampling fish in warmwater impoundments. *North American Journal of Fisheries Management* 8:310-316.
- Behnke, R. J. 1992. Native trout of Western North America. American Fisheries Society, Monograph 6, Bethesda, Maryland.
- Boxrucker, J., P. Michaletz, M. J. Van Den Avyle, and B. Vondracek. 1995. Overview of gear evaluation study for sampling gizzard shad and threadfin shad populations in reservoirs. *North American Journal of Fisheries Management* 15:885-890.
- Brazier, M. 2005. Rotenone use in fish management in the UK: first steps and future challenges. American Fisheries Society Annual Meeting, National and International Challenges and Lessons Learned on Fish Management Chemicals, Anchorage, Alaska.
- Britton, J., and M. Brazier. 2006. Eradicating the invasive topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva*, from a recreational fishery in northern England. *Fisheries Management and Ecology* 13:329-335.
- Bronmark, C., and P. Edenhamn. 1994. Does the presence of fish affect the distribution of tree frogs (*Hyla arborea*). *Conservation Biology* 8:841-845.
- Byorth, P. A., and J. P. Magee. 1998. Competitive interactions between arctic grayling and brook trout in the Big Hole River Drainage, Montana. *Transactions of the American Fisheries Society* 127:921-931.

Byrd, I. B., and J. H. Crance. 1965. Fourteen years of management and fishing success in Alabama's state-owned public fishing lakes. *Transactions of the American Fisheries Society* 94:129-134.

California Department of Fish and Game. 1991. Northern pike eradication project – draft subsequent environmental impact report (SCH 92073015). Environmental Services Division, California Department of Fish and Game, Sacramento, California.

California Department of Fish and Game. 1991;1992;1993. Pesticide Investigations Unit, Pesticide Laboratory Report – California Regional Water Quality Control Board Monitoring on Rotenone Treatment of Silver King Creek. (P1427, P1505, P1638). California Department of Fish and Game, Rancho Cordova, California.

California Department of Fish and Game. 1997. Lake Davis Northern pike eradication project –January 1997 (SCH 95022026). California Department of Fish and Game, Region 2 Headquarters, Rancho Cordova, California.

California Department of Fish and Game. 2003. Casa del Lago ponds, San Jose, California. Pesticide Laboratory Report P2344, June 10, 2003. California Department of Fish and Game, Rancho Cordova, California.

California Department of Fish and Game. 2006. Lake Haussmann non-native fish removal project. Notice of Exemption, October 6, 2006. California Department of Fish and Game, Sacramento, California.

California Department of Fish and Game. 2007. Lake Davis Pike Eradication Project – Final EIR/EIS. January, 2007 (SCH 2005-09-2070). California Department of Fish and Game, Sacramento, California.

Chadderton, L., T. Dean, N. Grainger, B. Studholme, and S. Elkington. 2005. Rotenone use in New Zealand freshwaters: issues, solutions and results. American Fisheries Society Annual Meeting, National and International Challenges and Lessons Learned on Fish Management Chemicals, Anchorage, Alaska.

Clancey, P. 2005. Challenges to implementation of the Cherry Creek Montana Native Fish Native Introduction Project. American Fisheries Society Annual Meeting, National and International Challenges and Lessons Learned on Fish Management Chemicals, Anchorage, Alaska

Clemens, H. P., and M. Martin. 1952. Effectiveness of rotenone in pond reclamation. *Transactions of the American Fisheries Society* 82:166-177.

Cumming, K. B. 1975. History of fish toxicants in the United States. Pages 5-21 in P. H. Eschmeyer, editor. *Rehabilitation of fish populations with toxicants: a symposium*. American Fisheries Society, North Central Division, Special Pub. 4, Bethesda, MD.

Dawson, V. K., W. H. Gingerich, R. A. Davis, and P. A. Gilderhus. 1991. Rotenone persistence in freshwater ponds: effects of temperature and sediment adsorption. *North American Journal of Fisheries Management* 11:226-231.

DeMarais, B. D., T. E. Dowling, and W. L. Minckley. 1993. Post-perturbation genetic changes in populations of endangered Virgin River chubs. *Conservation Biology* 7:334-341.

Dibble, E. D. 1991. A comparison of diving and rotenone methods for determining relative abundance of fish. *Transactions of the American Fisheries Society* 120:663-666.

Dunham, J. B., M. M. Peacock, B. E. Rieman, R. E. Schroeter, and G. L. Vinyard. 1999. Local and geographic variability in the distribution of stream-living Lahontan cutthroat trout. *Transactions of the American Fisheries Society* 128:875-889.

Dunham, J. B., B. S. Cade, and J. W. Terrell. 2002. Influences of spatial and temporal variation on fish-habitat relationships defined by regression quantiles. *Transactions of the American Fisheries Society* 131:86-98.

Elliot, J. 2007. Recovery of Lahontan cutthroat trout in Nevada waters. American Fisheries Society Annual Meeting, Global Issues and Policies Affecting Ecosystem Restoration Projects Using Rotenone and Antimycin, San Francisco, California.

Fernandez-Delgado, C. 2007. Eradication of a carp population in a temperate lake of south of Spain. American Fisheries Society Annual Meeting, Global Issues and Policies Affecting Ecosystem Restoration Projects Using Rotenone and Antimycin, San Francisco, California.

Finlayson, B. J., R. A. Schnick, R. L. Cailteux, L. DeMong, W. D. Horton, W. McClay, C. W. Thompson, and G. J. Tichacek. 2000. Rotenone use in fisheries management: administrative and technical guidelines manual. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.

Finlayson, B.J., J. Trumbo, and S. Siepmann. 2001. Chemical residues in surface and ground waters following rotenone applications to California lakes and streams. Pages 37-54 *in* R.L. Cailteux, L. DeMong, B.J. Finlayson, W. Horton, W. McClay, R.A. Schnick, and C. Thompson, editors. Rotenone in fisheries: are the rewards worth the risks? American Fisheries Society, Trends in Fisheries Science and Management 1, Bethesda, Maryland.

Finlayson, B. J., R. A. Schnick, R. L. Cailteux, L. DeMong, W. D. Horton, W. McClay, and C. W. Thompson. 2002. Assessment of Antimycin A use in fisheries and its potential for reregistration. *Fisheries* 27(6): 10-18.

- Finlayson, B.J., and 11 coauthors. 2005. Native inland trout restoration on national forests in the Western United States: time for improvement. *Fisheries* 30(5):10-19.
- Finlayson, B. 2005. Challenges to the recovery of the once endangered Paiute cutthroat trout in Silver King Creek, California. American Fisheries Society Annual Meeting, National and International Challenges and Lessons Learned on Fish Management Chemicals, Anchorage, Alaska.
- Finlayson, B., and R. Schnick (Organizers). 2005. National and international challenges and lessons learned on fish management chemicals symposia. American Fisheries Society National Meeting, Anchorage, Alaska.
- Finlayson, B., and R. Schnick (Organizers). 2007. Global issues and policies affecting ecosystem restoration projects using rotenone and antimycin. American Fisheries Society National Meeting, San Francisco, California.
- Gerstung, E. 1997. Paiute cutthroat trout: saving California's rarest trout. *Outdoor California*, November – October 1977, pages 21-25.
- Gilderhus, P. A. 1972. Exposure times necessary for antimycin and rotenone to eliminate certain freshwater fish. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 29:199-202.
- Gilderhus, P. A. 1982. Effects of an aquatic plant and suspended clay on the activity of fish toxicants. *North American Journal of Fisheries Management* 2:301-306.
- Great Lakes Fishery Commission. 2004. Standard operation procedures for application of lampricides in the Great Lakes Fishery Commission intergrated management of sea lamprey (*Petromyzon marinus*) control program. U.S. Fish and Wildlife Service, Marquette, Wisconsin.
- Hanson, L. H., and P. J. Manion. 1980. Sterility method of pest control and its potential role in an integrated sea lamprey (*Petromyzon marinus*) control program. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:2108-2117.
- Harig, A. L., and K. D. Fausch. 2002. Minimum habitat requirements for establishing translocated cutthroat trout populations. *Ecological Applications* 12:535-551.
- Henderson, R., J. L. Kershner, and C. A. Toline. 2000. Timing and location of spawning by nonnative wild rainbow trout and native cutthroat trout in the South Fork Snake River, Idaho, with implications for hybridization. *North American Journal of Fisheries Management* 20:584-596.
- Hepworth, D. K., M. J. Ottenbacher, and C. B. Chamberlain. 2001. Occurrence of native Colorado River cutthroat trout (*Oncorhynchus clarki pleuriticus*) in the Escalante River drainage, Utah. *Western North American Naturalist* 61:129-138.

- Impson, N. 2007. Eradication of invasive alien fishes from inland waters of the Cape Floristic Region, South Africa. American Fisheries Society Annual Meeting, Global Issues and Policies Affecting Ecosystem Restoration Projects Using Rotenone and Antimycin, San Francisco, California.
- Kaeding, L. R., G. D. Boltz, and D. G. Carty. 1996. Lake trout discovered in Yellowstone Lake threaten native cutthroat trout. *Fisheries* 21:16-20.
- Kimsey, J. B. 1957. Fisheries problems in impounded waters of California and the lower Colorado River. *Transactions of the American Fisheries Society* 87:319-332.
- Knight, C. A., R. W. Orme, and D. A. Beauchamp. 1999. Growth, survival, and migration patterns of juvenile adfluvial Bonneville cutthroat trout in tributaries of Strawberry Reservoir, Utah. *Transactions of the American Fisheries Society* 128:553-563.
- Krueger, C. C., and B. May. 1991. Ecological and genetic effects of salmonid introductions in North America. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48:66-77.
- Kruse, C. G., W. A. Hubert, and F. J. Rahel. 2000. Status of Yellowstone cutthroat trout in Wyoming waters. *Fisheries* 20:693-705.
- Kruse, C. 2005. Cutthroat trout restoration efforts of a private organization in a public arena: some considerations of policy issues and politics. American Fisheries Society Annual Meeting, National and International Challenges and Lessons Learned on Fish Management Chemicals, Anchorage, Alaska.
- Lahyer, W. G., and O. E. Maughan. 1984. Comparison efficiencies of three sampling techniques for estimating fish populations in small streams. *Progressive Fish-Culturist* 46:180-184.
- Larson, G. L., S. E. Moore, and D. C. Lee. 1986. Angling and electrofishing for removing nonnative rainbow trout from a stream in a national park. *North American Journal of Fisheries Management* 6:580-585.
- Lawler, S. P., D. Dritz, T. Strange, and M. Holyoak. 1999. Effects of introduced mosquitofish and bullfrogs on the threatened California red-legged frog. *Conservation Biology* 13:613-622.
- Leary, R. F., F. W. Allendorf, and S. H. Forbes. 1993. Conservation genetics of bull trout in the Columbia and Klamath River drainages. *Conservation Biology* 7:856-865.
- Leberg, P. L., and R. C. Vrijenhoek. 1994. Variation among desert topminnows in their susceptibility to attack by exotic parasites. *Conservation Biology* 8:419-424.

- Lemly, A. D. 1985. Suppression of native fish populations by green sunfish in first-order streams of Piedmont North Carolina. *Transactions of the American Fisheries Society* 114:705-712.
- Lennon, R. E., J. B. Hunn, R. A. Schnick, and R. M. Burrell. 1970. Reclamation of ponds, lakes, and streams with fish toxicants: a review. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Fisheries Technical Paper 100.
- McClay, W. 2000. Rotenone use in North America (1988-1997). *Fisheries* 25(5):15-21.
- McCracken, G. F., C. R. Parker, and S. Z. Guffey. 1993. Genetic differentiation and hybridization between stocked hatchery and native brook trout in Great Smoky Mountains National Park. *Transactions of the American Fisheries Society* 122:533-542.
- McMillin, S. 2008. Chemical residues in water and sediment following rotenone applicator to Lake Davis in 2007. California Department of Fish and Game, Office of Spill Prevention and Response, Administrative Report 08-01, Sacramento, California.
- Marking, L. L., T. D. Bills, J. J. Rach, and S. J. Grabowski. 1983. Chemical control of fish and fish eggs in the Garrison Diversion Unit, North Dakota. *North American Journal of Fisheries Management* 3:410-418.
- Martoz, B. 2007. Conserving westslope cutthroat trout populations in the South Fork Flathead Watershed, Montana. American Fisheries Society Annual Meeting, Global Issues and Policies Affecting Ecosystem Restoration Projects Using Rotenone and Antimycin, San Francisco, California.
- Meronek, T. G., P. M. Bouchard, E. R. Buckner, T. M. Burri, K. K. Demmerly, D. C. Hatleli, R. A. Klumb, S. H. Schmidt, and D. W. Coble. 1996. A review of fish control projects. *North American Journal of Fisheries Management* 16:63-74.
- Moore, S. E., G. L. Larson, and B. L. Ridley. 1986. Population control of exotic rainbow trout in streams of a natural area park. *Environmental Management* 10:215-219.
- Phinney, D. E. 1975. Repopulation of an eradicated stream section by brook trout. *Transactions of the American Fisheries Society* 104:685-687.
- Porto, L. M., R. L. McLaughlin, and Noakes D. L. G. 1999. Low-head barrier dams restrict the movements of fishes in two Lake Ontario streams. *North American Journal of Fisheries Management* 19:1028-1036.
- Ross, S. T. 1991. Mechanisms structuring stream fish assemblages: are there lessons from introduced species? *Environmental Biology of Fishes* 30:359-368.

Sammons, S. M., L. G. Dorsey, P. W. Bettoli, and F. C. Fiss. 1999. Effects of reservoir hydrology on reproduction by largemouth bass and spotted bass in Normandy Reservoir, Tennessee. *North American Journal of Fisheries Management* 19:78-88.

Schoch, B. 2007. Brook trout and round whitefish restoration in New York State's Adirondack Park. American Fisheries Society Annual Meeting, Global Issues and Policies Affecting Ecosystem Restoration Projects Using Rotenone and Antimycin, San Francisco, California.

Schnick, R. A. 1974a. A review of the literature on the use of rotenone in fisheries. U.S. Department of Interior, Fish and Wildlife Service, Fish Control Laboratory, National Technical Information Service PB-235 454, LaCrosse, Wisconsin.

Schnick, R. A. 1974b. A review of the literature on the use of antimycin in fisheries. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Fish Control Laboratory, La Crosse, Wisconsin.

Sexauer, H. 2005. Colorado River cutthroat trout restoration – LaBarge Watershed, Wyoming. American Fisheries Society Annual Meeting, National and International Challenges and Lessons Learned on Fish Management Chemicals, Anchorage, Alaska.

Simberloff, D., and P. Stiling. 1996. How risky is biological control? *Ecology* 77:1965-1974.

Smith, B. R., and J. J. Tibbles. 1980. Sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in Lakes Huron Michigan, and Superior: history of invasion and control, 1936-78. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:1780-1801.

Steinkjer, J. 2005. Challenges facing rotenone in the fight to eradicate a fatal ectoparasite on Atlantic salmon in the Rana region, Norway. American Fisheries Society Annual Meeting, National and International Challenges and Lessons Learned on Fish Management Chemicals, Anchorage, Alaska.

Steinkjer, J. 2007. Review of non-native fish control in Norwegian waters. American Fisheries Society Annual Meeting, Global Issues and Policies Affecting Ecosystem Restoration Projects Using Rotenone and Antimycin, San Francisco, California.

Stefferd, J. A., D. L. Propst, and G. L. Burton. 1992. Use of antimycin to remove rainbow trout from White Creek, New Mexico. Pages 55-56 in D. A. Hendrickson, editor. *Proceedings of the Desert Fishes Council*. Desert Fishes Council, Bishop, California.

Stubbs, J. M. 1967. A dynamite sampling study on the Hiwassee and Ocoee rivers in East Tennessee. *Proceedings of the Annual Conference Southeastern Association of Game and Fish Commissioners* 18: 325-335.

Swink, W. D. 1999. Effectiveness of an electrical barrier in blocking a sea lamprey spawning migration on the Jordan River, Michigan. *North American Journal of Fisheries Management* 19:397-405.

Thompson, P. D., and F. J. Rahel. 1996. Evaluation of depletion-removal electrofishing of brook trout in small Rocky Mountain streams. *North American Journal of Fisheries Management* 16:332-339.

Thompson, P. D., and F. J. Rahel. 1998. Evaluation of artificial barriers in small Rocky Mountain streams for preventing the upstream movement of brook trout. *North American Journal of Fisheries Management* 18:206-210.

Truemper, H. 2007. Diamond Lake rotenone treatment: a successful dose of reality for future projects. *American Fisheries Society Annual Meeting, Global Issues and Policies Affecting Ecosystem Restoration Projects Using Rotenone and Antimycin*, San Francisco, California.

Uzmann, J. R., and J. Douglas. 1966. *Clinostomum marginatum* in steelhead trout (*Salmo gairdneri*) and cutthroat trout (*Salmo clarki*) in a western Washington lake. *Transactions of the American Fisheries Society* 95:35-38.

Van Den Avyle, M. J., J. Boxrucker, P. Michaletz, B. Vondracek, and G. R. Ploskey. 1995. Comparison of catch rate, length distribution, and precision of six gears used to sample reservoir shad populations. *North American Journal of Fisheries Management* 15:940-955.

Williams, R. N., R. F. Leary, and K. P. Currens. 1997. Localized genetic effects of a long-term hatchery stocking program on resident rainbow trout in the Metolius River, Oregon. *North American Journal of Fisheries Management* 17:1079-1093.

Williams, R. N., D. K. Shiozawa, J. E. Carter, and R. F. Leary. 1996. Genetic detection of putative hybridization between native and introduced rainbow trout populations of the upper Snake River. *Transactions of the American Fisheries Society* 125:387-401.

Zimmerman, M. P., and D. L. Ward. 1999. Index of predation on juvenile salmonids by northern pikeminnow in the lower Columbia River basin, 1994-1996. *Transactions of the American Fisheries Society* 128:995-1007.

Vedlegg 2. Tabell med informasjon om rotenonbehandlede vassdrag

Oversikt over rotenonbehandlede vassdrag med nedslagsfelt, tidspunkt for rotenonbehandling, type rotenonbehandling og tidspunkt for eventuell friskmelding. XX: Dobbel fullskala behandling. Xx: To gjentatte fullskala behandlinger

Nr	Vassdrag	Ned- bør- felt (km ²)	ROTENONBEHANDLING		Frisk- meldt	Mis- lykket
			Tidspunkt	Par- tiell		
1	VIKJA	119	nov 1981/mai 1982		XX	1988
2	Bævra	243	17.-19.11.1986	X		
	BÆVRA	243	4.-5.10.1989		X	1994
3	KORSBREKKEELVA	124	3.9.1986		X	1990
4	TAFJORDELVA	296	2.-3.9.1986 og 16.-18.11.1987		Xx	1991
5	VALLDALSELVA	359	29.8.1990		X	1994
6	EIDSDALSELVA	72	30.8.1990		X	1994
7	NORDDALSELVA	98	30.8.1990		X	1994
8	SKIBOTNELVA	784	10.8. (- 21.9.) 1988		X	
	SKIBOTNELVA	784	August 1995		X	
9	AUREELVA	45	20.10.1988		X	1992
10	VIKELVA	<50	19.10.1988		X	1992
11	LANGSTEINELVA	22	2.9 & 6.10.1988		Xx	1997
12	VULLUELVA	12	2.9.1988		X	1997
13	BATNFJORDELVA	69	27.7.1994		X	1999
14	LAKSELVA	159	5.7.1990		X	1995
15	STORELVA	50	9.4.1991		X	1994
16	HENSELVA	175	24.9.1993		X	1999
17	RAUMA	1240	26.-28.9.1993		X	
18	Skorga	40	24.9.1993		X	
19	INNFJORDELVA	104	30.9.1993		X	
20	MÅNA	109	30.9.1993		X	1999
21	STEINKJERVASSDR AGET	2153	August 1993		X	
	STEINKJERVASSDR AGET	2153	April 2001, Oktober 2001, Juli-August 2002		X	
22	FIGGA	250	August 1993		X	
	Figga	250	April 2001, Oktober 2001, Juli-August 2002		X	
23	Lundelva	14	August 1993		X	
	Lundelva	14	April 2001, Oktober 2001, Juli-August 2002		X	
24	BEIARELVA	1070	8.-12.8.1994		X	2001
25	LEIRELVA	55	Juni 1996		X	2003
	Leirelva	55	September 2005		X	
26	Ranelva	45	August 2006		X	
27	HALSANELVA	24	April 2003		X	
28	HESTDALSELVA	37	April 2003		X	
29	LÆRDALSELVA	1130	April 1997 og 4.-8.8.1997		X	
30	Ranaelva	3790	2003-2004		X	
31	Bjerka	365	1992	X		
	Bjerka	365	2003-2004		X	
32	Røssåga	2100	2003-2004		X	
33	Bardalselva	45	2003-2004		X	
34	Sannaelva	20	2003-2004		X	
35	Slettenelva (Sletterelva)	27	2003-2004		X	
	SUM			2	40	18
						7

Utredninger oversikt

2006

- 2006-1: Effects on the marine environment of ocean acidification resulting from elevated levels of CO₂ in the atmosphere 50,-
- 2006-2: Effekter av klimaendringer på økosystemer og biologisk mangfold 50,-
- 2006-3: Bestandsstatus for laks 50,-
- 2006-4: Reetablering av laks på Sørlandet.
Årsrapport fra reetableringsprosjektet 2005 50,-
- 2006-5: Satellittdata til kartlegging av arealdekke. Utprøving av tilgjengelige kartdata for klassifisering av Sør-Trøndelag 50,-

2007

- 2007-1: Den norske våtmarksarven. Styrket forvaltning og utvidelse av nettverket av Ramsarområder og andre vernede våtmarker i Norge. Tiltaksplan 2007-2010 50,-
- 2007-2: Bestandsstatus for laks 2007. Rapport fra arbeidsgruppe 50,-
- 2007-3: Reetablering av laks på Sørlandet.
Årsrapport fra reetableringsprosjektet 2006 50,-
- 2007-4: Supplerende kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn- og utmark, i Rogaland med en vurdering av kunnskapsstatus - Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold 50,-

2008

- 2008-1: Supplerende kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn- og utmark, i Midt-Norge; Møre og Romsdal og Oppdal, med en vurdering av kunnskapsstatus - Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold 50,-
- 2008-2: Nasjonal overvåking av marint biologisk mangfold i havområder og Arktis - Forslag til overvåkingselementer, lokalisering og kostnadsoverslag 50,-
- 2008-3: Supplerende kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn- og utmark, i Buskerud med en vurdering av kunnskapsstatus - Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold 50,-
- 2008-4: Supplerende kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn- og utmark, i Agder, med en vurdering av kunnskapsstatus 50,-
- 2008-5: Bestandsstatus for laks i Norge. Prognoser for 2008.
Rapport fra arbeidsgruppe Internett
- 2008-6: Supplerende kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn- og utmark, i Sogn og Fjordane - Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold 50,-
- 2008-7: Evaluering av bekjempelsesmetoder for *Gyrodactylus salaris*.
- Rapport fra ekspertgruppe 50,-

Utredning er utarbeidet av andre på oppdrag av DN eller i et samarbeid med DN. Innholdet har karakter av råd til DN.

Rapport er utarbeidet av DN, og gir uttrykk for direktoratets forslag eller standpunkter.

Notat er enklere oversikter, sammenstillinger, referater og lignende.

Håndbok gir veiledning og konkrete råd om forvaltning av naturen, som regel til bruk for lokale forvaltningsorganer

Temahefte gir en popularisert framstilling av et tema.

Mer info:
www.dirnat.no/publikasjoner

Direktoratet for naturforvaltning (DN) er det sentrale, utøvende og rådgivende forvaltningsorganet innenfor bevaring av biologisk mangfold, friluftsliv og bruk av naturressurser. DNs visjon, **For liv i naturen og natur i livet**, er et uttrykk for dette. DN er administrativt underlagt Miljøverndepartementet.

Myndigheten til å forvalte naturressurser er gitt gjennom ulike lover og forskrifter. Ut over lovbestemte oppgaver har direktoratet også ansvar for å identifisere, forebygge og løse miljøproblemer ved samarbeid, rådgivning og informasjon overfor andre myndigheter og grupper i befolkningen.



Direktoratet for
naturforvaltning

7485 Trondheim Telefon: 73 58 05 00
Telefaks: 73 58 05 01 www.dirnat.no