

027

FAGRAPPORT

Radioaktivt cesium i ferskvann

Torbjørn Forseth
Ola Ugedal
Bror Jonsson



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

Radioaktivt cesium i ferskvann

Torbjørn Forseth
Ola Ugedal
Bror Jonsson

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 sammenheng. 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.

Forseth, T., Ugedal, O. & Jonsson, B. 1997 Radioaktivt cesium i ferskvann. - NINA Fagrapport 027: 1-23.

Trondheim, mai 1997

ISSN 0805-469X

ISBN 82-426-0809-1

Forvaltningsområde:

Forurensninger

Pollution

Rettighetshaver ©:

Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning
NINA•NIKU

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Tor G. Heggberget

NINA•NIKU, Trondheim

Design og layout:

Synnøve Vanvik

Sats: NINA•NIKU

Kopiering: Norservice

Opplag: 300

Kontaktadresse:

NINA

Tungasletta 2

7005 Trondheim

Tel: 73 58 05 00

Fax: 73 91 54 33

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 13149 Radioøkologisk forskning

Ansvarlig signatur

Tor G. Heggberget

Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning

Referat

Forseth, T., Ugedal, O. & Jonsson, B. 1997 Radioaktivt cesium i ferskvann. - NINA Fagrapport 027: 1-23.

Ferskvannskosystemer rammes hardt av nedfall av radionuklider fordi innsjøer fungerer som feller for radioaktivt materiale fra nedslagsfeltet. Ferskvannsfisk er også en viktig kilde til overføring av radionuklider fra naturlige økosystem til mennesker. Omfattende forskningsaktivitet er derfor gjennomført på radioaktivt cesium i ferskvannskosystemer etter Tsjernobyl-ulykken og her rapporteres resultater fra en feltundersøkelse i Høysjøen, Nord-Trøndelag, fra laboratoriestudier og fra modellarbeider.

Det aller meste av radiocesiumet (~98 %) i Høysjøen var kort tid etter nedfallet lagret i sedimentene. I de første årene varierte nivåene for radiocesium mye mellom dyr på ulike nivå i næringskjedene i Høysjøen, mens systemet har vært mer stabilt og systematisk biomagnifikasjon er observert i de seneste år. I 1986 lå hovedmengden av radiocesiumet i det øverste sjiktet (0-1 cm) av sedimentet i alle deler av innsjøen. På grunn av tilførsler fra nedslagsfeltet har radiocesium etter hvert blitt mer jevnt fordelt nedover i sedimentene utenfor hovedinnløpet, mens det i resten av innsjøen fortsatt finnes i det øverte sjiktet. Invertebrater som lever i eller på sedimentene bringer radiocesium inn i næringskjedene.

Radioaktivitet i fisk er bestemt av balansen mellom inntak og ekskresjon av radionukleidene. Inntaket av radioaktivt cesium skjer gjennom føden og er bestemt av størrelsen på næringsinntaket, absorpsjonseffektiviteten og konsentrasjonen av radiocesium i de ulike næringssemner.

I Høysjøen ble det observert en høyere maksimumsverdi for radioaktivitet hos ørret (ca. 16 000 Bq/kg) enn hos røye (ca. 6000 Bq/kg), og toppen kom tidligere. Dette kan forklares ved (1) at ørretens byttedyr (hovedsaklig bunndyr) tok opp radiocesium raskere og nådde et høyere nivå våren 1986 enn dyreplankton, som er røyas viktigste næring, og (2) at ørret spiser betydelig mere enn røye. Ørreten hadde derfor et høyere inntak av radiocesium (ca. tre ganger høyere) i 1986, som ikke ble utlignet av en 20 % raskere ekskresjon. Ekskresjonen var raskere hos ørret enn røye fordi ørret oppholder seg på grunt varmt vann, mens røya går dypere og derfor på kaldere vann. Ekskresjonen av cesium er sterkt temperaturavhengig hos fisk. Verdien for radiocesium i fisk fra Høysjøen er nå, som i de fleste norske vassdrag, kommet under tiltaksgrensa som setter begrensninger på omsetning av ferskvannsfisk.

Variasjonen i radioaktivitet mellom enkeltfisk fra Høysjøen har vært stor, og større hos røye (gjennomsnittlig variasjonskoeffisient 34,6 %) enn hos ørret (29,3 %), noe som sannsynligvis skyldes at røya har en bredere nisje enn ørret. 15-20 individer bør derfor måles for å få et representativt bilde av radioaktiviteten i en fiskebestand. Noe av variasjonen kan knyttes til størrelsesavhengig nærings-

inntak og vekst, og forholdet mellom disse to variablene. Større fisk har ofte også en annen diett og oppholder seg i andre deler av en innsjø enn mindre fisk. Undersøkelsene i Høysjøen har vist at sammenhengen mellom radioaktivitet og fiskestørrelse har endret seg fra en negativ sammenheng i 1986 til en positiv sammenheng i 1987/88. Modellering har vist at forholdet mellom radioaktivitet i fisk og i byttedyra fisken spiser kan forklare disse observasjonene.

Ekskresjon av radiocesium i ørret er sterkt temperaturavhengig og svakt størrelsesavhengig. Ekskresjonen er raskest for små fisk ved høye temperaturer, og senest for stor fisk ved lave temperaturer. Det ser til å være en nær sammenheng mellom ekskresjon av radiocesium og fiskens metabolisme. Brasme hadde en senere ekskresjon enn både ørret, røye, laks og sik på alle temperaturer. Karpefisk, som brasme, har generelt lavere metabolsk hastighet enn laksefiskene. Av de undersøkte laksefiskene hadde laks generelt en rask cesiumekskresjon. Det var også forskjeller i cesiumekskresjon mellom bestander av samme art når disse kom fra miljøer med ulik vanntemperatur, som f.eks. røye fra Finnmark og Rogaland. Våre resultater avviker tildels betydelig fra forutsigelsene fra generelle modeller for radiocesium ekskresjon hos fisk, og det ser derfor ut til at det kan bli vanskelig å utvikle en generell modell som er gyldig for et bredt spekter av arter.

Absorpsjonen av radiocesium hos ørret var høyest (81,6 %) fra dyreplankton, og lavest fra vårfluelarver (23,4 %) Det er trolig at denne variasjonen gjenspeiler fordøyeligheten av de ulike næringsemnene. Brasme hadde generelt lavere absorpsjon enn ørret.

Undersøkelsen av ulike organismers akkumulering 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. Ekskresjonen av radiocesium var raskere hos invertebrater (2-35 dager) enn hos fisk, og raskest hos de minste dyra (dyreplankton). Temperaturavhengig ekskresjonen ble observert hos de fleste artene.

Modelleringer har vist at maksimum radioaktivitet etter et nedfall blir høyest for ørret i varme innsjøer når vekst og næringsinntak er maksimalt, og når nedfallet kommer tidlig om våren. Under slike forhold vil en økning i vekstrate på fra 80 til 100 % medføre en nær dobling i radioaktiviteten. Etter at systemet har stabilisert seg vil det være en sesongmessig dynamikk der den sterkeste biomagnifikasjonen vil skje om høsten og den svakeste om våren. Maksimum biomagnifikasjon om høsten er størst for små fisk med god vekst i varme innsjøer ($\approx 2,8$), og minst for stor fisk med dårlig vekst i kalde innsjøer ($\approx 1,1$). Modellen var sterkt sensitiv til temperatur del-modellene, og modellusikkerheten var primært knyttet til usikkerheter i absorpsjonseffektivitet, næringsinntakets størrelse og vanntemperatur.

Emneord: Radioaktivitet - ^{134}Cs - ^{137}Cs - fisk - bunndyr - dyreplankton - sediment - ekskresjon - modeller - absorpsjon.

Torbjørn Forseth, Norsk institutt for naturforskning,
Tungasletta 2, 7005 Trondheim.
Ola Ugedal, Høgskolen i Finnmark, Follumsvei, 9500 Alta.
Bror Jonsson, Norsk institutt for naturforskning,
Dronningensgt. 13, 0105 Oslo.

Abstract

Forseth, T., Ugedal, O. & Jonsson, B. 1997 Radiocesium in freshwater. - NINA Fagrapport 027: 1-23.

Freshwater ecosystems are susceptible to fallout of radionuclides because lakes retain large quantities of radioactive materials transported from the drainage area. Moreover, freshwater fishes are potentially an important source of radionuclide transport from natural ecosystems to man. Thus, research on radiocesium in aquatic ecosystems has been comprehensive, particularly after the Chernobyl accident. Here, we report results from field studies in Lake Høysjøen (Central Norway), laboratory studies and modeling.

Shortly after the fallout, approximately 98 % of the radiocesium retained in Lake Høysjøen was found in lake sediments. Initially, radiocesium concentrations varied largely among trophic levels, whereas more stable biomagnifications became evident during the latest years. Throughout the lake, most of the radiocesium was found in the upper 1 cm of the lake sediment in 1986. In the following years, further transport of radioactive material from the drainage area caused a more even vertical distribution of radiocesium in the sediments outside the main inlet stream. In other parts of the lake, the distribution has not changed much. Invertebrates associated to lake sediments introduce radiocesium to the food webs.

Fish radioactivity is determined by the balance between intake and excretion of the nuclides. Intake of radiocesium occurs through food and is determined by the rate of food consumption, assimilation efficiency and the concentration of radiocesium in the food.

In lake Høysjøen, peak radioactivity was higher and came earlier in brown trout (ca. 16 000 Bq/kg) than in Arctic charr (ca. 6000 Bq/kg). There are two reasons for this difference: First, the prey animals of brown trout (mainly zoobenthos) reached an earlier and higher peak radioactivity than zooplankton, the main prey for Arctic charr. Second, the brown trout had much higher food consumption than Arctic charr, giving an intake of radiocesium in brown trout three times that of Arctic charr. A 20 % faster excretion could not fully balance the higher intake. The excretion was faster in brown trout than Arctic charr because brown trout live in warm near-surface water, whereas Arctic charr is mainly found deeper and in colder water. The elimination rate of cesium is highly dependent on temperature in fishes. The levels of radiocesium in fish from lake Høysjøen are now, as in most Norwegian freshwater systems, below the official threshold for restrictions on consumption by humans.

Individual variation in cesium concentration was rather large, and larger in Arctic charr (mean CV 34.6 %) than in brown trout (29.3 %), probably because of a wider niche utilization by Arctic charr than by brown trout. These large individual variations necessitate sampling of 15-20 indi-

viduals if representative values of ^{137}Cs for the populations shall be obtained. Some of the variation in cesium levels can be attributed to size dependent food consumption and growth, and the relation between these, and some to changes in diet and habitat with size. The relationships between cesium concentration and fish weight changed with time in Lake Høysjøen, from negative correlation in 1986 to positive ones in 1987/88. Modeling showed that these changes were caused by changes in the prey relative to fish -radioactivity.

Cesium elimination in brown trout is strongly dependent on temperature and weakly dependent on body size. Elimination is fastest among small fishes at high temperatures, and slowest among large fishes at low temperatures. Cesium elimination appear closely related to metabolic rate in fishes. Bream had slower elimination than brown trout, Arctic charr, Atlantic salmon and whitefish at all temperatures. Cyprinids, such as bream, generally have lower metabolic rates than salmonids. Among the salmonids, Atlantic salmon had generally faster elimination than the others. Populations of the same species from different thermal environments had different elimination rates, as found in Arctic charr from northern and southern Norway. The estimated elimination rates differed significantly from those predicted by a general cesium elimination model, and it might be difficult to attain a single model for cesium elimination, valid for a wide range of fish species and populations.

Radiocesium absorption efficiency in brown trout was highest (81.6 %) from zooplankton and lowest (23.4 %) from Ephemeroptera larvae. The variation probably reflects differences in digestion efficiency. Bream had generally lower absorption efficiency than brown trout. Both accumulation rate and saturation level differed among invertebrates in experiments on radiocesium accumulation from water. The elimination was also faster in invertebrates (2.5-35 days) than in fish, and fastest in the smallest animals (zooplankton). For most species, a significant temperature dependency was found.

Modeling showed that peak radioactivity after a fallout is highest for brown trout living in warm lakes, feeding and growing at a maximum rate, and for fallout occurring early in spring. In such lakes an increase in growth rate from 80 to 100 % of the maximum nearly doubled peak radioactivity. At steady state, the model predicts seasonal dynamics in accumulation of radiocesium, with maximum biomagnification in autumn and minimum in early spring. Maximum autumn biomagnification is highest among small fishes with high growth rates living in warm lakes (≈ 2.8), and lowest among large fishes with poor growth in cold lakes (≈ 1.1). The model was highly sensitive to the temperature sub-model and model uncertainty was largely determined by uncertainties in absorption efficiency, feeding rate and temperature.

Key words: Radioactivity - ^{134}Cs - ^{137}Cs - fish - zoobenthos - zooplankton - sediment - excretion - models - absorption

Torbjørn Forseth, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim, Norway..

Ola Ugedal, Finnmark College, Follumsvei, N-9500 Alta, Norway.

Bror Jonsson, Norwegian Institute for Nature Research, Dronningensgt. 13, N-0105 Oslo, Norway.

Forord

I denne fagrapporten oppsummeres resultater fra 10 års studier på spredning av radioaktivt cesium i ferskvanns-økosystemer. Det rapporteres fra langsiktige feltstudier i Høysjøen, Nord-Trøndelag, fra en serie med eksperimentelle studier på NINAs forskningsstasjon på Ims og i laboratorier ved NINA-Trondheim, samt fra et relativt omfattende modellarbeide. Det meste av resultatene er publisert eller under publisering i internasjonale fagtidsskrifter. Denne fagrapporten er derfor en sammenstilling og oppgradering av våre resultater, med en annen og bredere målgruppe. Feltstudiene i Høysjøen, samt denne rapporten, finansieres av Direktoratet for naturforvaltning. Vi takker DN for oppdraget og godt samarbeid gjennom alle år. De eksperimentelle studiene og modellarbeidet har vært finansiert av flere kilder: Norges forskningsråd - økotoksikologi- og strålevernprogrammene, EU - Nuclear Fission Safety programmet, Nordisk kjernesikkerhetsråd og NINA. Bror Jonsson og Torbjørn Forseth har vært prosjektledere. Ola Ugedal har siden 1990 vært ansatt ved Høgskolen i Finnmark. Studienes radiokjemiske kompetanse ble ivarettatt av Isotoplaboratoriet, Institutt for uorganisk kjemi, NTNU, og vi er takknemmelig for det gode samarbeidet vi har hatt med Roger Næumann og Oddvar Njåstad ved dette laboratoriet. Vi vil også takke alle som har deltatt i feltinnsamlinger og eksperimenter. En spesiell takk til den dyktige staben ved Norges skogbruksmuseum på Elverum og NINA-forskningsstasjon på Ims der de radioøkologiske eksperimentene ble utført. Takk også til hyttefolket på Høysjøen.

Innhold

Referat.....	3
Abstract	4
Forord	6
1 Innledning	7
2 Områdebeskrivelse	7
3 Materiale og metoder	8
3.1 Definisjoner	8
3.2 Feltstudier.....	8
3.3 Laboratoriestudier	9
3.4 Modelleringer.....	10
4 Resultater og diskusjon	10
4.1 Fordeling og lagring av radiocesium i innsjøer	10
4.2 Radiocesium i sediment	10
4.3 Radiocesium i fisk	12
4.4 Radiocesium i invertebrater.....	20
5 Konklusjoner og perspektiv.....	22
6 Litteratur.....	22

1 Innledning

Ferskvannøkosystemer rammes hardt av nedfall av radionukleider fordi innsjøer fungerer som feller for radioaktivt materiale fra nedslagsfeltet (Dahlgaard 1994). Ferskvannsfisk representerer også en viktig kilde til overføring av radionukleider fra naturlige økosystem til mennesker (f.eks. Strand 1994). Med bakgrunn i dette har NINA siden 1986 gjennomført omfattende forskning på spredning av radioaktivt cesium i ferskvann. Mye av arbeidet er allerede publisert eller er under publisering i internasjonale tidsskrift, og denne rapporten er ment som en oppsummering, oppgradering og sammenstilling av det radioøkologiske arbeidet innen ferskvann som er foretatt siden 1986. En del ikke-publiserte resultater presenteres også.

Forskningen har bestått av feltstudier, laboratorieforsøk og modelleringer. Høysjøen i Nord-Trøndelag, ble tidlig valgt som en referanseinnsjø hvor utviklingen mht. radioaktivt cesium skulle følges særlig nøye. Høysjøen ble primært valgt ut på grunn av de høye cesiumverdiene i fisk som ble rapportert tidlig i 1986. I Høysjøen er det blitt lagt vekt på å studere hvordan radioaktivt cesium fordeler seg i økosystemet, på å forklare forskjellene i radioaktivitet mellom ørret og røye, og å studere de prosessene som bestemmer hvor lenge dyra i økosystemet vil være påvirket av nedfallet.

For å øke forståelsen for det som skjer ute i naturen, og for å få mer generell informasjon om radioaktivitet i innsjøer, er det gjennomført en rekke laboratorie- og feltforsøk og et omfattende modellarbeide. Opptak av radioaktivt cesium fra føden og utskilleleshastigheten (ekskresjonen) er studert i detalj hos ørret. Ekskresjonen er også studert hos fire andre arter av ferskvannsfisk for å avdekke forskjeller mellom arter og mellom bestander av samme art. Omsetningshastighet for radiocesium er kvantifisert for en rekke invertebrater. De modellene som er utviklet har hatt som mål både å beskrive mekanismene for spredning av radioaktivt cesium og å utvikle et prediktivt verktøy for bruk i forvaltnings- og strålevernssammenheng. I denne rapporten har vi summert hovedresultatene fra disse studiene, samt referert resultater fra andre studier i og utenfor Norge.

2 Områdebeskrivelse

Høysjøen (areal: 1.0 km², maksimum dyp: 26,5 m) er en myrpåvirket (siktedyp: 2,2-3,3 m) innsjø som ligger 222 m o.h. i Verdal, Nord-Trøndelag. Den isfrie perioden varer fra midten av mai til tidlig i november, og innsjøen og dens nedslagsområde var dekket med is og snø den 28. april 1986 når nedfallet (deposisjon: 50 kBq m⁻²) fra Tsjernobylulykken kom. 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 er mye større hos organismer som lever i kalium fattig enn kalium rikt vann (f.eks. Preston, Jefferies & Dutton 1967; Thomann 1981). Høysjøen har to fiskearter, ørret (*Salmo trutta*) og røye (*Salvelinus alpinus*).

3 Materiale og metoder

3.1 Definisjoner

Noen sentrale definisjoner og ordforklaringer er gitt nedfor for å lette forståelsen av rapporten.

Absorpsjon: Angir andelen av radiocesium i føden som blir tatt opp av fiskene. Dvs. andelen som blir spist minus andelen som avgis gjennom fæses. En viss andel avgis etter absorpsjon gjennom urin, det igjenværende blir *assimilert*.

Akkumulering: oppkonsentrering av stoffer i en organisme. Bestemmes av balansen mellom inntak og utskillelse.

Becquerel: Bq = antall desintegrasjoner pr. sekund. Måleenhet for radioaktivitet. Enheten kBq brukes ofte og angir 1000 Bq (jfr. kg).

Biomagnifikasjon: Oppkonsentrering av stoffer (f.eks. radionukleider) gjennom næringskjeder (f.eks. fra bunndyr til fisk), dvs. mellom ulike nivå i økosystemet. En faktor på 2 innebærer at konsentrasjonen av stoffet er dobbelt så høyt på det øverste som det laveste nivået i sammenligningen.

Biologisk halveringstid: t_b , tiden det tar en organisme (dyr eller plante) å kvitte seg med halvparten av en radioaktiv dose. Stoffets fysiske halvering trekkes normalt ifra.

Deposisjon: Størrelsen på nedfallet. Ofte oppgitt som becquerel pr arealenheter.

Eksresjon-/utskilleleshastighet: Gitt ved k , en hastighetskonstant for ekskresjon. Sammenhengen mellom ekskresjon og halveringstid er gitt ved: $k = \ln 2 / t_b$.

Fysisk halveringstid: t_{fs} , tiden det tar før strålingen fra en radioaktiv nukleide er halvert. Angis i timer, dager eller år. Fysisk halveringstid for ^{134}Cs er ca. 2 år og for ^{137}Cs ca. 30 år.

Invertebrater: Virvelløse dyr. I ferskvann representert ved ulike insekter (f.eks. larvestadier av fjærmygg, døgn- og vårflyer), krepsdyr (f.eks. vannlopper) og bløtdyr (snegl og muslinger).

Karnivor: Kjøttetende. Blant kjøtteterne kalles de som eter bunndyr bentivore, de som tar dyreplankton, planktivore og de som spiser fisk piskivore.

Konfidensintervall (95 %): Angir statistisk sikkerhet: i 95 av 100 tilfeller vil den reelle verdien ligge innenfor konfidensintervallet.

Metabolisme: Stoffskifte eller forbrenning. Summen av de kjemiske og fysiske prosessene der energien i maten blir frigjort til nyttig "arbeid", dvs. vedlikehold av kroppsfunksjonene og reparasjon av vev, dannelse av nytt vev

(kropp- eller kjønnsprodukter) samt aktivitet som svømming, spising og gyting. De prosessene som resulterer i frigjøring av energi kalles opprettholdelses-metabolisme.

Nisje: I populær sammenheng er en arts nisje blitt beskrevet som dens yrke, dvs. dens funksjon i økosystemet. Egentlig en beskrivelse av sammensetningen av de miljøfaktorene der arten kan leve (artens samlede miljøkrav), eller artens spesielle måte å utnytte miljøet på. Nisjen beskrives ved ulike dimensjoner som f.eks. valg av bytte, beitestrategi, oppholdssted osv. Nisjebredden beskriver totalvariasjonen langs en eller flere av disse nisjedimensjonene. To arter kan ikke ha identisk nisje.

Otolitter: øresteinene hos fisk som inngår i fiskens balanseorgan. Kan brukes til å bestemme fiskens alder ved hjelp av årring-strukturer.

Primær- og sekundærkonsumenter: Dyr som spiser (konsumenter) henholdsvis planter/alger og plante/alge-spisere.

Radioaktivitet: Kjerneendringer i ustabile nukleider med spontan frigjøring (emisjon) av partikler (α stråling = heliumkjerner, β stråling = negativ eller positiv partikkel) eller elektromagnetisk stråling fra kjernen (γ stråling = fotoner). Radiocesium er beta (β) og gamma (γ) emittere. Radioaktivitet er også kalt ioniserende stråling.

Radiocesium/radioaktiv cesium: Samlebetegnelse for de to viktigste radionukleidene i nedfallet fra Tsjernobyl; ^{134}Cs og ^{137}Cs .

Radioisotoper: Radioaktive nukleider av samme grunnstoff (f.eks. ^{134}Cs og ^{137}Cs), men med forskjellig størrelse, dvs. forskjellig antall nøytroner. Isotopene har praktisk talt like kjemiske egenskaper.

Radionukleider: Ustabile grunnstoff, eller tilstandsformer av grunnstoff, som avgir stråling.

Radioøkologi: Læren om transport og fordeling av radionukleider i naturlige økosystem.

Økologisk halveringstid: Tiden det tar før organismer som lever i et radioaktivt miljø, og således hele tiden tar opp radioaktivt materiale, har halvert sin radioaktivitet. Kan også brukes om hele økosystem som mottar radioaktive stoffer. Beregnes ut fra en observert utvikling i radioaktivitet over tid.

3.2 Feltstudier

Materiale fra Høysjøen ble innsamlet i fra to til fem perioder hvert år fra 1986 til og med 1996 (**tabell 1**). 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 dybdeintervall langs bunnen (0-3 m, 3-7 m og 7-15 m) og i de frie vannmasser. Ved de fleste innsamlinger ble

Tabell 1. Tidspunkt for feltinnsamlinger i Høysjøen; dagnummer etter 28. april 1986 og antall ørret og røye målt for radioaktivitet. - Field sampling dates in lake Høysjøen; day number after 28 april 1986 and numbers of radioactivity measured brown trout and Arctic charr.

År	Dato	Dagnr	Radioaktivitetsmålinger	
			Ørret	Røye
1985	høsten		5	2
1986	18. juni	51	*	*
	3. juli	66	*	*
	17. juli	80	16	31
	15. august	109	7	17
	24. november	149	20	22
1987	25. mars	331	11	31
	11. juni	409	23	29
	21. juli	449	20	41
	2. september	492	31	48
	27. oktober	547	23	40
1988	14. juni	778	38	40
	11. august	836	33	40
	22. september	878	32	45
1989	25. mai	1123	41	49
	27. juli	1186	39	46
	11. oktober	1262	41	47
1990	7. juni	1501	42	48
	4. september	1590	56	42
1991	6. juni	1865	58	72
	25. juli	1914	44	56
	26. september	1977	46	94
1992	2. juni	2227	53	83
	4. august	2290	41	88
	1. september	2318	45	71
1993	1. juni	2591	47	56
	8. juli	2628	39	72
	19. august	2670	25	75
1994	21. juni	2976	20	94
	8. september	3055	58	49
	13. oktober	3090	38	21
1995	7. juni	3327	50	50
	4. oktober	3446	50	50
1996	25. mai	3680	54	32
	18. juni	3704	51	60
	2. juli	3718	29	60
	4. september	3782	60	60

*Målinger av samleprøver av flere fisk. Pooled samples measured.

dyreplankton samlet i de frie vannmassene med planktonhov og bunndyr med rotehov i strandsonen. I 1986, 1988, 1992 og 1995 ble det innsamlet bunnslam (sediment) på ulike dyp og lokaliteter i innsjøen.

Dyreplankton og bunndyr fra strandsonen ble tørket og cesiuminnholdet ble målt. Fiskene ble veid, lengdemålt, aldersbestemt ved hjelp av otolitter (røye) eller skjell (ørret), og kjønn og modningsstadium ble bestemt. Fiskens diett ble bestemt ved analyse av mageinnhold, 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 opptak av radiocesium mellom ørret og røye ble inntaket og ekskresjonen av radiocesium gjennom sesongen 1987 estimert. Dette ble gjennomført ved å estimere næringsinntaket ved hjelp av metodikk (Eggers 1977) som bygger på gjennomsnittlig mengde mat som finnes i magen gjennom et døgn og den hastighet maten passerer gjennom magen (magetømmingen). For å få et tilfredsstillende anslag for mengden mat i magen ble garna tømt hver fjerde time gjennom ett døgn ved fire tidspunkt i 1987 og to tidspunkt i 1989. Inngående beskrivelse av metodikk 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 fisken mellom to tidspunkt er kjent, kan også ekskresjonen estimeres (Forseth et al. 1991).

3.3 Laboratoriestudier

Laboratorieforsøk for å studere ekskresjon av radiocesium ble gjennomført med tre til fire ulike størrelsesgrupper av ørret ved 4 forskjellige temperaturer (Ugedal et al. 1992). Radioaktiv (^{134}Cs) gelatin ble sprøytet inn i magesekken på fiskene, og 6 til 12 fisker ble slaktet ved ulike tidspunkt etter start av forsøkene. Fra dette kan ekskresjonshastigheten beregnes ved lineær regresjon mellom den naturlige logaritmen av gjennomsnittlig radioaktivitet i hele fisken og tiden etter dosering. Fullstendig forsøksbeskrivelse finnes i Ugedal et al. (1992). Tilsvarende, men ikke så omfattende forsøk, ble gjennomført for laks (*Salmo salar*, to bestander), røye (to bestander), sik (*Coregonus lavaretus*) og brasme (*Abramis brama*) ved 1 til 3 temperaturer (Forseth et al., manuskript).

Absorpsjon av radiocesium, dvs. hvor mye av tilgjengelig radiocesium i føden som blir tatt opp av fisken, ble undersøkt ved å sprøyte inn radioaktivt merkede byttedyr i magesekken på ørret (Forseth et al. 1992) og brasme. Etter 10 dager ble fiskene slaktet og absorpsjonen er den prosentvise andel av total dose gitt, som fortsatt finnes i fisken. Fem ulike typer bytte ble utprøvd.

Opptak og ekskresjon av radiocesium ble undersøkt hos flere invertebrater (vannlevende insektlarver, krepsdyr og snegler). Eksperimentene på opptak 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 cesiuminnholdet ble målt. Ekskresjon av radiocesium ble undersøkt ved å overføre dyra fra eksponeringskar (etter omlag ett døgn) til kar med rent vann. Prøver

ble deretter tatt ut over en periode som fortrinnsvis tilsvarte minst en halveringstid. I noen tilfeller ble det gjennomført gjentatte målinger på enkeltindivider.

3.4 Modelleringer

Vi har utviklet en simuleringsmodell (Ugedal, Forseth & Jonsson 1997) som forklarer hvordan ørretens radioaktivitet påvirkes av omgivelsesmessige (temperatur, tidspunkt for nedfall) og metabolske forhold (vekst, næringsinntak, størrelse). Den består av del-modeller for vekst, næringsinntak og radiocesiumomsetting i fisken (figur 1). Modellforutsigelsene ble kalibrert mot og sammenlignet med feltobservasjoner fra tre årsklasser av ørret fra Høysjøen. Modellen ble brukt til å lage prediksjoner for dynamiske situasjoner etter et radioaktivt nedfall og ved likevektslignende situasjoner. Vi laget forutsigelser for innsjøer med ulike vanntemperaturer: en varm lavlandsinnsjø (f.eks. på sør-vestlandet), en middels varm innsjø (f.eks. i lavlandet i midt-Norge) og en kald fjellsjø.

Sensitivitet og usikkerhetsanalyser ble også gjennomført. Sensitivitetsanalyser angir hvor følsomme resultatene er for endringer i modellparametre. I disse analysene ble startverdiene variert systematisk for alle del-modellene (+ 10 % eller - 10 %). For hver kombinasjon av startverdier ble en modellsimulering gjennomført, og sensitiviteten ble beregnet ved multipl regresjonsanalyse på modellresultatene. Usikkerhetsanalysene tar utgangspunkt i de observerte variasjonene i modellparametrene. Ut fra variasjonene ble det laget statistiske fordelinger med 1000 tilfeldige tall for hver av parametrene. Deretter ble modellsimuleringene gjennomført 1000 ganger med disse verdiene. Hvilke faktorer som bidrar mest til modellusikkerheten ble beregnet ved multipl regresjonsanalyse på modellresultatene. Disse analysene er viktige fordi de identifiserer viktige forskningsfelt for videreutvikling av prediktive modeller for cesiumomsetting i fisk.

4 Resultater og diskusjon

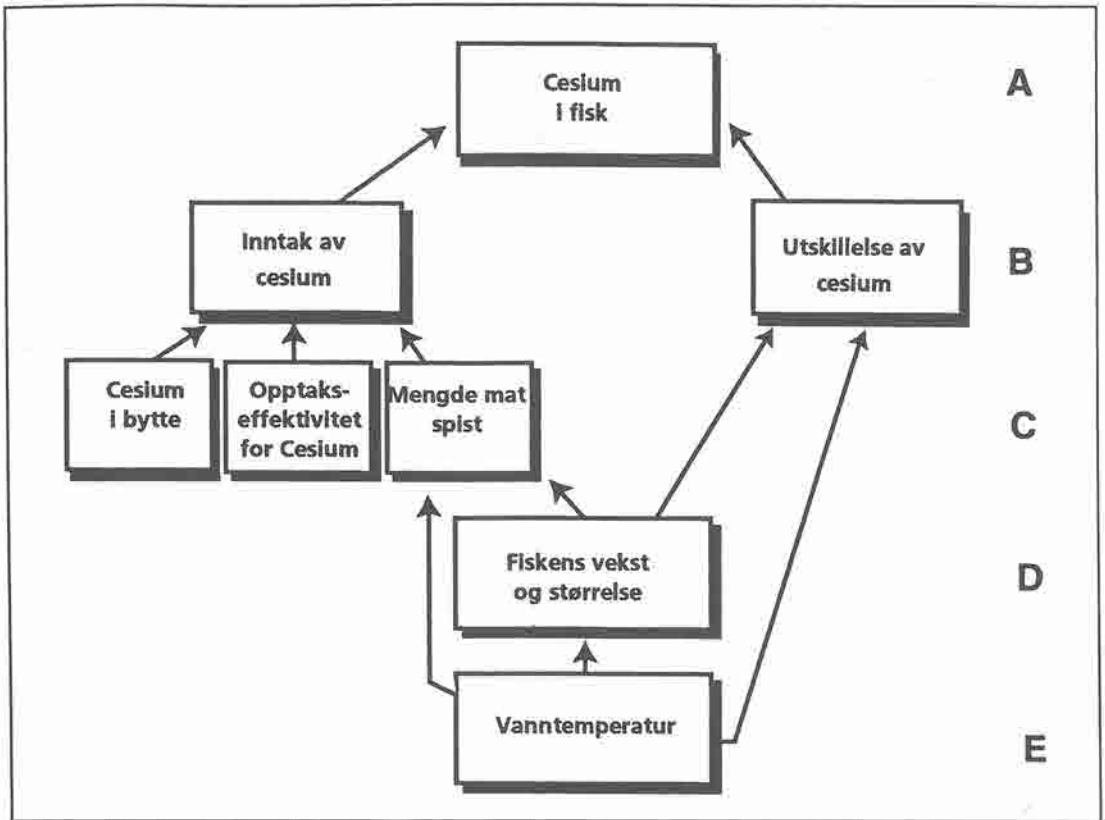
4.1 Fordeling og lagring av radiocesium i innsjøer

Det aller meste av radiocesium (~98 %) i et innsjø-økosystem er kort tid etter nedfallet lagret i sedimentene (Blakar, Hongve & Njåstad 1992; Forseth et al. 1993; Hongve, Blakar & Brittain 1995). I den levende delen av økosystemet har fordelingen av radiocesium i Høysjøen endret seg med tiden etter nedfallet og tre faser kan identifiseres. I en dynamisk startfase varierte nivåene for radiocesium mye mellom ulike dyregrupper og trofiske nivå (produsenter og konsumenter på ulike nivå). Deretter fulgte en overgangsfase hvor radioaktiviteten var mer jevnt fordelt. I de siste årene har systemet vært mer stabilt og systematisk biomagnifikasjon (oppkonsentrering fra f.eks. plankton til fisk) er blitt synlig (Forseth et al. 1991; Ugedal et al. 1991; Ugedal, Forseth & Jonsson 1997). Fasene kan identifiseres i sammenligninger mellom radioaktivitet i invertebrater, målt både i mageinnhold fra fisk og i miljøprøver, og i fisk fra Høysjøen ved ulike tidspunkt etter nedfallet (figur 5 og 6, se kap. 4.4).

4.2 Radiocesium i sediment

Vertikalfordelingen av radiocesium i sedimenter (bunnslam) er undersøkt i en rekke innsjøer (f.eks. Notter & Neumann 1991; Dahlgaard 1994), og stor forskningsinnsats er gjort for å kartlegge og forstå cesiums binding til ulike typer sedimenter (f.eks. Hesslein, Broecker & Schindler 1980; Cremers et al. 1988; Comans et al. 1989). Mange av de mer grunnleggende studiene (f.eks. Cremers et al. 1988; Comans et al. 1989) som beskriver mekanismer er imidlertid basert på sediment dominert av leire. Slike sedimenter er ikke er typisk for norske systemer og studiene har derfor lav overførbarhet.

Etter Tsjernobyj-ulykken i 1986 var fordelingen av radiocesium nedover i sedimentet (vertikalfordelingen) i Høysjøen relativt lik i ulike deler av innsjøen (Ugedal et al. 1991). Hovedmengden av det radioaktive cesiumet lå i det øverste sjiktet (0-1 cm) og aktiviteten avtok raskt nedover i sedimentet (figur 2). Fra 1988 og utover varierte vertikalfordelingen av radiocesium mellom ulike lokaliteter. Utenfor hovedinnløpet i innsjøen ble fordelingen, på grunn av nytilførsler fra nedslagsfeltet, mer jevn med lik radioaktivitet i alle sjikt ned til 10 cm. På større dyp og ute i innsjøen var fordelingen av radiocesium nedover i sedimentet omtrent som høsten 1986, og størsteparten av radioaktiviteten lå fremdeles i det øverste sjiktet (figur 2). Dette indikerer en relativ lav sedimentasjonshastighet i store deler av innsjøen, og radioaktiviteten vil derfor holde seg i det øverste sedimentsjiktet i mange år framover. Med den relativt store sedimentasjonshastigheten som er i området utenfor hovedinnløpet vil de radioaktive sedimentene raskt overlages og bli utilgjengelig for planter og dyr når tilførselen av

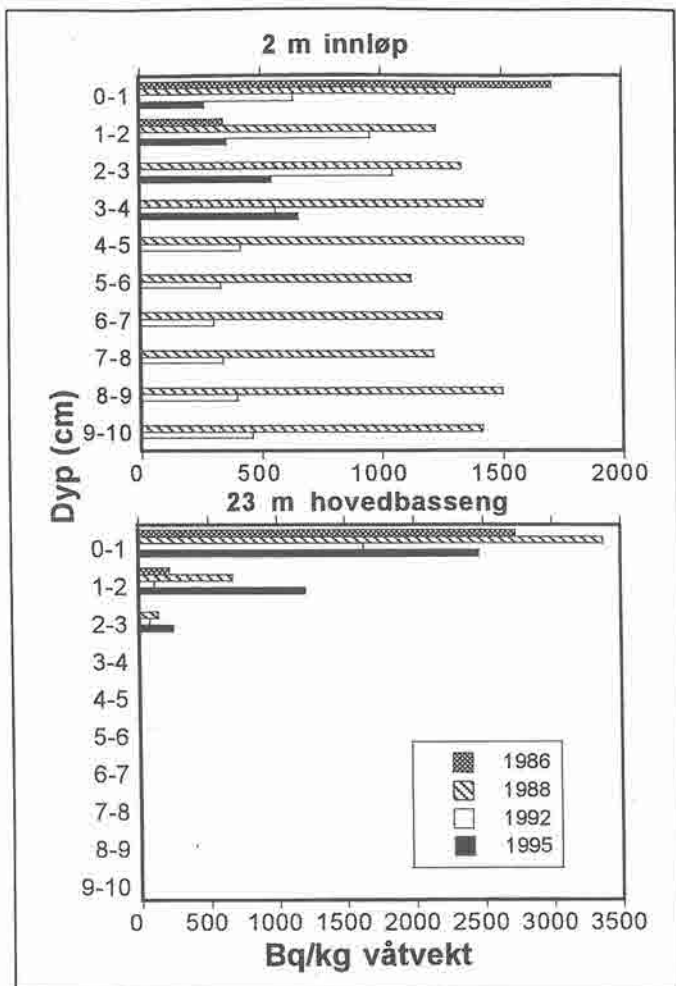


Figur 1. Prinsippskisse over modell for radiocesium i ørret: fem nivåer (A-E) av matematiske likninger som gir parametre til ovenforliggende nivå. Nivå A: kjerne likningen som beskriver endringen i radioaktiv kroppsbyrde med tiden. Nivå B - likninger for radiocesium inntak og ekskresjon som gir verdier for kjernelikningen. Nivå C - likninger for radioaktivitet i byttedyr, absorpsjonseffektivitet og fiskenes næringsinntak som gir parametre for inntakslikningen. Nivå D - likning for ørretens vekst. Vekstraten bestemmer fiskenes størrelse som er en viktige for næringsinntak og ekskresjonsrater (på nivå B). Videre brukes vekstraten direkte til å beregne næringsinntaket for matrasjonene under det maksimale. Nivå E - likninger for vanntemperatur som gir parametre for å beregne vekst på nivå D, næringsinntak på nivå C og radiocesium ekskresjon på nivå B. Etter Ugedal, Forseth & Jonsson (1997). - Conceptual model of ¹³⁷Cs turnover in brown trout given by five tiers of equations (A-E), each feeding parameters into above levels: Level A - The core equation describing changes in radiocesium body burden with time. Level B - equations for radiocesium excretion and intake which provide input parameters to the core equation. Level C - equations for radioactivity of prey animals (fallout conditions) and the brown trout feeding rates providing parameters for the radiocesium intake equation. Level D - the equation for brown trout growth rates. Growth rates determine the body size of the fish which, in turn, dictates feeding rates and radiocesium excretion (at level B). Moreover, growth rates per se are used to quantify feeding rates at levels below maximum feeding. Level E - equations for ambient temperature in lakes providing parameters for estimating growth at level (D), feeding rates at level (C) and radiocesium excretion rates at level (B). After Ugedal, Forseth & Jonsson (1997).

radioaktivitet fra nedbørfeltet reduseres. Målingene i 1995 indikerer at tilførselen fra nedslagsfeltet har avtatt fordi aktiviteten i det øverste laget er noe lavere enn lengre nede utenfor innløpet. Videre oppfølging er nødvendig for å fastslå om dette er en generell trend.

Dyr som lever i eller på sedimentene bringer radiocesium inn i næringskjedene. Radiocesium er trolig primært tilgjengelig via levende og dødt plantemateriale (alger, moser og høyere planter) som utnyttes som næring for primærkonsumentene. Størrelsen på denne transporten avhenger av følgende tre hovedfaktorer: (1) Opptaket av radiocesium

i planter i innsjøen og tilførselen av radioaktivt organisk materiale fra nedslagsfeltet. (2) Vertikalfordelingen av radiocesium i sedimentene, dvs. den romlige tilgjengeligheten. Fordelingen endres med tiden etter nedfallet, og er avhengig av om sedimentene er stabile eller om det foregår en intern transport (fysisk eller biologisk), av sedimentasjonshastigheten (sedimentenes vekst), og av nytilførselen av radioaktivt materiale fra innsjøens nedslagsfelt (Notter & Neumann 1991; Dahlgard 1994). (3) Biotilgjengeligheten for radiocesium i sedimentene, dvs. radiocesiums fysiske og biologiske tilgjengelighet bestemt av tilstandsformen for radiocesium (store eller små uorganiske partikler eller



Figur 2. Vertikalfordelingen av radiocesium i sedimenter på 2 m dyp utenfor hovedinnløpet og på 23 m dyp i hovedbasseng i Høysjøen i 1986, 1988, 1992 og 1995. Merk at sedimentprøven på 2 m utenfor innløpet bare var 4 cm i 1995, og at den videre fordeling nedover i sedimentet ikke er kjent. - The vertical radiocesium distribution in lake sediments at 2 m deep waters outside the main inlet, and at 23 m in the main basin of lake Høysjøen in 1986, 1988, 1992 and 1995. Note that the sediment core taken outside the inlet was only 4 cm deep in 1995, and that the distribution further down in the sediment is unknown.

organisk bundet) og i hvilken grad dyra som lever der har en beitestrategi som medfører opptak av radioaktivitet. NINA gjennomfører for tiden eksperimenter på biotilgjengelighet av radiocesium i sedimenter.

4.3 Radiocesium i fisk

Radioaktivitet hos fisk er bestemt av balansen mellom inntak og ekskresjon av radionukleidene. Inntaket av radioaktivt cesium skjer gjennom føden og er bestemt av størrelsen på næringsinntaket, absorpsjonseffektiviteten (andelen av tilgjengelig radiocesium i maten som blir tatt opp) og konsentrasjonen av radiocesium i de ulike næringsemner (Kolehmainen, Häsänen & Miettinen 1966; Hewett &

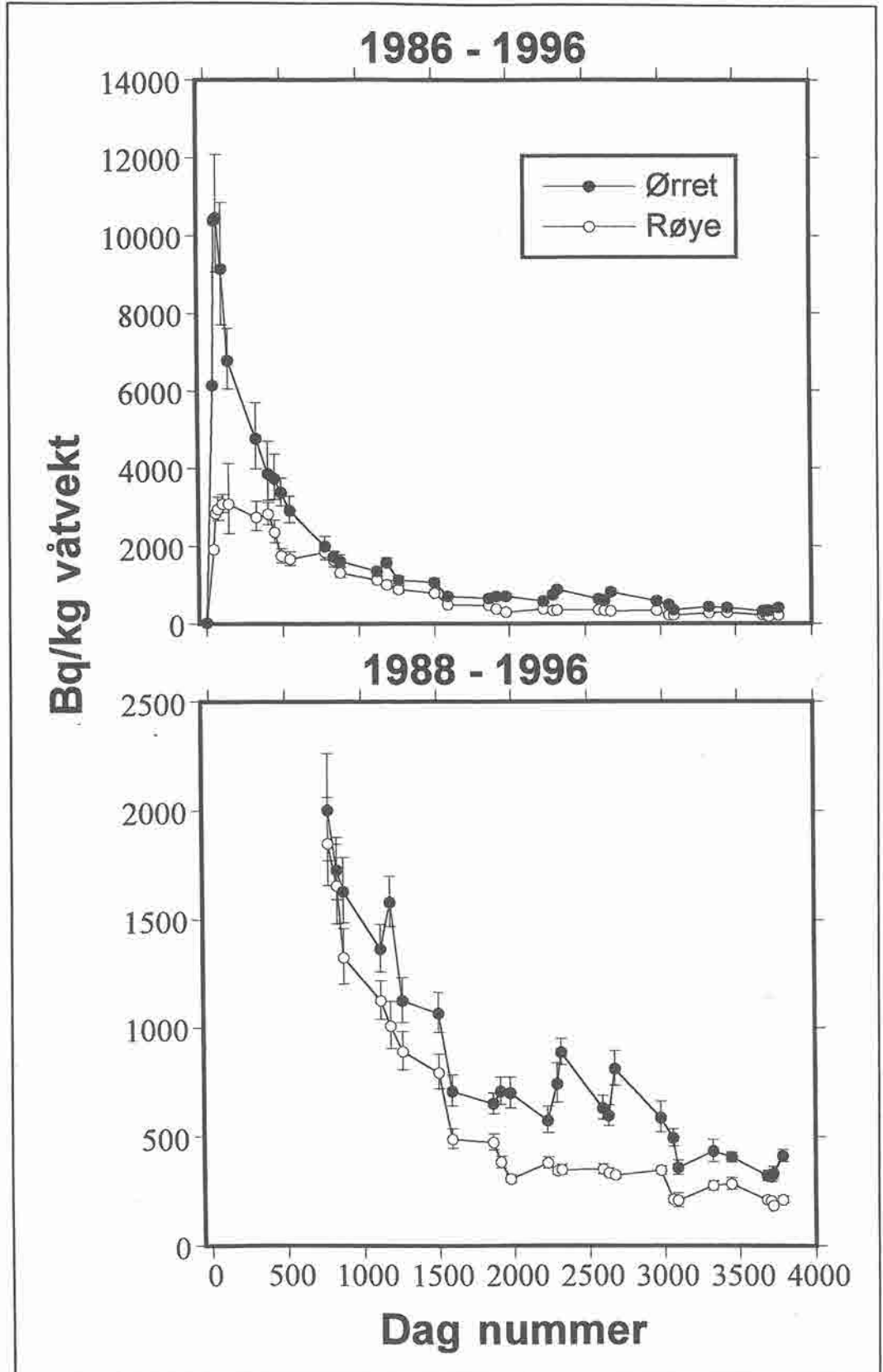
Jefferies 1978; Forseth et al. 1991; Forseth et al. 1993). Radioaktiviteten hos ferskvannsinvertebrater som er viktige næringsemner for karnivore fisk varierer mye på grunn av forskjeller i opptak- og ekskresjonsrater hos de ulike typer dyr (Forseth et al. 1993, se kap. 4.4), og fordi dyra befinner seg på ulike nivå i næringskjeden (primær- og sekundærkonsumenter). Likeledes varierer absorpsjonseffektiviteten hos fisk mye med type næringsdyr (23-82 % for ørret, Forseth et al. 1992). Denne variasjonen gjenspeiler trolig fordøyeligheten av de ulike næringsemnene, men kunnskap om dette er ikke tilgjengelig. Fiskenes diett vil på grunn av forskjeller i radioaktivitet og absorpsjonseffektivitet hos ulike typer bytte være viktig for inntaket av radiocesium (Kolehmainen, Häsänen & Miettinen 1966; Forseth et al. 1991; Ugedal et al. 1995). Næringsinntakets størrelse bestemmes av vanntemperaturen, fiskens størrelse og tilgjengeligheten av bytte (Elliott 1975).

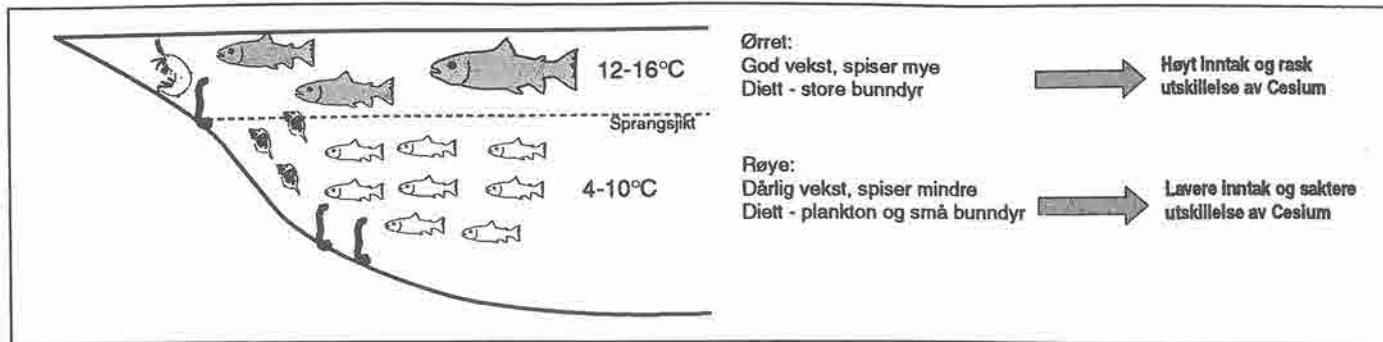
Forskjeller mellom ørret og røye

Etter at det radioaktive nedfallet nådde midt-Norge 28. april 1986 steg verdiene i ørret og røye fra Høysjøen raskt (Forseth et al. 1991). Raskest steg verdiene i ørret som nådde en topp ($^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$: 16 300 Bq/kg, ^{137}Cs : 10 900 Bq/kg) ca. 80 dager etter nedfallet. Maksimumverdiene i røye var lavere ($^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$: 5 800 Bq/kg, ^{137}Cs : 3 700 Bq/kg) og kom senere, ca. 150 dager etter nedfallet (figur 3). Radioaktiviteten i fisk viste en relativt jevn nedgang fra høsten 1986 og utover til 1991. Deretter avtok radioaktiviteten lite i en 3-års periode. De to seneste årene har imidlertid nedgangen fortsatt. På alle tidspunkt var radioaktiviteten høyere i ørret enn i røye. I de siste åra har det vært observert en sesongmessig variasjon med minimum radioaktivitet om våren og økninger utover i sesongen hos ørret. I 1996 var ørreten kommet under 450 Bq/kg, og røya under 250 Bq/kg. ^{134}Cs utgjør bare ca. 2 % av totalaktiviteten i 1996 og vil, på grunn av sin korte fysiske halveringstid, snart være ute av økosystemet. Den økologiske halveringstiden for ^{137}Cs ble beregnet til 1073 dager (2,9 år) for ørret og 924 dager (2,5 år) for røye basert på utviklingen i radioaktivitet hos de to artene fra 1987 og utover. Fortsetter nedgangen i radioaktivitet i samme tempo vil ørreten i Høysjøen være tilbake på før-Tsjernobyl nivå (ca. 30 Bq/kg) om ca. 10 år, mens for røye vil dette skje om ca. 5-6 år. Halveringstiden for ^{137}Cs i ørret fra Høysjøen er identisk med halveringstiden i ørret fra Øvre Heimdalsvatn (2,9 år: Brittain et al. 1995).

Forskjellen i akkumulasjonsforløp for radiocesium hos ørret og røye kan knyttes til de to artenes fødevalg, cesiuminnholdet i maten og deres oppholdssted i innsjøen (figur 4). Ørret lever på grunt vann i strandsonen 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 (Forseth et al. 1991). Dyreplankton finner røye ved å ta kortere turer opp i de frie vannmasser (Forseth, Ugedal & Jonsson 1994). Radioaktiviteten i byttedyr fra fiskenes magesekk varierte mye i den første fasen etter nedfallet. I de siste årene (fra 1990) har cesiuminnholdet i ørretens mageinnhold vært gjennomgående høyere enn i røyas mageinnhold (figur 5).

Figur 3. Radioaktivt cesium (^{137}Cs , Bq/kg våtvekt, geometrisk gjennomsnitt \pm 95 % konfidensintervall) i ørret og røye fra Høysjøen fra 1986 til 1996. Dag 0 er 28. april 1986. I nedre del av figuren er perioden fra 1988 til 1996 plottet for seg. Vær oppmerksom på forskjellig skala på y-aksene. - Radioactive cesium (^{137}Cs , Bq/kg fresh weight, geometric mean \pm 95 % C.L.) in brown trout and Arctic charr from lake Høysjøen from 1986 to 1996. Day 0 is 28 April 1986. The lower figure shows the period from 1988 to 1996, separately. Note the scale differences on the y-axis.



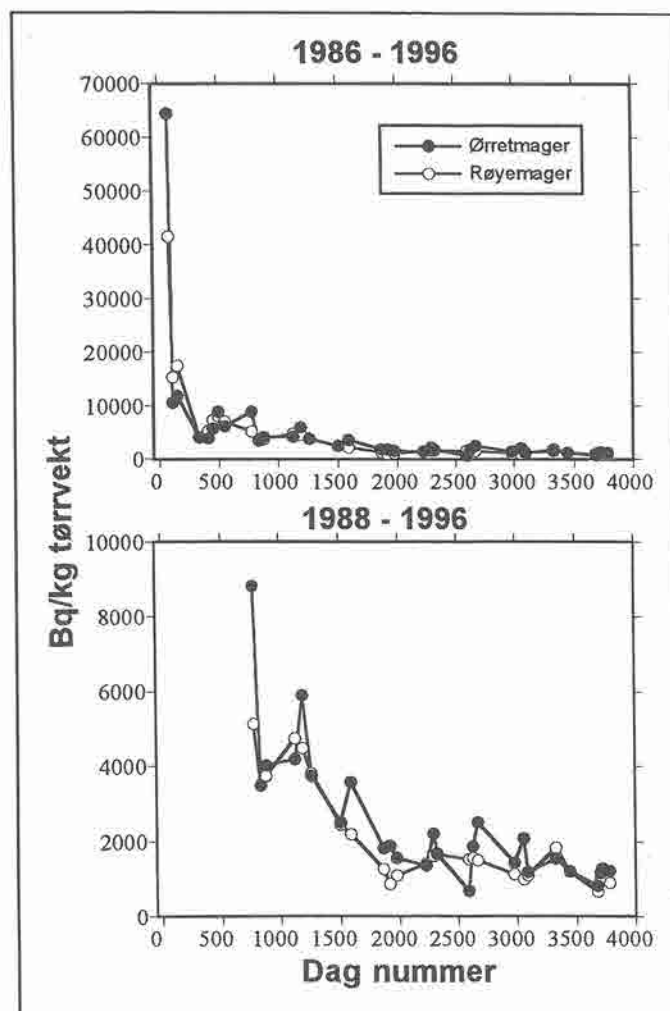


Figur 4. Prinsippskisse for årsaker til forskjellig radiocesium innhold i ørret og røye. Figuren indikerer hvor de to artene oppholder seg om sommeren, hva de spiser og størrelsesforskjellene mellom artene og konsekvensene for omsetningen av radiocesium. Conceptual illustration of what causes the differences in cesium concentration between brown trout and Arctic charr. The figure indicates the habitat, diet and size differences between the two species and the consequences for the turnover of radiocesium.

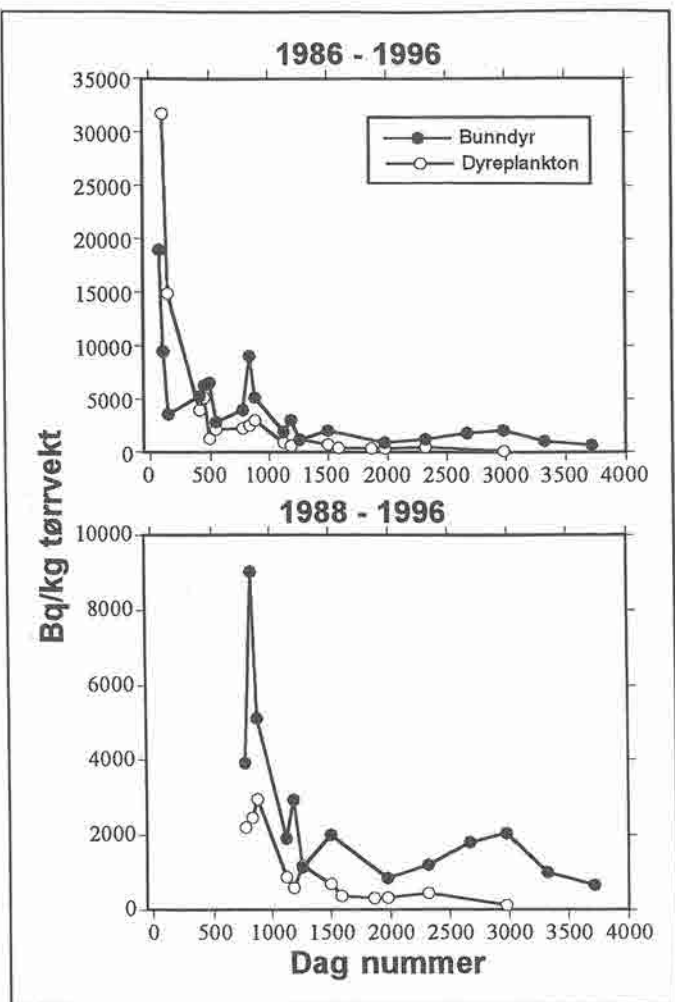
Mest markert har denne forskjellen vært ved innsamlinger på sensommeren, hvor røyas diett er dominert av dyreplankton. I samsvar med dette viser målinger av radioaktivitet hos invertebrater fra Høysjøen at radioaktiviteten hos bunndyr fra strandsonen, med unntak av i 1986, har vært høyere enn hos dyreplankton fra de frie vannmasser (figur 6). Nedgangen i radioaktivitet fra 1987 og utover har vært betydelig raskere hos dyreplankton (øko­logisk halveringstid 525 dager) enn hos bunndyr fra strandsonen (øko­logisk halveringstid 1208 dager).

Den høye og tidlige toppen i radioaktivitet hos ørret sammenlignet med røye kan forklares ved at ørrets byttedyr (hovedsaklig bunndyr) tok opp radiocesium raskere og nådde et høyere nivå våren 1986 enn zooplankton, som er røyas viktigste næring. Men like viktig er det at ørret spiser betydelig mere enn røye, spesielt tidlig på året (Forseth et al. 1991) og derfor hadde et høyere inntak av radiocesium (ca. tre ganger høyere) i 1986. Noe av det høyere inntaket hos ørret ble utlignet med en raskere ekskresjon. Ekskresjonen ble beregnet å være ca. 20 % raskere hos ørret enn røye fordi ørret oppholder seg på grunt vann i strandsonen hvor vanntemperaturen er høy om sommeren, mens røya går dypere og derfor på kaldere vann. Ekskresjonen av cesium er sterkt temperaturavhengig hos fisk (f.eks. Ugedal et al. 1992; Rowan & Rasmussen 1995). I de siste åra er forskjellene mellom artene opprettholdt både på grunn av forskjeller i størrelsen på næringsinntaket og på grunn av forskjellene i radiocesium i de to artenes viktigste næringsdyr.

Biomagnifikasjonen (oppkonsentrering av radiocesium fra byttedyr til fisk) varierte mye de første to åra etter at nedfallet kom. Fra 1988 og utover har ørreten gjennomgående vært omlag 1,5 ganger så radioaktiv som sitt mageinnhold (figur 7). Røyas biomagnifikasjon stabiliserte seg noe senere, men de siste årene har røya omlag samme radioaktivitet som sitt mageinnhold. En biomagnifikasjon på 1,5-2 hos ørret samsvarer godt med våre modellprediksjoner (se avsnitt om modellering). Modellen forutsier, i samsvar med observasjonene for røye, at saktevoksende fisk i kaldt vann vil ha en lav biomagnifikasjon av radiocesium.



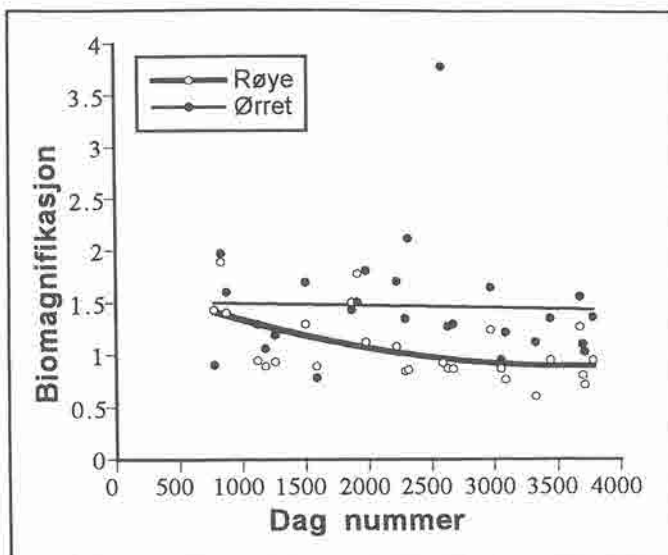
Figur 5. Radioaktivt cesium (^{137}Cs , Bq pr kg tørrvekt) i ørret- og røyemager fra Høysjøen fra 1986 til 1996. Dag 0 er 28. april 1986. I nedre del av figuren er perioden fra 1988 til 1996 plottet for seg. Vær oppmerksom på forskjellig skala på y-aksene. - Radioactive cesium (^{137}Cs , Bq/kg dry weight) in the stomach content of brown trout and Arctic charr from lake Høysjøen from 1989 to 1996. Day 0 is 28 April 1986. The lower figure shows the period from 1988 to 1996, separately. Note the scale differences on the y-axis.



Figur 6. Radioaktivt cesium (^{137}Cs , Bq pr kg tørrvekt) i bunndyr fra strandsonen og dyreplankton fra vannmassene i Høysjøen fra 1986 til 1996. Dag 0 er 28. april 1986. I nedre del av figuren er perioden fra 1988 til 1996 plottet for seg. Vær oppmerksom på forskjellig skala på y-aksene. - Radioactive cesium (^{137}Cs , Bq/kg dry weight) in zoobenthos and zooplankton from lake Høysjøen from 1989 to 1996. Day 0 is 28 April 1986. The lower figure shows the period from 1988 to 1996, separately. Note the scale differences on the y-axis.

Variasjon i radioaktivitet hos fisk

Radiocesiuminnholdet i fisk er forskjellig både i ulike innsjøer og hos enkeltfisk fra samme innsjø. Variasjoner i radiocesium i fisk fra ulike innsjøer kan ha sin årsak i en rekke faktorer: størrelsen på nedfallet, innsjøareal og vannets oppholdstid (f.eks. Forseth et al. 1993; Särkkä, Jämsä & Luukko 1995), vannkjemiske parametre og spesielt kalium (Kolehmainen, Häsänen & Miettinen 1966; Preseton, Jefferies & Dutton 1967; Rowan & Rasmussen 1994; Särkkä, Jämsä & Luukko 1995), næringsrikhet (Rowan & Rasmussen 1994; Särkkä, Keskitalo & Luukko 1996), vanntemperatur (Rowan & Rasmussen 1994; Ugedal, Forseth & Jonsson 1997) og økologiske faktorer (Forseth et al. 1991; Elliott, Elliott & Hilton 1993; Rowan & Rasmussen 1994; Ugedal, Forseth & Jonsson 1997).



Figur 7. Radiocesium biomagnifikasjon (cesium i fisk/cesium i mageinnhold) hos ørret og røye fra Høysjøen i perioden fra 1988 til 1996. Linjene representerer lineær (ørret) og polynom (røye) tilpasninger til observasjonene. Dag 0 er 28. april 1986. - Radiocesium biomagnification (cesium in fish/cesium in stomach content) in brown trout and Arctic charr from lake Høysjøen from 1988 to 1996. Lines represent linear (brown trout) and polynomial (Arctic charr) curve-fits to observations. Day 0 is 28 April 1986.

Variasjonen i radioaktivitet mellom enkeltindivider fra samme innsjø kan også være stor (Brittain, Storruste & Larsen 1991). En slik variasjon er også observert hos røye og ørret i Høysjøen (Ugedal et al. 1995). Variasjonskoeffisienten (standardavviket i % av middelverdien) på de ulike innsamlingstidspunkt i Høysjøen har variert mellom 16,3 % og 54,8 % hos røye og mellom 19,9 % og 55,5 % hos ørret. Størrelsen på den individuelle variasjonen viste ingen systematiske endringer med tiden, dvs. variasjonen synes å være omtrent like stor i dag som i tiden like etter at nedfallet kom. I gjennomsnitt har variasjonen vært noe større hos røye (34,6 %) enn hos ørret (29,3 %), noe som sannsynligvis skyldes at røya har en bredere nisje enn ørret (Ugedal et al. 1995). Enkeltfisk med store avvik i forhold til gjennomsnittet kan finnes på de fleste innsamlingstidspunkt, spesielt hos røye. Denne variasjonen gjør at minst 15-20 individer bør måles for å få et representativt bilde av radioaktiviteten i en fiskebestand.

Mye av disse forskjellene kan knyttes til størrelsen på fiskene fordi mange biologiske og økologiske faktorer endrer seg ettersom fisken vokser. Størrelsen på næringsinntaket, veksthastigheten og forholdet mellom disse to endres med fiskestørrelsen, og større fisk har ofte en annen diett og oppholder seg i andre deler av en innsjø enn mindre fisk. Eksempler på dette er røye som skifter fra å spise dyreplankton til å ta bunndyr (eller motsatt), og ørret som blir fiskespisere når de blir store nok. I litteraturen etter Tsjernobyl-ulykken presenteres det imidlertid et ganske forvirrende bilde for sammenhengen mellom fiskestørrelse og cesiuminnhold. Det er for flere arter rapportert positive sammenhenger i enkelte innsjøer (dvs. at radioktiviteten er

høyest i den største fisken), og ingen sammenheng for samme art i andre innsjøer (Hammar et al. 1991 a, b; Håkansson, Andersson & Nilsson 1992; Elliott et al. 1992; Elliott, Elliott & Hilton 1993). Negative sammenhenger er også rapportert (Andersson 1989; Hammar et al. 1991a). Mye av denne uklarheten kan trolig, som det vil framgå nedenfor, forklares med at undersøkelsene er gjennomført på ulike tidspunkt etter at nedfallet kom.

Undersøkelsene i Høysjøen viser at sammenhengene mellom radioaktivitet og fiskestørrelse har endret seg i løpet av undersøkelsesperioden. I 1986 var det en negativ sammenheng mellom fiskens radioaktivitet og alder, men ingen sammenheng med fiskevekt. Fra og med høsten 1987 økte fiskens radioaktivitet både med vekt og alder (Ugedal et al. 1995). Tidspunktet for disse endringene kan 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. Senere ble radioaktiviteten lavere i næringsdyra enn i fisken. Ung fisk har et høyt næringsinntak og bedre vekst enn eldre og større fisk, og når næringsdyra fisken spiser er mindre radioaktiv enn fisken selv vil ung fisk få lavere cesiumkonsentrasjon enn eldre fisk. Både årsakssammenhengene og endringene med tid er bekreftet gjennom modelleringer (Ugedal, Forseth & Jonsson. 1997, se eget avsnitt om modellering). Feltstudiene i Høysjøen og modelleringer (Ugedal et al. 1995; Ugedal, Forseth & Jonsson 1997) viser samlet at tidsavhengige endringer i sammenhengene mellom radiocesium og fiskestørrelse, og forskjeller i tidspunkt når studiene ble gjennomført, kan forklare mye av det forvirrende bilde for sammenhengene mellom fiskestørrelse og radiocesium som finnes i litteraturen.

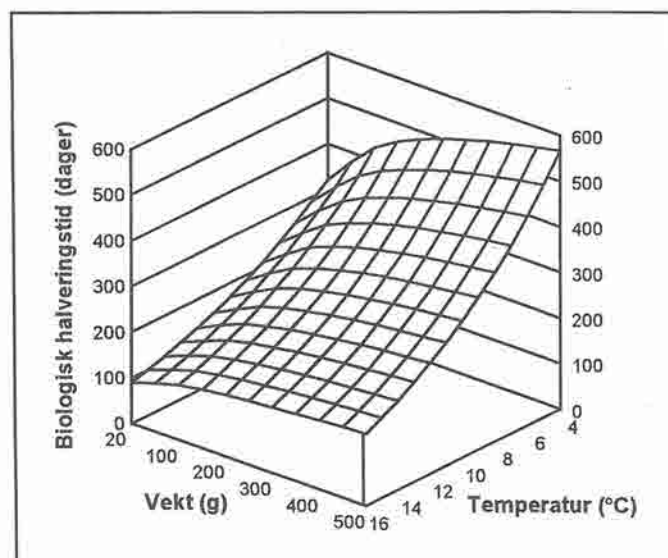
En sammenstilling av alle data innsamlet i Høysjøen i perioden 1987 til 1989 viste at innholdet av radiocesium økte mye mer med vekt hos røye enn hos ørret (Ugedal et al. 1995). Dette skyldes sannsynligvis at røya endrer diett fra dyreplankton til bunndyr med økende størrelse/alder. Dette ble bekreftet ved at bunndyr gradvis ble viktigere i dietten med økende alder og størrelse på røya (Forseth et al. 1994), at bunndyr hadde høyere radiocesiuminnhold enn dyreplankton og at bunndyrspisende røye hadde høyere radioaktivitet enn planktonspisende røye. Hos ørret fant vi ingen klare forskjeller i diett hos ulike alders- eller størrelsesgrupper. Den markerte positive sammenheng mellom radiocesium og vekt hos røye har blitt opprettholdt også etter 1989. Hos ørret, derimot, har sammenhengene mellom radiocesium og fiskens vekt vært lite markert på de fleste tidspunkt etter 1989. Modellsimuleringer bekrefter at for ørret som ikke endrer diett med økende størrelse, skal sammenhengene mellom fiskestørrelse og fiskens radiocesium være lite markert i perioder hvor radioaktiviteten i byttedyra endres lite (Ugedal, Forseth & Jonsson 1997). En slik situasjon hadde vi i Høysjøen i en periode på 1990-tallet.

Eksperimentelle data

Ekskresjon av radiocesium i ørret er sterkt temperaturavhengig og svakt størrelsesavhengig (figur 8; 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 beregnes 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 ekskresjon av radiocesium og den metabolske raten (Ugedal et al. 1992; Forseth et al., manuskript). Dette kan bety at om det foreligger informasjon om en fiskearts metabolske hastighet kan ekskresjonshastigheten for radiocesium forutsies. I samsvar med dette fant vi at av fiskeartene brasme, ørret, røye, laks og sik, hadde brasme en senere ekskresjon enn alle andre på alle temperaturer (tabell 2, Forseth et al., manuskript). Brasme er en karpefisk, og har den sørligste utbredelsen av de undersøkte artene. Karpefisk har generelt lavere metabolsk hastighet enn laksefiskene, og arter i sørlige og varme områder har generelt lavere metabolisme enn fisk i kaldere og nordlige områder. Av de undersøkte laksefiskene hadde laks generelt en rask cesium ekskresjon. Dette henger trolig sammen med at laks er best tilpasset et liv i rennende vann med høye oksygenkonsentrasjoner, har et høyt aktivitetsnivå og derfor har høy metabolsk hastighet.



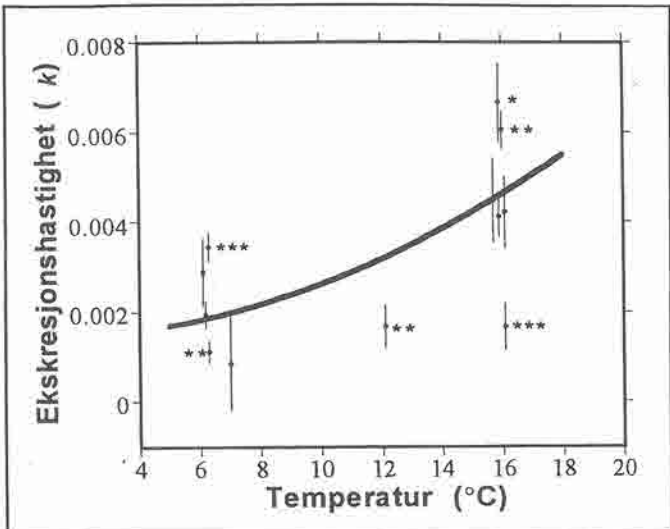
Figur 8. Biologisk halveringstid (dager) for cesium hos ørret av ulike størrelser (g) holdt i vann med ulike vanntemperaturer (°C). Etter Ugedal et al. (1992). - Biological half-lives (days) for cesium in brown trout of different sizes (g) maintained at different temperatures (°C). After Ugedal et al. (1992).

Tabell 2. Biologisk halveringstid (t_b , dager) ved ulike vanntemperaturer ($^{\circ}\text{C}$) for laks, røye, sik og brasme. Halveringstider er gitt for to ulike bestander av laks og røye. Bestandene er navngitt etter den elv eller innsjø de kommer fra: Lone er ei elv ikke langt fra Bergen i Hordaland, lmsa er ei elv ved Sandnes i Rogaland som er utløpselva fra Liavatn, Sagtjern ligger ved Elverum i Hedmark og Halselva ikke langt fra Alta i Finnmark. Etter Forseth et al., manuskript. - Biological half-lives (t_b , days) at different temperature ($^{\circ}\text{C}$) in Atlantic salmon, Arctic charr, whitefish and bream. Half-lives are given for two different populations of Atlantic salmon and Arctic charr. The populations are named by their river or lake of origin: river Lone near bergen in Rogaland county, river lmsa, the outlet river of Lake Liavatn, near Sandnes in Rogaland county, lake Sagtjern near Elverum in Hedmark county and River Hals near Alta in Finnmark county. After Forseth et al. ms.

Art	Bestand	T_{pre}	t_b
Laks	Lone	16	103
Laks	lmsa	16	117
Røye	Halselva	16	148
Sik	Liavatn	17	136
Røye	Liavatn	16	170
Brasme	Sagtjern	16	408
Brasme	Sagtjern	12	403
Røye	Halselva	6	204
Laks	Lone	6	233
Laks	lmsa	6	361
Røye	Liavatn	6	636
Brasme	Sagtjern	7	816

Vi fant også forskjeller i cesiumekskresjon mellom bestander av samme art når disse kom fra miljøer med ulik vanntemperatur (Forseth et al., manuskript). Røye fra Halsvassdraget ved Alta, hadde raskere cesiumekskresjon enn røye fra lmsvassdraget ved Sandnes på 6°C , men ikke på 16°C . Dette tyder på at Hals røya er tilpasset de lave vanntemperaturene i dette vassdraget, og har høyere metabolisme ved lave temperaturer enn røye fra sør-Norge. Laks fra lms ved Sandnes og fra Lone ved Bergen opplever tilnærmet samme vanntemperaturer, og vi fant ingen forskjeller i cesiumekskresjon mellom de to bestandene.

Vi sammenlignet resultatene fra våre eksperimenter med forutsigelser fra en modell utviklet av kanadiske forskere (Rowan & Rasmussen 1995). Denne modellen ble utviklet fra litteratordata og ble antatt å ha gyldighet for et bredt spekter av fiskearter fra tempererte strøk. Våre resultater avvok signifikant fra forutsigelsene fra denne modellen i 45 % av sammenligningene (figur 9), og avvikene var tildels store (fra - 85 til + 63 %). Det ser derfor ut til at det kan bli vanskelig å utvikle en generell modell for cesiumekskresjon



Figur 9. Ekskresjonshastigheter (k , \pm standard feil) for en 250 g fisk bestemt i eksperimenter med røye, laks, sik og brasme (Forseth et al., manuskript), sammenlignet med forutsigelser fra en generell cesium ekskresjonsmodell (heltrukken linje) utviklet av Rowan & Rasmussen (1995). For å gjøre illustrasjonen tydeligere ble overlappende punkter er forskjøvet 0,2 enheter langs x-aksen. Stjernene angir punkter som er signifikant forskjellig fra modellforutsigelsene. Fra Forseth et al., manuskript. - The elimination rate (k , \pm SE) for a 250 g fish from experiments with Arctic charr, Atlantic salmon, whitefish and bream, and elimination rates estimated (solid line) from the model by Rowan & Rasmussen (1995). For clarity in the illustration overlapping points have been moved 0.2 units along the x-axis. Asterisks denote significant differences between experimental data and model predictions. From Forseth et al., manuskript.

hos fisk som er gyldig for et bredt spekter av arter. Variasjonen mellom ulike arter og mellom bestander av samme art som lever i ulike miljø er for stor. Det er i stedet viktig å utvikle gode modeller for de enkelte artene som tar hensyn til geografiske forskjeller i vanntemperatur. Deretter kan eventuelt grupper av liknende arter slås sammen i fellesmodeller.

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 gjenspeiler fordøyeligheten av de ulike næringselementene (Reinfelder & Fisher 1994), men kunnskap om dette er ikke tilgjengelig. Brasme hadde generelt lavere absorpsjon enn ørret, med høyest absorpsjon (47 %) fra fjærmyggglarver. Dette henger trolig sammen med at brasmen, som alle karpfiskene, ikke har noen egentlig mage men bare en lang tarmkanal. Fordøyelsessystemet er derfor mindre effektivt enn hos laksefiskene (f.eks. ørret) som har mage. Fordi brasmen tar inn mye sediment når den spiser sjekket vi også om brasme tar opp radiocesium fra sedimentet. Absorpsjonen var imidlertid svært lav. Det var ingen entydig sammenheng

mellom radiocesium absorpsjon, størrelsen på fisken eller vanntemperaturen i dette forsøket, som ble utført med to størrelsesgrupper og ved to temperaturer.

Modellering

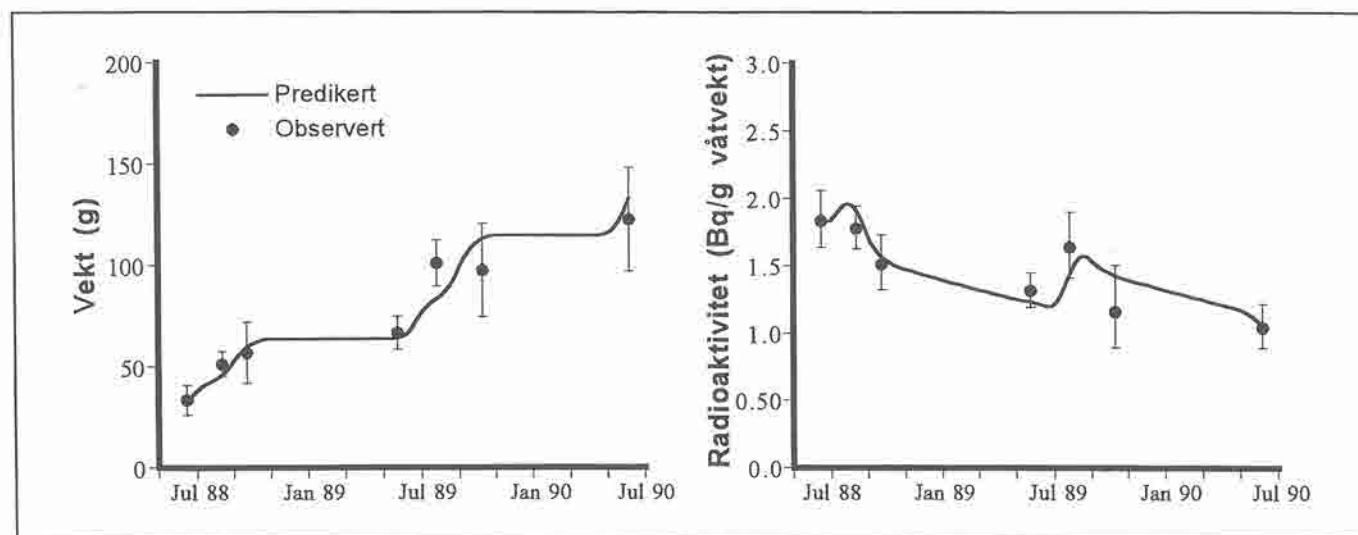
Den utviklede modellen forutsier ørretens vekst og radiocesium konsentrasjon på ulike tidspunkt etter et nedfall. Modellforutsigelsene (Ugedal, Forseth & Jonsson 1997) for ørretens vekst var lik den observerte dersom vi antok at fisken i Høysjøen vokser 90 eller 100 % av maksimum vekst for arten i det gitte temperaturregimet (figur 10). Uavhengige estimater for næringsinntak (Forseth et al. 1991) var også lik de som modellen forutsier. Modellen forutsa med stor nøyaktighet den observerte utviklingen og sesongmessige dynamikken i radioaktiviteten hos ørret i Høysjøen (figur 10). De aller fleste forutsigelsene for radioaktivitet var innenfor 95 % av konfidensintervallet for den observerte verdien.

Maksimum radioaktivitet etter et nedfall vil avhenge av når på året nedfallet kommer, hvor stor fisken som påvirkes er, næringsinntakets størrelse, veksthastigheten og vanntemperaturen. Radioaktiviteten ble høyest for fisken i den varmeste innsjøen i en situasjon der vekst og næringsinntak var maksimalt og nedfallet kom tidlig om våren (figur 11). Under slike forhold vil en økning i vekstrate på fra 80 til 100 % føre til nesten en dobling i radioaktiviteten. Modellen forutsier en endring i forholdet mellom kroppsstørrelse og radioaktivitet i fisken med tiden etter et nedfall. Først vil det være en negativ sammenheng mellom radioaktivitet og

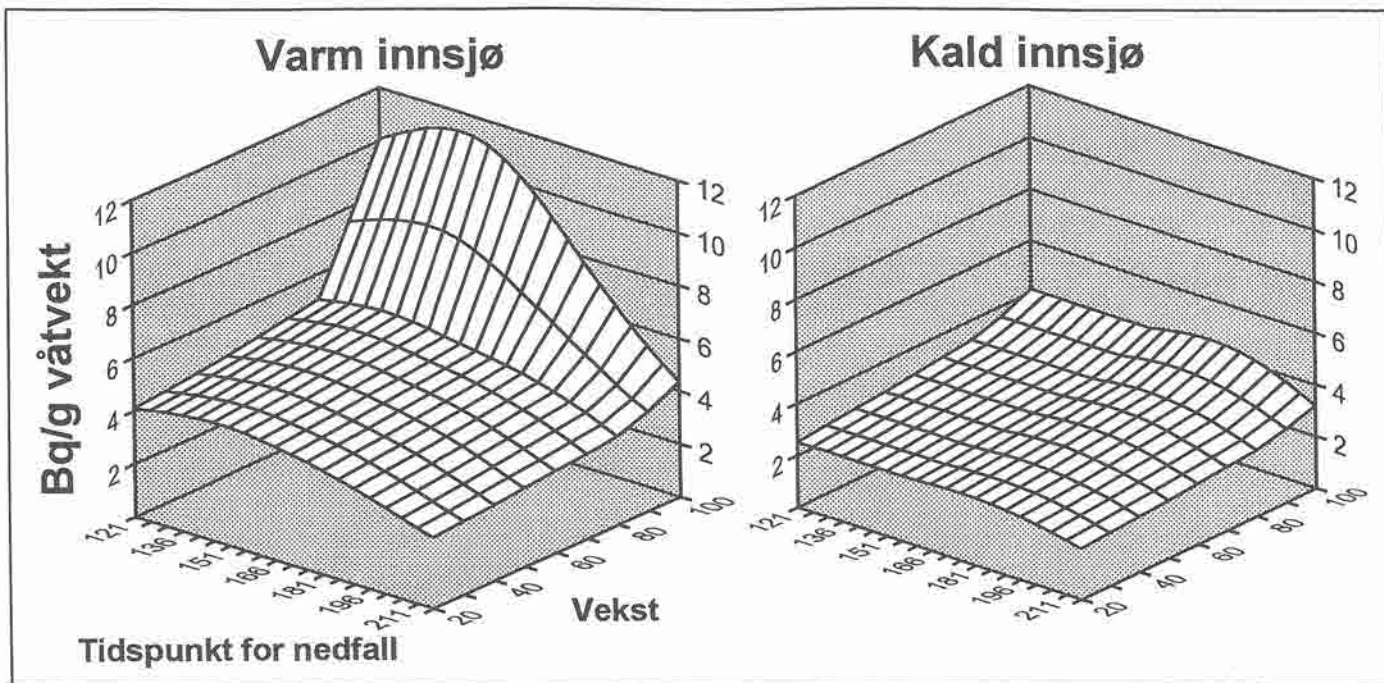
kroppsstørrelse (figur 12), det vil si at radioaktiviteten avtar med økende fiskestørrelse. Etter en periode vil dette forholdet endre seg til positivt. Disse endringene samsvarer med de observasjonene vi har fra feltstudiene i Høysjøen (se avsnitt om variasjon i radioaktivitet i fisk). Resultatene samsvarer også med en modell utviklet av Koulikov & Ryabov (1992).

Under likevektsbetingelser vil det være en sesongmessig dynamikk der den sterkeste biomagnifikasjonen vil skje om høsten og den svakeste om våren (figur 13). Den maksimale biomagnifikasjon avhenger av fiskestørrelsen, vekstraten og temperaturforholdene. Maksimum biomagnifikasjon om høsten er størst for små fisk med god vekst i varme innsjøer (biomagnifikasjon $\approx 2,8$), og minst for stor fisk med dårlig vekst i kalde innsjøer (biomagnifikasjon $\approx 1,1$). I det første tilfellet er altså fiskene nesten tre ganger så radioaktive som dyra de spiser. Ved hjelp av disse variablene utviklet vi en modell som forutsa biomagnifikasjonen under tre ulike temperaturregimer (figur 14).

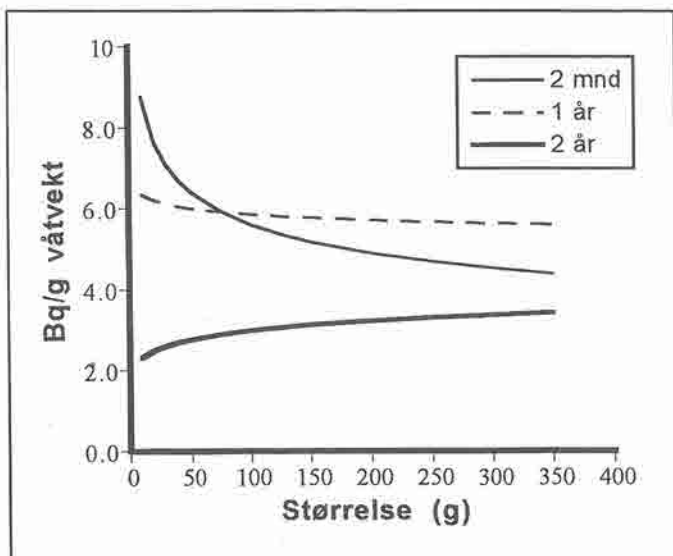
Sensitivitet- og usikkerhetsanalysene viste at modellen var sterkt sensitiv til temperatur del-modellene, og modellusikkerheten er primært knyttet til usikkerheter i absorpsjonseffektivitet, næringsinntakets størrelse og vanntemperatur. Dette sier oss at det er viktig med gode temperaturodata, og at framtidig forskningsinnsats bør fokuseres på absorpsjon av radiocesium fra ulike typer bytte, og på utvikling av gode modeller for næringsinntakets størrelse og for sammenhengen mellom vekst og næringsinntak.



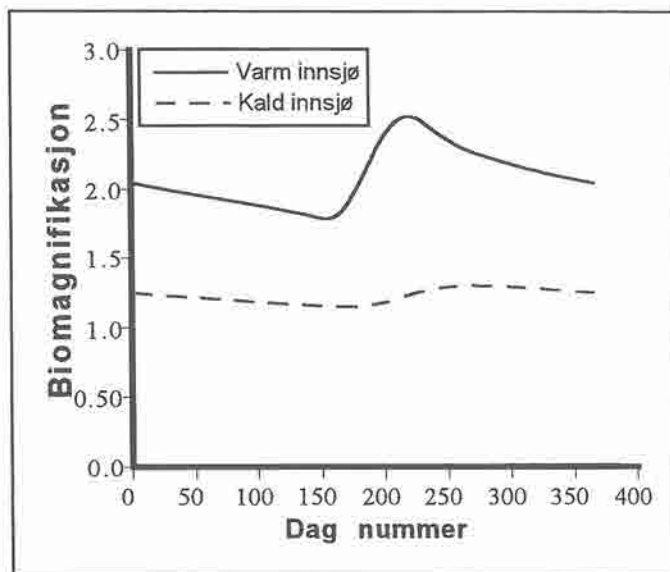
Figur 10. Sammenlikning mellom modellforutsigelser (heltrukne linjer) og observasjoner (± 95 % konfidensintervall) for fiskestørrelse (g) og radiocesiuminnhold (Bq/g våtvekt) hos en årsklasse av ørret fra Høysjøen. Etter Ugedal, Forseth & Jonsson (1997). - Comparison between observed (± 95 % C.L.) body size (g) and radiocesium concentrations (Bq/g fresh weight) and model predictions (solid lines) for one age-class of brown trout from lake Høysjøen. After Ugedal, Forseth & Jonsson (1997).



Figur 11. Modellforutsigelser for maksimum radioaktivitet (^{137}Cs , Bq/g våtvekt) i ørret etter et nedfall som kommer på ulike tider av året (dag nummer mellom 1. mai til 1. september) og for fisk med ulik vekst (prosent av maksimum) i en kald og en varm innsjø. Fra Ugedal, Forseth & Jonsson (1997). - Predicted effects of time of fallout (day number from 1 May to 1 August) and fish growth (percent of maximum) on peak radioactivity of brown trout in a cold and a warm lake. After Ugedal, Forseth & Jonsson (1997).



Figur 12. Modellforutsigelser for sammenhengen mellom radiocesiuminnhold (Bq/g våtvekt) i ørret og fiskestørrelse (g) 2 måneder, 1 år og 2 år etter et nedfall i en innsjø med temperaturer lik de i Høysjøen. Etter Ugedal, Forseth & Jonsson (1997). - Predicted relationship between fish size (g) and radiocesium concentrations (Bq/g fresh weight) two months, one year, and two years after a fallout in a lake with temperature conditions similar to that in lake Høysjøen. After Ugedal, Forseth & Jonsson (1997).



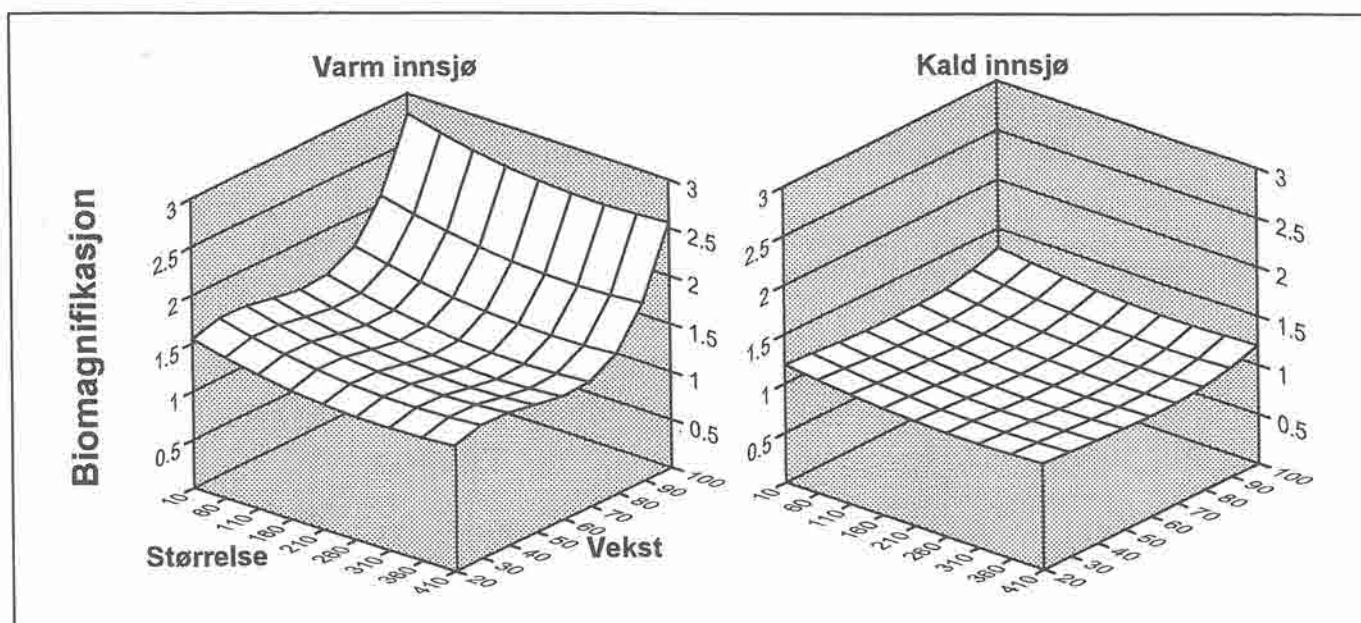
Figur 13. Modellforutsigelser for sesongmessig variasjon i cesium biomagnifikasjon hos ørret fra en varm og en kald innsjø, når radioaktiviteten i byttedyr er stabil og fisken spiser og vokser maksimalt. Prediksjoner er gitt for en ørret som veier 100 g 1. januar (dag 0). Fra Ugedal, Forseth & Jonsson (1997). - Predicted seasonal variation in biomagnification of ^{137}Cs in a situation with stable radiocesium in prey for brown trout feeding and growing at maximum rates in a cold and a warm lake. Predictions are given for brown trout with a weight of 100 g at 1 January (day 0). After Ugedal, Forseth & Jonsson (1997).

4.4 Radiocesium i invertebrater

Undersøkelsen av akkumulering 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 (Forseth et al. 1993). Raskest opptak ble observert hos langhalet istidskreps (*Mysis relicta*), hvor dyrene var 100 ganger mere radioaktivt enn vannet i løpet av ca. 150 timer.

Ekskresjonen av radiocesium hos de relativt store krepsdyrene asell (*Asellus aquaticus*) og marflo (*Gammarus lacustris*) var raskere enn hos fisk, med biologiske halveringstider på ca. 30 dager når dyrene ble holdt i 15 °C vann (tabell 3). Disse forsøkene ble gjennomført i oktober 1996, og tilsvarende forsøk gjennomført på marflo i juni året før ga kortere halveringstid på samme temperatur. Forsøkene i 1995 ble også gjennomført på 5 og 10 °C, og det ble ikke

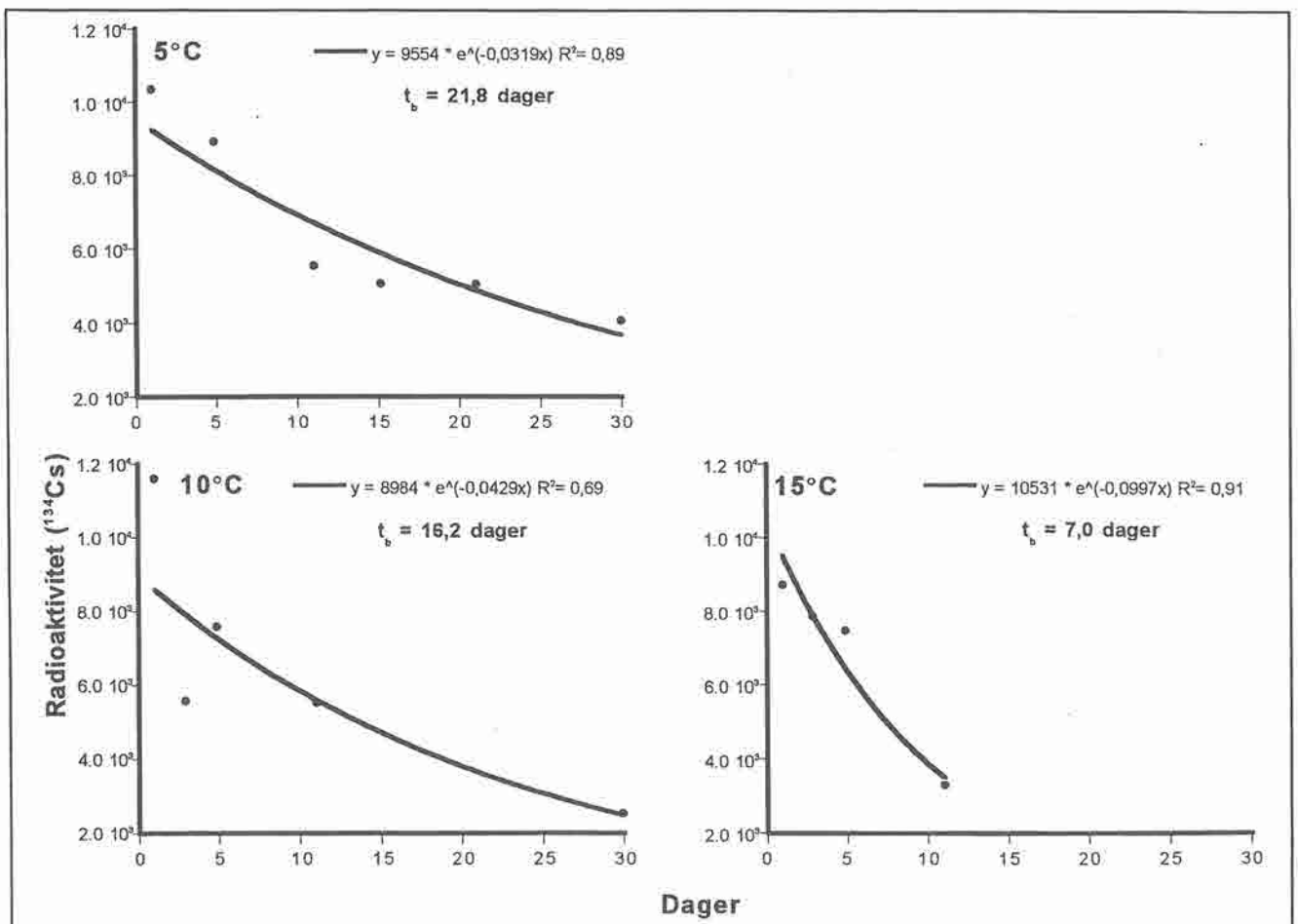
funnet noen forskjeller i ekskresjon ved ulike vanntemperaturer. Det er derfor nødvendig å gjennomføre ytterligere forsøk med marflo for å avdekke om ekskresjonen virkelig er temperaturuavhengig. En tydelig temperaturavhengighet ble observert i forsøk med langhalet istidskreps, med halveringstider fra 7 dager på 15 °C til 22 dager på 5 °C (figur 15), og ekskresjonen var raskere enn hos marflo og asell. Ekskresjonen hos den mye mindre planktoniske vannloppa, *Daphnia magna*, var enda raskere med halveringstider fra 3,7 dager på 15 °C til 7,9 dager på 5 °C. Tilsvarende halveringstider ble funnet hos fjærmygglarver (*Chironomidae* sp.). Det ser derfor ut til å være en nær sammenheng mellom størrelsen på fersvannsdyr og ekskresjonshastigheten for cesium, med en klar økning i hastighet fra fisk til planktoniske krepsdyr. Våre resultater samsvarer med tidligere sammenfatninger av radiocesium-eks-kresjon hos dyr (Reichle, Dunnaway & Nelson 1970; Mailhot, Peters & Cornett 1989).



Figur 14. Modellforutsigelser for maksimum radiocesium biomagnifikasjon for ørret av ulik størrelse (g) som vokser med forskjellig hastighet (prosent av maksimum vekst) i en varm og en kald innsjø, i en situasjon med stabil radioaktivitet i byttedyra. Etter Ugedal, Forseth & Jonsson (1997). - The predicted effects of fish body size (g) and fish growth (percent of maximum growth) on maximum radiocesium biomagnification in brown trout in a situation with stable radiocesium in prey in a cold and a warm lake. After Ugedal, Forseth & Jonsson (1997).

Tabell 3. Biologisk halveringstid (t_b , dager) for radiocesium hos diverse invertebrater ved ulike vanntemperaturer ($^{\circ}\text{C}$). To type forsøk ble gjennomført; med grupper av dyr som taes ut på ulike tidspunkt eller med gjentatte målinger av samme individ. - Biological half-lives (t_b , days) for radiocesium at different temperatures for several invertebrates. Two types of experiments were performed using groups of animals sacrificed at different times or repeated measures of individuals.

Dyregruppe/art	Tidspunkt	Forsøkstype	Temp.	t_b
Vannloppe: <i>Daphnia magna</i>	Sommer 95	Gruppe	5	7,9
			10	6,8
			15	3,7
Fjærmygg: Chironomidae	Høst 96	Gruppe	5	7,8
			15	3,5
Istidskreps: <i>Mysis relicta</i>	Høst 95	Gruppe	5	21,8
			10	16,2
			15	7,0
Asell: <i>Asellus aquaticus</i>	Høst 96	Individer	15	30,1
Marflo: <i>Gammarus lacustris</i>	Sommer 95	Gruppe	5	6,8
			10	7,4
			15	5,6
	Høst 96	Gruppe	5	23,0
			15	22,0
			15	28,5



Figur 15 Eksresjon av radioaktivt cesium hos langhalet istidskreps (*Mysis relicta*) ved tre ulike temperaturer. Regresjonslikningen og biologisk halveringstid (t_b) er gitt. - Radiocesium excretion of *Mysis relicta* maintained at three different temperatures. Estimated regression parameters and biological half-lives are given.

5 Konklusjoner og perspektiv

De rapporterte studiene har vist at nivået for radioaktivt cesium i ferskvannsorganismer er sterkt avhengig av metabolske og økologiske forhold. Innenfor samme innsjø kan variasjon i slike forhold medføre opp til 300 % forskjell i radioaktivitet hos f.eks. fisk. Temperatur ser ut til å være en svært viktig faktor fordi den påvirker organismenes vekst, næringsinntak og metabolisme. Næringstilgangen og type næring er også viktig.

Temperaturforskjeller og næringsrikhet bidrar også til forskjeller mellom ulike innsjøer. Varme innsjøer med god næringstilgang ser ut til å være mer utsatt enn kalde innsjøer med lite mat, forutsatt at kjemiske og fysiske forhold er relativt like. Nedfallets størrelse, vannets oppholdstid, vannkjemi og kjemiske forhold i sedimentet er de viktigste fysio-kjemiske faktorene som medfører variasjon i konsentrasjon av radiocesium mellom ulike innsjøer. Den modellen vi har utviklet for radiocesium i fisk kan brukes til å lage forutsigelser for perioder opp til 4-5 år. For å få gyldighet for lengre perioder må populasjonsbiologiske faktorer inkluderes fordi virkelige fiskebestander består av individer som klekkes, gyter seg og dør.

Fram til nå har det vært relativt liten utveksling mellom fysio-kjemiske modeller, som beskriver transporten av radiocesium fra innsjøers nedslagsfelt fram til sedimentene, og metabolske/økologiske modeller (som vår) som beskriver omsetningen i invertebrater og fisk. Det er derfor et sterkt behov for en nærmere sammenknytting av disse modellene. For å få til dette er det nødvendig å beskrive mekanismene bak overføringen av radiocesium fra innsjøers sediment til dyr som lever i eller på sedimentet. Det er generell enighet om at den framtidige utvikling for radiocesium fra Tsjernobyl-ulykken i ferskvanns-økosystemer er nært knyttet til utvikling av radioaktivitet i innsjøenes sediment og biotilgjengeligheten.

Modeller kan gi oss generell informasjon om omsetting av radiocesium i ulike naturlige økosystem. Modellene gir høyest generalitet (overførbarhet til andre systemer og nedfallstyper) dersom de er basert på de mekanismene som virker og ikke bare på historiske utviklingsdata (som f.eks. økologisk halveringstid). Gode overvåkningsdata er helt nødvendig for kalibrering og evaluering av modellene. Modellene kan utvikles til beredskapsverktøy som kan brukes til å forutsi nivåer for radioaktivitet ved eventuelle nye nedfall, hvor lenge innsjøene vil være påvirket og til å identifisere utsatte innsjøer. Slike forutsigelser vil kunne danne grunnlag for forvaltningsmessige tiltak som begrensinger i fiske og konsum, og forutsi hvor lenge tiltak er nødvendig.

Faren for nye nedfall av radionuklider over Norge er relativt høy, primært på grunn av dårlig sikkerhet knyttet til aldrende reaktorer i Øst-Europa, Russland og Ukraina. Mange av disse ligger mye nærmere Norge enn det Tsjernobyl-kraftverket gjør.

6 Litteratur

- Andersson, E. 1989. Incorporation of Cs-137 into fishes and other organisms. - pp. 312-317 in Feldt, W., ed. The radioecology of natural and artificial radionuclides. Verlag TÜV Rheinland, Köln.
- 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., Bergström, U., Håkanson, L., Heling, R., Monte, L. & Suolonen, V. 1995. Estimation of ecological half-lives of caesium-137 in lakes contaminated by Chernobyl fallout. - p. 291-298 in Anon, ed. Environmental impact of radioactive releases. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- Comans, R.N.J., Middleburg, J.J., Zonderhuis, J., Woitties, R.J.W., DeLange, G.J., Das, A.K. & Van der Weijden, C. H. 1989. Mobilisation of radiocaesium in pore water from lake sediments. - *Nature* 339: 367-369.
- Cremers, A., Elsen, A., De Prater, P.M. & Maes 1988. Quantitative analysis of radiocaesium in soils. - *Nature* 335: 247-249.
- Dahlgård, H. (Red.) 1994. *Nordic Radioecology: The Transfer of Radionuclides through Nordic Ecosystems to Man*. - Elsevier, Amsterdam.
- Eggers, D.M. 1977. Factors in interpreting data obtained by diel sampling of fish stomachs. - *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*: 34: 290-294.
- Elliott, J.M. 1975. Number of meals in a day, maximum weight of food consumed in a day and maximum rate of feeding for brown trout, *Salmo trutta* L. - *Freshwater Biology* 5: 287-303.
- Elliott, J.M., Hilton, J., Rigg, E., Tullett, P.A., Swift, D.J. & Leonard, D.R.P. 1992. Sources of variation in post-Chernobyl radiocaesium in fish from two Cumbrian lakes (north-west England). - *Journal of Applied Ecology* 29: 108-119.
- Elliott, J.M., Elliott, J.A. & Hilton, J. 1993. Sources of variation in post-Chernobyl radiocaesium in brown trout, *Salmo trutta* L., and Arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.), from six Cumbrian lakes (northwest England). - *Annales de Limnologie* 29: 79-89.
- 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., Brittain, J. E., Jonsson, B., Njåstad, O. & Næumann, R. 1993. Radioaktiv forurensning i ferskvann. - NINA Oppdragsmelding 242, 1-15.
- 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., Ugedal, O., Næsje, T.F. & Jonsson, B. Radio-caesium elimination in fishes: variation among and within species. - *Journal of Applied Ecology* (innsendt).
- Hammar, J., Notter, M. & Neumann, G. 1991a. Cesium in Arctic char lakes - effects of the Chernobyl accident. - Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, 1991-3: 1-152. (In Swedish with English summary).
- Hammar, J., Notter, M. & Neumann, G. 1991b. Northern reservoirs as sinks for Chernobyl cesium: sustained accumulation via introduced *Mysis relicta* in Arctic char and brown trout. - pp. 183-205 in Moberg, L., ed. The Chernobyl fallout in Sweden. The Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm.
- Hesslein, R.H., Broecker, W.S. & Schindler, D.W. 1980. Fates of metal radiotracers added to whole lake: sediment-water interactions. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 378-386.
- Hewett, C.J. & Jefferies, D.F. 1978. The accumulation of radioactive caesium from food by the plaice (*Pleuronectes platessa*) and the brown trout (*Salmo trutta*). - *Journal of Fish Biology* 13: 143-153.
- Hilton, J., Ortins de Bettencourt, A., Cremers, A., Foulquier, L., Sansone, U., Blust, R., Fernandez Garzia, J., Comans, R.N.J. & Forseth, T. 1995. Towards a functional model of radionuclide transport in freshwaters. Report to European Commission. - IFE report RL/T11055U5.
- Hongve, D., Blakar, I.A. & Brittain, J.E. 1995. Radiocesium in the sediments of Øvre Heimdalsvatn, a Norwegian subalpine lake. - *Journal of Environmental Radioactivity* 27: 1-11.
- Håkansson, L., Andersson, T. & Nilsson, Å. 1992. Radioactive caesium in fish in Swedish lakes 1986-1988 - general pattern related to fallout and lake characteristics. - *Journal of Environmental Radioactivity* 15: 207-229.
- Kolehmainen, S., Häsänen, E. & Miettinen, J.K. 1966. ¹³⁷Cs in plants, plankton and fish of the Finnish lakes and factors affecting its accumulation. - pp. 407-415 in Snyder, W.C., ed. Proceedings from the First International Congress on Radiation Protection. Pergamon Press, Oxford.
- Koulikov, A.O., & Ryabov, I.N. 1992. Specific cesium activity in freshwater fish and the size effect. - *The Science of the Total Environment* 112: 125-142.
- Mailhot, H., Peters, R.H. & Kornett, R.J. 1989. The biological half-time of radioactive Cs in poikilothermic and homeothermic animals. - *Health Physics* 56: 474-484.
- Meili, M., Forseth, T., Nordlinder, S. & Saxén, R. 1991. Radioactivity in fish and turnover of radiocesium in lacustrine food webs. In M. Notter & G. Neumann (eds) Radioecology in nordic limnic systems. - National Swedish Environmental Protection Board, Report 3949.
- Notter, M. & G. Neumann (eds) 1991. Radioecology in nordic limnic systems, - National Swedish Environmental Protection Board, Report 3949.
- Preston, A., Jefferies, D.F. & Dutton, J.W.R. 1967. The concentrations of caesium-137 and strontium-90 in the flesh of brown trout taken from rivers and lakes in the British isles between 1961 and 1966: the variables determining the concentrations and their use in radiological assessments. - *Water Research* 1: 475-496.
- Reichle, D.E., Dunaway, P.B. & Nelson, D.J. 1970. Turnover and concentration of radionuclides in food chains. - *Nuclear Safety* 11: 43-55.
- Reinfelder, J.R. & Fisher, N.S. 1994. Retention of elements absorbed by juvenile fish (*Menidia menidia*, *Menidia beryllina*) from zooplankton prey. - *Limnology and Oceanography* 39: 1783-1798.
- Rowan, D.J. & Rasmussen, J.B. 1994. Bioaccumulation of radiocesium by fish: the influence of physiochemical factors and trophic structure. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 2388-2410.
- Rowan, D.J. & Rasmussen, J.B. 1995. The elimination of radiocesium from fish. - *Journal of Applied Ecology* 32: 739-744.
- Strand, P. 1994. Radioactive fallout in Norway from the Chernobyl accident: Studies on the behaviour of radiocesiums in the environment and possible health impacts. - Norwegian Radiation Protection Authority Report 1994:2, Østerås, Norway.
- Särkä, J., Jämsä, A. & Luukko, A. 1995. Chernobyl-derived radiocesium in fish as dependent on water quality and lake morphometry. - *Journal of Fish Biology* 46: 227-240.
- Särkä, J., Keskitalo, A. & Luukko, A. 1996. Temporal changes in concentration of radiocesium in lake sediment and fish of southern Finland as related to environmental factors. - *The Science of the Total Environment* 191: 125-136.
- 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.A., Forseth, T., Langeland, A. & Njåstad, O. 1991. Radioaktivt cesium i Høysjøen etter Tsjernobyl. - NINA Temahefte 2: 20-27.
- Ugedal, O., Jonsson, B., Njåstad, O. & Neumann, R. 1992. Effects of water temperature and body size on radiocesium retention in brown trout *Salmo trutta*. - *Freshwater Biology* 28: 165-171.
- Ugedal, O., Forseth, T. & Jonsson, B. 1995. Sources of variation in radiocesium levels between individual fish from a Chernobyl contaminated Norwegian lake. - *Journal of Applied Ecology* 32: 352-361.
- Ugedal, O., Forseth, T. & Jonsson, B. 1997. A functional model of radiocesium turnover in brown trout. - *Ecological Application* (i trykk).

ISSN 0805-469X
ISBN 82-426-0809-1



NINA
FAGRAPPORT

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

NINA
Norsk institutt
for naturforskning