

650

# OPPDRA GSMELDING

## Terrestrisk naturovervåking Langtidsutvikling for radioaktivitet i ferskvann

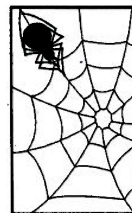
Ola Ugedal  
Torbjørn Forseth  
Bror Jonsson  
Wolf Mooij

Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 99

Oppdragsgiver: Direktoratet for naturforvaltning

Deltagende institusjoner: NINA



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

# Program for terrestrisk naturovervåking

Program for terrestrisk naturovervåking rettes mot effekter av langtransportert forurensning og skal følge bestands- og miljøgiftutvikling i dyr og planter. Integrerte studier av nedbør, jord, vegetasjon og fauna, samt landsomfattende representative registreringer inngår. Programmet supplerer andre overvåkingsprogram i Norge når det gjelder terrestrisk miljø.

Hovedmålsettingen med overvåkingsprogrammet er at det skal gi grunnlag for bedømming av eventuelle langsiktige forandringer i naturen. Sammen med øvrige program for overvåking av luft, nedbør, vann og skog skal det gi grunnlag for å klarlegge årsakssammenhenger.

Data for overvåkingsprogrammet skal bidra til å dekke forvaltningens behov med hen-syn til å ta administrative avgjørelser (utslippsavtaler, mottiltak, forurensningskontroll). Det skal også gi grunnlag for vurdering av naturens tålegrenser (kritiske konsentrasjons- og belastningsgrenser) for effekter av langtransporterte forurensninger i terrestriske økosystemer.

Overvåkingsprogrammet finansieres i hovedsak over statsbudsjettet. Direktoratet for naturforvaltning er ansvarlig for gjennomføringen av programmet.

Resultater fra de enkelte overvåkingsprosjekter vil bli publisert i årlige rapporter.

Henvendelser vedrørende programmet kan i tillegg til de aktuelle institusjoner rettes til Direktoratet for naturforvaltning, 7485 Trondheim, tlf 73 58 05 00.

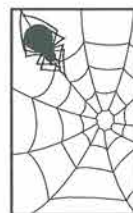
# Terrestrisk naturovervåking Langtidsutvikling for radioaktivitet i ferskvann

Ola Ugedal  
Torbjørn Forseth  
Bror Jonsson  
Wolf Mooij

Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 99

Oppdragsgiver: Direktoratet for naturforvaltning  
Deltagende institusjoner: NINA



**NINA Norsk institutt for naturforskning**

## 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

Det 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 berøringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

### NINA•NIKU Project Report

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

Opplaget varierer avhengig av behov og målgrupper.

### Temahefter

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

Opplag: Varierer

### Fakta-ark

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

Opplag: 1200-1800

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

Ugedal, O., Forseth, T., Jonsson, B. & Mooij, W. 2000 Langtidsutvikling for radioaktivitet i ferskvann. - NINA Oppdragsmelding 650: 1-15.

Trondheim, mai 2000

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-1139-4

Forvaltningsområde:

Forurensninger

Pollution

Rettighetshaver ©:

Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

NINA•NIKU

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Torbjørn Forseth

NINA•NIKU, Trondheim

Design og layout:

Synnøve Vanvik

Sats: NINA•NIKU

Kopiering: Norservice

Opplag: 200

Kontaktadresse:

NINA•NIKU

Tungasletta 2

7485 Trondheim

Tel: 73 80 14 00

Fax: 73 80 14 01

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 13149 Radioøkologisk forskning

Ansvarlig signatur:

*Torbjørn Forseth*

Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning

## Referat

Ugedal, O., Forseth, T., Jonsson, B. & Mooij, W. 2000 Langtidsutvikling for radioaktivitet i ferskvann. - NINA Oppdragsmelding 650: 1-15.

Ferskvannøkosystemer rammes hardt av nedfall av radionuklider fordi innsjøer fungerer som feller for radioaktivt materiale fra nedbørsfeltet. Ferskvannsfisk er også en viktig kilde til overføring av radionuklider fra naturlige økosystem til mennesker. Omfattende forskningsaktivitet er derfor gjennomført på radioaktivt cesium i ferskvannøkosystemer etter Tsjernobyl-ulykken, og her rapporteres resultater fra en langtidsundersøkelse i Høysjøen, Nord-Trøndelag, og fra et modellarbeide.

De siste fire av 13 års studier i Høysjøen har vist at reduksjonen i radioaktivitet i ulike dyregrupper i ferskvann går saktere enn tidligere antatt med halveringstider på omlag 2 år i virvelløse dyr til 20 år i fisk. Nedgangen i fisk har to klare komponenter. I fisk er det først en rask reduksjon av nær 90 % av radioaktiviteten fulgt av en mye saktere reduksjon med økologiske halveringstider på 8,8 år for ørret og 13,6 år for røye. Nedgangen i fiskens byttedyr (bunndyr og dyreplankton) var tilsynelatende mye raskere, men tendenser til en tredje ennå saktere komponent kan gjøre at anslagene for halveringstid (1,9 år i dyreplankton og 3,5 år i bunndyr) er for optimistiske.

Vi utvikler nå en kombinert populasjon- og radioaktivitetsmodell for ørret og røye. Test-kjøringer viser at modellen kan forutsi langtidsutviklingen for radioaktivitet i fisk på en god måte.

Emneord: Radioaktivitet -  $^{137}\text{Cs}$ -fisk - plankton - bunndyr.

Ola Ugedal, & Torbjørn Forseth, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim

Bror Jonsson, Norsk institutt for naturforskning, Dronningensgt. 13, 0105 Oslo

Wolf Mooij, Netherlands Institute of Ecology, NIOO, Centre for Limnology, Rijksstraatweg 6, 3631 AC Nieuwersluis, The Netherlands.

## Abstract

Ugedal, O., Forseth, T., Jonsson, B. & Mooij, W. 2000 Long-term development in radioactivity in freshwater ecosystems. - NINA Oppdragsmelding 650: 1-15.

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 sources of radionuclide transport from natural ecosystems to man. Therefore, research on radio-cesium in aquatic ecosystems has been comprehensive, particularly after the Chernobyl accident. Here, we report results from the long-term field studies in Lake Høysjøen (Central Norway) and from modelling.

The last four of thirteen years of studies in Lake Høysjøen has shown that the decline in radioactivity in different aquatic animals is slower than previously estimated, with ecological half-lives of about 2 years in invertebrates and 20 years in fish. The decay has two distinct components. In fish, an initial rapid decline of about 90 % of the radioactivity is followed by a much slower decline with ecological half-lives of 8.8 years for brown trout and 13.6 years for Arctic charr. The decline in the prey animals of the fish, zoobenthos and zooplankton, appeared to be faster, but a possible third, even slower component, might later prove the estimated ecological half-lives (1.9 years in plankton and 3.5 years in benthos) to be underestimates.

We are currently developing a combined population- and radioactivity model for brown trout and Arctic charr. Early simulations show that the model can successfully predict the long-term development in fish radioactivity.

Key words: Radioactivity -  $^{137}\text{Cs}$ -fish . zooplankton - zoobenthos

Ola Ugedal, & Torbjørn Forseth, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, NO-7485 Trondheim, Norway  
Bror Jonsson, Norwegian Institute for Nature Research, Dronningensgt. 13, NO-0105 Oslo

Wolf Mooij, Netherlands Institute of Ecology, NIOO, Centre for Limnology, Rijksstraatweg 6, 3631 AC Nieuwersluis, The Netherlands.

## Forord

Nedfall fra Tsjernobyl-ulykken i 1986 rammet Norge relativt hardt og næringskjedene med rein og ferskvannsfisk var spesielt utsatt. Det har vært gjennomført relativt omfattende forskning og overvåking i disse økosystemene. I denne oppdragsmeldingen fokuseres det på langtidsutviklingen for radioaktivitet i Høysjøen, en av referanseinnsjøene for radioaktivt nedfall i Norge, basert på resultater fra 14 års overvåking. Det rapporteres også fra utviklingen av en prediktiv modell for langtidstrenden i radioaktivitet i ørret. Feltstudiene i Høysjøen, og denne rapporten, er finansiert av Direktoratet for naturforvaltning, Program for terrestrisk naturovervåking. Modellarbeidet er finansert av Norges forskningsråd, forurensnings-programmet, og NINA. Vi takker for oppdraget og finansieringen. Vi vil takke alle som har deltatt i feltinnsamlingene i Høysjøen og i bearbeidingen av materiale på NINA. Takk også til hyttefolket på Høysjøen og spesielt familien Haugan. Medforfatter Wolf Mooij er fra Netherland Institute for Ecology, Center for Limology, og har vært sentral i modellutviklingen.

Trondheim, mai 2000

Torbjørn Forseth  
prosjektleder

## Innhold

Referat.....	3
Abstract.....	3
Forord.....	4
1 Innledning.....	5
2 Områdebeskrivelse .....	6
3 Materiale og metoder.....	6
3.1 Innsamling og analyser av materiale .....	6
3.2 Beregning av økologiske halveringstider.....	6
3.3 Langtidsmodell.....	7
4 Resultater .....	9
4.1 Langtidsutviklingen for radiocesium i Høysjøens biota.....	9
4.2 Modellprediksjoner for langtidsutviklingen .....	12
5 Diskusjon.....	13
6 Litteratur .....	14

# 1 Innledning

Ferskvannøkosystemer rammes hardt av nedfall av radionukleider fordi innsjøer fungerer som feller for radioaktivt materiale fra nedbørsfeltet (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 i internasjonale tidsskrift (Forseth et al. 1991; Blakar et al. 1992; Forseth et al. 1992; Ugedal et al. 1992; Ugedal et al. 1995; Ugedal et al. 1997; Forseth et al. 1998; Jonsson et al. 1999), i rapporter (bla. Meili et al. 1991; Ugedal et al. 1991; Forseth et al. 1993; Hilton et al. 1995; Forseth et al. 1997) og i bøker (Garmo & Gunnerød. 1992; Harbitz & Skuterud 1999).

Forskningen har bestått av feltstudier, laboratorieforsøk og modelleringer. Høysjøen i Nord-Trøndelag ble tidlig valgt som en referanseinnsjø der radioaktivitetsutviklingen skulle følges særlig nøye. Innsjøen ble primært valgt på grunn av de høye cesiumverdiene i fisk som ble rapportert tidlig i 1986. Det er 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 av det som skjer i naturen, og for å få mer generell informasjon om radioaktivitet i innsjøer, er det gjennomført en rekke laboratorieforsøk 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 fokuserer vi på langtidsutviklingen for radioaktivitet i ferskvannøkosystemer via både feltstudien i Høysjøen og utvikling av en kohort-basert populasjon- og radioaktivitetsmodell.

Etter en kort, innledende fase da mye av radioaktiviteten befant seg i vannmassene er det primært dyr som lever i eller på sedimentene som bringer radiocesium inn i de akvatiske næringskjedene med fisk som topp-predator. Radiocesium er tilgjengelig for høyere trofiske nivåer i levende og dødt plantemateriale (alger, moser og høyere planter) som utnyttes som næring for primærkonsumentene. Størrelsen på transporten i næringskjedene avhenger av følgende tre hovedfaktorer: (1) Opptaket av radiocesium i planter i innsjøen og tilførselen av radioaktivt organisk materiale fra nedbørsfeltet. (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 sedimentasjons-hastigheten (sedimentenes vekst), og av nyttilførselen av radioaktivt materiale fra innsjøens nedbørsfelt (Notter & Neumann 1991; Dahlgaard 1994). (3) Biotilgjengeligheten for radiocesium i sedimentene, dvs. radiocesiums fysiske og biologiske tilgjengelighet bestemt av tilstandsformen for radiocesium (store eller små uorganiske partikler eller organisk bundet), og i hvilken grad dyra som lever der har en beitestrategi som medfører opptak av radioaktivitet.

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 et al. 1966; Hewett & Jefferies 1978; Forseth et al. 1991; Forseth et al. 1993). Langtidsutviklingen for radioaktiviteten i fisk henger således nært sammen med utviklingen i den viktigste føden - bunndyr og dyreplankton.

For å studere og forutsi langtidsutviklingen for radioaktivitet i ferskvannets økosystem kan man primært bruke to tilnærminger. Den første baserer seg på å bruke den erfarte utvikling til å forutsi utviklingen videre ved å beregne økologisk halveringstider. Økologisk halveringstid er tiden det tar før organismer som lever i et radioaktivt miljø, og således hele tiden tar opp radioaktivt materiale, har halvert sin radioaktivitet. Halveringstiden beregnes ut fra den observert utvikling i radioaktivitet over tid. Vi presenterer her økologiske halveringstider for bunndyr, dyreplankton og fisk. Den andre måten å lage prediksjoner på er å lage modeller som bygger på de faktiske mekanismene som bestemmer radioaktiviteten i de ulike delene av økosystemet. Internasjonalt arbeides det mye med modeller som beskriver de fysiske-kjemiske prosessene som bestemmer transporten av cesium i vann, sediment og jord (f.eks. Hesslein et al. 1980; Cremers et al. 1988; Comans et al. 1989; Hilton et al. 1995; Smith et al. 1997, 1999a). Vi har konsentrert oss om de biologiske prosessene som bestemmer radioaktiviteten i fisk og har, basert på en eksisterende modell (Ugedal et al. 1997), utviklet en ny kombinert populasjon- og radioaktivitetsmodell for ørret og røye. Denne kan brukes til å gi langtidsprediksjoner for radioaktivitet i fisk.

## 2 Områdebeskrivelse

Høysjøen (areal: 1,0 km<sup>2</sup>, 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 normalt fra midten av mai til tidlig i november, og innsjøen og dens nedbørsområde var dekket med is og snø den 28. april 1986 når nedfallet (deposisjon: 50 kBq m<sup>-2</sup>) fra Tsjernobyl-ulykken kom. Innsjøens svært lave konsentrasjon av kalium (K<sup>+</sup> mellom 0,16 og 0,23 mg l<sup>-1</sup>; 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 et al. 1967; Thomann 1981). Høysjøen har to fiskearter; ørret (*Salmo trutta*) og røye (*Salvelinus alpinus*). Røya er tallmessig dominerende og bestandsstørrelsen er estimert til noe over 20 000 individer større enn 10 cm.

## 3 Materiale og metoder

### 3.1 Innsamling og analyser av materiale

Materiale fra Høysjøen ble innsamlet i fra to til fem perioder hvert år fra 1986 t. o. m. 1999 (**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 dyreplankton samlet i de frie vannmassene med planktonhov og bunndyr med rotehov i strandsonen. Etter 1996 har vi ikke klart å samle inn nok dyreplankton til å måle radioaktiviteten i slike dyr. Vi er avhengig av at våre felt-innsamlinger klaffer med perioder med mye plankton i innsjøen for at vi skal kunne samle nok dyr.

Dyreplankton og bunndyr 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. Etter 1998 ble også fiskene tørket før radioaktiviteten ble målt. Ved å tørke fisken får vi mer konsentrerte prøver og målingene blir sikrere.

### 3.2 Beregning av økologiske halveringstider

I tidligere rapporter har vi modellert nedgangen i gjennomsnittlig radioaktivitet i fisk som en enkomponent eksponensiell nedgang:  $Q_t = Q_0 \cdot e^{-kt}$  (Ugedal et al. 1991, Forseth et al. 1993). Ettersom flere års data har blitt lagt til tidsserien har det vært åpenbart at dette ikke er noen god modell for langtidsutviklingen hos fisk idet den økologiske halveringstiden har økt med økende antall år i tidsserien (Forseth et al. 1993). Nylig har vi vist at nedgangen i radioaktivitet hos fisk i Høysjøen mellom 1986 og 1998, best kan beskrives som en to-komponent eksponensiell nedgang, hvorav den langsomme komponenten har vesentlig høyere halveringstid enn tidligere anslag over halveringstider i fisk etter Tsjernobyl-ulykken (Jonsson et al. 1999). I denne rapporten har vi gjennomført tilsvarende to-komponent analyser for fiskens mageinnhold, bunndyr og dyreplankton og i tillegg supplert analysen av nedgangen i fisk med ett nytt innsamlingsår.

For de ulike materialene ble nedgangen i <sup>137</sup>Cs konsentrasjon fra maksimum i 1986 og til og med 1999 modellert som en to-komponent eksponensiell kurve:

$$Q_t = Q_1 \cdot e^{-k_1 t} + Q_2 \cdot e^{-k_2 t}$$

hvor  $Q_1$  og  $Q_2$  er Cs konsentrasjonen ved tiden 0 (ved tidspunkt for høyeste verdi) for hver av de to eksponentielle komponentene (dvs. skjæringspunktene med y-aksen),  $k_1$  og



**Tabell 1.** Tidspunkt for felt-innsamlinger i Høysjøen; dagnummer etter 28. april 1986 og antall ørret og røye målt for radioaktivitet.

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. september	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	1 123	41	49
	27. juli	1 186	39	46
	11. oktober	1 262	41	47
1990	7. juni	1 501	42	48
	4. september	1 590	56	42
1991	6. juni	1 865	58	72
	25. juli	1 914	44	56
	26. september	1 977	46	94
1992	2. juni	2 227	53	83
	4. august	2 290	41	88
	1. september	2 318	45	71
1993	1. juni	2 591	47	56
	8. juli	2 628	39	72
	19. august	2 670	25	75
1994	21. juni	2 976	20	94
	8. september	3 055	58	49
	13. oktober	3 090	38	21
1995	7. juni	3 327	50	50
	4. oktober	3 446	50	50
1996	25. mai	3 680	54	32
	18. juni	3 704	51	60
	2. juli	3 718	29	60
	4. september	3 782	60	60
1997	12. juni	4 063	88	71
	11. juli	4 092	71	20
	12. september	4 155	52	66
1998	12. juni	4 428	57	25
	1. juli	4 447	44	50
	4. august	4 481	47	71
	22. september	4 530	62	70
1999	16. juni	4 797	73	65
	18. august	4 860	54	84
	5. oktober	4 908	62	56

\*Målinger av samleprøver av flere fisk.

$k_2$  er hastighetskonstanter for henholdsvis rask og langsom komponent, og  $t$  er tiden (antall år etter maksimum nivå). Økologisk halveringstid ble deretter estimert som  $t_{1/2} = \ln 2/k$ . Den langsomme komponentens proporsjonsmessige bidrag til maksimum radioaktivitet ble estimert som  $Q_2/(Q_1+Q_2)$ . Denne størrelsen angir hvor stor andel av den maksimale radioaktiviteten som forsvinner langsomt ut av systemet. I modelleringen ble det sett bort fra  $^{134}\text{Cs}$ , idet denne isotopen har en kort halveringstid (2,06 år) og dermed har mindre betydning for nivået av radiocesium i økosystemet på lang sikt. De halveringstidene vi beregner er summen av biologiske, kjemiske og fysiske prosesser som påvirker nedgangen av radiocesium i økosystemet.

Parametrene i modellen ble estimert ved ikke-lineær regresjonsanalyse. For fisk ble ln-transformerte data brukt som input i analysen fordi konsentrasjonen av  $^{137}\text{Cs}$  i fisk er log-normalt fordelt (Ugedal et al. 1995). Transformerte data ble også benyttet for de andre materialene fordi bare en slik tilnærming ga residualer som var uavhengige av tiden etter Tsjernobylulykken. Fordi fiskens størrelse (og alder) er korrelert med konsentrasjonen av  $^{137}\text{Cs}$  (Ugedal et al. 1995) ble bare verdiene for ung fisk (2- og 3-åringer) benyttet til å estimere halveringstider. Dette gjør at variasjoner i alders- og størrelses-sammensetning av fisk mellom prøvetaksperioder får mindre betydning. Fra og med 1988 har vi observert sesongmessige variasjoner i radioaktivitet hos fisken, spesielt hos ørret (Ugedal et al. 1995, Ugedal et al. 1997). Vanligvis er radioaktiviteten høyere om sommeren eller tidlig om høsten enn om våren. For å unngå at disse sesongmessige svigningene påvirket analysen ble bare fisk fanget om våren (mai-juni) fra 1988 og utover inkludert i analysen, mens alle innsamlingstidspunkt fra maksimum radioaktivitet i 1986 (ørret fra juli 86 og røye fra september 86) fram til juni 1988 ble inkludert. Denne måten å analysere dataene på ga også høyere forklaringsgrader for regresjonene enn hvis alle 2- og 3-åringer ble inkludert.

### 3.3 Langtidsmodell

Basert på simuleringsmodellen vi allerede hadde utviklet (Ugedal et al. 1997) for å undersøke hvordan ørretens radioaktivitet påvirkes av omgivelsesmessige (temperatur, tidspunkt for nedfall) og metabolske forhold (vekst, næringsinntak, fiskestørrelse), utviklet vi en ny modell som også tar hensyn til demografiske forhold. I denne nye modellen er vår funksjonelle modell for omsetting av radioaktivitet i ørret koblet sammen med en kohort-basert populasjonsmodell for ørretbestanden.

I populasjonsmodellen er bestanden sammensatt av en rekke kohorter (fisk klekket samme år) som følges fra de klekkes og til kohorten forsvinner ut av bestanden. Innen hver kohort holdes til en hver tid rede på antall fisk, kjønnsfordelingen, andelen av gytemoden fisk, antall egg hos hunnfisken og størrelsen på fisken. Ved en slik modellering har vi muligheten til å simulere langtidsutviklingen av radioaktivitet hos fisk fordi modellen inneholder fisk som fødes inn i bestanden og dør.

Denne populasjonsmodellen har vi i første omgang tilpasset bestandsdata for ørreten i Høysjøen. Foreløpig har vi bare gjort simuleringer med en stabil bestandssammensetning, men senere kan også effektene av ulike påvirkninger (f.eks. bestandsreduksjoner) på bestandens omsetting av radiocesium tenkes simulert. Vi arbeider også med å tilpasse modellen for røye.

I denne rapporten vil vi presentere et eksempel på prediksjoner basert på simuleringer med modellen. Vi var interessert i hvor godt modellen kunne forutsi langtidsutviklingen i  $^{137}\text{Cs}$  hos ørret med utgangspunkt i langtidsutviklingen av radiocesium i ørretens mageinnhold. Vi tok utgangspunkt i vår likning for to-komponent nedgang i  $^{137}\text{Cs}$  i ørretens mageinnhold (se **tabell 2**) og konstruerte ett nedfallscenario for

utviklingen av radiocesium i ørretens byttedyr. Vi benyttet en generell temperaturkurve for Høysjøen (se Ugedal et al. 1997) for å beskrive hvilke temperaturer fisken levde ved. Ørretens vekst i Høysjøen ble estimert på daglig basis på bakgrunn av vanntemperaturen og fiskens størrelse ved å tilpasse en laboratoriebasert vekstmodell (T. Forseth, egne data). Med basis i fiskens størrelse og vanntemperaturen estimerte vi ekskresjonsraten av Cs og fiskens næringsinntak. Vi antok at ørreten spiste så mye den kan (maksimumsrasjon som definert i Elliott 1975). Denne antagelsen har tidligere vist seg å stemme rimelig bra for ørreten i Høysjøen (Forseth et al. 1992, Ugedal et al. 1997). Videre antok vi at absorpsjonseffektiviteten for radiocesium fra byttedyrene var 0,5. Vi simulerte så et Tsjernobylnedfall og sammenliknet prediksjonene med den observerte radioaktiviteten i 2- og 3-årig ørret fra 1986 til 1999.

**Tabell 2.** Parameterestimer ( $\pm$ SE) for to-komponent eksponensielle modeller for nedgangen i  $^{137}\text{Cs}$  hos ørret og røye (2- og 3-åringer), fiskens mageinnhold, bunndyr og dyreplankton fra Høysjøen 1986 - 1999.  $n$  er antall prøver målt,  $Q_1$  og  $Q_2$  angir hvor mye av radioaktiviteten som inngår i henholdsvis den raske og sakte komponenten (skjæringspunktet med y-aksen),  $k_1$  og  $k_2$  er ekskresjonsraten for de to komponentene,  $t_{1/2}$  er de økologiske halveringstidene og  $Q_2$  % er andelen av totalaktiviteten som inngår i andrekomponenten.

Materiale	$n$	$Q_1$ (Bq kg $^{-1}$ )	$k_1$ (år $^{-1}$ )	$t_{1/2}$ (år)	$Q_2$ (Bq kg $^{-1}$ )	$k_2$ (år $^{-1}$ )	$t_{1/2}$ (år)	$R^2$	$Q_2$ %
Ørret	514	8 270 ( $\pm$ 461)	1,106 ( $\pm$ 0,059)	0,6	997 ( $\pm$ 61)	0,079 ( $\pm$ 0,006)	8,8	0,91	10,8
Røye	586	2 934 ( $\pm$ 103)	0,675 ( $\pm$ 0,044)	1,0	428 ( $\pm$ 46)	0,051 ( $\pm$ 0,010)	13,6	0,92	12,7
Ørretmage	44	56 018 ( $\pm$ 3664)	29,2 ( $\pm$ 11,5)	0,02	6 334 ( $\pm$ 735)	0,158 ( $\pm$ 0,015)	4,4	0,84	10,2
Røymage	41	28 840 ( $\pm$ 11 700)	7,1 ( $\pm$ 4,1)	0,1	6 107 ( $\pm$ 748)	0,192 ( $\pm$ 0,016)	3,6	0,88	17,5
Bunndyr	23	14 660 ( $\pm$ 9 362)	20,2 ( $\pm$ 17,5)	0,03	5 190 ( $\pm$ 892)	0,198 ( $\pm$ 0,027)	3,5	0,82	26,1
Dyreplankton	19	23 427 ( $\pm$ 9 812)	3,8 ( $\pm$ 1,7)	0,2	3 315 ( $\pm$ 930)	0,374 ( $\pm$ 0,057)	1,9	0,91	12,4

## 4 Resultater

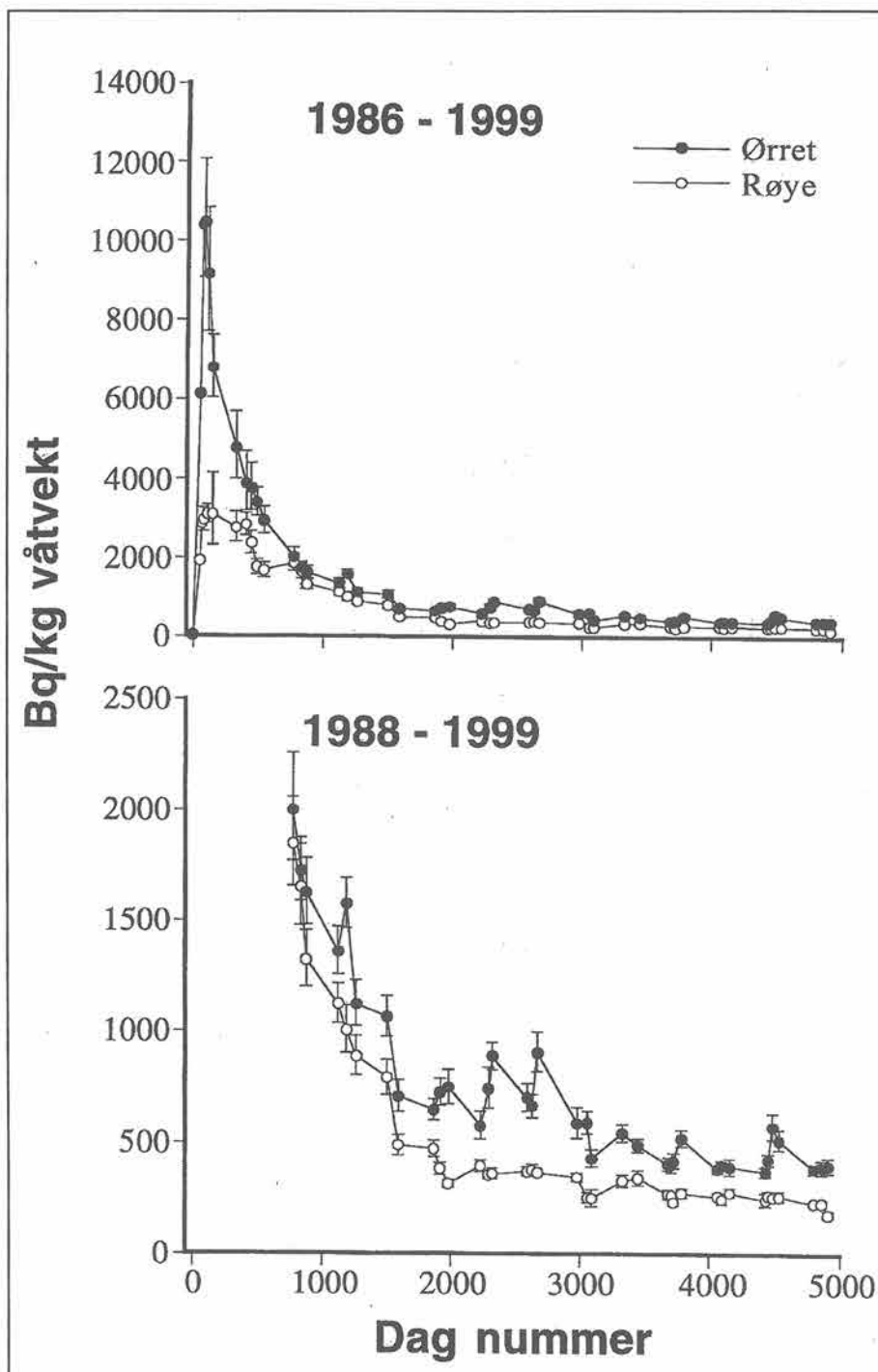
### 4.1 Langtidsutviklingen for radio-cesium i Høysjøens biota

#### Fisk

Etter at det radioaktive nedfallet nådde midt-Norge 28. april 1986 steg radioaktivetsverdiene 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,  $^{137}\text{Cs}$ : 10 900 Bq/kg) ca. 80 dager etter nedfallet. Maksimumverdiene i røye

var lavere ( $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$ : 5 800 Bq/kg,  $^{137}\text{Cs}$ : 3 700 Bq/kg) og kom senere, ca 150 dager etter nedfallet (**figur 1**). Radioaktiviteten i fisk viste en relativt jevn nedgang fra høsten 1986 og utover til 1991. Deretter avtok radioaktiviteten lite i en 3-års periode, men så fortsatte nedgangen relativt jevnt. På alle tidspunkt har radioaktiviteten vært høyere i ørret enn i røye. I de siste åra har det vært observert en markert sesongmessig variasjon med minst radioaktivitet om våren og økninger utover i sesongen hos ørret. Hos røya derimot var sesongvariasjonene små og mindre systematiske. Høsten 1999 var ørreten kommet ned i ca 400 Bq/kg, og røya ned i ca 200 Bq/kg.  $^{134}\text{Cs}$  er nå, på grunn av sin korte fysiske halveringstid (ca 2 år), mer eller mindre ute av økosystemet.

**Figur 1.** Radioaktivt cesium ( $^{137}\text{Cs}$ , Bq pr kg våtvekt, geometrisk gjennomsnitt  $\pm$  95 % konfidensintervall) i ørret og røye fra Høysjøen fra 1986 til 1999. I den nedre figuren er perioden fra 1988 til 1999 plottet for seg. Vær oppmerksom på forskjellig skala på y-aksen.



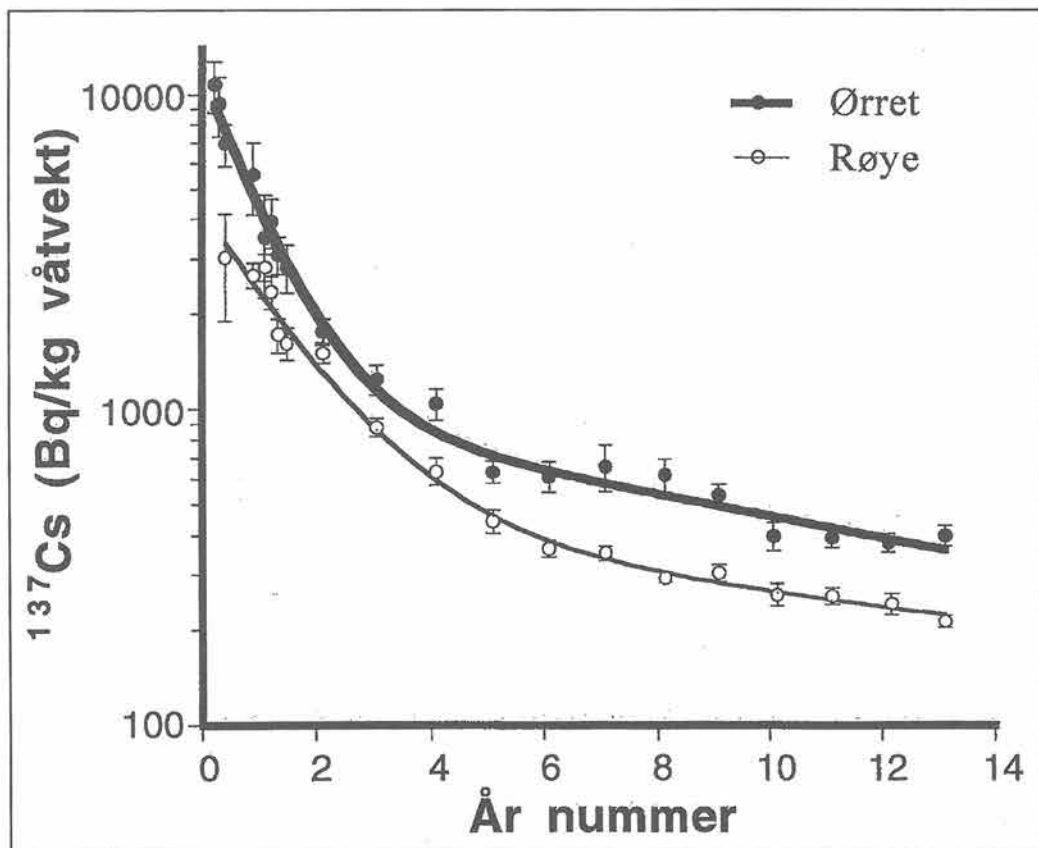
Nedgangen i radioaktivitet i fisk har en tydelig to-komponent form (figur 2). I de første åra avtok radioaktiviteten raskt, mens nedgangen har gått mye saktere etter 1990. En to-komponent halveringsmodell passet godt til dataene både for ørret og røye (tabell 2). I de første årene ble radioaktiviteten i ørret halvert på noe over ett halvt år, mens halveringen tok nesten ni år i den påfølgende fasen. Tilsvarende økologiske halveringstider for røye ble beregnet til henholdsvis ett og nesten 14 år. Noe over 10 % av den totale radioaktiviteten inngikk i den sakte komponenten for begge artene. Fortsetter nedgangen i radioaktivitet i samme tempo vil røya i Høysjøen være tilbake på før-Tsjernobyl nivå (ca 30 Bq/kg) om ca 15 år, 29 år etter at nedfallet kom, mens for ørreten vil dette skje 4 år tidligere, 25 år etter nedfallet.

### Bunndyr og dyreplankton

Radioaktiviteten i bunndyr og dyreplankton ble overvåket både ved å samle inn prøver i innsjøen og ved å måle mageinnholdet til ørret og røye. Ørretens mageinnhold er sterkt dominert av bunndyr, mens røyas består av en blanding av dyreplankton og fjærmygg, med dominans av plankton. Radioaktiviteten i både bunndyr og dyreplankton var høy i 1986, men avtok svært raskt (figur 3). Etter de svært

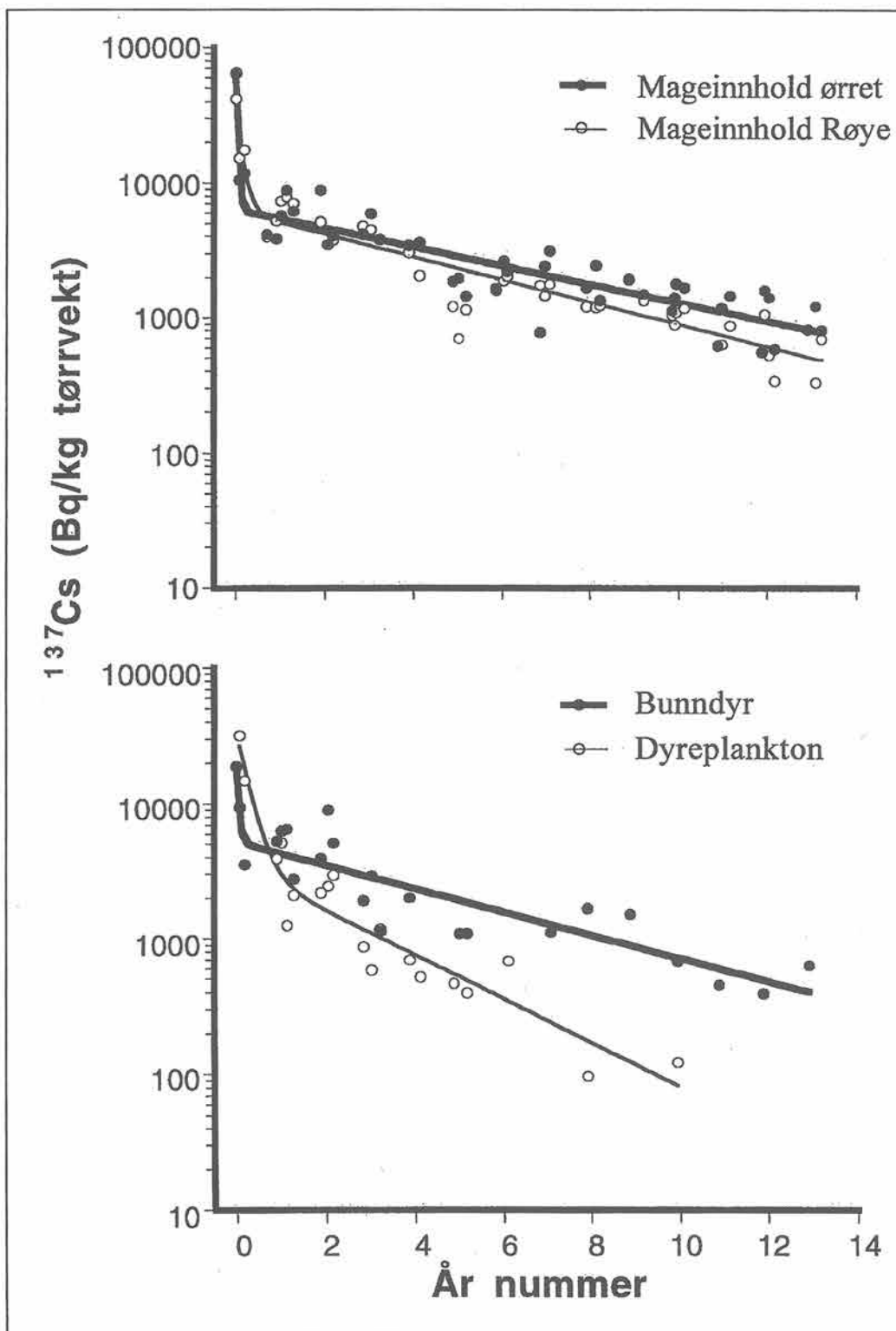
dynamiske første månedene etter at nedfallet kom, med store forskjeller både mellom innsamlinger og mellom de to artene (Forseth et al. 1997), har det vært en økende tendens til at ørretens mageinnhold er mer radioaktiv enn røyas. Den samme tendensen finner vi igjen i målingene av bunndyr og plankton. Ved de første målingene var radioaktiviteten høyere i plankton enn i bunndyr, men fra 1997 var forholdet motsatt. Ved siste måling av radioaktivitet i dyreplankton, i 1996, var konsentrasjonen av radiocesium ca 5,5 ganger så høy i bunndyr som i dyreplankton.

Som for fisk kunne langtidsutviklingen for radioaktivitet i bunndyr og plankton (målt både i miljøprøver og i mageprøver) beskrives ved hjelp av to-komponent modeller (tabell 2). Nedgangen i den første perioden var imidlertid mye raskere enn hos fisk med økologiske halveringstider fra 0,02 til 0,2 år (eller fra ca en til 10 uker). Den saktere reduksjonen som deretter ble observert, hadde halveringstider for bunndyr på ca 4 år, både beregnet fra mageprøver og fra miljøprøver. Nedgangen gikk noe saktere i røyas mageinnhold enn i dyreplanktonet, med halveringstider på henholdsvis 3,6 og 1,9 år. Dette er å vente da røyas maginnhold i tillegg til dyreplankton inneholder en god del bunndyr som har en lengre økologisk halveringstid.



**Figur 2.** <sup>137</sup>Cs (i Bq per kg våtvekt) i ørret og røye i Høysjøen i perioden 1986 til 1999. År 0 er 1986. Observert (punkter ± 95% C.L.) og predikert (linjer) radioaktivitet er vist. Prediksjonene er basert på to-komponent reduksjonsmodeller

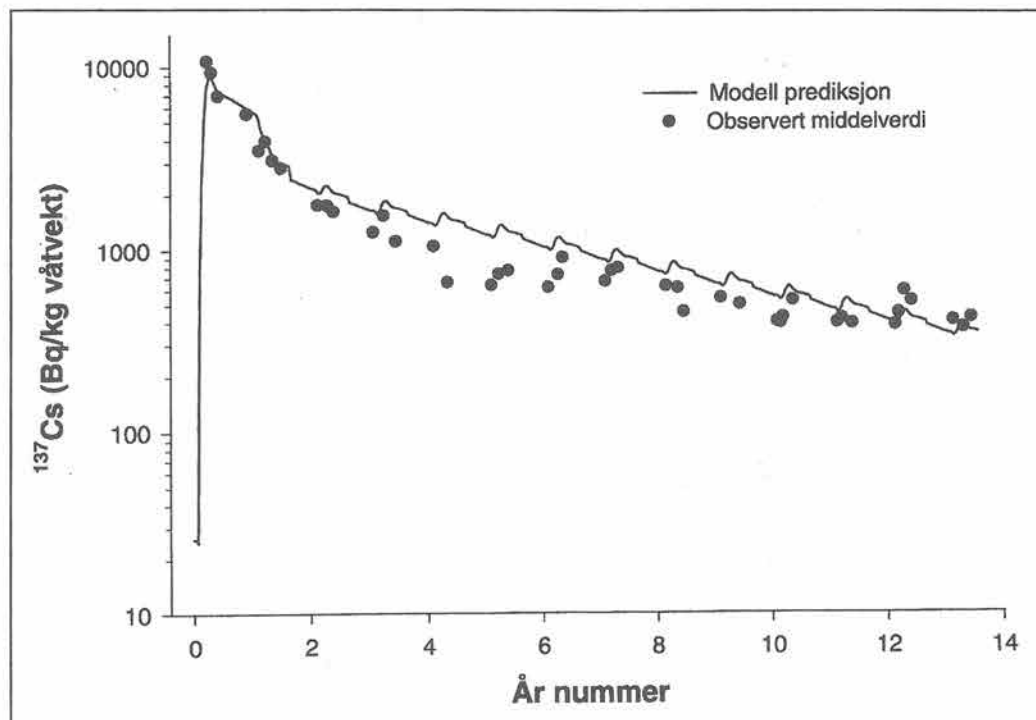
**Figur 3.**  $^{137}\text{Cs}$  (i Bq per kg tørrvekt) i ørretens og røyas mageinnhold (øvre figur) og i bunndyr og dyreplankton (nedre figur) fra Høysjøen i perioden 1986 til 1999. År 0 er 1986. Observert (punkter) og predikert (linjer) radioaktivitet er vist. Prediksjonene er basert på tokomponent reduksjonsmodeller.



## 4.2 Modellprediksjoner for langtidsutviklingen

Simuleringen viste at en modell basert på langtidsutviklingen av  $^{137}\text{Cs}$  i ørretens mageinnhold på en god måte kunne forutsi langtidsutviklingen av  $^{137}\text{Cs}$  i ørret (**figur 4**). Modellen forutsier svært godt utviklingen i radioaktivitet i ørret de to første årene etter nedfallet. Fra 1988 til 1996 ligger modellprediksjonene noe over de observerte verdiene, mens prediksjonene

stemmer bedre de siste tre årene. Hvis vi beregner økologiske halveringstider med basis i modellprediksjonene finner vi at halveringstiden for den raske komponenten er vesentlig lengre hos fisken enn i fiskens næringsdyr. Halveringstiden for den langsomme komponenten er den samme i fisken og dens næringsdyr. Modellen forutsier sesongmessige svingninger i ørretens radioaktivitet. Disse svingningene er imidlertid enkelte år betydelig større hos ørreten i Høysjøen enn det modellen forutsier (**figur 1 og 4**).



**Figur 4.** Sammenlikning mellom modellforutsigelser (heltrukne linjer) og observasjoner for gjennomsnittlig radiocesium (Bq per kg våtvekt) hos 2- og 3-årig ørret i Høysjøen.

## 5 Diskusjon

### Økologisk halvering

13 års studier i Høysjøen har vist at reduksjonen i radioaktivitet i ulike dyregrupper i ferskvann går senere enn tidligere antatt (Jonsson et al. 1999 og denne studien). Beregninger av økologisk halveringstid basert på utviklingen de første årene etter nedfallet antydde at radioaktiviteten i fisk ble halvert på 0,3 til 4,6 år (Elliott et al. 1993; Brittain et al. 1995). I en større undersøkelse av utviklingen for radioaktivitet i ørret fra 79 innsjøer i Sør-Norge beregnet Hessen et al. (2000) en gjennomsnittlig økologisk halveringstid på 2,5 år, med en variasjon fra 1,2 til 4,2 år, og antydde at disse halveringsmodellene kan være et brukbart forvaltningmessig verktøy for å forutsi langtid utviklingen for radioaktivitet i fisk. Nå har våre studier i Høysjøen på ørret og røye (Jonsson et al. 1999) og deres næringsdyr (denne studien), og tilsvarende studier i England på innsjøvann og tre fiskearter (Smith et al. 2000), vist at reduksjonen i radiocesium i ferskvann har to komponenter: En initial, rask reduksjon fulgt av en mye saktere reduksjon med halveringstider i størrelsesorden 10-20 år. Dette betyr at estimater for økologisk halveringstid basert på de første årenes reduksjon er lite egnet til å predikere framtidig utvikling, verken for Tsjernobylnedfallet eller for eventuelle nye utslipp av radioaktivt cesium i ferskvann.

Den karakteristiske to-komponent reduksjonen, som nå også er påvist i terrestrisk vegetasjon (Smith et al. 2000), antyder at det finnes to kilder for cesium. Den første raske reduksjonen er knyttet til cesium som deponeres direkte på vannoverflata eller som vaskes ut av nedbørsfeltet før det rekker å binde seg til jorda i feltet. Deretter reduseres cesiumkonsentrasjonen i innsjøen raskt som en følge av fortykning (nytt vann med lavere aktivitet strømmer inn i innsjøen), akkumulering i innsjøens sediment, redusert innstrømming fra nedbørsfeltet og tap gjennom utløpet. Den andre kilden, som forsinker nedgangen i biotaen på lengre sikt, er en sakte lekkasje av cesium fra nedbørsfeltet og resirkulering innen innsjøen. Smith et al. (2000) har foreslått at komponentene er knyttet til en reversibel diffusjonsprosess fra vann til leirminerale. Etter en initial fikseringsprosess til leirholdige mineraler (Smith et al. 1999b) starter en sakte lekkasje tilbake, primært fra nedbørsfeltet.

Beregningene av økologisk halveringstid i fiskens mageinnhold og i bunndyr og dyreplankton, antyder at andrekomponenten er raskere i fiskens næringsdyr enn i fisken. Dette trenger ikke nødvendigvis å antyde at reduksjonen i disse dyra går mye fortere enn i fisken. Det er sannsynlig at det finnes en tredje komponent i reduksjonen i radioaktivitet i disse dyra uten at vi kan beskrive den tilfredsstillende statistisk sett. Vi får i såfall følgende mønster: Først en svært rask reduksjon av fra 75 til 90 % av radioaktiviteten med halveringstider på i størrelsesorden noen få uker. Deretter følger en fase med halveringstider på noen år, fulgt av en tredje komponent som i halveringstid nærmer seg det vi finner for andrekomponenten hos fisk. Årsaken til at det er vanskelig å påvise denne komponenten med statistisk tilfredsstillende sikkerhet er at variasjonen mellom målepunktene er stor og at få prøver

er målt. Man må huske at det både med håv-innsamling i innsjøen og i fiskens mageinnhold måles på ulike sammenstillinger av dyr fra gang til gang. Det er dessverre ikke praktisk mulig å følge enkeltarter av disse dyra gjennom hele perioden.

Til slutt skal det bemerkes at det er en relativt høy grad av usikkerhet i estimatene for de lange halveringstidene. Eksempelvis fant Jonsson et al. (1999) en økologisk halveringstid på over 20 år for røye fra Høysjøen basert på data fram til 1998. Når vi inkluderte resultatene fra 1999 ble halveringstiden redusert til knappe 14 år. Når utviklingen er så flat som den nå er, vil små endringer fra år til år ha stor betydning for estimatet. Hovedbudskapet er at nedgangen skjer sakte, og saktere enn tidligere antatt, og at den økologiske halveringstiden ser ut til å nærme seg den fysiske halveringstiden for  $^{137}\text{Cs}$  (ca 30 år).

### Modellutvikling

Simuleringen viste at et nedfalls-scenario for radiocesium i byttedyr basert på langtid utviklingen av  $^{137}\text{Cs}$  i ørretens mageinnhold på en god måte kunne forutsi langtid utviklingen av  $^{137}\text{Cs}$  i ørret. Dette var ikke overraskende idet vår simuleringsmodell for omsetting av radiocesium i ørret tidligere har vist at den gir gode prediksjoner for fiskens radioaktivitet på ulike tidspunkt etter et nedfall (Ugedal et al. 1997). Simuleringen indikerer imidlertid at hvis en har gode modeller over ventet utvikling i radioaktivitet i næringsdyr etter et nedfall, kan vår nye modell gi gode prediksjoner over langtid utviklingen i radioaktivitet i fisk. En naturlig videreutvikling av modellen vil derfor være å forsøke å beskrive utviklingen av radioaktivitet i næringsdyr etter et nedfall som en funksjon av tilførsler av radioaktivitet fra nedslagsfeltet. Dette bør la seg gjøre da det etter hvert finnes mange fysiokjemiske modeller som beskriver transporten av radiocesium fra innsjøers nedslagsfelt etter Tsjernobylnedfallet. Enkelte av disse modellene er også svært generelle og ikke først og fremst knyttet til utviklingen i spesielle lokaliteter (se Smith et al. 1997).

Modellsimuleringen viste at den økologiske halveringstiden for den raske komponenten er vesentlig lengre hos fisken enn i fiskens næringsdyr. Dette er i overensstemmelse med feltdataene fra Høysjøen. Årsaken til denne forskjellen er at fisk er vesentlig større enn invertebratene den spiser. Det tar derfor mye lenger tid før fiskens radioaktivitet kommer i likevekt med omgivelsene når radioaktiviteten i miljøet endres raskt. Modellsimuleringen viste videre at halveringstiden for den langsomme komponenten var den samme i fisken som i dens næringsdyr. Dette støtter våre tidligere antagelser om at våre beregninger av halveringstider for radiocesium i invertebrater underestimerer halveringstiden for den langsomme komponenten i disse dyra.

Modellen forutsier moderate, sesongmessige svingninger i ørretens radioaktivitet. Hos ørreten i Høysjøen kunne de sesongmessige variasjonene i radioaktivitet i enkelte år være betydelige. For eksempel, økte radioaktiviteten i ørret fra 370 til 575 Bq/kg mellom juni og august 1997. Modellen opererer med jevnt avtakende radioaktivitet i byttedyrene uavhengig av

sesong, mens ørretens mageinnhold i enkelte år viser økende radioaktivitet utover sommeren. Denne økningen i radioaktivitet i ørretens byttedyr utover sommeren bidrar til å øke de sesongmessige variasjonene i ørretens radioaktivitet. Vi vet ikke hvorfor ørretens byttedyr viser store variasjoner gjennom sesongen i enkelte år, men tilsynelatende ikke i andre år. En mulighet er at tilførslene av radiocesium fra nedslagsfeltet varierer mellom år. En annen mulighet er at vår innsamling av materiale ikke fanger opp de sesongmessige variasjonene i alle år.

## 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.
- Garmo, T.H. & Gunnerød, T.B. (red.) 1992. Radioaktivt nedfall fra Tsjernobyl-ulykken. Følger for norsk landbruk, naturmiljø og matforsyning. - Norges Landbruksvitenskapelige Forskningsråd.
- Brittain, J., Bergström, U., Håkanson, L., Helling, R., Monte, L. & Suolanen, 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.
- Dahlggaard, H. (red.) (1994). *Nordic Radioecology: The Transfer of Radionuclides through Nordic Ecosystems to Man*. - Elsevier, Amsterdam.
- 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., 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., 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., 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. 1997. Radioaktivt cesium i ferskvann. - NINA Fagrapport 027: 1-23.
- Forseth, T., Ugedal, O., Næsje, T.F. & Jossen, B. 1998. Radio-caesium elimination in fishes: variation among and within species. - *Journal of Applied Ecology* 35: 847-856.
- Harbitz, O. & Skuterud, L. (red.) 1999. Radioaktiv forurensning – betydning for landbruk, miljø og befolkning. - Landbruksforlaget, Oslo.
- Hessen, D.O., Skurdal, J., Hegge, O. & Andersen, T. 2000. Modelling ecological half-lives for radiocaesium in Norwegian brown trout populations. - *Journal of Applied Ecology* 37: 109-116.



- 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.
- Jonsson, B., Forseth, T. & Ugedal, O. 1999. Chernobyl radioactivity persists in fish. - *Nature* 400: 417.
- Kolehmainen, S., Häsänen, E. & Miettinen, J. K. 1966. <sup>137</sup>Cs 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.
- Meili, M., Forseth, T., Nordlinder, S. & Saxén, R. 1991. Radioactivity in fish and turnover of radiocesium in lacustrine food webs. - In Notter, M. & Neumann, G., eds. *Radioecology in nordic limnic systems*, National Swedish Environmental Protection Board, Report 3949. 64 p.
- 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.
- Smith, J.T., Leonard, D.R.P., Hilton, J. & Appleby, P.G. 1997. Towards a generalized model for the primary and secondary contamination of lakes by Chernobyl-derived radiocesium. - *Health Physics* 72: 880-892.
- Smith, J.T., Comans, R.N.J. & Elder, D.G. 1999a. Radiocesium removal from European lakes and reservoirs: key processes determined from 16 Chernobyl-contaminated lakes. - *Water Research* 33: 3762-3774.
- Smith, J.T., Fesenko, S.V., Howard, B.J., Horril, A.D., Sanzharova, N.I., Alexakhin, R.M., Elder, D.G. & Naylor, C. 1999b. Temporal change in fallout <sup>137</sup>Cs in terrestrial and aquatic systems: a whole ecosystem approach. - *Environmental Science & Technology* 33: 49-54.
- Smith, J.T., Comans, R.N.J., Beresford, N.A., Wright, S.M., Howard, B.J. & Camplin, W.C. 2000. Chernobyl's legacy in food and water. - *Nature* 405: 141.
- 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.
- 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. & Næumann, 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 Applications* 7: 1002-1016.

# Rapporter utgitt innen Program for terrestrisk naturovervåking (TOV)

- \* Løbersli, E.M. 1989. Terrestrisk naturovervåking i Norge. DN-rapport 8-1989: 1-98.
1. Fremstad, E. (red.). 1989. Terrestrisk naturovervåking. Rapport fra nordisk fagmøte 13.- 14.11. 1989. NINA Notat 2: 1-98.
  2. Holten, J.I., Kålås, J.A. & Skogland, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Forslag til overvåking av vegetasjon og fauna. NINA Oppdragsmelding 24:1-49.
  3. Heggberget, T. M. & Langvatn, R. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Bruk av fallvilt i miljøprøvebank. NINA Oppdragsmelding nr. 28: 1-21.
  4. Alterskjær, K., Flatberg, K.I., Fremstad, E., Kvam, T. & Solem, J.O. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Etablering og drift av en miljøprøve-bank. NINA Oppdragsmelding 25: 1-31.
  5. Sandvik, J. & Axelsen, T. 1992. Bestandsovervåking av trekkfugl ved fangst og trekktegninger. Belyst ved materiale innsamlet ved Jomfruland Fuglestasjon og Mølen Ornitologiske Stasjon. Naturundersøkelser A.S., (stensil): 1-168.
  6. Nygård, T. 1990. Rovfugl som indikatorer på forurensning i Norge. Et forslag til landsomfattende overvåking. NINA Utredning 21: 1-34.
  7. Kålås, J.A., Fiske, P. & Pedersen, H.C. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgiftbelastninger i dyr. NINA Oppdragsmelding 37: 1-15.
  8. Hilmo, O. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Børgefjell 1990. DN-notat 1991- 4: 1-38.
  9. Nybø, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og aluminium i pattedyr og fugl. DN-notat 1991- 9: 1-62.
  10. Hilmo, O. & Wang, R. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Solhomfjell - 1990. DN-notat 1991- 6: 1-50.
  11. Johnsen, P. 1991. Maur i skogovervåking: Økologi og metoder. Zoologisk Museum, Universitetet i Bergen. (stensil): 1-14.
  12. Bruteig, I.E. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende lavkartlegging på furu 1990. DN-notat 1991-8: 1-35.
  13. Frogner, T. 1991. Terrestrisk naturovervåking (TOV). Jordforsuringsstatus 1990. Norsk Institutt for Skogforskning (stensil):1-28.
  14. Jenssen, A. 1991. Terrestrisk naturovervåking (TOV). Jordovervåking i Solhomfjell og Børgefjell 1990. Norsk institutt for skogforskning (stensil): 1-20.
  15. Brattbakk, I., Høyland, K., Halvorsen Økland, R., Wilmann, B. & Engen, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1990 i Børgefjell og Solhomfjell. NINA Oppdragsmelding 91: 1-90.
  16. Frisvoll, A. A. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Nitrogen i mose fra Agder og Trøndelag. NINA Oppdragsmelding 80: 1-19.
  17. Strand, O. & Skogland, T. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Metodeutvikling for overvåking av fjellrev. (stensil).
  18. Spidsø, T.K. & Pedersen, H.C. 1991. Bestands- og reproduksjonsovervåking av hare. NINA Oppdragsmelding 62: 1-15.
  19. Bruteig, I.E. 1990. Landsomfattende kartlegging av epifyttisk lav på furu, Manual. Universitetet i Trondheim, AVH, Botanisk institutt, (stensil): 1-17.
  20. Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i Børgefjell og Solhomfjell, 1990. NINA Oppdragsmelding 85: 1-41.
  21. Løken, A. 1990. Terrestrisk naturovervåking . Moser- en kjemisk analyse. Universitetet i Trondheim, inst. for org. kjemi, NTH og botanisk avd. Vitenskapsmuseet, (stensil).
  22. Joranger, E. & Røyset, O. 1991. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av nedbør og nedbørkjemi i referanseområder Børgefjell og Solhomfjell 1990. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR 31/91: 1-21.
  23. Kvamme, H. 1991. Rapport for forprosjekt "Undersøkelse av stammelav på fjellbjørk". Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, (stensil).
  24. Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Metodemannual, smågnagere og fugl. NINA Oppdragsmelding 75: 1-36.
  25. Fremstad, E. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1990. NINA Oppdragsmelding 42: 1-35.
  26. Fremstad, E. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1991. NINA Oppdragsmelding 83: 1-26.
  27. Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forest in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. Sommerfeltia, 16: 1 - 254. Oslo.
  28. Skåre, J.U. & Førreid, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Organiske miljøgifter i hare og orrfugl. Fellesavdelingen for farmakologi og toksikologi, Veterinærinstituttet/Norges veterinærhøgskole, (stensil):1-10.
  - 29\*Nybø, S. 1992. Terrestrisk naturovervåkingprogram. Sammen- drag av resultater fra 1990. DN-rapport 1992-3: 1-30.
  29. Jenssen, A. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jord og jordvann 1991. Rapp. Skogforsk 9/92: 1-25.
  30. Joranger, E. & Røyset, O. 1992. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av nedbørkjemi i Børgefjell, Solhomfjell, Lund og Åmotsdalen 1990-91. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR: 58/92: 1-54.
  31. Hilmo, O. & Wang, R. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Åmotsdalen og Lund 1991. DN-notat 1992-3: 1-73.
  32. Kålås, J.A., Framstad, E., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i Børgefjell, Åmotsdalen, Solhomfjell og Lund, 1991. NINA Oppdrags- melding 132: 1-38.

33. Brattbakk, I., Gaare, E., Fremstad Hansen, K. & Wilmann, B. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Åmotsdalen og Lund 1991. NINA Oppdragsmelding 131: 1-66.
34. Bruteig, I.E. & Øien, D-I. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av epifyttisk lav på fjellbjørk. Manual. ALLFORSK, Universitetet i Trondheim, (stensil): 1-27.
35. Wegener, C., Hansen, M. & Bryhn Jacobsen, L. 1992. Vegetasjonsovervåking på Svalbard 1991. Effekter av reinbeite ved Kongsfjorden, Svalbard. Norsk Polarinstittutt. Meddelelser nr. 121: 1-54.
36. Kålås, J.A. & Lierhagen, S. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Metallbelastninger i lever fra hare, orrfugl og lirype i Norge. NINA Oppdragsmelding 137: 1-72.
37. Fremstad, E. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1992. NINA Oppdragsmelding 148: 1-23.
38. Hilmo, O., Bruteig, I.E. & Wang, R. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Møsvatn-Austfjell 1992. ALLFORSK, AVH: 1-50.
39. Brattbakk, I. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Møsvatn-Austfjell. NINA Oppdragsmelding 209: 1-33.
40. Kålås, J.A. & Framstad, E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere, fugl og næringskjedestudier i Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn-Austfjell, Lund og Solhomfjell, 1992. NINA Oppdragsmelding 221: 1-38.
41. Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgifter i dvergfalk. NINA Oppdragsmelding 232: 1-24.
42. Tørseth, K. & Røyset, O. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av nedbørkjemi i Ualand, Solhomfjell, Møsvatn, Åmotsdalen og Børgefjell, 1992. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR 13/93: 1-64.
43. Jensen, A. & Frogner, T. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jord og jordvann 1992. Rapp. Skogforsk 12/93: 1-21.
44. Gaare, E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Radiocesiummålinger i planter, vegetasjon og rein fra Børgefjell, Dovre-Rondane og Møsvatn-Austfjell 1992. NINA Oppdragsmelding 230:
45. Hannisdal, A. & Myklebust, I. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Sammendrag av resultater fra 1990 - 1992. DN-rapport 1994 - 6: 1-76.
46. Bruteig, I.E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Epifyttisk lav på bjørk - landsomfattende kartlegging 1992. ALLFORSK, Universitetet i Trondheim: 1-42.
47. Kålås, J.A. & Myklebust, I. 1994. Akkumulering av metaller i hjortedyr. NINA Utredning 58: 1-45.
48. Økland, R.H. 1994. Reanalyse av permanente prøveflater i granskog i referanseområdet Solhomfjell, 1993. DN-utredning 1994 - 5: 1-42.
49. Tørseth, K. & Røstad, A. 1994. Overvåking av nedbørkjemi i tilknytning til feltforskningsområdene, 1993. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR 25/94: 1-78.
50. Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Miljøgifter i dvergfalk i Norge. NINA Forskningsrapport 56: 1-33.
51. Eilertsen, O. & Often, A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding 285: 1-69.
52. Eilertsen, O. & Brattbakk, I. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding 286: 1-82.
53. Kålås, J.A., Framstad, E., Pedersen, H.C. & Strand, O. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl og næringskjedestudier i TOV-områdene, 1993. NINA Oppdragsmelding 296: 1-47.
54. Wang, R. & Bruteig, I.E. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Gutulia og Dividal. ALLFORSK Rapport 1: 1-51.
55. Gaare, E. 1994. Overvåking av 137 Cs i TOV-områdene Dividal, Børgefjell, Dovre/Rondane, Gutulia og Solhomfjell sommeren 1993. NINA Oppdragsmelding 300: 1-29.
56. Berg, I.A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jord og jordvann 1993. Rapp. Skogforsk 17/94: 1-17.
57. Jacobsen, L.B. 1994. Reanalyse av permanente prøveflater i overvåkingsområdet ved Kongsfjorden, Svalbard 1994. Norsk Polarinstittutt. Rapport nr 87: 1-29.
58. Tørseth, K. & Johnsrud, M. 1994. Program for terrestrisk naturovervåking. Tilførsler til Gutulia og Dividalen og representativitet av nærliggende NILU stasjoner. Norsk institutt for luftforskning, NILU TR 17/94: 1-38.
59. Strand, O., Espelien, I.E. & Skogland, T. 1995. Metaller og radioaktivitet i villrein fra Rondane. NINA fagrapport 05: 1-40.
60. Berg, I.A. 1995. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jordvann 1994. Rapp. Skogforsk 8/95: 1-12.
61. Tørseth, K. & Hermansen, O. 1995. Overvåking av nedbørkjemi i tilknytning til feltforskningsområdene, 1994. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR 33/95: 1-53.
62. Kålås, J.A., Framstad, E., Pedersen, H.C. & Strand, O. 1995. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl og næringskjedestudier i TOV-områdene, 1994. NINA Oppdragsmelding 367: 1-52.
63. Nygård, T. 1995. Tungmetaller i fjær fra dvergfalk i Norge. NINA Oppdragsmelding 373: 1-18.
64. Espelien, I. 1995. Undersøkelse av metaller i reinsdyr fra Troms og Finnmark. NINA Oppdragsmelding 442: 1-13.
65. Bruteig, I.E. og Wang, R. 1996. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Solhomfjell og Børgefjell 1995. ALLFORSK Rapport 7: 1-42.
66. Eilertsen, O. 1996. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding 408: 1-84.
67. Tørseth, K. 1996. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel 1995. SFT rapport nr. 663/96: 1-189.

68. Berg, I.A. 1996. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jordvann 1995. Rapp. Skogforsk 12/96: 1-23.
69. Kålås, J.A.(red).1996. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl og næringskjedestudier i TOV-områdene, 1995. NINA Oppdragsmelding 429: 1-36.
70. Sjøbakk, T.E. & Steinnes, E. 1997. Forekomst av tungmetaller i jordprofiler fra overvåkingsflater i ulike deler av Norge. DN-utredning 1997-3: 1-29.
71. Strand, O., Severinsen, T. & Espelien, I. 1997. Metaller og radioaktivitet i fjellrev. NINA Oppdragsmelding 560: 1-x.
72. Direktoratet for naturforvaltning. 1997. Natur i endring. Program for terrestrisk naturovervåking 1990-95. DN-Rapport Trondheim: 1-160.
73. Kålås, J.A.(red).1997. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 1996. NINA Oppdragsmelding 484: 1-37.
74. Berg, I.A. & Aamlid, D. 1996. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jordvann - Årsrapport 1996. Rapp. Skogforsk 4/97: 1-21.
75. Tørseth, K., Manø, S. & Pacyna, J.M. 1997. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel 1996. SFT rapport. 703/97: 1-205.
76. Bruteig, I.E. & Øien, D.I. 1997. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattande gjenkartlegging av epifyttisk lav på bjørk 1997. Manual. ALLFORSK Rapport 8: 1-22.
77. Kålås, J.A. & Øyan, H.S. 1997. Terrestrisk naturovervåking. Metaller, selen, kalsium og fosfor i elg, hjort og rådyr, 1995-96. NINA Oppdragsmelding 491: 1-22.
78. Økland, R.H. 1997. Reanalyse av permanente prøveflater i barskog i overvåkingsområdet Solhomfjell 1995. Bot. Hage Mus. Univ. Oslo Rapp. 2: 1-35..
79. Severinsen, T. 1997. Terrestrisk naturovervåking - Metaller i rype fra Svalbard. Norsk Polarinstitutt. Rapportserie. Nr. xx (under utarbeiding).
80. Gaare, E. & Wilmann, B. 1997. Skyldes død lav i Nordfjella villreinområde klima eller forurensning? NINA Oppdragsmelding 504: 1-13.
81. Bruteig, I.E. 1998. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttisk lav i Åmotsdalen og Lund 1996. ALLFORSK Rapport 9: 1-40.
82. Gaare, E. & Strand, O. 1998. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av <sup>137</sup>Cs i Dovre/Rondane i perioden 1994-1996. NINA Oppdragsmelding 535: 1-13.
83. Kålås, J.A. (red.). 1998. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, Hare, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 1997. NINA Oppdragsmelding 547: 1-42.
84. Bruteig, I.E. & Holien, H. 1998. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttisk lav i Møsvatn 1997. ALLFORSK Rapport 10: 1-34.
85. Berg, I.A. & Aamlid, D. 1998. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jordvann - Årsrapport 1997. Rapp. Skogforsk. x/98: 1-zz (under utarbeiding).
86. Lükewille, A., Tørseth, K. & Manø, S. 1998. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel 1997. SFT rapport 736/98: 1- 181.
87. Amundsen, C.E., Inghe, O., Knutzen, J. & Laursen, K. 1998. Evaluering av Program for terrestrisk naturovervåking (TOV). Utredning for DN 1998-2: 1-36.
88. Pedersen, H.C. 1998. Accumulation of heavy metals in circumpolar willow ptarmigan populations. NINA Oppdragsmelding xxx: 1-zz. (under bearbeiding)
89. Bruteig, I.E. 1998. Terrestrisk naturovervåking. Vekstrate hos vanleg kvistlav 1993-1997. - ALLFORSK Rapport 13: 1-46.
90. Røsberg, I. & Aamlid, D. 1999. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jordvann. Årsrapport 1998. Rapp. Skogforsk. x/99: 1-zz.
91. Kålås, J.A. (red). 1999. Terrestrisk naturovervåking. Hare, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 1998. NINA Oppdragsmelding 596: 1-35.
92. Tørseth, K. Berg, T., Hanssen, J.E. & Manø, S. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 1998. Oslo. Statlig program for forurensningsovervåking. NILU OR 27/99.
92. Stabbetorp, O. E., Bakkestuen, V., Eilertsen, O. & Bendiksen, E. 1999. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund, Rogaland. NINA Oppdragsmelding 609: 1-58.
93. Bakkestuen, V., Stabbetorp, O. E. & Eilertsen, O. 1999. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Åmotsdalen, Sør-Trøndelag. NINA Oppdragsmelding 610:1-46.
94. Bakkestuen, V., Stabbetorp, O. E. & Eilertsen, O. 1999. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvann - Austfjell, Telemark. NINA Oppdragsmelding 611: I trykk
95. Bakkestuen, V., Stabbetorp, O. E., Eilertsen, O., Often, A. & Brattbakk, I. 1999. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal og Gutulia nasjonalpark, -reanalyser 1998. NINA Oppdragsmelding 612:
97. Bruteig, I.E. 1999. Landsomfattande gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk 1997. ALLFORSK Rapport xx: 1-yy
98. Økland, R. Skrindo, A. og Hansen, K. T: 1999. Endringer i trærs vekst og vitalitet, vegetasjon og humuslagets kjemiske og fysiske egenskaper i permanente prøveflater i barskog i overvåkingsområdet i Solhomfjell, 1988-1998. Bot. Hage Mus. Univ. Oslo Rapp. 5: 1-72.
99. Ugedal, O., Forseth, T., Jonsson, B. & Mooij, W. 2000. Langtidsutvikling for radioaktivitet i ferskvann. NINA Oppdragsmelding 650: 1-15.
100. Kålås, J.A. (red.). 2000. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i TOV-områdene, 1999. NINA Oppdragsmelding xxx:1-xx.

## Brosjyrer/foldere

- Terrestrisk naturovervåking i Norge. Rapportsammendrag, Direktoratet for naturforvaltning, (DN), 1989.
- Vi holder øye med naturen (Bokmål/Engelsk), DN, 1991.
- Vi holder øye med Børgefjell. Resultater 1990, DN, 1992.
- Vi holder øye med Solhomfjell. Resultater 1990 og 1991, DN, 1992.
- Naturovervåking. Helsesjekk i naturen, DN, 1993, (omhandler flere overvåkingsprogrammer).
- Effektene av langtransportert forurensning overvåkes. Innblikk 1-97.

Henvendelser vedrørende rapportene rettes til utførende institusjoner.

ISSN 0802-4103  
ISBN 82-426-1139-4

650

**NINA  
OPPDRAGS-  
MELDING**

NINA Hovedkontor  
Tungasletta 2  
7485 TRONDHEIM  
Telefon: 73 80 14 00  
Telefax: 73 80 14 01

**NINA  
Norsk institutt  
for naturforskning**