

# Hva skjer over tid med radioaktivt nedfall i naturen – kunnskap fra langtidsovervåking av Tsjernobyl-nedfallet på høyfjellsøkosystemet Øvre Heimdalsvatn

John E. Brittain



Denne rapportserien utgis av:

Naturhistorisk museum  
Postboks 1172 Blindern  
0318 Oslo

[www.nhm.uio.no](http://www.nhm.uio.no)

Publiseringsform:

Elektronisk (pdf)

Forfattere:

John E. Brittain

Sitering:

Brittain, J.E. 2021. Hva skjer over tid med radioaktivt nedfall i naturen – kunnskap fra langtidsovervåking av Tsjernobyl-nedfallet på høyfjellsøkosystemet Øvre Heimdalsvatn. Universitetet i Oslo, Rapport nr. 101 42s.

ISSN nr. 1891-8050

ISBN nr. 978-82-7970-127-9

Fra 2011 inngår forskningsrapportene fra LFI i rapportserie ved Naturhistorisk museum.

<http://www.nhm.uio.no/forskning/publikasjoner/rapporter/>

LFI rapporter fra 1970 til 2010 finnes på:

<http://www.nhm.uio.no/forskning/publikasjoner/lfi-rapporter/>

Hjemmeside:

<http://www.nhm.uio.no/forskning/grupper/lfi/index.html>

Forsidebilde: Øvre Heimdalsvatn sett mot vest. Foto: John E. Brittain



Hva skjer over tid med radioaktivt nedfall i naturen – kunnskap fra  
langtidsovervåking av Tsjernobylnedfallet på høyfjellsøkosystemet  
Øvre Heimdalsvatn

John E. Brittain

Naturhistorisk Museum, Universitetet i Oslo, Postboks 1172 Blindern, 0318 Oslo



Antall sider og bilag: 42 sider		Tittel: Hva skjer over tid med radioaktivt nedfall i naturen – kunnskap fra langtidsovervåking av Tsjernobyl-nedfallet på høyfjellsøkosystemet Øvre Heimdalsvatn	
Rapportnummer: 101	Gradering: Åpen	Prosjektleder: John E. Brittain	Prosjektnummer: 200727
ISSN: 1891-8050	Dato: 2021-04-23	Oppdragsgiver(e): Direktoratet for Strålevern og atomikkerhet (DSA)	
ISBN: 978-82-7970-127-9		Oppdragsgivers ref.: Runhild Gjelsvik	

### Sammendrag:

Øvre Heimdalsvatn er antagelig Norges mest undersøkte fjellinnsjø og tidsseriene strekker seg tilbake til 1950-tallet og er således en viktig referansesjø. Naturhistorisk Museum, Universitetet i Oslo har en aktiv feltstasjon ved vannet og i slutten av april 1986 lå Øvre Heimdalsvatn og nedbørfeltet i det området som fikk et stort nedfall fra Tsjernobyl-ulykken. Med de detaljerte kunnskapene om komponentene og prosesser i innsjøen og nedbørfeltet som allerede forelå, var det mulig å gjennomføre omfattende og detaljerte studier av transport og opptak av radioaktivt cesium og andre radionuklider i et innsjøsystem i norsk høyfjell. Dette har gitt viktig kunnskap til forvaltningen i håndteringen av radioaktivt nedfall på akvatiske økosystemer, og viser betydningen av å ha et studieområde som referanse for ulike miljøinngrep.

Det er etter hvert bygget opp en unik langtidsserie på radioaktivt cesium i Heimdalsvatn, herunder i selve innsjøvannet, innsjøsedimentene, opptaket i akvatisk mose og i plantemateriale fra land som er tilført innsjøen og fisk. Dette gjør det mulig å beregne reduksjon over tid (økologiske halveringstider) og forholdet mellom de ulike økosystem komponentene, som f.eks. mellom vann og fisk, og som er viktig i beredskapssammenheng. Data fra Øvre Heimdalsvatn er også blitt anvendt til å bygge opp og teste forvaltningsmodeller for radioaktivt nedfall.

Undersøkelsene i Heimdalen har vist at radionukliden strontium-90 ( $^{90}\text{Sr}$ ) er mye mer mobil enn cesium-137 ( $^{137}\text{Cs}$ ). Dette skyldes primært at  $^{90}\text{Sr}$  er i lavmolekylær form (ioner), mens  $^{137}\text{Cs}$  er i høymolekylær form (knyttet til partikler). Konsentrasjon av  $^{137}\text{Cs}$  i innsjøvannet falt raskt i tiden etter nedfallet, men nedgangen gikk langsommere etter hvert. Mesteparten av  $^{137}\text{Cs}$  er nå å finne i innsjøsedimentene, men på grunn av kompliserte bunnforhold er det ingen økning mot de dypeste deler av innsjøen. Forsøk med akvatisk mose har vist at den tar raskt opp radionuklider og er anvendelig i overvåking, spesielt på steder som ikke ligger ved bilvei. Tilført plantematerialet fra nedbørfeltet bidrar til økt mengde  $^{137}\text{Cs}$  i innsjøen og dette blir lett tatt opp i næringskjeden. Tilførslene av plantemateriale er størst under vårflommen. Opptak av  $^{137}\text{Cs}$  i fisk skjer gjennom næringskjeden, slik at maksimum konsentrasjoner i ørret i Øvre Heimdalsvatn fant sted flere måneder etter nedfallet. Fra en gjennomsnitts-konsentrasjon på nesten 5000 Bq/kg våtvekt høsten 1986 gikk  $^{137}\text{Cs}$  innholdet i ørret



forholdsvis raskt ned og var under 1000 Bq/kg våtvekt i 1993. Målingene av  $^{137}\text{Cs}$  viser at det er stor variasjon mellom enkeltfisk. Dette betyr at for å bestemme konsentrasjon av radioaktivt cesium i fiskebestanden må det måles mange fisk.

Fram til ca. år 2000 var det en forholdsvis rask nedgang i konsentrasjonen av radioaktive stoffer i de ulike delene av økosystemet, og med en beregnet økologisk halveringstid på  $^{137}\text{Cs}$  på 3-4 år i ørret. Etter omkring år 2000 ble det bare små endringer fra år til år, slik at halveringstiden har økt til ca. 9 år de senere årene. Dette betyr at økologiske halveringstider er ikke nødvendigvis konstante, men kan endre seg over tid.



### Summary:

Øvre Heimdalsvatn is the most studied mountain lake in Norway with time series reaching back to the 1950s and is thus an important reference lake. The Natural History Museum, University of Oslo has an active field station on the lake and in late April 1986 Øvre Heimdalsvatn and its catchment received a major fallout from the Chernobyl accident. On account of the detailed knowledge of the components and processes in the lake, it was possible to carry out extensive and detailed studies of the transport and uptake of  $^{137}\text{Cs}$  and other radionuclides in a Norwegian mountain lake. These studies have provided crucial knowledge for management in dealing with radioactive fallout on aquatic ecosystems and demonstrate the importance of reference sites for different environmental impacts.

Unique long-term time series have been built up since 1986, including the water phase, lake sediments, aquatic mosses, inflowing allochthonous plant material and fish. It has been possible to calculate ecological half-lives and the relationships between different ecosystem components, for example between water and fish that is important in emergency preparedness. Data from Øvre Heimdalsvatn has also been utilised to construct and validate management models for radioactive fallout.

Studies of Øvre Heimdalsvatn have demonstrated that the radionuclide  $^{90}\text{Sr}$  is much more mobile than  $^{137}\text{Cs}$ , largely because  $^{90}\text{Sr}$  is in low molecular form (ions) while  $^{137}\text{Cs}$  is in high molecular form (associated with particles). The activity concentration of  $^{137}\text{Cs}$  in lake waters fell rapidly in the first years after the fallout but declined more slowly afterwards. Most of the  $^{137}\text{Cs}$  from the fallout is now located in the lake sediments, although on account of the complicated bottom topography there is no focusing towards the deepest part of the lake. Experiments with aquatic mosses have shown that they rapidly take up radionuclides and that they are therefore useful in monitoring, especially in locations that are not near access roads. Allochthonous plant material from the catchment is an important contributor to the pool of radiocesium in the lake and is easily taken up in the food chain. The input of allochthonous material is greatest during the spring spate.

Uptake of  $^{137}\text{Cs}$  in fish takes place via the food chain, such that maximum activity concentrations in trout were reached several months after the fallout. From an average concentration of almost 5000 Bq/kg wet weight in the autumn of 1986 the concentration fell rapidly and was under 1000 Bq/kg wet weight by 1993. Measurements of  $^{137}\text{Cs}$  show considerable variation between individual fish such that several fish must be measured to determine the concentration of  $^{137}\text{Cs}$  in the population.

In general, there was a rapid initial decline in the concentration of radionuclides in all ecosystem components, with an ecological half-life for  $^{137}\text{Cs}$  in trout of 3-4 years. However, from about the year 2000 there were only small changes from year to year, resulting in a half-life of c. 9 years in later years. This means that ecological half-lives are not necessarily constant but can vary over time.



## Forord

Øvre Heimdalsvatn er antagelig Norges mest undersøkt fjellinnsjø og tidsseriene strekker seg tilbake til 1950-tallet. I slutten av april 1986 lå Øvre Heimdalsvatn og nedbørfeltet i det område som fikk et stort nedfall fra Tsjernobylulykken. Med de detaljerte kunnskapene om komponentene og prosesser i innsjøen og nedbørfeltet som allerede forelå, var det mulig å gjennomføre omfattende og detaljerte studier av transport og opptak av radiocesium ( $^{137}\text{Cs}$ ) og andre nuklider i et innsjøsystem i norsk høyfjell. Dette har gitt viktig kunnskap til forvaltningen i håndtering av radioaktivt nedfall på akvatiske økosystemer, og viser betydningen av å ha et objekt som referanse for ulike miljøinngrep.

Naturhistorisk Museum, Universitetet i Oslo (UiO), har initiert og ledet studier og målinger av radioaktivitet i Øvre Heimdalen, men det har vært et nært samarbeid mellom forskere og studenter fra flere institusjoner, både nasjonalt og internasjonalt. Fra NMBU, Ås, har Helge Bjørnstad, Deborah Oughton, Lindis Skipperud og Brit Salbu deltatt primært i studier av vannfasen. Dag Hongve, tidligere Norsk Folkehelseinstitutt, har samarbeidet på sedimentstudiene og bruk av elvemose i overvåkingen. Reidar Borgstrøm, NMBU og Jon Petter Omtvedt, Universitetet i Oslo har bidratt til studier av radioaktivitet i fisk. Den avdøde Anders Storruste, UiO, bidro til Heimdalen studiene i de første årene etter nedfallet. Oppbygging av modeller og forvaltningsverktøy basert på data fra Øvre Heimdalsvatn har foregått sammen med flere internasjonale forskere i regi av både det Internasjonale atomenergibyrået (IAEA) og ulike EU-prosjekter.

Langtidsovervåking av radioaktivitet i Øvre Heimdalsvatn har fått økonomisk støtte fra Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet (DSA) gjennom program for overvåking av radioaktiv forurensning i norske landområder og ferskvannssystemer. Norges forskningsråd, Nordic Committee for Nuclear Safety Research (NKS), International Atomic Energy Agency (IAEA) og EUs Nuclear Fission Safety Programme har også ytet betydelige økonomiske bidrag til forskningen på radioaktivitet i Øvre Heimdalsvatn og omegn og dens anvendelse i modellarbeid og i forvaltningssammenheng.

Jeg vil spesielt takke ansatte på Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet (DSA) og særlig Runhild Gjelsvik, for et godt og aktivt samarbeid. Jeg vil også takk min kollega, Åge Brabrand, for å ha lest gjennom, rettet språket og kommentert rapporten.

Oslo, 2021-04-23

John E. Brittain







## Innhold

<b>1.</b>	<b>INNLEDNING .....</b>	<b>10</b>
1.1	ØKOSYSTEM STUDIER .....	10
1.2	TSJERNOBYL-ULYKKEN .....	13
1.3	FORSKNING OG OVERVÅKING PÅ RADIOAKTIVT NEDFALL .....	13
<b>2.</b>	<b>PRØVETAKNING OG ANALYSER.....</b>	<b>16</b>
<b>3.</b>	<b>RESULTATER OG DISKUSJON .....</b>	<b>17</b>
3.1	INNSJØVANNET .....	17
3.2	INNSJØSEDIMENTENE .....	19
3.3	UTLAGT ELVEMOSE.....	21
3.4	TILFØRT PLANTEMATERIALE FRA LAND .....	24
3.5	FISK.....	29
3.6	FORHOLDET MELLOM <sup>137</sup> Cs I VANN OG <sup>137</sup> Cs I ØRRET.....	35
3.7	MODELLERING OG FORVALTNINGSVERKTØY .....	36
<b>4.</b>	<b>HVA HAR VI LÆRT .....</b>	<b>38</b>
<b>5.</b>	<b>LITTERATUR .....</b>	<b>40</b>

# 1. Innledning

## 1.1 Økosystem studier

Øvre Heimdalsvatn er klassifisert som en kalkfattig, grunn og svært klar fjellinnsjø. Innsjøen er middels stor (0,78 km<sup>2</sup>) og har et nedbørfelt på 23,6 km<sup>2</sup>. Øvre Heimdalsvatn, med sine unike langtidsserier er et viktig referansevann for miljøendringer. Dataseriene er dokumentert i to tidsskrift særnummere (Vik 1978, Brittain & Borgstrøm 2010), samt i en ny rapport (Brittain mfl. 2019).

Øvre Heimdalsvatn i Øystre Slidre kommune er typisk for mange høyfjellssjøer. Den ligger ved tregrensen i 1100 meters høyde (Fig. 1-3). Blant annet på grunn av sin representativitet ble Øvre Heimdalsvatn valgt som studieobjekt for Norges bidrag til ferskvannsdelen av det Internasjonale Biologiske Program (IBP) i 1968.



Figur 1. Beliggenhet til Øvre Heimdalsvatn ved Valdresflye, Oppland (fra norgeskart.no)

Vitenskapelige undersøkelser av ørret fra Øvre Heimdalsvatn går tilbake til 1958 med dokumentasjon på hvordan biomassen, vekstraten og alderssammensetningen i ørretbestanden ble påvirket av beskatning og miljøforhold, et arbeid som startet da området ble kjøpt av Landbruksdepartementet til fiskeforskning.

Studiene på ørretbestanden ble utvidet til å omfatte hele økosystemet under IBP-perioden fra 1968 til 1974. Denne virksomheten la grunnlaget for mye av vår kunnskap om økosystemet Øvre Heimdalsvatn og har resultert i at vannet er et av Norges best undersøkte.

Undersøkelsene foregikk gjennom hele året og omfattet blant annet hydrologi, vannkjemi, sedimentene, primærproduksjon, zooplankton, bunndyr, fisk og fugl.



*Figur 2. Øvre Heimdalsvatn om sommeren, sett mot vest. Foto: John Brittain.*



*Figur 3. Øvre Heimdalsvatn og Nedre Heimdalsvatn om vinteren, sett fra sydvest. Foto: John Brittain.*



*Figur 4. Utløpsområdet og feltstasjonen om høsten. Foto: John Brittain.*

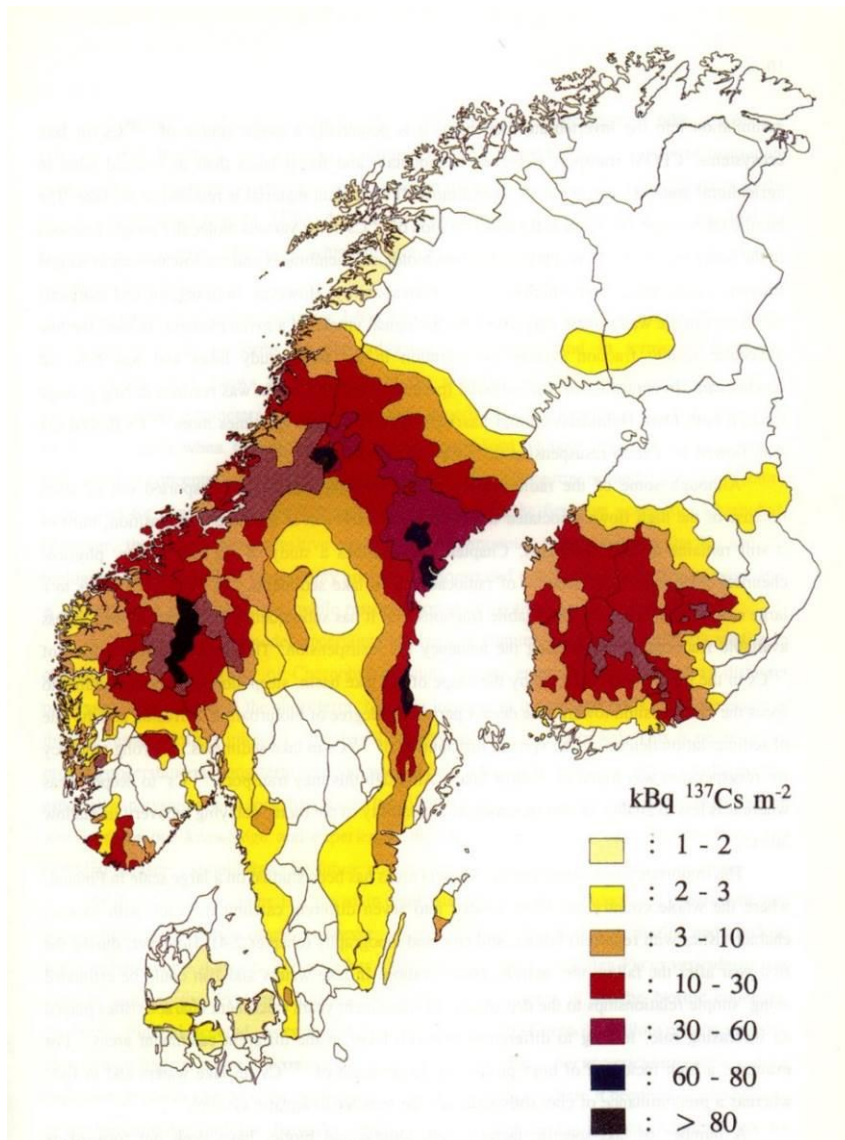


*Figur 5. Feltstasjon om vinteren med vannet i bakgrunnen. Foto: John Brittain.*

På bakgrunn av den etter hvert omfattende kunnskapen om Øvre Heimdalsvatn ble det i forbindelse med St. prp. 88 om tilbakeføring av statens eiendom Heimdalen til Øystre Slidre kommune, innarbeidet spesielle forskrifter som skulle sikre statens verne- og forskningsinteresser. Naturhistorisk Museum, Universitetet i Oslo driver en feltstasjon ved vannet som er base for feltstudiene av radioaktiv forurensning (Fig. 4, 5).

## 1.2 Tsjernobyl-ulykken

I slutten av april 1986 fikk de nordiske landene et stort radioaktivt nedfall fra Tsjernobyl (Fig. 6). Øvre Heimdalsvatn og nedbørfeltet lå i de områdene som fikk mest nedfall i Norge. Nedfallet av  $^{137}\text{Cs}$  på Øvre Heimdalsvatn og nedbørfeltet er beregnet til mellom 26 og 260  $\text{kBq}/\text{m}^2$  og med et gjennomsnitt på ca.  $130 \text{ kBq}/\text{m}^2$  (IAEA 2000). På denne tiden var Øvre Heimdalsvatn dekket med snø og is, slik at nedfallet i det vesentligste ikke nådde innsjøen før snøsmeltingen og isgangen tok til i slutten av mai og begynnelsen av juni 1986.



Figur 6. Tsjernobyl-nedfall av  $^{137}\text{Cs}$  i Danmark, Norge og Sverige (fra Dahlgard et al. 1994).

## 1.3 Forskning og overvåking på radioaktivt nedfall

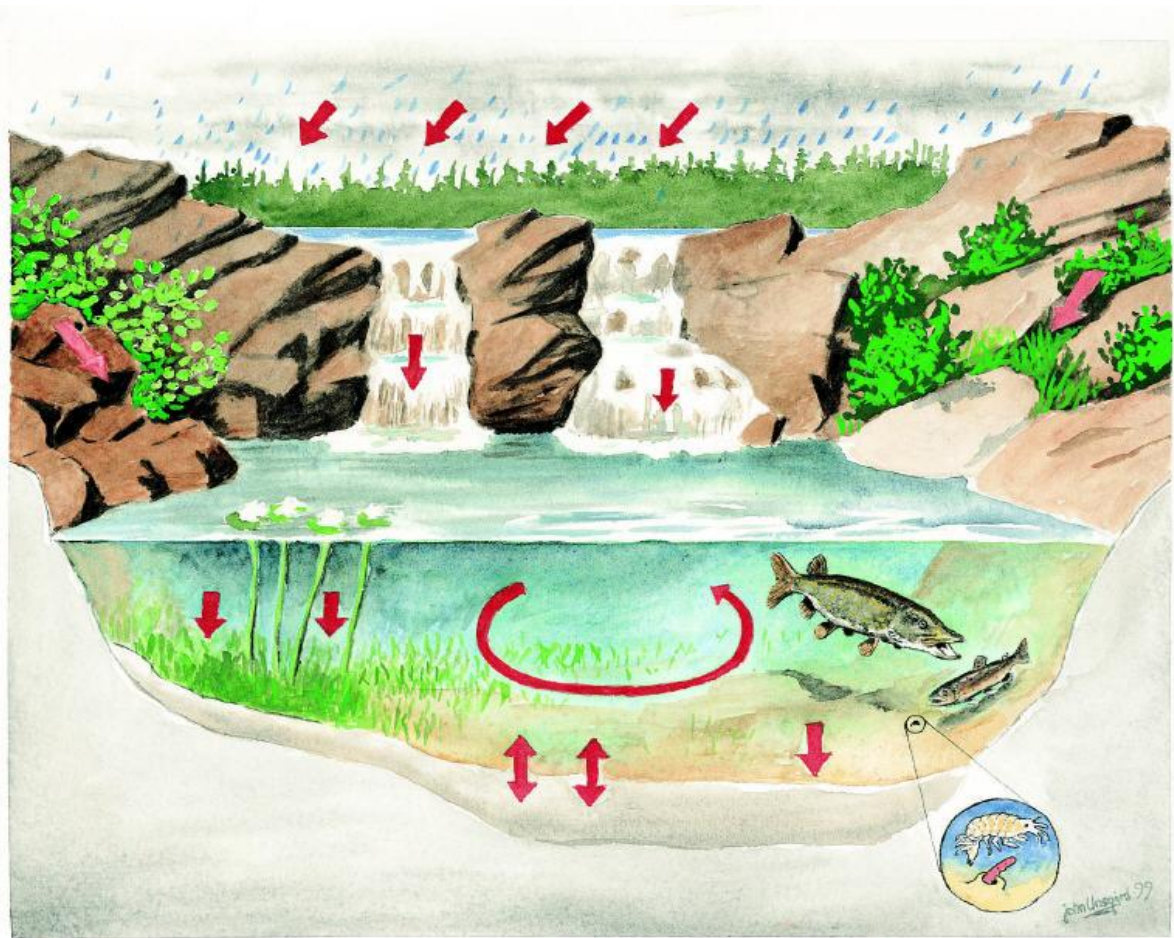
Med de detaljerte kunnskapene om komponentene og prosesser i innsjøen som allerede forelå, var det mulig å gjennomføre omfattende studier av transport og opptak av radioaktivt cesium

og andre radioaktive stoffer ( $^{90}\text{Sr}$  og plutonium isotopene) i et innsjøsystem i norsk høyfjell. Dette har gitt viktig kunnskap til forvaltningen i håndtering av radioaktivt nedfall på akvatiske økosystemer, og viser betydningen av å ha et innsjøsystem som referanse for ulike miljøinngrep. Det er etter hvert bygget opp en enestående langtidsserie som gjør det mulig å beregne nedgang over tid ved bruk av økologiske halveringstider og forholdet mellom ulike økosystem komponentene, som f.eks. mellom vann og fisk. Dette er viktig i beredskapssammenheng. Data fra Øvre Heimdalsvatn har også blitt anvendt til å bygge opp og teste forvaltningsmodeller for radioaktivt nedfall. Følgende økosystem komponenter har vært overvåket i over 30 år: innsjøvannet, innsjøsedimentene, opptak i akvatisk mose i Heimdalen og omegn, plantemateriale fra land tilført innsjøen og fiskene i innsjøen.

Radioaktive stoffer kan oppføre seg annerledes og ha ulike halveringstider i et naturlig økosystem enn i et laboratorium. Derfor er det uhyre viktig å ha kunnskap fra naturlige systemer, spesielt i en beredskapssammenheng. Det er også viktig å ha kunnskap om langtidsutviklingen siden både forløpet og dermed forholdet mellom økosystemkomponentene kan endre seg over tid.

Det skilles mellom ulike halveringstider. Den *fysiske halveringstid* er konstant og karakteristisk for en bestemt radionuklide. Dette er et resultat av kjernespaltingen. For eksempel,  $^{137}\text{Cs}$  har en fysisk halveringstid på 30,25 år, mens en annen isotop av cesium,  $^{134}\text{Cs}$  har en fysisk halveringstid på 2,06 år. Tiden det tar før konsentrasjonen av en radionuklide, for eksempel  $^{137}\text{Cs}$ , er redusert til det halve i en organisme som følge av den kombinerte effekten av den fysiske halveringstiden og biologisk/fysiologisk utskillelse av radionukliden kalles *effektiv biologisk halveringstid*. Biologisk halveringstid bestemmes som regel i laboratorieforsøk og er noenlunde konstant for en bestemt organisme/organ ved en gitt dose radionuklide. Når vi får et radioaktivt nedfall i naturen, beregnes den *effektive økologiske halveringstiden*. På grunn av ulike tilbakekoblingsprosesser vil den vanligvis være lengre enn den biologiske halveringstiden. Den vil også variere over tid på grunn av at ulike økosystem prosesser gjør seg gjeldende. Dette kan for eksempel være endringer i avrenning fra nedbørfeltet, frigjøring av radioaktive stoffer fra innsjøsedimentene og uttak av fisk.

Innsjøer som Øvre Heimdalsvatn er ikke isolerte systemer, men er tett knyttet til sine nedbørfelt (Fig. 7). Radioaktivt nedfall på selve innsjøen kalles for *primært nedfall*, mens nedfall på innsjøenes nedbørfelt kalles for *sekundært nedfall*. Derfor vil tilførslene til Øvre Heimdalsvatn gjennom innløpsbekkene ha betydning for hvor mye radioaktivitet som er til stede, både på kort og lang sikt. Prosessene inne i innsjøen er også av betydning (Fig.7).



Figur 7. Transport og opptak av radionuklider i en typisk innsjø som viser de ulike prosesser som primær nedfall direkte på innsjøen, sekundær nedfall fra nedbørfeltet, og lagring og frigjøring fra innsjøsedimentene (fra Harbitz & Skuterud 1999).

Både forskningen og overvåkingen i Øvre Heimdalen har vært rettet primært mot  $^{137}\text{Cs}$ , men også  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  og plutonium isotopene har vært målt i enkelte studier.  $^{137}\text{Cs}$  har en lang halveringstid (30,25 år) og er en betydelig bidragsyter til den dosen som mennesker kan bli eksponert for, særlig gjennom inntak av ferskvannsfisk. I 1987 utgjorde  $^{134}\text{C}$  i gjennomsnitt hele 29,1 % av totalt radioaktivt cesium i ørret fra Øvre Heimdalsvatn, men i 1990 og 1994 var andelen  $^{134}\text{Cs}$  henholdsvis 13,1 og 4,5 %. Snart 35 år etter Tsjernobyl-ulykken er  $^{134}\text{Cs}$  med sin korte halveringstid ikke lenger til stede i naturen.

## 2. Prøvetakning og analyser

Prøvene er samlet inn i felt fra Øvre Heimdalsvatn og omegn (Fig. 8) og analysert i forskjellige laboratorier etter standard prosedyrer. I ultrafiltreringsstudiene som er foretatt i felt, er vannet ført gjennom ulike filterer for å fordele materialet i ulike størrelsesfraksjoner. Med unntak av den aller første vannprøven, som er analysert ved Universitetet i Oslo, er vannanalysene foretatt ved Isotoplaboratoriet ved NMBU, Ås. Alle analyser av innsjø-sedimentene, utlagt elvemose og tilført plantemateriale er også utført ved samme laboratoriet på Ås. Fiskeprøvene er analysert ved Universitetet i Oslo, de første årene på Enheten for HMS og beredskap og senere på Miljøkjemi, Kjemisk Institutt. Selve analysemetodene er beskrevet i forskjellige bøker og fagartikler som f.eks. Brittain mfl. 1991, Salbu mfl. 1992, Harbitz og Skuterud 1999, Brittain og Bjørnstad 2010, Brittain og Gjersest 2010.



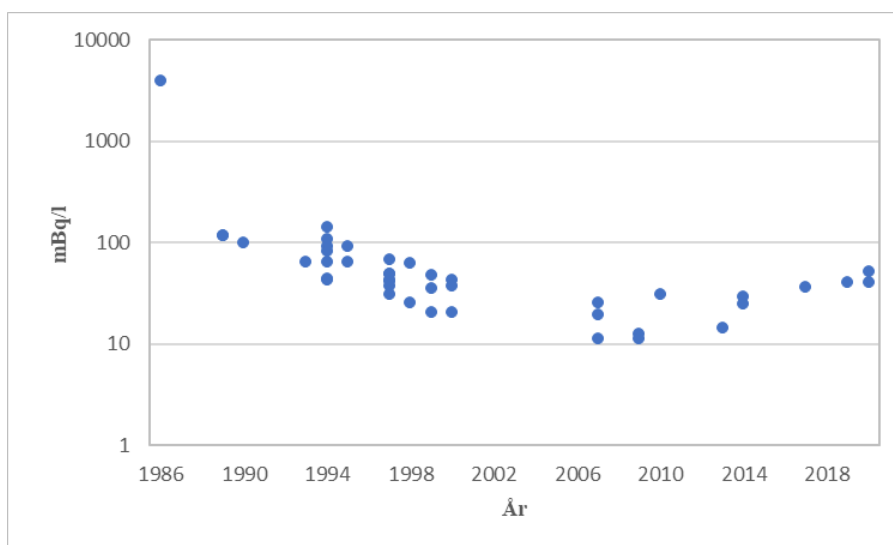
*Figur 8. Transport av vannprøver fra Øvre Heimdalsvatn med helikopter og snøskuter. Foto: John Brittain.*



## 3. Resultater og Diskusjon

### 3.1 Innsjøvannet

Det radioaktive nedfallet fra Tsjernobyl-ulykken la seg på innsjøisen og snøen i nedbørfeltet i de første ukene etter ulykken 26. april 1986. Under vårflom og isgang i slutten av mai og begynnelsen av juni 1986 ble radioaktive stoffer frigjort fra snøen og isen og inngikk i vannfasen. I juni 1986 ble det målt  $3,9 \text{ Bq/m}^3$   $^{137}\text{Cs}$  i innsjøvannet i Øvre Heimdalsvatn. I den første fasen skjedde en forholdsvis rask nedgang i  $^{137}\text{Cs}$  grunnet sedimentering til bunnen av innsjøen og transport gjennom utløpet og videre nedover vassdraget (Fig. 9). Etter få år ble dette etterfulgt av en fase to med en sakte nedgang som strakte seg over flere år, der nedgang og ikke minst variasjonen er avhengig av forholdet mellom tilsig fra nedslagsfeltet, prosessene i innsjøen og den fysiske halveringstiden (Fig. 9). Disse to fasene gir helt ulike økologiske halveringstider. Det er en tendens til økning i de senere årene, noe som kan være forårsaket av erosjon av det øverste jordlaget hvor radioaktive stoffer fra nedfallet ligger, transport av bekkesedimentene ut i innsjøen og avrenning fra myrområdene. Alt dette kan påvirkes av endret nedbørforhold og mildere høster med mer regn.

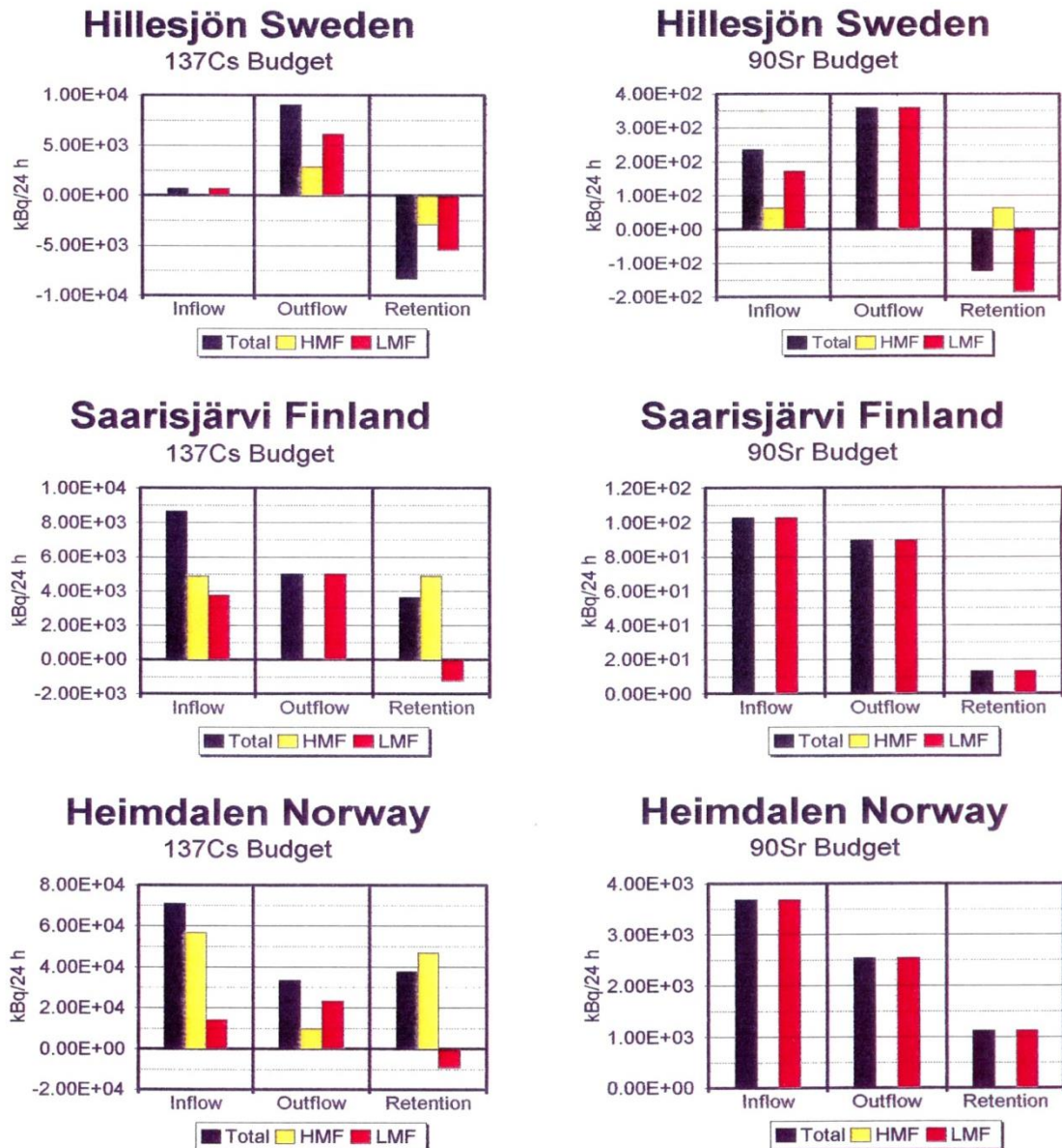


Figur 9. Langtidsutvikling av  $^{137}\text{Cs}$  i innsjøvannet, Øvre Heimdalsvatn, 1986-2020.

Innsjøer er komplekse økologiske systemer, der samspill mellom flere faktorer bestemmer utbredelse og biologisk opptak av radioaktive stoffer. For eksempel vil innsjøer der vannet har lang oppholdstid på grunn av lite gjennomstrømning beholde mye av de radioaktive stoffene. Vannets kjemiske sammensetning har også stor betydning for opptak av radioaktive stoffer i planter og dyr. I innsjøer med lite kalium og kalsium, som Øvre Heimdalsvatn, vil organismene istedenfor ta opp henholdsvis radiocesium og radiostrontium siden de likner på kalium og kalsium og er såkalt analogere.

Ulike isotoper kan også oppføre seg forskjellige avhengig av om de forekommer som frie ioner, bundet til organiske komplekser eller knyttet til partikler. Dette har stor betydning for

hvordan de oppfører seg i et vassdrag. I Øvre Heimdalsvatn er det gjennomført en studie med ultrafiltrering av innsjøvannet for å dokumentere mulige forskjeller i transport av  $^{137}\text{Cs}$  og  $^{90}\text{Sr}$  til og fra innsjøen under vårflommen (Salbu mfl.1992). Dette forsøket er også gjennomført i to andre nordiske innsjøer, Hillesjön i Sverige og Saarisjärvi i Finland (Bjørnstad mfl.1994) (Fig. 10).



Figur 10. Cesium-137 og strontium-90 massebalanse i tre nordiske innsjøer, Hillesjön i Sverige, Saarisjärvi i Finland og Øvre Heimdalsvatn i Norge. Totalen (Total) og fraksjoner knyttet til henholdsvis høy (HMF) og lav (LMF) molekylvekt er angitt. Figuren viser at  $^{90}\text{Sr}$  er adskillig mer mobilt enn  $^{137}\text{Cs}$ . Fordi cesium er knyttet til partikler og sedimenterer, mens strontium som er i ioneform, renner ut og videre nedover vassdraget. I motsetning til i de andre innsjøene er det i Hillesjön, en større mengde radionuklidene som renner ut av innsjøene enn det som renner inn, fordi radionuklidene i innsjøsedimentene virvles opp av vind i denne vindeksponerte- og grunne innsjøen (fra Bjørnstad mfl. 1994).

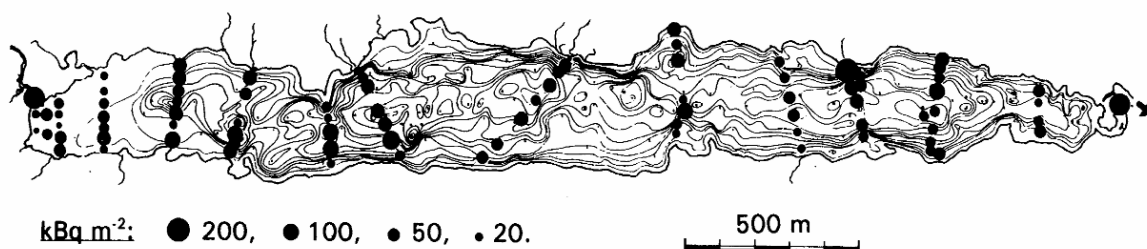
Begge disse innsjøene fikk betydelig nedfall fra Tsjernobyl-ulykken både direkte på innsjøen og fra tilførselsbekkene. Innsjøvannet fra inn- og utløp av disse tre innsjøene ble skilt i to ulike fraksjoner, høy- og lavmolekylær vekt (Fig. 10).

Størstedelen av  $^{137}\text{Cs}$  som tilføres Øvre Heimdalsvatn gjennom innløpselva er i høymolekylærvekt fasen. Denne fasen utgjør mesteparten av innkommende  $^{137}\text{Cs}$ , og fordi dette er  $^{137}\text{Cs}$  tilknyttet partikler er det ca. halvparten som blir igjen i innsjøen og blir enten tatt opp av biota eller sedimenterer. Isotopen  $^{90}\text{Sr}$  oppfører seg annerledes. Den finnes nesten utelukkende i den lavmolekylære vektfasen, både i innløpet, i selve innsjøen og i utløpselva. Dette betyr at omkring to tredjedeler av det som kommer inn gjennom innløpet renner ut av innsjøen. Situasjon i innsjøen Saarisjärvi i Finland er for  $^{137}\text{Cs}$  omtrent den samme som for Øvre Heimdalsvatn, men for  $^{90}\text{Sr}$  er det enda mindre som blir igjen i innsjøen. I Hillesjön derimot er situasjon helt annerledes. Det er faktisk mer  $^{137}\text{Cs}$  og  $^{90}\text{Sr}$  som renner ut enn som renner inn i innsjøen. Det er nesten ikke  $^{137}\text{Cs}$  som tilføres innsjøen gjennom innløpet, og det er nesten dobbelt så mye  $^{90}\text{Sr}$  som er i innsjøen enn det som renner inn. Dette tolkes slik at radioaktive stoffer virvles opp fra sedimentene fordi Hillesjön er en grunn og vindeksponert innsjø. I tillegg er det stor produksjon av vannplanter. Når disse brytes ned bidrar dette til at mengden av radioaktive stoffer i de frie vannmassene øker.

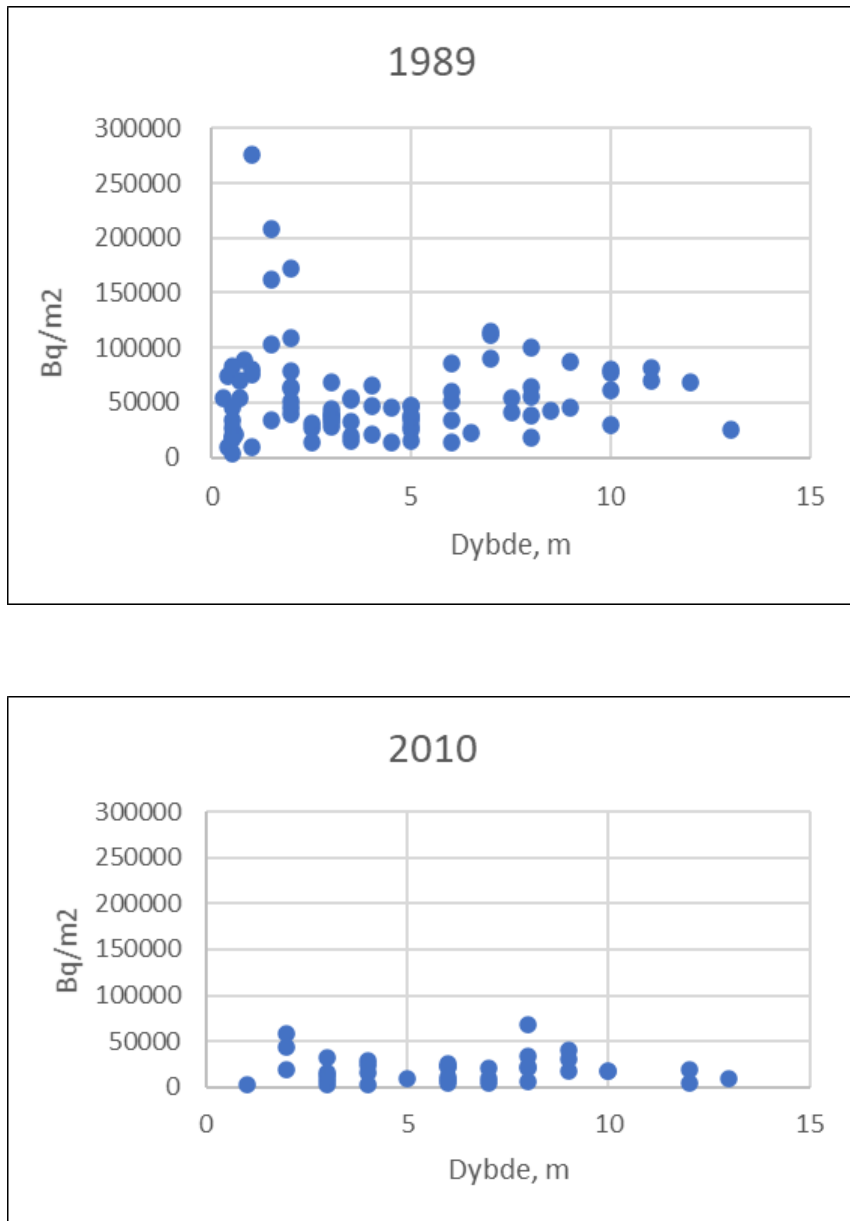
Dette illustrerer ulikheten mellom innsjøene og mellom isotopene.  $^{90}\text{Sr}$  som finnes hovedsakelig i lavmolekylær vekt fase er adskillig mer mobilt enn  $^{137}\text{Cs}$ . Dette betyr at en større andel av radiocesium nedfallet vil forbli i innsjøen sammenlignet med radiostrontium. I grunne vindeksponerte innsjøer kan friggjøring (resuspensjon) fra bunnsedimentene bidra til økning i vannets innhold av radioaktive stoffer.

### 3.2 Innsjøsedimentene

Som vist i massebalansestudiene (Fig. 10) blir en stor andel av  $^{137}\text{Cs}$  igjen i innsjøen Øvre Heimdalsvatn på grunn av isotopenes tilknytning til partikler. Dette betyr at konsentrasjonen av  $^{137}\text{C}$  i de øverste lagene av sedimentene er forholdsvis høy. Utbredelse av  $^{137}\text{Cs}$  i sedimentene har vært kartlagt ved flere anledninger, første gang i 1989 (Hongve mfl. 1995). Formen på bassenget i innsjøen påvirker utbredelsen av radioaktive stoffer i sedimentene. I innsjøer med normal bassengform vil de radioaktive stoffene bli konsentrert mot dypet. I Øvre Heimdalsvatn er det i motsetning til flere andre innsjøer ingen opphoping (fokusering) av  $^{137}\text{Cs}$  i de dypeste delene av innsjøen (Fig. 11, 12). Dette har sin forklaring i den kompliserte bunntopografien der det er flere bassenger og morenerygger på tvers av innsjøen.

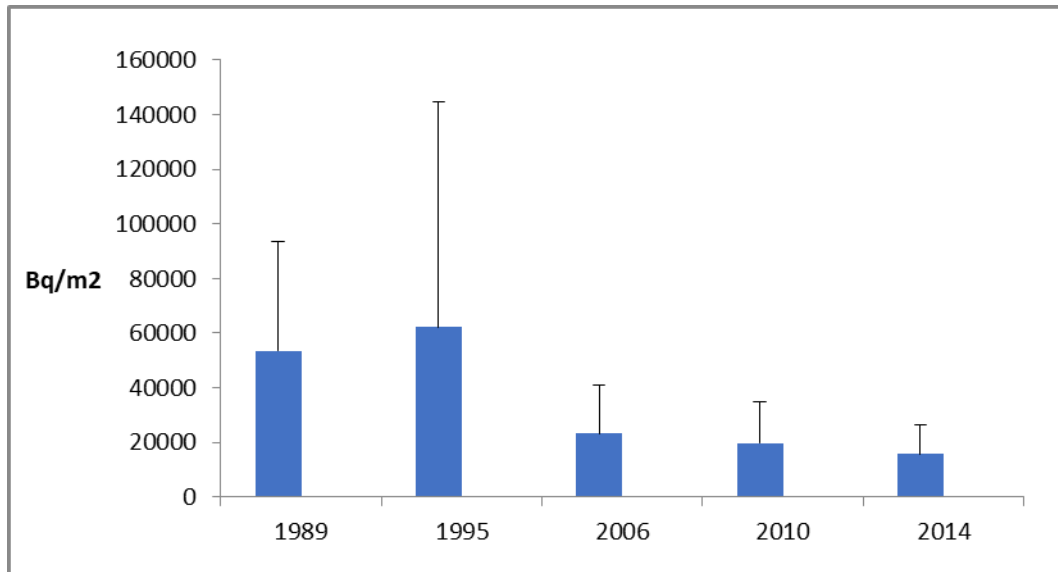


Figur 11. Konsentrasjon av  $^{137}\text{Cs}$  i sedimentkjerner fra Øvre Heimdalsvatn i 1989. Dybdeintervall er 1 m (fra Hongve mfl. 1995).



Figur 12. Dybdefordeling av  $^{137}\text{Cs}$  i innsjøsedimentene i Øvre Heimdalsvatn i 1989 og 2010.

Siden den første kartleggingen i 1989 har konsentrasjon av  $^{137}\text{Cs}$  i sedimentene avtatt, men det er stadig stor lokal variasjon (Fig. 12, 13). Dette gjør at det må tas mange prøver ulike steder i innsjøen for å få et godt bilde av utviklingen over tid. Konsentrasjonen av  $^{137}\text{Cs}$  i sedimentene har etter hvert gått ned, sannsynlig på grunn av den fysiske halveringstid. Etter en tid vil  $^{137}\text{Cs}$  i sedimentene dekket av nye lag med sedimenter, men sedimenteringshastigheten i Øvre Heimdalsvatn er svært lav slik at det vil ta mange år før nedfallet fra Tsjernobyl er dekket av ukontaminerte sedimenter.



Figur 13.  $^{137}\text{Cs}$  i innsjøsedimentene i perioden 1989-2014. Søylene viser gjennomsnitt med standard avvik. Stort standard avvik viser at det er store variasjoner mellom enkeltprøver.

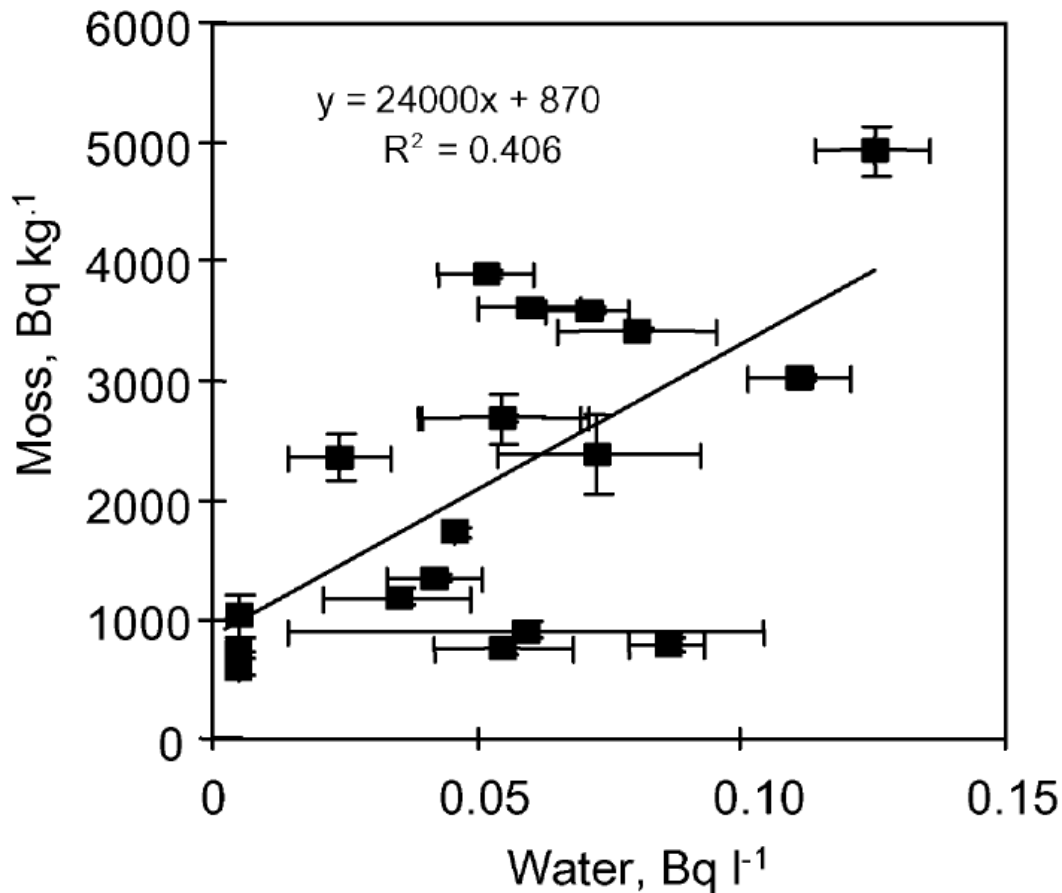
### 3.3 Utlagt elvemose

Å måle radioaktive stoffer i vannfasen er ressurskrevende. Det krever store volumer med vann og særlig for innsjøer som ligger langt fra vei er transporten problematisk. Siden konsentrasjon av  $^{137}\text{Cs}$  i akvatisk mose (Fig. 14) reflekterer konsentrasjon i vann, og moser oppkonsentrerer radioaktivt cesium med en faktor på  $10^4$ - $10^5$ , kan det være en stor fordel å bruke elvemose til overvåking (Fig. 15).



Figur 14. Elvemosen Fontinalis, som brukes til overvåking av radioaktivt cesium. Foto: Dag Hongve.

Elvemose fra slekten *Fontinalis* er lagt ut i en rekke elver og bekker i Heimdalen og omegn med noen års mellomrom for å kunne følge med på utvikling av radioaktivt cesium. I enkelte tilfeller ble utlagt mose ikke funnet på slutten av sommeren, slik at verdien for denne lokalitet mangler dette året.

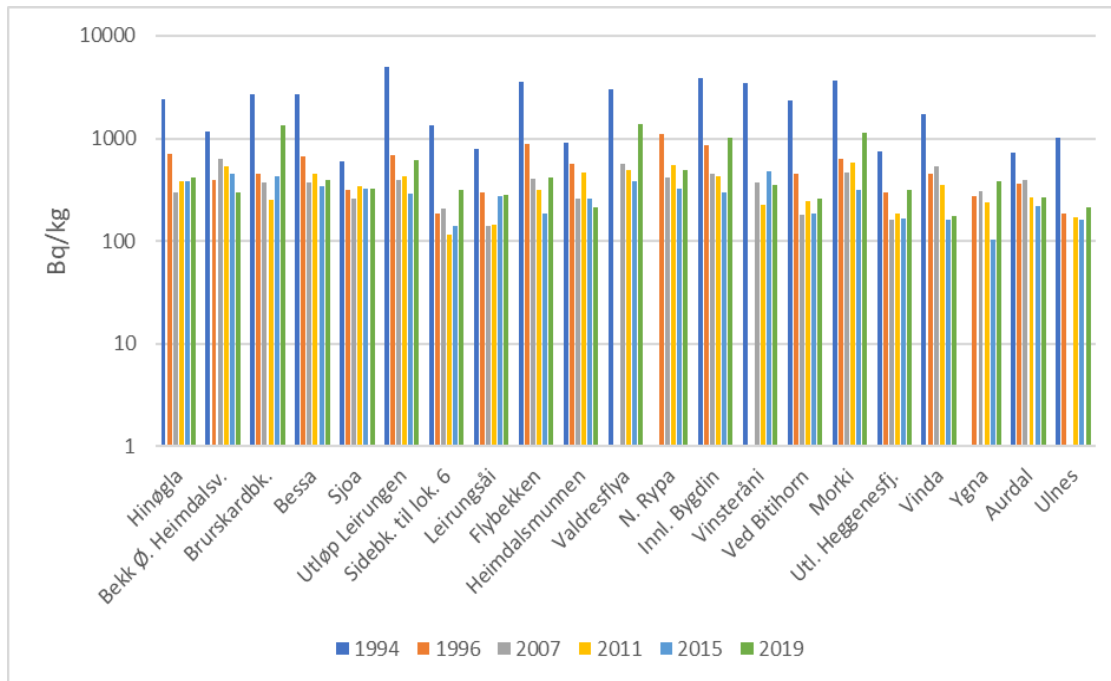


Figur 15. Sammenheng mellom konsentrasjon av <sup>137</sup>Cs i vann og i utlagt elvemose (Bq/kg tørrvekt) på samme lokalitet i Heimdalen og omegn i 1994 (fra Hongve mfl. 2002).

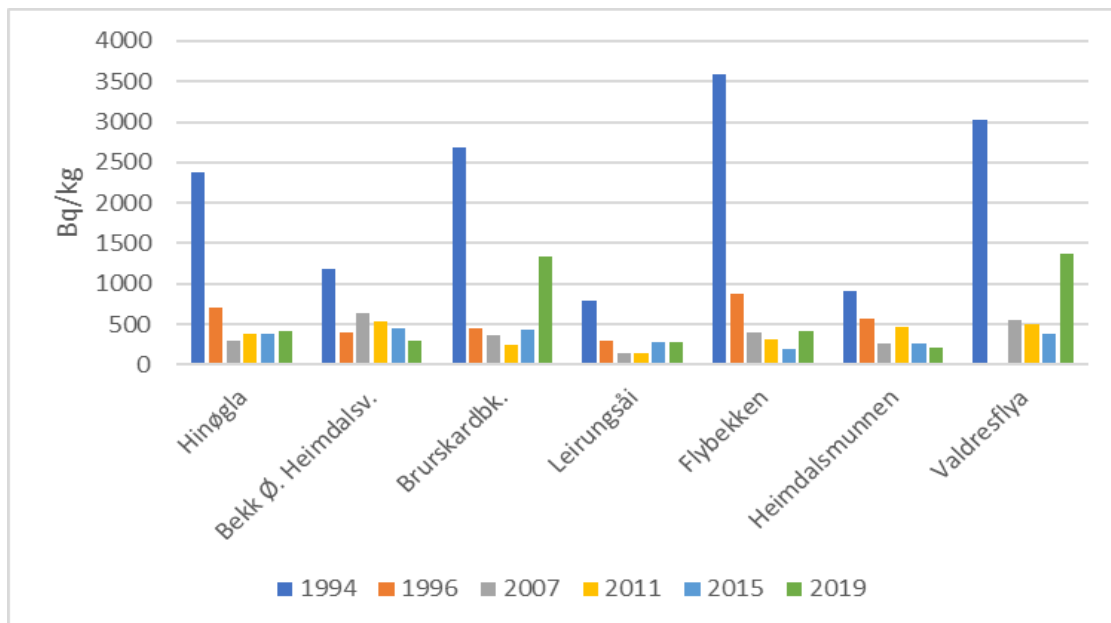
Nivåene av <sup>137</sup>Cs i utlagt elvemose i perioden 1994-2019, viser som forventet en nedgang med tiden. Nedgangen varierer for de ulike lokalitetene på grunn av forskjellige nedbørfeltegenskaper, som f.eks. andel myr og avrenningsmønster (Fig. 16).

Utgangspunktet i 1994 var ulikt i de forskjellige vassdragene. Konsentrasjonen av <sup>137</sup>Cs i elvemosen etter sommeren 1994 var aller høyeste i utløpet av Leirungen, med nesten 5000 Bq/kg tørrvekt (Fig. 16). Dette området fikk mye nedfall i 1986 og i tillegg er det et stort innslag av myr i området med stor avrenning av radionuklider. Vannprøven tatt i den samme bekken i 1994 var også den høyeste som ble målt det året (125 mBq/L). Mosen i følgende bekker hadde verdier over 3000 Bq/kg tørrvekt: en bekk ved Bygdin, Morki ved Beitostølen, Flybekken nedenfor Valdresflye, Vinsteråni ved Bygdin og en bekk på Valdresflye. Disse områdene fikk også mye nedfall og flere nedslagsfelt har et stort innslag av myr. Brevassdragene, Leirungsåi og Sjoa, samt de vassdragene som ligger utenfor området med

mye radioaktivt nedfall, som utløp av Heggenesfjorden og bekken i Aurdal, hadde alle konsentrasjoner av  $^{137}\text{Cs}$  under 800 Bq/kg i elvemose i 1994 (Fig. 16). Brevassdragene har et høyt innhold av leirpartikler som reduserer mengden  $^{137}\text{Cs}$  i vannet.



Figur 16. Konsentrasjon av  $^{137}\text{Cs}$  (Bq/kg tørrvekt) i utlagt elvemose på en rekke lokaliteter i Heimdalen og omegn i perioden 1994-2019. Legg merke til logaritmisk skala.



Figur 17. Konsentrasjon av  $^{137}\text{Cs}$  (Bq/kg tørrvekt) i utlagt elvemose på lokaliteter i og omkring Heimdalen i perioden 1994-2019. I motsetning til figur 16 er det lineær skala.

Konsentrasjonen av  $^{137}\text{Cs}$  i elvemose fra alle vassdrag gikk kraftig ned i perioden 1994-1996, for så å gå over til en annen fase med mindre nedgang (Fig. 16, 17). Vassdragene i nærheten av Øvre Heimdalsvatn fulgte det samme mønsteret, men med langsommere nedgang etter 1994 (Fig. 17). I 2019 var det en tydelig oppgang i Brurskardbekken og bekken på Valdresflye, begge med høytliggende nedbørfelt. På værstasjonen på Beitostølen var det 45 % mer nedbør i perioden mai-september i 2019 sammenlignet med 2015, noe som tydeligvis har forårsaket større avrenning av  $^{137}\text{Cs}$  fra disse høytliggende nedbørfelt hvor nedbøren antageligvis er mye større enn på Beitostølen.

### 3.4 Tilført plantemateriale fra land

Plantemateriale fra nedbørfeltet, såkalt alloktont materiale, som for eksempel blader av busker som vier og dvergbjørk i tillegg til moser og lav, er en betydelig kilde til reservoaret av radioaktive stoffer som radiocesium i Øvre Heimdalsvatn og andre høyfjellsinnsjøer (Fig. 18a). Mesteparten av dette plantemateriale føres inn i vannet under vårflommen når bakken fortsatt er frossen (Fig. 18b). Særlig blader av vier er en viktig næringskilde til innsjøenes bunndyr som steinfluer og marflo. Dermed blir mye av de radioaktive stoffene tatt opp igjen i næringskjeden som fører fram til fisk.

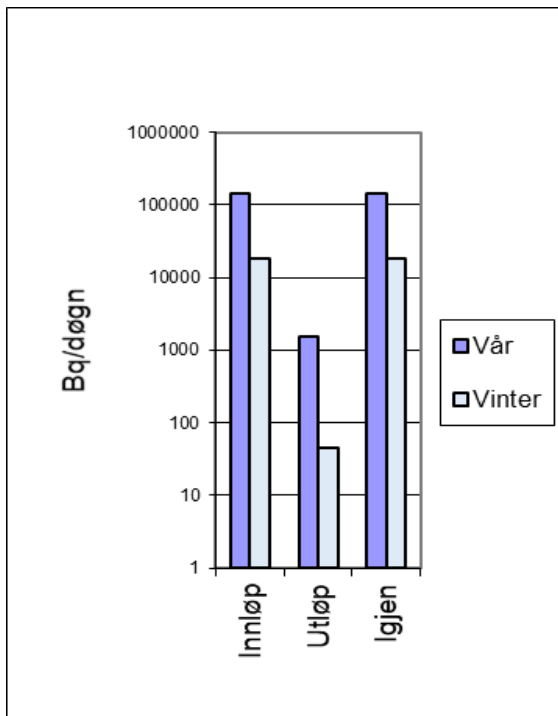


*Figur 18a. Innløpsbekkene til Øvre Heimdalsvatn er omkranset av ulike vierarter. Løvfall fra denne vegetasjonen gir et vesentlig bidrag til produksjon av blant annet bunndyr i vannet. Foto: John Brittain.*

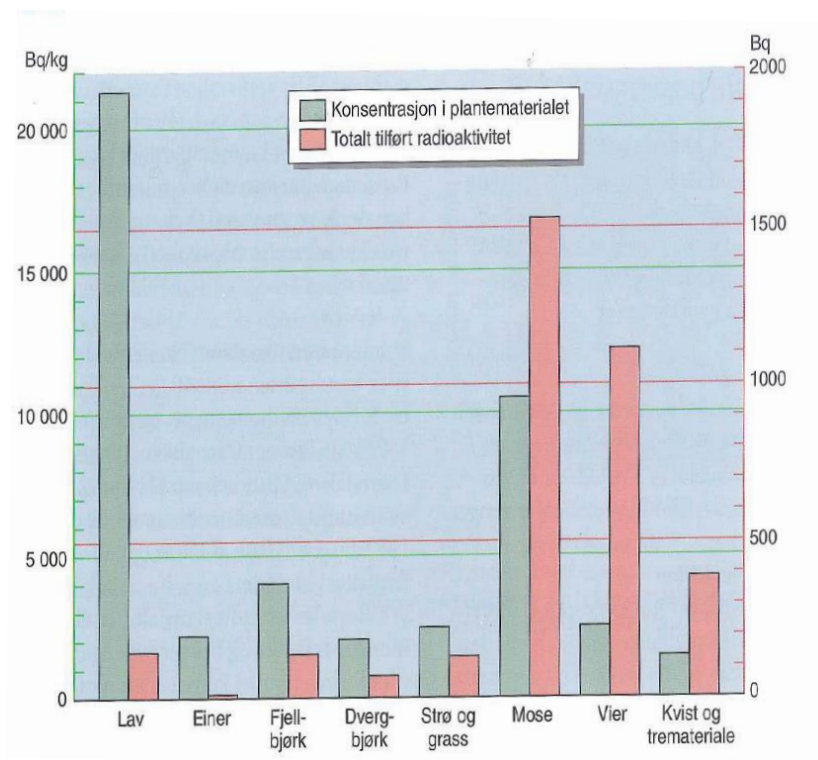


*Figur 18b. Feller til innsamling av tilført plantemateriale under vårflommen i Brurskardbekken, innløpet til Øvre Heimdalsvatn. Foto: John Brittain.*





Figur 19. Mengden radiocesium ( $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$ ) i form av plantemateriale fra nedbørfeltet som renner inn i vannet fra tilløpsbekkene, det som renner ut gjennom utløpet og det som blir igjen i innsjøen, både om våren (mai 1989) og om vinteren (mars 1990). Merk logaritmisk skala.



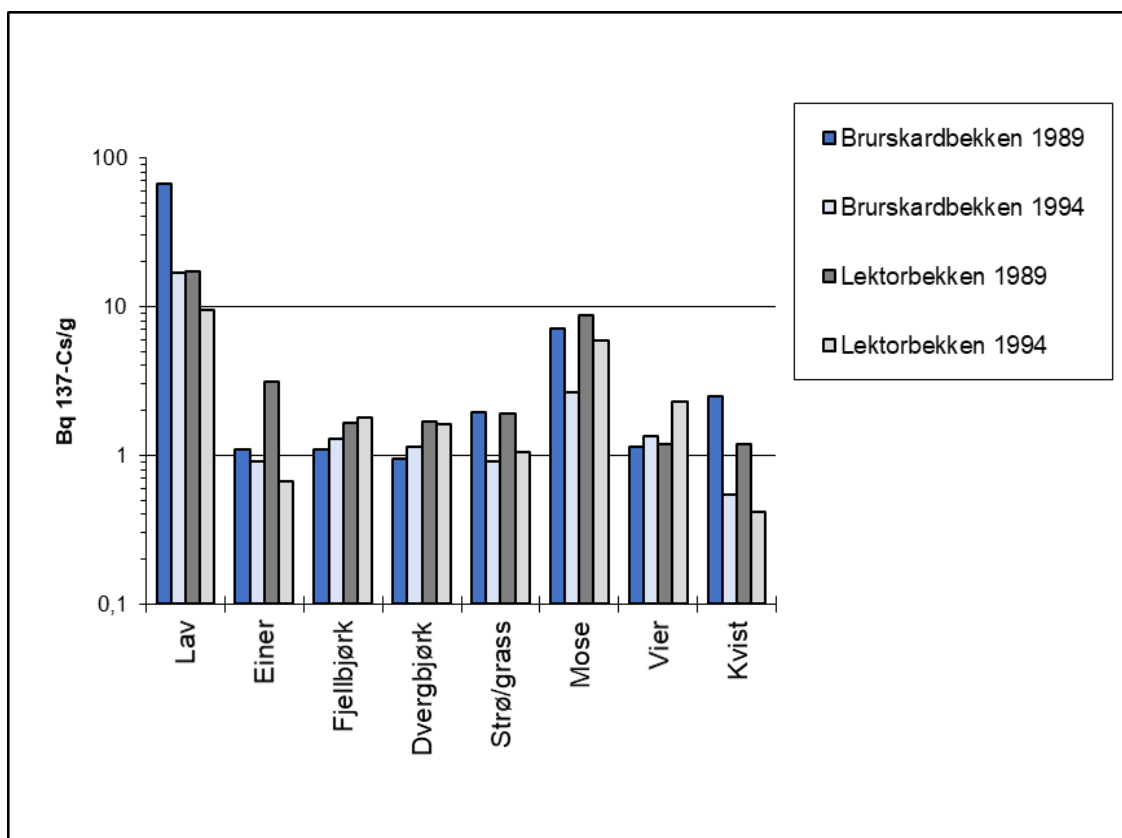
Figur 20. Konsentrasjon av radiocesium ( $^{137}\text{Cs} + ^{134}\text{Cs}$ ) i forskjellig plantemateriale som er tilført Øvre Heimdalsvatn gjennom Lektorbekken under vårflommen i mai 1989 (Bq/kg tørrvekt). Den totalt tilførte radioaktiviteten er et resultat av at noen planter er mer tallrike enn andre. Vier inneholder relativt lite radioaktivt cesium i forhold til lav, men bidrar likevel til mer tilførsel av cesium til innsjøen fordi det totalt sett tilføres mer vier enn lav (fra Harbitz & Skuterud 1999).

Mengden tilført plantemateriale i Øvre Heimdalsvatn er adskillig mindre vinterstid enn under vårfloppen. Det aller meste av tilført plantemateriale, særlig om vinteren når det er lite utskifting av vannmassene, blir igjen i innsjøen, hvor det enten blir tatt opp i næringskjeden eller sedimenterer (Fig. 19).

Plantematerialet består av flere bestanddeler, som lav, vier, mose og einer.

Størsteparten som tilføres Øvre Heimdalsvatn er blader av ulike vierarter (Fig. 20). Innehold av radioaktive stoffer er mye høyere i lav og mose enn for eksempel i vier. Selv om vier inneholder mindre radioaktivt cesium enn lav, er den totale tilførsel av radiocesium større for vier enn lav på grunn av den store tilførselen av vier til vannet.

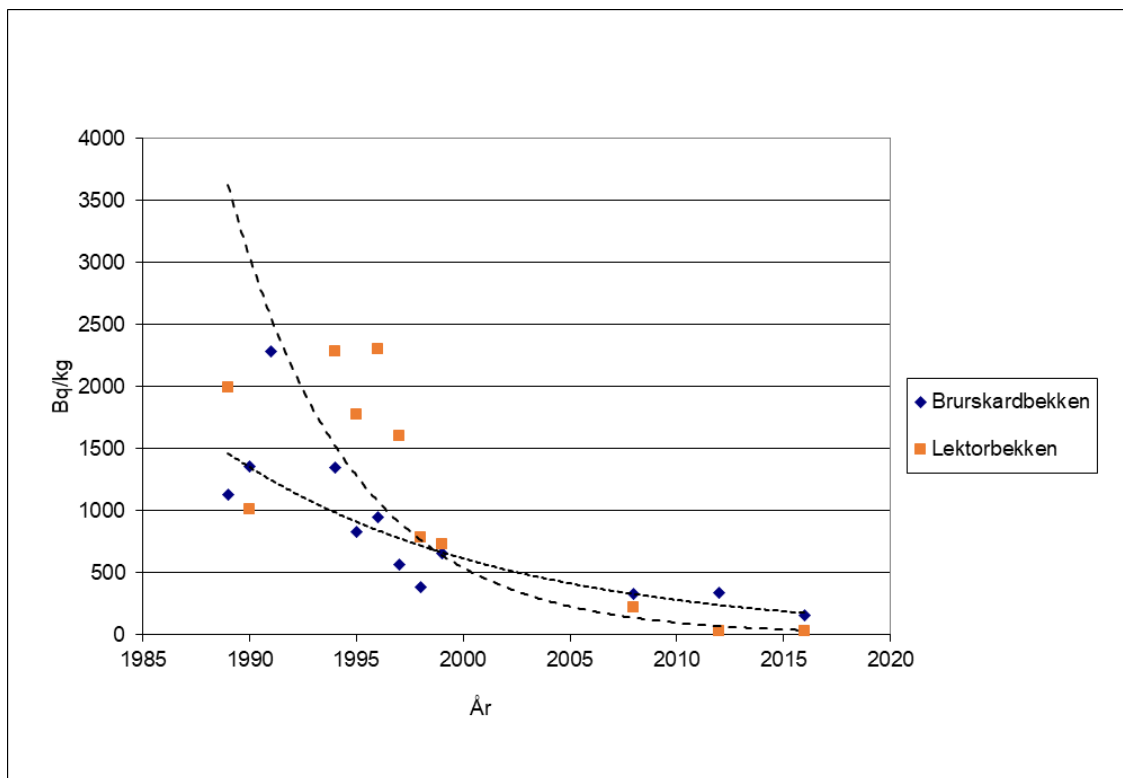
Konsentrasjon av radiocesium i de enkelte bestanddelene av plantemateriale kan være ulik i forskjellige innløpsbekker (Fig. 21). Dette skyldes forskjeller i nedfallmønster i bekkens nedslagsfelt selv om forholdet mellom bestanddelene er noenlunde lik. Disse forholdene vil også variere fra år til år grunnet forskjeller i avrenningsmønster og flommens forløp fra år til år (Fig. 21).



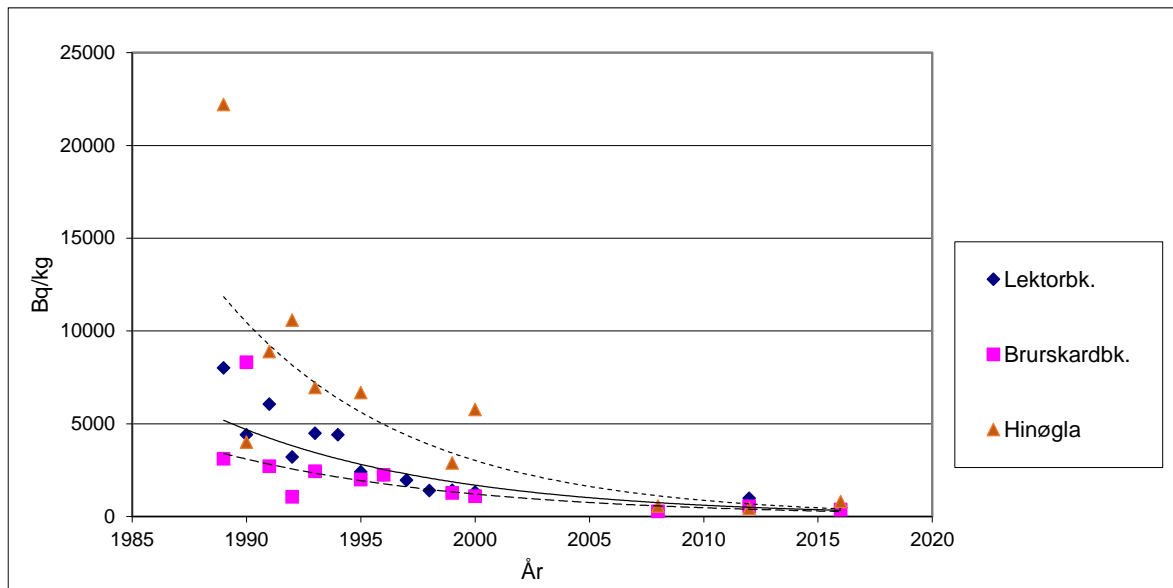
Figur 21. Konsentrasjon av radiocesium i plantematerialet tilført Øvre Heimdalsvatn gjennom to innløpsbekker, Brurskardbekken og Lektorbekken, våren 1989 og 1994.

Over tid vil total konsentrasjon av radioaktivt cesium i plantemateriale bli redusert, både i de ulike bestanddelene og totalt sett (Fig. 22, 23). Nedgangen er eksponentiell, det vil si at nedgangen går raskere i starten, men takten reduseres etter hvert, på samme måte som med konsentrasjonen av andre økosystem komponenter i innsjøvannet og sedimentene.

Det er også samlet plantemateriale i utløpet til Øvre Heimdalsvatn, Hinøglå. Nedgangen her viser det samme mønsteret som i innløpsbekkene, men nivået er noe høyere (Fig. 23). Dette skyldes antagelig et større innslag av akvatisk mose og bentiske alger fra utløpsområdet i forhold til innløpsbekkene. Akvatisk mose har gjennomgående høyere konsentrasjoner av radioaktive stoffer enn for eksempel vierblader (Fig. 20 og 21).

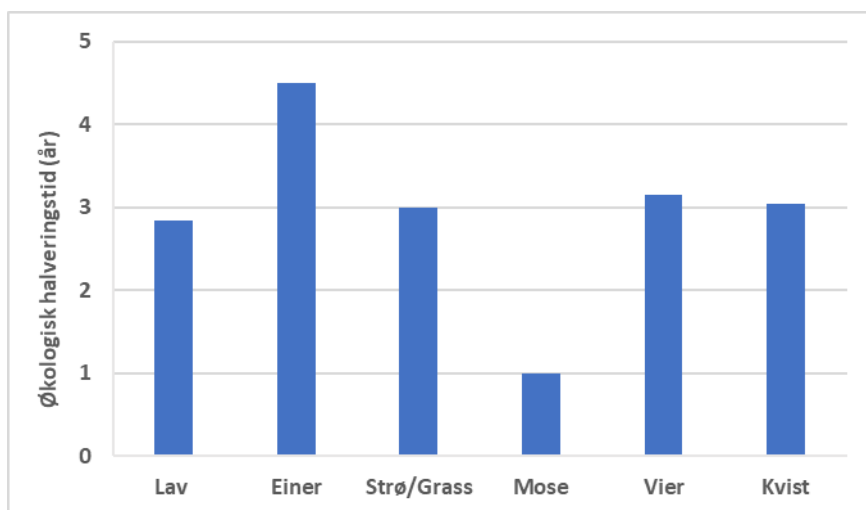


Figur 22. Eksponentiell nedgang i konsentrasjon av radiocesium i blader av vier tilført innsjøen i innløpsbekkene til Øvre Heimdalsvatn, Brurskardbekken ( $R^2=0,816$ ) og Lektorbekken ( $R^2=0,862$ ), under vårflommen fra 1989 til 2016.



Figur 23. Eksponentiell nedgang i konsentrasjon av radiocesium i totalt tilført plantemateriale i innløpsbekkene til Øvre Heimdalsvatn, Brurskardbekken ( $R^2=0,752$ ) og Lektorbekken ( $R^2=0,815$ ), under vårflommen fra 1989 til 2016, samt det som renner ut i Hinøglå ( $R^2=0,820$ ) i samme perioden.

Som med mange av de andre økosystem bestanddeler er det over tid en klar nedgang i konsentrasjon av radiocesium i plantemateriale som tilføres innsjøen (Fig 23). For nedgangen kan det beregnes en halveringstid, en såkalt økologisk halveringstid (Fig. 24). Denne er noe ulik både for de forskjellige bestanddelene i tilført plantemateriale og for tilførsel fra forskjellige bekker, men de fleste har en økologisk halveringstid på 3-4 år, dvs. i løpet av denne tiden er innhold av radiocesium halvert. Radiocesium i mose har en kortere halveringstid, ca. ett år, noe som muligens henger sammen med at akvatisk mose, i motsetning til landplanter som vier, ikke tar opp næringsstoffer fra jord, men fra vannet. Disse halveringstidene gjelder primært de første årene etter nedfallet. Etter hvert vil antagelig den økologiske halveringstiden øke, dvs. reduksjonen avtar.



Figur 24. Økologiske halveringstider for radiocesium i plantemateriale som renner inn i Øvre Heimdalsvatn gjennom Brurskardbekken under vårflommen i årene 1989-1997.

### 3.5 Fisk

Fisk er på toppen av innsjøens næringskjede og er av stor betydning som mat for mennesker. I tillegg er fiske en viktig fritidsaktivitet. Derfor er det ekstra viktig å følge med på opptak og utvikling av radioaktive stoffer i ferskvannsfisk. I Øvre Heimdalsvatn er det målt konsentrasjon av radiocesium i de to fiskeartene som finnes i vannet, ørret og ørekyt, men det er lagt særlig vekt på matfisken ørret (Fig. 25).

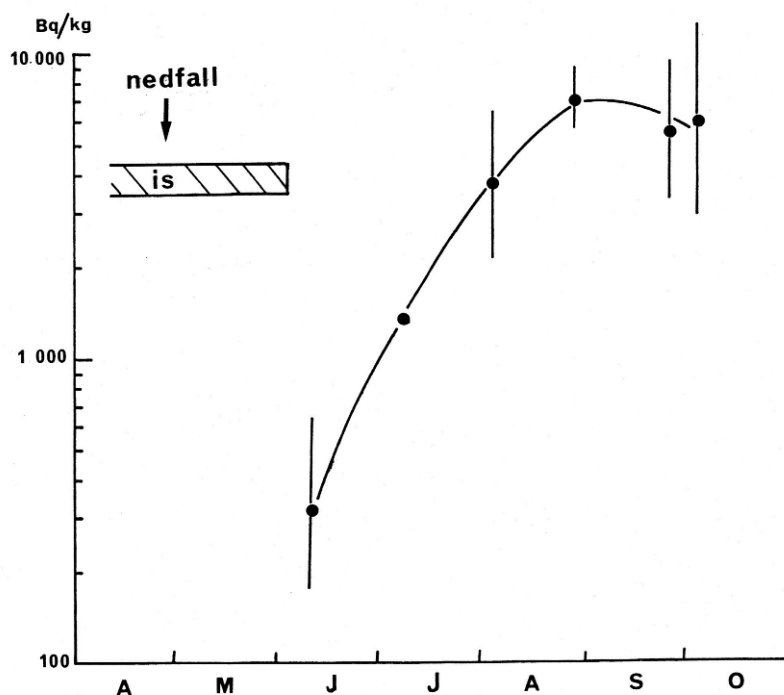
I 1986 fikk Øvre Heimdalsvatn radioaktivt nedfall på isen om våren. Utover sommeren økt konsentrasjon av radiocesium i ørret og nådde en topp utpå høsten (Fig. 26). Dette tross for at konsentrasjon av radiocesium i vannet var høyest rett etter isgangen i begynnelsen av juni, noe som betyr at opptak av radiocesium ørret er gjennom næringskjeden og ikke direkte fra vannet.



Figur 25. Garnfiske under isen i Øvre Heimdalsvatn om vinteren. Foto: John Brittain.

I lavlandsinnsjøer hvor det finnes predatorfisk som gjedde vil disse artene få en topp enda senere og vanligvis minst året etterpå.

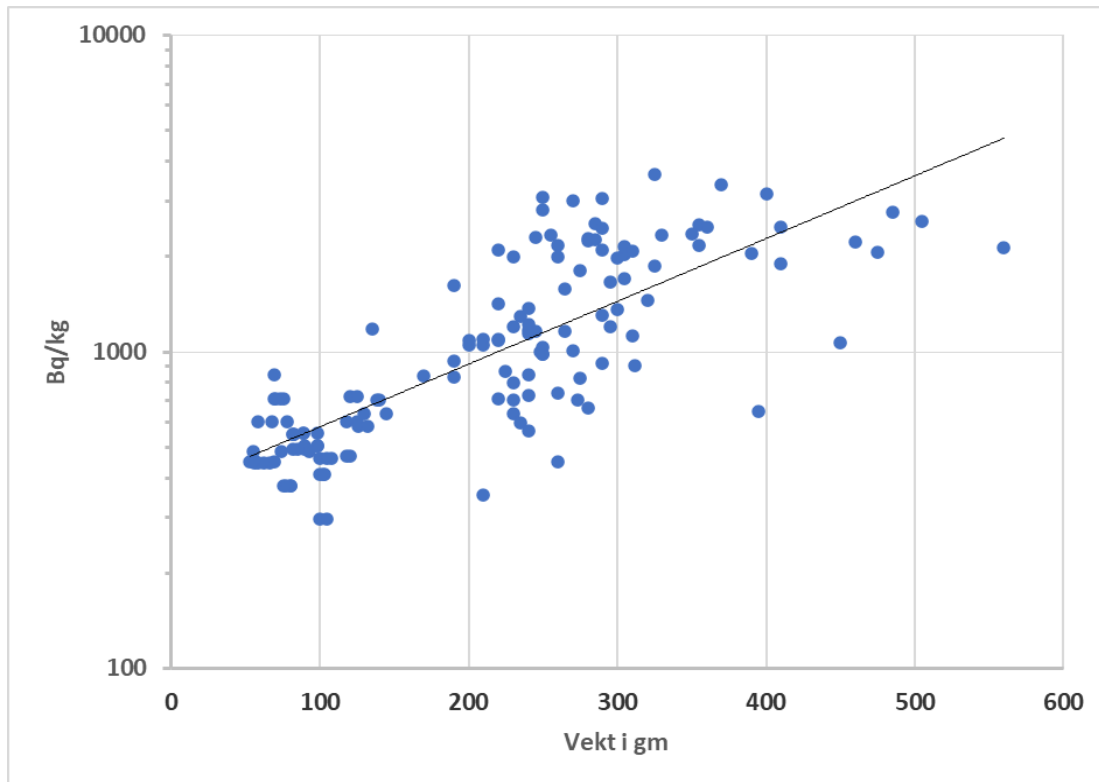
Innsjøer som Øvre Heimdalsvatn med lave konsentrasjoner av ioner, spesielt kalium, vil gi høyere opptak av radiocesium i fisk enn innsjøer med mye kalium. Høsten 1986 var konsentrasjon av  $^{137}\text{Cs}$  i ørret fra Øvre Heimdalsvatn oppe i flere tusen bequerel/kg våtvekt. Selv 12 år etter nedfallet er det målt fisk med over 1000 Bq/kg. Fisk i innsjøer med lite gjennomstrømming vil også ha høyere opptak av radioaktivt cesium. Lave vanntemperaturer vil også føre til høyere opptak i fisk.



Figur 26. Utvikling av radioaktivt cesium i ørret fra Øvre Heimdalsvatn etter nedfallet i slutten av april 1986 frem til høsten samme året.

Målinger av radiocesium i ørret fra Øvre Heimdalsvatn og andre innsjøer viser til dels store variasjoner mellom enkeltfisk. Dette skyldes forhold som at individene har spist forskjellige næringsdyr, at de har oppholdt seg forskjellige steder i vannet og at de har ulik alder. Dette betyr at det må tas prøver av mange fisk for å kunne få en tilfredsstillende gjennomsnittsverdi. I deler av overvåkingsperioden, hadde eldre fisk i Øvre Heimdalsvatn høyere verdi av radiocesium enn yngre fisk, den såkalte alderseffekten (Fig. 27). Derfor er overvåkningsmålingene konsentrert om ørret mellom 200 og 300 g, selv om noen fisk både mindre og større målt for radioaktivt cesium inngår i materialet. Størrelsen på 200-300 g er typisk for selvfisket matfisk. Alderseffekten var tydelig i for eksempel i 1991 og hvor alderen hadde en stor forklaringsprosent når det gjaldt variasjon i innhold av radioaktivt cesium. Uansett om der er stor eller liten forklaringsprosent, er det slik at sjansen for høyt innhold av radioaktivt cesium er større jo større fisken er (Fig. 28).

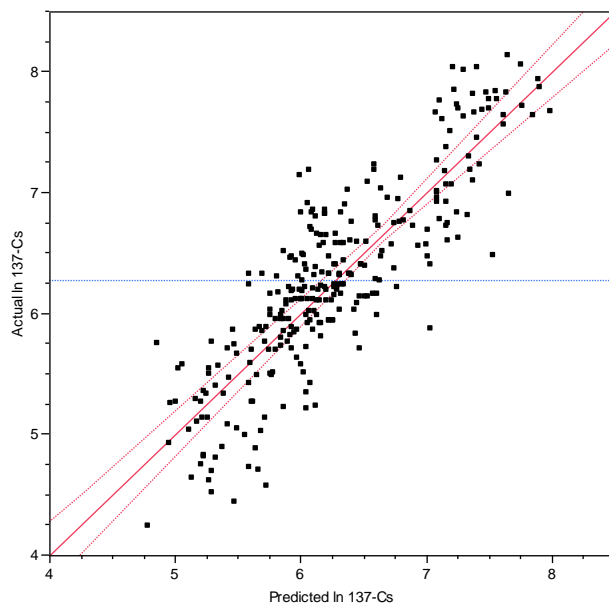
Etter 1986 er det målt radiocesium i ørret minst en gang i året om sommeren, men det er også utført garnfiske om vinteren under isen (Fig. 25). I de årene hvor målinger er utført i forskjellige sesonger var konsentrasjon av radioaktivt cesium gjennomsnittlig størst om våren og minst om sommeren. Dette skyldes lavere metabolisme om vinteren grunnet lavere vanntemperaturer.



Figur 27. Forholdet mellom vekt av fisken og konsentrasjon av  $^{137}\text{Cs}$  i ørret fra Øvre Heimdalsvatn i 1991. Trendlinjen har en  $R^2$  verdi på 0,630.

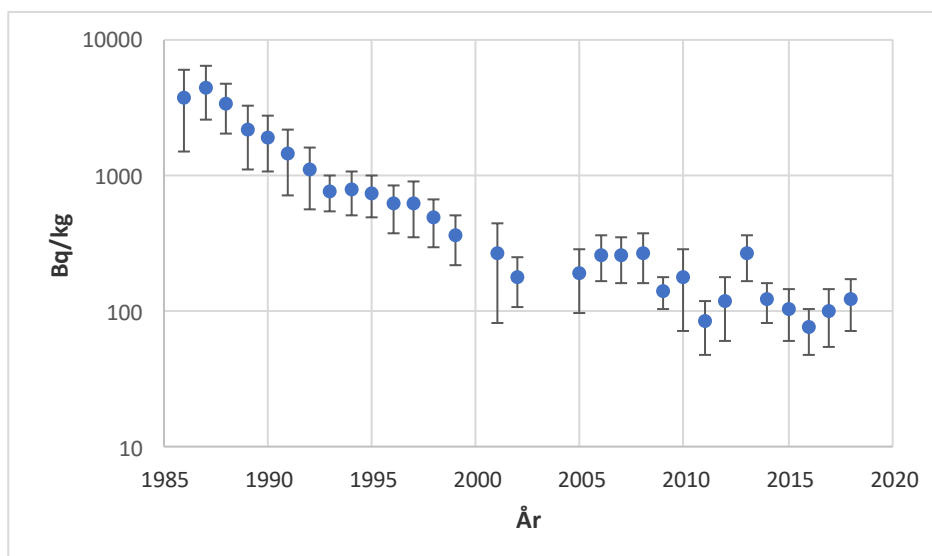


Fig. 28. Ørret på 1099 gram og 45 cm. Slik fisk har ofte høyere konsentrasjon av radiocesium enn mindre fisk. Foto: R. Borgstrøm.



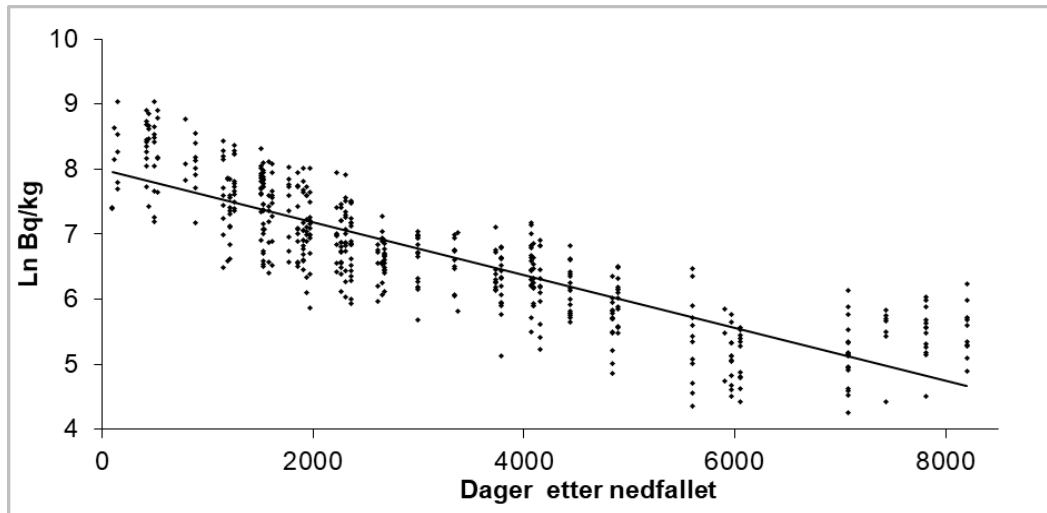
Figur 29. Forhold mellom konsentrasjon av  $^{137}\text{Cs}$  i ørret fra Øvre Heimdalsvatn i perioden 1986-2008 og konsentrasjon beregnet fra regresjonsmodellen som tar hensyn til vekt, alder, kjønn og tid etter nedfallet ( $R^2 = 0,74$ ;  $P = 0,0001$ ;  $n = 288$ ) (fra Brittain & Gjerseth 2010).

En regresjonsanalyse av radiocesium data fra ørret for de 22 årene, 1986-2008, har vist at fiskevekt og tid etter nedfallet var de viktigste variablene for radiocesium konsentrasjonen i ørret. Kjønn var også viktig og hannfisk hadde generelt høyere konsentrasjoner av radiocesium enn hunnfisk. Alderen på fisken var ikke så viktig i denne regresjonen, men den modellen med best prediksjonsevne ( $R^2 = 0,74$ ; Fig. 29) var basert både på tid etter nedfall vekt, alder og kjønn.

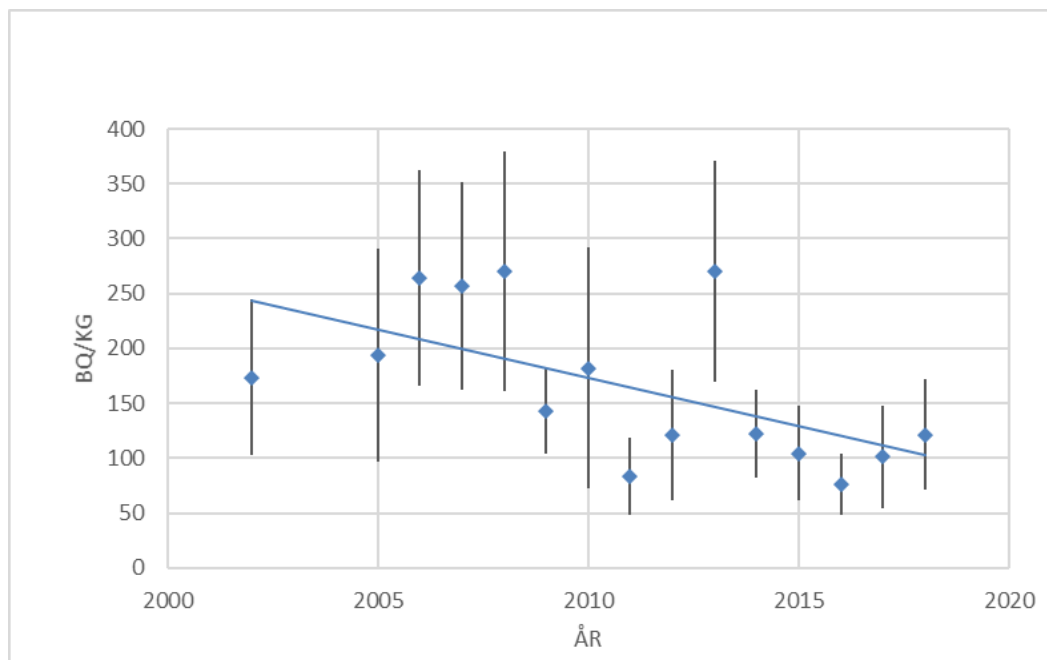


Figur 30. Utvikling av  $^{137}\text{Cs}$  i ørret fra Øvre Heimdalsvatn fra 1986 til 2018. Gjennomsnitt og standard avvik er angitt.





Figur 31. Utvikling av konsentrasjon av  $^{137}\text{Cs}$  i enkelte 200-300 grams ørret fra Øvre Heimdalsvatn i perioden 1986 til 2006. Regresjonen,  $y = 0,0004x + 7,986$ , har en  $R^2$  verdi på 0,72 (fra Brittain & Gjersest 2010).

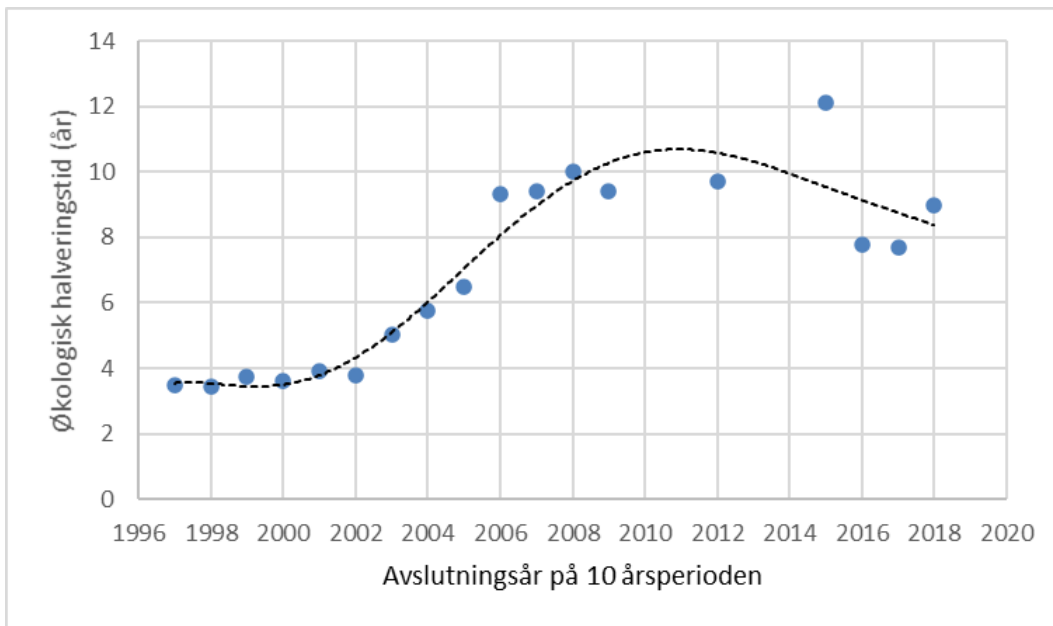


Figur 32. Utvikling av  $^{137}\text{Cs}$  i ørret fra Øvre Heimdalsvatn i perioden 2002-2018. Trendlinjen er ikke signifikant og forklarer bare 34 % av variasjonen.

Etter toppen høsten 1986, har gjennomsnittskonsentrasjon av  $^{137}\text{Cs}$  i ørret gått ned. Nedgangen har vært eksponentiell (Fig. 30, 31), dvs. at nedgangen var rask de første årene etter nedfallet, men etter hvert gikk den mer langsam. Fra omkring året 2000 var nedgangen svært lav fra år til år og i enkelte år gikk gjennomsnittskonsentrasjon av  $^{137}\text{Cs}$  i ørret også litt opp (Fig. 32). Dette betyr at det nærmere seg en ny likevekt mellom tilførsel av radiocesium fra nedbørfeltet og lekkasje fra innsjøens bunnsedimenter på den ene siden og den fysiske spalting av radiocesium og fjerning av radiocesium gjennom vannets utløp på den andre

siden. Dette mønsteret for nedgang i radiocesium konsentrasjon i ørret ligner det som skjer i vannfasen, men overgangen fra rask til langsom nedgang skjer på et noe senere tidspunkt siden radiocesium i ørret først må "gjennom" vannets næringskjede.

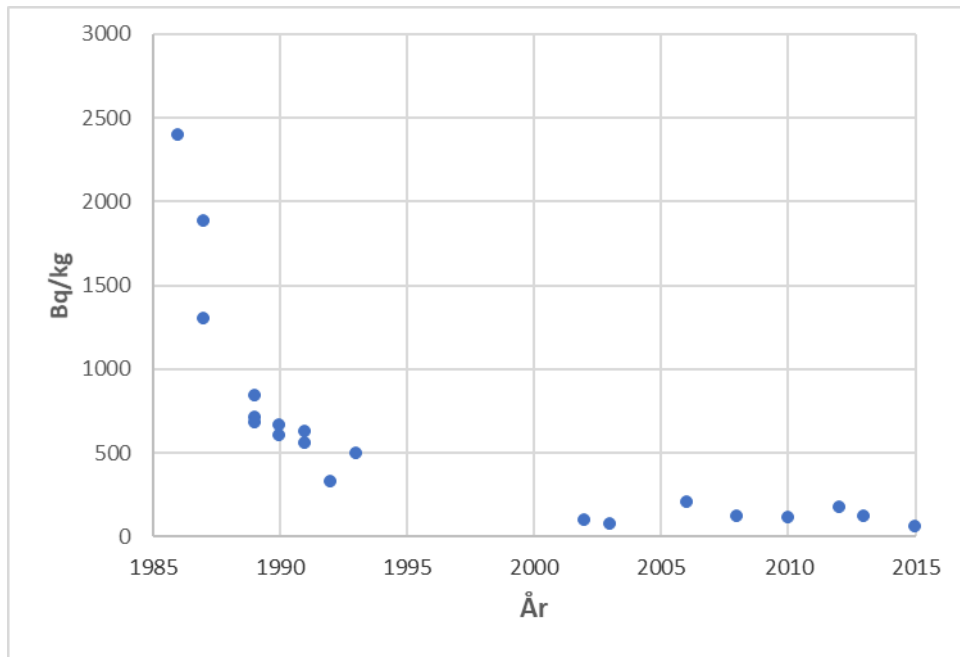
På 1980 og 1990-tallet var den økologiske halveringstiden på 3-4 år, mens på 2000-tallet hadde den økt til et nytt nivå på ca. 10 år (Fig. 33). Datagrunnlaget (antall målte fisk) er bedre de første årene etter nedfallet. Dette forklarer den større variasjonen i de senere årene. I perioden 2006-2018 er det imidlertid ikke signifikant endring i halveringstiden og den gjennomsnittlig økologisk halveringstid er beregnet til  $9,4 \pm 1,3$  år.



Figur 33. Økologiske halveringstider for  $^{137}\text{Cs}$  konsentrasjonen i ørret fra Øvre Heimdalsvatn basert på 10-års perioder fra 1987. Trendlinjen har en forklaringsprosent på 90 %.

Konsentrasjon av radiocesium i ørretrogn har vært målt flere ganger siden 1986. Utviklingen har fulgt samme mønster som fiskekjøtt, men verdiene var på et vesentlig lavere nivå, spesielt i de første årene etter nedfallet (Fig. 34). I nyere tid er imidlertid konsentrasjonen av  $^{137}\text{Cs}$  i ørretrogn i samme størrelsesorden som i fiskekjøtt.

Konsentrasjon av  $^{137}\text{Cs}$  i ørekyt følger det samme mønsteret som nivåene i ørret og ørretrogn. Konsentrasjonen nådde en topp i 1986 med 5800 Bq/kg våtvekt, samme størrelsesorden som i ørret. På 1990-tallet var konsentrasjonen nede i ca. 300 Bq/kg. I årene etterpå falt konsentrasjon til rundt 100-200 Bq/kg og det siste verdien som er målt, i 2015, er 88 Bq/kg våtvekt.

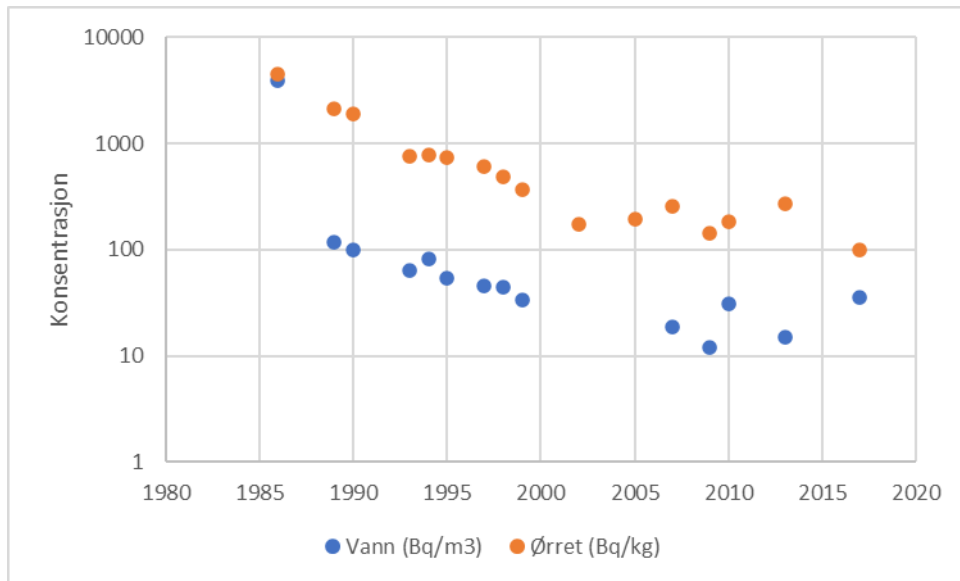


Figur 34. Utvikling av konsentrasjon av  $^{137}\text{Cs}$  i ørretrogn fra Øvre Heimdalsvatn fra 1986 til 2015.

### 3.6 Forholdet mellom $^{137}\text{Cs}$ i vann og $^{137}\text{Cs}$ i ørret

Det er vanlig å beregne forholdet mellom konsentrasjon av  $^{137}\text{Cs}$  i innsjøvannet og konsentrasjon i fisk. Dette kalles overføringsfaktor (TF) eller konsentrasjonsratio (CR) og beregnes som konsentrasjonen i fisk i Bq/kg dividert med konsentrasjonen i vann i Bq/m<sup>3</sup>. Dette forholdet er brukt av forvaltningen for å gi prognoser for framtida eller for å estimere overføring til lokaliteter der det ikke finnes målinger. Overføringsfaktorer er også brukt i oppbygging av modeller for å angi konsekvensene av radioaktivt nedfall.

I Øvre Heimdalsvatn er det målt  $^{137}\text{Cs}$  både i innsjøvannet og i ørret over et langt tidsrom. Dette gir anledning til å beregne konsentrasjonsratio over tid. I 1986 var det ikke likevekt mellom  $^{137}\text{Cs}$  i innsjøvannet og  $^{137}\text{Cs}$  i ørret siden radiocesium var fortsatt på vei oppover i næringskjeden og konsentrasjonen i ørret hadde ikke nådd toppen. Etter dette året var det lite variasjon i forholdet, selv om det er antydning til en viss endring de alle siste årene (Fig 35). I årene 1987-2013, en periode på 26 år, er gjennomsnittskonsentrasjonsratio  $13,1 \pm 4,9$  (standard avvik). Dette vil si at konsentrasjon av  $^{137}\text{Cs}$  i ørret i Bq/kg er ca. 13 ganger høyere enn konsentrasjon i innsjøvannet i Bq/m<sup>3</sup>.

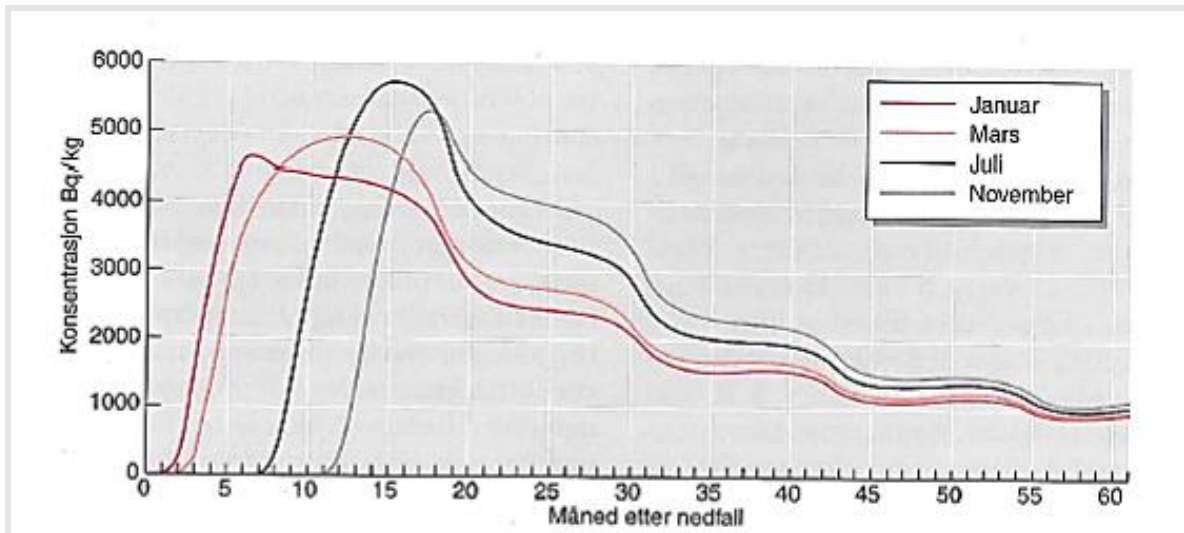


Figur 35. Utvikling av  $^{137}\text{Cs}$  i innsjøvannet og i ørret fra Øvre Heimdalsvatn, 1986-2017.

### 3.7 Modellering og forvaltningsverktøy

I løpet av de siste 30 årene er det skaffet en stor mengde empiriske data på radioaktive stoffer i økosystemet Øvre Heimdalsvatn. Dette er unike data på tilførsel, opptak og lagring av radioaktive stoffer etter nedfallet fra Tsjernobyl. For å kunne bygge prediktive modeller som skal bistå forvaltningen i å forberede og velge tiltak er det nødvendig med data fra virkeligheten. Slike data finnes fra Øvre Heimdalsvatn og i samarbeid med forskere med ulik kompetanse både i regi av diverse EU prosjekter og det Internasjonale atomenergibyrået (IAEA) er det utviklet både modeller og forvaltningsverktøy.

Forvaltningsverktøyet MOIRA er utviklet med data fra Øvre Heimdalsvatn (Gallego mfl. 2000, 2004; Monte mfl. 2009). MOIRA er et PC-basert verktøy som skal gi prediksjoner på konsentrasjonen av radioaktive stoffer i ferskvannsystemer over tid. Dette inkluderer for eksempel drikkevann og bestander av ferskvannsfisk, samtidig som det gir forvaltningen råd om de beste tiltakene. Dette kan være kjemiske, fysiske eller samfunnsmessige tiltak. Blant kjemiske tiltak som kan være aktuelle er behandling med kaliumkarbonat og gjødsling. Fysiske tiltak inkluderer blant annet begrensning av avrenning til elver eller innsjøer med demninger eller terskler, og blant samfunnsmessige tiltak er fiskeforbud og skifte av drikkevannskilder. I noen tilfeller kan det være at ingen tiltak er den beste løsningen.



Figur 36. Modellering av konsentrasjon av radioaktivt cesium i ørret fra Øvre Heimdalsvatn med nedfall på ulike tider på året. Modellen (ECOPRAQ) tar ikke hensyn til at isdekke vil forsinke effekten av nedfall om vinteren (fra Harbitz og Skuterud 1999).

Data fra Heimdalsvatn kan også legges inn i en modell og brukes for å vise hvordan nedfall på ulike tider på året vil påvirke konsentrasjon og varighet på radioaktive stoffer (Fig. 36). Hvis nedfallet finner sted når innsjøen er dekket med is vil konsentrasjonen av radionuklider i fisk være lavere enn når nedfallet kommer om sommeren. Dette forklares med at en del av nedfallet skylles ut av innsjøen under vårflommen etter nedfall på isen, mens om sommeren vil radioaktive stoffer bli tatt rett opp i næringskjeden. Også vanntemperatur har betydning for både maksimum konsentrasjon og utvikling over tid.

## 4. Hva har vi lært

Langtidsstudiene av radioaktivitet i og omkring Øvre Heimdalsvatn har gitt mye verdifull erfaring og kunnskap om radionuklider i naturen etter et radioaktivt nedfall. Følgende punkter er de viktigste:

- Det er avgjørende med referansesjøer som Øvre Heimdalsvatn, med god kjennskap til økosystem prosesser.
- Radionukliden  $^{90}\text{Sr}$  er mye mer mobil enn  $^{137}\text{Cs}$ . Dette skyldes primært at  $^{90}\text{Sr}$  er i lavmolekylær form (ioner), mens  $^{137}\text{Cs}$  er i høymolekylær form (knyttet til partikler).
- Konsentrasjon av radiocesium i innsjøvannet faller raskt i starten, men nedgangen går saktere etter hvert, selv om det kan være enkelte avvikende episoder i forbindelse med flom og stor avrenning/erosjon.
- Etter hvert er mesteparten av radiocesium å finne i innsjøsedimentene, men på grunn av kompliserte bunnforhold er det ingen markert økning mot de dypeste delene av innsjøen.
- Akvatisk mose tar raskt opp radionuklider og kan brukes i overvåkning av radionuklider, noe som er spesielt praktisk på steder som ikke ligger ved bilvei.
- Tilført plantemateriale fra nedbørfeltet bidrar til at radiocesium i innsjøen blir lett tatt opp i næringskjeden. Blader av vier bidrar mest til tilførsel av radiocesium.
- Opptak av radiocesium i fisk skjer gjennom næringskjeden. Dette betyr at maksimum konsentrasjoner i fisk fant sted flere måneder etter nedfallet.
- Det er stor variasjon mellom enkeltfisk. For å bestemme konsentrasjonen av radiocesium i fisk må det måles mange fisk og helst innenfor et bestemt størrelsesintervall siden det ofte er høyere konsentrasjoner i større fisk.
- I perioden 1987-2013 var forholdet mellom  $^{137}\text{Cs}$  i innsjøvannet og i ørret forholdsvis stabil, og konsentrasjonen av  $^{137}\text{Cs}$  i ørret (Bq/kg) var ca. 13 ganger høyere enn konsentrasjonen i innsjøvannet (Bq/m<sup>3</sup>).
- I løpet av de første årene er det en forholdsvis rask nedgang i konsentrasjonen av radioaktive stoffer i de ulike delene av økosystemet, men fra ca. år 2000 skjer det bare mindre endringer fra år til år. Dette betyr at økologiske halveringstider ikke nødvendigvis er konstante over tid og i Øvre Heimdalsvatn var den økologiske halveringstiden for  $^{137}\text{Cs}$  3-4 år de første 10-15 årene, men senere har halveringstiden økt til ca. 9 år.

- Empiriske data fra Heimdalsvatn er verdifullt for modellering av radionuklider i naturen og for å utvikle forvaltningsverktøy. Disse kan gi råd til forvaltningen på fremtidige prognoser og hvilke reduserende tiltak som kan settes inn.
- Overvåking av radioaktivitet i naturen er viktig både for å vise utvikling av et nedfall over tid, men også for å oppdage eventuelle nye nedfall eller nye økninger som resultat av endringer i nedbørfeltet. Dette kan være forårsaket av enten naturlige endringer eller menneskeskapte inngrep. Overvåking av radioaktivitet i innsjøvann og ferskvannsfisk er spesielt viktig for beskyttelse av befolkningen, men også andre komponenter i næringskjeden er viktig for forståelse av prosessene som fører fram til fisk.

## 5. Litteratur

*Litteraturlisten inkluderer både siterte publikasjoner og publikasjoner med materiale basert helt eller delvis på data fra Øvre Heimdalsvatn*

- Bjørnstad, H.E., Brittain, J.E., Saxén, R. & Sundblad, B. 1994. The characterization of radiocaesium transport and retention in Nordic lakes. I Dahlgaard, H. (red.) *Nordic Radioecology*. Elsevier, Amsterdam. s. 29-44.
- Brittain, J.E., Bergström, U., Håkanson, L., Heling, R., Monte, L. & Suolonen, V. 1995. Estimation of ecological half-lives for Cs-137 in lakes contaminated by Chernobyl fallout. *International Symposium on Environmental Impact of Radioactive Releases*, IAEA, May 1995. pp. 291-298.
- Brittain, J. E. & Bjørnstad, H. E. 2010. A long-term study of catchment inputs of <sup>137</sup>Cs to a subalpine lake in the form of allochthonous terrestrial plant material. *Hydrobiologia* 642: 101-106.
- Brittain, J.E., Bjørnstad, H.E., Salbu, B. & Oughton, D. H. 1992. Winter transport of Chernobyl radionuclides from a montane catchment to an ice-covered lake. *Analyst* 117: 515- 519.
- Brittain, J.E., Bjørnstad, H.E., Sundblad, B. & Saxén, R. 1997. The characterization and retention of different transport phases of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr in three contrasting Nordic lakes. In Desmet, G. et al. (Eds) *Freshwater and Estuarine Radioecology*. Elsevier, pp. 87-95.
- Brittain, J.E. & Borgstrøm, R. (red.) 2010a. The subalpine lake ecosystem, Øvre Heimdalsvatn, and its catchment: local and global changes over the last 50 years. *Hydrobiologia* 211. Springer.
- Brittain, J. E. & Borgstrøm, R. 2010b. The Norwegian reference lake ecosystem, Øvre Heimdalsvatn. *Hydrobiologia* 642: 5-12.
- Brittain, J. E., Borgstrøm, R., Bremnes, T., Haaland, S., Mjelde, M., Nilssen, J. P., & Skjelbred, B. 2019. Øvre Heimdalsvatn – økologisk langtidsovervåking. *Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo, Rapport nr. 84*, 64 s.
- Brittain, J.E., Forseth, T. Ugedal, O., Bjørnstad, H. E. & Hongve, D. 1999. Vassdrag og ferskvannsfisk I Harbitz, O. & Skuterud, L. (red.). *Radioaktiv forurensning – betydning for landbruk, miljø og befolkning*. Landbruksforlaget, Oslo, s. 131-154.
- Brittain, J. E. & Gjerseth, J. E. 2010. Long-term trends and variation in <sup>137</sup>Cs activity concentrations in brown trout (*Salmo trutta*) from Øvre Heimdalsvatn, a Norwegian subalpine lake. *Hydrobiologia* 642: 107-113.
- Brittain, J.E., Håkanson, L. & Gallego, E. 2000. Target ecosystems, key fish species, dose to biota and the impact and feasibility of countermeasures in aquatic systems. In Monte, L. et al. (eds). *The project MOIRA: a model based computerised system for management support to identify optimal remedial strategies for restoring radionuclide contaminated aquatic ecosystems and drainage areas – Final Report*. *ENEA RT/AMB/2000/13*. pp. 23-48.
- 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.
- Dahlgaard, H., Notter, M., Brittain, J.E., Strand, P., Rantavaara, A. & Holm, E. 1994. General summary and conclusions. I Dahlgaard, H. (ed.) *Nordic Radioecology*. Elsevier, Amsterdam. s. 7-20.



- Gallego, E., Brittain, J.E., Håkanson, L., Heling, R., Hofman, D. & Monte, L. 2000. MOIRA: a computerised decision support system for the restoration of radionuclide contaminated freshwater ecosystems. *IRPA-10 Congress*, Hiroshima, 15-19 May 2000.
- Gallego E., Brittain J.E., Håkanson L., Heling R., Hofman D. and Monte L. 2004 MOIRA: A Computerised Decision Support System for the Management of Radionuclide Contaminated Freshwater Ecosystems, *Radioprotecção, Revista da Sociedade Portuguesa de Protecção contra Radiações*, 98: 83-102.
- Grøterud O, Kloster A.E. 1978. Hypsography, meteorology and hydrology of the Øvre Heimdalen catchment. *Holarctic Ecology* 1:111-116.
- Harbitz, O. & Skuterud, L. (red.). *Radioaktiv forurensning – betydning for landbruk, miljø og befolkning*. Landbruksforlaget, Oslo. 223 s.
- Hongve, D., Blakar, I.A. & Brittain, J.E. 1995. Radiocaesium in the sediments of Øvre Heimdalsvatn, a Norwegian subalpine lake. *Journal of Environmental Radioactivity* 27: 1-11.
- Hongve, D., Brittain, J.E. & Bjørnstad, H.E. 2002. Aquatic mosses as a monitoring tool for <sup>137</sup>Cs contamination in streams and rivers – a field study from central southern Norway. *Journal of Environmental Radioactivity* 60: 139-147.
- Haugen, L.E., Bjørnstad, H.E. & Brittain, J.E. 1990. Lateral transport av radiocesium på fjellbeite, Øvre Heimdalen. *Informasjon Statens Fagtjeneste for Landbruket* 28-1990: 167-172.
- Haugen, L.E., Garmo, T., Olsen, R.A., & Skuterud, L. 1999. Jord, planter og sopp. I Harbitz, O. & Skuterud, L. (red.). *Radioaktiv forurensning – betydning for landbruk, miljø og befolkning*. Landbruksforlaget, Oslo, s. 69-102.
- Håkanson, L., Brittain, J.E., Monte, L., Bergström, U. & Heling, R. 1996. Modelling of radiocaesium in lakes - lake sensitivity and remedial strategies. *Journal of Environmental Radioactivity* 3: 1-25.
- Håkanson, L., Brittain, J.E., Monte, L., Heling, R., Bergström, U. & Suolanen, V. 1996. Modelling of radiocaesium in lakes - the VAMP model. *Journal of Environmental Radioactivity* 3: 255-308.
- IAEA. 2000. Modelling of the transfer of radiocaesium from deposition to lake ecosystems. International Atomic Energy Agency, IAEA-Tecdoc-1143. 343 pp.
- IAEA 2013. Environmental Sensitivity in Nuclear Emergencies in Rural and Semi-natural Environments. *IAEA-TECDOC-1719*. Vienna: International Atomic Energy Agency 142 s.
- Kloster A.E. (1978). Physical and chemical properties of the waters of Øvre Heimdalen. *Holarctic Ecology* 1: 117-123.
- Monte, L., Brittain, J. E., Gallego, E., Håkanson, L., Hofman, D. & Jiménez, A. 2009. MOIRA-PLUS: A decision support system for the management of complex fresh water ecosystems contaminated by radionuclides and heavy metals. *Computers & Geosciences* 35: 880-896.
- Monte, L., Brittain, J.E., Håkanson L., Heling, R., Smith, J.T. & Zheleznyak, M. 2003. Review and assessment of models used to predict the fate of radionuclides in lakes. *Journal of Environmental Radioactivity* 69: 177-205.
- Notter, M., Brittain, J.E. & Bergström, U. 1994. Introduction to aquatic ecosystems. In Dahlgard, H. (ed.) *Nordic Radioecology*. Elsevier, Amsterdam. pp. 23-28.
- Salbu, B., Bjørnstad, H.E. & Brittain, J.E. 1992. Fractionation of Cs-isotopes and 90-Sr in snowmelt run-off and lake waters from a contaminated Norwegian mountain catchment. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 156: 7-20.
- Salbu, B., Skipperud, L. & Strand, P. 1999. Stråling og radioaktivitet. I Harbitz, O. & Skuterud, L. (red.). *Radioaktiv forurensning – betydning for landbruk, miljø og befolkning*. Landbruksforlaget, Oslo, s. 13-30.

- Strålberg, E., Bjerck, T.O., Østmo, K. & Brittain, J.E. 2001. Field sampling, preparation procedure and Plutonium analyses of large freshwater samples. *Nordic Nuclear Safety Research (NKS) Symposium* Rovaniemi, Finland. 26 February 2001. 5 pp.
- Tracy, B.L., Carini, F., Barabash, S., Berkovskyy, V., Brittain, J.E., Chouhan, S., Eleftheriou, G..... & Turcanu, C. 2013. The sensitivity of different environments to radioactive contamination. *Journal of Environmental Radioactivity* 122: 1-8.
- Vik, R. (red.) 1978. The lake Øvre Heimdalsvatn. A subalpine freshwater ecosystem. The Norwegian contribution to the freshwater section of the International Biological Programme. *Holarctic Ecology* 1: 81-320.