

494

OPPDRA GSMELDING

Vurdering av luftovermetning,
trefiberutslipp og oppvandring
av laks ved Rygene kraftverk i
Nidelva, Aust-Agder

Eva B. Thorstad
Frode Kroglund
Finn Økland
Tor G. Heggberget



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

Vurdering av luftovermetning,
trefiberutslipp og oppvandring
av laks ved Rygene kraftverk i
Nidelva, Aust-Agder

Eva B. Thorstad
Frode Kroglund
Finn Økland
Tor G. Heggberget

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport

NIKU Fagrapport

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

Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding

NIKU Oppdragsmelding

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

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA•NIKU Project Report

Serien presenterer resultater fra begge instituttene prosjekter når resultatene må gjøres tilgjengelig på engelsk. Serien omfatter original egenforskning, litteraturstudier, analyser av spesielle problemer eller tema, etc.

Opplaget varierer avhengig av behov og målgrupper.

Temahefter

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

Opplag: Varierer

Fakta-ark

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

Opplag: 1200-1800

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

Thorstad, E.B., Kroglund, F., Økland, F. & Heggberget, T.G. 1997. Vurdering av luftovermetning, trefiberutslipp og oppvandring av laks ved Rygene kraftverk i Nidelva, Aust-Agder. - NINA Oppdragsmelding 494: 1-36.

Trondheim, oktober 1997

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-0845-8

Forvaltningsområde:

Naturinngrep

Impact assessment

Rettighetshaver ©:

Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning
NINA•NIKU

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Ann Kristin Schartau
NINA•NIKU, Trondheim

Design og layout:

Synnøve Varvik

Sats: NINA•NIKU

Kopiering: Norservice

Opplag: 150

Kontaktadresse:

NINA•NIKU
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tel: 73 58 05 00
Fax: 73 91 54 33

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 13165 Forprosjekt Rygene kraftverk i Nidelva

Ansvarlig signatur:

Ann Kristin L. Schartau

Oppdragsgiver:

Aust-Agder Kraftverk

Referat

Thorstad, E.B., Kroglund, F., Økland, F. & Heggberget, T.G. 1997. Vurdering av luftovermetning, trefiberutslipp og oppvandring av laks ved Rygene kraftverk i Nidelva, Aust-Agder. - NINA Oppdragsmelding 494: 1-36.

Rygene kraftverk ligger ved Nidelva i Aust-Agder fylke. Kraftverket har en utløpstunnel ved Helle, 2,5 km nedstrøms Rygene. I Nidelva er det registrert flere tilfeller med død fisk, noe som er satt i forbindelse med luftovermetning etter bruk av en omløpstunnel ved kraftverket. I tillegg tilføres avløpsvannet fra kraftverket trefiber fra en tremassefabrikk.

Minstevannføringen mellom Helle og Rygene er 5 m³/s om sommeren og 1 m³/s om vinteren. Vannføringen i kraftverksutløpet er 50-150 m³/s. I hvor stor grad oppvandrende laks og sjørørret forsinkes/hindres i å passere tunnelutløpet er ukjent.

Resultater fra relevante undersøkelser på områdene luftovermetning, trefiber og oppvandring av laks er oppsummert i denne rapporten. Hensikten er å vurdere nødvendigheten av å gjennomføre konkrete undersøkelser i Nidelva, eller om eksisterende kunnskap er tilstrekkelig til å svare på:

- 1) hvordan omløpstunnelen ved Rygene kraftverk kan manøvreres uten at det oppstår store skader på fisk nedstrøms Helle
- 2) hvordan oppvandrende anadrom fisk kan ledes forbi tunnelutløpet ved Helle.

Når det gjelder luftovermetning, konkluderes det med at tålegrensen i Nidelva maksimalt bør være 115 % TLT (totalt luft trykk) for kortvarige episoder (noen få timer). Luftovermetning opp til 110 % TLT kan aksepteres over noe lengre perioder (én dag). Kortvarige episoder med mer enn 150 % TLT kan drepe fisk. Det ble ikke funnet litteratur som tyder på at trefibertransport som forekommer i Nidelva, skader fisk. Det anbefales ikke gjennomføring av nye forsøk i Nidelva for å dokumentere virkninger av luftovermetning og trefibertransport. Imidlertid bør det dokumenteres hvor ofte omløpstunnelen ved kraftverket er i bruk, varighet av luftovermetningsepisoder og grad av overmetning ved ulike vannføringsregimer (teoretisk beregning). Episoder med luftovermetning i Nidelva kan hindre reetablering av en ny laksebestand i vassdraget. Varighet på bruk av omløpstunnelen bør på sikt reduseres til mindre enn 20 minutter.

Når det gjelder oppvandring hos laks og sjørørret, anbefales det å gjennomføre undersøkelser for å utrede problemene og evaluere behov for tiltak ved tre antatte vandringshindre: 1) kraftverksutløpet ved Helle, 2) minstevannføringsløpet mellom Helle og Rygene og 3) fisketrappa ved Rygene dam. Problemet med å få laks til å passere kraftverksløp og vandre videre oppover minstevannføringsløp med relativ lav vannføring er kjent fra flere norske og utenlandske elver. Imidlertid er det få undersøkelser som har kartlagt omfanget

av problemet og undersøkt ved hvilke forhold fisken forsinkes/hindres. Det er uheldig hvis laks hindres/forsinkes ved Helle fordi episoder med luftovermetning kan forekomme, og fordi potensielle gyteområder ligger lengre oppe i vassdraget. Aktuelle tiltak er fiskesperre i tunnelutløpet, kunstige lokkeflommer og økt vannføring.

Emneord: Laks - kraftverk - luftovermetning - trefiber - vandring.

Eva B. Thorstad, Finn Økland & Tor G. Heggberget, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim.
Frøde Kroglund, Norsk institutt for vannforskning, Televeien 1, 4891 Grimstad.

Abstract

Thorstad, E.B., Kroglund, F., Økland, F. & Heggberget, T.G. 1997. Air supersaturation, release of wooden fibres and upstream migration of Atlantic salmon at Rygene power plant in the River Nidelva, Aust-Agder county. - NINA Oppdragsmelding 494: 1-36.

Incidents of dead fish have been reported in connection with a power plant at Rygene on the River Nidelva in Aust-Agder county. The tunnel outlet of the power plant is situated at Helle, 2.5 km further downstream. Air supersaturation has been following use of a bypass construction in the tunnel system of the power plant. In addition, wooden fibres from a fabric have been released into the water of the power plant tunnel.

Residual flow on the river stretch between Helle and Rygene is 5 m³/s during the summer and 1 m³/s during the winter. Water discharge from the power plant outlet is 50-150 m³/s. It is unknown to what extent upstream migrating Atlantic salmon and sea trout have been delayed or stopped at the tunnel outlet.

Results from relevant studies concerning air supersaturation, wooden fibres and upstream migration are summarised in this report. The aim is to analyse the need for studies in the River Nidelva, or if existing knowledge is sufficient to answer:

- 1) to what extent bypass construction of the power plant tunnel can be undertaken without causing injuries to fish in the river downstream from Helle;
- 2) how to stimulate upstream migration of anadromous fish at the power plant outlet at Helle.

It is concluded that the tolerated level of air supersaturation in the River Nidelva should be no more than 115 % TGP (total gas pressure) for short episodes (few hours). Air supersaturation of 110 % TGP can be accepted for longer time periods (one day). Even short episodes of more than 150 % TGP may kill fish. No references were found to indicate that the release of wooden fibres in the River Nidelva may damage fish. It is not recommended to carry out further studies in the River Nidelva to document the effects of air supersaturation and release of wooden fibres. However, the frequency of use of the bypass construction, duration of the air supersaturation and the level of air supersaturation at different water discharges (theoretical calculations) should be documented. The episodes of air supersaturation in the River Nidelva may affect the reintroduction of Atlantic salmon in the river system. Thus, the duration of use of the bypass construction should be reduced to less than 20 minutes.

Concerning upstream migration of Atlantic salmon and sea trout, it is recommended to carry out studies to analyse the problem at three possible migration barriers: 1) the power plant outlet at Helle, 2) the river stretch with residual flow between Helle and Rygene, and 3) the fish pass at the dam

at Rygene. The problem with delayed migration at power plant outlets and abstractions is known from several Norwegian and foreign rivers. However, few studies have analysed the conditions which delay or stop fish migration.

Key words: Salmon - power plant - air supersaturation - wooden fibres - migration.

Eva B. Thorstad, Finn Økland & Tor G. Heggberget, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim, Norway.

Frode Kroglund, Norwegian Institute for Water Research, Televeien 1, N-4891 Grimstad, Norway.

Forord

Denne rapporten er et forprosjekt hvor hovedmålsetningen er å vurdere behov for og eventuelt legge rammene for et forskningsprosjekt ved Rygene kraftverk i Nidelva ved Arendal. Aust-Agder Kraftverk (AAK) og Fylkesmannen i Aust-Agder v/miljøvernnavdelingen, tok initiativ til samtaler om fiskeundersøkelser i elva i brev datert 18. august 1995. I møte 24. mai 1996 mellom AAK (v/ Odd Hauge og Arne Hysten), miljøvernnavdelingen (v/ Eva Boman og Dag Matzow), Norsk institutt for vannforskning (NIVA) (v/Frode Kroglund) og Norsk institutt for naturforskning (NINA) (v/ Eva Thorstad og Finn Økland) ble det bestemt at et forprosjekt skulle gjennomføres før det ble foretatt konkrete undersøkelser i elva.

Forprosjektet består, etter ønske fra oppdragsgiverne, av litteratursøk på områdene luftovermetning, fiber og laksevandring, som antas å være aktuelle problemstillinger for fisk i elva. På bakgrunn av eksisterende kunnskap er det vurdert hvilke forskningsprosjekter som er nødvendig å gjennomføre for å få svar på spørsmålene knyttet til drift av Rygene kraftverk og effekter på fisk i Nidelva. Hovedformålet med prosjektene skal være å legge forholdene til rette for igjen å få en selvreproduserende laksestamme i Arendalsvassdraget.

Oppdragsgiver for prosjektet er AAK. Utredningen ble utført i samarbeid mellom NIVA og NINA. Prosjektet ble koordinert av Frode Kroglund. Frode Kroglund og Tor G. Heggberget (NINA) hadde det faglige ansvaret for luftovermetnings- og fiberdelen av prosjektet (kap. 3). Eva Thorstad og Finn Økland hadde det faglige ansvaret for laksevandringdelen (kap. 4). Miljøvernnavdelingen ved Eva Boman og Dag Matzow hadde den kvalitetsmessige kontrollen av prosjektet. Lorraine Fleming var behjelpelig med den engelskspråklige delen av teksten.

Trondheim, oktober 1997

Eva B. Thorstad
prosjektleder

Innhold

Referat.....	3
Abstract	4
Forord.....	5
1 Innledning	6
1.1 Bakgrunn	6
1.2 Forprosjektet	7
2 Områdebeskrivelse	7
2.1 Nidelva og Arendalsvassdraget.....	7
2.2 Rygene kraftverk	8
3 Luftovermetning i ferskvann; biologiske skader	9
og grenseverdier	9
3.1 Luftovermetning	9
3.1.1 Løslighet av luft i vann	10
3.1.2 Årsak til luftovermetning	10
3.1.3 Historisk oversikt over undersøkelser av luftovermetning.....	10
3.2 Skadebilde ved luftovermetning	12
3.2.1 Utvendig skadebilde.....	12
3.2.3 Artsforskjeller	14
3.2.4 Restituering	14
3.2.5 Invertebrater	14
3.3 Fastsettelse av tålegrenser	14
3.3.1 Nitrogen- og oksygenovermetning	14
3.3.2 Hydrostatiske kompensasjons- mekanismer.....	15
3.3.3 Kritiske grenseverdier	15
3.3.4 Dose-respons modell	17
3.4 Evaluering av betydningen av luftovermetning i Nidelva og fastsettelse av grenseverdier	17
3.4.1 Luftovermetning i Nidelva.....	17
3.4.2 Trefiberutslipp til Nidelva.....	17
3.4.3 Konklusjon - fastsettelse av kritisk luftovermetningsgrense for Nidelva.....	20
3.4.4 Anbefalinger	21
4 Oppvandring hos gytelaks	22
4.1 Resultater fra litteratursøk	22
4.1.1 Laksens livshistorie og oppvandring generelt	22
4.1.2 Oppvandring og tunnelutløp.....	22
4.1.3 Oppvandring og vannføring.....	23
4.1.4 Oppvandring og tid på døgnet.....	24
4.2 Konklusjon	24
4.3 Behov for konkrete undersøkelser i Nidelva.....	25
5 Litteratur.....	27
Vedlegg	25

1 Innledning

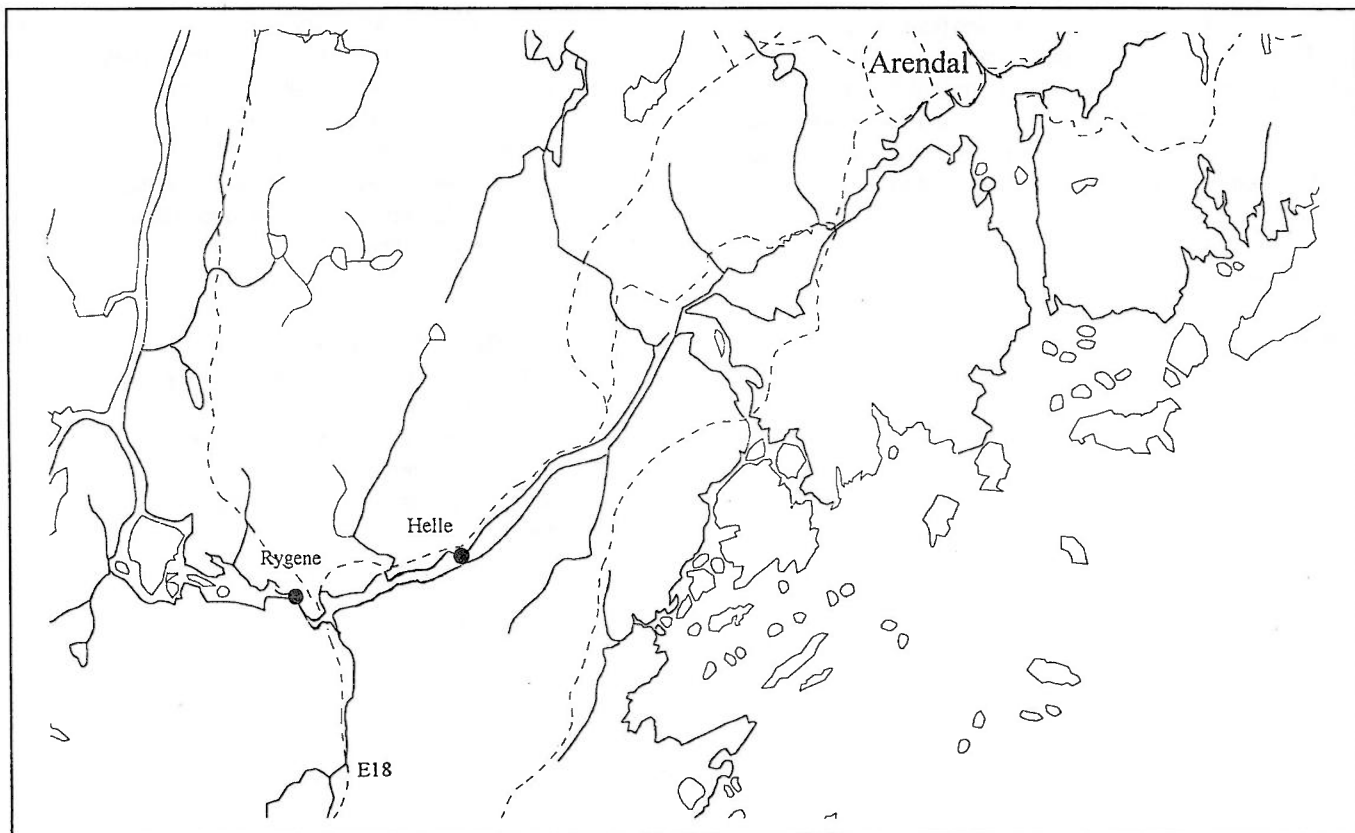
1.1 Bakgrunn

Nidelva (figur 1) var fra gammelt av ei god lakseelv. Fra slutten av 1800-tallet avtok laksefangstene, og på slutten av 1960-tallet var laksen nesten helt borte. Den negative utviklingen av laksefangstene har sammenheng med sur nedbør, i tillegg til virkninger av kraftutbygging (Matzow 1995). Vannkvaliteten i vassdraget er per i dag for sur til at laks kan reprodusere, men på 1980- og 1990-tallet har det vært en jevn oppvanding av laks av ukjent opprinnelse i elva (Matzow 1995). Et overordnet mål for forvaltningen av vassdraget er å skape en selvreproduserende laksebestand i Nidelva.

Et nytt kraftverk ble satt i drift ved Rygene i 1979. Kraftverket har en avløpstunnel med utløp i Nidelva ved Helle, 2,5 km nedstrøms Rygene (figur 2). I konsesjonsvilkårene ble det fastsatt en minstevannføring på elvestrekningen mellom kraftverket ved Rygene og kraftverksutløpet ved Helle.

Avløpstunnelen fra kraftverket har en omløpstunnel forbi turbinen som tas i bruk ved driftsstans (figur 3). Når det oppstår feil på nettet eller i kraftverket vil turbinluken automatisk stenges, omløpsluken åpnes og vannet føres gjennom omløpstunnelen. Hensikten med omløpstunnelen er av sikkerhetsmessige grunner å ikke plutselig øke vannføringen på strekningen mellom Rygene og Helle. Konstruksjonen på omløpstunnelen gjør at vann kan rive med luft inn i tunnelen. Siden vannet er under trykk vil deler av denne luften løses i vannet. Når vannet føres tilbake til elva og trykket avtar, vil vannet være luftovermettet. Luftovermetning betyr at vannet inneholder mere oppløst gass (hovedsakelig nitrogen og oksygen) enn i likevektstilstand. I 1978 ble det registrert betydelige mengder død fisk i Nidelva nedenfor Rygene, noe som ble satt i forbindelse med luftovermetning etter bruk av omløpstunnelen (Pettersen et al. 1982, Matzow 1995). Det ble satt i gang et forskningsprosjekt for å utrede problemet (Pettersen et al. 1982), men det er fortsatt ikke klart om, og i tilfelle hvor mye, omløpstunnelen kan brukes før skade skjer på fisk. Per i dag er det skjønnsmessig anslått at omløpstunnelen ikke skal være i bruk i mer enn 20 min av gangen. Det vil si at ved driftsstans i kraftverket skal kraftverkets folk innen 20 min undersøke om det er fare forbundet med å øke vannføringen i minstevannføringsløpet, og deretter føre vannet ned minstevannføringsløpet i stedet for gjennom omløpstunnelen.

Tremassefabrikken Rygene-Smith og Thommessen A/S ligger ved Rygenefossen. Avløpsvannet fra fabrikken munnar ut i avløpstunnelen ved Rygene kraftverk. Når omløpstunnelen ved kraftverket tas i bruk, skylles sedimentert trefiber fra tunnelsystemet ut i elveløpet. Tidligere utredninger (Pettersen et al. 1982, Sættem 1985, Matzow 1995) har reist spørsmål om tilførsel av trefiber har en forsterkende negativ effekt på fisk ved luftovermetning, og om akseptabel luftovermetningsgrad eller eksponeringstid kan forlenges dersom fibertilførselen reduseres.



Figur 1. Nederste del av Nidelva, Aust-Agder fylke.

Minstevannføringen i elvas hovedløp mellom Rygene og Helle er i gjennomsnitt 5 m³/s fra 1. mai til 30. september og 1 m³/s resten av året. Avløpstunnelen fra kraftverket tilfører elva ytterligere 50-150 m³/s ved Helle. Mye oppvandrende laks står i lang tid i kulpen ved tunnelutløpet, og en del fisk går inn i tunnelen (Matzow 1995). Det er ukjent om laks som går inn i tunnelen kommer ut igjen, eller hvor langt inn i tunnelen de går. Det er også ukjent hvorvidt den store vannmengden fra tunnelen hindrer/forsinker laksen i å passere og vandre videre opp minstevannføringsløpet. Ulike manøvreringer med lokkeflommer ned minstevannføringsløpet er utprøvd, men det er usikkert hvor effektive lokkeflommene er til å lede laks og sjøaure opp i minstevannføringsløpet. Elva er saltvannspåvirket opp til Helle (Simonsen 1995). For vellykket gyting er det nødvendig å lede laksen videre oppover elva forbi Helle.

1.2 Forprosjektet

Denne rapporten utgjør et forprosjekt som utreder nødvendigheten av konkrete undersøkelser når det gjelder problemene i Nidelva med luftovermetning, trefiber og oppvandring av laks forbi tunnelutløpet ved Helle. Problemstillingen for utredningen kan oppsummeres i to spørsmål:

- 1) Hvordan kan omløpstunnelen ved Rygene kraftverk manøvreres uten at det oppstår store skader på fisk nedstrøms Helle?
- 2) Hvordan kan oppvandrende fisk ledes forbi tunnelutløpet ved Helle?

Utredningen oppsummerer resultater fra relevante undersøkelser på områdene luftovermetning og trefiber (kap. 3) og oppvandring av laks (kap 4). På bakgrunn av disse vurderes det om eksisterende kunnskap er tilstrekkelig, eller om tilleggsinformasjon er nødvendig for å svare på spørsmålene knyttet til drift av Rygene kraftverk og effekter på fisk i elva. Utredningen skisserer forskningsprosjekter i vassdraget for å øke kunnskapsbehovet der vi finner dette påkrevet.

Utredningen fokuseres primært på laks, selv om det ved episoder av luftovermetning er dokumentert skader primært på andre fiskearter (Pettersen et al. 1982, Matzow 1995). Laks og sjørret representerer de antatt mest sårbare artene i vassdraget. Laks vil dessuten trolig bli målorganisme for en eventuell fullkalking av vassdraget. Tradisjonelt har det vært lite sjørret i vassdraget (Matzow 1995).

2 Områdebeskrivelse

2.1 Nidelva og Arendalsvassdraget

Nidelva i Arendalsvassdraget er Norges 8. lengste elv, med lengde noe over 200 km (Simonsen 1995). Nidelva har utspring i Telemark og øvre deler av Aust-Agder og munner ut ved Arendal. Nedbørfeltet er 3985 km². Hele vassdraget er sterkt regulert og omfatter ca 50 større og mindre magasiner (Muniz et al. 1979). De viktigste dammene er Åmli dam, Nelaug, Flaten, Haugsjø, Evenstad og Rygene (Simonsen 1995). Middelvannføring i Nidelva er i overkant av 100 m³/s. Minstevannføring ut av innsjøen Nelaug er 40 m³/s (Sættem 1984).

Deler av Arendalsvassdraget ligger i maksimumssonen for sur nedbør i Norge, og spesielt områdene i nordlige deler av nedbørsfeltet i Telemark er hardt rammet (Muniz et al. 1979). Nedbørfeltet ligger i et stort grunnfjellsområde, og berggrunnen består for det meste av gneiser, kvartsitter, granitter, amfibolitter og hyperitter. Gneis, kvartsitt og granitt er fattige på kalsium og har liten evne til å nøytralisere syre. Vannkvaliteten er derfor ionefattig og sur. Ved Rygene dam varierer pH normalt mellom 4,8 og 5,6, og årsgjennomsnittet varierer mellom 5,1 og 5,5 (Matzow 1995). Innslag av mer kalsiumrike bergarter gir lokalt bedre forhold, særlig i sidevassdrag på østsiden av Nidelva (Simonsen 1995). Under den marine grense (ca 60 m o.h. ved utløpet av elva) fører et høyere kalsiuminnhold i jordbunnen til bedre vannkvalitet i de nederste sidebekkene av vassdraget (Simonsen 1995).

I tillegg til laks og sjøaure er det bestander med stasjonær aure, sik, abbor, suter og gjedde i Nidelva. Ål og niøye går også opp i elva. Elva er tidevannspåvirket opp til Helle, og saltvannsfisk kan periodevis gå opp dit (Matzow 1995).

Lakseførende strekning var fra gammelt av opp til Bøylefoss, ca 40 km fra sjøen, men de viktigste gyteområdene lå nedenfor Rygenefossen. Den ble bare enkelte år forsert av laks, på meget høy og meget lav vannføring (Landmark 1876, sitert i Matzow 1995). Det ble bygd laksetrapp i Rygenefossen i forbindelse med kraftutbygging i 1909 og ny trapp i 1914 (Matzow 1995). Trappa ble bygd om i 1979 i forbindelse med bygging av den nye Rygene kraftverk. I forbindelse med bygging av ny dam ble det åpnet ei ny laksetrapp igjen i 1991, med ei fiskesluse inne i dammen (Simonsen 1993).

Laksefangstene i Nidelva avtok jevnt allerede før århundreskiftet. Det var ikke unormalt med årsfangster på 8-10 tonn laks i årene etter 1886, men etter 1930 ble det med få unntak fanget mindre enn ett tonn laks årlig. På slutten av 1960-tallet var laksen nesten helt borte. Nedgangen i laksefangstene skyldes hovedsakelig sur nedbør og kraftutbygginger (Matzow 1995). På 1980- og 1990-tallet har det vært oppvandring av laks av ukjent opprinnelse i Nidelva, men på grunn av sur vannkvalitet er det lite sannsynlig at

elva har en egen selvreproduserende stamme (Sættem & Boman 1985, Matzow 1995, Simonsen 1995).

En ny kraftstasjon ved Rygene ble åpnet i 1979. Kraftstasjonen har avløpstunnel med tunnelutløp ved Helle, 2,5 km lenger ned i elva (figur 2). Elvestrekningen mellom Rygene og Helle (som tidligere hadde de beste gyteområdene i elva) har siden da hatt minstevannføring (Matzow 1995).

2.2 Rygene kraftverk

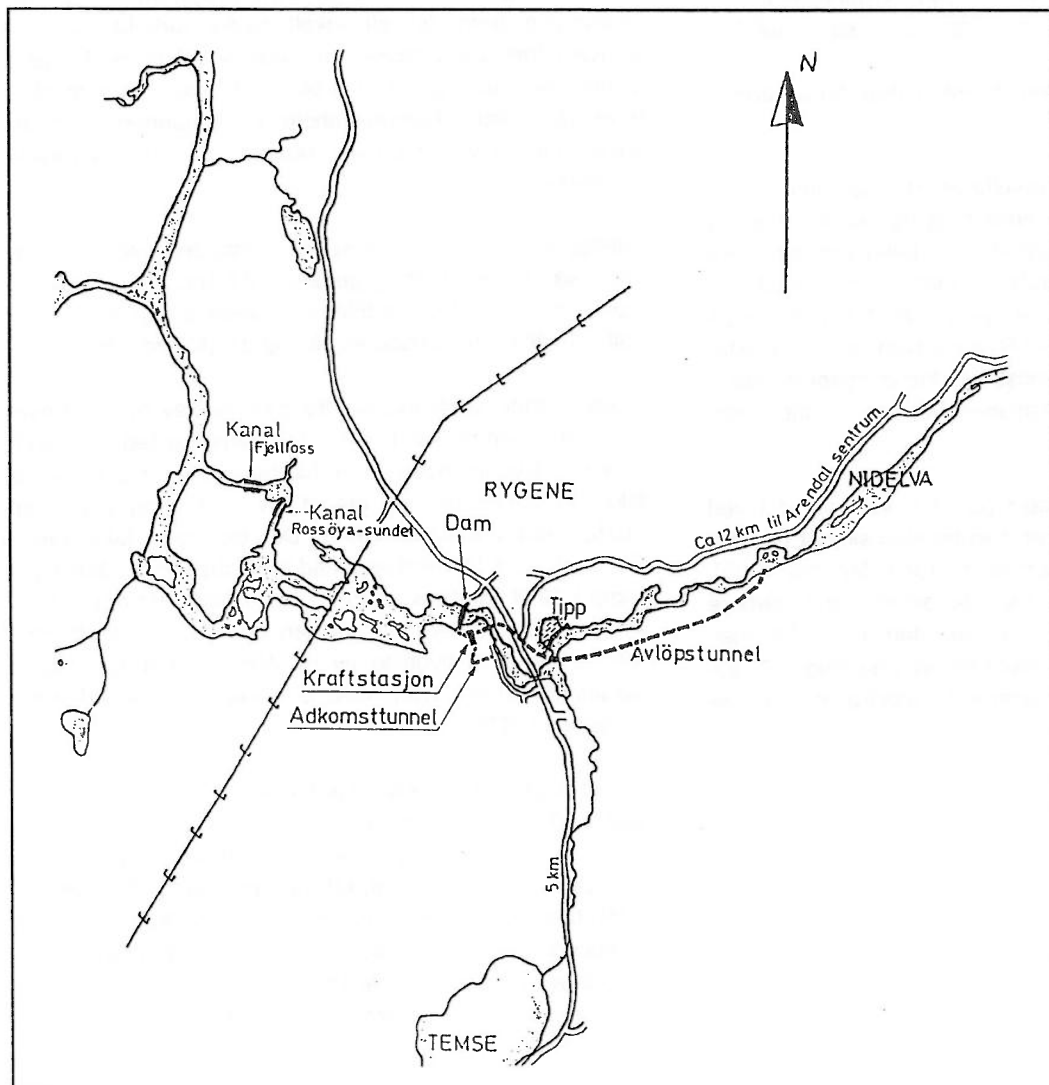
Rygene kraftverk ligger ved Nidelva ca 14 km fra Arendal sentrum (figur 1 og 2). Det nåværende kraftverket ble tatt i bruk i 1979. Kraftverket utnytter et fall på ca 38 m, fra inntaket ved Rygene og ned til Helle, som ligger på tilnærmet havnivå. Kraftverket har én kaplanturbin med en kapasitet på 170 m³/s. Den midlere produksjonen ved kraftverket er 275 mill kWh per år.

En omløpstunnel er bygd for å lede vannet fra inntaket ved Rygene, forbi kraftverket og ned i avløpstunnelen (figur 3). Ved feil på nettet eller i kraftverket stenges turbinluken

automatisk og omløpsluken åpnes. Omløpstunnelen kan avlede 170 m³/s, dvs det samme som slukeevnen til turbinen.

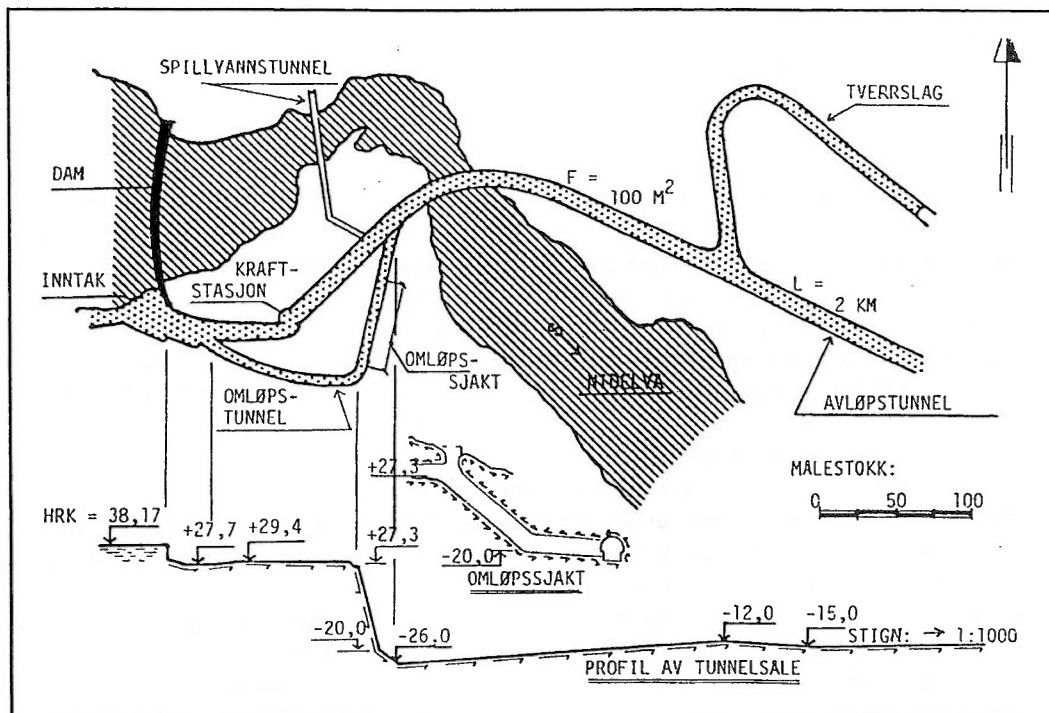
Omløpstunnelen er tilnærmet horisontal de første 120 m fra inntaket (figur 3). Etter en ca 90° vinkling nedover går den over i en 65 m lang skråsjakt (vinklet 45° nedover) som er luftet i toppen. Fra bunnen av sjakten er tunnelen svakt hellende inntil den munner ut i avløpstunnelen (figur 3).

Tremassefabrikken Rygene-Smith og Thommessen A/S ligger ved Rygenefossen. Produksjonsavfallet fra fabrikken bestod av store mengder bark og fiber og gikk tidligere rett i elveleiet. På grunn av redusert vannføring etter bygging av kraftstasjonen, ble det bygd en tunnel som leder utslippet fra fabrikken ned i avløpstunnelen til kraftverket (figur 3). Et nytt sedimenteringsbasseng ble tatt i bruk ved tremassefabrikken i 1994, men fremdeles kommer en del fiber ut i avløpsvannet. Når omløpstunnelen tas i bruk, skylles sedimentert trefiber fra tunnelsystemet ut i elveløpet fordi hastigheten på vannet i avløpstunnelen blir mye større når omløpstunnelen er i bruk enn når vannet går gjennom turbinen.



Figur 2. Beliggenheten til Rygene kraftverk, Aust-Agder fylke. Målestokk 1: 35 000.

figur 3. Tunnelsystemet ved Rygene kraftverk, Aust-Agder fylke.



3 Luftovermetning i ferskvann; biologiske skader og grenseverdier

3.1 Luftovermetning

Gassblæresyke er en fysisk/mekanisk skade som kan være dødelig for vannlevende organismer både i ferskvann og i sjøvann. Skade forårsakes av vann som er overmettet med løste atmosfæriske gasser. Gassblæresyke skyldes ikke tilstedeværelse av toksiner eller bakterier/virus og er således ikke en sykdom. Eventuelle sekundære komplikasjoner kan innebære sykdom, f.eks. infeksjoner. Tilstanden vil heretter kalles luftblæresyndrom, og henspeiler da på at skaden skyldes luft. Skadebildet innebærer vanligvis funn av luftblærer i og på vev, men skadebildet kan være svært variert og diffust (Bouck 1980).

Skadeomfanget av en luftovermetningsepisode vil variere med grad av overmetning, varighet av overmetning, temperatur, samt biologiske faktorer som livsstadium og art. Skadeomfanget kan i ytterste fall være dødelig, men subletale eksponeringer kan påvirke og medføre skader på organer, gjellevev, sensoriske egenskaper, atferd og vandringshastighet. Disse skadene kan likevel medføre dødelighet og bestandsendringer hos fisk over tid som følge av redusert fluktespons (økt mulighet for å bli byttedyr for fisk, fugl og pattedyr), svekket salttoleranse (reduisert marin overlevelse) eller økt mottakelighet for andre sykdommer, f.eks. infeksjoner.

Luftovermetning med påfølgende luftblæresyndrom er ikke en ny oppdagelse, ei heller er luftovermetning kun forårsaket av menneskelig aktivitet, selv om problemet ofte forefinnes i forbindelse med menneskelig aktivitet (for eksempel ved luft i turbiner ved kraftanlegg eller ved oppvarming av vann). Problemområdet synes å ha tiltrukket størst faglig oppmerksomhet i perioden 1970-80. Antall undersøkelser på området før 1960 er meget lavt. I løpet av 60- og 70-tallet økte antall undersøkelser betraktelig for å avta igjen utover i 80-tallet. De siste årene er det kun få nye artikler på temaet. De senere årene er de fleste undersøkelsene relatert til oppdrettsnæringen, og ikke nødvendigvis inkludert her.

Et større antall av undersøkelsene referert her ble igangsatt for å belyse og motvirke problemene observert etter kraftutbygging i Columbia River, Washington, USA på begynnelsen av 1960-tallet. I Norge er det påvist skader relatert til luftovermetning i Nidelva (Heggberget 1984) samt i Driva og Tafjord (Pettersen et al. 1982).

I denne rapporten er de viktigste sammenhengene mellom luftovermetning (dose) og biotisk skade (respons) sammensatt på bakgrunn av litteratursøk. Det er i utredningen lagt spesielt vekt på å finne eventuell nyere litteratur og litteratur som kunne modifisere eldre kunnskap. Hoveddelen av og strukturen til utredningen er basert på en review-artikkel forfattet av Weitkamp & Katz (1980), men modifisert for å inkludere nyere data. Dog har det etter denne tid ikke fremkommet nyere data som endrer konklusjonene opparbeidet før 1980.

Foruten å lage en norsk utredning om luftovermetning og biotiske effekter, er det lagt vekt på å gjøre utredningen relevant for Nidelva. I denne sammenhengen er det lagt

spesiell vekt på data fra arbeidet til Komiteen for undersøkelse av gassovermetning, Pettersen et al. (1982) og Heggberget (1984).

3.1.1 Løslighet av luft i vann

Løsligheten til atmosfærisk luft i vann varierer med hensyn til vannets partikkelinnhold, egenskapene til de ulike gassene, atmosfærisk trykk og vanntemperatur. Partikkelinnholdet har liten betydning i ferskvann, men kan ha stor betydning for løsligheten av luft i sjøvann (Harvey 1975).

Nitrogen, oksygen og argon er de atmosfæriske gassene som har betydning ved beregning av luftmetning i vann. I luft er disse gassene tilstede med en prosentfordeling på 78 % nitrogen, 21 % oksygen og 1 % argon. Av disse er nitrogen og argon biologisk inaktive, mens oksygen er biologisk aktivt (inngår i ulike fysiologiske prosesser, for eksempel respirasjon). I løslighetsberegninger inkluderes normalt argon i nitrogentrykket.

Løsligheten til hver gass er bestemt av massen til den enkelte gassen og partialtrykket i luft. Oksygen (21 %) har bare en fjerdedel av partialtrykket til nitrogen (79 %) i atmosfæren, men er dobbelt så løslig i vann. Derfor vil fordelingen i vann være: oksygen (35 %) mot nitrogen (65 %).

De viktigste miljøforholdene som påvirker løsligheten er trykk og temperatur. I følge Henry's lov er massen til en gass løst i veske ved konstant temperatur proporsjonal til trykket på vesken. Dette medfører at løsligheten øker med økende vanntrykk. Hydrostatisk trykk øker med dybde, noe som gjør at vannets evne til å løse gasser øker med dyp. På 1 m dyp øker løsligheten med ca 10 %. Dersom det tappes mettet bunnvann i kraftverk vil frigivelse av trykk kunne medføre luftovermetning.

Løsligheten til gasser er omvendt proporsjonal med temperatur. Dette medfører at løsligheten avtar med økende temperatur. Temperaturheving vil derfor øke luftovermetning. Luftovermetning vil over tid tilnærme seg atmosfærisk likevekt. Hastigheten er høy i turbulent vann hvor mye av vannet er i kontakt med luft, sakte i stilleflytende vann hvor det er liten vann-luft kontakt. Løsligheten er ca 20 % lavere i 35 ppt saltvann (= 35 promille saltvann = reint sjøvann) enn i ferskvann og avtar med økende høyde over havet.

3.1.2 Årsak til luftovermetning

Luftovermettet vann kan fremstilles på ulike måter. De vanligst forekommende er luft som løses under trykk (økt løslighet), eller som følge av redusert løslighet som følge av temperaturheving uten tilstrekkelig utlufting. Luftovermetning kan også fremkomme ved å blande to vannkilder med ulik temperatur (begge mettet) slik at resultanttemperaturen har lavere løslighet. Denne årsaken har sannsynligvis liten

betydning utenfor oppdrettssituasjoner, hvor kombinasjon av grunne kar og moderat overmetning kan være dødelig.

Flødevigen ved Arendal, Aust-Agder hadde problemer med luftovermetning som følge av pumpe som trakk luft (Dannevig & Dannevig 1950). Dette har vært en vanlig kilde til overmetning i oppdrettsanlegg, men er mer uvanlig i dag grunnet endret valg av pumpe type.

Overmettet vann nedstrøms kraftverk er rapportert i en rekke tilfeller både fra Norge (Heggberget 1984), fra Sverige (Jærnefelt 1948) og fra ulike delvassdrag innen Columbia River.

3.1.3 Historisk oversikt over undersøkelser av luftovermetning

Det foreligger en rekke observasjoner fra forrige århundre som sannsynligvis refererer seg til luftblæresyndrom. Hoppe-Seyer (1857), Bert (1873) og Regnard (1884) noterte forekomst av utvendige blærer på fisk som i dag tolkes som tegn på luftblæresyndrom. De første komplette beskrivelsene av tilstanden og årsak til denne ble gitt i en rekke artikler publisert på bakgrunn av driftsproblemer ved klekkeriet til Woods Hole, Massachusetts, USA (Gorham 1901, Marsh & Gorham 1905). Disse opprinnelige artiklene beskrev både dødelighet, tegn på ytre skader, forsøk de utførte for å fastsette skadeårsak og forslag til løsninger for å eliminere problemet.

Gorham (1901) beskrev de ytre tegnene til luftblæresyndrom. Luftblærer eller blærelignende utvekster ble da beskrevet fra finnene samt fra andre kroppsdeler hos en rekke marine arter. Blærene ble ofte påvist bak øynene og i øyevev og resulterte i utstående øyne. Blærer kunne også påvises på gjellene, innvendig i munnen og langs sidelinjen til fisken. Forekomst og størrelsen til blærene økte med økt eksponeringstid og med økt konsentrasjon av luft i vannet. Fisk med disse symptomene hadde også tap av likevekt (balanse) i vannet. Dødeligheten kunne variere fra dager til uker etter at blærene ble påvist. Foruten at skade ble påvist hos fisk ble skadesymptomene også beskrevet for blekk-sprut, muslinger, snegler, hydroider og grønnalger. I samme artikkel beskrev Gorham også hvordan han kunne fremprovosere skadene ved å øke lufttrykket i vann og redusere skaden ved å senke lufttrykket i vann. Likeledes rapporterte han at fisk holdt i kar kunne utvikle skade men at fisk i naturlige dammer på 2-4 m dybde forble skadefrie ved samme luftovermetning. Dette var en indikasjon på at dybde kunne være en viktig faktor.

Marsh & Gorham (1905) beskrev eksempler på indre skadetrek. Indre skader ble påvist som luftblærer i blodårer. Disse kunne variere fra å være meget små til å bli såpass tallrike eller store at åren ble blokkert. Luftblærer i forbindelse med gjellevev ble betraktet som det mest vanlig forekommende skadetrek. Død ble satt i sammenheng med svikt i blodsirkulasjonssystemet. De antok likeledes at

nitrogen var den viktigste gassen i denne sammenheng (blærer i blodårene bestod av 92-97 % nitrogen), men at betydningen av oksygen kunne være undervurdert da oksygen tas opp av hemoglobin. Marsh & Gorham (1905) påviste at luftblærer i blodstrømmen til fisk inneholder for lite oksygen i forhold til det man skal forvente basert på løselighet. De antok at hemoglobin kunne modifisere effektene av oksygenovermetning ved å binde til seg oksygen. I den senere tid er det også kommet rapporter som tyder på at oksygenovermetning i seg selv er mindre skadelig enn nitrogenovermetning.

Plehn (1924) rapporterte forekomst av luftblæresyndrom forårsaket av luftovermetning som følge av fotosyntese. Fotosyntesen ble i en innsjø opprettholdt under isen på grunn av fravær av snø. Dette resulterte i luftovermetning. Det ble ikke målt hvilke gasser som var involvert. Woodbury (1941) beskrev en dødelighetsepisode med karakteristiske symptomer på luftblæresyndrom etter algeoppblomstring i en innsjø i Wisconsin. Dette ble tilskrevet en overmetning av oksygen på 300 %. Dannevig & Dannevig (1950) beskrev hvordan luftblærer i magesekken til flyndre kunne passere ut gjennom gattet, mens tilsvarende symptom hos sild var dødelig da denne arten ikke kunne skille ut gassen.

Av historisk interesse er også observasjonene og forsøkene utført i tilknytning til reguleringen av Columbia River til kraftformål. Westgard (1964) observerte tegn til luftblæresyndrom hos voksen chinook laks (*Oncorhynchus tshawytscha*) i en gytekanal i 1962. Nitrogenmetningen var på 119 %. Rapporter på alvorlige skader på fiskebestandene tiltok med rapportene til Ebel (1971) og Meekin (1970). Undersøkelser av luftmetningen i elva viste at luftmetning på 120-130 % var vanlig under høy vannføring i 1967-68. Vandrende yngel av chinook laks som ble undersøkt hadde tydelige tegn til luftblæresyndrom. Tilstanden medførte en betydelig reduksjon i utvandringshastigheten, noe som igjen økte eksponeringstiden (Raymond 1970, 1974, 1979). Tilsvarende endring i vandringshastighet ble senere også påvist av Bentley & Raymond (1976). Høy dødelighet ble registrert hos fisk holdt i bur i 1968, mens kun halvparten av fritt svømmende stedegen fisk hadde tegn til skade (Beiningen & Ebel 1970). Dette fokuserte igjen på forskjeller mellom villlevende fisk og fisk holdt i bur.

Denne utviklingen med dødelighet som følge av luftovermetning fortsatte i flere år i Columbia River, og det ble beregnet at smolttapet kunne være betydelig. Skadeomfanget var stort ved luftmetning i området 123 % eller mer. Det ble estimert at mellom 6 og 60 % av all utvandrende laks døde i årene fra 1965 til 1970. Død laks ble alltid funnet ved luftmetninger 120 % eller høyere. Få kadavre ble funnet ved 122 % luftmetning eller lavere (Meekin & Allen 1974). Basert på erfaringene fra Columbia River synes 120 % luftmetning å skille akutt giftig dødelig vannkvalitet fra suboptimale vannkvaliteter. Ingen skade ble påvist ved konsentrasjoner under 108 %. Raymond (1970) oppsummerer erfaringene fra prosjekter vedrørende denne elvereguleringen og konkluderer med at problemet (årsaken til skade) på det tidspunkt var løst.

Det er også rapportert om luftmetning i tilknytning til andre kraftverk. MacDonald & Hyatt (1973) rapporterte om luftovermetning forårsaket av lufttilførsel rundt turbiner. Laks (*Salmo salar*) og amerikansk ål (*Anguilla rostrata*) døde nedenfor Mactaquac demningen i elva St. John, New Brunswick, Canada. Nitrogenmetningen ble målt til 118-125 %.

I Norge er det rapportert om luftovermetning fra Masfjorden i Hordaland (1972), i Nidelva i Aust-Agder (1978) og i Tafjord. Episoden i Masfjorden burde reevalueres basert på nyere kunnskap om vannkvalitetsendringer i dette fjordsystemet som følge av forsurening (Kroglund under utarbeidelse).

Rygene kraftstasjon var ferdig i nåværende form 1. januar 1978. Kraftverket la om produksjonen 10. juni 1978 for vedlikehold, og vann ble ført vekk fra turbinene og over til en omløpstunnel. Trefiberfabrikken har fiberutslipp til denne tunnelen. Den 20. juni ble det meldt om funn av død fisk i Nidelva nedenfor Helle. Det ble funnet død ål, abbor og gjedde. Foruten død fisk ble det også funnet mye trefiber i elva. Den 29. juni samme år ble det gjennomført et kontrollert forsøk for å undersøke om omleggingen av vann fra turbinene til omløpstunnelen kunne medføre giftig vann. Ved denne datoen ble det målt luftovermetning, men dødeligheten hos fisk var lavere enn ved episoden tidligere i måneden. Fisk eksponert i bur hadde høy dødelighet på tross av at man ikke fant dødelighet i elva av betydning. I burforsøkene fant man at ørret var minst tolerant, deretter kom abbor mens ål var mest tolerant. Beregninger utført på luftovermetning viser at omløpstunnelen kan rive med seg luft og presse denne lufta inn i vannet. Selv ved lave vannføringer kan man oppnå 200 % metning.

Forut for forsøket ble det målt 7 % overmetning i hovedløpet. Denne overmetningen kunne følges helt til sjøen. Denne evnen elva har til å holde på overmetningen ble også registrert under forsøkene, hvor vann med høy overmetning ble transportert helt frem til sjøen. Mengden luft som trengs for å gi 100 % overmetning i tunnelvannet er 3 % (volumprosent). Dessuten trengs et overtrykk tilsvarende 10 m vannsøyle. Disse betingelsene er tilstede i omløpstunnelen når denne transporterer mer enn 15 m³/s, eller 10 % av tunnelens kapasitet.

I disse forsøkene ble det ikke målt vannkjemi. Nidelva er sur og har en vannkvalitet som i seg selv er giftig for enkelte fiskearter. Det kan ikke utelukkes at tilleggsstress fra surt vann har bidratt til å øke dødeligheten observert som følge av luftovermetning. Det er i rapporten fra Komiteen for undersøkelse av gassovermetning (Pettersen et al. 1982) pekt på eventuelle negativ samvirkning mellom trefiber og luftovermetning, men samvirkning med vannkvalitet forøvrig er ikke inkludert.

Omløpstunnelen var igjen i bruk i 1979. En liten mengde ål ble funnet denne gangen. Heggberget (1984) gjennomførte nye forsøk i 1982. Under dette forsøket ble resultatene fra 1978 bekreftet. Det ble heller ikke i denne undersøkelsen

inkludert vannkjemi, men noe lavere dødelighet enn forventet ble antatt å ha sammenheng med fravær av trefiber. Ved begge forsøkene i Nidelva hadde fisken klare symptomer på gassblæresyndrom.

Vannkvalitet må inkluderes i fremtidige undersøkelser av luftovermetning for å kunne skille mellom ulike årsaker til skade og for å kunne ta høyde for eventuelle samvirkninger.

3.2 Skadebilde ved luftovermetning

Toleransen til luftmetning varierer med livsstadium. Generelt øker følsomheten med økende størrelse på fisken hos yngel, men avtar deretter slik at voksen fisk er relativt tolerant. Det er påvist relativt kraftig variasjon i toleranse med relativt liten endring i fiskestørrelse (Dawley et al. 1976, Harvey & Cooper 1962, Wood 1974, Becker 1973, Bouck et al. 1976a). Foruten at det er stor variasjon i toleranse hos ulike livsstadier og størrelsesgrupper fisk er det også tydelig at det er stor individuell forskjell i følsomhet. Dette illustreres i de betydelige variasjonene i dødelighet som påvises i de ulike forsøksgruppene.

3.2.1 Utvendig skadebilde

Tegn til luftblæresyndrom på utsiden av fisken kan variere i omfang og størrelse fra å være meget tydelige til å bare oppdages etter nøye granskning av personell med lang erfaring. Tegnene er diskutert og rapportert i en rekke undersøkelser (Gorham 1901, Marsh & Gorham 1905, Shelford & Allee 1913, Woodbury 1941, Egusa 1959, Renfro 1963, Shirahata 1966, Wood 1974, Beiningen & Ebel 1970, Wyatt & Beiningen 1971, DeMont & Miller 1971, Blahm 1974, Meekin & Turner 1974, Dawley & Ebel 1975, Dell et al. 1975, Stroud et al. 1975, Ebel & Raymond 1976, Dawley et al. 1976, Nebeker & Brett 1976, Weitkamp 1976). Etter denne tid er tilsvarende symptomer påvist i alle rapporterte undersøkelser.

Exophthalmia, eller utstående øyne, er et vanlig fenomen som assosieres til luftovermetning. Fravær av denne type skade betyr ikke nødvendigvis at fisken ikke er skadet. Meekin & Turner (1974) fant skade på under 5 % hos fisk som var død som følge av luftovermetningen. Exophthalmia kan også skyldes andre miljøforhold som nyresyke, hypoproteinemia eller parasittisme (Stroud et al. 1975, Weitkamp 1976). Utstående øyne synes å være mer fremstående ved kronisk eksponering enn ved akutte dødelige episoder. Krise & Smith (1993) fant at frekvensen av skade ikke hadde sammenheng med grad av overmetning, men at de alltid fant skade ved minst 104 % TLT (totalt luft trykk; total gas pressure).

Mer vanlig er beskrivelser av blære-lignende utvekster som dannes under huden. Dette kan ofte forekomme mellom finnestrålene, i munnen, helst der det er tynn hud. Marsh & Gorham (1905) beskrev dette allerede i sine opprinnelige

arbeider. I følge Meekin & Turner (1974) var dette det symptom på luftblæresyndrom de oftest fant hos død fisk. Likeledes synes forekomsten å være størst i kaudalfinnene, mindre i para finner og analfinnen. Blærer på hodet, gjellelokk, munn opptrådte helst etter at blærer var blitt påvist på finnene (Weitkamp 1976).

Blødning kan ofte påvises samtidig med at blærer påvises. Meekin & Turner (1974) fant blødning på 38 % av fiskene i deres forsøk, helst ved basis av de para finnene. Stroud et al. (1975) antydte at denne blødningen måtte være av sekundær karakter og som følge av blærene. Blødninger antyder sådan langt fremskreden skadestadium.

Blærer langs sidelinja er de første tegnene til skade som påvises hos ungfisk av salmonider (Schiewe & Weber 1976, Weber & Schiewe 1976). Boblene er små og vanskelig å påvise uten erfaring. Dette forklarer sannsynligvis den lave frekvens av rapporterte funn. Forekomst av blærer nedsetter fiskens evne til å respondere til stimuli (Schiewe & Weber 1976). Dette kan påvirke for eksempel fluktespons.

Skader på gjellene er ofte påvist, men helst hos død fisk. Dette kan tyde på at dødelighet og gjelleskade kan henge sammen, uten at dette er avklart.

Unormal atferd er et uspesifikt tegn på skade. Tap av likevekt er beskrevet av flere (Marsh & Gorham 1905, Bouck et al. 1970, Coutant 1970). Wyatt & Beiningen (1971) fant at fisken tapte evne til å svømme mot vannretningen ved 150 % luftmetning eller mer. Dawley & Ebel (1975) fant redusert vekst hos chinook ungfisk eksponert ved 115 % TLT ved grunt vann. Næringsopptak var skadet etter 20 dager eksponering. Meekin & Turner (1974) fant at predasjon på smolt av *Ptychocheilus oregonensis* avtok i overmettet vann. I hovedsak synes erfaringene fra overmetning å være i samsvar med erfaring man har med hensyn til fysiologiske skader, atferd og vekst når stress påvirker respirasjon og likevektsfunksjoner.

Egg

Egg synes i hovedsak å være svært tolerante til overmetning, sannsynligvis på grunn av naturlig overtrykk i egg etter befruktning (Alderdice & Jensen 1985). Rucker & Kangas (1974) fant ikke skade opptil 128 % TLT. Nebeker et al. (1978) fant heller ikke skade på egg ved tilsvarende overmetning. Krise & Meade (1988) fant ikke skade ved lavere konsentrasjoner (101-111 % TLT).

Luftblærer på utsiden av eggene kan skade celledelingen under utviklingen frem til øyrogenstadiet. Det er antatt at dette kan være en av årsakene til vattersott hos plommeseckyngel (Baath et al. 1989).

Yngel og parr

Luftblæresyndrom opptrer med ulike symptomer og skade hos plommeseckyngel og hos ungfisk. Dannevig & Dannevig (1950) påpekte luftblærer i tarmen hos sild og hos flatfisk, mens hvor flatfisk kunne kvitte seg med boblene gjennom gattet døde sildelarvene.

Luftblærer kan dannes på overflaten av plommesekkkyngel til laksefisk og medføre at disse får positiv oppdrift, eller det kan dannes luftblære i munnen som antas å kunne hindre næringsopptak (Wood 1968, Rucker & Kangas 1974, Stroud et al. 1975). Dette er også påvist hos andre fiskegrupper.

Krise & Herman (1989) fant at plommesekkkyngel kunne være meget tolerant og mer tolerant enn yngel. Deretter økte toleransen til fisk med økende størrelse, men Nebeker & Brett (1976) påpeker at smolt er følsom igjen. De fant at smolt var mer følsom enn yngel og at dødelighet inntraff på betydelig lavere TLT enn det som medførte dødelighet hos yngel.

Voksen fisk

Ytre tegn på luftovermetning er normalt lik den som påvises hos yngel, men kan forekomme i andre vevstyper i tillegg. Voksen fisk har lett for å få blærer i munnen. Blærer kan av og til påvises på finnene (Westgard 1964, Coutant & Genoway 1968, Wood 1968, Beiningen & Ebel 1970). Nebeker et al. (1976) beskrev gjelleskader hos sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) eksponert for 110-120 % luftmetning på grunt vann. Det er under samme forhold også blitt påvist overhyppighet av katarakt (blakking av øyne), men dette kan også skyldes andre miljøforhold (Hoffert et al. 1971). Bouck et al. (1976) fant at svømmeatferd ble skadet, at fisken svømte uten retningsorientering, var lite responsive overfor stimuli og gjennomgikk et hostesyndrom før død. Luftblærer i gjellene medførte fargeforandring som tyder på massiv gjelleskade. Stress hos kjønnsmoden voksen fisk kan redusere vitaliteten til egg, selv om dette ikke er undersøkt ved luftovermetning.

3.2.2 Innvendig skadebilde

Marsh & Gorham (1905) beskrev histologiske skader forårsaket av luftovermetning. En vanlig skade var skader relatert til luftblærer i sirkulasjonssystemet. Størrelsen på boblene kunne variere fra små blærer på karveggen til store blærer som også hindret sirkulasjon. Dersom disse satt i hjertekammeret kunne hjertet fortsatt slå, men da uten at blod ble sirkulert (Renfro 1963, Harvey 1964, Pauley & Nakatani 1967, Bouck et al. 1970, Wyatt & Beiningen 1971).

Pauley & Nakatani (1967) beskrev skader påvist på indre organer hos laksefisk. Blant annet beskrev de tildels store vevsskader på organer som nyre og lever. Skadeomfanget de påviste samsvarer ikke med skadeomfanget målt som dødelighet rapportert i andre sammenhenger og tyder på at kronisk eksponering til subletale konsentrasjoner kan skade populasjoner på tross av at dødelighet ikke påvises. Strout et al. (1975) rapporterte om blærer i vev i tilknytning til ulike organer samt i fettvev etter 400 timer eksponering ved 115 % TLT på grunt vann. Dette skadet blant annet blodkar.

Årsaker til død

På tross av at luftblærer gir opphav til en rekke ulike skader tilskrives dødelighet normalt til respirasjonssvikt som følge av luft i blodbanen. Marsh & Gorham (1905) påviste allerede i sin artikkel luftblærer i hjertet av tilstrekkelig mengde til å hindre veskestrømmen. Mindre mengde luft i systemet kan gi blærer kun i gjellevev (fine blodårer) (Woodbury 1941, Renfo 1963). Subletale effekter som blindhet, generelt stressnivå, og redusert sensorisk aktivitet i sidelinjen kan medføre dødelighet av andre årsaker som for eksempel som følge av svekket fluktrespons og kan medføre økt sannsynlighet for å bli spist (Olla & Davis 1992). Det er også rimelig å anta at fisk skadd av overmetning kan være mer utsatt for sykdom, for eksempel soppangrep (Weitkamp 1976).

Fysiologiske og atferdsmessige endringer

Schiwe (1974) fant at chinook yngel svømte langsommere ved 120 % TLT. Ved 117 % TLT manglet fisken fluktrespons. Han påpekte at dette kunne forårsake økt predasjon, såfremt predatorerne ikke også ble påvirket i samme grad. Predatorfisk som benytter dypere vann vil for eksempel være mer beskyttet ved en gitt overmetning enn overflatelevende fisk. Dykking til dypere vann vil således også være en atferd som reduserer faren for luftovermetning, men kan øke faren for å bli spist.

Blærer ved og på sidelinjen forhindrer fisken i å registrere tilstedeværelse av predatorer (Schiewe & Weber 1976, Weber & Schiewe 1976). Newcomb (1976) påviste endringer i blodsalt- sammensetningen hos fisk eksponert ved 116 % TLT. Konsentrasjonen av albumin, kolesterol avtok. Det ble ikke påvist entydige endringer hos fisk eksponert ved 110 % TLT eller lavere overmetningsgrad. Hypoksi er antatt å være den viktigste mekanismen bak dødelighet.

Det er samtidig rimelig å anta at dersom en gitt konsentrasjon overmetning medfører dødelighet, medfører lavere konsentrasjoner skader som kan svekke individene og påvirke predator byttedyr sammenhenger (Coutant et al. 1979). Betydningen av en slik svekkelse vil være avhengig av en rekke faktorer, blant annet mulighet for kompensasjonstiltak.

Vekst

Det synes ikke som om fisk utsatt for luftovermetning endret vekst i karforsøk. Selv i grupper med høy dødelighet spiste fisken og vokste normalt. Likevel var skadeomfanget hos grupper som ikke fikk tilstrekkelig næring høyere for en gitt overmetning enn for fisk som fikk tilstrekkelig føde. I hvilken grad dette har relevans for elver er uvisst (Krise et al. 1990). Det er tidligere antatt at luftblærer i munnen ville kunne redusere appetitten og således vekst. Poston et al. (1985) fant 15 % redusert vekst hos fisk eksponert ved 120 % overmetning sammenliknet med fisk eksponert ved 107 %. Krise & Meade (1988) fant vekstskader hos fisk allerede ved 103,5 % nitrogenovermetning, men ved 101,9 % TLT. Dette antyder at suboptimale vannkvaliteter innvirker på fiskens fysiologi selv om mekanismene ikke er avklart.

Jensen (1988) fant tegn til redusert vekst hos plomme-sekkkyngel ved 115 % TLT, men at forskjellene i vekst opphørte utover vekstsesongen.

3.2.3 Artsforskjeller

Det er foretatt undersøkelser med hensyn til toleranse for luftovermetning hos en rekke arter. Resultatene antyder at de fleste artene skades allerede ved 105 % nitrogenovermetning. Clay et al. (1976) og Marcello & Fairbanks (1976) fant at ved 107 % nitrogenmetning økte slimproduksjonen, svømmeatferd ble unormal, det inntraff svikt i fargeregulering, foruten at tegnene til luftblæresyndrom beskrevet fra laksefisk etterhvert ble tydelige hos en rekke arter. Fickeisen & Montgomery (1978) fant at *Prosopium williamson* (mountain whitefish) var mer følsom enn *Salmo clarki* (cutthroat ørret) enn *Catostomus machrocheilus* enn *Cottus rhotheus*. Denne forskjellen i følsomhet hos ulike arter er vanlig.

Krise & Herman (1991) fant at laks (*Salmo salar*) var mer følsom enn Canada røye (*Salvelinus namaycush*) og at 0+ yngel var mer følsom enn ettårig yngel.

3.2.4 Restituering

Allerede i de første undersøkelsene med hensyn til luftovermetning ble det konstatert at fisken kunne restitueres etter skade. Gorham (1901) fikk symptomene til å forsvinne hos marin fisk ved å utsette organismene for økende trykk. Alle tegn til skade var da borte innen 24 timer. Tilsvarende tester ble utført av Henly (1952) på torskeyngel. På den andre siden er restitueringen påvist i disse forsøkene uventet basert på de omfattende vevsskadene rapportert av Pauley & Nakatani (1967). Subletale skader og langtidseffekter av disse er ofte undervurdert, delvis som følge av kostbare og metodisk vanskelige etterundersøkelser, delvis fordi man fortsatt har for dårlig kunnskap om sammenhengen mellom påviste subletale eller fysiologiske skader og populasjonsendringer. Langtidseffektene av en gitt skade vil normalt være vanskelig å fastsette for villfiskbestander da disse kontinuerlig også utsettes for normale forhold som reduserer bestandsstørrelsen. Det er normalt for skadet fisk å bli fanget av andre dyr og fugl.

Meeke & Turner (1974) påviste restituering hos yngel av chinook laks etter eksponering for 120 og 135 % nitrogenovermetning (110 og 122 % TLT). Etter eksponering fra 4 til 67 dager ble forsøksfisken overført til vann i likevekt med luft. En liten andel døde innen få dager etter endring av forsøksbetingelsene, men hovedandelen overlevde i mer enn to uker. Schiewe (1974) fant at svømmeevnen var restituert allerede to timer etter subletal eksponering ved 120 % TLT.

Weitkamp (1976) fant at yngel av chinook laks var fullt restituert innen to uker dersom det hydrostatiske trykket ble

økt (fisken ble holdt på dypt vann). 10 % av fiskene døde som følge av sekundær infeksjon av sopp i sårvevet.

Litteraturen tyder på at såfremt skadeomfanget ikke er for omfattende eller at individene mottar sekundære skader forårsaket av vevsskader som følge av luftovermetning, vil fisken restitueres i løpet av relativt kort tid (10-20 dager). Basert på kunnskap om helning av vevsskader er det rimelig å anta at legeprosessen vil ta lengst tid i kaldt vann og kortere tid i vann nært optimum for arten (livsstadier).

3.2.5 Invertebrater

Invertebrater kan også skades ved luftovermetning. Det synes som at skademekanismene i hovedtrekk er lik den for fisk. Det er påvist skader på gjellevev hos bløtdyr (Henley 1952). Nebeker (1976) og Nebecker et al. (1981) fant store mengder luftblærer inni kroppsvevet til vannlopper (*daphnia*) og steinfluer (*plecoptera*). Det er også rimelig å anta at luftblærer på overflaten til dyrene vil innvirke på atferd og dermed på næringstilgang.

3.3 Fastsettelse av tålegrenser

3.3.1 Nitrogen- og oksygenovermetning

De fleste undersøkelser utført på 60- og 70-tallet tok kun hensyn til nitrogen i sine undersøkelser. Det har også blitt antydnet at oksygen kan gi opphav til luftblæresyndrom, men da først ved konsentrasjoner på mer enn 300 % metning (Plehn 1924, Woodbury 1941, Renfo 1963, Supplee & Lightner 1976). Harvey & Cooper (1962) og Nebeker et al. (1979) påpekte at dersom nitrogenovermetning var tilstede økte skadene dersom oksygenovermetning også forekom samtidig. Konklusjonen er at TLT sannsynligvis er det beste mål på skadelig vannkvalitet. Rucker & Kangas (1974) påviste at yngel eksponert ved 120 % nitrogenmetning ble mer skadd ved 120 % TLT enn ved 116 % TLT. Dette indikerer at TLT har betydning for skadeomfang. Rucker (1976) fant at skadene forårsaket ved ulike nitrogen/oksygen forhold, men ved konstant TLT, i hovedsak kunne tilskrives nitrogenet. Uforholdsmessig mer oksygen måtte være tilstede for å oppnå samme skadegrad. Dette tyder på at oksygen også til en viss grad kan motvirke effektene av nitrogenovermetning. Karbondioksid vil også kunne modifisere skadebildet (Nebeker et al. 1976), men er ikke inkludert i undersøkelsene.

En moderne driftsform i norske settefiskanlegg i dag går ut på å drette opp laksesmolt i vann som er kraftig overmettet på oksygen. Denne driftsformen synes ikke å skape luftovermetning som beskrevet overfor. Oksygen er ikke i seg selv tilstrekkelig til å fremprovosere LBT.

3.3.2 Hydrostatiske kompensasjonsmekanismer

Svært mange undersøkelser er utført på grunt vann (0,5 m eller grunnere). Dette er grunnere vann enn det som normalt oppleves i elver, men er samtidig vanlige vann-dybder i oppdrettsanlegg hvor mange av resultatene er generert.

Meekin & Turner (1974) fant at 112 % TLT ikke påvirket chinook lakseegg, men medførte 50 % dødelighet hos steelhead (*Salmo gairdneri*) egg. Moderat dødelighet ble funnet hos yngel av chinook, coho (*Oncorhynchus kisutch*) og steelhead eksponert ved 103-106 % TLT i 30 til 60 dager. Ved eksponering til 114 % TLT døde 8-100 % innen 6 dager mens etter eksponering til 124 % TLT døde 64-100 % innen 5-7 dager. Dawley & Ebel (1975) og Ebel (1973) eksponerte chinook og steelhead yngel til 115 % TLT på 25 cm dypt vann. Innen 35 dager døde 7 % av chinook og 50 % av steelhead yngelen. Ved 120 eller 125 % TLT hadde chinook yngelen 50 % dødelighet innen henholdsvis 27 og 14 timer, mens 50 % av steelhead yngelen døde innen 33 og 114 timer. Det ble ikke påvist dødelighet ved TLT-nivåer lavere enn 110 %.

Der er verdt å merke seg den relativt raske økningen i dødelighet (14 timer i forhold til 35 dager) etter kun en moderat økning i TLT (fra 115 til 120 %). Likeledes er artsforskjellene markerte. Dette medfører at drift av kraftanlegg som opererer med luftovermetning som problemfaktor må operere med relativt klare sikkerhetsmarginer og ha klare rutiner for igangsetting av mottiltak mot overmetning.

Marsh & Gorham (1905) var oppmerksomme på at økt hydrostatisk trykk (økt vanddybde) reduserte skadeområdet ved en gitt luftovermetning. Det totale lufttrykket (TLT), oppgitt som prosent metning, oppleves forskjellig for fisk på ulike dyp. For hver meter økt dybde øker løsligheten av luft tilstrekkelig til å motvirke 10 % metning. Dette innebærer at 120 % luftmetning på overflaten i praksis kun utgjør 110 % på 1 m dyp og 100 % metning på 2 m dyp uten at volumet av luft endres.

En rekke studier har blitt utført i dype kar for å studere denne egenskapen. Ebel (1973) eksponerte chinook yngel ved 0,25 m dybde og i kar som var 2,4 m dyp. I grunne kar døde 100 % av fisken innen 55 timer ved 118 TLT, mens kun få fisk døde innen 60 dager i de dype karene. Dawley et al. (1976), Blahm et al. (1974), Blahm (1974) og Blahm et al. (1975) fant tilsvarende resultat.

For å simulere mer naturlige forhold er fisk eksponert i bur plassert på ulike dyp i elver. Ebel (1971) og Meekin & Turner (1974) fant at skadeområdet avtok med dyp i flere uavhengige forsøk. Fisk eksponert nært elveoverflaten døde raskt, mens fisk eksponert på dypere vann (2-3 m) hadde liten til ingen skade.

Knittel et al. (1980) konkluderte med at differansen mellom målt trykk og summen av barometertrykk og hydrostatisk trykk ga den beste sammenhengen mellom overmetning og fiskeskade. Dette betyr i praksis at dybde er viktig for å evaluere kritisk luftovermetning.

Vedlegg 1 er en oppsummering av forsøk og registreringer av toleransen til salmonider ved luftovermetning.

3.3.3 Kritiske grenseverdier

Kritisk grense for overmetning kan defineres som den grensen som ikke påvirker overlevelse eller populasjons-sammensetningen til organismene, ei heller reproduksjon. Basert på tilgjengelig informasjon om luftovermetning er den eneste trygge grensen *ingen overmetning*. Dette innebærer i såfall også at man fastsetter en kritisk grense som er strengere enn det som finnes naturlig i elver, og dette er således en uakseptabel grense.

Toleranse for overmetning, tålegrenser

Kritisk grense fastlagt på grunnlag av forsøk vil være for streng i praktisk sammenheng hos villfiskbestander i elver, selv om de har vist seg å gi riktige skadeestimat i oppdrett (grunne kar). Dette skyldes at naturlig forekommende luftovermetning i elver vil kunne være dødelig i oppdrett. En tålegrense kan fastsettes basert på miljøpolitiske krav og mål.

Selv om det ikke foreligger uomtvistelige tålegrenser for luftovermetning, er det nødvendig å kunne fastsette grenseverdier for hvor stor overmetning organismene kan tolerere, slik at nødvendige tiltak kan iverksettes for å minimalisere skaden eller mulighetene for skade. Faktorer som er viktige i denne sammenheng er eksponeringstid, livsstadium, størrelse, art og dybdefordeling av fisk i vassdraget. Noen av disse faktorene omtales mer nedenfor. Tålegrensen brukt i denne sammenheng vil kunne være et miljømål fastsatt av regulant og av forvaltning. Tålegrensen kan enten fastsettes lik kritisk grense, men kan også settes høyere for så å avvies mot gevinsten av, i dette tilfellet, kraftproduksjon. Likeledes er det viktig å være oppmerksomme på at resultat fra kontrollerte forsøk ofte kan gi strengere grenser enn det som er nødvendig når fisk kan opprettholde all normal atferd.

I United States Environmental Protection Agency er kritisk nivå definert som 110 % TLT. Dette er sannsynligvis noe strengere grense enn det som er nødvendig dersom fisken kan dykke. Bentley et al. (1976), Weitkamp (1976), Meekin & Turner (1974) og Johnson & Dawley (1974) påviste alle at en kritisk grense rundt 120-125 % TLT synes riktig for fisk som kan dykke, for på denne måte kompensere for overmetningen. Denne grensen er basert på dødelighet. Dersom man aksepterer at subletale skader også er uønskelig bør grensen settes lavere. 110-115 % TLT synes å være en grense som tar høyde for ulike avveininger, men vil alltid kunne kritiseres. Jo lengre tid overmetning er tilstede, jo

lavere bør grensen settes. Dersom overmetning varer mer enn noen få timer, er verdier over 120 % uakseptabelt.

Fluktuerende eksponeringsnivå

Fluktuerende eksponeringsnivåer (varierende grad av overmetning) kan øke overmetningsnivået fisken kan tolerere fordi fisken avluftes i perioder med lav konsentrasjon. I intervallene med lav TLT vil restituering kunne forekomme. Beyer et al. (1976) beskrev forsøk som antyder at kritisk luftmetning ble nådd innen 60-90 minutter. Det er usannsynlig at avlufting fra vev er like raskt som akkumulering av overmetning. Dekomprimering tar lengre tid enn metning, jamfør dykkertabeller for mennesker.

Weitkamp (1976) fant at chinook lakseyngel valgte å synke mot dypet i forsøk hvor fisken kunne bevege seg fritt i bur som var 4 m dype og på denne måte kompensere for 125 % TLT. Meekin & Turner (1974) fant at dersom fisk ble eksponert i 16 timer i grunne kar til 122 % TLT og 8 timer ved 100 % TLT, overlevde den i lang tid. Blahn et al. (1976) fant at ved å alternere mellom overmettet og mettet vann ble dødeligheten redusert. Dette tyder på at restituering foregår i perioder med kun mettet vann og at de tåler høyere luftmetning dersom denne avløses med perioder med normal metning. Dette kan skje ved at graden av overmetning fluktuerer, eller ved at det hydrostatiske trykket økes.

Registrering og unnvikelse

Fiskens evne til å tåle overmettet vann økes dersom den kan detektere og unngå overmettet vann. Fisk kan enten unngå overmettet vann ved å la være å vandre inn i områder med overmettet vann eller ved å dykke (dersom mulighetene finnes). Dette kan enten skje ved passiv eller aktiv unnvikelsesrespons.

Det var opprinnelig akseptert at fisk ikke detekterer overmetning og unnviker overmettet vann. Ebel (1971) fant at fisk som ble holdt i 4 m dype bur hadde høyere dødelighet enn fisk som ble tvunget til å oppholde seg på 3-4 m dypt vann. Dette antyder at fisken ikke var i stand til å detektere og unnvike skadelig vannkvalitet. Meekin & Turner (1974) lot yngel av chinook og coho velge mellom å stå i kar med overmettet vann på den ene siden (110-117 % TLT) eller mettet vann (101 % TLT) i den andre kardelen. Chinook valgte mettet vann, og skiftet side dersom forholdene i karet ble reversert, mens coho manglet evne til å preferere siden med mettet vann. Forsøket kan gi feil resultat da temperatur ikke ble kontrollert for de to vanntypene. Likeledes ble ulike vannkilder benyttet for å produsere de to metningsgradene. Forsøk Blahn et al. (1976) utførte resulterte også i preferanse for mettet vann hos chinook, mens regnbueørret manglet preferanse og døde. Dette tyder på at ulike arter har ulik evne til å detektere og unnvike overmettet vann. Stevens et al. (1980) fant at coho, sockeye, chinook og regnbueørret unnvik overmettet vann, mens steelhead ikke hadde tilsvarende atferd og døde. Unnvikelse inntraff normalt ved 125-145 % TLT, men ikke ved 115 % TLT. Lund & Heggberget (1985) fant at 2-årig regnbueørret eksponert ved 115 og 125 % TLT ikke dykket for å utnytte det

hydrostatiske trykket, men at overlevelsen var høyere hos fisk som ikke ble påtvunget opphold i de øverste 30 cm av karet.

Chamberlain et al. (1980) fant at fisken søkte opp i karet de første timene etter eksponering for nitrogen-overmettet vann for deretter å dykke, mens fisk som kun ble eksponert for oksygen-overmettet vann dykket umiddelbart. Hva dette innebærer i praksis er vanskelig å fastsette, men antyder at sammensetningen av de ulike gassene kan ha betydning. Dawley et al. (1976) eksponerte chinook og steelhead yngel i dype (2,4 m) kar. De fant at etter de første to dagene var det liten forskjell i dybdepreferanse hos fisk eksponert i overmettet i forhold til mettet vann, men etter 3 dager eksponering prefererte fisken i eksponert i overmettet vann dypere vann. Bentley et al. (1976) registrerte at tettheten av fisk avtok i områder med luftovermetning og at fisken sannsynligvis søkte til sidevassdrag hvor økte tettheter ble påvist.

Disse studiene antyder at det er tydelige artsforskjeller i evnen til unnvikelse. Det er uklart om eventuell temperaturpreferanse kan overstyre eventuell unnvikelsesatferd. Likeledes er det forskjeller mellom arter som har lukket eller åpen svømmeblære. Basert på de forsøk som er rapportert, er graden av aktiv unnvikelse hos laksefisk begrenset.

Arv

Cramer og McIntyre (1975) fant antydninger til at toleranse for luftovermetning kan arves, og forsterkes gjennom seleksjon. Hvilken betydning dette vil ha utenfor oppdrett er uvisst.

Temperatur

Temperatur er viktig i ulike biologiske sammenhenger. Det er derfor av betydning å fastsette om temperaturendringer kan forsterke eller redusere effektene av en gitt luftovermetning.

Temperaturheving kan i seg selv forårsake luftovermetning. Denne sammenhengen er påvist i en rekke tilfeller, både fra kraftverk hvor temperaturheving skjer i turbiner og fra oppdrett hvor temperaturheving benyttes for å øke vekst. Flickeisen et al. (1976) fant at temperaturer på 8, 12, 16 og 20 °C ikke modifiserte effektene av overmetning i noen grad som ville innebære økologisk relevans. Dog antydte forsøk utført av Bouck et al. (1976) at økt temperatur kunne øke toleransen.

Saltvannstilpasning

Smolt til laks må kunne tåle overgang fra ferskvann til saltvann. Dersom luftovermetning skader smoltstadiet, kan dette redusere sjøvannstoleransen og i såfall redusere marin overlevelse.

Dawley et al. (1976) beskrev et forsøk der smolt av chinook og steelhead laks ble først eksponert i en av tre metningsgrader (110, 115 eller 120 % TLT) i 127 dager. Deretter ble smolten overført til 25 ppt saltvann og eksponert i dette i 13 dager. De fleste av chinook smolten døde mens dødelig-

heten var lavere hos steelhead. Forfatterne konkluderer med at overmetningsskader i ferskvann ikke reduserte saltvannstoleransen. Det må reises spørsmål vedgående både smoltifiseringsgrad og gjennomføring av forsøket. Bouck et al. (1976b) og Nebecker et al. (1979) rapporterte om et tilsvarende forsøk. I alle disse forsøkene er det konkludert med at dødeligheten ikke var relatert til eksponering til luftovermettet vann, men til andre faktorer. Det er grunn til å etterprøve disse resultatene da sjøvannstester ikke skal medføre dødelighet dersom fisken er normalt smoltifisert. Likeledes er flere av saltvannstestene utført på lave saliniteter og bør derfor etterprøves i henhold til forsøksoppsett som benyttes i dag.

3.3.4 Dose-respons modell

Jensen et al. (1986) og Schute & Jensen (1986) har utviklet en dose-respons modell for luftovermetning. Deres konklusjon er at basert på overlevelse etter 50 dager eksponering synes "trygge" TLT nivåer å variere mellom 103,8-114,8 % TLT, avhengig av faktorer som vanddybde, art, livsstadium og mengdeforholdet mellom de ulike gassene. De påpeker samtidig at det foreligger for lite data på subletale skader til å uten videre anbefale dette som sikre grenser.

3.4 Evaluering av betydningen av luftovermetning i Nidelva og fastsettelse av grenseverdier

3.4.1 Luftovermetning i Nidelva

Luftovermetning vil kunne inntreffe i Nidelva når strøm til turbinene ved Rygene kraftverk faller ut og vann omlødes til omløpstunnelen. Omløpstunnelen benyttes for å unngå plutselig økning i vannføring i minstevannføringsløpet. Omløpstunnelen ble benyttet i 1978 og resulterte i betydelig dødelighet hos villfisk. Heggberget (1984) rapporterte fra forsøk utført i Nidelva i 1981 av gassutredningsutvalget. I 1991 og 1994 inntraff på nytt episoder i forbindelse med opprustning av kraftverket, episoder som igjen medførte fiskedød. Det er ikke sammenfattet noen dokumentasjon på hyppighet av bruk av omløpstunnelen, men det er fra AAK antydning at omløpstunnelen ikke benyttes ofte. Noe mer nøyaktig hyppighetsangivelse kunne være ønskelig før fastsettelse av miljøkrav. Dersom episoder inntreffer ofte bør miljøkravene fastsettes strengere enn om dette skjer sjeldent (mange år mellom hver episode).

I forsøkene utført av Heggberget i 1981 ble det påvist dødelighet hos fisk holdt i overflatebur, men ikke hos fisk eksponert på 3 m dyp. Dødelighet ble påvist helt fra tunnelutløpet ved Helle og nedover vassdraget til kysten (figur 4). Luftovermetning ble generert over to perioder på henholdsvis 4 og 6 timer varighet med 4 timers mellomrom. Under første episode ble 20 m³/s overført til omløpstunnelen, i andre episode ble 40 m³/s overført. Vannføringen i hovedløpet var

ca 5 m³/s. Dette er med andre ord små episoder i forhold til slukekapasiteten til tunnelen på 170 m³/s. Episodene, som til sammen hadde 14 timer varighet (start til slutt inkludert pause) resulterte i overmetning (> 120 % TLT) i mer enn 24 timer (figur 4). Det ble målt luftovermetning opptil 180 % TLT. På nederste stasjon i elva ble det målt overmetning i knapt to døgn, dog med lavere maksimalkonsentrasjon enn på stasjonene oppstrøms.

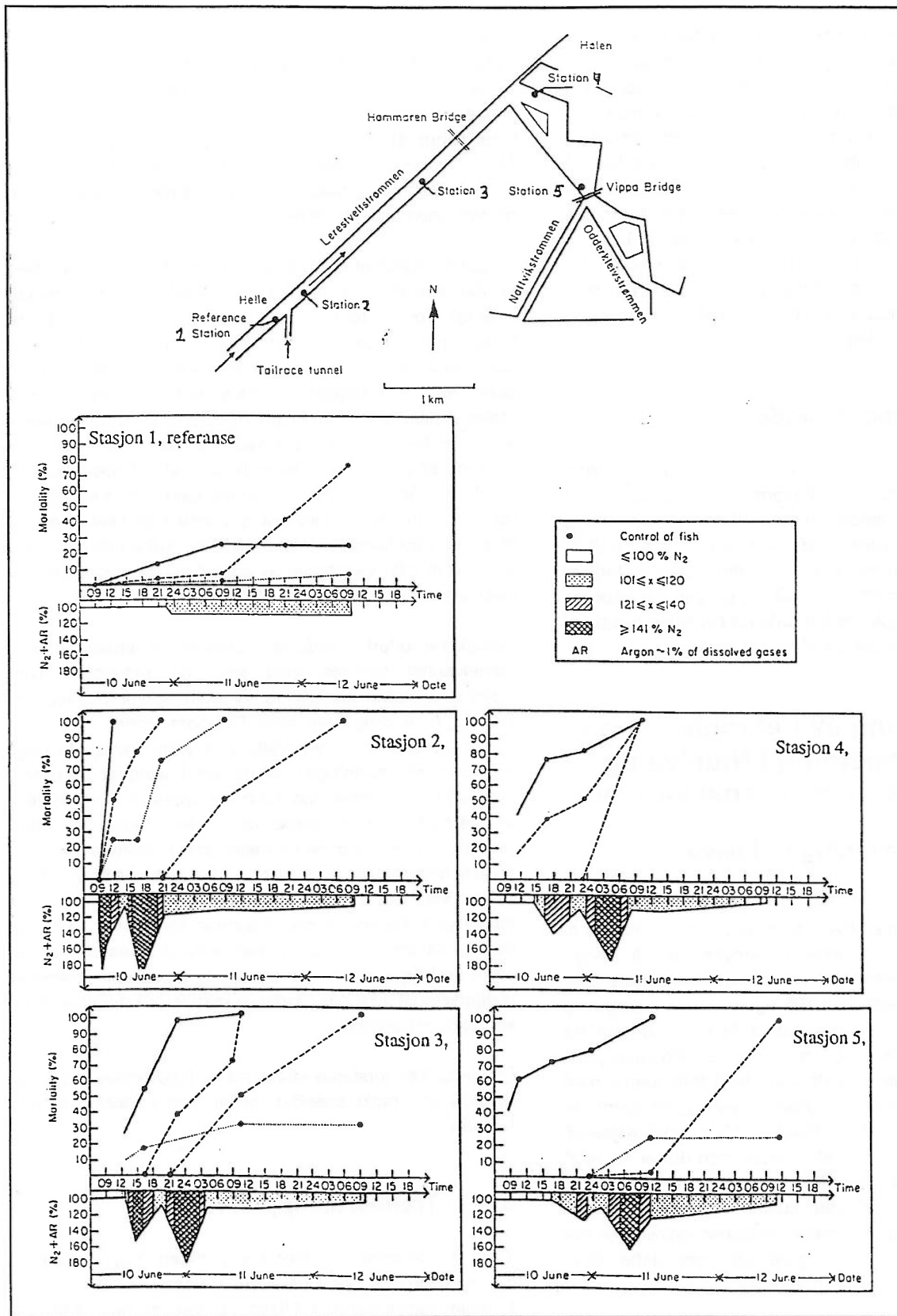
I løpet av forsøket døde fisk på tre av fem stasjoner med skader som med sikkerhet kunne tilskrives LBT (luftblære traume). Ved de to andre stasjonene kunne ikke LBT utelukkes, men typiske symptomer ble ikke påvist. Det ble i dette forsøket funnet at ål var mer tolerant enn abbor og aure. Det er ikke oppgitt data på størrelse og livsstadium til forsøksfisken slik at man på bakgrunn av dette forsøket ikke kan bekrefte om de observerte forskjellene skyldes artsforskjeller eller er typiske livsstadieforskjeller. Det ble antatt at håndteringsstress kunne være en medvirkende faktor til dødelighet. Det antas videre i artikkelen at forskjellene i dødelighet mellom 1978 og 1982 enten skyldes fiber i elva eller varigheten av episoden, samt at graden av luftovermetning var høyere i 1978.

Forsøkene utført i Nidelva illustrerer at etterhvert som tunnelvannet blandes med elvevann reduseres overmetningen delvis som følge av utlufing, delvis ved fortykning, men varigheten øker. Det som startet som en 14 timers episode målt ved kraftverket varte i knapt to døgn målt ved elvemunningen. Økningen i varighet (eksponeringstid) med økende avstand fra utslippet vil være bestemt av det hydrologiske forløpet under den enkelte episoden, men vil alltid forekomme i en eller annen størrelsesorden. I praksis betyr dette at en episode med en times varighet ved kraftverket kan ha varighet på flere timer ved elvemunningen. Dersom konsentrasjonen samtidig er tilstrekkelig høy vil dette bety at vannet nederst i vassdraget kan være dødelig (lang eksponeringstid), mens vann nærmere utslippsstedet ikke nødvendigvis resulterer i dødelighet (for kort eksponeringstid).

Forsuring kan forsterke effektene av luftovermetning. Dette er aldri undersøkt spesifikt, heller ikke i Nidelva som er forsuret.

3.4.2 Trefiberutslipp til Nidelva

Trefiber i Nidelva stammer fra bedriften Rygene-Smith & Thommesen. Bedriften produserer tremasse basert på en termomekanisk prosess. Utslipp av trefiber mm fra produksjonen føres til avløpstunnelen fra kraftverket. I perioder hvor avløpstunnelen ikke benyttes fullt ut av kraftverket (ingen eller lav produksjon), vil det akkumuleres trefiber i avløpstunnelen som følge av redusert utspyling/økt sedimenteringstid. Ved igangsetting av tunnelen etter en periode med stans vil sedimentert fiber resuspendes og føres ut i hovedløpet til Nidelva. Dette kunne tidligere ses som "lo-dotter" og som tydelige lange (5-15 cm) fibre.



Figur 4. Akkumulert dødelighet på fem ulike stasjoner i Nidelva, 1981. Stasjon 1 er referansestasjonen plassert oppstrøms avløpstunnelen ved Helle. Stasjonsplassering er angitt på kartet. Ørter er vist med heltrukken strek, abbor med stiptet strek. Det henvises til Heggberget (1984) for ytterligere detaljer.

Fibertransporten kunne under enkelte episoder synes som tykk grøt på elveoverflaten. I selve vannmassene forelå fibre som diskrete partikler. I 1993 ble det installert et sedimentasjonskammer (900 m³) på utløpet fra bedriften for å gjenvinne tapt masse. Dette innebar samtidig at utslippet ble redusert med 95 %. Analyserapport fra PFI på vannprøver tatt i perioden 10-20 september 1993 illustrerer reduksjonen (tabell 1). Reduksjonen skyldes i stor grad tilbakeholdelse av grovere fiber (fibre som sedimenterer innen 6 timer), mens finere fibre fortsatt slippes ut. Basert på målte middelveier for utslipp i perioden 1992 til 1995 er utslippene fortsatt på 400-800 kg/dag (tabell 2). Dette utslippet består hovedsakelig av finpartikulært materiale. Dersom 860 kg tremasse slippes per døgn fra fabrikk og dette fortynnes i en vanntransport på 100 m³/s i tunnelen, betyr dette en tilførsel av 0,1 mg trefiber/L vann.

Tremasse kunne sedimentere i tunnelen før sedimenteringskammeret ble montert. Tunnelen har et tverrsnitt på 100 m² og er 2 000 m lang. Vannvolumet i tunnelen er på 200 000 m³. Med en vannføring på 100 m³/s vil oppholdstiden i tunnelen være på ca 30 minutter. Sedimenteringskammeret slipper ut tremasse som ikke sedimenteres innen 6 timer. Det er liten grunn til å anta at trefiber fortsatt sedimenteres i tunnel eller i elveløp som registrert i tidligere tider. Tidligere ble tilført partikulært materiale sedimentert ut i tunnelen ved liten vannhastighet (40-60 m³/s) (Andreassen 1981).

Det er ikke funnet litteratur som antyder at suspenderte tremassefibre i de konsentrasjoner som er beregnet for Nidelva skader fisk. I European Inland Fisheries Advisory Commission (EIFAC) (1964), antydes det at utslippene må være på minst 25 mg/L suspendert materiale før det oppstår negativ betydning for fisket (Lander et al. 1977). Utslippene i Nidelva kunne før sedimenteringskammeret ble tatt i bruk være på 2 mg suspendert stoff/L ved en vannføring på 100 m³/s (basert på dagens 95 % rensing). Selv dette er under grenser som kan oppfattes som kritiske for fisk. Ved resuspensjon av sedimentert materiale i avløpstunnelen ville konsentrasjonen sannsynligvis bli betydelig høyere, men eksponeringstiden ville normalt være under 1 døgn. Forbedringene gjort ved etablering av sedimente-

ringskammer har sannsynligvis redusert betydningen av mulige negative effekter.

Dersom trefiberutslippet hadde medført transport av kvasse partikler til vann, f.eks. som støv fra sprengstein, kunne dette ha skadet fiskens gjeller. Gjelleskader kan innebære dødelige skader, og derved påvirke bestandsstørrelsen. Etter sprenging ved Hammerkambekken i Trøndelag døde all fisk i vassdraget som følge av partikkelskader, mens det etter forsøk i Otra ble konkludert med at partiklene fra Hekni kraftverk ikke hadde negativ innvirkning på vannkvalitet og fisk (Bjerknes & Berntsen 1995). Forskjellen i respons illustrerer at det ikke er partikler i seg selv, men partiklenes beskaffenhet som er viktig for evaluering av mulig skade. Trefibre danner normalt ikke kvasse partikler, men det er påvist akutt giftighet hos fisk etter mekanisk produksjon av masse fra bartrær (Lander et al. 1977). Årsaken er ikke avklart, men kan skyldes harpiksinholdet i bartrær. Undersøkelser foretatt ved Veterinærinstituttet (v/Trygve Poppe) i 1981 antydet ikke mekaniske skader på gjellene, dog ble det påvist skader relatert til luftovermetning.

Sedimentert organisk materiale (sedimentert fiber) på elvebunnen kan ha negativ innvirkning på elvesamfunnet, enten som følge av forråtnelse (metan/hydrogensulfid utslipp) eller ved at strukturen i bunnsedimentet destabiliseres (habitatforringelse). Selv om dette er uønskede tilstander er det lite rimelig å benytte disse faktorene som forsterkende momenter i forbindelse med luftovermetning. Sedimenteringsbassenget har medført økt forekomst av enteriobakter, bestemt som *Klebsiella* (Jacobsen 1994). Denne bakterien er ikke skadelig for fisk (Myhr 1989).

Selv om det ikke foreligger dokumentasjon i retning av at trefiberutslippene til vassdraget forsterket effekten av luftovermetning, bør man ikke utelukke en slik mulighet. Tilførsel av fiber kan redusere oksygenkonsentrasjonen i vassdraget (som følge av biologisk og kjemisk oksygenforbruk), resultere i klogging av gjeller og svekke vannkvaliteten generelt. Sannsynligheten for denne type skade bør være betydelig redusert som følge av sedimenteringskammeret.

Tabell 1. Endringer i utslipp etter montering av sedimentasjonskammer ved Rygene-Smith & Thommesen A/S. Data for perioden 10-20/9 1993. Analysene er utført ved Papirindustriens forskningsinstitutt (brev ref. 22414/AD/kb).

Parameter	Innløp	Innløp	Utløp	Utløp	Reduksjon i % (innløp/avløp)
	sedimentering 10-15/9	sedimentering 15-20/9	sedimentering 10-15/9	sedimentering 15-20/9	
Susp.GF/A	1200 mg/L	900 mg/L	150 mg/L	140 mg/L	85
Grovfiber 70 µm	1200 mg/L	986 mg/L	49 mg/L	60 mg/L	95
COD _{er}	2903 mg/L	1742 mg/L	1077 mg/L	1330 mg/L	60

Tabell 2. Verdier fra "Egenrapportering av utslippstall fra bedrifter med utslippstillatelse" for Rygene-Smith & Thommesen.

År	Fra masseproduksjon tonn/dag (middlingstid år)	Fra masseproduksjonen tonn/dag (middlingstid mnd)
1992	0,261	0,385
1993	0,437	0,787
1994	0,474	0,741*
1995	0,395	0,695*

* høyest målt verdi

3.4.3 Konklusjon - fastsettelse av kritisk luftovermetningsgrense for Nidelva

Luftovermetning er periodevis et miljøproblem i Nidelva. Omfanget av miljøproblemet er bestemt av en rekke faktorer.

Kritisk grense fastlagt på grunnlag av forsøk vil normalt være for streng i praktisk sammenheng hos villfiskbestander i elver, selv om de har vist seg å gi riktige skadeestimat i oppdrett (i grunne kar). Dette skyldes at naturlig forekommende luftovermetning i elver vil kunne være dødelig i oppdrett, men ikke i elver som normalt vil være dypere. For Nidelva kan man likevel fastsette en tålegrense. Dette vil være en grense for eksponering (i dette tilfelle luftovermetning) som sannsynligvis ikke vil skade økosystemet. Fravær av skade i denne sammenheng trenger ikke bety at skade aldri vil inntreffe, men at skadeomfanget enten er så marginalt at det vurderes til å ha liten betydning eller at forekomst er så sjeldent at betydningen av skaden likevel er marginal. Dette innebærer at frekvens av episoder, grad av overmetning og varighet av episodene er tre sentrale punkter ved fastsettelse av tålegrense. En tålegrense kan avvike fra miljømålet. Miljømålet inkluderer også kost-nytte beregninger, og gjør at større skade aksepteres enn tålegrensen aksepterer. Hvilken miljøgrense som fastsettes vil være et miljøpolitisk vedtak og er ikke gjenstand for diskusjon i denne rapporten.

Ved fastsettelse av tålegrense foreligger det ikke standarder for hvordan skade skal defineres. Skade kan defineres enten som dødelighet (konservativt fastlagt tålegrense) eller på bakgrunn av påviste subletale skader (radikalt fastlagt tålegrense). Dødelighet er enklest å fastsette fordi restituering da er umulig. Skader som medfører dødelighet er både lettere å kvantifisere og oppdage. Tålegrensene som anbefales her skal sikre mot dødelighet, og samtidig ta høyde for at subletale skader minimaliseres.

Bestandseffektene av subletale skader er normalt vanskelig å kvantifisere. I flere av undersøkelsene ovenfor understrekes det stadig at man trenger økt forståelse av den populasjonsmessige betydningen av denne type skade, men de peker samtidig på vanskelighetene som ligger i det å fremskaffe data. Det som likevel er en rimelig påstand er at subletale skader kan svekke individer, selv om de i seg selv ikke medfører umiddelbare endringer i populasjonen. Tålegrensen bør fastsettes så strengt at sannsynlighet for at subletale skader inntreffer minimaliseres. Individer som lever under et suboptimalt miljø vil kunne være mindre tolerante for andre miljøforstyrrelser enn uskadd fisk. Nidelva er i dag sur, men vil forhåpentligvis få bedre vannkvalitet etterhvert, enten som følge av kalking (over kort tid) eller som følge av utslippsreduksjoner (over lang tid). Luftovermetning kan forsinke en positiv respons på kalking og/eller utslippsreduksjoner.

I United States Environmental Protection Agency er tålegrensen definert som 110 % TLT. Dette er sannsynligvis noe strengere grense enn det som er nødvendig dersom fisken kan oppsøke dypere vann. Dersom man aksepterer at subletale skader er uønskelig bør grensen settes lavere enn 120 % TLT. 110-115 % TLT synes å være en grense som tar høyde for ulike avveininger, men vil alltid kunne kritiseres. Jo lengre tid overmetning er tilstede, jo lavere bør grensen settes.

Hyppighet av episoder

Ved evaluering av en skade må skadeomfanget settes inn i et perspektiv over flere år. Dersom en skade dreper en betydelig andel av bestanden hvert år vil bestanden sannsynligvis dø ut. Dersom skaden inntreffer sjeldnere kan konsekvensene av å tape deler av bestanden eller eventuelt en årsklasse ha mindre betydning. Hvis en overmetningsepisode skulle drepe all smolt i vassdraget en gang, vil andre aldersklasser enten i elva eller i sjøen raskt kunne kompensere for tapet. Det er ikke sannsynlig at man i Nidelva vil kunne drepe hele årskull av utvandrende eller oppvandrende laks. For andre bestander som for eksempel sik og abbor vil konsekvensen av hyppige episoder kunne være mer alvorlig.

Grad av luftovermetning

Dersom det inntreffer en episode i Nidelva er det rimelig å anta at overmetningsnivået blir høyt, og høyere enn akseptabelt nivå. Det bør ikke forekomme episoder hvor luftovermetningen overstiger 120 %. Dersom dette likevel inntreffer må varigheten begrenses maksimalt. Det er rimelig å anta at selv kortvarige episoder (\leq én time) med mer enn 150 % TLT i Nidelva kan drepe fisk.

Det er av AAK foreslått å bygge om omløpstunnelen. Det ville være ønskelig å få beregninger av hvilke overmetningsnivå som kan oppstå etter at dette er gjennomført, samt et estimat på hyppighet.

Varighet av episoden

Dersom overmetningsepisoden varer mer enn én time er verdier over 120 % uakseptabelt.

Modifiserende faktorer

Flere faktorer vil modifisere betydningen av en gitt episode. Tidspunktet (årstid) er viktig både på grunn av temperaturforskjeller, forskjeller i tilstedeværende livsstadier av fisk og forskjeller i vassdragets hydrologi.

Luftovermetning ved lav temperatur kan øke skadeomfanget som følge av at fiskens reparasjonsmekanismer med hensyn til skade da fungerer sakte. Samtidig øker fiskens metabolisme ved økende temperatur noe som også kan øke sårbarhet. Sårbarheten øker som følge av økt behov for oksygen, samtidig som oksygenopptaket skades av overmetning. Restituering etter en gitt skade vil skje raskere ved høy temperatur.

Nidelva er i dag preget av forsuring. Dersom episodene inntreffer samtidig med forsuringsepisoder vil omfanget av skade sannsynligvis tilta. Dette er ikke dokumentert, men er en rimelig antagelse basert på kunnskap om fysiologiske skader.

Den nedre delen av Nidelva har i perioder sjøvann på bunnen. Mengden sjøvann er bestemt av vannføringen i vassdraget og avtar med økende vannføring. Ferskvannslaget i perioden 17. august til 17. november 1989 var på 1 m ved utløpet av elva og økte til 3 m nedstrøms Helle (Hindar et al. 1989). Nedenfor dette dypet var saliniteten høyere en 20 ppt. Dette er en saltkonsentrasjon som over tid (timer) kan være giftig for flere ferskvannarter av fisk. Ved økende vannføring i elva skyves saltlaget nedover mot munningen. I ugunstige situasjoner kan det derfor tenkes at fisk i Nidelva ikke kan (eller vil) dykke dypere enn ferskvannssjiktet. Dette reduserer verdien av hydrostatisk kompensasjon og kan forverre den biologiske effekten av en gitt episode.

3.4.4 Anbefalinger

Tålegrensen for Nidelva anbefales satt til 115 % TLT for kortvarige episoder (noen få timer). 110 % TLT kan aksepteres over betydelig lengre perioder (ca 1 dag). Lavere overmetningsnivåer enn dette (110 % TLT) kan, basert på foreliggende data, aksepteres inntil det foreligger data som rettferdiggjør innskjerping av grensene. Disse grensene er satt etter beste skjønn på bakgrunn av tidligere undersøkelser.

Det er tidligere foreslått en akseptabel varighet av en episode i Nidelva på 20 minutter. Denne er ikke faglig begrunnet, men også basert på skjønn. En episode på 20 minutter målt ved tunnelen vil nederst i vassdraget kunne ha en varighet på en eller flere timer avhengig av vannføringen (jf. figur 4). Dette innebærer at selv en 20 minutter-episode kan skade fisk nederst i vassdraget dersom overmetningsnivået er tilstrekkelig høyt. Det ville være ønskelig med noe kortere grense for akseptabel varighet av en episode. Varighetsgrensen på 20 minutter opprettholdes inntil videre, men bør reduseres på sikt.

Dersom bedre dokumentasjon av fremtidige episoder med luftovermetning i Nidelva ønskes kan automatisk datalogger installeres. Kostnader forbundet med dette er ikke vurdert her. Det er heller ikke innhentet opplysninger om hvor denne type loggere i dag kan kjøpes.

For endelig fastsettelse av miljømål og -krav bør AAK dokumentere.

- Hvor ofte omløpstunnelen er i bruk.
- Varighet av episodene.
- Dokumentasjon av grader av overmetning ved ulike vannføringsregimer (teoretisk beregning).

Dette er opplysninger som kan legges til grunn for justering av angitte grenseverdier for TLT.

Det er ikke rimelig å tillegge fibertransport stor vekt i tilknytning til luftovermetningsepisoder. Det kan også bemerkes at Nidelva hadde stedegen laksebestand lenge etter at tresliperiet ved Rygene ble etablert i 1870.

Vannkvalitet må måles under fremtidige episoder for å øke verdien av innsamlet materiale. Eksisterende dokumentasjon svekkes betydelig som følge av mangelfull måling av vannkvalitet og fiskedata. Likeledes må dybde på ferskvannssjikt måles da dette kan ha stor betydning for reell vanndybde. Ved fremtidige episoder må denne type data inkluderes.

Det anbefales ikke igangsetting av forsøk som dokumenterer samvirking mellom luftovermetning og trefiber, ei heller mellom overmetning og forsuring. Imidlertid kan overvåking av fiskebestander være til hjelp for å vurdere langtidskonsekvenser av perioder med luftovermetning. Sedi-mentert trefiber i Nidelva kan ha medført miljøskader, men er ikke tema for denne utredningen. Foreliggende data på dødelighet fra tidligere episoder viser at luftovermetning er et problem i Nidelva. Innsatsen bør heretter rettes mot å unngå episoder. Episoder med luftovermetning kan hindre reetablering av ny laksebestand når vassdraget kalkes og nyter godt av redusert nedfall av sur nedbør.

4 Oppvandring hos gyte-laks

4.1 Resultater fra litteratursøk

4.1.1 Laksens livshistorie og oppvandring generelt

Laks gyter i rennende ferskvann om høsten, og eggene klekkes følgende vår. Etter ett til seks år som parr i elv eller innsjø, vandrer laksen ut i havet som smolt. Smolt er vanligvis 10-19 cm lange. Laksen oppholder seg i havet primært for å spise. Norsk laks fanges i fiskerier nord for Færøyene og vest for Grønland (Anon. 1993). Etter ett til fire år i havet returnerer laksen med stor presisjon til oppvekstelva for å gyte (Hasler 1966, Harden Jones 1968). Ut fra resultater av merkeforsøk er det anslått at mindre enn 4 % sprer seg til andre elver enn oppvekstelva (f eks Stabell 1984). Det er også vist at laks returnerer til sin egen oppvekstplass i elva når de skal gyte (f eks Heggberget et al. 1986, 1988, Heggberget 1989, Hovey et al. 1989). Opp til 85 % av laksen overlever gytingen og vandrer ut i sjøen igjen neste vår, men mindre enn 25 % av laksen overlever til gyting andre gang (Jonsson & Fleming 1993).

Villaks er studert under oppvandring før gyting i flere elver, og generelt ser det ut til at laks vandrer oppover elvene før de stanser opp på et bestemt sted før og under gyteperioden (Hawkins & Smith 1986, Webb 1989, Baglinière et al. 1990, Heggberget et al. 1995, Johnsen et al. 1996, Thorstad et al. 1996, Økland et al. 1996 - henholdsvis i elvene Aberdeenshire Dee i Skottland, River Tay i Skottland, River Sélune i Frankrike, Altaelva, Suldalslågen, Namsen og Tana). I oppvandringsfasen veksler laksen mellom raske oppvandringsetapper og stansperioder, de siste med varighet fra få timer til flere dager. Under oppvandringsfasen har laksen få og korte nedstrøms forflytninger, men etter gyteperioden er det observert at mange laks vandrer nedover elvene igjen (Hawkins & Smith 1986, Baglinière et al. 1990, Heggberget et al. 1995, Thorstad et al. 1996).

Rømt oppdrettslaks som vandrer opp i elvene har et mer urolig vandringmønster enn villaks, med hyppigere og lengre oppstrøms og nedstrøms forflytninger (Power & McCleave 1980, Jonsson et al. 1990a, 1991, Økland et al. 1995, Thorstad et al. 1996). Rømt oppdrettslaks ser ut til å fordele seg lengre opp i elvene enn villaksen (Heggberget et al. 1995, Thorstad et al. 1996). Resultater fra Sandfossen (4 m høy) i Suldalslågen tyder imidlertid på at oppdrettslaks har større problemer enn villaks med å passere vandringshindre (Johnsen et al. 1996).

4.1.2 Oppvandring og tunnelutløp

Allerede i 1958 rapporterte Canadian Department of Fisheries at stillehavslaks ble tiltrukket av og samlet seg

opp ved et kraftverksutløp i Puntledge River på Vancouver Island (siteret i Andrew & Geen 1960). Minstevannføringsløpet i elva mellom inntaket og utløpet ved kraftverket var 6,4 km langt, med vannføring 2,8-5,7 m³/s. Gjennom kraftverket og ut kraftverksutløpet var vannføringen 28,3 m³/s. Ved betydelige (ikke tallfesta) økninger i vannføringen ned minstevannføringsløpet vandret laksen opp minstevannføringsløpet i stedet for å stanse opp ved kraftverksutløpet. I følge Andrew & Geen (1960) forsinkes oppvandring av laks av minstevannføringsløp som har relativt liten vannføring i forhold til vannføringen ut fra et kraftverksutløp, og slike forhold kan også medføre feilvandring inn i kraftverkstunneler og turbiner. I følge Andrew & Geen (1960) velger laks generelt ikke små sideløp med liten vannføring under oppvandring i elv, medmindre hovedstrømmen er blokkert (med gitter e.l.). Det kan være problemer med å lede laksen opp små sideløp selv når hovedstrømmen er blokkert (Andrew & Geen 1960). Til tross for at problemstillingen var kjent tidlig, er det få undersøkelser som har undersøkt ved hvilke forhold laksen vandrer forbi og ved hvilke forhold laksen stopper opp ved et kraftverksutløp.

Brayshaw (1967) beskrev et kraftverk i River Avon i Hampshire. Her gikk 90 % av vannføringen i elva gjennom kraftverkstunnelen i tørkeperioder, men bare 10 % i nedbørsperioder med høyere vannføringer i elva. I tørkeperioder vandret laks inn i kraftverkstunnelen. For å lede laksen forbi turbinhuset, ble det bygd ei laksetrapp fra kraftverkstunnelen, forbi turbinhuset og ut i elvas hovedløpet ovenfor kraftverket (Brayshaw 1967).

Webb (1990) studerte atferd hos laks med radiosendere i River Tay og sideelva River Tummel i Skottland, med spesiell vekt på laksens atferd ved kraftverket ved Pitlochry dam i River Tummel. Dette kraftverket har to kaplanturbiner. Vannføringen var 35-40 m³/s ut kraftverksutløpet når begge turbinene var i drift. Ei laksetrapp med inngang ved siden av kraftverksutløpet skulle lede oppvandrende laks forbi demningen. I trappa var vannføringen ca 1,36 m³/s. En tilleggs vannføring på 0,6 m³/s ble ført ut ved inngangen av trappa for bedre å lokke fisk opp til trappa. Samlet vannføring i trappa oversteg aldri en tidel av vannføringen ut kraftverksutløpet. Webb (1990) studerte 11 laks med radiosender i området ved kraftverksutløpet og fisketrapp-inngangen. Fem av disse vandret opp fisketrappa etter opphold på 0,6-43 dager (gjennomsnittlig 23,7 dager) i området ved kraftverksutløpet og trappeinngangen. De seks andre vandret nedover i elva igjen (fem av dem mer enn ti km nedstrøms) etter opphold på 2-30 dager (gjennomsnittlig 8 dager) i samme området. Ved redusert vannføring i kraftverksutløpet (med én turbin i drift) ble laksen tiltrukket av kraftverksutløpet mer enn fisketrappinngangen, og ved flere tilfeller vandret laks inn i kraftverksutløpet (med tap av radiosignaler opp til 20 minutter). Når begge turbinene var i drift og vannføringen ut kraftverksutløpet var høyere, holdt laksen seg borte fra hovedstrømmen fra kraftverksutløpet. De seks radiomerket laksene som vandret nedover i elva igjen fra området ved kraftverksutløpet, gjorde dette i perioder med redusert vannføring i kraftverksutløpet. Oppvandringen i fisketrappa var imidlertid uavhengig av

vannføringen i kraftverksutløpet. Ved flere tilfeller ble det observert at laks var oppe i første trinn av laksetrappa hvor tillegsvannstrømmen på 0,6 m³/s kom ut, uten at de fortsatte videre opp trappa. Webb (1990) konkluderte derfor at det var vanskelig å avgjøre om det var vannføringen i kraftverksutløpet i forhold til i fisketrappa, om det var utformingen på fisketrappa eller begge deler som var hovedproblemet for oppvandring av laks forbi Pitlochry dam.

Gowans et al. (1996) omtalte problemet ved Pitlochry dam som følger (oversatt fra engelsk): "I tidligere undersøkelser fra dette området ble laksen tiltrukket av vannet fra kraftverksutløpet. En skjerm hindrer nå vandring inn til turbinene, men peiling av radiomerket laks viser at laksen ikke vandrer opp fisketrappa før temperatur eller andre sesongmessige faktorer initierer oppvandring". De registrerte at 6 laks som ble fanget og radiomerket i elva 10 km nedenfor dammen, stod mellom 14 og 63 dager i området nedenfor dammen før de vandret videre opp fisketrappa.

Kraabøl & Arnekleiv (1992) og Arnekleiv & Kraabøl (1996) studerte vandring hos størret i Gudbrandsdalslågen forbi kraftverksutløpet ved Hunderfossen kraftverk ved hjelp av radiotelemetri. Ut kraftverkstunnelen var vannføringen 120-300 m³/s. I minstevannføringssløpet varierte vannføringen vanligvis mellom 5 og 20 m³/s. De fant at ørreten ikke passerte tunnelutløpet ved vannføringer mindre enn 20 m³/s i minstevannføringssløpet, men at all ørreten passerte etter en stans på noen timer til 8-10 dager ved vannføringer over 20 m³/s. Ved vannføringer mellom 2 og 15 m³/s i minstevannføringssløpet ble ørreten stående mer enn 20 dager i tunnelutløpet. Noen av disse vandret videre oppover i elva under seinere høstflommer, mens andre vandret nedover i elva igjen, noen helt tilbake til Mjøsa. Ved vannføringer mellom 2 og 15 m³/s hadde ørreten større tendens til å vandret inn i kraftverkstunnelen enn ved vannføringer over 20 m³/s. Imidlertid kom all ørret som gikk inn i kraftverkstunnelen, ut igjen etter noen timer eller dager. Det er ikke kjent hvor langt inn i tunnelen de gikk (Morten Kraabøl pers. komm.). Kraabøl & Arnekleiv (1992) og Arnekleiv & Kraabøl (1996) gjorde to forsøk med lokkeflommer ned minstevannføringssløpet:

- 1) Lokkeflom på 60 m³/s i 24 timer resulterte i at 50 % av ørreten som stod i tunnelutløpet (6 av 12) vandret opp minstevannføringssløpet.
- 2) Lokkeflom på 60 m³/s i 24 timer etterfulgt av lokkeflom på 30 m³/s i 24 timer to døgn senere resulterte i at 85 % av ørreten som stod i tunnelutløpet (11 av 13) vandret opp under første lokkeflom (60 m³/s) og 13 % (1 av 8) under andre lokkeflom (30 m³/s).

De konkluderte at størrelsen på lokkeflommer burde være minst 60 m³/s for å ha noen effekt i å lede ørret forbi tunnelutløpet ved Hunderfossen kraftverk.

I Umeälven i Sverige ble det utført undersøkelser av vandring hos radiomerket laks, blant annet i et område forbi et kraftverksutløp (Carlsson et al. 1996). Vannføringen i kraftverksutløpet (maksimum 1 000 m³/s) var ca 40 ganger så stor som vannføringen i minstevannføringssløpet. Minste-

vannføringssløpet forsynes med vann fra ei laksetrapp og overløp over en demning 8 km lengre opp i elva. Vannføringen i laksetrappa var: 10 m³/s 20. mai-15. juni, 23 m³/s hverdager 16. juni-31. august, 50 m³/s helligdager samme periode og 10 m³/s 1. september-1. oktober. På forsommeren til midten av juni varierte vannføringen i minstevannføringssløpet avhengig av hvor mye vann som ble sluppet over demningen. Laksen ble radiomerket i elva 23 km nedenfor kraftverksutløpet fra og med 30. juni. Etter merking ble 22 laks peilet i elva, og alle unntatt én laks stanset opp ved kraftverksutløpet. Laksen oppholdt seg oftest i strømkanten mellom turbinvannet og det mer sakteflytende vannet fra minstevannføringssløpet. Laks ble også peilet inne i kraftverkstunnelen. Ved flere tilfeller vandret laksen nedover i elva - og oppover elva igjen tilbake til kraftverksutløpet. Bare 9 laks vandret videre opp minstevannføringssløpet. Hoveddelen av disse (antallet ikke oppgitt) stanset ved Baggbøleforsen, et vandringshinder i minstevannføringssløpet, og vandret tilbake til kraftverksutløpet igjen. Oppvandringen fra kraftverksutløpet og videre opp minstevannføringssløpet skjedde på helgedager, når vannføringen i minstevannføringssløpet trolig økte. Undersøkelsen konkluderte med at kraftverksutløpet utgjorde et vandringshinder som laksen hadde store vanskeligheter med å passere.

4.1.3 Oppvandring og vannføring

Vannføring er den faktoren som oftest er omtalt som kontrollerende faktor i forhold til oppvandring av laks i elver. Effekter av vannføring kan imidlertid være modifisert av andre faktorer som vanntemperatur, turbiditet, atmosfæretrykk, skydekke, vær og temperatur generelt, vannkvalitet og tidevann (Banks 1969). Disse andre faktorene anses imidlertid som mindre viktige i forhold til problemstillingen i denne utredningen. Undersøkelser som omfatter oppvandring av laks i elv i forhold til vannføring kan inndeles i to grupper: 1) undersøkelser av oppvandring fra sjøen og opp i elv og 2) undersøkelser av oppvandring videre oppover i elv.

Det er kjent av oppvandring av laks fra sjø til elv blir stimulert av økninger i vannføring, særlig i mindre elver med fluktuerende vannføring i oppvandringsperioden (Banks 1969, Jonsson 1991). Flere undersøkelser har registrert at økninger i vannføring medfører høyere antall oppvandrede laks fra sjø til elv (f eks Huntsman 1948, Hayes 1953, Saunders 1960, Brayshaw 1967, Swain & Champion 1968, Alabaster 1970, Potter 1988, Jonsson et al. 1990b, Clarke et al. 1991, Smith et al. 1994), og at oppvandring forsinkes i perioder med lav vannføring (f eks Huntsman 1948, Hayes 1953, Saunders 1960, Alabaster 1970, Potter 1988, Jonsson et al. 1990b, Clarke et al. 1991). Alabaster (1970) fant at laks vandret opp i elver som direkte respons på økning i vannføring uavhengig av størrelsen på den tidligere vannføringen, eller at de vandret opp i etterkant av økningen i vannføring. Smith et al. (1994) fant at oppvandring ble stimulert av økninger i vannføring i perioder

med vannføring lavere enn gjennomsnittet for gjeldende måned, men at oppvandring fant sted uavhengig av økninger i vannføring i perioder med høyere vannføring enn gjennomsnittet for gjeldende måned. Høy vannføring for å stimulere oppvandring av laks ser ut til å være viktigere for større laks enn for små laks (van den Bergh & Gross 1989 (coho laks), Jonsson et al. 1990b).

Vandring videre oppover i elv kan også stimuleres av økninger i vannføring (f eks Huntsman 1948, Hayes 1953, Dunkley & Shearer 1982, Laughton 1989, Webb & Hawkins 1989, Baglinière et al. 1990, Thorstad & Heggberget 1997). I Vefsna ble det funnet at økninger i vannføring førte til økt vandring av laks opp Laksefossen, et 16 m høyt vannfall (Jensen et al. 1986). I Namsen hadde radiomerket laks økende tendens til å forflytte seg i elva når variasjon i vannføring økte (Thorstad et al. 1996). Hawkins & Smith (1986) og McKinnell et al. (1994) undersøkte elvevandring hos radiomerket laks uten å finne sammenheng mellom vandring og vannføring, Hawkins & Smith (1986) rapporterte imidlertid at vannføringen var jevnt høy under hele forsøket. Pyefinch & Mills (1963) registrerte at kunstige lokkeflommer hadde liten effekt på vandring hos laks i forhold til effekten av regn.

Elver har forskjellig kanalbredde, utforming og strømmønster, og det er derfor vanskelig å sammenligne vannføring og effekter av variasjoner i vannføring på laksevandring mellom elver (Baxter 1961, Brayshaw 1967). Baxter (1961) innførte verdien a.d.f. (average daily flow, gjennomsnittlig daglig vannføring) og beskrev vannføring som andeler av a.d.f. for å kunne sammenligne ulike elver. Ved a.d.f. ble forholdene beskrevet som liten flom. Baxter (1961) fant at vannføring mellom 0,3 og 0,5 a.d.f. i nedre og midtre deler av de fleste elver var tilstrekkelig til at laks ville vandre oppover, avhengig av tid på året, men at vandringshindre gjerne medførte høyere vannføringskrav. Brayshaw (1967) fant at vandringsintensiteten var høyest ved vannføringer mellom 0,7 og 1,5 a.d.f. basert på flere undersøkelser av både oppvandring fra sjø til elv og vandring videre oppover i elv.

I regulerte elver med muligheter til å kontrollere vannføringen kan kunstige lokkeflommer stimulere laks til å vandre oppover elvene (f eks Huntsman 1948, Hayes 1953, Banks 1969). Baxter (1961) anbefalte korte og hyppige lokkeflommer og foreslo varighet på lokkeflommen til 18 timer; 12 timer med høyeste vannføring og 6 timer med nedtrapping av vannføringen til normal minstevannføring. I følge Baxter (1961) kan lokkeflommer være mer effektive når det regner. Huntsman (1948) registrerte også at langvarige lokkeflommer med liten vannføring hadde liten effekt. Hayes (1953) undersøkte effekter av *motsatte lokkeflommer* (reduisert vannføring i noen timer og økning til normal vannføring igjen) i La Have River, Nova Scotia, og fant at motsatte lokkeflommer hadde en viss suksess med å utløse vandring hos laks. Flere undersøkelser (Huntsman 1948, Allan 1966, Swain & Champion 1968, Dunkley & Shearer 1982, Lawson et al. 1991) registrerte de største antallene oppvandrende laks ved fallende vannføring i *etterkant* av

lokkeflommer. Jensen et al. (1986) registrerte imidlertid flest oppvandrende laks *før* vannføringen hadde nådd høyden. De forklarte disse forskjellene med at en økning i vannføring utløser vandring hos laks, og at laksen vil vandre en viss periode uansett varighet på lokkeflommen. Ved lokkeflommer som varer noen få timer, vil fisk som aktiveres ikke nå feller og telleapparater før vannføringen er på vei ned igjen. En tilsvarende forklaring ble framsatt av Allan (1966).

Sjørret ser ut til å reagere på endringer i vannføring på samme måte som laks, men sjørret krever trolig noe mindre vannføring for å vandre (Baxter 1961, Beach 1984, Thorstad & Heggberget 1997).

4.1.4 Oppvandring og tid på døgnet

Oppvandring hos laks foregår vanligvis i skumring eller mørke både fra sjø til elv (f eks Hayes 1953, Lorz & Northcote 1965, Allan 1966, Swain & Champion 1968, Jonsson 1991) og videre oppover i elv (f eks Hellawell et al. 1974, Kristinsson & Alexandersdóttir 1978, Dunkley & Shearer 1982, Hawkins & Smith 1986, Potter 1988, Laughton 1989, Webb 1990, Jonsson 1991). Hayes (1953) registrerte mest vandring hos laks i grålysningen morgen og kveld, mest om kvelden, og noe vandring i løpet av natta. Kristinsson & Alexandersdóttir (1978) registrerte mest vandring om kvelden. Hawkins & Smith (1986) fant at laks med radiosendere begynte vandringen etter solnedgang og stoppet opp like etter soloppgang, men registrerte individuelle forskjeller mellom fisk. Dunkley & Shearer (1982) fant at hovedoppvandringen fant sted like etter solnedgang. Lorz & Northcote (1965) fant at hovedoppvandring hos indian-laks (*Oncorhynchus nerka*) fra sjø til elv fant sted på kvelden før midnatt, men at vandring i elva fant sted hele natta og til en viss grad på dagtid. I Nidelva ble oppvandrende laks og sjørret registrert ved en elektronsk fisketeller i Revsneshvosen. Her ble det i motsetning til de ovenfornevnte undersøkelsene registrert at fisken generelt vandret i løpet av den lyse del av dagen (Matzow 1995). Flere undersøkelser har imidlertid registrert større vandringsaktivitet på dagtid ved høye vannføringer og turbide forhold (Munro & Balmain 1956 (ørret fra innsjø opp i bekk), Hellawell et al. 1974, Dunkley & Shearer 1982, Potter 1988, Laughton 1989) og nær gyteperioden (Dunkley & Shearer 1982).

4.2 Konklusjon

Det er observert at oppvandrende laks i Nidelva står lang tid i kulpen ved tunnelutløpet fra Rygene kraftverk, og at en del fisk går inn i kraftverkstunnelen (Matzow 1995). Det er ukjent hvorvidt laks som går inn i tunnelen kommer ut igjen. Det er også ukjent hvorvidt den store vannmengden fra tunnelutløpet hindrer/forsinker laksen i å passere og vandre videre opp minstevannføringsløpet.

Det er uheldig hvis laks forsinkes og blir stående ved tunnelutløpet ved Helle i lang tid:

- 1) Episoder med luftovermetning i vannet fra kraftverkstunnelen kan medføre dødelighet hos fisk (Pettersen et al. 1982, Matzow 1995). Dess lengre laksen står i tunnelutløpet jo større er sjansen for at de opplever en episode med luftovermetning.
- 2) Potensielle gyteområdene ligger på strekninger lengre opp i elva enn kraftverksutløpet ved Helle (Simonsen 1995). For å etablere en gytebestand i Nidelva, og eventuelt bedre forholdene for sportsfiske i elva ovenfor Helle, er det viktig å få laksen til å vandre forbi tunnelutløpet ved Helle og videre opp minstevannføringsløpet.

Problemet med å få oppvandrende laks til å passere store vannføringer fra kraftverksutløp og vandre opp et relativt lite minstevannføringsløp er kjent fra flere norske og utenlandske elver (kap. 4.1.2). Imidlertid er det få undersøkelser som har kartlagt omfanget av problemet og undersøkt ved hvilke forhold fisk vandrer forbi og ved hvilke forhold fisk stopper opp ved et kraftverksutløp (egne litteratursøk kap 4.1.2, Reidar Grande, Direktoratet for naturforvaltning, pers. komm.). Kraftverksutløp er forskjellige med hensyn til: 1) forholdet mellom vannføringen i tunnelutløpet og vannføringen i elveleiet der tunnelen munner ut, 2) størrelsen og utformingen på tunnelutløpet, 3) dykket eller frispeil tunnelutløp, 4) hellingen på tunnelen og 5) andre fysiske karakteristikk av tunnelen og elveleiet der tunnelen munner ut. Det er grunn til å tro at disse faktorene er viktige i forhold til hvorvidt laks stopper opp ved et tunnelutløp og/eller vandrer inn i tunnelen. Et godt eksempel er fra Surna, hvor vannet fra kraftverket er kaldt i forhold til vannet i minstevannføringsløpet. Laksen viker trolig unna kraftverksutløpet på grunn av det kalde vannet (Bjørn Ove Johnsen, NINA, pers. komm.). Per i dag er det utført for få studier til å trekke generelle konklusjoner om konsekvenser for oppvandring av fisk forbi ulike kraftverksutløp, og til å fremme spesifikke tiltak for å bedre forholdene for oppvandrende fisk forbi de ulike kraftverksutløpene. Inntil større kunnskap på området er oppnådd, er det nødvendig med lokale undersøkelser i hvert tilfelle. Nye undersøkelser kan samtidig ha en generell overføringsverdi.

Tiltak som er aktuelle for å bedre forholdene for oppvandrende laks forbi tunnelutløp, er hovedsakelig *fiskesperre* i tunnelutløpet og *kunstige lokkeflommer* i minstevannføringsløpet. Ei fiskesperre kan være nyttig i tilfeller hvor laks vandrer inn i tunnelen og ikke kommer ut igjen, eller hvor laks oppholder seg i tunnelen i lang tid. Laks som oppholder seg i en tunnel vil blant annet ikke merke økninger i vannføring ned minstevannføringsløpet, og kunstige lokkeflommer vil ikke ha noen effekt på disse. Ei fiskesperre hindrer laks i å gå inn i tunnelen, men laksen vil fremdeles merke vannstrømmen ut av tunnelen og kanskje likevel forsinkes i oppvandringen (Andrew & Geen 1960). Dette er godt illustrert i Skibotnelva, hvor det er montert en fangstinnretning/felle i gitteret som er effektiv til å fange laks (Bjørn Ove Johnsen, pers. komm.). Mekaniske sperrer i form av gitter er montert i flere norske elver (Reidar Grande, pers. komm.). Disse medfører kostnadstap for kraftverket. Et eksempel fra Mandalselva er gitteret ved tunnelutløpet til Laudal kraftstasjon, som består av staver med 40 mm

lysåpning mellom staven. Produksjonstapet er beregnet til 1416 kr per døgn med to aggregater i fullast (slukeevne 110 m³/s), og i tillegg kommer kostnader med gode renskerutiner (Jarl Fidje, stasjonsmester ved Laudal kraftverk, pers. komm.). Gitteret ved Laudal kraftstasjon er montert bare i fiskesesongen. I noen få norske elver er elektriske fiskesperrer utprøvd, blant annet i Røssåga og Barduelva. Problemet med disse er at fisken likevel vandrer inn i tunnelen, får et elektrisk støt og er mindre villige til å vandre ut fra tunnelen igjen (Reidar Grande, pers. komm.). Før ulike løsninger med fiskesperrer ved Rygene kraftverk vurderes, bør imidlertid behovet for ei fiskesperre kartlegges.

Økninger i vannføring og kunstige lokkeflommer har vist seg nyttige til å få laks til å vandre opp fra sjøen og opp i elver og til å få laks til å vandre videre oppover i elver og forbi laksetrappet og vandringshindre (kap. 4.1.3). Det er også dokumentert at lokkeflommer kan stimulere laks til å passere kraftverksutløp og vandre videre oppover minstevannføringsløp (kap. 4.1.2). Kunstige lokkeflommer bør *ikke* være langvarige med liten vannføring. Baxter (1961) anbefalte lokkeflommer med varighet 18 timer, dvs 12 timer med høyeste vannføring og 6 timer med nedtrapping av vannføringen til normal minstevannføring. En gradvis nedtrapping av lokkeflommen er ønskelig for å unngå at elvestrekninger plutselig tørrlegges og saktessvømmende ungfisk strander. Flere undersøkelser har også registrert størst vandring av fisk ved fallende vannføring i etterkant av lokkeflommer (kap 4.1.3). Disse resultatene er imidlertid omdiskuterte, fordi de kan ha sin årsak i at fisk som aktiviseres av en lokkeflom som varer noen få timer, ikke når feller og telleapparater før vannføringen er på vei ned igjen (kap. 4.1.3). Negative lokkeflommer (reduert vannføring i noen timer og økning til normal vannføring igjen) fungerer trolig dårlig i minstevannføringsløp da vannføringen i utgangspunktet ofte er liten. Imidlertid vil negative lokkeflommer i form av perioder med redusert vannføring/stopp i vannføringen ut kraftverksutløpet trolig være effektive til å lede fisk opp minstevannføringsløpet; særlig i kombinasjon med økning av vannføringen i minstevannføringsløpet. Oppvandring av fisk foregår hovedsakelig i de mørke timene av døgnet, mellom solnedgang og soloppgang; særlig om kvelden (kap. 3.3.4). Lokkeflommer bør derfor generelt slippes på denne tiden av døgnet. I Nidelva er det i motsetning til de fleste andre undersøkte elver registrert mest vandring av laks og sjørret i løpet av den lyseste delen av dagen (Matzow 1995). Lokkeflommer i Nidelva har derfor trolig størst effekt på dagtid. Det har også blitt antydning at lokkeflommer kan være mer effektive i forbindelse med regn (kap. 3.3.3).

4.3 Behov for konkrete undersøkelser i Nidelva

For å etablere en gytebestand i Nidelva, er det nødvendig å lede gytelaks oppover i vassdraget til aktuelle gyteområder. Tre store vandringshindre i elva synes å være 1) kraft-

verksutløpet ved Helle, 2) minstevannføringsløpet mellom Helle og Rygene og 3) fisketrappa ved Rygene dam. På bakgrunn av litteraturstudium og kjennskap til lokale forhold i Nidelva, synes de fleste uløste spørsmålene å knytte seg til kraftverksutløpet. Ved konkrete undersøkelser er det også naturlig å først løse problemene lengst nede i elva, det vil si de vandringshindre laks og sjørret først møter under sin oppvandring i elva. Behov for konkrete undersøkelser i Nidelva bør derfor prioriteres i ovennevnte rekkefølge. I forhold til de tre antatte vandringshindre, er det behov for **a) utrede problemet, b) evaluere behov for tiltak og c) evaluere virkningen av eventuelle tiltak:**

1) Vandring forbi kraftverksutløpet ved Helle:

- For å utrede problemet må følgende kartlegges:
 - andel fisk som vandrer inn i tunnelen
 - hvor lenge de oppholder seg i tunnelen
 - hvor lenge oppvandringen forsinkes ved Helle
 - andel fisk som passerer Helle og vandrer videre oppover vassdraget
- Behov for tiltak evalueres etter kartlegging av problemet:
 - om lokkeflommer er nødvendige for å hindre fisk i å vandre inn i tunnelen, og for å lede oppvandrende fisk forbi tunnelutløpet og videre opp i minstevannføringsløpet
 - om det er behov for fiskesperre i tunnelåpningen, og hvilken type fiskesperre som eventuelt vil fungere best
- Virkningen av eventuelle tiltak bør evalueres:
 - Når det gjelder kunstige lokkeflommer eksisterer det liten kunnskap om hva som karakteriserer effektive lokkeflommer. Ved eventuelt behov for lokkeflommer bør vandring hos laks analyseres under ulike lokkeflommer i elveløpet, ulik vannføring i kraftverksutløpet og til ulike tider på døgnet. Dette for å evaluere hvilken type lokkeflom som har størst effekt på oppvandring av fisk forbi Helle. Samtidig må kostnader i forhold til kraftproduksjonen tas med i betraktningen.
 - Vurdere effekten av eventuell fiskesperre i forhold til oppvandrende fisk.

2) Vandring gjennom minstevannføringsløpet mellom Rygene og Helle

- For å utrede problemet må følgende kartlegges:
 - om laksen forsinkes i oppvandring i selve minstevannføringsløpet
 - om det er konkrete vandringshindre i minstevannføringsløpet
- Behov for tiltak evalueres etter kartlegging av problemet:
 - om lokkeflommer eller høyere vannføring er nødvendig for å lede laksen gjennom minstevannføringsløpet
 - om eventuelle konkrete vandringshindre kan utbedres
- Virkningen av eventuelle tiltak bør evalueres:
 - Vurdering av ulike lokkeflommer (som beskrevet under pkt 1c). I tillegg vurderes det om det er samsvar mellom hva som er effektive lokkeflommer for å lede fisk forbi

tunnelutløpet og hva som er effektive lokkeflommer for å lede fisk gjennom minstevannføringsløpet. Hvis ikke samsvar, bør det foretas en helhetsvurdering av hva som er effektiv bruk av lokkeflommer for oppvandring både forbi Helle og gjennom minstevannføringsløpet.

- Vurdere virkningen av eventuelle utbedringer av konkrete vandringshindre.

3) Vandring opp fisketrappa ved Rygene dam.

I årene 1992, 1993, 1994, 1995 og 1996 passerte henholdsvis 171, 149, 178, 85 og 127 laks, i tillegg til 49, 44, 39, 14 og 35 sjørret, gjennom ei fiskesluse ovenfor fisketrappa i Rygene dam (Matzow 1995, pers. komm.). Det er vanskelig å vurdere om fisketrappa er et vandringshinder som langt flere fisk burde ha passert, ettersom kunnskap om hvor mange laks som passerer Helle er mangelfull. I følge Matzow (1995) er det en tendens til at fisk akkumuleres i vandringsveien nedenfor slusa, og at fisken har problemer med å finne vei inn i kulpene som leder inn i slusa.

- For å utrede problemet må følgende kartlegges:
 - andel fisk som har forsinket oppvandring på grunn av laksetrappa
 - hvor lenge de forsinkes på grunn av laksetrappa
 - om fisken forsinkes like nedenfor trappa og/eller i trappa, eventuelt hvor i trappa de forsinkes
- Behov for tiltak evalueres etter kartlegging av problemet:
 - om endret vannføring i trappa kan ha en positiv effekt på oppvandring av fisk
 - om utbedringer av fisketrappa bør utføres
- Virkningen av eventuelle tiltak bør evalueres:
 - undersøke virkninger av ulike vannføringer i fisketrappa
 - vurdere virkninger av eventuelle utbedringer

Når det er behov for å studere vandring hos fisk og oppholdssted detaljert som i Nidelva, er det i dag få tilgjengelige metoder som kan benyttes. **Telleapparater/feller** i elva ovenfor tunnelutløpet vil gi nyttig informasjon om antall laks som har passert tunnelutløpet ved forskjellige vannføringer i kraftverkstunnelen og minstevannføringsløpet. Dataanalysen begrenses imidlertid av mangel på informasjon om tilgjengeligheten av fisk ved kraftverksutløpet til enhver tid. Slike registreringer gir heller ikke informasjon om hvor lenge fisk stopper opp ved tunnelutløpet, og de gir ikke informasjon om fisk vandrer inn i kraftverkstunnelen. **Telleapparater/feller** vil ikke være i stand til å gi detaljert informasjon om vandring oppover i minstevannføringsløpet eller i fisketrappa. **Video** kan benyttes til å studere fiskens bevegelser innenfor et svært begrenset område. **Problemstillingene** i Nidelva krever at vi kan lokalisere fisk over et større område: ankomst Helle, innvandring/utvandring av kraftverkstunnelen, oppvandring i elva ovenfor Helle og vandring oppover kulpene i fisketrappa. **Radiotelemetri** er en metode som er velegnet til denne type undersøkelser; individuelle fisk med påmontert radiosender kan overvåkes ved manuelle posisjoneringer regelmessig, og utvalgte områder i elva (som tunnelutløpet, enkeltkulper i fisketrappa osv) kan overvåkes automatisk og kontinuerlig med data-

loggere (Heggberget & Økland 1992). En radiotelemetriundersøkelse kan være i stand til å svare på spørsmålene knyttet til laksens vandring forbi tunnelutløpet ved Helle, videre oppover minstevannføringsløpet og opp fisketrappa. Radiosignaler ledes bare i helt rent ferskvann (Heggberget & Økland 1992). Hvis saltvannsinnslag ved Helle medfører at radiotelemetri er en uegnet metode, kan **hydroakustikk** gi samme type informasjon som radiotelemetri. I motsetning til radiotelemetri må undervannsmikrofoner brukes for å ta imot signaler fra fisk merket med hydroakustiske sendere, og metoden er derfor mer kostnadskrevende.

På grunnlag av litteratursøk og andre undersøkelser som er gjort i dette forprosjektet, anbefaler vi å gjennomføre radiotelemetriundersøkelser av laksens vandring i Nidelva omkring kraftverksutløpet ved Helle, videre oppover minstevannføringsløpet og forbi fisketrappa - i prioritert rekkefølge. Per i dag er det foretatt for få undersøkelser til å trekke generelle konklusjoner om laksevandring forbi kraftverksutløp, oppover minstevannføringsløp og i laksetrappene. Undersøkelser på disse områdene synes nødvendig for å etablere en laksestamme i Nidelva. I tillegg vil slike undersøkelser være nyttige for å oppnå generell kunnskap med overføringsverdi til andre elver med lignende problemstillinger.

5 Litteratur

- Alabaster, J.S. 1970. River flow and upstream movement and catch of migratory salmonids. - *J. Fish Biol.* 2: 1-13.
- Alderdice, D.F. & Jensen, J. 1985. An explanation for the high resistance of incubating salmonid eggs to atmospheric gas supersaturation of water. - *Aquaculture* 49: 85-88.
- Allan, I.R.H. 1966. Counting fences for salmon and sea trout, and what can be learned from them. - *Salm. Trout Mag.* 176: 19-26.
- Andrew, F.J. & Geen, G.H. 1960. Sockeye and pink salmon production in relation to proposed dams in the Fraser River system. - *Bull. int. Pacif. Salm. Fish. Comm.* 11.
- Anonymous 1993. Report of the North Atlantic salmon working group. - International Council for the Exploitation of the Sea. Council Memorandum 1993/Assessment Report: 10.
- Arnekleiv, J.V. & Kraabøl, M. 1996. Migratory behaviour of adult fast-growing brown trout (*Salmo trutta* L.) in relation to water flow in a regulated Norwegian river. - *Regulated Rivers: Research & Management* 12: 39-49.
- Baath, C., Bauer, K., Weikel, J., Wiedemann, H. & Witzmann, G. 1989. Influence of gas supersaturations of water on infectious diseases of rainbow trout. - S. 231-248 i Lillelund, K. & Rosenthal, H., red. *Fish Health Protection Strategies*.
- Baglinière, J.L., Maisse, G. & Nihouarn, A. 1990. Migratory and reproductive behaviour of female adult Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in a spawning stream. - *J. Fish Biol.* 36: 511-520.
- Banks, J.W. 1969. A review of the literature on the upstream migration of adult salmonids. - *J. Fish Biol.* 1: 85-136.
- Baxter, G. 1961. River utilization and the preservation of migratory fish life. - *Proc. Instn. civ. Engrs.* 18: 225-244.
- Beach, M.H. 1984. Fish pass design - criteria for the design and approval of fish passes and other structures to facilitate the passage of migratory fish in rivers. - *Fish. Res. Tech. Rep., MAFF Direct. Fish. Res. Lowestoft* 78: 1-46.
- Becker, C.D. 1973. Columbia river thermal effects study: reactor effluent problems. - *Journal of the Water Pollution Control Federation* 45: 850-869.
- Beiningen, K.T. & Ebel, W.J. 1970. Effect of John Day Dam on dissolved nitrogen concentrations and Salmon in the Columbia River, 1968. - *Trans. Am. Fish. Soc.* 99: 664-671.
- Bentley, W.W. & Raymond, H. 1976. Delayed migration of yearling chinook salmon since completion of lower monumental and Little goose dams on the Snake river. - *Comparative Biochemistry And Physiology* 49(A): 311-321.
- Bert, P. 1873. Influence des hautes pressions sur les poissons. - *Comptes Rendus des Seances de la Societe de Biologie de Paris* 5: 160-161.

- Beyer, D.L., D'Aoust, B.G. & Smith, L. 1976. Responses of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) to supersaturation at one atmosphere. - S. 47-50 i Fickeisen, D.H. & Schneider, M.J., red. Gas Bubble Disease.
- Blahm, T.H. 1974. Review of gas supersaturation research done by National Marine Fisheries Service at Prescott Field Facility 1969-1974. - Prescott Field Facility.
- Blahm, T.H., McConnell, R.J. & Snyder, G.R. 1976. Gas supersaturated research. National Marine Fisheries Service Prescott Facility. - S. 11-19. i Fickeisen, D.H. & Schneider, M.J., red. Gas Bubble Disease
- Bouck, G.R. 1980. Etiology of Gas Bubble Disease. - Trans. Am. Fish. Soc. 109: 703-707.
- Bouck, G.R., Nebeker, A.V. & Stevens, D.G. 1976b. Mortality, saltwater adaptation and reproduction of fish during gas supersaturation. - Ecological Research Series, Report Epa 600/3 76 050. 55 s.
- Bouck, G.R., Chapman, G.A., Schneider, P.W.J. & Stevens, D.G. 1970. Observations on gas bubble disease in adult Columbia river Sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). - Pacific Northwest Water Laboratory. 11 s.
- Bouck, G.R., Chapman, G.A., Schneider, P.W.J. & Stevens, D.G. 1976a. Observations on gas bubble disease among wild adult Columbia river fishes. - Trans. Am. Fish. Soc. 105: 114-115.
- Brayshaw, J.D. 1967. The effects of river discharge on inland fisheries. - S. 102-118 i Isaac, P.G., red. River management. London, MacLaren.
- Carlsson, U., Lundqvist, H., Eriksson, T. & Nilsson, J. 1996. Lekvandring hos vindelälvs lax i umeälvens nedre del: Redovisning av telemetriförsöken 1995. - PM 1996-01-18: 1-10, Utredningskontoret, Härnösand.
- Chamberlain, G.W., Neill, W.H., Romanowsky, P.A. & Strawn, K. 1980. Vertical responses of Atlantic croaker to gas supersaturation and temperature change. - Trans. Am. Fish. Soc. 109: 737-750.
- Clarke, D., Purvis, W.K. & Mee, D. 1991. Use of telemetric tracking to examine environmental influence on catch effort indices. A case study of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the River Tywi, South Wales. - S. 33-48 i Cowx, I.G., red. Catch effort sampling strategies: their application in freshwater fisheries management. London, Blackwell.
- Clay, A., Barker, A., Testaverde, S., Marcello, R. & McLeod, G.C. 1976. Observations on the effects of gas embolism in captured adult Menhaden. - I Fickeisen, D.H. & Schneider, M.J., red. Gas Bubble Disease. s. 81-84.
- Coutant, C.C. 1970. Exploratory studies of the interactions of gas supersaturation and temperature on mortality of juvenile salmonids. 23 s.
- Coutant, C.C. & Genoway, R.G. 1968. Final Report on an exploratory study of interaction of increased temperature and nitrogen supersaturation of adult salmonids. - For the U.S. Bureau of Commercial Fisheries, Seattle, Washington November 28. 28 s.
- Coutant, C.C., McLean, R.B. & DeAngelis, D.L. 1979. Influences of physical and chemical alterations on predator-prey interactions. Predator-Prey Systems. - S. 56-68 i Clepper, H., red. Fisheries Management.
- Cramer, S.P. & McIntyre, J.D. 1975. Heritable resistance to gas bubble disease in chinook salmon. - United States National Fisheries Service Fishery Bulletin 73: 934-938.
- Dannevig, A. & Dannevig, G. 1950. Factors affecting the survival of fish larvae. - Journal du Conseil Vol.15.
- Dawley, E.M. & Ebel, W.J. 1975. Effects of various concentrations of dissolved atmospheric gas on juvenile chinook salmon and steelhead trout. - Fishery Bulletin 73: 777-796.
- Dawley, E., Monk, B., Schiewe, M., Ossiand, F. & Ebel, W. 1976. Salmonid bioassay of supersaturated dissolved air in water. - Environmental Protection Agency, Ecological Research Series, Epa 600/3 76 056. 39 s.
- Dell, M.B., Erho, M.W. & Leman, B.D. 1975. Occurrence of gas bubble disease symptoms on fish in Mid-Columbia river reservoirs. September 1973. 48 s.
- DeMont, D.J. & Miller, R.W. 1971. First reported incidence of gas-bubble disease in the heated effluent of a steam generating station. - Proceedings of the Twenty Fifth Annual Conference, Southeastern Association of Game and Fish Commissions October 1971. s. 392-399.
- Dunkley, D.A. & Shearer, W.M. 1982. An assessment of the performance of a resistivity fish counter. - J. Fish Biol. 20: 717-737.
- Ebel, W.J. 1971. Dissolved nitrogen concentrations in the Columbia and Snake rivers in 1979 and their effect on chinook salmon and steelhead trout. - National Oceanic And Atmospheric Administration, Technical Report Nmfs Ssrp 646. 7 s.
- Ebel, W.J. 1973. Relations between fish behavior, bioassay information and dissolved gas concentrations on survival of juvenile salmon and steelhead Trout in Snake river. 12 s.
- Ebel, W.J. & Raymond, H.L. 1976. Effect of atmospheric gas supersaturation on salmon and steelhead trout of the Snake and Columbia rivers. - Marine Fisheries Review 38: 1-14.
- Ebel, W.J., Becker, C.D., Mullan, J.W. & Raymond, H.L. 1964. The Columbia River - toward a holistic understanding. - Proceedings Of The International Large River Symposium. s. 205-219.
- Fickeisen, D.H. & Montgomery, J.C. 1978. Tolerances of fishes to dissolved gas supersaturation in deep tank bioassays. - Trans. Am. Fish. Soc. 107: 376-381.
- Gorham, F.P. 1901. The gas bubble disease of fish and its cause. - Bulletin of the U.S. Fish Commission, Woods Hole, Massachusetts 19: 33-37.
- Gowans, A.R.D., Armstrong, J.D. & Priede, I.G. 1996. Ascent of adult Atlantic salmon through a pool and orifice fish ladder in Scotland. - International conference on fish migration and fish bypass-channels 24th to 26th September, 1996, Vienna, Austria, poster presentation. s. 66.
- Grande, R., Wendelbo, O., Hovland, K., Sættem, L.M. & Saltveit, S.J. 1989. Fysiske tiltak for bedring av fiskeoppgang i Lærdalselva. - Rapport fra arbeidsgruppe oppnevnt av Direktoratet for naturforvaltning. 69 s.

- Harden Jones, F.R. 1968. Fish Migration. - Edward Arnold Ltd, London. 325 s.
- Harvey, H.H. 1964. Dissolved nitrogen as a tracer of fish movements. - Verh. Int. Ver. Theo. Angew. Limnol. 15: 947-951.
- Harvey, H.H. 1975. Gas disease in fishes - A review. - Chemistry and Physics of Aqueous Gas Solutions, The Electrochemical Society in Princeton, New Jersey 1975. s. 450-485.
- Harvey, H.H. & Cooper, A.C. 1962. Origin and treatment of a supersaturated river water. - Progress Report No. 9, 1962. 19 s.
- Hasler, A.D. 1966. Underwater Guideposts; Homing of Salmon. - University of Wisconsin Press, Madison, WI. 150 s.
- Hawkins, A.D. & Smith, G.W. 1986. Radio-tracking observations on Atlantic salmon ascending the Aberdeenshire Dee. - Scott. Fish. Res. Rep. 36: 1-24.
- Hayes, F.R. 1953. Artificial freshets and other factors controlling the ascent and population of Atlantic salmon in the LaHave River, Nova Scotia. - Bulletin of the Biological Board of Canada 99: 1-47.
- Heggberget, T.G. 1984. Effect of supersaturated water on fish in the River Nidelva, southern Norway. - J. Fish. Biol. 24:65-74.
- Heggberget, T.G. 1989. The population structure and migration system of Atlantic salmon *Salmo salar*, in the River Alta, North Norway. A summary of the studies 1981-86. - Salmon migration and distribution symposium (2:1987: Proceedings of the salmonid migration and distribution). University of Washington, Seattle. s. 124-139.
- Heggberget, T.G. & Økland, F. 1992. Telemetri i fiskeundersøkelser - Muligheter og begrensninger. - NINA Oppdragsmelding 128: 1-15.
- Heggberget, T.G., Hansen, L.P. & Næsje, T.F. 1988. Within-river spawning migration of Atlantic salmon (*Salmo salar*). - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 1691-1698.
- Heggberget, T.G., Økland, F. & Ugedal, O. 1995. Pre-spawning migratory behaviour of wild and farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a North Norwegian river. - Aquaculture Research 27: 313-322.
- Heggberget, T.G., Lund, R.A., Ryman, N. & Ståhl, G. 1986. Growth and genetic variation of Atlantic salmon (*Salmo salar*) from different sections of the River Alta, North Norway. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 1828-1835.
- Hellawell, J.M., Leatham, H. & Williams, G.I. 1974. The upstream migratory behaviour of salmonids in the River Frome, Dorset. - J. Fish Biol. 6: 729-744.
- Hoffert, J.R., Fairbanks, M.B. & Fromm, P.O. 1971. Ocular oxygen concentrations accompanying severe chronic ophthalmic pathology in the Lake Trout (*Salvelinus namaycush*). - Comp. Bioch. and Physiol. 39(A): 137-145.
- Hovey, S.J., King, D.P.F., Thompson, D. & Scott, A. 1989. Mitochondrial DNA and allozyme analysis of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in England and Wales. - J. Fish Biol. 35 (Suppl. A): 253-260.
- Huntsman, A.G. 1948. Freshets and fish. - Trans. Am. Fish. Soc. 75: 257-266.
- Jacobsen, T. 1995. Bakteriologiske undersøkelser i Nidelva sommeren 1994. Analyse av Klebsiella, fekale streptokokker og termotolerante koliforme bakterier i avløpsvannet fra tremassebedrift og i elvevann. - NIVA-rapport 3232: 1-20.
- Jensen, A.J., Heggberget, T.G. & Johnsen, B.O. 1986. Upstream migration of adult Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in the River Vefsna, northern Norway. - J. Fish Biol. 29: 459-465.
- Jensen, J.O.T. 1988. Combined effects of gas supersaturation and dissolved oxygen levels on steelhead trout (*Salmo gairdneri*) eggs, larvae, and fry. - Aquaculture. 68:131-139.
- Jensen, J.O.T., Schnute, J. & Alderdice, D.F. 1986. Assessing juvenile salmonid response to gas supersaturation using a general multivariate dose-response model. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 1694-1709.
- Johnsen, B.O., Økland, F., Lamberg, A., Thorstad, E.B. & Jensen, A.J. 1996. Undersøkelser av laksens vandringer i Sandsfjordsystemet og i Suldalslågen i 1995 ved hjelp av radiotelemetri. - NINA Oppdragsmelding 421: 1-44.
- Johnson, R.C. & Dawley, E.M. Final Report 1974. The effect of spillway flow deflectors at Bonneville dam on total gas supersaturation and survival of juvenile salmon. - Contract No Dacw 57 74 F 0122, Army Corps of Engineers.
- Jonsson, B. & Fleming, I.A. 1993. Enhancement of wild salmon populations. - S. 209-238 i Sundnes, G., red. Human impact on selfrecruiting populations. The Royal Norwegian Society of Sciences and Letters Foundation, Trondheim, Norway.
- Jonsson, B., Jonsson, N. & Hansen, L.P. 1990a. Does juvenile experience affect migration and spawning of adult Atlantic salmon? - Behav. Ecol. Sociobiol. 26: 225-230.
- Jonsson, N. 1991. Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. - Nordic J. Freshw. Res. 66: 20-35.
- Jonsson, N., Jonsson, B. & Hansen, L.P. 1990b. Partial segregation in the timing of migration of Atlantic salmon of different ages. - Anim. Behav. 40: 313-321.
- Knittel, M.D., Chapman, G.A. & Garton, R.R. 1980. Effects of hydrostatic pressure on steelhead survival in air-supersaturated water. - Trans. Am. Fish. Soc. 109: 755-759.
- Krise, W.F. 1993. Effects of one-year exposures to gas supersaturation on lake trout. - Prog. Fish. Cult. 55: 169-176.
- Krise, W.F. & Herman, R.L. 1989. Tolerance of lake trout, *Salvelinus namaycush* (Walbaum), sac fry to dissolved gas supersaturation. - J. Fish. Dis. 12: 269-273.
- Krise, W.F. & Herman, R.L. 1991. Resistance of under-yearling and yearling Atlantic salmon and lake trout to supersaturation with air. - J. Aquat. Anim. Health 3: 248-253.

- Krise, W.F. & Meade, J.W. 1988. Effects of low-level gas supersaturation on lake trout (*Salvelinus namaycush*). - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 666-674.
- Krise, W.F. & Smith, R.A. 1990. Tolerance of juvenile lake trout exposed to gas supersaturation. - Prog. Fish. Cult. 53: 17-20.
- Krise, W.F. & Smith, R.A. 1993. Eye abnormalities of lake trout exposed to gas supersaturation. - Prog. Fish. Cult. 55: 177-179.
- Krise, W.F., Meade, J.W. & Smith, R.A. 1990. Effect of feeding rate and gas supersaturation on survival and growth of lake trout. - Prog. Fish. Cult. 52: 45-50.
- Kristinsson, B. & Alexandersdóttir, M. 1978. Design and calibration of a salmon counter. - J. Agr. Res. Icel. 10: 57-66.
- Kraabøl, M. & Arnekleiv, J.V. 1992. Gytevandring hos Hunderørret. - Nordisk seminar om forvaltning av storørret. DN-Rapp. 1992-4: 74-87.
- Landner, L., Lindeström, L. & Lindén, O. 1977. Effekter av skogsindustriens avlopsutslipp i recipienterna. Samanstillning av nuværende kunnskap. - Nordmiljø 80, rapport 28:8.
- Laughton, R. 1989. The movements of adult salmon within the River Spey. - Scott. Fish. Res. Rep. 41: 1-19.
- Lawson, J.D., Sambrook, H.T., Solomon, D.J. & Weilding, G. 1991. The Roadford scheme: minimizing environmental impact on affected catchments. - Water and Environmental Management 5: 671-681.
- Lorz, H.W. & Northcote, T.G. 1965. Factors affecting stream location, and timing and intensity of entry by spawning kokanee (*Oncorhynchus nerka*) into an inlet of Nicola Lake, British Columbia. - J. Fish. Res. Bd. Can. 22: 665-687.
- Lund, M. & Heggberget, T.G. 1985. Avoidance response of two-year-old rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson, to air-supersaturated water: Hydrostatic compensation. - J. Fish. Biol. 26: 193-200.
- MacDonald, J.R. & Hyatt, R.A. 1973. Supersaturation of nitrogen in water during passage through hydroelectric turbines at Mactaquac dam. - J. Fish. Res. Board. Can. 30: 1392-1394.
- Marsh, M.C. & Gorham, F.P. 1905. The Gas Disease in Fishes. - Report of the Commissioner of Fisheries from 1904. s. 343-376.
- Matzow, D. 1995. Rygene kraftverk i Nidelva, Aust-Agder. Vurdering av gassovermetning, minstevannføring og fisketrapp. - Fylkesmannen i Aust-Agder, Notat nr. 1-1995. 16 s.
- McKinnell, S., Lundqvist, H. & Johansson, H. 1994. Biological characteristics of the upstream migration of naturally and hatchery-reared Baltic salmon, *Salmo salar* L. - Aquacult. Fish. Manage. 25 (Suppl. 2): 45-63.
- Meekin, T.K. 1970. Levels of Nitrogen Supersaturation at Chief Joseph Dam under Various Spill Conditions, Phase I. April 1970. 24 s.
- Meekin, T.K. & Allen, R.L. 1974. Summer chinook and Sockeye Salmon Mortality in the Upper Columbia River and Its Relation to Nitrogen Supersaturation. - Nitrogen Supersaturation Investigations in the Mid Columbia River, Washington Department of Fisheries Technical Report 12: 127-153.
- Meekin, T.K. & Turner, B.K. 1974. Tolerance of Salmonid Eggs, Juveniles and Squawfish to Supersaturated Nitrogen. - Nitrogen Supersaturation Investigations in the Mid Columbia River, Washington Department of Fisheries Technical Report 12: 1-75.
- Muniz, I.P., Leivestad, H. & Bjerknes, V. 1979. Fiskedød i Nidelva (Arendalsvassdraget) våren 1979. - SNSF-prosjektet, TN 48/79.
- Munro, W.R. & Balmain, K.H. 1956. Observations on the spawning runs of brown trout in the South Queich, Loch Leven. - Freshw. Salm. Fish. Res. 13: 1-17.
- Nebeker, A.V. 1976. Survival of Daphnia, Crayfish and Stoneflies in Air-Supersaturated Water. - J. Fish. Res. Board. Can. 33: 1208-1212.
- Nebeker, A.V. & Brett, J.R. 1976. Effects of Air-Supersaturated Water on Survival of Pacific and steelhead Smolts. - Trans. Am. Fish. Soc. 105: 338-342.
- Nebeker, A.V., Baker, F.D. & Weitz, S.L. 1981. Survival and adult emergence of aquatic insects in air-supersaturated water. - J. Freshwat. Ecol. 1: 243-250.
- Nebeker, A.V., Bouck, G.R. & Stevens, D.G. 1976. Carbon dioxide and oxygen-nitrogen ratios as factors affecting salmon survival in air-supersaturated water. - Trans. Am. Fish. Soc. 105: 425-429.
- Nebeker, A.V., Hauck, A.K. & Baker, F.D. 1979. Temperature and oxygen-nitrogen gas ratios affect fish survival in air-supersaturated water. - Water Research 13: 299-303.
- Nebeker, A.V., Stevens, D.G. & Baker, R.J. 1979. Survival of salmon smolts in sea water after exposure to air-supersaturated water. - Prog. Fish. Cult. 41: 30-32.
- Nebeker, A.V., Stevens, D.G. & Brett, J.R. 1976. Effects of gas supersaturated water on freshwater aquatic invertebrates. - S. 51-65 i Fickeisen, D.H. & Schneider, M.J., red. Gas Bubble Disease.
- Nebeker, A.V., Andros, J.D., McCrady, J.K. & Stevens, D.G. 1978. Survival of steelhead trout (*Salmo gairdneri*) eggs, embryos, and fry in air-supersaturated water. - J. Fish. Res. Board. Can. 35: 261-264.
- Newcomb, T.W. 1976. Changes in blood chemistry of juvenile steelhead, *Salmo Gairdneri*, following sublethal exposure to nitrogen supersaturation. - S. 96-100 i Fickeisen, D.H. & Schneider, M.J., red. Gas Bubble Disease.
- Pauley, G.B. & Nakatani, R.E. 1967. Histopathology of gas bubble disease in salmon fingerlings. - J. Fish. Res. Board. Can. 24: 867-870.
- Pettersen, S., Heggberget, T., Hustveit, H., Kristensen, K., Mellquist, P., Poppe, T. & Aalo, H. 1982. Gassovermetting fra Rygene kraftverk, Arendalsvassdraget 9.-12 juni 1981. - Rapp. fra komiteén for undersøkelser av gassovermetting. 47 s.
- Potter, E.C.E. 1988. Movements of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in an estuary in South-west England. - J. Fish Biol. 33 (Suppl. A): 153-159.
- Power, J.H. & McCleave, J.D. 1980. Riverine movements of hatchery-reared Atlantic salmon (*Salmo salar*) upon return as adults. - Env. Biol. Fish. 5: 3-13.

- Pyefinch, K.A. & Mills, D.H. 1963. Observations on the movements of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the River Conon and the River Meig, Ross-shire. I. - Freshw. Salm. Fish. Res. 31: 1-24.
- Raymond, H.L. 1974. Snake River runs of Salmon and steelhead trout: Trends in abundance of adult and downstream survival of juveniles. - Processed Report, November 1974. 13 s.
- Raymond, H.L. 1970. A Summary of the 1969 and 1970 outmigration of juvenile chinook salmon and steelhead trout from the Snake River. 19 s.
- Raymond, H.L. 1979. Effects of dams and impoundments on migrations of juvenile chinook salmon and steelhead from the Snake river, 1966 to 1975. - Trans. Am. Fish. Soc. 108: 505-529.
- Renfro, W.C. 1963. Gas-bubble mortality of fishes in Galveston Bay, Texas. - Trans. Am. Fish. Soc. 92: 320-322.
- Rucker, R.R. 1976. Gas Bubble Disease of Salmonids: Variation in oxygen nitrogen ratio with constant total gas pressure. - S. 85-88 i Fickeisen, D.H. & Schneider, M.J., red. Gas Bubble Disease.
- Rucker, R.R. & Hodgeboom, K. 1953. Observations on gas bubble disease of fish. - Prog. Fish. Cult. 15: 24-26.
- Rucker, R.R. & Kangas, P.M. 1974. Effect of nitrogen supersaturated water on coho and chinook salmon. - Prog. Fish. Cult. 36: 152-156.
- Saunders, J.W. 1960. The effect of impoundment on the population and movement of Atlantic salmon in the Ellerslie Brook, Prince Edward Island. - J. Fish. Res. Bd. Can. 17: 453-473.
- Schiewe, M.H. 1974. Influence of dissolved atmospheric gas on swimming performance of juvenile chinook salmon. - Trans. Am. Fish. Soc. 103: 717-721.
- Schiewe, M.H. & Weber, D.D. 1976. Effect of gas bubble disease on lateral line function in juvenile steelhead trout. - S. 89-92 i Fickeisen, D.H. & Schneider, M.J., red. Gas Bubble Disease.
- Schnute, J. & Jensen, J.O.T. 1986. General multivariate dose - response model. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 1684-1693.
- Shelford, V.E. & Allee, W.C. 1913. The Reactions of fishes to gradients of dissolved atmospheric gases. - Journal of Experimental Zoology 14: 207-266.
- Shirahata, S. 1966. Experiments of nitrogen gas disease with rainbow trout fry (på japansk). - Bulletin of the Freshwater Fisheries Laboratory 15: 197-211.
- Simonsen, J.H. 1993. Fisketrapp og fiskesluse i Rygenfossen. - Rapport. 19 s.
- Simonsen, J.H. 1995. Nidelva. Fiskebiologiske undersøkelser 1993-1994 og 1989-1990. - Rapport. 60 s.
- Smith, G.W., Smith, I.P. & Armstrong, S.M. 1994. The relationship between river flow and entry to the Aberdeenshire Dee by returning adult Atlantic salmon. - J. Fish Biol. 45: 953-960.
- Stabell, O.B. 1984. Homing and olfaction in salmonids: a critical review with special reference to the Atlantic salmon. - Biol. Rev. 59: 333-388.
- Stevens, D.G., Nebeker, A.V. & Baker, R.J. 1980. Avoidance responses of salmon and trout to air-supersaturated water. - Trans. Am. Fish. Soc. 109: 751-754.
- Stroud, R.K., Bouck, G.R. & Nebeker, A.V. 1975. Pathology of acute and chronic exposure of salmonid fishes to supersaturated water. - Chemistry and Physics of Aqueous Gas Solutions. s. 435-449.
- Supplee, V.C. & Lightner, D.V. 1976. Gas-bubble disease due to oxygen supersaturation in raceway-reared california brown shrimp. - Prog. Fish. Cult. 38: 158-159.
- Swain, A. & Champion, A.S. 1968. Upstream movements of migratory salmonids in relation to river flows on the River Axe, Devon. - I.C.E.S. Anadromous and Catadromous Fish Committee. CM 1868/M 9: 1-7.
- Sættem, L.M. 1984. Tilslammingen av Nidelva og Rore på grunn av kanaliseringsarbeider ved utvidelse av Evenstad kraftstasjon 1983. Rapport nr. 1 Fysiske, kjemiske og bakteriologiske forhold i perioden 10. juli til 5. desember. - Fylkesmannen i Aust-Agder, rapp. nr. 1-1984. 71 s.
- Sættem, L.M. & Boman, E. 1985. Tilslammingen av Nidelva og Rore på grunn av kanaliseringsarbeider ved utvidelse av Evenstad kraftstasjon 1983. Rapport nr. 3 Fiskeribiologiske studier i nedre del av Nidelvassdraget i tidsrommet 18. august 1983 til 11.mai 1984. Oppfølgende undersøkelser av fysiske, kjemiske og bakteriologiske forhold. - Fylkesmannen i Aust-Agder, rapp. nr. 3-1985. 74 s.
- Thorstad, E.B. & Heggberget, T.G. 1997. Oppvandring hos radiomerket laks og sjøørret i Mandalsvassdraget i forhold til minstevannføring, lokkeflommer, terskler og kalking. - NINA Oppdragsmelding 470: 1-41.
- Thorstad, E.B., Heggberget, T.G. & Økland, F. 1996. Gytvandring og gyteatferd hos villaks og rømt oppdrettslaks (*Salmo salar*) i Namsen og Altaelva. - NINA Fagrapport 17: 1-35.
- van den Berghe, E.P. & Gross, M.R. 1989. Natural selection resulting from female breeding competition in a Pacific salmon (coho: *Oncorhynchus kisutch*). - Evolution 43: 125-140.
- Webb, J. 1989. The movements of adult Atlantic salmon in the River Tay. - Scott. Fish. Res. Rep. 44: 1-32.
- Webb, J. 1990. The behaviour of adult Atlantic salmon ascending the Rivers Tay and Tummel to Pitlochry dam. - Scott. Fish. Res. Rep. 48: 1-27.
- Webb, J.H. & Hawkins, A.D. 1989. The movements and spawning behaviour of adult salmon in the Girnock Burn, a tributary of the Aberdeenshire Dee, 1986. - Scott. Fish. Res. Rep. 40: 1-42.
- Weber, D.D. & Schiewe, M.H. 1976. Morphology and function of the lateral line of juvenile steelhead trout in relation to gas bubble disease. - J. Fish Biol. 9: 217-233.
- Weitkamp, D.E. 1976. Dissolved gas supersaturation: live cage bioassays of Rock Island dam, Washington. - S. 24-36 i Fickeisen, D.H. & Schneider, M.J., red. Gas Bubble Disease.

- Weitkamp, D.E. & Katz, M.A. 1980. A review of dissolved gas supersaturation literature. - Trans. Am. Fish. Soc. 109: 659-702.
- Westgard, R.L. 1963. Physical and Biological Aspects of gas-bubble disease in impounded adult chinook salmon at Mc. Nary spawning channel. - Trans. Am. Fish. Soc. 93: 306-309.
- Whatt, E.J. & Beiningen, K.T. 1970. Nitrogen gas bubble disease related to hatchery water supply from the Forebay of a high-head regulating dam. - Fish Commission Of Oregon Research Report 3: 3-12.
- Wood, J.W. 1974. Gas bubble disease. Diseases of pacific salmon, their prevention and treatment. - State of Washington Department of Fisheries, Hatchery Division, Second Edition November. s. 53-54.
- Woodbury, L.A. 1941. A sudden mortality of fishes accompanying a supersaturation of oxygen on Lake Waubesa, Wisconsin. - Trans. Am. Fish. Soc. 71: 112-117.
- Økland, F., Heggberget, T.G. & Jonsson, B. 1995. Migratory behaviour of wild and farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) during spawning. - J. Fish Biol. 46: 1-7.
- Økland, F., Moen, K., Niemelä, E. & McKinley, R.S. 1996. Behaviour of multi-sea winter Atlantic salmon (*Salmo salar*) during return migration in the River Tana, North Norway. - Manuskript.

Vedlegg

Oppsummering av luftovermetningsforsøk utført på laksefisk. Tabellen er en avskrift fra Weitkamp & Katz (1980). O₂ = oksygen, N₂ = nitrogen, TLT = total lufttrykk, LE50 = letal eksponering til 50 % død.

Art	Overmetning	Effekt observert	Dybde (m)	Referanse
Regnbueørret yngel	ikke målt	Dødelighet - dager til uker Luftblærer på finner og hode. Emphysem på hud Fri luft i hjertet. Emboli i gjelle filamentene	0-1,2	Marsh & Gorham 1905
Regnbueørret 12-15 cm	200-300 % O ₂ 520-580 % O ₂	Ingen dødelighet etter 14 dager Ingen dødelighet 24 timer eksponering	Akvarium	Wiebe & McGavock 1932
Brook trout fry	>112 % TLT	Stor skade tilskrevet luftblæresyndrom	Oppdrettskar	Embody 1934
Regnbueørret yngel Cutthroat yngel	115 % N ₂	Høy dødelighet Typisk luftblæresymptomer	Oppdrettskar	Rucker & Hodgeboom 1953
Sockeye laks pl.sekk	108-120 % TLT	Luftakkumulering i pl.sekk, 20 % død	Oppdrettskar	Harvey & Cooper 1962
Sockeye laks pl.sekk	106-108 % TLT	Svake tegn til skade, 2 % død		
Sockeye laks yngel	108-120 % TLT	Moderate skadesymptomer		
Regnbueø. startfora	<130 % N ₂ 153-166 % N ₂	Ingen effekt 50 % død	12 cm dype oppdrettskar	Shirahata 1966
2,4-2,6 cm	<120 % N ₂ 148 % N ₂	Ingen effekt 50 % død innen 5 dager		
2,6-2,9 cm	<110 % N ₂ 121 % N ₂	Ingen effekt 50 % død		
Chinook laks voksne	118 % N ₂	ca 50 % død innen 10 dager	0,6	Coutant & Genoway 1968
Coho laks yngel	140 % TLT	100 % død etter 8-12 dager 5-70 % død etter 8-12 dager 3 % død etter 8-12 dager 18 % død etter 8-12 dager	0,5-1,5 2,0-3,0 2,5-3,5 0,0-6,0	Ebel 1969
	120 % TLT	10 % død etter 8-12 dager 3 % død etter 8-12 dager 0 % død etter 8-12 dager 6 % død etter 8-12 dager	0,5-1,5 2,0-3,0 2,5-3,5 0,0-6,0	
Chinook laks yngel	127-134 %	100 % død etter 7 dager 100 % død etter 7 dager 34-86 % død etter 7 dager 2-38 % død etter 7 dager 45-68 % død etter 7 dager	0-0,75 0,75-1,0 1,5-2,0 3,0-4,0 0-4,5	Ebel 1971
Coho, chinook og steelhead yngel	125-130 % N ₂	LE50 18 timer	0,2	Ebel et al. 1971
Chinook yngel	134 % N ₂ 152 % N ₂	5-10 % død etter 7.5 t 100 % død etter 5 t	0,6	Wyatt & Beiningen 1971

Vedlegg 1 forts.

Art	Overmetning	Effekt observert	Dybde (m)	Referanse	
Cutthroat ørret	119-136 % N2	60 % død, innen 59 dager	1,0	Blahm et al. 1973	
		40 % død innen 11 dager			
		40 % død innen 49 dager	1,0		
		27 % død innen 49 dager	2,5		
Steelhead	112-129 % N2	80 % død innen 55 dager	1,0		
		6 % død innen 55 dager	2,5		
Chinook laks	112-129 % N2	80 % død innen 55 dager	1,0		
		11 % død innen 55 dager	2,5		
Cutthroat ørret yngel	130 % N2 i 16	50 % død innen 72 t			
Regnbueørret yngel	t/dag og 100 %	50 % død innen 16-70 t			
Chinook laks yngel	N2 i 8 timer	50 % død innen 120 t			
Coho laks yngel		50 % død ikke nådd innen 192 t			
Cutthroat ørret yngel		50 % død innen 103,5 t			
Regnbueørret yngel	130 % N2 i 8	50 % død ikke nådd innen 192 t			
Chinook laks yngel	t/dag og 100 %	50 % død ikke nådd innen 192 t			
Coho laks yngel	N2 i 16 timer	50 % død ikke nådd innen 192 t			
Cutthroat ørret	131-139 % TLT	100 % død innen 3,8 dager	0,6	May 1973	
		125-131 % TLT			100 % død innen 6 dager
					50 % død innen 2,2 dager
	110-127 % TLT	50 % død innen 14 dager			
		113-122 % TLT	0 % død innen 12 dager		
		102-128 % TLT	0 % død innen 12 dager, tegn til GBS		
Mountain whitefish	131-139 % TLT	100 % død innen 1,5 dager			
		116-127 % TLT			50 % død innen 12 dager
	113-122 % TLT	40 % død innen 17 dager			
		107-128 % TLT			1 død fisk, GBS vanlig (75 %)
Cutthroat ørret	131-139 % TLT	50 % død innen 17 dager	3,0		
		55 % død innen 24 dager			
Mountain whitefish		50 % død innen 18 dager			
		67 % død innen 24 dager			
Chinook laks yngel	122 % TLT	32-100 % død innen 3-8 dager	0,2	Meekin & Turner 1974	
	114 % TLT	8-100 % død innen 6 dager			
	112 % TLT	8-75 % død innen 18-67 dager			
	106 % TLT	0-8 % død innen 18-67 dager			
Coho laks yngel	112 % TLT	60-100 % død innen 6-35 dager			
	106 % TLT	0-4 % død innen 28-36 dager			
Steelhead yngel	122 % TLT	100 % død innen 3 dager			
	112 % TLT	6-30 % død innen 6-30 dager			
	106 % TLT	ingen effekt			
Chinook laks yngel	123 % TLT	92-100 % død innen 3-7 dager	0,0-0,6		
		4-40 % død innen 14 dager	0,9-1,5		
		4-16 % død innen 14 dager	1,5-2,1		
		ingen effekt	2,4-3,0		
Chinook laks pl.sekk 50 d gammel	128 % TLT	83 % dødelighet	0,2	Rucker & Kangas 1974	
	124 % TLT	75 % dødelighet			
	120 % TLT	68 % dødelighet			
	116 % TLT	16 % dødelighet			
	112 % TLT	12 % dødelighet			

Vedlegg 1 forts.

Art	Overmetning	Effekt observert	Dybde (m)	Referanse		
Chinook laks yngel	125 % N2	LE50 13,6 dager	0,25	Dawley & Ebel 1975		
	120 % N2	LE50 26,9 dager				
	115 % N2	LE50 ikke nådd				
	110 % N2	som for kontroll				
Steelhead yngel	125 % N2	LE50 14,2 dager				
	120 % N2	LE50 33,3 dager				
	115 % N2	LE50 486 dager				
	110 % N2	som for kontroll				
Chinook og steelhead yngel	128 % N2	50 % død i 28 d test	2,4			
	125 % N2	24 % død i 28 d test				
	100-120 % N2	ubetydelig død				
Cutthroat ørret yngel	112-136 % N2	32-50 % dødelighet	1,0	Blahm et al. 1976		
		37-50 % dødelighet	2,5			
Steelhead yngel	112-129 % N2	70 % død	1,0			
		0 % død	2,5			
Chinook yngel	112-129 % N2	80 % død	1,0			
		11 % død	2,5			
Chinook laks adult	130 % TLT	8,5-10 t	<1,0	Bouck et al. 1976		
Regnbueørret parr	125 % TLT	27-35 t				
1+		31 t				
Sockeye laks parr		40 t				
Coho laks parr		12 t				
adult		19-21 t				
Chinook laks parr		18 t				
Regnbueørret parr	120 % TLT	51 t				
adult		79-92 t				
Coho laks adult		45-51 t				
Chinook laks adult		51 t				
Chinook laks 3-5 cm	120 % TLT	97 % død etter 60 dagers eksponering			0,25	Dawley et al. 1976
	115 % TLT	80 % død etter 60 dagers eksponering			2,5	
	110 % TLT	15 % død etter 60 dagers eksponering				
	105 % TLT	<5 % død etter 60 dagers eksponering				
	127 % TLT	80 % død etter 60 dagers eksponering	0,25			
	124 % TLT	65 % død etter 60 dagers eksponering				
	120 % TLT	<5 % død etter 60 dagers eksponering				
	115 % TLT	<5 % død etter 60 dagers eksponering				
	110 % TLT	<5 % død etter 60 dagers eksponering				
105 % TLT	<5 % død etter 60 dagers eksponering					
Steelhead 16,5-19,5 cm	120 % TLT	100 % død etter 7 dagers eksponering	0,25			
	115 % TLT	57 % død etter 7 dagers eksponering				
	110 % TLT	<5 % død etter 7 dagers eksponering	2,5			
	127 % TLT	25 % død etter 7 dagers eksponering				
	120 % TLT	5 % død etter 7 dagers eksponering				
	115 % TLT	<5 % død etter 7 dagers eksponering				

Vedlegg 1 forts.

Art	Overmetning	Effekt observert	Dybde (m)	Referanse
Chinook laks yngel	119-123 % TLT	53 % død etter 10 dagers eks.	0,1	Weitkamp 1976
		0 % død etter 10 dagers eks.	0-2	
		0 % død etter 10 dagers eks.	1-2	
	120-128 % TLT	88-100 % død etter 20 dagers eks.	0-1	
		17-61 % død etter 20 dagers eks.	0-2	
		3-7,5 % død etter 20 dagers eks.	0-3	
		0 % død etter 20 dagers eks.	0-4	
		1-30 % død etter 20 dagers eks.	1-2	
		1 % død etter 20 dagers eks.	2-3	
		12-70 % død etter 20 dagers eks.	16 t på 0-1 8 t på 3-4	
		4-39 % død etter 20 dagers eks.	12 t på 0-1 8 t på 3-4	
1-7 % død etter 20 dagers eks.	8 t på 0-1 8 t på 3-4			
Canada røye	101.9-111.0	ingen effekt på plommesekk	grunt	Krise & Mead 1988
Mountain whitefish	116-128	100 % død innen 4 dager	3,2	Fisceisen & Montgomery 1978
Cutthroat ørret		<90 % død innen 10 dager		
Largescale sucker		>80 % død innen 10 dager ved LTL>120		
Steelhead egg plommeseckyngel og yngel	102-111 TLT	0,4-10,8 % død fra egg til yngel	dype kar	Jensen 1988

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0845-8

494

**NINA
OPPDRAGS-
MELDING**

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

**NINA
Norsk institutt
for naturforskning**