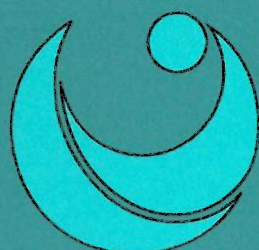


oppdragsmelding

Torbjørn Forseth
Ola Ugedal
John E. Brittain
Bror Jonsson
Oddvar Njåstad
Roger Næumann



NINA

NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING

Radioaktiv forurensning i ferskvann

Torbjørn Forseth
Ola Ugedal
John E. Brittain
Bror Jonsson
Oddvar Njåstad
Roger Næumann

NINAs publikasjoner

NINA utgir fem ulike faste publikasjoner:

NINA Forskningsrapport

Her publiseres resultater av NINAs eget forskningsarbeid, i den hensikt å spre forskningsresultater fra institusjonen til et større publikum. Forskningsrapporter utgis som et alternativ til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

NINA Utredning

Serien omfatter problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, litteraturstudier, sammenstilling av andres materiale og annet som ikke primært er et resultat av NINAs egen forskningsaktivitet.

NINA Oppdragsmelding

Det er det minimum av rapportering som NINA gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. Opplaget er begrenset.

NINA Temahefter

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

NINA Fakta-ark

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

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

Forseth, T., Ugedal, O., Brittain, J. E., Jonsson, B., Njåstad, O. & Næumann, R. 1993. Radioaktiv forurensning i ferskvann. -NINA Oppdragsmelding 242: 1-15.

Trondheim november 1993

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-0420-7

Forvaltningsområde:

Norsk: Radioøkologi

Engelsk: Radioecology

Rettighetshaver ©:

NINA Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Tor G. Heggberget

NINA, Trondheim

Design og layout:

Torbjørn Forseth

Sats: NINA

Kopiering: Norservice

Opplag: 150

Kontaktadresse:

NINA

Tungasletta 2

7005 Trondheim

Tel: 73 58 05 00

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 3320

Ansvarlig signatur:

Tor G. Heggberget

Oppdragsgiver: Direktoratet for naturforvaltning

Referat

Akkumulasjonsforløpet for radiocesium var forskjellig for ørret og røye fra Høysjøen. Disse forskjellene ble forklart med forskjeller i valg av oppholdssted og diett, radioaktivitet i byttedyra og størrelsen på næringsinntaket. Disse faktorene bestemte inntaket og ekskresjonen av radiocesium i fisk. Høyeste radioaktivitet var lavere i ørret fra Øvre Heimdalsvatn enn fra Høysjøen, til tross for større nedfall ved Heimdalsvatn. Dette skyldes at vannets oppholdstid i Øvre Heimdalsvatn er kortere under vårfloppen, og forskjeller i næringsinntak hos ørret fra de to innsjøene.

Individuell variasjon i radioaktivitet hos fisk var stor både i Høysjøen og Øvre Heimdalsvatn. Noe av denne variasjonen skyldes sammenhengen mellom radioaktivitet og fiskestørrelse. Det er sterkere sammenheng mellom radioaktivitet og fiskestørrelse hos røye enn hos ørret. Dette kan ha sammenheng med at røye, og i mindre grad ørret, endrer næringsvalg og oppholdssted med alder og størrelse. Det meste av variasjonen i radioaktivitet hos fisk må imidlertid forklares med variasjoner i valg av bytte og habitat, uavhengig av fiskestørrelse.

Dybdefordelingen av radiocesium i innsjøens bunnsediment har endret seg lite i løpet av studietiden. I begge innsjøene er det meste av radioaktiviteten i de øvre lag av sedimentet. Et unntak er fordelingen av radioaktivitet på grunt vann ved hovedinnløpet av Høysjøen. Der er radioaktiviteten mere jevnt fordelt nedover i sedimentet. Dette tyder på at innsjøen fortsatt mottar radiocesium fra nedslagsfeltet.

Laboratoriestudier på ørret viste at ekskresjonen av radiocesium er sterkt temperaturavhengig og svakt størrelsesavhengig. Ekskresjonshastigheten viste en god sammenheng med metabolismehastigheten. Absorpsjonen av radiocesium hos ørret var forskjellig fra forskjellige typer byttedyr. Blant de næringsdyrgruppene som ble testet var absorpsjonen høyest hos dyreplankton og lavest hos døgnfluelarver.

Akkumulasjonsforsøkene med ulike ferskvannsinvertebrater viste store forskjeller både i akkumulasjonsrate og metningsnivå, men alle tok generelt raskt opp radiocesium fra vann. Ekskresjonen var også rask, med biologiske halveringstider på mellom 5 og 20 dager.

Den framtidige utvikling av radioaktivitet i fisk i Høysjøen og Øvre Heimdalsvatn er usikker. Økologiske halveringstider ble estimert til ca 600-1000 dager. Utvikling de siste årene, spesielt hos ørret, peker mot en betydelig lengre oppholdstid for radiocesium i systemet. Dette har sansynligvis sin årsak i at innsjøene fortsatt tilføres nytt radioaktivt materiale fra omliggende områder, og at radiocesium i sedimentene er tilgjengelig for dyra som lever der.

Abstract

A significant difference was observed between brown trout and Arctic charr in the accumulation of radiocesium in lake Høysjøen. Habitat and diet segregation, differences in radioactivity in the prey animals and higher food consumption by brown trout than Arctic charr, could explain the differences in accumulated radiocesium. These factors determined the intake and excretion of radiocesium in fish. Although lake Øvre Heimdalsvatn had a higher radiocesium deposition, the maximum radioactivity in brown trout from lake Øvre Heimdalsvatn was lower than from lake Høysjøen. This was due to a shorter water retention time during the most critical period in spring 1986, and probably lower food consumption by brown trout from lake Øvre Heimdalsvatn.

Large individual variation in fish radioactivity was recorded in both lakes. Some of this variation could be explained by the relation between radioactivity and body size. This relation was positive for both species but weaker for brown trout. Arctic charr in lake Høysjøen perform an ontogenetic niche shift, whereas age groups of brown trout are more uniform in diet and habitat. Most of the individual variation in radioactivity must, however, be attributed to size independent individual variations in diet and habitat.

Radiocesium was found in the upper surface layer of the sediments in both lakes throughout the study period. On one sampling site only, at shallow waters near the inlet of lake Høysjøen, radioactivity in the deeper layers of the sediment was observed. This indicates a continuous input of radiocesium from the drainage area.

Laboratory experiments with brown trout revealed a strong temperature and a weak size dependency on radiocesium excretion. The elimination rate showed a good correlation with metabolic rate. Radiocesium absorption differed among food items, with brown trout exhibiting highest absorption from zooplankton and lowest from Ephemeroptera larvae.

Both accumulation rate and saturation level differed among invertebrates in experiments on radiocesium accumulation from water. The accumulation rate was, however, high in all the tested animals. The excretion rate was also high, with biological half-lives ranging from 5 to 20 days.

Predictions of future developments in radioactivity in fish from lake Høysjøen and lake Øvre Heimdalsvatn are uncertain. The observations during the last few years, especially for brown trout, point towards a significantly longer retention for radiocesium in these lakes than earlier predictions. Both lakes continue to receive radioactivity from the drainage area, and radiocesium in the sediment is available to the animals that live there.

Forord

I denne oppdragsmeldingen presenteres resultatene av de radioøkologiske undersøkelsene i Høysjøen fra nedfallet kom i 1986 og fram til 1993. Resultatene sammenlignes med lignende undersøkelser i Øvre Heimdalsvatn. I tillegg presenteres resultater fra laboratoriestudier av opptak og ekskresjon av radiocesium hos fisk og ferskvannsinvertebrater. En del av dette materialet er publisert eller er under publisering i internasjonale tidsskrifter. Denne oppdragsmeldingen er derfor en sammenstilling av det radioøkologiske arbeidet innen akvatiske systemer som er foretatt siden 1986 i regi av og med finansiering fra Direktoratet for Naturforvaltning og Norsk Institutt for Naturforskning. De eksperimentelle studiene ble i hovedsak finansiert av Norges Landbruksvitenskaplige Forskningsråd, Nordisk Kjernesikkerhetsråd, og EF's stålevern-program. Prosjektets radiokjemiske kompetanse ble ivaretatt ved et samarbeide med Isotoplaboratoriet, Institutt for Uorganisk kjemi, Norges Tekniske Høgskole. Bror Jonsson har vært prosjektleder i hele perioden. Undersøkelsene i Øvre Heimdalsvatn utføres av LFI, Universitetet i Oslo i samarbeid med Isotopseksjonen, NLH, og er hovedsaklig finansiert av Norges Forskningsråd, avdeling NLVF. John E. Brittain er prosjektleder for undersøkelsene i Øvre Heimdalsvatn. Vi takker med dette alle som har bidratt i det faglige samarbeidet og med gjennomføring av de to prosjektene.

Innhold

Referat	3
Abstract	3
Forord	4
1 Innledning	5
2 Områdebeskrivelse	5
3 Materiale og metoder	6
3.1 Feltstudier	6
3.2 Laboratoriestudier	6
4 Resultater og diskusjon	7
4.1 Fordeling av radiocesium i økosystemet	7
4.2 Radioaktivitet i sedimenter	8
4.3 Radioaktivitet i fisk	9
4.4 Individuell variasjon i radioaktivitet hos fisk	10
4.5 Absorpsjon og ekskresjon av radiocesium hos fisk ...	12
4.6 Akkumulasjon og retensjon hos invertebrater	12
4.7 Høysjøen og Øvre Heimdalsvatn	14
5 Konklusjoner	14
6 Litteratur	15

1 Innledning

Etter at det radioaktive nedfallet nådde midt-Norge 28. april 1986 steg verdiene for radioaktivt cesium i ørret og røye i Høysjøen raskt (Forseth *et al.* 1991). Radioaktiviteten økte raskest i ørret som nådde en topp ca. 80 dager etter nedfallet. Maksimumverdiene hos røye var lavere og kom senere, ca 150 dager etter nedfallet. Etter 1986 og fram til 1989 var utviklingen for de to artene tilnærmet parallell, med en tendens til at de nærmet seg hverandre. Den individuelle variasjonen i radioaktiviteten til de to fiskeartene var stor på alle innsamlingstidpunktene.

På bakgrunn av disse observasjonene fikk prosjektet følgende målsettinger: (1) å forklare forskjellen i radioaktivitet mellom de to artene, (2) å finne årsaker til den store individuelle variasjonen, (3) å overvåke den videre utviklingen i radioaktivitet hos ørret og røye for å kunne gi prognoser for nedgangen i radioaktivitet hos fiskene i denne innsjøen og lignende innsjøsystemer, (4) å studere hvordan radioaktivt cesium fordelte seg i innsjø-økosystemet, mellom levende organismer, sedimenter og vann, og (5) å kvantifisere omsetningshastigheten for radioaktivt cesium i fisk og byttedyr. For å kunne nå disse fem målene var det nødvendig med innsats både i form av videre innsamling av materiale i felt (fisk, byttedyr, miljøprøver, sedimenter) for måling av radioaktivitet, generelle økologiske studier av diett og habitat hos fisk, *in situ* estimater av radiocesium inntak og ekskresjon hos fisk, og laboratoriestudier av omsetningshastighet for radiocesium hos fisk og byttedyr ved ulike temperaturer.

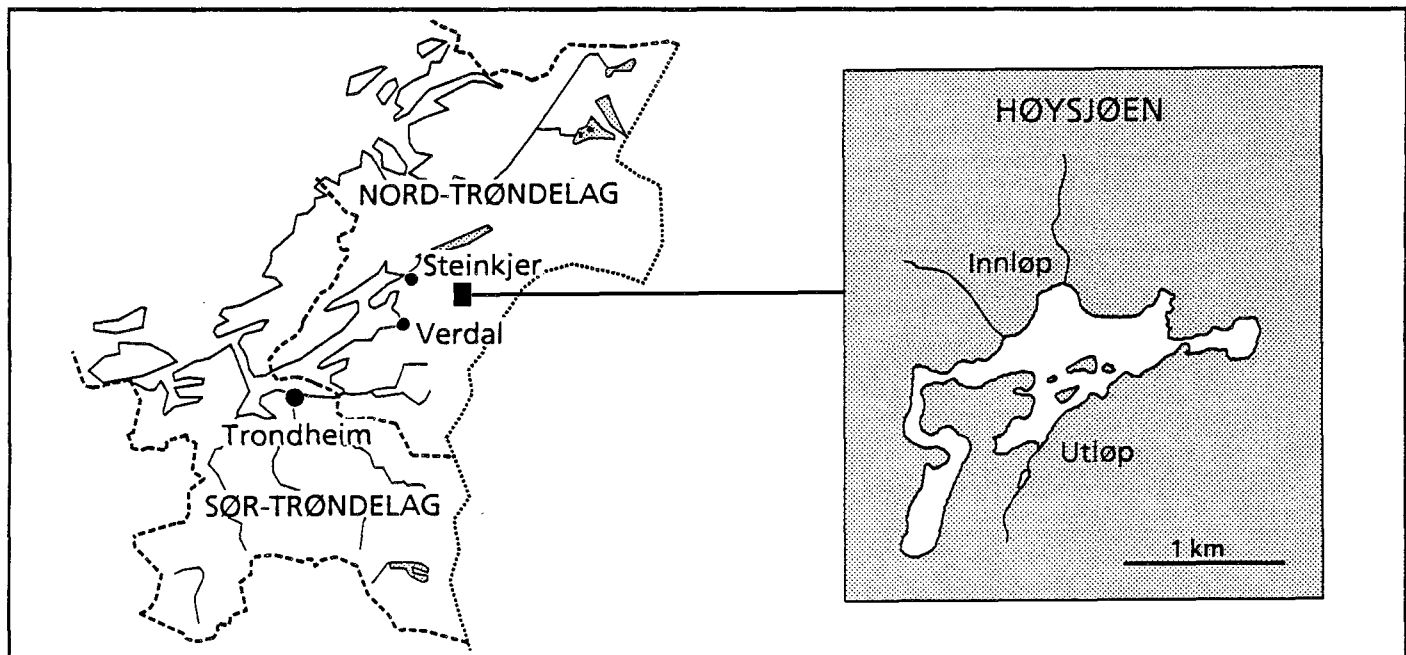
Det er godt kjent at radioaktiviteten varierer mye mellom innsjøer. I tillegg til forskjeller i nedfall kan denne variasjonen

kan ha sin årsak i innsjøspesifikke fysiske parametre og biologiske variable. Det er derfor naturlig å sammenligne fordeling og utvikling i radioaktivitet i de to mest sentrale innsjøene innen norsk forskning på akvatisk radioøkologi, Øvre Heimdalsvatn og Høysjøen.

2 Områdebeskrivelse

Høysjøen (areal: 1,0 km², maksimum dyp: 26,5 m) er en dysligotrof (siktedyb 2,2 - 3,3 m), dimiktisk innsjø som ligger 222 m o. h. i Verdal, Nord-Trøndelag (**figur 1**). Innsjøens svært lave konsentrasjon av kalium (K⁺ mellom 0,16 og 0,23 mg l⁻¹; se Forseth *et al.* 1991 for flere vannkvalitetsparametre) er av stor betydning fordi opptaket av cesium i levende organismer er mye større hos de som lever i kalium fattig enn kalium rikt vann (f. eks. Preston, Jefferies & Dutton 1967; Thoman 1981). Den isfrie perioden varer fra midten av mai til tidlig november, og innsjøen og dens nedslagsområde var dekket med is og snø når nedfallet (50 kBq m⁻²) kom. Vannets oppholdstid er på ca. 90 dager. I innsjøen finnes ørret (*Salmo trutta*) og røye (*Salvelinus alpinus*).

Øvre Heimdalsvatn (areal: 0,8 km², maksimum dyp: 13 m) er en oligotrof innsjø som ligger 1090 m o. h. i Jotunheimen. Innsjøen er ionefattig med en kaliumkonsentrasjoner (K⁺) mellom 0,2 og 0,8 mg l⁻¹. Nedfallet av radiocesium i nedslagsområdet var større enn i Høysjøen, ca. 130 kBq m⁻¹. Den isfrie perioden varer vanligvis fra tidlig i juni til midten av oktober. Vannets oppholdstid varierer mye (fra 2 til 400 dager) med et gjennomsnitt på 63 dager. Oppholdstiden er kortest om våren. I innsjøen finnes ørret og ørekyt (*Phoxinus phoxinus*)



Figur 1
Beliggenhet av studieområde, Høysjøen, i Midt-Norge. -Location of study area, lake Høysjøen, in Central Norway

3 Materiale og metoder

3.1 Feltstudier

Materiale fra Høysjøen ble innsamlet i fra tre til fem perioder hvert år fra 1986 til og med 1993. Ved hver innsamling ble ørret og røye fanget med garn (maskevidder: 12.5 - 16 - 19.5 - 24 - 29 - 35 mm). Garnfiske ble foretatt i tre ulike dybdeintervaller langs bunnen (0-3 m, 3-7 m og 7-15m dyp) og i de frie vannmasser (0-6 m og 10-16 m dyp.) Ved de fleste innsamlingene ble dyreplankton samlet i de frie vannmassene med planktonhåv (maskevidde: 200 µm) og bunndyr med rotehåv i strandsonen.

Mengden radiocesium i innsjøens sediment ble kvantifisert i september 1987 da 167 sedimentkjerner ble samlet inn, fordelt over hele innsjøen (Blakar, Hongve & Njåstad 1992). For å studere hvordan vertikalfordelingen av cesium i sedimentet endret seg med tiden ble det i 1986, 1988 og 1992 samlet inn sedimentkjerner fra ulike vandyp og lokaliteter i innsjøen. Sedimentkjernene ble delt opp i 1 cm tykke skiver som hver for seg ble målt for radioaktivitet.

Dyreplankton og bunndyr ble identifisert, tørket og radioaktivitetsmålt. Fiskene ble veid (g), lengdemålt (mm), aldersbestemt ved hjelp av otolitter (røye) eller skjell (ørret), og kjønn og modningsstadium ble bestemt. Fiskens diett ble bestemt ved analyse av mageinnholdet, som senere ble tørket og målt for radioaktivitet. Avhengig av fiskens størrelse ble hele fisken (uten tarm og magesekk) eller kjøttprøver målt for radioaktivitet i fersk tilstand.

For å forstå forskjellen i akkumulasjon av radiocesium mellom ørret og røye ble inntaket og ekskresjonen av radiocesium gjennom sesongen 1987 estimert. Dette ble gjennomført ved å estimere næringsinntaket for ørret og røye ved hjelp av en metodikk (Eggers 1977) som bygger på gjennomsnittlig mengde mat som finnes i magen gjennom et døgn og den hastighet maten passerer gjennom magen (magnetømmingsraten). For å få et tilfredsstillende estimat for mengden mat i fiskenes mager ble garna tømte hver fjerde time gjennom ett døgn ved fire tidspunkter i 1987 og to tidspunkter i 1989. Inngående beskrivelse av metodikken finnes i Forseth *et al.* (1991). Når næringsinntaket er estimert er inntaket av radiocesium produktet av konsentrasjonen i bytte og næringsinntaket. Når utviklingen i radioaktivitet i fiskene mellom to tidspunkter er kjent, kan også ekskresjonen estimeres (Forseth *et al.* 1991).

Nedgangen i radioaktivitet for de to fiskeartene kan beskrives ved den økologisk halveringstiden, som angir hvor fort radioaktiviteten forsvinner fra fiskene når de har et kontinuerlig inntak og ekskresjon av radiocesium. Sammenhengen mellom radioaktiviteten i fiskene (A , Bq kg⁻¹) og tiden (t , dager etter nedfallet) kan beskrives ved modellen:

$$\text{Ligning (1)} \quad A = ae^{-bt}$$

hvor a og b er konstanter som beregnes ved lineær regresjon mellom \log_e transformerte radioaktivitetsdata ($\ln A$) og tid. Økologisk halveringstid ($t_{1/2}$) er da gitt ved: $t_{1/2} = \ln 2/b$. Fordi en stor del av nedgangen har sin årsak i desintegrasjon av ¹³⁴Cs som har en halveringstid på ca. 2 år er beregninger av økologiske halveringstider basert på ¹³⁷Cs, som har en fysisk halveringstid på ca 30 år.

Radioaktiviteten i fiskene har avtatt mye i løpet av undersøkellesperioden. For å kunne sammenligne den individuelle variasjonen i radioaktivitet på ulike tidspunkter var det nødvendig å omforme de målte radioaktivitetsverdiene til verdier som er uavhengige av innsamlingstidspunkt. Dette har blitt gjort ved å regne ut **relativ radioaktivitet**: hver målte verdi for radioaktivitet i fisk har blitt dividert med medianverdien for radioaktivitet for arten på det aktuelle innsamlingstidspunktet.

3.2 Laboratoriestudier

Alle våre laboratoriestudier er basert på følgende ligning som sier at endringen i radioaktiviteten i en organisme (Q , Bq) med tiden (t) er lik inntaket (I , Bq) minus ekskresjonen (k):

$$\text{Ligning (2)} \quad \frac{dQ}{dt} = I - kQ$$

Denne ligningen kan integreres slik at aktiviteten ved tid t (Q_t) er gitt ved:

$$\text{Ligning (3)} \quad Q_t = Q_0 e^{-kt} + \frac{I}{k} (1 - e^{-kt})$$

I ekskresjonsforsøkene med fisk og invertebrater er inntaket (I) lik null i forsøksperioden, andre ledd i ligning (3) forsvinner, og ekskresjonsraten (k) beregnes ved: $Q_t = Q_0 e^{-kt}$. Denne ligningen er identisk med ligning (1) som benyttes for å beregne økologiske halveringstider. Den biologiske halveringstiden, ($t_{1/2}$) som beskriver hvor fort en organisme som ikke tar opp nytt radioaktivt materiale kvitter seg med halvparten av radioaktiviteten, er gitt ved $t_{1/2} = \ln 2/k$. I akkumulasjonsforsøkene med invertebrater er utgangsaktiviteten (Q_0) lik null og det første leddet i ligning (3) forsvinner.

Laboratorieforsøk for å bestemme ekskresjon av radiocesium (Ugedal *et al.* 1992) ble gjennomført med 4 ulike størrelsesgrupper av ørret ved 4 forskjellige temperaturer (4, 8, 12 og 16°C). Like mengder radioaktiv (¹³⁴Cs) gelatin ble ført inn i magesekken på fiskene, og grupper på fra 6 til 12 fisker ble slaktet ved ulike tidspunkter etter starten av forsøkene. Fra dette kan ekskresjonsraten (eller rettere sagt retensjonen) beregnes ved lineær regresjon mellom den naturlige logaritmen av gjennomsnittlig radioaktiv kroppsbyrde og tiden etter dosering. Fullstendig forsøksbeskrivelse finnes i Ugedal *et al.* (1992).

Radiocesium absorpsjonen, det vil si hvor mye av tilgjengelig radiocesium i føden som blir tatt opp av ørreten, ble undersøkt ved å føre inn radioaktive byttedyr av forskjellige

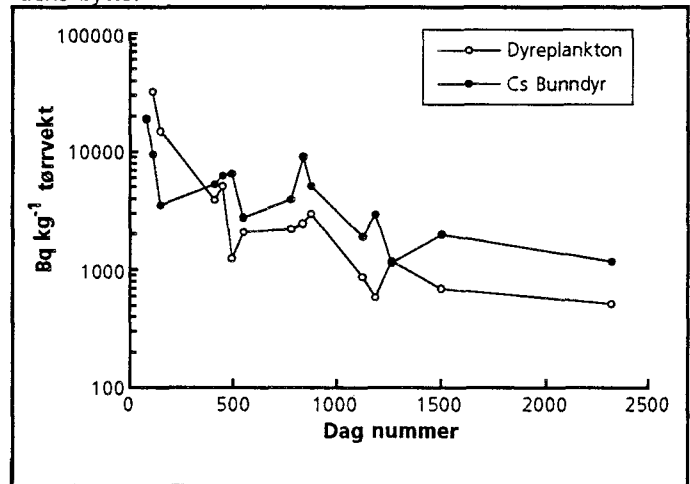
slag (fjærmygglarver, *Gammarus lacustris*, ferskvannssnegle, døgnfluelarve, dyreplankton og ørret muskel) inn i magesekken til ørreten. Etter 10 dager ble alle fiskene slaktet og absorpsjonen dvs. den prosentvise andelen av den total radioaktivitets dosen som fisken hadde fått, som fortsatt fantes i fisken, ble undersøkt.

Akkumulasjon av radiocesium fra vann ble undersøkt hos: døgnfluelarver, vårfluelarver, stor damsnegle, fjærmygglarver, *Gammarus lacustris*, og *Mysis relicta*. Eksperimentene ble gjennomført ved å overføre levende dyr til et kar med en radioaktiv løsning (^{134}Cs). Prøver av 2 til 6 dyr ble tatt ut med jevne mellomrom og radioaktivitetsmålt. Radiocesium eks-kresjon ble undersøkt for *Gammarus lacustris* og *Mysis relicta*. Etter ett døgn i et kar med radioaktivt cesium, ble dyra overført til et akvarium med rent gjennomstrømmende vann. Prøver ble deretter tatt ut over en periode som helst tilsvarte minst en halveringstid. Dyra ble om mulig føret med ikke-kontaminert fôr i forsøksperioden.

4 Resultater og diskusjon

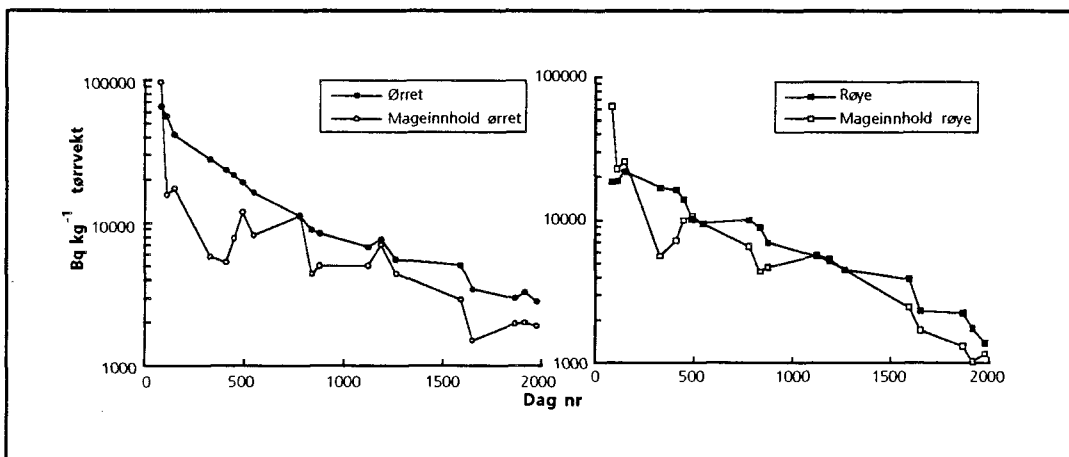
4.1 Fordeling av radiocesium i økosystemet

Målinger av radiocesium i økosystemet viste at det meste av radioaktiviteten befant seg i innsjøenes bunnsediment (Ugedal *et al.* 1991; Blakar, Hongve & Njåstad 1992; Hongve, Blakar & Brittain i manuskript). Radioaktiviteten i vann ble raskt svært lav. Fordelingen av radiocesium i den levende delen av Høysjøens økosystem endret seg i studieperioden (Forseth *et al.* 1991; Ugedal *et al.* 1991). I 1986 var radioaktiviteten i bunndyr og dyreplankton forskjellig (**figur 2**), radioaktiviteten i fiskens mageinnhold var høyere enn i fisk (**figur 3**), og det var stor forskjell mellom de to fiskeartene (se **figur 5**). Deretter ble radioaktiviteten hos invertebratene mer lik og sank slik at den var lavere enn hos fisken i en periode. Senere var radioaktiviteten tilnærmet lik hos fisk og bytte, og ørret og røye nærmet seg hverandre. Mot slutten av perioden ble forskjellene større igjen, med høyest radioaktivitet i ørret og dens bytte.



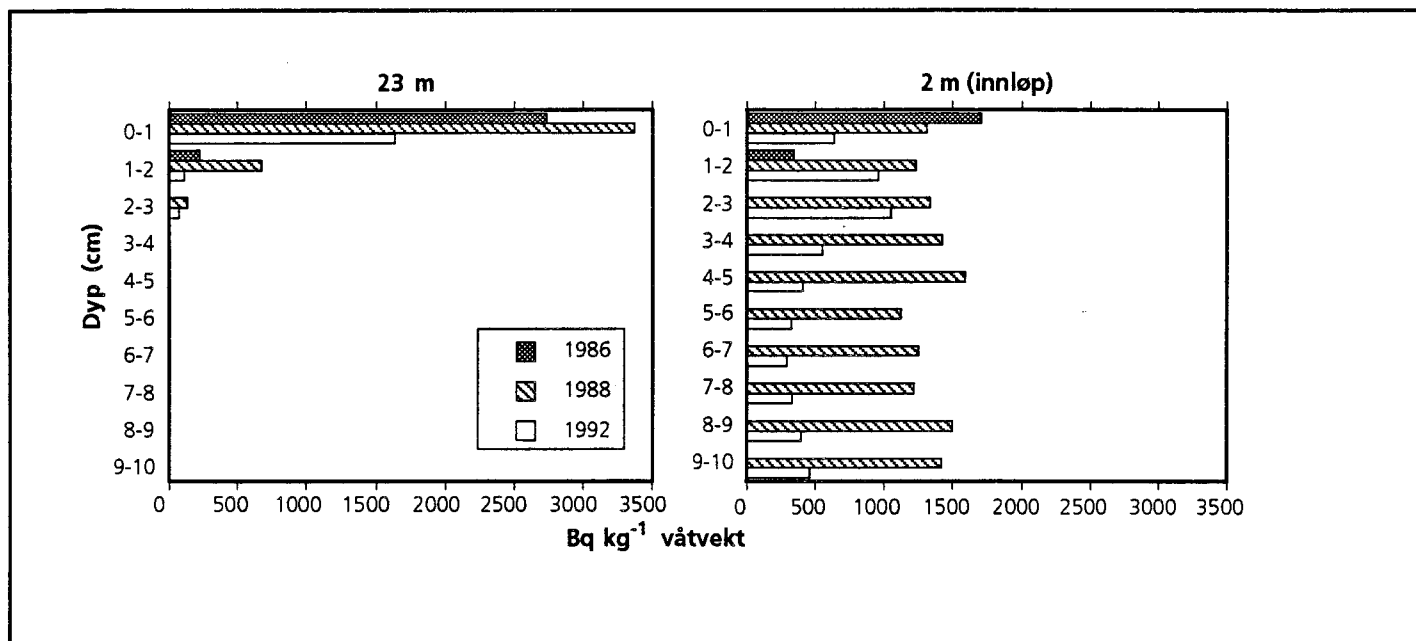
Figur 2

Radioaktivt cesium (^{137}Cs) i dyreplankton og bunndyr fra Høysjøen 1986-1992. Dag 0 er 28. april 1986. -Radioactive cesium (^{137}Cs) in zooplankton and zoobenthos from lake Høysjøen 1986-1992. Day 0 is 28 April 1986.



Figur 3

Radioaktivt cesium (^{137}Cs) hos ørret og røye og deres mageinnhold fra Høysjøen 1986-1992. -Radioactive cesium (^{137}Cs) in brown trout, Arctic charr and their stomach contents from lake Høysjøen 1986-1991.



Figur 4

Radioaktivt cesium (^{137}Cs) på ulike dyp i sedimenter fra to lokaliteter (2 m dypt vann ved innløp og 23 m i hovedbassenget) i Høysjøen 1986, 1988 og 1992. -Vertical distribution of radioactive cesium (^{137}Cs) in sediments from two locations (2 m deep water near inlet and 23 m in the main basin) in lake Høysjøen 1986, 1988 and 1992.

4.2 Radioaktivitet i sedimenter

I 1986 var vertikalfordelingen av radiocesium fra sedimentoverflata og nedover i sedimentene relativt lik på de ulike stasjonene i Høysjøen (Ugedal *et al.* 1991). Hovedmengden av det radioaktive cesiumet lå i det øverste sjiktet (0-1 cm), og aktiviteten avtok raskt nedover i sedimentene. Radioaktiviteten i sedimentene varierte fra 12 til 245 kBq m^{-1} innen innsjøen, med et gjennomsnitt på ca. 50 kBq m^{-1} (Blakar, Hongve & Njåstad 1992).

I 1988 og 1992 varierte vertikalfordelingen av radiocesium mellom ulike lokaliteter. På 23 m dyp (største dyp i hovedbassenget) var fordelingen av radiocesium nedover i sedimentene omtrent som høsten 1986, og størsteparten av radioaktiviteten lå fremdeles i det øverste sjiktet (0-1 cm) (figur 4). En liknende vertikalfordeling ble også funnet på 10 m dyp i hovedbassenget. Dette indikerer at sedimentasjonshastigheten i Høysjøen er relativt lav.

To av stasjonene ligger utenfor hovedinnløpet, i et område hvor sedimentene har et noe høyere innhold av radiocesium per areal enn sedimentene ellers i innsjøen (Blakar, Hongve & Njåstad 1992). Dette området har betydelige tilførsler av radioaktivt materiale fra nedbørfeltet.

På 2 m dyp var radioaktiviteten i 1988 og 1992 relativt jevnt fordelt i de øverste 10 cm av sedimentet (figur 4). Endringen i

vertikalfordeling av cesium etter 1986 viser stor tilførsel av partikulært materiale fra nedbørfeltet, og at alloktont materialet som avsettes fortsatt har relativt høy radioaktivitet. Også på 10 m dyp var radioaktiviteten fordelt nedover i sedimentene. I de øverste sjiktene var radioaktiviteten omtrent som på 2 m dyp. Dette indikerer at endringene i vertikalfordeling etter 1986 på denne stasjonen i hovedsak skyldes overlaging med alloktont materiale.

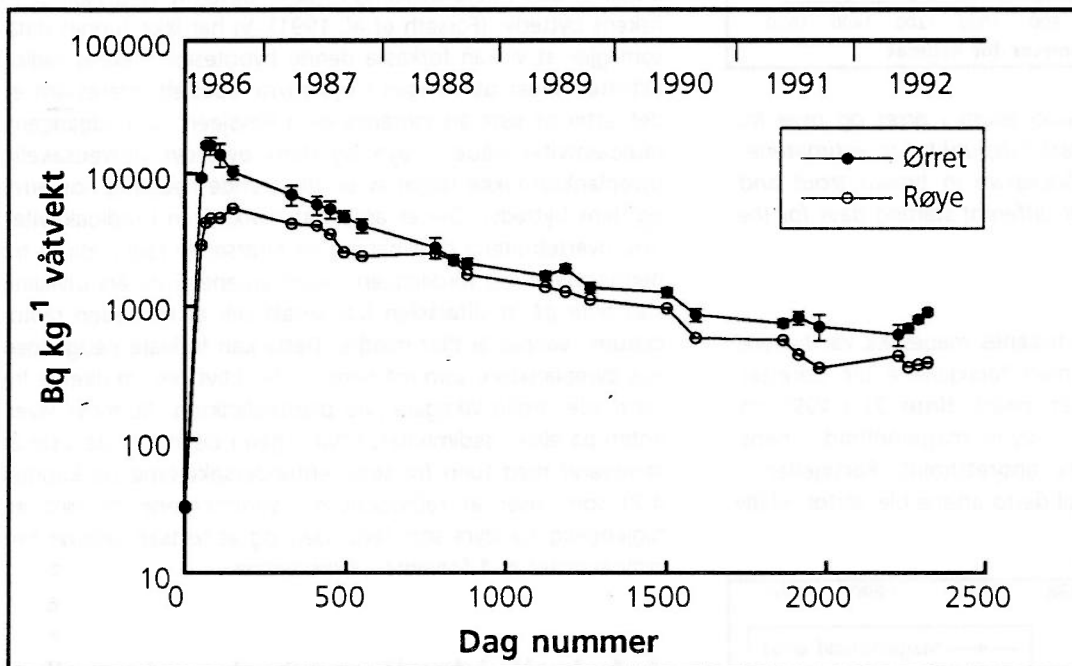
Vertikalfordelingen av radiocesium i sedimentene utenfor hovedinnløpet viser at disse områdene i 1992 fremdeles mottok radioaktivt materiale fra nedbørfeltet. Radioaktiviteten i det øverste sjiktet var lavere i 1992 enn i 1988 noe som kan indikere at tilførselen hadde avtatt. Dette er imidlertid usikkert da variasjonen i radioaktivitet mellom sedimentkjerner fra samme område kan være relativt stor (Blakar, Hongve & Njåstad 1992). Med den store sedimentasjonshastigheten som er i området utenfor hovedinnløpet vil de radioaktive sedimentene raskt overlages og bli utilgjengelig for planter og dyr når tilførselen av radioaktivitet fra nedbørfeltet reduseres. Vertikalfordelingen på de andre stasjonene indikerer lav sedimentasjonshastighet, og radioaktiviteten vil derfor holde seg i det øverste sedimentsjiktet i mange år framover. Så lenge radiocesiumet ligger i de øverste sjiktene av sedimentene, vil bunndyr som lever og spiser der kunne ta opp radioaktivitet. Dette vil avhenge av cesiumets bindingsforhold i sedimentene, men kan være en viktig kilde til å føre radiocesiumet videre i næringskjeden.

I Øvre Heimdalsvatn var gjennomsnittlig radio-

aktivitet i sedimentene ca. 60 kBq m^{-2} , altså ganske lik aktiviteten i Høysjøens sediment. Også i Øvre Heimdalsvatn befant (i 1989) det meste av radioaktiviteten seg i de øvre lag av sedimentene, og innsjøen mottar fortsatt radiocesium fra nedbørsfeltet (Haugen, Bjørnstad & Brittain in press; Hongve, Blakar & Brittain i manuskript).

4.3 Radioaktivitet i fisk

Radioaktiviteten i fisk fra Høysjøen viste en jevn nedgang fra høsten 1986 og utover (figur 5). På alle tidspunktene var radioaktiviteten høyere i ørret enn røye. I 1991 fortsatte nedgangen i røye, mens radioaktiviteten i ørret viste en tendens til utflating, og i 1992 økte radioaktiviteten i ørret for første gang siden juli 1986. Denne økningen er trolig et uttrykk for en sesongmessig variasjon, og er ikke en generell økning i aktivitet fra et år til det neste.



Figur 5
Radioaktivt cesium (^{134}Cs og ^{137}Cs) i ørret og røye fra Høysjøen 1986-1992.
-Radioactive cesium (^{134}Cs and ^{137}Cs) in brown trout and Arctic charr from lake Høysjøen 1986-1992.

Maksimumsnivået for radioaktivitet i ørret fra Høysjøen og Øvre Heimdalsvatn kom omlag samtidig (80 og 90 dager etter nedfallet) men var betydelig lavere i Øvre Heimdalsvatn, henholdsvis 4700 og 11 000 Bq kg^{-1} våtvekt (^{137}Cs) (Brittain, Storruste & Larsen 1991). Dette har trolig sin årsak i den korte oppholdstiden for vann i Øvre Heimdalsvatn. Den korte oppholdstiden (ned til 2 dager i vårfloppen) medførte trolig at det tok lenger tid før radioaktiviteten i bunnsedimentene og dermed fiskens næringsdyr (bunndyr) nådde toppnivået. Noe høyere radioaktivitet i invertebrater fra Høysjøen synes å bekrefte dette, selv om målingene av radioaktivitet i bunndyr og dyreplankton fra de to innsjøene ikke er direkte sammenlignbare. Andre faktorer som ulikheter i fiskenes vekst-rater og størrelsen på næringsinntaket, forskjeller i vann-temperatur og tidspunkt for isgang, kan også være viktig.

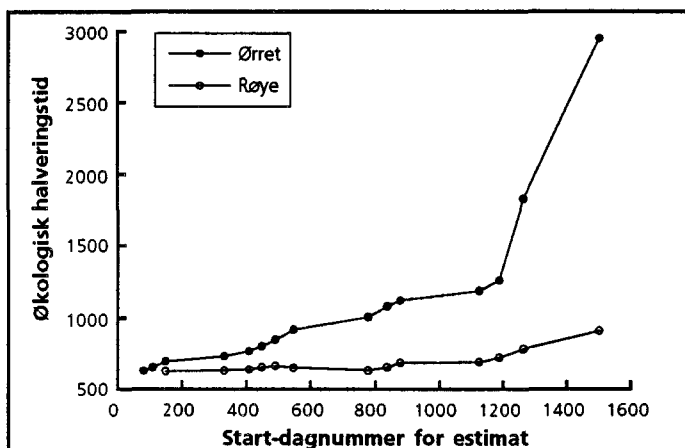
Nedgangen i radioaktivitet hos ørret fra Høysjøen etter mars 1987 kunne best beskrives med to ulike ligninger. I starten sank radioaktiviteten raskt, og den økologiske halveringstiden

ble beregnet til 546 dager. Deretter flatet kurven ut og halveringstiden økte til 1006 dager. For røye var en ligning tilstrekkelig, og den økologiske halveringstiden ble beregnet til 626 dager. Disse beregningene antyder at røye og ørret vil nå samme radioaktivitet som før nedfallet (ca 30 Bq kg^{-1} våtvekt) innen henholdsvis 12 og 18 år etter nedfallet, altså i løpet av 1998 og 2004. Slike estimater er imidlertid usikre da de bygger på en matematisk beskrivelse av den observerte utvikling og ikke på de reelle mekanismer i opptak og ekskresjon av radiocesium. De siste års utvikling, spesielt hos ørret, kan tyde på en enda lengre oppholdstid for det radioaktive nedfallet enn våre estimater antyder. Dette ser vi tydelig om vi utelater stadig flere av de eldste data, og således øker betydningen av de yngste observasjonene. Estimaten for de økologiske halveringstidene øker kraftig for ørret, mens estimatene for røye ser ut til å være mere stabile (Figur 6)

Estimatene for økologiske halveringstider for ørret fra Øvre Heimdalsvatn var lik estimatene fra Høysjøen. Nedgangen var raskest de første åra, med halveringstider på ca. 700 dager. Med data fra de siste årene økte den økologiske halveringstiden til ca. 1000 dager (Brittain, Storruste & Larsen 1991).

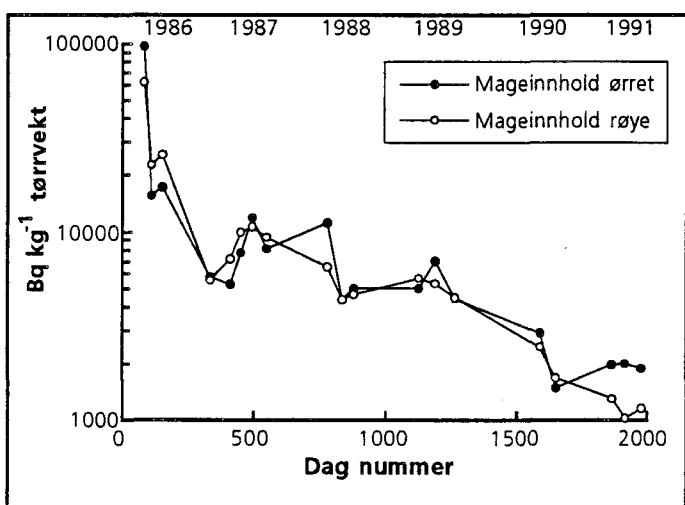
Forskjellen i akkumulasjonsforløp for radiocesium hos ørret og røye fra Høysjøen ble relatert til de to artenes fødevalg, radioaktiviteten i maten og deres oppholdssted i innsjøen. Ørretens og røyas valg av oppholdssted og næring har vært lik i alle de 7 år undersøkelsene har pågått. Ørreten lever i strandsonen ned til ca. 3 m dyp hele året og spiser i hovedsak bunndyr. Røye finnes i hovedsak på dypere vann der den spiser en blanding av dyreplankton og bunndyr, med hovedvekt på dyreplankton. Dyreplankton finner røye ved å ta kortere turer opp i de frie vannmassene (Forseth, Ugedal & Jonsson in press). Slike forflyttinger, for å spise dyreplankton, blir sjeldnere ettersom røya blir større og eldre. Dette skyldes

at innslaget av bunndyr i dietten øker på bekostning av dyreplankton. Røya foretar således et ontogenetisk nisjeskifte (Forseth, Ugedal & Jonsson in press). Ørret foretar ikke et slikt skifte, og spiser hovedsakelig bunndyr gjennom hele livet. Ørretens og røyas nisje i innsjøen, og den betydningen dette har for omsetningen av radiocesium, har vært stabil i perioden.



Figur 6
Økologisk halveringstid for radiocesium i ørret og røye fra Høysjøen basert på ulike start-tidspunkt for estimatene. -Ecological half-lives for radiocesium in brown trout and Arctic charr in lake Høysjøen at different starting days for the estimates.

Radioaktiviteten i byttedyr fra fiskenes magesekk var høyere hos ørret enn røye i 1986, men forskjellene ble deretter mindre, og radioaktiviteten har avtatt (figur 7). I 1991 og 1992 fortsatte nedgangen i røyas mageinnhold, mens radioaktiviteten hos ørret ble opprettholdt. Forskjellen i radioaktivitet i mageinnholdet til de to artene ble derfor relativ stor igjen i 1991.



Figur 7
Radioaktivt cesium (^{137}Cs) i mageinnhold fra ørret og røye i Høysjøen 1986-1991. -Radioactive cesium (^{137}Cs) in stomach content of brown trout and Arctic charr from lake Høysjøen 1986-1991.

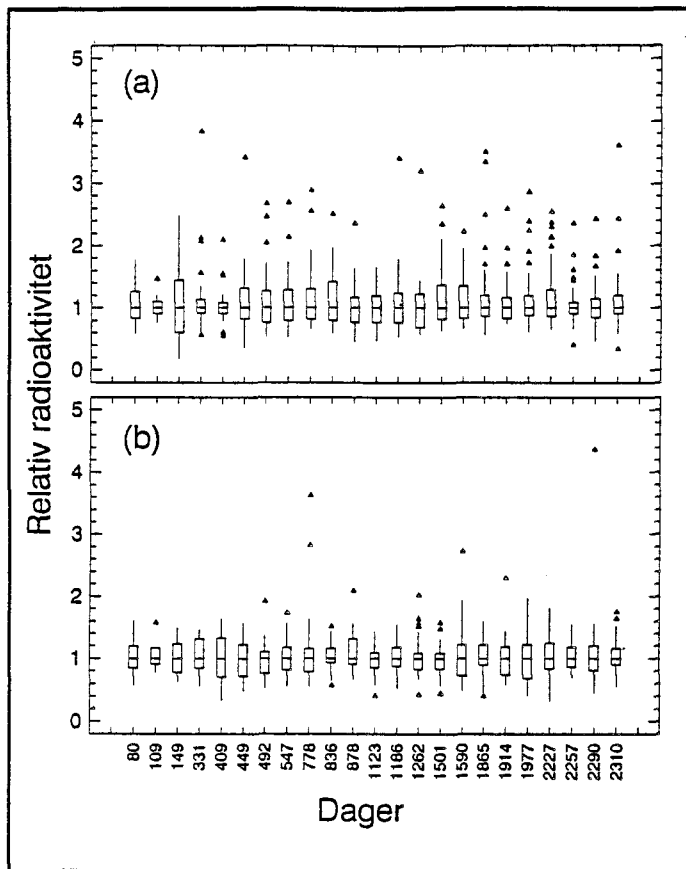
Den høye og tidlige toppen i radioaktivitet hos ørret kan med

bakgrunn i denne informasjonen forklares ved en kombinasjon av to faktorer: (1) ørretens byttedyr tok raskt opp radiocesium, og radioaktiviteten i ørretens mageinnhold var høyere enn i røyas våren 1986 (figur 7). (2) Ørret spiser betydelig mere enn røye, spesielt tidlig på året (Forseth et al. 1991) og hadde derfor et høyere inntak av radiocesium (ca. tre ganger høyere). I årene som fulgte ble forskjellene i radioaktivitet i de ulike typene næringsdyr utjevnet. Ørret balanserte da det høyere inntaket av radiocesium (p.g.a høyere næringsinntak enn røye) med en raskere ekskresjon. Ekskresjonen ble beregnet å være ca. 20 % raskere hos ørret enn røye. Ørret oppholder seg på grunt vann i strandsonen hvor vann-temperaturen er høy om sommeren, mens røya går dypere og lever derfor i kaldere vann. Det er denne temperaturforskjellen som gir den raskere ekskresjonen hos ørret (Forseth et al. 1991; Ugedal et al. 1992).

Etter innsamlingene i 1989 ble det framsatt en hypotese der vi antok at den videre utvikling i fisk er bestemt av utviklingen i fiskens byttedyr (Forseth et al. 1991). Vi har ikke funnet data som gjør at vi kan forkaste denne hypotesen. Fiskens radioaktivitet følger utviklingen i byttedyra. Spesielt interessant er det, etter de siste års innsamlinger i Høysjøen, at nedgangen i radioaktivitet både i røye og dens byttedyr (hovedsakelig dyreplankton) ikke følges av en tilsvarende nedgang hos ørret og dens byttedyr. Det er antatt at utviklingen i radioaktivitet hos invertebratene er avhengig av tilførsel av radiocesium fra nedslagsfeltet og fordelingen i sedimentene. Siste års utvikling kan tyde på at tilførselen har avtatt slik at mengden radiocesium i vannet er blitt mindre. Dette kan forklare nedgangen hos dyreplankton, som må hente radioaktivt cesium direkte fra vann eller trolig viktigere, via planteplankton. Bunndyr lever enten på eller i sedimenter. Utviklingen i bunndyr i de siste år samsvarer med funn fra sedimentundersøkelsene (se kapittel 4.2) som viser at radiocesium i sedimentene fortsatt er tilgjengelig for dyra som lever der, og at fortsatt relativt høy radioaktivitet er å forvente i bunndyrene.

4.4 Individuell variasjon i radioaktivitet hos fisk

Variasjonen i radioaktivitet mellom enkeltindivider fra Høysjøen har vært relativt stor både hos røye og ørret. Variasjonskoeffisienten (standardaviket i % av middelværdien) på de ulike innsamlingstidspunktene har variert mellom 16.5 % og 54.8 % hos røye og mellom 21.7 % og 52.3 % hos ørret. En tilsvarende variasjon ble funnet hos ørret fra Øvre Heimdalsvatn (Brittain, Storruste & Larsen 1991, Brittain et al. 1992). Størrelsen på den individuelle variasjonen i Høysjøen viste ingen systematiske endringer med tiden, dvs. variasjonen synes å være like stor i dag som i tiden like etter at nedfallet kom (figur 8). I gjennomsnitt har variasjonen vært noe større hos røye (38.1 %) enn hos ørret (33.2 %), noe som sannsynligvis skyldes at røya i Høysjøen har en bredere nisje enn ørretene har (Ugedal et al. i manuskript).



Figur 8
 Variasjon i ^{137}Cs (relativ radioaktivitet) hos røye og ørret fra Høysjøen 1986-1992. Hver bokse dekker de midterste 50 % av dataverdiene (mellom nedre og øvre kvartil), strekene går ut til minimums- og maksimumsverdiene men dekker ikke dataverdier som ligger mer enn 1,5 ganger interkvartilverdien fra medianen. Disse verdiene (ekstremverdiene) er angitt som frittstående punkter i figuren. -Variation in ^{137}Cs (medianized values) in brown trout and Arctic charr from lake Høysjøen 1986-1992. Each box covers the middle 50% of the data values (between lower and upper quartiles) and the whiskers extend out to the minimum and maximum values. The points beyond 1.5 times the interquartile range (outliers) are plotted as individual adjacent values.

Fisk med svært høy eller svært lav radioaktivitet i forhold til "gjennomsnittsfisken" (se figurtekst til **figur 8** for en forklaring på hvordan ekstremverdier defineres), kan finnes på de fleste innsamlingstidspunktene spesielt hos røye. De fleste fiskene med ekstremverdier for radioaktivitet har en høyere radioaktivitet enn resten av bestanden. I de fleste tilfellene kan ikke disse fiskene adskilles fra de andre fiskene ved hjelp av biologiske karaktertrekk som størrelse og alder, men både hos røye og ørret var fiskene med spesielt høy radioaktivitet (sett samlet) signifikant større og eldre enn gjennomsnittsfisken.

Sammenhengen mellom radioaktivitet på den ene siden og fiskens vekt, alder og vekstrate på den andre, har endret seg i løpet av undersøkelsesperioden, både i Øvre Heimdalsvatn og Høysjøen. I 1986 fant vi en negativ sammenheng mellom fiskens radioaktivitet og fiskens alder (men ikke vekt) og en

positiv sammenheng med fiskens vekstrate hos røye fra Høysjøen. Fra og med september 1987 har røyas radioaktivitet vært positivt korrelert med fiskens vekt og alder, og negativt korrelert med fiskens vekstrate. Hos ørret har disse korrelasjonene i de fleste tilfeller ikke vært signifikante, men på enkelte innsamlingstidspunkter fra og med juli 1987, har vi funnet signifikante sammenhenger på samme måte som for røye (Ugedal et al. i manuskript). Det samme mønsteret ble funnet for ørret fra Øvre Heimdalsvatn, hvor det først i de senere år er funnet signifikante, positive regresjoner mellom, fiskestørrelse og radioaktivitet. Tidspunktet for endring i disse sammenhengene mellom radioaktivitet og fiskens vekt, alder og vekstrate kan for Høysjøen knyttes til endringer i forholdet mellom radioaktivitet i fisk og byttedyr. I den første tiden etter nedfallet beitet fisken på næringsdyr med en høyere radioaktivitet enn seg selv. Siden det relative fødeinntaket hos røye i Høysjøen avtar med økende størrelse og alder på fisken (Forseth, Ugedal & Jonsson in press), var det å forvente at ung hurtigvoksende fisk skulle akkumulere mere radiocesium enn gammel saktevoksende fisk. Etterhvert har radioaktiviteten i fiskens byttedyr og i fisken blitt omtrent den samme, og forklaringen på de observerte sammenhenger fra høsten 1987 må søkes i andre faktorer/prosesser.

Sammenhengen mellom radioaktiviteten i fiskene (C, relativ radioaktivitet) og fiskens vekt (W) kan beskrives ved modellen:

$$\text{Ligning (4)} \quad C = aW^b$$

hvor a og b er konstanter som beregnes ved lineær regresjon. En analyse av alt materialet samlet inn i perioden september 1987 til oktober 1989 viste at vekt eksponenten var forskjellig hos røye ($b = 0.39$) og ørret ($b = 0.11$), dvs. at radioaktiviteten hos røye øker markert med økende vekt mens hos ørret er radioaktiviteten i mindre grad påvirket av fiskens størrelse. Vekt eksponenten for ørret fra Øvre Heimdalsvatn var større enn for ørret fra Høysjøen.

Den markerte økningen i radioaktivitet med økende vekt hos røye er sannsynligvis forårsaket av at større og eldre fisk beiter mere bunndyr enn mindre og yngre fisk (Forseth, Ugedal & Jonsson in press). Siden 1988 har bunndyr gjennomgående hatt høyere radioaktivitet enn zooplankton. Hypotesen underbygges av at bunndyrbeitende røye hadde en signifikant høyere radioaktivitet enn planktonbeitende røye, selv om en korrigerer for størrelsesforskjellen mellom fisken i de to gruppene (Ugedal et al. i manuskript). Hos ørret, hvor det ikke er klare forskjeller i diett hos ulike alders- eller størrelsesgrupper, er økningen i radioaktivitet med størrelse mye mindre. Den høyere vekt eksponenten hos ørret fra Øvre Heimdalsvatn tyder på at ørreten der har større diettendringer med økende alder og størrelse enn det som ble funnet i Høysjøen. Økningen i fiskens radioaktivitet med økende størrelse kan også skyldes størrelsesavhengige metabolske prosesser. Ekskresjonsraten for radiocesium i fisk avtar med økende fiskestørrelse (Ugedal et al. 1992). Med samme relative inntak av radiocesium må en derfor forvente at større fisk skal ha en høyere radioaktivitet enn mindre fisk.

Fiskens størrelse kunne imidlertid bare "forklare" henholdsvis 29% og 11% av den individuelle variasjonen i radioaktivitet hos ørret og røye fra Høysjøen i tidsrommet september 1987 til oktober 1989. Mesteparten av variasjonen i radioaktivitet innen bestandene må derfor forklares ut fra andre faktorer. Vi har satt fram en hypotese om at individuelle forskjeller i diett, uavhengig av størrelse, er hovedkilden til variasjon i radioaktivitet mellom individer (Ugedal *et al.* i manuskript).

Den store individuelle variasjonen i radioaktivitet gjør at mange fisker må måles for å bestemme en representativ og presis radioaktivitetsverdi for en fiskebestand. Hvis vi ønsker å bestemme bestandens middelvei med en nøyaktighet på 10 % må omtrent 40 fisk måles. Hvis færre enn 10 fisk måles kan feilen bli større enn 20 %. Fordi den individuelle variasjonen i radioaktivitet innen årsklasser er mindre enn for hele bestanden (Ugedal *et al.* i manuskript), kan prøvestørrelsen reduseres hvis en konsentreres innsamlingen omkring en gitt alders- eller størrelsesgruppe.

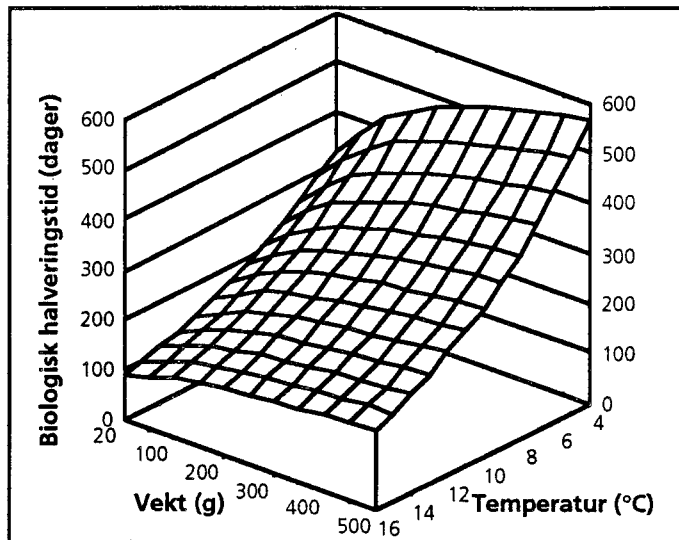
4.5 Absorpsjon og ekskresjon av radiocesium hos fisk

Ekskresjon av radiocesium i ørret er sterkt temperaturavhengig og svakt størrelsesavhengig (**figur 9**; Ugedal *et al.* 1992). Ekskresjonen er raskest for små fisk ved høye temperaturer, og senest for stor fisk ved lave temperaturer. Den biologiske halveringstiden T_b kan estimeres fra likningen:

$$T_b = 290 \cdot W^{0.176} \cdot e^{-0.106 \cdot t}$$

når temperaturen (t , °C) og fiskestørrelsen (W , g) er kjent. Det ser til å være en nær sammenheng mellom ekskresjonen av radiocesium og den metabolske raten (Ugedal *et al.* 1992). Dette kan bety at dersom det foreligger informasjon om en fiskearts metabolske rate kan ekskresjonshastigheten for radiocesium predikeres. Tilsvarende forsøk på flere fiskearter må til om en skal kunne avgjøre om en slik sammenheng har generell gyldighet.

Absorpsjonen av radiocesium hos ørret var avhengig av føden. Høyest absorpsjon (81.6%) ble funnet fra dyreplankton, og lavest fra vårfluelarver (23.4%) (Forseth *et al.* 1992). Det er trolig at denne variasjonen gjennspeiler fordøyeligheten av de ulike næringsemnene, uten at vi har kunnet fastslå dette med sikkerhet.



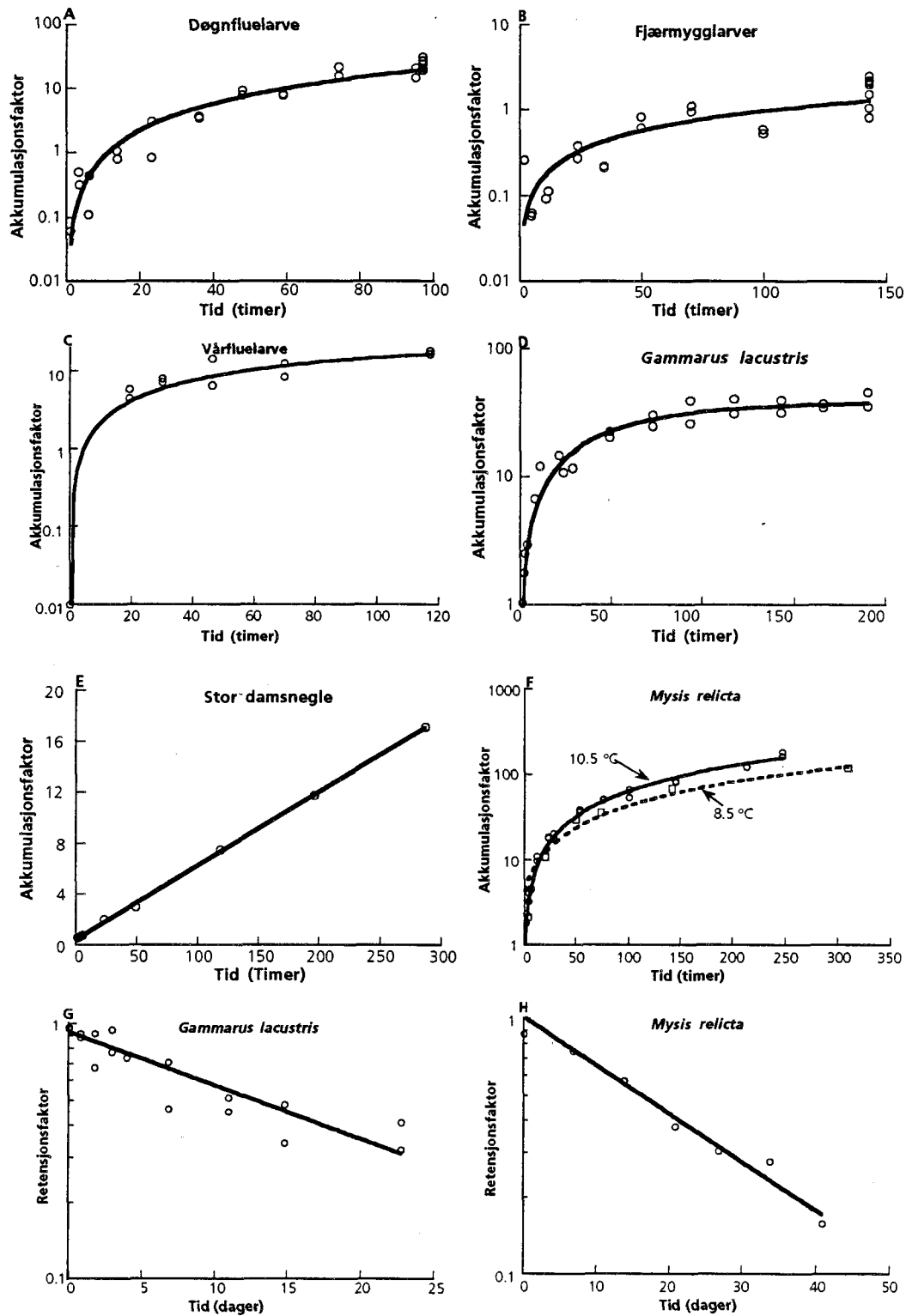
Figur 9
Biologisk halveringstid for radiocesium i ørret, og dens temperatur og størrelsesavhengighet. -Biological half-life of radiocesium in brown trout as a function of ambient temperature and body size.

4.6 Akkumulasjon og retensjon hos invertebrater

Alle invertebratene tok opp radioaktivt cesium fra vann, men variasjonen i akkumulasjonshastighet og metningsnivå var stor (**figur 10**). Raskest opptak ble observert hos *Mysis relicta*, hvor dyrene var 100 ganger mere radioaktivt enn vannet i løpet av ca. 150 timer. Akkumulasjonsforløpet hos *Mysis* kunne best beskrives ved en lineær kurvetilpasning, og vi fant derfor ingen tendens til metning i løpet av forsøksperioden. Lignende akkumulasjonsforløp ble observert for stor damsnegle og døgnfluelarver. Fjærmygglarver tok opp radiocesium sakte og hadde et lavt metningsnivå. Akkumulasjonsforsøk med *Mysis* ved to vanntemperaturer indikerer at opptaket er temperaturavhengig, med raskest opptak på høye temperaturer.

Ekskresjonen av radiocesium hos *Mysis relicta* og *Gammarus lacustris* var rask, med biologiske halveringstider på henholdsvis 15 og 14 dager (**figur 10**). Ekskresjon er også temperaturavhengig.

Undersøkelsen av akkumulasjon av radiocesium fra vann viste at mange av invertebratene tar opp radioaktiviteten svært raskt og effektivt, og at variasjonen både i opptakshastighet og metningsnivå er stor. Disse forskjellene er trolig viktig for nivået av radiocesium i fisk i den første perioden etter et nedfall, fordi diettforskjeller mellom ulike fiskearter, som hos ørret og røye fra Høysjøen, kan gi store forskjeller i inntak av radioaktivitet. Ekskresjonen av radiocesium hos invertebrater er betydelig raskere enn hos fisk. Konsentrasjonen av radiocesium i fisk og invertebrater har vært lik siden 1988. Dette viser at invertebratene har en raskere omsetning av isotopene (høy inntakshastighet og rask ekskresjon), og at fisk og invertebrater opprettholder samme konsentrasjon på forskjellige omsetningshastigheter.



Figur 10

Akkumulasjon fra vann (A-F) og ekskresjon (G-H) av radioaktivt cesium (^{134}Cs) for noen ferskvannsinvertebrater. - Radiocesium (^{134}Cs) accumulation from water (A-F), and excretion (G-H) in some freshwater invertebrates.

4.7 Høysjøen og Øvre Heimdalsvatn

Både Høysjøen og Øvre Heimdalsvatn er innsjøer som er sårbare for radioaktivt nedfall. Begge er ionefattige, og kaliumkonsentrasjonen er svært lav. Til tross for et større nedfall i Øvre Heimdalsvatn, var maksimumsnivået i ørret betydelig lavere enn i Høysjøen. Det er grunn til å anta at fysiske faktorer som vannets korte oppholdstid under vårfloppen 1986, da nedfallet kom, og biologiske faktorer som størrelsen på næringsinntaket, er viktige for å forklare denne forskjellen.

Hastigheten for nedgangen i radioaktivitet hos ørret var lik i de to innsjøene, med økologiske halveringstider i størrelsesorden 600 til 1000 dager. Radioaktiviteten i ørret var i 1992 redusert til ca. 1000 Bq kg⁻¹ våtvekt i begge innsjøene. I begge innsjøene øker radioaktiviteten med fiskestørrelsen.

Videre ser det ut til at mengden av radiocesium i sedimentene vil holde seg høy i lang tid framover. Betydelige mengder radiocesium tilføres innsjøer fra nedslagsfeltet både i vannfasen og i alloktont plantemateriale (Brittain *et al.* 1992). Med en årlig tilførsel av radiocesium på 0.01% av det som finnes i nedslagsfeltet vil halveringstiden for radiocesium i sedimentene fra Øvre Heimdalsvatn være ca. 43 år (Hongve, Blakar & Brittain i manuskript). I begge innsjøene finnes radioaktiviteten i topplagene av sedimentene, og er derfor tilgjengelig for bunndyr, slik at radiocesium blir transportert fra bunnsedimentene til næringskjeden.

5 Konklusjoner

Radioaktiviteten i ferskvann er primært bestemt av nedfallets størrelse, som vil variere med nedbørsmengder og konsentrasjonen av radiocesium i nedbøren. Videre vil faktorer som vannets oppholdstid være viktig, og etterhvert vil også tilførsler fra nedslagsfeltet være av betydning. Innsjøenes produktivitet er avgjørende for nivået i den levende delen av økosystemet. Spesielt viktig er kaliuminnholdet i vannet. Nærings- og ionefattige innsjøer er mye mere utsatt enn næringsrike innsjøer.

Biologiske faktorer er også av stor betydning. Våre studier på fisk har vist at valg av diett, oppholdssted og størrelsen på næringsinntaket er viktig. Disse faktorene bestemmer inntaket og ekskresjonen av radiocesium. Ekskresjonen er sterkt temperaturavhengig og svakt størrelsesavhengig. Temperaturforhold i innsjøene og valg av oppholdssted vil således påvirke ekskresjonen. Inntaket varierer mellom fiskearterarter, med størrelsen på fisken og med valget av bytte. Valg av bytte var viktig i startfasen like etter nedfallet, og ser ut til å bli av betydning igjen i de kommende år, fordi bunndyr ser ut til å opprettholde en høy radioaktivitet mens dyreplankton er på vei nedover. Arter, eller grupper innen en art, som foretrekker bunndyr framfor dyreplankton, vil da få høyere radioaktivitet.

Den økologiske halveringstiden for fisk i næringsfattige innsjøer som Øvre Heimdalsvatn og Høysjøen er i størrelsesorden 600 til 1000 dager. Dette indikerer at vi vil være tilbake til nivået før nedfallet i løpet av de første fem årene etter tusenårskiftet. Disse anslagene er imidlertid usikre, og den siste tids utvikling for radiocesium i bunnsedimenter, og hos bunndyrspisende fisk, indikerer en lenger oppholdstid for radioaktiviteten. Bare videre undersøkelser i de to innsjøene kan avklare dette.

6 Litteratur

- Blakar, I.A., Hongve, D. & Njåstad, O. 1992. Chernobyl cesium in the sediments of lake Høysjøen, Central Norway. *Journal of Environmental Radioactivity* **17**, 49-58.
- Brittain, J.E., Storruste, A. & Larsen, E. (1991) Radiocesium in brown trout (*Salmo trutta*) from a subalpine lake ecosystem after the Chernobyl reactor accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, **14**, 181-191.
- Brittain, J.E., Bjørnstad, H.E., Blakar, I.A., Haugen, L.E., Hongve, D., Salbu, B. & Ugedal, O. (1992) Radionuklider i vassdrag og innhold i ferskvannsafisk. / Garmo, T. H. & Gunnerød, T. B. (red.) Radioaktivt nedfall fra Tsjernobyl-ulykken. NLVF, 113-126.
- Forseth, T., Ugedal, O., Jonsson, B., Langeland, A. & Njåstad, O. (1991). Radiocaesium turnover in Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) and brown trout (*Salmo trutta*) in a Norwegian lake. *Journal of Applied Ecology*, **28**, 1053-1067
- Forseth, T., Jonsson, B., Næumann, R. & Ugedal, O. (1992) Radioisotope method for estimating brown trout food consumption. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **49**, 1328-1335.
- Forseth, T., Ugedal, O. & Jonsson, B. (1994) The energy budget, niche shift, reproduction and growth in a population of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*. *Journal of Animal Ecology*, **63**, (in press)
- Hongve, D., Blakar, I. A. & Brittain, J.E. (manuskript) Radiocesium in the sediments of Øvre Heimdalsvatn, a Norwegian subalpine lake.
- Preston, A., Jefferies, D.F. & Dutton, J.W.R. (1967). The concentration of caesium-137 and strontium-90 in the flesh of brown trout taken from rivers and lakes in British isles between 1961 and 1966: the variables determining the concentrations and their use in radiological assessments. *Water Research*, **1**, 475-496.
- Thomann, R.V. (1981). Equilibrium model of fate of micro-contaminants in diverse aquatic food chains. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **38**, 280-296.
- Ugedal, O., Jonsson, B., Blakar, I., Forseth, T., Langeland, A. & Njåstad, O. (1991). Radioaktivt cesium i Høysjøen etter Tsjernobyl. / Gaare, E., Jonsson, B. & Skogland, T. (red.) Tsjernobyl - sluttrapport fra NINAs radioøkologiske program 1986 - 1990, NINA temahefte **2**, 1-71. Trondheim.
- Ugedal, O., Jonsson, B., Njåstad, O. & Næumann, R. (1992) Effects of temperature and body size on radiocaesium retention in brown trout (*Salmo trutta* L.). *Freshwater Biology*, **28**, 165-171.
- Ugedal, O., Forseth, T., Jonsson, B. & Njåstad, O. (manuskript) Sources of variation in radiocaesium levels between individual fish from a Chernobyl contaminated Norwegian lake.

nina
oppdrags-
melding

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0420-7

Norsk institutt for
naturforskning
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tel. 73 58 05 00