

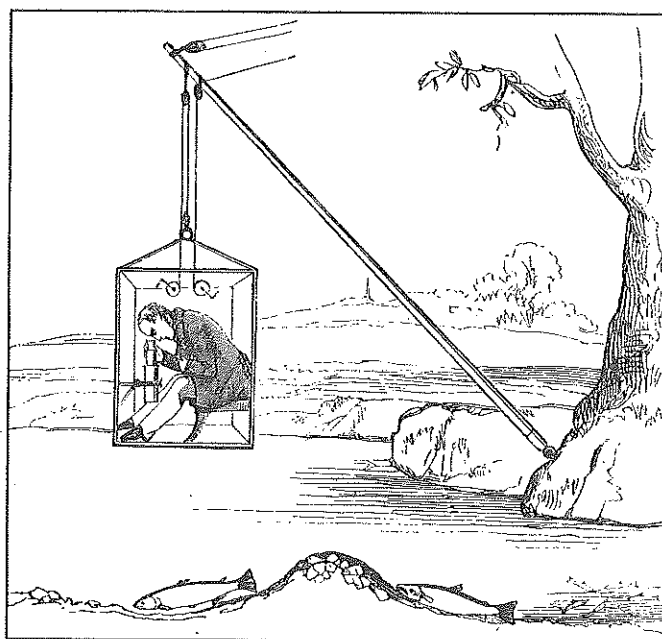


Nr 3 1991

Information från

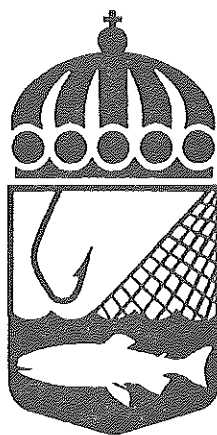
# SÖTVATTENS- LABORATORIET

## Drottningholm



JOHAN HAMMAR  
MANUELA NOTTER  
GEORG NEUMANN

Radioaktivt cesium i röding-  
sjöar - effekter av Tjernobyl-  
katastrofen



FISKERIVERKET

ISSN 0346-7007

# RADIOAKTIVT CESIUM I RÖDINGSJÖAR - EFFEKTER AV TJERNOBYLKATASTROFEN

Johan Hammar<sup>1)</sup>  
Manuela Notter<sup>2)</sup>  
Georg Neumann<sup>2)</sup>

<sup>1)</sup>Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium, S-170 11 Drottningholm och  
Zoologiska Institutionen, avd. för Zooekologi, Uppsala Universitet

<sup>2)</sup>Statens Naturvårdsverks Miljökontrolllaboratorium, S-170 11 Drottningholm

<b>SAMMANFATTNING</b>	5
<b>INTRODUKTION</b>	7
<b>MATERIAL OCH METODER</b>	8
Det geografiska undersökningsområdet	8
Allmänt om <i>Mysis relicta</i>	12
Allmänt om <i>Pallasea quadrispinosa</i>	13
Allmänt om sjöarnas fiskfauna	13
Allmänt om röding och öring	14
Allmänt om radioaktivt cesium och fisk	15
Radioaktiva cesium-isotoper	15
Mätvärden från rödingsjöar under 1960-talet	16
Upptag och utsöndring av radiocesium i fisk	17
Miljöns betydelse för upptaget av Cs-137 i fisk	18
Utförda insamlingar	18
Utförda analyser	20
<b>RESULTAT OCH DISKUSSION</b>	21
Deposition av Cs-137 i avrinningsområdet	21
Vatten	23
Sedimenterande material (detritus)	25
Bottensediment	32
Zooplankton	35
Större näringsevertebrater samt elritsa	40
Anrikning till näringsorganismer från vatten och sediment	45

<b>Röding och öring</b>	48
Allmänt om utvecklingen under 1985-1990	48
Variation mellan åren	48
Betydelsen av fiskens storlek, ålder, kön och könsmognad	57
Betydelsen av halten kalium i fiskmuskel	60
Variationen i halten Cs-137 mellan olika fiskarter	61
Betydelsen av fiskarnas näringsval	63
Mätningar av cesium i maginnehåll	71
Variation under året	72
Fiskar som byter miljö	78
Variation mellan sjöar	80
Anrikning till fisk från vatten	81
Analyser av röding och öring utförda på andra laboratorier	83
Individuell spridning	86
<b>Exemplet Kvarnbergsvattnet</b>	90
<b>Cesiumbudget för sjöarna</b>	92
<b>PROGNOS</b>	99
<b>REKOMMENDATIONER</b>	102
<b>KVARVARANDE FRÅGESTÄLLNINGAR</b>	103
<b>ERKÄNNANDEN</b>	104
<b>LITTERATUR</b>	104
<b>ABSTRACT</b>	112
<b>EXTENDED ENGLISH SUMMARY: CESIUM IN ARCTIC CHAR LAKES - EFFECTS OF THE CHERNOBYL ACCIDENT</b>	113
<b>APPENDIX 1 - 10</b>	116

**D**aate tjaalege sjiidteme dejte saemide  
jih jeatjh almetjidie mah guhkede dehtie  
Tjernobylen ovhähposte, mij joekoen älvas  
sjiidti dejtie, dej kärnkrafti experimenten  
åvteste. Läjhkan dihte gahtjeldahke guhkede  
guhkede Jiemthen jih Saepmien guelie-  
jaevrijste laadth-biekerijstie jih båtsoe-  
laantijste gahtji.

**T**illägnad de samer och fjällbor  
som blev oskyldiga offer för ännu  
ett omdömeslöst experiment med  
kärnkraft långt långt borta från Jämt-  
lands och Lapplands rödingsjöar, hjor-  
tronmyrar och renbetesland.

**T**o the Sameh people and other  
settlers of the Scandinavian North  
who became innocent victims for  
yet another heedless experiment  
with nuclear power, far far way from  
the char-lakes, bakeapple-bogs and  
reindeer pasture grounds of the pro-  
vinces of Jämtland and Lapland.

## SAMMANFATTNING

Höga halter av olika radionuklider från Tjernobyl-katastrofen 1986 har dokumenterats i fjällområdena i övre Ångermanälven. Belastningen av Cs-137 i undersökta nederbördsområden i övre Faxälven, Sjutälven och Saxälven nådde 20-50 kBq/m<sup>2</sup> under 1986. I 14 olika fjällsjösystem i nordvästra Jämtland har transporten av Cs-137, Cs-134 och K-40 från vatten, sediment och detritus genom näringskedjans olika trofiska nivåer (växtplankton, djurplankton, större näringsorganismer) till fisk (röding och öring) undersökts under 1986-1990. En mer detaljerad radioekologisk jämförelse av 7 fjällsjösystem, såväl naturliga som reglerade, respektive med eller utan de nya inplanterade näringsdjuren *Mysis relicta* och *Pallasea quadrispinosa*, har givit följande resultat:

■ Halten av Cs-137 i ytsediment ökade 2-8 gånger under perioden oktober 1986 till september 1988 i de naturliga sjöarna. Ökningen i de reglerade sjöarna var väsentligt större och snabbare, och i två av magasinerna uppmättes betydligt mer än 100,000 Bq/kg (torrvikt) i september 1988. Vid sista provtagningen i augusti 1989 hade halterna åter minskat. Halten Cs-137 i ytsediment var positivt korrelerad med depositionen i respektive avrinningsområde. Biotillgängligheten av sedimenterat Cs-137 varierade kraftigt mellan sjöarna.

■ Koncentrationen av Cs-137 i detritus från sedimentfällor som placerats över botten i sjöarna under sommarmånaderna varierade mellan 9,600 och 30,700 Bq/kg (torrvikt) under 1988, och sjönk ytterst långsamt under 1989 och 1990. Halterna var positivt korrelerade med medelaktiviteten av Cs-137 i resp sjöars avrinningsområden 1986. Vid omräkning till belastning mätt i Bq/m<sup>2</sup> × dygn framstod värdena för de reglerade sjöarna som högre än för de naturliga. Mängden Cs-137/m<sup>2</sup> och dygn ökade dessutom under sommaren 1990. Belastningen var även positivt korrelerad med halterna av Cs-137 i ytsediment (per m<sup>2</sup>).

■ Från de inledningsvis höga halterna av Cs-137 i filtrerat vatten (0.6-1.1 Bq/l) i augusti 1986 sjönk värdena snabbt under 1987, för att under 1988 ha stabiliserats på ca 0.10±0.03 Bq/l i naturliga sjöar och 0.23±0.08 Bq/l i reglerade sjöar. Resultaten antyder att halterna i magasinerna var dubbelt så höga som i de naturliga fjällsjöarna. Halterna i ofiltrerat vatten understeg 0.1 Bq/l i de undersökta sjöarna 1990.

■ Halterna i avfiltrerat växtplankton visade motsvarande tendens som vatten men med betydligt lägre halter vid de undersökta tidpunkterna. Den partikulärt bundna andelen av Cs-137 utgjorde 20-40% av totalhalten i vatten under 1986 och 1-8% vid höstprovtagningen 1989.

■ De inledningsvis extremt höga halterna av Cs-137 i djurplankton (i Hetögelin 180,000 Bq/kg (torrvikt) under slutet av juni 1986) sjönk först mycket kraftigt, sedan under 1987-1988 betydligt långsammare mot värden runt 1,000-6,000 Bq/kg t.v. Efter att ha legat runt 800-2,000 Bq/kg t.v. under 1989 steg dock halterna åter till 1,000-4,300 Bq/kg under 1990.

Halterna av Cs-137 i zooplankton under 1987-90 var positivt korrelerade med cesium-koncentrationen i såväl ofiltrerat vatten som avfiltrerat växtplankton, men även med halterna i detritus från sedimentfällorna under 1988-90.

■ Halterna av Cs-137 i *Mysis relicta*, som var betydligt högre än i zooplankton, *Gammarus lacustris*, *Pallasea quadrispinosa* och elritsa vid samma mätillfällen, nådde under juli 1986 nästan 40,000 Bq/kg t.v. Med tillfälliga säsongsbundna ökningar under somrarna 1987-88 har värdena för *Mysis* sjunkit till 1,900-4,600 under 1989-90. Positiva samband mellan Cs-137 i *Mysis* och ofiltrerat vatten har generellt uppmätts för perioden 1987-90 och med detritus under 1988-90. Samvariation mellan *Mysis* och djurplankton noterades i endast ett av magasinerna.

■ Anrikningsfaktorn  $AF_{(vatten)}$  för de olika fisknäringssdjuren (torrvikt) har varierat inom storleksordningen 10,000-60,000 med genomgående högst värden för *Mysis*. Värdena för  $AF$  varierade kraftigt såväl inom som mellan år och ingen egentlig trend har ännu kunnat skönjas.

■ Halterna steg snabbt i både röding och öring under 1986 för att nå de högsta medelvärdena omkring 6,000-7,000 Bq/kg (våtvikt) resp enskilda extremvärden på upp till 13,600 Bq/kg (v.v.) under 1986-1987. Halterna har därefter långsamt minskat i röding och öring med en ekologisk halveringstid av 560±180 dagar.

■ Längd, vikt, kondition, kön, könsmognad, ålder respektive K-40 samt olika kombinationer av dessa individuella variabler visade var och en signifikanta positiva såväl som negativa samvariationer med Cs-137 i olika fiskarter och olika sjöar. Sambanden antyder dock inget generellt mönster för fisk i allmänhet.

■ Unga, snabbväxande och ännu inte könsmogna rödingar visade högst halter av Cs-137 under augusti 1986, medan små, gamla och dåligt växande rödingar (titor) resp stora öringar uppvisade de högsta halterna under senare år.

■ Näringsvalet var generellt av större betydelse för Cs-137-halten än fiskarnas storlek, ålder resp tillväxt.

■ Fiskbestånd med övervägande bottendjursdiet, av främst *Mysis relicta* och *Gammarus lacustris*, uppvisade signifikant högre cesiumvärden än planktonätande fiskpopulationer. Öring har därför nästan generellt högre värden än normalröding. Dvärgröding från två av de reglerade sjöarna uppvisade dock högre värden än motsvarande öring-prover. Fisk från reglerade sjöar med inplanterad *Mysis relicta* hade generellt högst värden, medan fisk från en hårt reglerad sjö utan *Mysis* resp *Gammarus* hade lägst halter.

■ Halterna av Cs-137 i dominerande bytesdjur samt sjöarnas storlek resp omsättningstid var av stor betydelse för förklaringen av halterna av Cs-137 i muskel för både röding och öring.

■ Rödingen uppvisade i två närbelägna sjöar en kraftig säsongsbetonad förändring i cesiumhalter. Under vinterhalvåret 1986/87, 87/88, 88/89 och till en viss grad 89/90 ökade värdena medan somrarna 87, 88, 89 och 90 inneburit motsvarande minskning. Rödingens vinteraktivitet, inriktning mot bottendjursdiet (*Mysis/Gammarus*) under isen samt den låga temperaturens effekter på olika fysiologiska processer antas vara orsaker till de förhöjda halterna.

■ AF<sub>(vatten)</sub> för fisk (våtvikt) har varit relativt stabil under perioden 1987-1989, med 10,000-12,300 för röding och 15,600-18,700 för öring. I en hårt reglerad sjö utan *Mysis* var AF värdena omkastade för röding och öring, samt sjönk markant med åren.

■ Halten av Cs-137 i maginnehåll visade ingen användbar korrelation med halten i motsvarande näringsdjur insamlade direkt i sjön.

■ Kasse-odlad öring uppvisade betydligt lägre halter av Cs-137 än vildfångad sik resp öring från motsvarande lokaler.

■ Variationskoefficienten,  $C_v$ , för Cs-137 i fisk-muskel varierade kraftigt mellan olika sjöar, tidpunkter och arter. Rödingbestånden uppvisade högre variation av Cs-137 än öringbestånden. Om en variationskoefficient om 10% är målet för en stickprovtagning bör ca 30 individuella analyser ske per art och omgång.

■ I de reglerade sjöarnas ekosystem återfanns under hösten 1986 en cesiummängd motsvarande ca 6% av det cesium som deponerats i avrinningsområdet. För de naturliga sjöarna var motsvarande siffra 2%. Genom att dammarna redan stängts vid tidpunkten för Tjernobyl-katastrofen kom de reglerade sjöarna att fungera som fällor för radioaktivt cesium med en betydande ackumulering i främst sediment men även i vatten, detritus, olika evertebrater samt laxartad fisk.

■ Hypotesen om att *Mysis relicta* genom sin speciella biologi och sin högre trofiska position jämfört med andra näringsdjur skulle underhålla höga värden i fisk som utnyttjar *Mysis* som näring stöds av undersökningen.

■ Transportvägen för Cs-137 i fjällsjöarna skedde under försommaren 1986 genom den pelagiska näringskedjan via växtplankton, zooplankton och planktonätande fisk. Redan under hösten 1986 kunde dock en övergång till en huvudsaklig transport av Cs-137 genom den bentiska näringskedjan via detritus, bentiska näringsdjur och bottendjursätande fiskar konstateras.

■ I samband med en muddring under hösten 1989 i utloppsdelens av den reglerade sjön Limmingen (Norge) fick Kvarnbergsvattnet som första sjö nedströms ett nytt tillskott av partikelbundet Cs-137. Halterna i både vatten och röding ökade under vintern 1989/90.

■ Resultaten gör det möjligt att ge direkta rekommendationer;

- att föredra konsumtion av röding och sik framför öring, lake och abborre,
- att föredra sensommarfiske efter röding framför fiske på vårisen,
- att föredra fiske i naturliga sjöar framför fiske i magasin samt
- att direkt undvika öring i reglerade sjöar med inplanterad *Mysis relicta*.

■ En spridning av radionukliderna med vårflo-den nedströms fjällsjöarnas regleringsdammar till sjöar och kustområden med högre primärproduktion, högre sedimenteringshastighet och högre pelagisk fiskproduktion, borde ha varit betydligt mindre skadligt för sötvattensfaunan i de kontaminerade fjälldalarna. Regleringen av fjällsjöar som kontaminerats med atmosfäriskt spridda miljögifter (radionuklider, tungmetaller, biocider, "surt regn" etc) måste anpassas till de biologiska riskerna och förutsättningarna som gäller i såväl som nedströms dammen.

## INTRODUKTION

Nedfallet av radionuklider från **reaktorhaveriet i Tjernobyl morgonen den 26 april 1986** drabbade Sverige redan ett drygt dygn senare. Nedfallet skedde främst över två kustnära regioner; området i ett nord-sydligt stråk mellan Mälaren och Gävle, samt området längre norrut i Ångermanälvens nedre dalgångar och kustlandskap (Pettersen et al. 1986, Persson et al. 1987). De första nedfallen skedde genom torrdeposition, medan de radioaktiva regnmolnen nådde svenska östkusten först den 28 april (Persson et al. 1987). Molnen spreds emellertid vidare västerut under de påföljande dagarna mot den Skandinaviska fjällkedjan till **norra Jämtland, södra Västerbotten** (Figur 1) samt till bl a Oppland och Nord-Trøndelag i Norge (Langeland et al. 1987, Brittain 1988). Nedfallet från Tjernobyl nådde dessutom delar av de Brittiska öarna, främst Cumbria, norra Wales samt vissa områden i Skottland (Camplin et al. 1986, Hunt 1987, 1988, 1989, 1990), och via Grönland och Svalbard (Pourchet et al. 1988) även centrala delar av arktiska Canada (Roy et al. 1988, Taylor et al. 1988).

Livsmedelsverkets och Naturvårdsverkets cesium-137-analyser av fisk från de svenska fjällområdena visade att det framför allt var rödingsjöarna i de övre delarna av Faxälven, Fjällsjöälven, Saxälven, Kultån och Vojmán, dvs **Ångermanälvens fjällälvar**, som mottagit stora mängder radioaktivt nedfall (SLV PM 1986, 1987a, 1988, 1990, Hammar et al. 1987, se även Tabell 23).

Fjällmassiven norr och öster om Ankarvattnet-Blåsjön, dräneras till de fyra förstnämnda älvsystemen, och området utgör sedan slutet av 1940-talet **referens- och experimentområde för flera av Sötvattenslaboratoriets långsiktiga fiskeribiologiska undersökningar**. Sjöarnas limnologi, fiskfauna samt de olika fiskarternas näringsval, tillväxt och inbördes relationer är i flera fall mycket väldokumenterade. I och med den omfattande radioaktiva kontamineringen av de nämnda fjällmassiven uppstod helt nya problemställningar, men även nya kontrollmöjligheter till äldre frågor om röding och öring, deras inbördes relationer, effekter av sjöreglering och inplantering av nya fisknäringdjur. Detta samt behovet av en mer detaljerad information för en långsiktig prognostisering från rådgivande och

fiskevårdande myndigheter ledde till ett för **Fiskeriverket och Statens Naturvårdsverk** gemensamt projektförslag (Hammar et al. 1986). Med stöd av medel från **Statens Strålskyddsinstitut** genomfördes under perioden 1986-1990 en omfattande kartering av fördelningen och transporten av radioaktivt cesium i några av dessa fjällsjöars ekosystem.

Undersökningens syfte har varit att **kvantifiera mängden cesium-137** från Tjernobyl i den limniska miljön, i olika trofinivåer i en serie fjällsjöekosystem i nordvästra Jämtland, samt att **definiera de avgörande faktorerna i transporten av denna radionuklid genom näringskedjan** från vatten och sediment via olika näringsdjur till fisk (röding och öring). Fjällsjöarna representeras i detta sammanhang av fyra olika grundtyper beroende på två fundamentala ingrepp; reglering resp inplantering av det nya fisknäringdjuret *Mysis relicta*. Denna sk pungträka, som tidigare dokumenterats som tungmetall- och biocid-*"hiss"* befarades även kunna förmedla en motsvarande återtransport av sedimenterat radioaktivt cesium till fiskfaunan i de kontaminerade fjällsjöarna.

Kolehmainen, Häsänen och Miettinen (1968) försökte efter systematiska studier av spridningssvågarna för Cs-137 från de atmosfäriska kärnvapentesterna resp kärnbränsleexplosionerna under 1950- och 60-talet definiera de huvudsakliga faktorer som är avgörande för anrikningen av radiocesium i sötvattensfisk. **Sjöns trofigrad (1)** och de olika **fiskarternas biologiska halveringstider (2)** var av störst betydelse, medan **Cs-137-halten i vattnet (3)** resp **fiskarternas födoval (4)** ansågs vara av mindre betydelse. Karteringen av det radioaktiva nedfallet visade att fisk i jämförelsevis **näringsfattiga klarvatensjöar** i norra Finland erhöll högst halter av t ex Cs-137 (Häsänen & Miettinen 1963, Kolehmainen et al. 1966, 1967, 1968).

Sjöarna i vår undersökning ligger alla inom ett **begränsat geografiskt område** och större skillnader i geologin inom avrinningsområdena och därmed sjöarnas kemiska karaktär och trofigrad bör således inte förväntas. Våra tidiga erfarenheter visade att den lokala markbeläggningen och därmed sjöarnas primärdoser, sjöarnas regleringsgrad och inbördes geografiska läge samt



fiskarnas konkurrenssituationer och därmed deras specifika näringsval var av mycket stor betydelse för skillnaderna i halterna av Cs-137 mellan olika fiskpopulationer (Hammar et al. 1987, 1988a, b, c, d, 1989).

Undersökningens resultat **nyanserar och kompletterar** de slutsatser som drogs efter analyserna i svenska och finska sjöar under 1960-talet efter atombombsprovningarna (T ex Häsänen & Miettinen 1963, Lidén 1964, Hannerz 1966, 1968, Kolehmainen et al. 1966, 1967, 1968, Häsänen et al. 1967, Carlsson & Lidén 1978). De förväntas också utgöra ett viktigt **komplement** till de aktuella studierna av Tjernobyleffekter i de mer komplexa näringsvävarna i låglandssjöar resp längs Östersjökusten (t ex Grimås et al. 1986, 1988, Håkanson et al. 1988, 1989, 1990, Meili 1988, 1991, Notter 1988, 1990, Andersson 1989, Meili et al. 1989). Dessutom styrker projektets analysresultat

de rapporterade mätvärdena från den omfattande kontroll av cesiumhalter i fisk från området som skett genom Statens Livsmedelsverk i Uppsala (SLV PM 1986, 1987a, 1988, 1990) och Laboratoriet för Energi och Miljöanalyser (Torvcentrum) i Strömsund (1986, 1987, 1988, 1989, 1990) under perioden 1986-1990.

Parallella och direkt jämförbara undersökningar av Cs-137 och Cs-134 i insjöar på norska sidan av fjällkedjan har framför allt skett i Øvre Heimdalsvatn, Oppland (endast öring, Brittain 1988) och Høysjøen, Nord-Trøndelag (röding och öring, Langeland et al. 1987, Ugedal et al. 1988, 1991, Forseth 1989). Lønvik och Koksvik (1990) studerade den säsongsvisa förändringen under 1987 av Cs-137 i öring och röding från sjön Vekteren, Nord-Trøndelag. Ugedal och Blakar (1990) presenterade dessutom en mer generell översikt av cesiumhalterna i fjällsjöfisk i Trøndelag.

## MATERIAL OCH METODER

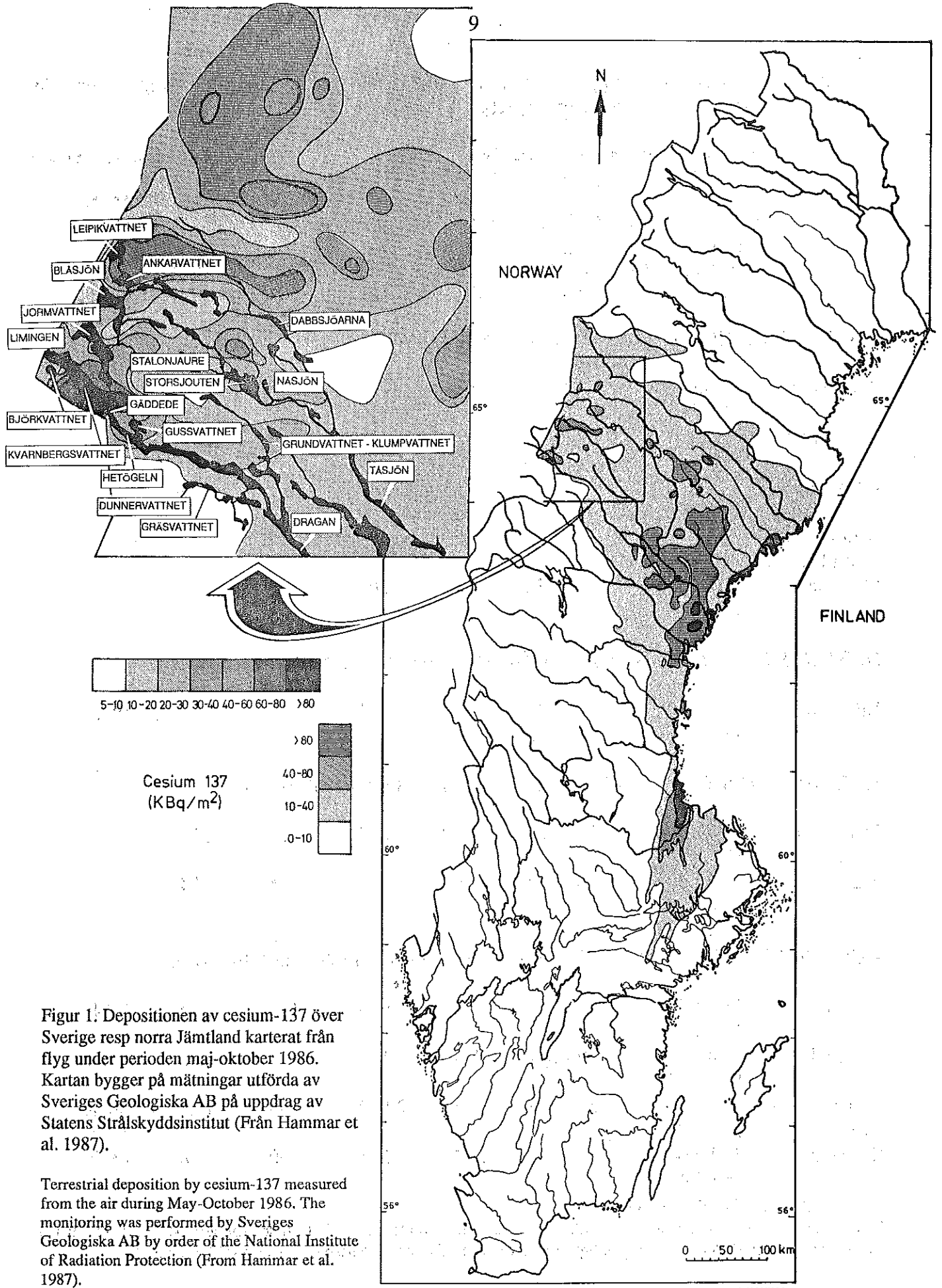
### Det geografiska undersökningsområdet

Totalt har analyser skett på material insamlat i 14 olika fjällsjöar belägna på mellan 300 och 500 meters höjd över havet i **norra Jämtland** (Figur 1). Sex av sjöarna är reglerade, övriga naturliga. I sju av sjösystemen har en mer omfattande och regelbunden provtagning ägt rum. Av dessa är **Blåsjön, Storsjouten och Dabbsjön reglerade medan Ankarvattnet, Björkvattnet, Klumpvattnet-Grundvattnet och Stalonjaure är naturliga**. I två av magasinerna, Blåsjön och Storsjouten, samt ytterligare en naturlig sjö, Björkvattnet, har pungräkan *Mysis relicta* introducerats. I Blåsjön och Björkvattnet har även taggmärslan *Pallasea quadrispinosa* satts ut.

I inledningsskedet analyserades en serie enstaka prover av zooplankton och fisk från Hetögeln strax nedströms Gäddede. I de oreglerade sjöarna Dunnervattnet, Långflyn och Gråsvattnet, tre referensvatten i Sötvattenslaboratoriets långsiktiga uppföljning av effekterna på röding av en sikintroduktion, togs en serie olika prover i samband med provfisket i augusti 1986.

Vid ett senare tillfälle togs även prover av sediment, vatten och bottendjur i den reglerade Näsjön, och under vintern 1990 utökades provtagningen till att även omfatta vatten och fisk från Kvarnbergsvattnet pga ett muddringsarbete i det norska magasinet Limingen närmast uppströms. Även i Kvarnbergsvattnet är *Mysis relicta* och *Pallasea quadrispinosa* främmande arter, men har här tillkommit via nedströmsspridning.

I Figur 1 redovisas de aktuella sjöarnas läge inlagda i den av SGAB producerade kartan med zoner av den terrestra Cs-137-deponeringen mätt från flyg. **ANKARVATTNET** som via Ankarälven rinner ned i **BLÅSJÖN** utgör ett sjöavsnitt av själva övre Faxälven. Det mindre **BJÖRKVATTNET** ansluter via **KVARNBERGSVATTNET** till Faxälven ovanför Gäddede. **HETÖGELN** utgör första avsnittet nedanför Gäddede av den serie av magasin i Faxälven som bildar Ströms Vattudal. **DUNNERVATTNET** och **GRÅSVATTNET** samt de mellanliggande tjärnarna **LÅNGFLYN** och **Stortjärn** ansluter via Dunnerån från söder till Ströms Vattudal i Svaningssjön. **KLUMPVATTNET-GRUNDVATTNET** utgör två sammanhängande sjöar i Storån



Figur 1: Depositionen av cesium-137 över Sverige resp norra Jämtland karterat från flyg under perioden maj-oktober 1986. Kartan bygger på mätningar utförda av Sveriges Geologiska AB på uppdrag av Statens Strålskyddsinstitut (Från Hammar et al. 1987).

Terrestrial deposition by cesium-137 measured from the air during May-October 1986. The monitoring was performed by Sveriges Geologiska AB by order of the National Institute of Radiation Protection (From Hammar et al. 1987).

Tabell 1. Geografiska uppgifter om de undersökta sjöarna, samt tidpunkten för introduktioner av *Mysis relicta* i fem av sjöarna.

Physical information on the studied lakes, and the years when *Mysis relicta* were introduced into five of the lakes.

COORDINATER (enl RAK)	ALTITUD m.ö.h	SJÖ AREAL km <sup>2</sup>	AVRINN. OMRÅDE YTA km <sup>2</sup>	MAX DJUP m	REGL. AMPL m	MYSIS INPL. år
COORDINATES acc. to RAK	ALTITUDE m a.s.l	LAKE AREA	CATCHM. AREA	MAX DEPTH	REG. AMPL.	INTR. year

NATURLIGA SJÖAR UTAN *MYSIS*, NATURAL LAKES WITHOUT *MYSIS*:

Ankarvattnet	71 93 38 14 25 67	448	9.4	430	70	-	-
Dunnervattnet	71 31 31 14 46 08	448	2.9	104	33	-	-
Gräsvattnet	71 28 65 14 52 06	377	2.3	149	-	-	-
Klumpvattnet- Grundvattnet	71 43 73 14 68 00	385	4.1	284	12	-	-
Stalonjaure	71 71 13 14 54 68	478	1	202	-	-	-

NATURLIGA SJÖAR MED *MYSIS*, NATURAL WITH INTRODUCED *MYSIS*:

Björkvattnet	71 67 58 14 03 15	399	2.4	31	20	-	1973
--------------	----------------------	-----	-----	----	----	---	------

REGLERADE SJÖAR UTAN *MYSIS*, RESERVOIRS WITHOUT *MYSIS*:

Dabbsjön	71 71 89 14 77 89	382-408	19.3*	862	120	25.5	-
Nåsjön	71 60 40 14 68 70	468-472	3.3	-	26	4.1	-

REGLERADE SJÖAR MED *MYSIS*, RESERVOIRS WITH INTRODUCED *MYSIS*:

Blåsjön	71 78 05 14 23 46	423-436	43*	965	145	13.3	1964
Hetögeln	71 43 24 14 33 70	294-297	22.4	3,604	-	3.2	nedstr spridn
Kvarnbergs- vattnet	71 55 72 14 20 29	303-313	68.0	2,579	98	10.0	nedstr spridn
Storsjouten	71 59 08 14 65 46	442-453	31*	625	60	11.0	1970

\* fyllt magasin (filled reservoirs)

Ytan av de olika sjöarnas avrinningsområden har beräknats med utgångspunkt från den topografiska kartan (Håkafofot 21E, Frostviken 22E, Risbäck 22F) enligt metodik som beskrivits av Nilsson m fl (1987)(Appendix 1).

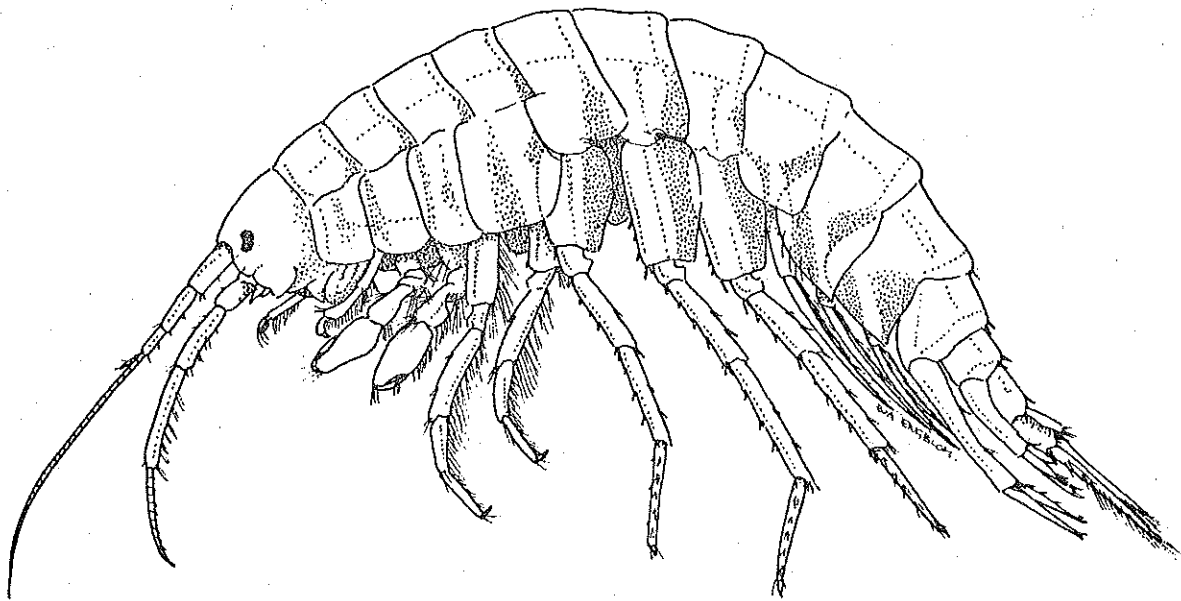
som ansluter till Ströms Vattudal från norr via Gärdsjön och Dragan. **STALONJAURE (PELLEVATTNET)** bildar ett lugnflytande sel av Sjoutälven innan denna når **STORSJOUTEN**. Vattnet från **NÄSJÖN** når Sjoutälven via tunnel nedströms tunneln från Storsjouten. **DABBSJÖN** i Saxälven utgör numera ett magasin bestående av de två sammandämda Stora och Lilla Dabbsjöarna. Saxälven och Sjoutälven utgör båda tillflöden till Tåsjön, en av de stora sjöarna i Fjällsjöälven. Genom tunnelöverledning tillförs Dabbsjömagasinet även vatten från Mesjön i den parallellt rinnande Korpån. Korpån ansluter annars via Rörströmsälven till Fjällsjöälven först vid Bodumssjön. Både Fjällsjöälven och Faxälven utgör sydliga grenar av Ångermanälven. I Tabell 1 redovisas diverse geografiska och biologiska uppgifter av betydelse.

Sjöarna är alla **oligotrofa och relativt djupa**, och representerar, limnologiskt sett, subarktiska sjöekosystem (Hammar 1989). Sjöarna **saknar språngskikt** och ytvattentemperaturen i t ex Blåsjön varierar mellan ca 0 och 14 °C under året (Uppgifter från SMHI). Sjöarna är normalt istäckta från mitten av november till skiftet maj-juni (H. Lundgren, St. Blåsjön, pers. medd.).

I direkt anslutning till varje provtagning mättes pH i fält. I laboratorium bestämdes senare **färgtal, konduktivitet, turbiditet, alkalinitet**, dessutom jonerna  $K^+$ ,  $Na^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $SO_4^{2-}$  samt  $Cl^-$ . Vidare bestämdes **totalhalten fosfor** samt fosfor i form av  $PO_4^{3-}$ , dessutom kväve i form av  $NO_2^-$  och  $NO_3^-$  (Appendix 2). Samtliga undersökta sjöar är typiska fjällsjöar med mycket låga halter av näringsämnen ( $NO_3^-$ -N: 0.012-0.064 mg/l,  $PO_4^{3-}$ -P: 0.001-0.003 mg/l), låga humusämneshalter (Färgtal: 10-35 mg Pt/l) och låga mått på konduktivitet (1.6-5.1 mS/m, 25°C). De högre värdena härrör från provtagningen av ytvatten i samband med snösmältningen under april 1988, då flertalet sjöar visade kraftigt förhöjda halter av olika joner och därmed ledningsförmåga.

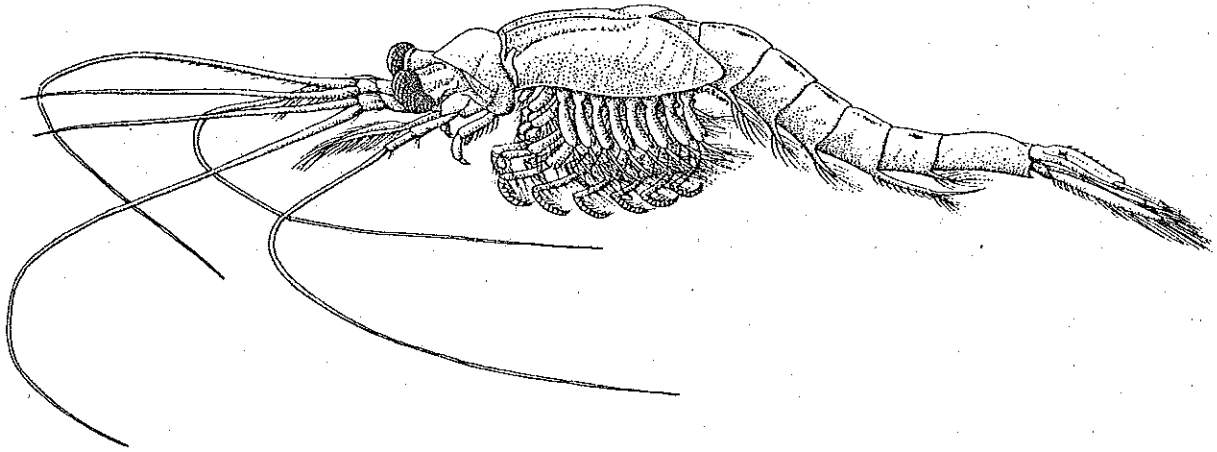
Värdena för alkalinitet har varierat mellan 0.07 och 0.19 mekv/l och pH mellan 6.2 och 7.8. Försurningsrisk har på biologiska grunder endast befarats i Dunnervattnet. Här visade tilloppsbäckens bottenfauna under augusti 1986 endast försurningstoleranta arter, medan bottenfaunan i sjöns utloppsdel även innehöll försurningskänsliga "indikatororganismer" (P.E. Lingdell, Limnodata, Stockholm, pers. medd.).

De stabila kemiska parametrarna i vatten har bestämts av Miljökontrollaboratoriet (Uppsala) vid Statens Naturvårdsverk.



Figur 2. Sötvattensmärlan *Gammarus lacustris*. (Teckning: Eva Engblom, Limnodata)

The freshwater amphipod *Gammarus lacustris*. (Drawing: Eva Engblom, Limnodata)



Figur 3. Pungräkan *Mysis relicta*. (Teckning: Eva Engblom, Limnodata)

The opossum shrimp *Mysis relicta*. (Drawing: Eva Engblom, Limnodata)

## Allmänt om *Mysis relicta*

Flertalet större sjöar längs den svenska fjällkedjan har dämts och regleras idag för elkraftproduktion. Vattenståndsvibrationerna har därmed fått ett omkastat förlopp, med **högvatten på sensommaren och lågvatten på våren** (se vidare t ex Lindström 1973). På grund av de mycket omfattande skador som utbyggnaden bl a åsamkat fjällsjöarnas litorala fisknäringssdjur, t ex märlkräftan *Gammarus lacustris* (Figur 2), olika insektslarver och snäckor (Grimås 1961, 1962) och därmed den bottendjursätande fiskfaunan, t ex öring och röding (Nilsson 1961, 1964), har en serie nya fisknäringssdjur, som ansetts kunna överleva vattenståndsvibrationerna i reglerade sjöar, introducerats i kompensationsyfte. Bland annat överfördes den ca 15-25 mm långa pungräkan, *Mysis relicta* (Figur 3), från sjöar belägna under högsta kustlinjen (HK), till mer än sextio nya sjöar längs fjällkedjan under perioden 1953-1976 (Fürst 1981). På grund av en serie mycket allvarliga följd effekter på framför allt zooplankton och pelagisk fisk, exempelvis olika röding- och sikarter, har vidare utplanteringar stoppats (Fürst et al. 1984, 1986, Hammar 1988). Kontroversiella diskussioner om *Mysis*' "positiva" betydelse i reglerade sjöar fortsätter dock, framför allt av företrädare för vattenkraftsindustrin (t ex Gullbring et al. 1990).

*Mysis relicta* har i många fjällsjöar nått betydande tätheter, dvs 150-250 ind/m<sup>2</sup>, men variationen mellan olika fjällsjöar är betydande (B.Kinsten, Limn.Inst., Uppsala Univ., pers. medd.). Arten är ett- till tvåårig beroende på sjöns karaktär, och ungarna lämnar honans embryopung" tidigt under våren (Fürst 1972, Lasenby & Langford 1972). *Mysis* utför en regelbunden vertikal dygnsvandring. Under den nattliga förekomsten närmare ytan utgör *Mysis* en mycket effektiv zooplanktonpredator (för referenser se Hammar et al. 1983, Hammar 1988). Under dygnets ljusa del uppträder *Mysis* längs bottarna, där den utnyttjar sedimenterad detritus och därmed ackumulerar sedimenterade tungmetaller som t ex Zn, Pb och Cd (Evans & Lasenby 1983, Van Duyn-Henderson & Lasenby 1986). Mysider har även ansetts ha en betydande roll i återcirkulationen av sedimenterade miljögifter som PCB, DDT och Dieldrin (Evans et al. 1982, Klump et al. 1991). Dessa egenskaper gör *Mysis* därför mycket intressant även ur transport-synpunkt för sedimenterade radionuklider till fisk. Det finns all anledning att misstänka att *Mysis* återcirkulerar och därmed "underhåller" högre cesium-halter i öring och röding under en längre period än övriga fisknäringssorganismer (Hammar et al. 1987, 1988a, b, c, d, 1989, 1991).

*Mysis relicta* har fått betydelse som näringsdjur för främst bottendjursätande fiskarter som t ex större fjällröding, öring, lake och vissa botten-

bundna sikarter (Fürst et al. 1978, 1980, 1981, 1984, Hammar 1988, Hammar & Filipsson 1988). Vintertid har den även betydelse för normalröding, mindre fjällröding och t ex planktonsik, medan *Mysis* sommartid utgör en betydande och i vissa sjöar avgörande **konkurrent till dessa planktonätande fiskarter** (Hammar 1984, 1988). I reglerade sjöar med introducerad *Mysis* får denna närmast en monokultur-karaktär vilket bidragit till ytterligare försvagning av den redan uttunnade näringsväven. Resultaten från Skandinavien är samstämmiga med de nordamerikanska (Lassenby et al. 1986), där man dessutom konstaterat direkt **predation från *Mysis relicta* på nykläckt sikyngel** (Seale & Binkowski 1988).

*Mysis* överfördes från Jansjön och Gesunden till Blåsjön 1964, varifrån den vidare utplanterades till bl a Storsjouten (1970) och Björkvattnet (1973) (Fürst 1981). Spridningen av *Mysis* till Kvarnbergsvattnet har sannolikt skett genom nedströmsdrift från Blåsjön via Jormvattnet, från Limingen och/eller från Björkvattnet.

### Allmänt om *Pallasea quadrispinosa*

*Pallasea quadrispinosa* är en ca 10-20 mm stor amfipod med en tvåårig livscykel (Hill 1988) som i likhet med *Mysis relicta* också provats som nytt och alternativt fisknäringssdjur i många reglerade fjällsjöar. Den har introducerats i minst 25 kända vatten (Fürst 1981). *Pallaseas* vertikala vandringar är inte lika utpräglade som den som beskrivits hos *Mysis*. Den kan istället betraktas som **mer bottenlevande och jämförbar med *Gammarus lacustris***. Vid samexistens i övre Umeälven tycks dock *Pallasea* förekomma på större djup än *Gammarus* (Hammar opubl. inform.). I Björkvattnet begränsades *Pallaseas* utbredning till 2-9 meters djup, med störst täthet mellan 6 och 8 meter, under provtagningarna i april 1987 resp 1988. Den lever i nära kontakt med sjöns botten, där bottenlevande zooplankton, chironomidlarver och påväxtalger dominerar dess näringsval (Hill 1988). Arten utnyttjas som föda av både öring och röding i t ex Blåsjön, och tycks ha sin största betydelse som **näring vintertid** (Fürst et al. 1978, Hammar 1984). Till skillnad från *Mysis* tycks förekomsten av *Pallasea* **gynna överlevnaden av yngre och mindre fiskar** och de prelimära resultat som erhållits från framför allt sjöar i övre

Umeälven antyder en närmast motsatt effekt jämfört med *Mysis*. Rödingen ökar kraftigt i antal, medan individstorleken antagit dvärgmått (Hammar 1984, Fürst et al. 1986, Hill et al. 1990).

*Pallasea quadrispinosa* introducerades 1964 från Gesunden till Blåsjön (Fürst 1981) varifrån den senare troligen oavsiktligt överfördes till Björkvattnet i samband med en *Mysis*-utplantering 1973 (Hammar 1979). Här tycks den dessutom ha etablerat bestånd jämförelsevis snabbt. Maganalyserna från röding i Kvarnbergsvattnet i denna undersökning visade att *Pallasea* även spridit sig nedströms via Jormvattnet från Blåsjön och/eller från Björkvattnet.

### Allmänt om sjöarnas fiskfauna

Fiskfaunan i de undersökta sjöarna domineras av **röding och öring**, och i viss mån elritsa. I de lägre belägna sjöarna tillkommer arter som t.ex. abborre, lake och sik, i några fall introducerade, eller som i Dabbsjömagasinet överförda genom överledning av vatten genom tunnel från Mesjön, Korpån. Möjligen är även gäddan i Hetögeln resultatet av en tidig inplantering i ett tillflöde (R. Svanström, Länsstyrelsen Umeå, pers. medd.). I vissa av de lägre belägna sjöarna är informationen om eventuell förekomst av stensimpa (*Cottus gobio*) resp bergsimpa (*C. poecilopus*) ytterst osäker (Tabell 2).

På grund av sjöarnas skilda biologiska och fysikaliska karaktärer, fiskartssammansättning och nätfisketryck varierar fiskpopulationernas **längd- och åldersstruktur** men även "kvalitet" på flera olika sätt. Under kapitlet "UTFÖRDA INSAMLINGAR" redovisas de olika insamlade fiskarnas tillväxt, längd- och åldersfördelning. I Appendix 3 anges medelvärden från de **torrsubstansbestämningar** som erhöles i samband med att individuella såväl som poolade prover frystorkades under 1986 och 1987. Låg torrsvikt innebär låg fetthalt och hög vattenhalt (Hill & Boström 1985). Dessa individuella värden har utnyttjats vid översättningen av resultaten från torrsvikt- till våtsviktvärden. Torrsubstanshalten varierar ytterst litet mellan årstider och sjöar. Anmärkningsvärt är även de likartade värdena för röding och öring, ca 22%.

I linjära korrelationsanalyser med logaritmerade värden visade de individuella torrsviktarna

Tabell 2. Fiskfaunan i de 13 undersökta sjöarna i övre Ångermanälven.

Fish fauna of 13 studied lakes in upper R. Ångermanälven.

Ankarvattnet	Röding,	Öring		
Blåsjön	Röding,	Öring,	Elritsa <sup>1)</sup>	
Björkvattnet	Röding,	Öring,	Elritsa,	Amerikansk bäckröding <sup>1)</sup>
Kvarnbergsvattn.	Röding,	Öring,	Elritsa,	Lake <sup>1)</sup> , Småspigg <sup>1)</sup>
Hetögeln	Röding,	Öring,	Elritsa,	Lake, Harr, Stensimpa, Gädda <sup>1?)</sup> , Sik <sup>1)</sup>
Dunnervattnet	Röding,	Öring,	Elritsa,	Lake
Långflyn	Röding,	Öring,	Elritsa,	Lake, Sik <sup>1)</sup>
Gräsvattnet	Röding,	Öring,	Elritsa,	Lake, Sik <sup>1)</sup>
Grundvattnet	Röding,	Öring,	Elritsa,	Abborre
Klumpvattnet	Röding,	Öring,	Elritsa,	Abborre
Stalonjaure	Röding,	Öring,	Elritsa,	Stensimpa
Storsjouten	Röding,	Öring,	Elritsa,	Stensimpa
Nåsjön	Röding,	Öring,	Elritsa,	Abborre
Dabbsjömagasinet	Röding,	Öring,	Elritsa,	Lake, Abborre <sup>1)</sup> , Sik <sup>1)</sup>

Röding = *Salvelinus alpinus*-artkomplexet, Am. Bäckröding = *S. fontinalis*, Öring = *Salmo trutta*, Sik = *Coregonus lavaretus*-artkomplexet, Harr = *Thymallus thymallus*, Elritsa = *Phoxinus phoxinus*, Lake = *Lota lota*, Abborre = *Perca fluviatilis*, Gädda = *Esox lucius*, Stensimpa = *Cottus gobio*, Småspigg = *Pungitius pungitius*.

<sup>1)</sup> inplanterad (introduced)

en signifikant ökning med ökad längd resp vikt hos öring i de naturliga sjöarna Ankarvattnet ( $r^2=0.40/0.37$ , \*/\*,  $n=14$ ), Dunnervattnet ( $r^2=0.88/0.88$ , \*/\*,  $n=5$ ), Grundvattnet ( $r^2=0.72/0.61$ , \*\*/\*,  $n=8$ ) och Stalonjaure ( $r^2=0.49/0.53$ , \*\*\*/\*\*\*,  $n=35$ ), samt hos röding i Björkvattnet ( $r^2=0.52/0.55$ , \*/\*\*,  $n=11$ ), Blåsjön ( $r^2=0.37/0.46$ , \*\*\*/\*\*\*,  $n=30$ ) och Storsjouten ( $r^2=0.69/0.71$ , \*\*\*/\*\*\*,  $n=31$ ), dvs tre rödingsjöar dit *Mysis* överförts. Dessutom uppvisade också rödingbestånden genomgående positiva samband mellan torrsustanshalt och Fultons konditionsfaktor (vikt/längd<sup>3</sup>) (teckentest  $15+/0-\chi^2$ , \*\*\*), och i de undersökta öringbestånden hade honorna genomgående högre torrsvikt än hannarna (teckentest  $10+/0-\chi^2$ , \*\*). För lake i Dabbsjön ( $r^2=0.58/0.52$ , \*\*/\*,  $n=11$ ) och abborre i Grundvattnet ( $r^2=0.50/0.58$ , \*/\*,  $n=10$ ) var torrsvikten negativt korrelerad med fiskens längd resp vikt. Anmärkningsvärt är de lägre värdena för djuplevande fiskar som lake (18%) och dvärg-röding (18%).

Vid en jämförelse av naturliga och reglerade fjällsjöar med och utan introducerad *Mysis* kunde

Hill och Boström (1985) konstatera att torrsvikten i röding från magasin med *Mysis* var högre än i röding från magasin utan *Mysis*.

### Allmänt om röding och öring

Röding och öring tillhör två olika grupper av tidigt invandrade fiskarter i Skandinavien. De har genom sin känslighet för konkurrens, predation och människans ingrepp i naturen främst begränsats till extrema miljöer som t ex fjällsjöar, ofta med rödingen helt ensam högst upp i varje älvsystem. Röding och öring tillhör ekologiskt sett mycket "snarlika" artkomplex, men medan rödingen är anpassad till kallt vatten måste öringen betraktas som mer begränsad av låga temperaturer. Då de förekommer allopatriskt, dvs i enartsbestånd, kan båda arterna betraktas som opportunister, men med speciell födovalsinriktning mot den artrika näringsfaunan i litoralzonen (Nilsson 1965).

Rödingbestånd i lägre fjällsjöar utnyttjar endast undantagsvis rinnande vatten för lek, medan detta i hög grad är regel hos öringen. Oexploaterade rödingpopulationer karakteriseras vidare av hög individålder och bimodal (tvåtoppig) längdstruktur (Johnson 1980, 1983), där de större individerna predatorer på sina yngre artfränder (Hammar 1989, opubl. inform.). Fjällöringens tendens till **kannibalism** tycks vara mindre uttalad. Den tillbringar sina första år i bäckar och utnyttjar fjällsjöns näringsfauna först under tredje eller fjärde sommaren. Utvandringens åldern varierar dock mellan sjöarna beroende på olika fysikaliska och biologiska faktorer. Öringens uttalade tendens att vandra mellan flera sjöar inom ett vattensystem skiljer den ytterligare från rödingen. Denna näringsvandring kan ske såväl uppströms (sk fäbovandring) som nedströms (t ex Sømme 1941, Svärdson 1966, Frost & Brown 1967).

I vissa sjöar inom speciella fjällområden kan 2-3 genetiskt skilda rödingpopulationer förekomma tillsammans. Dessa sk **sympatriska rödingbestånd** uppvisar mycket olika ekologiska karakterer, med skillnader i näringsval, tillväxt, reproduktionsstrategi, lektid och allmänt val av närings- och lekhabitat (t ex Nilsson & Filipsson 1971, Klemetsen & Grotnes 1975, 1980, Henricson & Nyman 1976, Lindström & Andersson 1981, Hammar 1984, Hammar & Filipsson 1988). Sympatriska bestånd skall inte förväxlas med oexploaterade allopatriska populationer med bimodal struktur och samexistens av dvärgar och kannibaler. Det sk arktiska rödingkomplexets systematiska status är föremål för många olika hypoteser, men behandlas sedan flera år av bl a Sötvattenslaboratoriets biologer, baserat på invandringshistoriska grunder, som ett artkomplex bestående av flera s.k **syskonarter** (Svärdson 1958, 1961, Nyman 1972, 1984, Nyman et al. 1981, Gydemo 1984, Hammar 1984). I Ankarvattnet, Blåsjön, Kvarnbergsvattnet och Storsjouten förekommer således förutom **normalrödingen** (*S. salvelinus*), den sk **mindre fjällrödingen** (*S. stagnalis*), på de djupare bottarna (Nyström 1862, Määr 1949, 1950, Nyman 1972, Hammar et al. 1983, Hammar 1984, J. Hammar & O. Lindh, opubl. inform.).

Vid **samexistens** av röding och öring uppstår bl a en **näringsrelaterad konkurrenssituation** (Svärdson 1976), där öringen mer markant utnyttjar litoralfaunan och den sommartid mycket rika tillgången på ytinsekter, medan den

ekologiskt mer plastiska rödingen tvingas utnyttja pelagialen och dess små zooplanktonformer (Nilsson 1965, 1967). Inom båda arterna finns dessutom en ålders- och/eller storleksrelaterad skillnad i val av habitat, djup och därmed olika temperaturregimer (t ex. Jonsson 1989, Klemetsen et al. 1989). **Segregeringen** mellan arterna tycks dock brytas vintertid, då den till arktiska förhållanden bättre anpassade rödingen aktivt kan utnyttja de mer rika näringsresurserna som t ex *Gammarus lacustris*, snäckor och akvatiska insektslarver längs stränder och bäckmynningar, medan öringen kan betraktas som inaktiv (Hammar opubl. inform.). För större öringar tillkommer en betydande predation på småröding (Filipsson & Svärdson 1976, Campbell 1979, Hammar & Filipsson 1988) och i vissa sjöar även elritsa (Filipsson & Lindh 1988, denna undersökning).

I **reglerade sjöar** förstärks rödingens beroende av planktondiet ytterligare med allt sämre individuell storlek, tillväxt och kondition hos rödingen som följd, medan de omfattande skadorna på öringens näringsdjur medfört att öringbestånden mer eller mindre försvunnit (Nilsson 1961, 1965, Fürst et al. 1978).

Denna successiva övergång från botten-djursdiet till allt snävare planktondiet hos olika sjölevande rödingbestånd i successivt allt större konkurrenssituation resp ekologisk stress bör ge markanta skillnader i rödingbeståndens Cs-137 halter, förutsatt att olika näringsdjursgrupper har olika cesiumhalter och/eller överföringsgrad. Samtidigt bör rödingens halter kunna jämföras mot öringens eftersom den senare generellt fungerar som en referens för en mer konsekvent botten-djursdiet.

## Allmänt om radioaktivt cesium och fisk

### Radioaktiva cesium-isotoper

Vid fissionsprocessen i en reaktor bildas bl a de två cesium-isotoperna Cs-134 och Cs-137. Normalt är då proportionen mellan de båda isotoperna (Cs-134/Cs-137) ca 0.4-0.6. Den totala mängden Cs-137 som produceras är ca 6 Ci (1 Curie=  $37 \times 10^9$  Bq) per megawatt och dag. **Halveringstiden** för Cs-134 och Cs-137 är 2.06 resp 30.17 år.



Genom beta-sönderfall övergår dessa isotoper till stabilt Ba-134 och Ba-137, samtidigt som energi avges i form av fotoner. De i mätsammanhang använda gamma-energivärdena är för Cs-134: 604.70 keV och 795.91 keV, och för Cs-137: 661.64 keV (Eisenbud 1987).

Enligt Sovjets rapport till IAEA (ref. i Persson et al. 1987, Kuz'menko 1990) spred den havererade Tjernobylreaktorn ut minst 50 MCi ( $10^{18}$  Bq  $\pm 50\%$ ) partikulärt bunden radioaktiv substans i atmosfären. Till detta tillkommer de inertia radioaktiva gaserna. Enligt Persson med flera (1987) kan upp till 10% av det totala utsläppet av radiocesium från Tjernobyl ha deponerats över Sverige. Den för nedfallet över Sverige rapporterade kvoten mellan Cs-134 och Cs-137 uppgavs av Persson med flera (1987) till 0.57.

Biologiska organismer påverkas på olika sätt av strålning från radioaktiva isotoper (t ex Kuz'menko 1990) och omvänt kan biologiska organismer även påverka spridningen av radionuklider (t ex Kornberg & Davis 1966, Nelson 1968). Till skillnad från många radionuklider transporteras radiocesium mycket effektivt genom akvatiska näringskedjor och anrikas snabbt i biomassa (t ex Davis & Foster 1958, Kornberg & Davis 1966, Krumholz 1967, Pen-treath 1973a, Grimås 1989). Radioaktiva isotoper har i många undersökningar utnyttjats som markörer för att kvantifiera olika biologiska problem och processer (t ex **Populationstäthet:** Scott 1962, **Migration:** Nelson 1968, **Näringssegregering:** Wiegert & Odum 1969, Schelske et al. 1973, **Födoupptag:** Kevern 1966, Kolehmainen 1972, 1974, Storebakken et al. 1981, **Mat-smältning:** Peters & Hoss 1974, **Sedimentation:** Pennington et al. 1973, 1976, Evans & Rigler 1980, Heit & Miller 1987, Robbins et al. 1990, Bonnett & Cambray 1991).

Genom att olika radioisotoper ackumuleras olika mycket i olika djurarter kunde Schelske med flera (1973) gruppera en serie av 18 marina fiskarter i olika ekologiska födovalsgupper. Det var framför allt pelagiska rovfiskar, som specifikt hade ackumulerat Cs-137. Men medan halterna av t ex Mn-54 varierade med en faktor 100 mellan olika fiskarter, varierade halterna av Cs-137 resp K-40 endast med en faktor 10 resp 2. Eftersom Cs-134 och Cs-137 har en snarlikt massa bör dock inte någon mät-

bar variation av deras kvot (Cs-134/Cs-137) inom olika delar av ekosystemet förväntas för Tjernobyl-cesium.

## Mätvärden från rödingsjöar under 1960-talet

De publicerade värdena av Cs-137 i olika fiskarter uppmätta i undersökningar av nordiska fjällsjöar efter **de atmosfäriska bomb-sprängningarna resp kärnladdningsexplosionerna under 1950- och 60-talet** nådde inte tillnärmelsevis de höga halter som registrerades efter katastrofen i Tjernobyl (Tabell 3).

I samtida undersökningar av Cs-137 i Nordamerika uppmättes t ex 80-160 Bq/kg (våtvikt) i kanadaröding (*Salvelinus namaycush*), 40-180 Bq/kg i gädda, 10-100 Bq/kg i sik (*Coregonus sp.*), 10-40 Bq/kg i abborre och 5-45 Bq/kg i nors (*Osmerus sp.*) som inhandlats under 1965 på fiskmarknaden i Chicago (Gustafson 1967). I en serie sjöar, varav många högt belägna reservoarer i staten Colorado, registrerades under perioden 1965-66 halter på 5-120 Bq Cs-137/kg (våtvikt) i regnbåge (*Salmo gairdneri/Oncorhynchus mykiss*), 5-120 Bq/kg i öring, 25-60 Bq/kg i strupsnittöring (*Salmo clarki/Oncorhynchus clarki*), 15-215 Bq/kg i amerikansk bäckröding och 10-25 Bq/kg i kanadaröding (Nelson & Whicker 1969). De högsta halterna uppmättes i salmoniderna från de högst belägna sjöarna (Nelson & Whicker 1969). I fjällbäckar från hårt kontaminerade alpina områden i Colorado uppmättes så höga halter som 390 och 1,260 Bq totalbetastrålning per kg våtvikt i amerikansk bäckröding resp. strupsnittöring (Osburn 1967).

Generellt uppnåddes då de högsta halterna av Cs-137 under 1964 och 1965 på grund av de maximala nedfallsmängderna under 1963 (Krumholz 1967, Carlsson & Lidén 1978). Av Tabell 3 framgår att det rådde relativt stora olikheter mellan olika arter. Sik som främst lever på zooplankton uppvisade genomgående lägst halter, medan **predatorer som öring, gädda och lake uppvisade höga värden**. Enligt olika undersökningar ökar anrikningsfaktorn för Cs-137 med en faktor 2-3 för varje fisksteg i näringskedjan (Pendleton et al. 1965, Carlsson & Lidén 1978).

Tabell 3. Uppmätta halter av Cs-137 (Bq/kg våtvikt) i fisk från rödingsjöar i Finland och Sverige under 1960-talet. Data har hämtats ur Häsänen & Miettinen (1963), Kolehmainen et al. (1966, 1967), och Hannerz (1968).

Levels of Cs-137 (Bq/kg wet weight) recorded in fish from northern char lakes in Finland and Sweden sampled during the 1960s. Data from Häsänen & Miettinen (1963), Kolehmainen et al. (1966, 1967) and Hannerz (1968).

	Normal- röding Normal A. char	Dvärg- röding Dwarfed A. char	Öring Brown trout	Sik White- fish	Harr Gray- ling	Abborre Perch	Gädda Pike	Lake Burbot
Enare Träsk (Inari)								
1962-01	-	-	-	25	-	-	103	-
1962-05	-	-	-	31	-	89	-	-
1962-07	119	-	84	35	37	104	64	-
1962-09	-	-	128	41	67	-	218	-
1963-03	142	172	172	58	-	-	-	-
1963-07	90	70	93-242	44-58	49-70	116	151	121
1964-07	-	-	-	65	-	-	-	190
Kilpisjärvi								
1963-08	86	-	-	67	-	-	-	-
Övre Björkvattnet								
1966-09	70-82	199-211	-	-	-	-	-	-

### Upptag och utsöndring av radiocesium i fisk

Flera undersökningar har visat att under naturliga förhållanden erhåller de undersökta fiskarterna **minst 90% av sin cesium-halt genom upptaget från födan** (för referenser se Evans 1988a). Övrig tillförsel sker från vattnet genom intag eller diffusion (via gälar eller hud). Ruf (1965) konstaterade att Cs-137 togs upp i varierande grad av både mjuk (muskel) och hård (skelett, fjäll) vävnad i en serie undersökta fiskarter, bl a sik och gädda. Hewett och Jefferies (1976, 1978) undersökte närmare fördelningen av Cs-137 från vatten och föda i öring i laborieförsök. Bland annat fann de att vid en daglig tillförsel av en bestämd mängd cesium genom födan återfanns vid jämvikt 12% i mag-tarmkanalen, 57% i muskel samt 31% i övrig vävnad. Vid upptag från vatten var motsvarande värden 6%, 65% och 30%. Vidare angav de att ca 67% av cesiet i födan (pellets

behandlade med radiocesium-lösning samt tvättade från överskott) togs upp i fisken. Kolehmainen (1972, 1974) visade genom experiment att 16% av mängden Cs-137 i chironomid-larver, 69% av Cs-137 i alger, fisk och fiskrom, samt endast 3% av Cs-137 bundet till detritus kunde absorberas av amerikanska solabborrar (*Lepomis macrochirus*). **Upptagningsgraden av Cs-137 varierar således i hög grad med olika födoobjekt.**

Akkumuleringen och utsöndringen av radiocesium varierar även med **individstorlek och fiskart** (Nelson 1969, Nelson & Whicker 1969, Jefferies & Hewett 1971, Kolehmainen 1972, 1974, Hewett & Jefferies 1976, 1978).

Häsänen med flera (1968) studerade **utsöndringen** av Cs-137 från regnbåge. I temperaturområdet 7-20 °C kunde utsöndringen bäst förklaras med två på varandra följande förlopp, **ett snabbt och ett långsamt**. Således fann man t ex vid 15°C för 1-2 åriga fiskar att 34% av cesiet utsöndrades med en biologisk halveringstid av 5 dagar, medan

återstående 66% utsöndrades med halveringstiden 55 dagar. Vid en betydligt lägre temperatur, 4°C, kunde resultaten förklaras med endast ett långsamt förlopp med halveringstiden 150-230 dagar. Liknande resultat noterade Kevern (1966) och Kolehmainen (1972, 1974) vid motsvarande undersökningar på karp resp amerikanska solabborrar. Den långsammare utsöndringen vid lägre temperatur motsvarar vad som allmänt gäller för temperaturberoende fysiologiska processer.

Utsöndring via två eller fler delvis successiva förlopp har iakttagits vid utsöndringsstudier beträffande ett flertal organismer och ett antal olika nuklider. Den matematiska beskrivningen av utsöndringsförloppet brukar då beskrivas som ett förlopp med två eller flera "compartments". Emellertid torde det i allmänhet vara svårt att hänföra dessa processer till speciella organ eller organsystem (se t ex Jefferies & Hewett 1971, Pentreath 1973b). En övergripande diskussion om de olika nämnda parametrarnas betydelse för upptaget av Cs-137 i fisk, framför allt i rödspätta (*Pleuronectes platessa*), ges av Evans (1988b).

## Miljöns betydelse för upptaget av Cs-137 i fisk

Som inledningsvis påpekats så är bl a trofigraden och t ex vattnets halt av stabilt kalium av stor vikt för fiskens radiocesiumhalt.

Ökad eutrofiering kan bl a bidra till att minska fiskens upptag av cesium. Den ökade biomassan medför dels en allmän utspädning av tillgängligt cesium, dels binder en ökad mängd detritus cesium på ett för biota svårtillgängligt sätt (Kolehmainen 1972).

Pga kalium- och cesiumjonernas kemiska likhet förmår  $K^+$  i stor utsträckning ersätta  $Cs^+$  vid en mängd fysiologiska och kemiska processer, vilket medför att upptaget av cesium är mindre vid höga halter av kalium i vattnet (Hannerz 1966, Kolehmainen et al. 1967, 1968, Preston et al. 1967, Evans 1989). Därmed skulle man förmoda att en extra tillsats av kaliumsalter till en redan kontaminerad sjö kunde medföra en nedgång av halten radiocesium i fisk. Försök med mört (Evans 1989) som kontaminerats genom Tjernobyl-nedfallet samt därefter överförts till akvarier med sjövattnet innehållande extra tillsats av kaliumsalter (maximal tillsats 23 gång-

er den naturliga kaliumhalten) visade emellertid ingen ökad cesium-utsöndring under en försökstid av 240 dagar. Liknande negativa resultat har rapporterats av Andersson m fl (1991) i samband med studier av cesium-halten i abborre och gädda från norrländska skogssjöar. Någon nedgång av cesium-halterna som kunde hänföras till de extra kaliumgivor (tillsats av pottaska) som tillförts vissa av sjöarna kunde heller inte påvisas.

## Utförda insamlingar

Rutinmässiga insamlingar har genomförts under olika årstider fr.o.m oktober 1986 fram till oktober 1990 (Tabell 4). Från Blåsjön och Storsjouten fanns dessutom okontaminerade fiskprover från hösten 1985 och genom ortsbefolkningens tidiga engagemang erhöles öring och röding även från Björkvattnet så tidigt som den 9:e juni 1986. Från Hetögeln erhöles dels ett zooplanktonprov från 29:e juni, dels prover av kassodlad sk "Bågede"-öring från både den 9:e och 29:e juni, men även av vildfångad sik från 29:e juni 1986. Dessutom utnyttjades möjligheterna till materialinsamling i vissa sjöar i samband med Sötvattenslaboratoriets provfisken i området, och från Dunnervattnet-Långflyn-Gräsvattnet, Björkvattnet, Klumpvattnet-Grundvattnet och Storsjouten erhöles därför en tidig provtagningsomgång redan i augusti 1986. Under sommaren 1987 utvidgades tillfälligt serien av reglerade sjöar med Näsjön, och efter september 1988 avbröts insamlingen av prover från Grundvattnet-Klumpvattnet pga besparingsskäl. Under vintern 1989/1990 gjordes dock en begränsad insamling av vattenprover och röding från Kvarnbergsvattnet.

Sedimentprovtagningsprogrammet genomfördes vid minst 7 av provtagningsstillfällena under perioden 1986-1989. Efter 1986 utökades antalet proppar per omgång och sjö. Det översta skiktet av bottensediment (skikt 0-1 cm) insamlades med Willnerhämtare (diam. 64 mm) från 2-4 punkter i varje sjö. Under augusti 1986 genomfördes sedimentprovtagningen med Ekmanhuggare. Provtagningen skedde i alla sjöar i områden som ligger närmast utloppet. Provtagningsplatsernas läge i sjöarna framgår av Appendix 5. Vid två tillfällen togs längre sedimentproppar i Storsjouten för kontroll av cesium-skiktets djupfördelning. Under somrarna (juni-september) 1988-1990

var även **sedimentfällor** utplacerade under ca 50-120 dygn i flertalet av sjöarna. Fällorna bestod av 16 st rör (diam; 26 mm, höjd; 120 mm) fixerade en meter ovan botten.

Från varje sjö filtrerades i fält 30 liter vatten genom ett 0.45 µm membranfilter (diam 293 mm), och fem liter filtrerat vatten tillvaratogs för cesiumanalys. Under 1989 togs 5 liter "totalvatten" från samtliga sjöar och filtrerat endast från fyra av sjöarna (Ankarvattnet, Blåsjön, Dabbsjön, Storsjouten). Från tre av de djupare sjöarna insamlades också ett vattenprov om 5 liter från 30 meters djup för kontroll av eventuella föränd-

ringar av cesium-koncentrationerna med djupet. Under 1990 begränsades insamlingen till 10 liter vatten per sjö för totalanalys. Alla vattenprover för cesium-analys surgjordes med 5 ml konc HCl redan i fält. Separata vattenprover togs för analys av vattenkemiska parametrar varvid proverna för kväve-fosfor-analys konserverades i fält.

**Zooplankton**proverna insamlades med planktonhåv med 0.055-0.060 mm maska. **Större näringsorganismer** fångades med hjälp av durkslag, bottentrålning, sällning av botten sediment eller med speciella betade "amfipodburar". Framgången med insamling av olika bottenlevande

Tabell 4. Översikt av tidpunkter och omfattning av materialinsamling resp fisken i olika sjöar under 1986-1990.

Dates and types of collection of samples during 1986-1990.

ÅR (Y)	-----1986-----			-----1987-----			-----1988-----			-----1989-----			-----1990-----					
	MÅNAD (M)	6	7	8	10	11	12	4	5	8	9	10	4	5	6	7	8	9
SJÖ (LAKE)																		
Ankarvattnet			A		B	A	A	B	<u>A</u>	<u>A</u>	N	N	N	N	N	<u>N</u>	<u>I</u>	
Björkvattnet	N	A	C	N	A	A	A	C	N	<u>A</u>	<u>A</u>							G
Blåsjön			A		B	A	N	C	B	<u>A</u>	<u>A</u>	N	N	N	N	N	<u>G</u>	N
Dabbsjön			D		F	N	B	B	F	N	<u>N</u>	<u>F</u>	<u>B</u>					I
Dunnervattnet			A															
Grundvattnet		H	B	B	N	N	A	A	A	F	J	<u>A</u>						
Gräsvattnet			K															
Hetögeln	K																	
Kvarnbergsvattnet													N	L	N	N		
Långflyn			M															
Nåsjön							E											
Stalonjaure			B		C	N	A	B	A	J	N	<u>N</u>	<u>B</u>	<u>B</u>	<u>N</u>			<u>I</u>
Storsjouten		H	C	A		B	A	A	C	N	<u>N</u>	<u>C</u>	<u>A</u>					<u>G</u>

- A: Sediment + vatten + plankton + makrovertebrater + fisk  
 B: Sediment + vatten + plankton + fisk  
 C: Sediment + vatten + plankton + makrovertebrater  
 D: Vatten + plankton + makrovertebrater + fisk  
 E: Sediment + vatten + makrovertebrater  
 F: Sediment + vatten + plankton  
 G: Vatten + plankton + makrovertebrater  
 H: Plankton + makrovertebrater + fisk  
 I: Vatten + plankton  
 J: Vatten + fisk  
 K: Plankton + fisk  
 L: Vatten  
 M: Plankton  
 N: Fisk  
 ∴ Sedimentfällor

näringsdjur växlade dock kraftigt mellan sjöar och årstider, och för att försäkra oss om tillgång på olika näringsdjur för radiocesium-analys tillvaratogs även det sorterade **maginnehållet** från fisk under åren 1986 och 1987.

Med undantag av fisk insamlade genom egna provfisker med sk översiktsnät resp pelagisk trål i Björkvattnet resp Dunnervattnet-Gräsvattnet i augusti 1986, har fisk från övriga tidpunkter inköpts från lokala fiskare. Fisken har därför konsekvent varit av för sjöarna representativ storlek, men speglar även i hög grad de olika **redskapens selektion**. Sålunda utgör de fåtaliga rödingarna fångade med nät i den hårt reglerade Dabbsjön mycket stora snabbväxande individer medan t.ex rödingen från Dunnervattnet utgör en småvuxen pelagisk form fångad i trål. Endast i Stalonjaure och Storsjouten har fiskar i olika förutbestämda storleksgrupper beställts. Detta skedde under 1986 och 1987. Insamlingen av de köpta fiskarna har sommartid skett med **standardnät** medan fisk från vinterhalvåret (december - maj) insamlats med **pimpel**. I Grundvattnet har röding också fångats med hjälp av sk **norska rödingtinor**. I Grundvattnet och Dabbsjön erhöles dessutom fisk tillhörande andra arter, t ex abborre, sik och lake 1986. Även maginnehållet från dessa individer tillvaratogs för cesium-mätning. Muskelprover från dessa fiskarter har dock analyserats i mindre omfattning.

Under vinterhalvåret 1989-1990 (**oktober 1989 - juni 1990**) insamlades röding och i viss mån öring varannan månad från **Ankarvattnet och Blåsjön** för en utökad detaljstudie av den **årstidsvariation** som iakttagits i dessa bägge sjöar under tidigare år.

I Appendix 4 redovisas de individuellt mätta rödingarnas och öringarnas tillväxt (längd mot otolitålder) samt fiskarnas längd- och åldersfördelning för 9 av de undersökta sjösystemen.

Vid provtagningstillfället i **september 1988** kompletterades undersökningen även med insamling av **renlav (*Cladonia rangiferina*)** från de olika sjöarnas omgivande strandområden.

## Utförda analyser

Av det material som mätts har samtliga prover analyserats med avseende på gammastrålande nuklider d.v.s. **cesium-134, cesium-137 och kalium-40**. I ett mycket tidigt skede kunde även

mindre mängder av andra radionuklider, t ex **ruthenium-106, cerium-144, barium-140, jod-131, tellur-132, niob-95 och silver-110m** påvisas i t ex zooplankton och ytsediment.

De i fält filtrerade vattenproven på 5 liter indunstades till 1 liter som sedan mättes i **Mari-nelli-geometri**. Membranfiltren fuktades med alkohol innan de klipptes sönder i småbitar för att motsvara en förhållandevis konstant geometri i de absolutkalibrerade analysburkarna på 60 ml. Prover på näringsorganismer och sediment frystorkades och maldes innan cesiumanalysen.

Av insamlade fiskar från 1986, 1988, 1989 och 1990 har samtliga provtagits och majoriteten analyserats **individuellt** med avseende på längd, vikt, kön, könsmognad, ålder, maginnehåll, samt Cs-134, Cs-137 och K-40. Provprepareringen för dessa individuella analyser har varit mycket tidskrävande, och har genomförts i avsikt att nå kunskap om vilka eventuella biologiska parametrar som är korrelerade med de individuella halterna av Cs-137. Merparten av fisken från insamlingsomgångarna under 1987 har analyserats som storleksgrupperade **samlingsprov**. Detta har dock skett på ett sådant sätt att möjlighet till individuell mätning i ett senare skede inte spolerats. För röding insamlad i Blåsjön under tre olika årstider 1987 kunde därför på nytt en kompletterande individuell analys ske senare under 1991.

Koncentrationen av cesium i fisk har för 1986 och 1987 bestämts genom **gamma-analys** av **frystorkat muskelprov** bakom 10 cm blyskydd och angivits i Bq/kg torrsvikt. Sedan 1988 har fiskproverna analyserats som **färskt material**. För analyserade röding- och öringprover är förhållandet torrsvikt/färskvik i genomsnitt **0.22** (Appendix 3).

Gammaanalysen har utförts via absolutkalibrerade geometrier med **Ge/GeLi-detektorer** (ca 90 cc, 2 keV FWHM vid 1.33 MeV), som kopplats till **mångkanalanalyser med 4096 kanaler**. Det statistiska mätfelet för Cs-137 har i de flesta fall hållits **under 3%**. Detektionsgränsen är beroende av både mättid och provmängd (detectionsgränsen sjunker med ökad vikt och mättid). Exempelvis blir detectionsgränsen för Cs-137 för ett fiskprov med torrsvikten 5 g ca 160 Bq/kg t.v. med en timmes mättid. För små provmängder (t ex bottendjur; torrsvikt ca 0.25 g och mättid omkring 15 timmar) är detectionsgränsen omkring 400 Bq/kg t.v..

Genom den relativt korta mättiden för fiskprov (ca 1 timme) blir bestämningen av **K-40 i fiskmuskel osäker**. Koncentrationen av K-40 är relativt låg jämfört med Cs-137 och ger därmed förhållandevis dålig mätnoggrannhet. Dessutom innehåller även bakgrundsspektrat K-40 vilket ytterligare ökar osäkerheten. För mer ingående analys av kaliums betydelse för fiskens koncentration av cesium bör kalium bestämmas noggrannare, antingen som K-40 genom avsevärt längre mättid, eller genom kompletterande analys av stabilt kalium i fiskmuskel.

Totalt har ca **2300 analyser** avseende radionukliderna Cs-137, Cs-134 och K-40 utförts inom projektet.

Fiskarnas ålder har analyserats med hjälp av deras **otoliter** (hörselstenar) under mikroskop

(40X). Även **maganalyserna** har utförts under lupp, och de mest betydelsefulla födoorganismerna har art- eller släktbestämts. Magens fyllnadsgrad har bedömts enligt en 10-gradig skala och de olika näringsdjurens relativa andel i procent har uppskattats. För att i analysen kompensera skillnaderna mellan nästan tomma och helfyllda magar har de respektive födoorganismernas volymsandel korrigerats med den skattade fyllnadsgraden. För att ytterligare förstärka informationen om olika fiskpopulationers dominerande näringsval har frekvensen av vissa indikatorparasiter som t ex *Diphyllobothrium* spp. noterats.

Data har behandlats med hjälp av LOTUS 1-2-3 (2), SUPERCALC (5.0) resp QUATTRO PRO (1.0), och de statistiska analyserna har utförts med STATGRAPHIC (2.6).

## RESULTAT OCH DISKUSSION

### Deposition av Cs-137 i avrinningsområdet

Radioaktivt cesium från reaktorhaveriet i Tjernobyli har tillförts rödingsjöarna dels direkt via nederbörden över **isarna** 1986, dels indirekt via bäckar från omgivande fjäll och skogsland inom resp **avrinningsområde** under de olika åren efter olyckan. Mängden av det totala lokala nedfallet av Cs-137 i avrinningsområdet kan uppskattas på olika sätt beroende på vilken typ av mätningar som utförts, men även beroende på hur avrinningsområdets perifera delar behandlas.

Under maj-september 1986 utförde SGAB en detaljerad **flygkartering** av markbeläggningen (Figur 1). Utifrån kartor baserade på dessa mätningar, har medelaktiviteten i sjöarnas totala avrinningsområden beräknats. Även medelaktiviteten för de absoluta närområdena (område 1 definierat av Nilsson et al. (1987), se även Appendix 1) har beräknats. Dessutom har Cs-137-halten i renlav insamlad längs sjöarnas stränder i samband med provtagningsomgången i augusti-september 1988 mätts. Genom att omvandla koncentrationen i renlav till aktivitet per ytenhet erhöles ett relativt mått på depositionen som kunde jämföras med SGAB:s flygkartering (Tabell 5).

Högst deposition enligt de flesta mätningar hade Ankarvattnet; ca 34,400 Bq/m<sup>2</sup> i hela avrinningsområdet och ca 50,000 Bq/m<sup>2</sup> inom det definierade närområde 1 enl SGAB:s mätningar. Genom stora skillnader i avrinningsområdenas storlek blev den totala mängden deponerat Cs-137 i avrinningsområdena mycket olika för sjöarna. Den teoretiskt tillgängliga mängden i Ankarvattnets omgivning blev därför betydligt mindre än för de båda magasinerna Blåsjön och Dabbsjön, men nådde dock samma storleksordning som den reglerade Storsjouten. Lägst deposition uppmättes inom Grundvattnet-Klumpvattnets avrinningsområde, 12,800 Bq/m<sup>2</sup>. **I genomsnitt har nedfallet över de sju olika undersökta sjöarnas avrinningsområden varit 25.5±6.5 kBq/m<sup>2</sup>.**

Med utgångspunkt från depositionen i närområde 1 har den direkta depositionen av radioaktivt cesium på de olika sjöarnas isar under våren 1986 beräknats (Tabell 5). Denna **direkta totaldeposition varierade mellan 35 och 1,140 GBq Cs-137**, vilket utgör mellan en och tio procent av den totala depositionen i resp avrinningsområden.

Renlav anses generellt vara en bra indikator-organism för Cs-137 och har sedan 1960-talet använts vid kartering av "fallout" från atmosfä-

Tabell 5. Depositionen av Cs-137 i avrinningsområdena beräknad på olika sätt för respektive sjöar. Medelvärdena för markbeläggningen av Cs-137 i det totala avrinningsområdet samt inom närområde 1 har beräknats utifrån SGAB:s flygmätningar (Figur 1). Dessutom anges koncentrationen av Cs-137 i renlav (*Cladonia rangiferina*) från sjöarnas närmaste omgivning 1988.

Concentrations and depositions of Cs-137 in the total catchment area, at a closer range, and directly on the various lakes, based on the levels given in Fig. 1 for 1986. The levels estimated from concentrations in the lichen (*Cladonia rangifera*) sampled around the lakes in 1988 are also given.

	AVRINNINGSOMRÅDET			TOTALT 1986 Bq 10 <sup>8</sup> NÄR O.	SJÖN TOTALT 1986 Bq 10 <sup>8</sup> SJÖN	RENHAV	
	MEDELV. 1986 kBq/m <sup>2</sup> TOT OMR	MEDELV. 1986 kBq/m <sup>2</sup> NÄROMR	TOTALT 1986 Bq 10 <sup>8</sup> TOT O.			1988 kBq/kg	1988 kBq/m <sup>2</sup>
	CATCHMENT AREA				LAKE	LICHENS	
	MEAN TOT.R	MEAN CLOSE R	TOTAL TOT R	TOTAL CLOSE R	TOTAL	kBq/kg d.w.	kBq/m <sup>2</sup>
Ankarvattnet	34.4	50.0	148,000	23,000	4,700	26.1	7.9
Björkvattnet	26.3	29.2	8,000	2,000	700	-	-
Grundvattnet	12.8	20.3	36,000	4,000	830	12.0	2.6
Stalonjaure	21.9	35.0	44,000	2,000	350	18.3	7.6
Blåsjön	28.1	26.6	271,000	51,000	11,400	21.9	5.8
Dabbsjön	31.1	23.9	268,000	38,000	4,600	6.8	2.5
Storsjouten	24.1	25.8	151,000	31,000	8,000	17.6	5.3
medelv, mean	25.5	30.1					5.3
std	6.5	9.9					2.3

riska atombombsprov och olika kärnladdnings-explosioner. I denna undersökning registrerades ett samband mellan halterna av Cs-137 i renlav mänt per m<sup>2</sup> och koncentrationen av Cs-137 i de olika fjällsjöarnas närområden enl SGAB ( $r^2=0.69$ ,  $p=0.04$ ,  $n=6$ ). Analysresultaten för renlavsproverna 1988 utgör dock **endast 10-20% av värdena från SGAB:s flygkartering från 1986**. Nedfallet från Tjernobyl var ojämnt fördelat och det har klart visats, i denna såväl som i andra undersökningar, att depositionen för närliggande platser kan vara mycket olika. Renlaven är dessutom plockad under 1988 och har sedan 1986 utsatts för nötning, erosion och eventuellt också betning, vilket skulle bidra till lägre värden. Vid ett par lokaler har laven plockats på stenar och upphöjningar i markytan som är mer utsatta för slitage av detta slag. En annan förklaring kan vara att

det cesium som lagrats i själva markskiktets översta del ej medtagits i lavproverna men registrerats vid flygkarteringen. Det förelåg vidare stora svårigheter att uppskatta hur stor markyta laven reellt täckte vid de olika provtagningsplatserna.

Nuklidnedfallet kom via regn och snö och laven var i slutet av april 1986 i stor utsträckning snötäckt. Vid snösmältningen kan större delen av cesiummängden ha transporterats ned i marken och/eller bort genom en snabb avrinning. Hur stor andel som är fastlagd i markskiktet inom de olika fjällområdena är dock oklart.

Avrinningsområdets fysiska såväl som biologiska karaktär bör ha stor betydelse för i vilken utsträckning cesium transporteras ut till sjöarna. För en mer omfattande diskussion om betydelsen av olika ekologiska komponenter i ett

alpint nederbördsområde hänvisas till den grundliga studien av de kontaminerade bergen i Colorado under 1961-1964 där så höga årliga depositioner som 10 kBq/m<sup>2</sup> kunde uppmätas (Osburn 1967).

Andra parametrar som kan ge en uppfattning om storleksordningen av belastningen är koncentrationen av Cs-137 bundet till partiklar i tidiga vattenprover, koncentrationen av cesium i sedimenterande material från sk sedimentfällor i sjöarna, resp ackumuleringen av cesium i ytsediment. Dessa parametrar presenteras i de följande kapitlen.

## Vatten

I både det filtrerade ytvattnet och i filtret bestämdes halterna av Cs-137. Det avfiltrerade materialet antas till stor del utgöras av **växtplankton**, men också mindre zooplanktonformer samt fritt svävande organiska respektive oorganiska produkter. Aktiviteten i filtret relaterades till volymen filtrerat vatten och har angivits per m<sup>3</sup>. För samtliga utförda analyser av vattenprover uppmättes ett mycket starkt samband mellan halten Cs-137 i filtrerat vatten och Cs-137 i det avfiltrerade materialet ( $r^2=0.77$ ,  $p<0.001$ ,  $n=53$ ).

Generellt uppmättes tidigt under sommaren 1986 Cs-137-halter i vatten som **översteg 1 Bq/liter**, för att sedan hastigt avta under 1987. Under 1988 uppvisar de naturliga sjöarna en koncentration av ca 0.10 ±0.03 Bq/liter, medan de reglerade sjöarna hade betydligt högre halter; 0.23 ±0.08 Bq/liter. Under augusti 1989 har halterna i de naturliga sjöarna sjunkit till ca 0.07 Bq/l (0.07±0.02) medan halterna i de reglerade sjöarna fortfarande är högre och ligger strax ovanför 0.1 Bq/l (0.13 ±0.02) (Tabell 6, Figur 4, 5a-d). Resultaten antyder att magasinerna hade mer än dubbelt så höga radiocesium-halter i vattnet under 1986 till 1989 som de naturliga sjöarna.

Viss **säsongsvariation** har uppmätts men denna överskuggas under 1986-1987 av den generella tendensen till en **stadig minskning med åren**. Det är däremot möjligt att inomårsvariationer blivit mer uttalade under senare år. I en amerikansk reservoar uppmättes under 60- och 70-talen säsongsbundna höjningar av Cs-137 i vattnet, vilket kunde relateras till perioder av temperaturskiktning och syrebrist i hypolimnion

(Alberts et al. 1979). Comans med kollegor (1989) menade att Cs-137 kunde återmobiliseras till vattnet från syrefattiga ytsediment genom jonbyte med NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Det är dock knappast troligt att syrebrist uppstått i någon av de undersökta sjöarnas djupare vattenlager. Om syrebrist däremot uppträder i bottensediment är oklart.

Andelen partikulärt bundet Cs-137, mätt som den fraktion som fastnat på filtret, utgjorde under 1986 ca 20-40% av vattnets totala Cs-137 halt. Denna andel tenderade att minska under 1987 till 10-20% och var fr.o.m hösten 1988 mindre än 10%, utom i Ankarvattnet som både 1988 och 1989 innehöll de dubbla halterna. Troligen var en större andel av cesiet partikulärt bundet men till mindre partiklar som inte fastnar på filtret.

Under hösten 1990 hade cesiumkoncentrationen i totalvatten från alla sjöarna sjunkit till 0.03-0.09 Bq/l.

Inga samband mellan halterna av Cs-137 i vatten eller filter och medeldepositionen av Cs-137 i nederbördsområdena kunde noteras.

Finska undersökningar (Saxén & Aaltonen 1987, Saxén & Rantavaara 1987) antydde att **pulsen med cesium i fjällbäckarna passerade systemen mycket snabbt**. Detta har även noterats av Bergman och medarbetare (1988, 1991) som varje vecka under tiden 30/4 till 1/6 1986 gjorde cesiummätningar av vatten från en fjällbäck i Vindelälvens system. De rapporterade att ca 7-8 % av i avrinningsområdet deponerat cesium transporterades bort under **den första månaden**. Från Öreälven anges att ca 80 % av 1986 års totala transport av cesiumkontaminerade material skedde under ca 1 månad (dvs tiden från nedfallet fram till juni 1986)(Brydsten & Jansson 1989).

Vid tidiga mätningar i floden Pripyat, Tjernobylnreaktors vattentäkt, strax efter katastrofen uppskattades den totala beta-aktiviteten till orimliga 3.7×10<sup>38</sup> Bq/l, medan aktiviteten 2-3 månader senare i juli-augusti sjunkit till 3.7-37 Bq/l varav Cs-137 utgjorde **18.1 Bq/l** enligt Kuz'menko (1990). Den största förändringen beror säkert dels på en felaktig exponent och dels på den mycket stora andelen isotoper av tex jod-131, tellurium-132 och barium-140 som försvunnit pga sina korta halveringstider, men även på en nedströmstransport.



Ovanstående siffror illustrerar den oerhört snabba puls av radionuklider som passerade genom vattensystemen strax efter olyckan, vilken i Jämtlandsfjällen sammanföll med snösmältningen. Undersökningar i främst arktiska och subarktiska insjöar har visat hur vårfloden kan passera sjösystem via ett mycket tunt skikt (< 1 m) under isen utan att egentligen påverka djupare vattenlager (Schindler et al. 1974, Welch & Bergman 1985, se även Hammar 1989).

Hübel med flera (1989) kunde också konstatera att koncentrationen av Cs-137 i ytvattnet i syd-

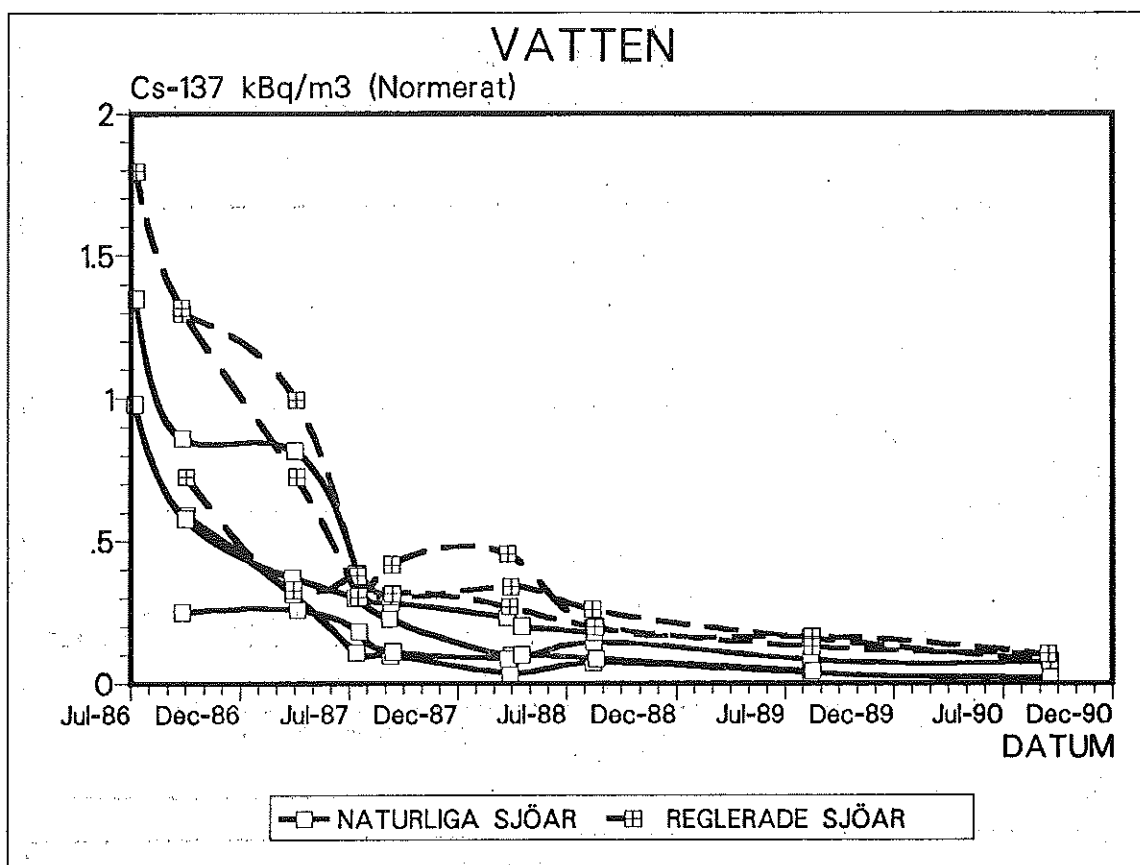
tyska sjöar sjönk 10-faldigt redan efter två veckor från det att de högsta värdena uppmätts efter katastrofen i Tjernobyli, för att sedan ligga kvar på en relativt stabil nivå. Processen beskrevs med en modell med två "compartments" bestående av snabbt sjunkande halter av Cs-137 i ytvatten resp först ökande och senare mer stabila halter av Cs-137 bundet tillsuspenderade partiklar.

I våra undersökningar togs vattenproverna under perioden 1986-1990 genomgående strax under ytan. Vatten insamlat från 30 meters djup hösten 1989 visade högre värden än motsvarande

Tabell 6. Halterna av Cs-137 i filtrerat vatten, avfiltrerat material samt totalt för vattenprover från 8 fjällsjöar i Gäddedeområdet, norra Jämtland, under perioden augusti 1986 till september 1990.

Levels of Cs-137 in filtered water, filters and totally for samples of water collected at 9 occasions in 8 char lakes in the region of Gäddede, northern Jämtland, Sweden, August 1986 to September 1990.

	1986.08			1986.10			1987.04		
	Vatten Bq/m <sup>3</sup>	Filter Bq/m <sup>3</sup>	Totalt Bq/m <sup>3</sup>	Vatten Bq/m <sup>3</sup>	Filter Bq/m <sup>3</sup>	Totalt Bq/m <sup>3</sup>	Vatten Bq/m <sup>3</sup>	Filter Bq/m <sup>3</sup>	Totalt Bq/m <sup>3</sup>
Ankarvattnet	-	-	-	590	390	980	420	100	520
Björkvattnet	730	220	950	450	110	560	310	50	360
Dunnervattnet	190	120	310	-	-	-	-	-	-
Grundvattnet	640	270	910	460	120	580	490	60	550
Stalonjaure	-	-	-	180	110	290	260	40	300
Blåsjön	-	-	-	450	190	640	240	50	290
Dabbsjön	-	-	-	800	230	1030	660	130	790
Storsjouten	1100	440	1540	830	300	1130	510	110	620
	1987.08			1987.10			1988.04		
	Vatten Bq/m <sup>3</sup>	Filter Bq/m <sup>3</sup>	Totalt Bq/m <sup>3</sup>	Vatten Bq/m <sup>3</sup>	Filter Bq/m <sup>3</sup>	Totalt Bq/m <sup>3</sup>	Vatten Bq/m <sup>3</sup>	Filter Bq/m <sup>3</sup>	Totalt Bq/m <sup>3</sup>
Ankarvattnet	150	30	180	130	30	160	50	10	60
Björkvattnet	250	40	290	190	30	220	90	5	95
Grundvattnet	230	30	260	150	40	190	150	5	155
Nåsjön	399	58	457	-	-	-	-	-	-
Stalonjaure	170	40	210	110	20	130	90	10	100
Blåsjön	310	30	340	220	50	270	290	10	300
Dabbsjön	260	40	300	300	30	330	350	10	360
Storsjouten	230	30	260	240	30	270	220	10	230
	1988.08			1989.08			1990.09		
	Vatten Bq/m <sup>3</sup>	Filter Bq/m <sup>3</sup>	Totalt Bq/m <sup>3</sup>	Vatten Bq/m <sup>3</sup>	Filter Bq/m <sup>3</sup>	Totalt Bq/m <sup>3</sup>	Vatten Bq/m <sup>3</sup>	Filter Bq/m <sup>3</sup>	Totalt Bq/m <sup>3</sup>
Ankarvattnet	110	10	120	60	10	70	-	-	33
Björkvattnet	130	10	140	-	-	80	-	-	74
Grundvattnet	110	10	120	-	-	-	-	-	-
Stalonjaure	90	10	100	-	-	50	-	-	33
Blåsjön	220	10	230	130	10	140	-	-	69
Dabbsjön	150	10	160	120	10	130	-	-	80
Storsjouten	160	10	170	100	10	110	-	-	88



Figur 4. Koncentrationen av Cs-137 (kBq/m<sup>3</sup>) i ofiltrerade ytvattenprover från sju fjällsjöar i Gäddede-området 1986-1990. Halterna har normerats för skillnader mellan de olika avrinningsområdenas deposition av Cs-137 under 1986.

Concentrations of Cs-137 (kBq/m<sup>3</sup>) in unfiltered surface water samples from seven char lakes in the Gäddede region 1986-1990. The levels have been adjusted for differences in the deposition of Cs-137 in the catchment basins.

ytvatten i de två reglerade sjöarna Blåsjön och Storsjouten. Generellt var värdena från djupare vatten i dessa bägge magasin tre gånger högre än motsvarande resultat från det oreglerade Ankarvattnet (Tabell 7).

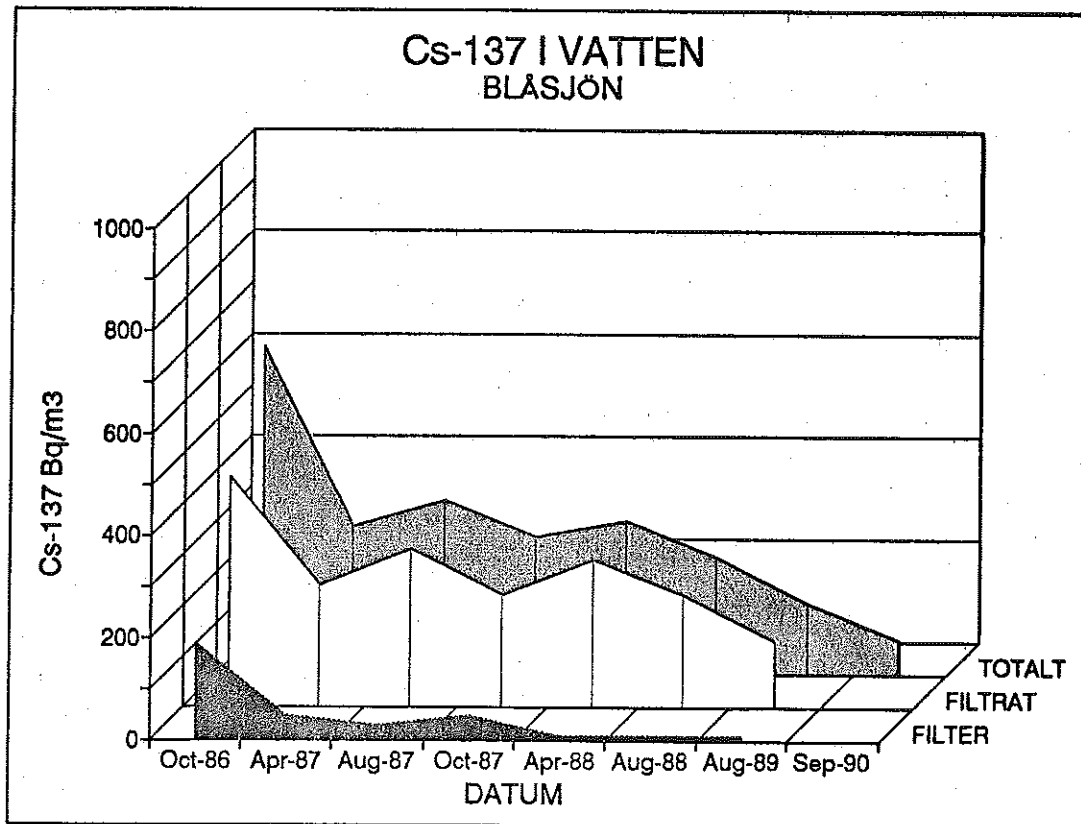
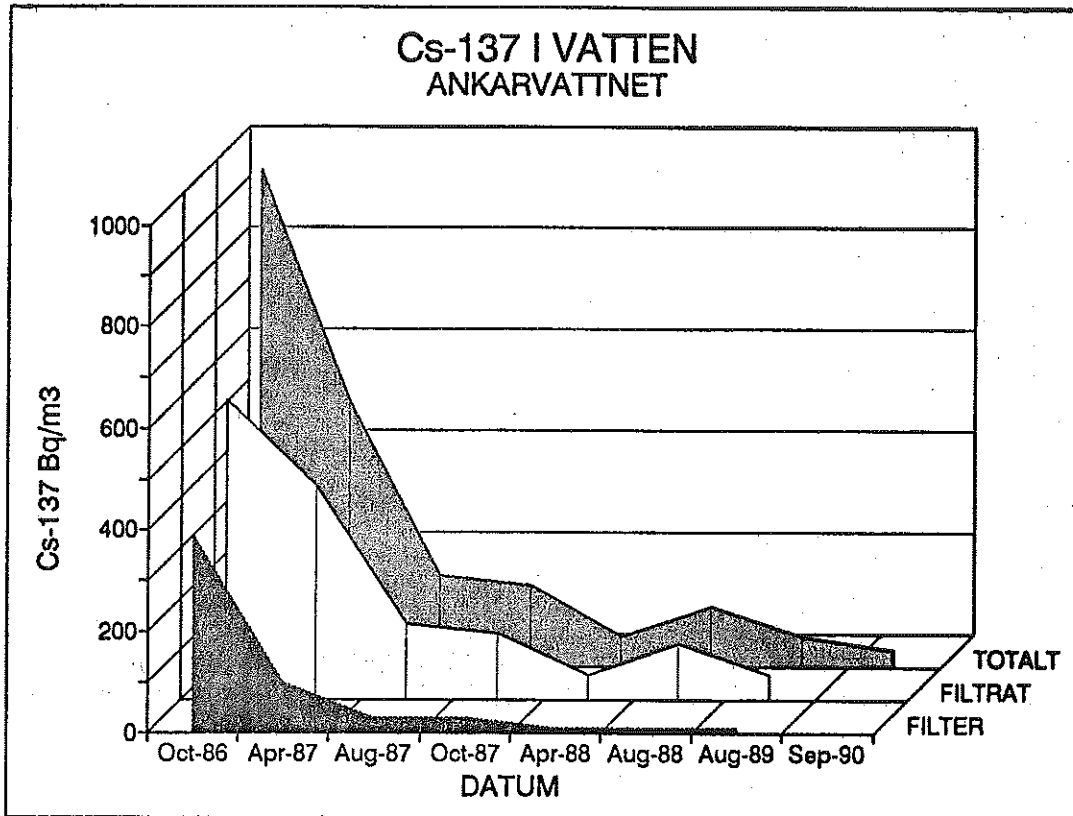
Med dessa beskrivna förutsättningar och resultat bör stora mängder radioaktivt cesium tidigt ha passerat genom många av de naturliga fjällsjöarna, medan **dämningen av vatten i de reglerade sjöarna i stället inneburit magasinering av mycket stora mängder radioaktivt cesium**. Under 1986 var regleringsdammarna redan stängda när olyckan inträffade, och merparten av det vatten som dränerade fjällen i övre Faxälven, övre Fjällsjöälven samt övre Saxälven i samband med vårfloden bör ha fyllt Blåsjöns, Storsjoutens, resp Dabbsjöns magasin.

I brittiska sjöar förklarades den mycket snabba utpassagen av Tjernobyl-cesium genom systemen ha minimerat sedimenteringen av Cs-137 (se t ex. Bonnett & Appleby 1991).

### Sedimenterande material (detritus)

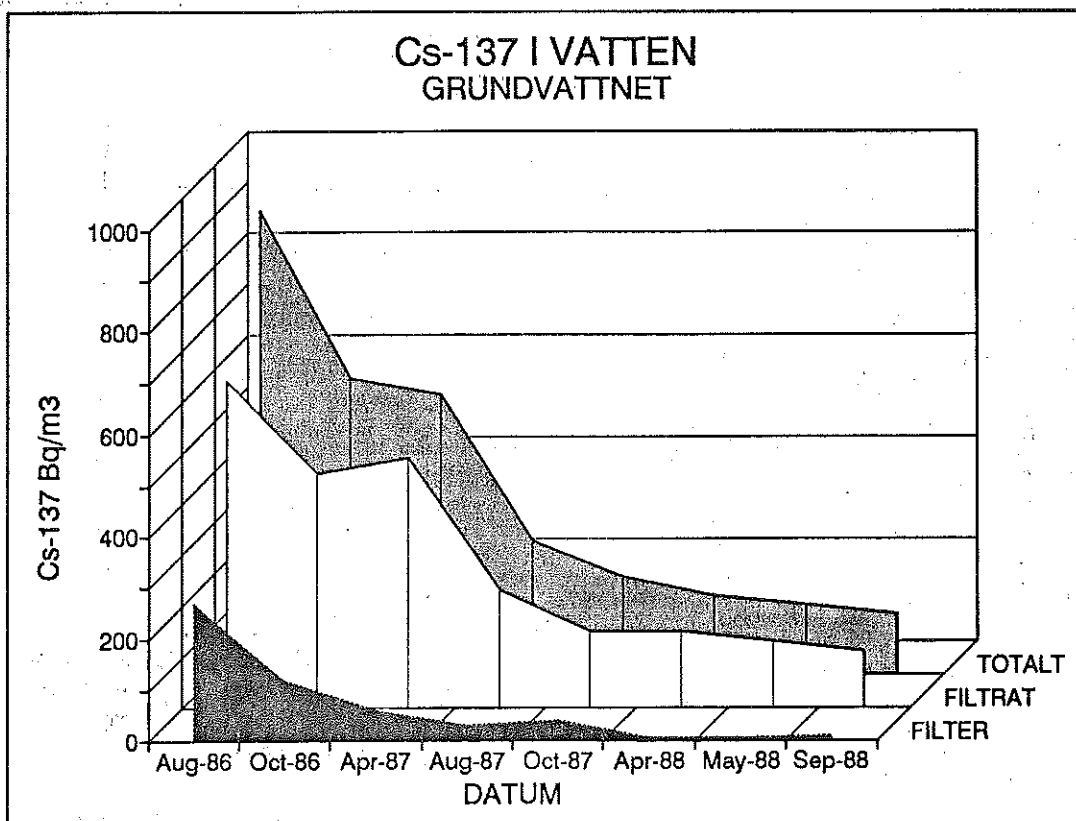
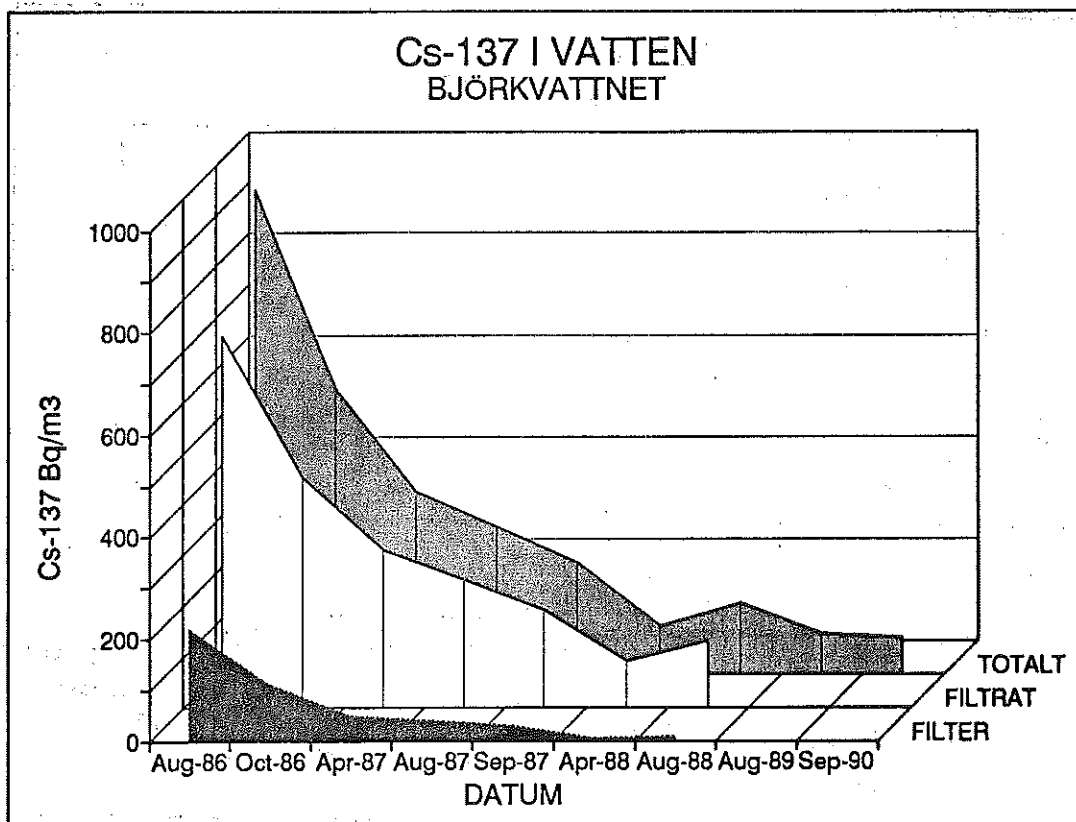
Sedimenteringen av partikulärt material, men även den direkta bindningen till ytsediment från vatten är två viktiga mekanismer i transporten av olika radionuklider från vattenfasen till sedimentfasen. När det gäller radioaktivt cesium menade dock Hesslein m fl (1980) att den senare transportvägen var av liten betydelse. Tidiga undersökningar visade att **Cs-137 binds hårt till detritus** (Williams 1960). I fjällsjöundersökningen kompletterar därför analysresultaten från det sedimenterande material som insamlades med hjälp av sk **sediment-fällor under 1988-1990** bedömningen av tillförseln av partikelbundet cesium till sjöarna (Tabell 8, Appendix 6).

Koncentrationen av Cs-137 i sedimentfällorna från Ankarvattnet visade genomgående högst värden, medan halterna i Stalonjaure och Grundvattnet var lägst. Anmärkningsvärt är också de genomgående låga halterna av organiskt material



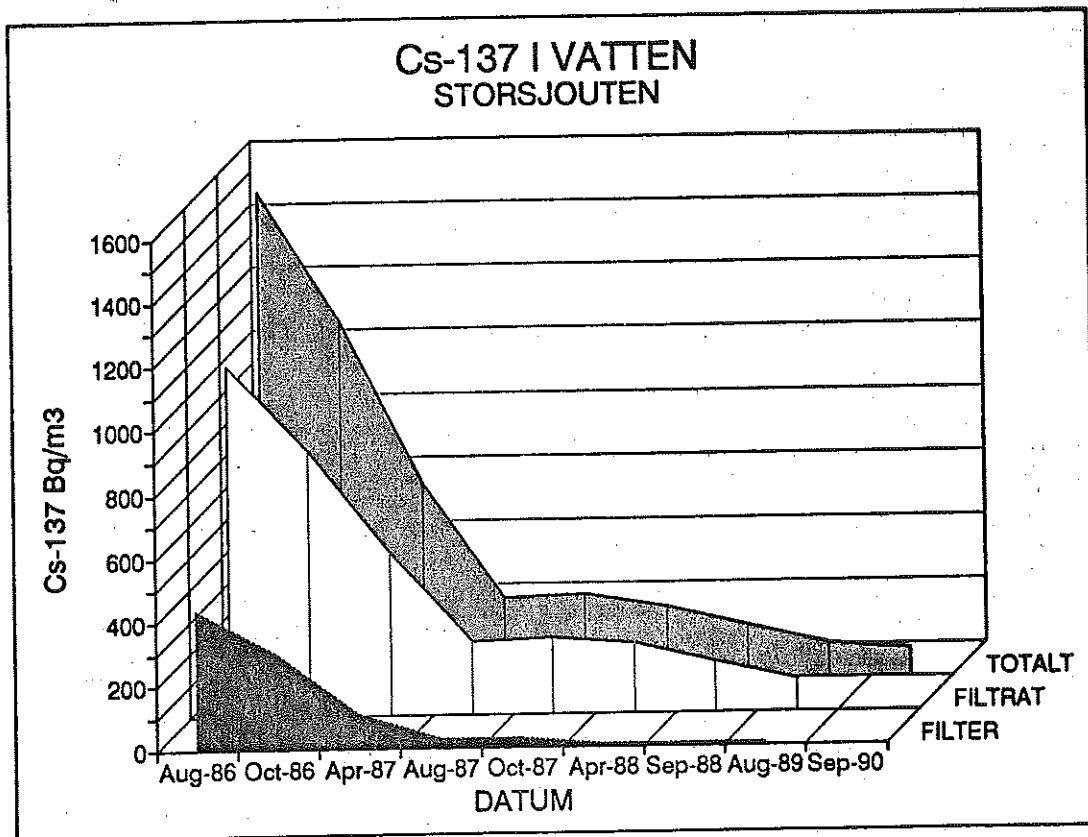
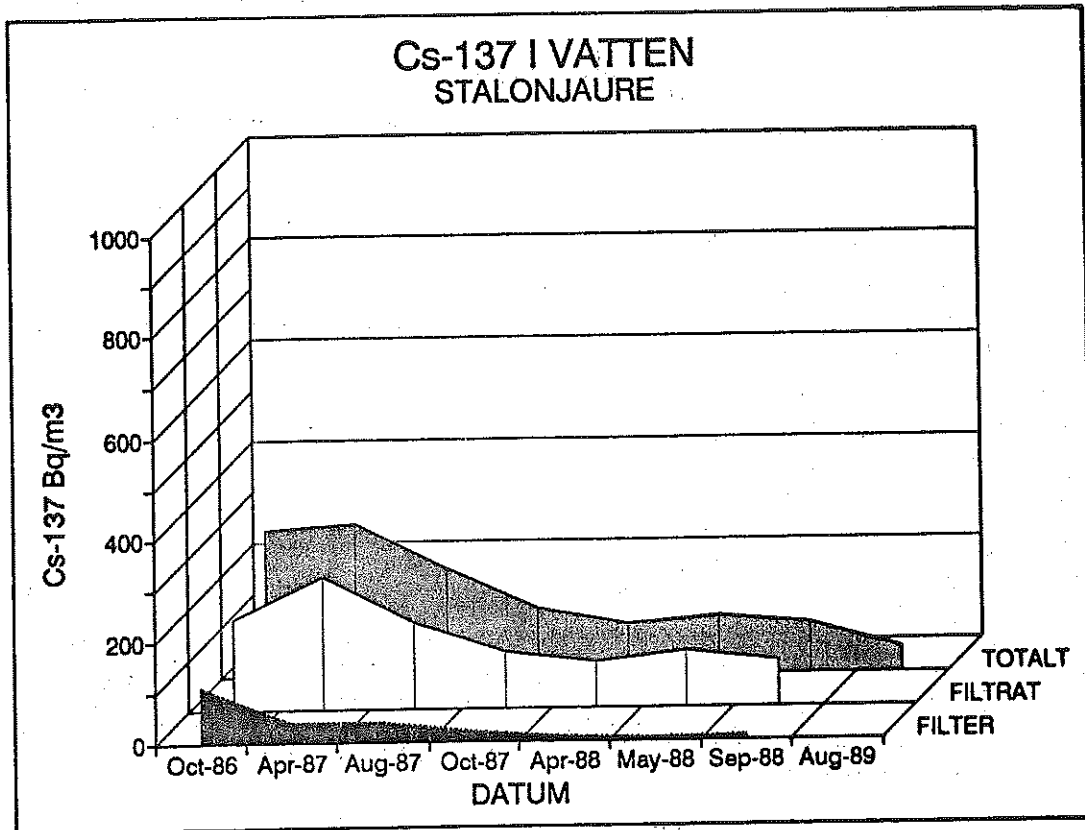
Figur 5a. Koncentrationen av löst, partikulärt och totalt Cs-137 (Bq/m<sup>3</sup>) i ytvattenprover från olika fjällsjöar i Gäddede-området 1986-1990.

Dissolved, particulate and total levels of Cs-137 (Bq/m<sup>3</sup>) in surface water samples from various char lakes in the Gäddede region, 1986-1990.



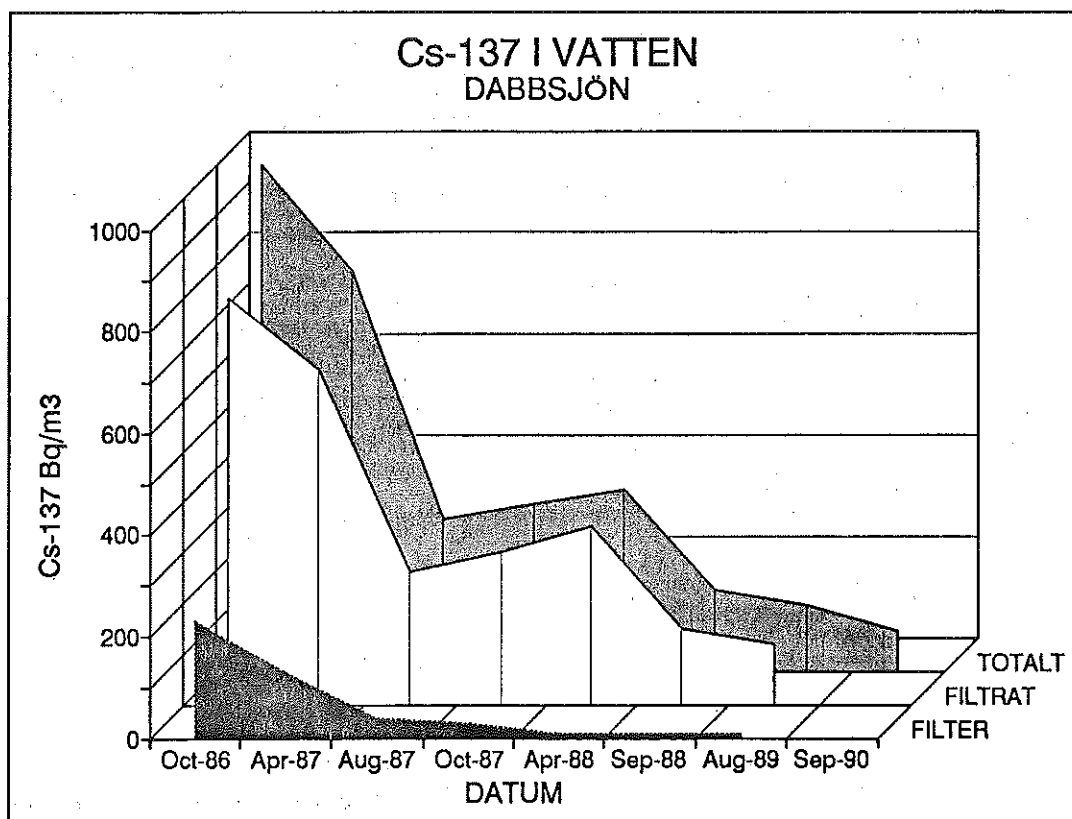
Figur 5b. Koncentrationen av löst, partikulärt och totalt Cs-137 (Bq/m<sup>3</sup>) i ytvattenprover från olika fjällsjöar i Gäddede-området 1986-1990.

Dissolved, particulate and total levels of Cs-137 (Bq/m<sup>3</sup>) in surface water samples from various char lakes in the Gäddede region, 1986-1990.



Figur 5c. Koncentrationen av löst, partikulärt och totalt Cs-137 (Bq/m<sup>3</sup>) i ytvattenprover från olika fjällsjöar i Gäddede-området 1986-1990.

Dissolved, particulate and total levels of Cs-137 (Bq/m<sup>3</sup>) in surface water samples from various char lakes in the Gäddede region, 1986-1990.



Figur 5d. Koncentrationen av löst, partikulärt och totalt Cs-137 (Bq/m<sup>3</sup>) i ytvattenprover från olika fjällsjöar i Gäddede-området 1986-1990.

Dissolved, particulate and total levels of Cs-137 (Bq/m<sup>3</sup>) in surface water samples from various char lakes in the Gäddede region, 1986-1990.

Tabell 7. Halterna av Cs-137 (Bq/l ± sd%) i vatten från ytan resp 30 meters djup i fyra fjällsjöar under augusti 1989.

Levels of Cs-137 (Bq/l ± std%) in water samples from surface and 30 meters depth in four lakes, August 1989

	YTVATTEN FILTER	YTVATTEN FILTRAT	SUMMA FILTER + FILTRAT	YTVATTEN TOTALPROV	DJUPVATTEN TOTALPROV
	SURFACE FILTER	SURFACE FILTERED	SUM OF FILTER + FILTERED	SURFACE TOTAL MEASUREMENT	DEEP WATER TOTAL MEASUREMENT
Ankarvattnet	0.012 ± 8	0.047 ± 13	0.059 ± 15	0.067 ± 7	0.048 ± 11
Blåsjön	0.011 ± 5	0.130 ± 5	0.141 ± 7	0.118 ± 6	0.146 ± 5
Dabbsjön	0.008 ± 35	0.121 ± 5	0.129 ± 35	0.122 ± 5	-
Storsjouten	0.011 ± 23	0.103 ± 7	0.114 ± 24	0.113 ± 4	0.145 ± 5

i sedimentfällorna från Blåsjön, 11.0-27.2% (=17.4%). Möjligen kan detta bero på att sedimentfällorna placerats i Lilla Blåsjön, nedströms de områden norrut i Stora Blåsjön där den mest omfattande sedimenteringen förmodas ha skett.

För övriga sjöar utgjorde glödförlusten i genomsnitt 38.6%, av vilka halterna i Storsjouten genomgående var högst.

I Ankarvattnet (1988) och Stalonjaure (1988, 1989) registrerades koncentrationer av K-40 som

Tabell 8. Koncentrationen av Cs-137 mätt per kg torr vikt samt glödförlusten (%) i sedimenterande material som insamlats i sk sedimentfällor. Den procentuella glödförlusten utgör ett mått på mängden organiskt material i det undersökta provet.

Levels of Cs-137 (Bq/kg d.w.) and % organic content (GF) of suspended matter collected in sediment traps.

SJÖ	1988		1989		1990	
	Bq/kg (t.v.)	GF %	Bq/kg (t.v.)	GF %	Bq/kg (t.v.)	GF %
Ankarvattnet	30,700	39.6	23,900	27.0	30,700	27.1
Björkvattnet	15,500	38.4	11,400	40.5	-	-
Grundvattnet	12,700	48.1	-	-	-	-
Stalonjaure	9,600	41.9	8,700	38.9	8,000	36.1
Blåsjön	20,400	27.2	17,300	14.0	16,200	11.0
Dabbsjön	22,900	27.8	14,500	30.1	14,100	30.7
Storsjouten	23,400	54.2	14,500	49.8	17,200	49.0

översteg halterna av Cs-137. Detta kan möjligen bero på ett speciellt stort inslag av växtdeklar i sedimentfällorna, eftersom kalium generellt är en betydande beståndsdel i växter. Genom att om-

vandla koncentrationen i sedimentfällornas material till aktivitet per ytenhet erhålls ett relativt mått på depositionen som kan ställas i relation till depositionen i avrinningsområdet (Tabell 9).

Tabell 9. Sjöarnas dagliga depositionen av Cs-137 beräknat via aktivitet per ytenhet av sedimenterande material. För jämförelse har även koncentrationen av Cs-137 i avrinningsområdet under 1986 enligt SGAB:S flygkartering angivits.

Daily deposition of Cs-137 as Bq/m<sup>2</sup> measured in sediment traps. For comparison the concentrations of Cs-137 in the catchment area recorded in 1986 has also been added from Table 5.

	EN METER OVANFÖR BOTTEN SEDIMENTERANDE MATERIAL			I AVRINNINGSSOMRÅDET	
	1988 Bq/m <sup>2</sup> *d	1989 Bq/m <sup>2</sup> *d	1990 Bq/m <sup>2</sup> *d	TOTALT 1986 Bq/m <sup>2</sup>	NÄROMR.1 1986 Bq/m <sup>2</sup>
	ONE METER ABOVE THE BOTTOM SUSPENDED MATTER IN TRAPS			IN THE CATCHMENT AREA	
	1988	1989	1990	TOTALLY	CLOSE RANGE
Ankarvattnet	3.7	5.6	13.2	34,400	50,000
Björkvattnet	4.6	3.3	-	26,300	29,200
Grundvattnet	1.7	-	-	12,800	20,300
Stalonjaure	1.0	1.2	1.2	21,900	35,000
Blåsjön	5.2	10.6	22.0	28,100	26,600
Dabbsjön	14.8	8.5	9.1	31,100	23,900
Storsjouten	5.4	5.5	6.4*)	24,100	25,800

\*) Troligen underskattat eftersom provet skadats under hemtransporten.  
May be underestimated due to damage to this sample during the transport.

Belastningen (Bq/m<sup>2</sup> × dygn) via sedimentterande material var, relativt sett, **hög för de reglerade sjöarna**. Detta kan möjligen bero på att det fortfarande pågår en omfattande erosion från kontaminerade strandområden i samband med vårfloden. Samtidigt hade de naturliga sjöarna Björkvattnet, Grundvattnet och Stalonjaure de lägsta värdena, medan Ankarvattnet intog en mellanställning. ISGAB:s kartering framstod också Ankarvattnet, Blåsjön och Dabbsjön som de mest belastade sjöarna.

Medan det årliga tillskottet till sjöns belastning mätt via sedimentfällor legat relativt konstant under 1988-1990 i Dabbsjön, Stalonjaure och Storsjouten så har värdena i Ankarvattnet och Blåsjön ökat mycket kraftigt under senare år. Om mängden Cs-137 i sedimentfällorna mätt per dygn och ytenhet betraktas som representativt för hela året kan även andelen Cs-137 av det totala nedfallet inom avrinningsområdet beräknas (Tabell 10).

Detta årliga tillskott av Cs-137 under 1988, 1989 och 1990 mätt via sedimentfällor utgjorde **en mycket liten del av den mängd som deponerades i de olika sjöarnas avrinningsområden**

**under 1986**. I genomsnitt har den årliga tillförseln under 1988-1990 i de naturliga sjöarna endast utgjort ca 0.16 % av det totala nedfallet i avrinningsområdet medan tillförseln till de reglerade sjöarna varit 2-4 gånger större, dvs 0.37-0.66 %.

Vid analyser av Cs-137 i sedimentfällor under 1985 från Lake St. Clair, en del av de stora **sjöarna mellan USA och Canada**, fann man en årlig variation i koncentrationen beroende på om partiklarna härrörde från inflöde (vilket gav högre halter) eller resuspenderat bottensediment (Robbins et al. 1990). Det är mycket troligt att det även råder stora årliga variationer i sedimenteringsmängder i fjällsjöarna, men att situationen efter Tjernobyli-katastrofen medfört att den eventuella tillförseln av resuspenderat ytsediment till sedimentfällorna borde ha höjt koncentrationen av Cs-137.

I studier av Håkanson m fl (1988, 1989) har också sedimentterande material från ett flertal **sjöar i Gävleborgs- och Västernorrlands län** analyserats med avseende på Cs-137 under åren 1986-1989. I dessa sjöar har halterna sjunkit med åren. Koncentrationen i sedimentterande material

Tabell 10. Den teoretiskt beräknade totala mängden Cs-137 deponerat i sjöarnas totala avrinningsområden resp närområde, samt den till sjöarna årligen tillförda mängden Cs-137 uppmätt via sediment fällor. Inom parentes har tillskottets andel av det totala nedfallet inom hela avrinningsområdet under 1986 angivits (%).

Estimated total deposition of Cs-137 in the whole catchment basins and within a defined close range, and the yearly increment of particulate Cs-137 in the lakes with percentage of total deposition of Cs-137 in the catchment area given within brackets.

	AVRINNINGSOMRÅDET		ENLIGT SEDIMENTFÄLLOR I SJÖARNA		
	HELA OMR. Bq 10 <sup>9</sup>	NÄROMR. Bq 10 <sup>9</sup>	1988 Bq 10 <sup>9</sup>	1989 Bq 10 <sup>9</sup>	1990 Bq 10 <sup>9</sup>
	CATCHMENT AREA		IN SEDIMENT TRAPS IN THE LAKES		
	TOTAL	CLOSE R.	1988	1989	1990
Ankarvattnet	14,800	2,300	12.7 (0.09)	19.2 (0.13)	45.3 (0.31)
Björkvattnet	800	200	4.0 (0.49)	2.9 (0.35)	-
Grundvattnet	3,600	400	2.5 (0.07)	-	-
Stalonjaure	4,400	200	0.37(0.01)	0.44(0.01)	0.44(0.01)
medelvärden (means)			0.17	0.16	0.16
Blåsjön	27,100	5,100	81.6 (0.30)	166.4 (0.61)	345.3 (1.27)
Dabbsjön	26,800	3,800	104.3 (0.39)	59.9 (0.22)	64.1 (0.24)
Storsjouten	15,100	3,100	61.1 (0.41)	62.2 (0.41)	72.4 (0.48)
medelvärden (means)			0.37	0.41	0.66



från 1987 nådde värden på 3-60 % ( $\bar{x}=20\%$ ) av 1986 års värden. Koncentrationen i det sedimentterande materialet från 1988 och 1989 var i genomsnitt endast 15% av koncentrationen 1986. Under 1988 varierade koncentrationen i sedimenterat material från de 41 olika sjöarna mellan 100 - 35,000 Bq/kg t.v. och 1989 mellan 300 - 22,000 Bq/kg t.v.

Olika korrelationsberäkningar har genomförts för belastningen i omgivande terräng, uttryckt på något av ovan nämnda sätt, och halterna av Cs-137 i vatten, filter och sedimentfällor. Inga klara samband kunde urskiljas mellan halterna av Cs-137 i vatten och sedimentfällor. Signifikanta samband erhöles däremot mellan medelaktiviteten (kBq/m<sup>2</sup>) för hela avrinningsområdet 1986 och koncentrationen mätt som Bq/kg resp Bq/m<sup>2</sup> × dygn av sedimentterande material under 1988-1990 ( $r^2=0.47$ ,  $p=0.002$ ,  $n=18$ , resp  $r^2=0.24$ ,  $p=0.038$ ,  $n=18$ ). Sambanden mellan koncentrationerna i sedimentterande material och sjöns närområde var mindre tydliga, vilket är anmärkningsvärt. Som tidigare nämnts så var koncentrationen av Cs-137 i renlav mätt per ytenhet under 1988 korrelerad med koncentrationen av Cs-137 i avrinningsområdets närområde 1 under 1986.

## Bottensediment

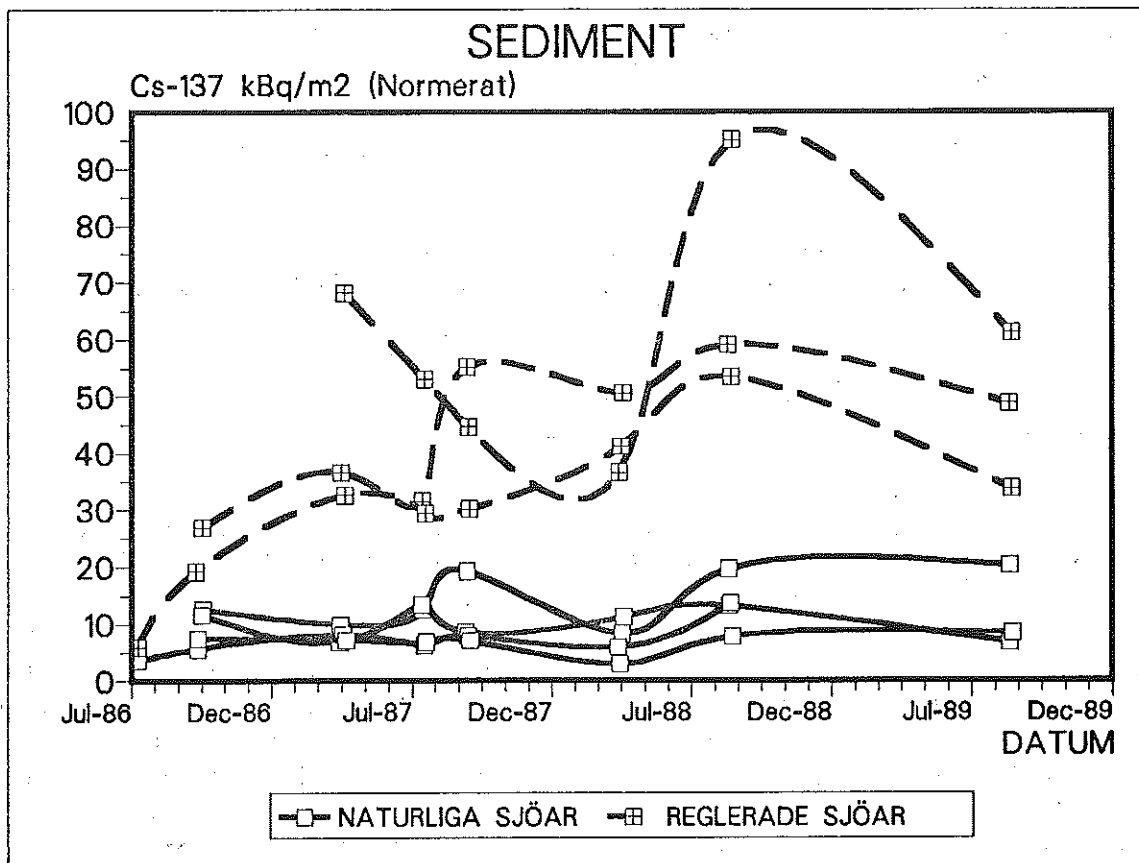
Förutom Cs-137, Cs-134 och K-40 har i ytsedimentproverna även Ag-110m påvisats. Detta stämmer väl överens med den allmänna erfarenheten av att Ag-110m har stark affinitet till partikulärt material. Förutom radionuklidanalys har också **täthet, torrsustanshalt samt askhalt** bestämts för varje sedimentprov. Eftersom det föreligger mycket **stora lokala variationer** i belastningen på sjöbotten och exakt position är svår att bestämma vid provtagningen uppstår vissa svårigheter vid utvärderingen av resultaten (Appendix 5, 6).

Generellt fördubblades Cs-137-halten i sedimentens ytskikt från oktober 1986 till oktober 1987 (Figur 6, Tabell 11, Appendix 6). **Ökningen i de reglerade sjöarna skedde betydligt snabbare än i de oreglerade sjöarna.** Sediment i de reglerade sjöarna Dabbsjön och Storsjouten hade redan 1987 nått nivåer på över 40,000 Bq/kg t.v., medan den reglerade Blåsjön dock var mer jämförbar med de naturliga fjällsjöarnas halter. I april

1988 visade koncentrationen för flera sjöar lägre värden än tidigare medan den påföljande provtagningen i september 1988 återigen gav höga värden, framför allt i Storsjouten och Dabbsjömagasinet som nådde **medelvärden på 125,000 resp 111,000 Bq/kg t.v.** Ytsediment från fyra av de övriga sjöarna mätte som högst ca 12,000 Bq/kg, medan cesiumhalterna i Ankarvattnets sediment nådde upp till 22,000 Bq/kg t.v. Samtliga sjöar gav dock minskade värden vid provtagningen i augusti 1989, vilket möjligen antyder att skiktet med cesium från Tjernobyl börjat överlagras av nytt sediment. Kontroll av djupfördelningen av Cs-137 i två längre proppar från Storsjouten visade att allt nedfall från olyckan i Tjernobyl fanns fördelat inom **det översta skiktet av 10 mm under våren 1987.**

Att halten radionuklider skulle vara jämförelsevis **högre i sediment i reglerade sjöar** har även konstaterats på Brittiska öarna (Camplin et al. 1986), i Canada (Heit & Miller 1987) och i Ukraina (Kuz'menko 1990). Från detta mönster avviker dock den reglerade Blåsjön. Provtagningslokalerna i södra Blåsjön, den sk Lilla Blåsjön, gav sediment med betydligt högre halt torrsustans resp lägre halt organiskt innehåll (Appendix 6) än sediment från övriga undersökta sjöar. Detta förklarar sannolikt den lägre cesiumkoncentrationen i sedimenten från Blåsjön.

Cesiumkoncentrationen i sediment är beroende av flera faktorer, t ex sjöns pH (Schindler et al. 1980), de specifika **sedimentationsförhållanden** vid provtagningslokalen (Heit & Miller 1987) samt sedimentets **jonbalans** (Comans et al. 1989), **organogena** (Chebotina & Bochenin 1981) och **mineralogiska** karaktär (Francis & Brinkley 1976). De senare konstaterade att Cs-137 i sjösediment var bundet till silikatmineral, främst kaolinit (lermineral omvandlat från kalifältspat) men även fraktioner av muskovit (kaliglimmer). Aston och Duursma (1973) menade att Cs-137-koncentration var proportionell till andelen av lermineralet illit i marina sediment där det troligen ersatte kalium. Många undersökningar har dessutom påvisat kraftiga **säsongsbetonade omflyttningar av organiska sedimentlager**, med en allt större ackumulering mot sjöns centrala delar (se t ex Davis & Ford 1982), såväl som om-lagringar i djupled (Torgersen & Longmore 1984, Heit & Miller 1987, Robbins et al. 1990, Bonnett & Cambay 1991).



Figur 6. Koncentrationen av Cs-137 (kBq/m<sup>2</sup>) i ytsediment från sju fjällsjöar i Gäddede-området 1986-1990. Halterna har normerats för skillnader mellan de olika avrinningsområdenas deposition av Cs-137 under 1986.

Concentrations of Cs-137 (kBq/m<sup>2</sup>) in surface sediment from seven char lakes in the Gäddede region 1986-1990. The levels have been adjusted for differences in the deposition of Cs-137 in the catchment basins. (Naturliga sjöar = natural lakes, reglerade sjöar = reservoirs.)

Tabell 11. Koncentrationen av Cs-137 i ytsediment per ytenhet (Bq/m<sup>2</sup>) från olika rödingsjöar i Gäddede-området, norra Jämtland, 1986-1989.

Concentration of Cs-137 in surface sediment (Bq/m<sup>2</sup>) from different char lakes in the Gäddede region, northern Jämtland, during 1986-1989.

	1986.08	1986.10	1987.04	1987.08	1987.10	1988.04	1988.08	1989.08
Ankarvattnet	-	20,900	16,400	20,800	32,000	13,800	32,600	33,700
Björkvattnet	-	11,300	6,600	13,000	8,300	10,900	12,800	6,600
Grundvattnet	2,400	3,800	5,500	4,200	5,300	4,000	9,200	-
Stalonjaure	-	8,700	8,300	7,900	8,200	3,500	9,100	9,800
Blåsjön	-	23,800	32,300	27,800	48,700	44,700	52,200	43,100
Dabbsjön	-	-	54,100	42,100	35,400	29,000	75,500	48,600
Nåsjön	-	-	-	10,000	-	-	-	-
Storsjouten	5,100	16,500	27,900	25,200	25,800	35,300	45,800	28,900

Tabell 12. Lösningar och syror använda vid sekventiell extraktion av Cs-137 från sediment (Från Neumann 1987).

Solutions used in sequential extraction of Cs-137 from sediment (From Neumann 1987).

1. 1M ammoniumacetat ( $\text{NH}_4\text{Ac}$ ), pH 7
2. 0.1M hydroxylammoniumhydroklorid ( $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ ), pH 2
3. 0.2M ammoniumoxalat ( $(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4$ ) + 0.2M oxalsyra ( $\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4$ )
4. 30% perhydrol ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) vid pH 2 vid 85°C
5. 65% salpetersyra ( $\text{HNO}_3$ ) vid 180°C

Vid sidan av en långsam översedimentering med material med successivt lägre aktivitet har en eventuell förändring av karaktären hos den kemiska bindningen av cesium i sediment med tiden mycket stor betydelse för **tillgängligheten för sedimentlevande organismer**. För att undersöka en eventuell sådan förändring har ett annat SSI-stött projekt genomförts parallellt (Neumann 1991), där flertalet av de sedimentprover som insamlats i samband med detta projekt från Dabbsjön, Storsjouten och Ankarvattnet studerats med sk **sekventiell extraktion**. Från dessa sjöar har sedimenten under noga definierade förhållanden extraherats i tidsföljd med olika lösningar (Tabell 12).

Ytterligare detaljer beträffande dessa extraktionsförfaranden ges av Neumann (1987). För var och en av de tre undersökta sjöarna visade de preliminära resultaten att den procentuella fördelningen av sedimentens totala cesiumhalt på de olika extraherade fraktionerna **inte** påvisade någon signifikant förändring inom den undersökta tidsperioden 1986-1989. Således förelåg en och samma bindningskaraktär, såsom den defi-

nieras av de angivna extraktionsmetoderna, redan relativt kort tid efter nedfallet. Däremot upptäcktes en intressant skillnad mellan sjöarna.

Av extraktionsresultaten kan förhållandet mellan den procentuella andelen av den totala Cs-137-halten som extraherades med perhydrol (PER%) och den procentuella glödförlusten (GF%) beräknas. Detta förhållande, (PER% / GF%), kan antas vara ett **grovt mått på halten Cs-137 i den organiska fraktionen** av sedimenten. Om man antar att det i första hand är cesium ur denna fraktion som är tillgängligt för sedimentbundna bottenorganismer, bör alltså ovan nämnda kvot ange biotillgängligheten för cesium i sedimentet ifråga (Tabell 13).

Resultaten kan sannolikt tolkas så, att cesium i Ankarvattnets sediment skulle vara ungefär dubbelt så biotillgängligt som sedimentbundet cesium från Dabbsjön och Storsjouten (Neumann 1991).

Koncentrationen av Cs-137 i sediment mätt per ytenhet ( $\text{kBq}/\text{m}^2$ ) visade ett starkt samband med medelaktiviteten per  $\text{m}^2$  i det totala avrin-

Tabell 13. Den genomsnittliga kvoten mellan den procentuella fraktionen Cs-137 extraherad ur ytsediment med hjälp av perhydrol (Tabell 12) och sedimentprovets procentuella glödförlust för tre olika rödingsjöar under perioden oktober 1986 till augusti 1989.

Mean ratio between the fraction (%) of Cs-137 extracted from sediment with hydrogen peroxide (Table 12) and the organic content (%) of surface sediment collected in three char lakes at several occasions during October 1986 to August 1989.

	ANKARVATTNET	DABBSJÖN	STORSJOUTEN
(PER %): (GF %) ± sd%	0.81 ± 0.21	0.37 ± 0.21	0.37 ± 0.21

ningsområdet vid en analys av samtliga sjöar tillsammans ( $r^2=0.33$ ,  $p<0.001$ ,  $n=49$ ). Även halterna i sedimentfällorna, mätta som daglig tillförsel per  $m^2$ , visade ett starkt samband med halterna i ytsediment per  $m^2$  ( $r^2=0.74$ ,  $p<0.001$ ,  $n=13$ ). Dessutom uppmättes signifikanta samband mellan den procentuella andelen av Cs-137 i det avfiltrerade materialet från vattenproverna och halterna i ytsediment, både mätt per kg (negativt,  $r^2=0.15$ ,  $p=0.005$ ,  $n=50$ ) och per  $m^2$  (positivt,  $r^2=0.11$ ,  $p=0.023$ ,  $n=48$ ).

## Zooplankton

Artsammansättningen av zooplankton har varierat mellan sjöarna och olika tidpunkter. Någon

vidare uppdelning av olika taxa inför cesiumanalyserna har dock inte utförts. Vid provtagnings-tillfällen med öppet vatten har mycket stora volymer ytnära vatten filtrerats efter båt. Mängden zooplankton har då ofta varit ansenlig, speciellt i samband med rika förekomster av cladoceren *Holopedium gibberum*. Under våren skedde planktonhåvningen från isen och vertikalt. De insamlade mängderna zooplankton blev under dessa tillfällen betydligt mindre.

Radioaktiviteten i ett tidigt insamlat håvprov av zooplankton från **Hetögeln** i Faxälven från den **29:e juni 1986** uppmätte totalt 311 kBq/kg t.v. varav Cs-137 utgjorde 180 kBq (Tabell 14). Något senare, den **8:e juli**, uppmättes i **Storsjouten** 19.8 kBq Cs-137/kg t.v.

Tabell 14. Koncentrationen av olika radionuklider uppmätta i zooplankton från Hetögeln nedströms Gäddede, Faxälven, den 29:e juni 1986. Värdena anges i Bq/kg torrsvikt (Från Hammar et al. 1987).

Concentrations (Bq/kg d.w.) of various radionuclides in zooplankton from Lake Hetögeln, River Faxälven, June 29, 1986 (From Hammar et al. 1987).

Cs-137	180,000	I-131	5,100
Cs-134	91,000	Te-132	4,100
Ru-103	11,000	K-40	2,700
Ce-144	6,100	Nb-95	2,600
Ba-140	6,000	Ag-110m	2,300

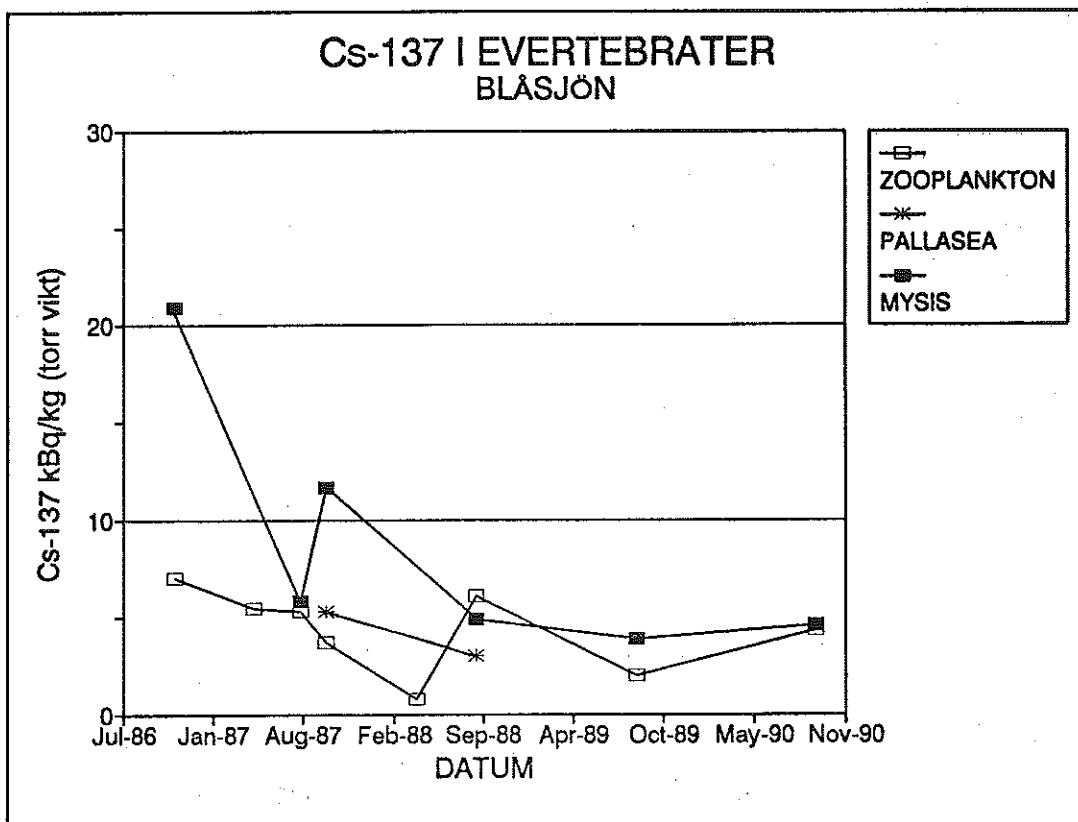
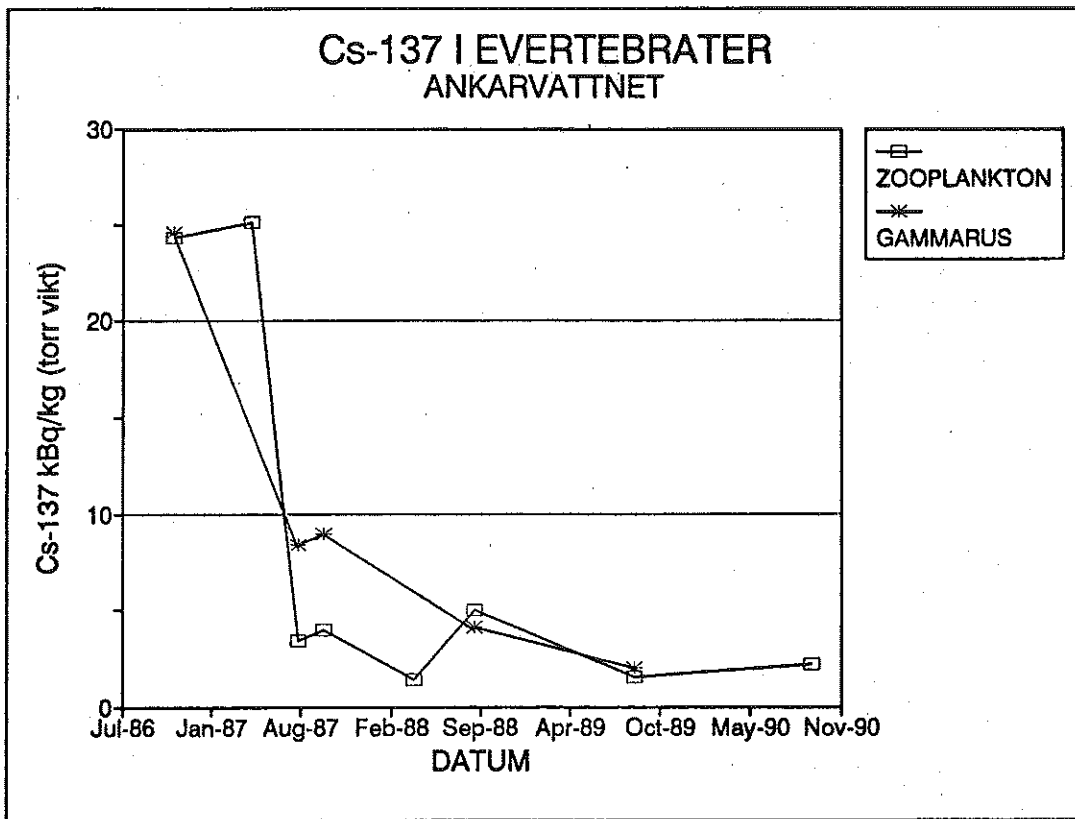
Summa: 311 kBq/kg t.v.

Från dessa tidiga och extremt höga värden av Cs-137 i zooplankton, har värdena under 1987-90 minskat mycket kraftigt, möjligen med vissa årliga fluktuationer (Figur 7a-d, Tabell 15).

I proverna från Dunnervattnet, Långflyn och Gräsvattnet, tre sjöar i serie som ansluter till Faxälven ifrån söder, märks en tydlig ökning av halterna av Cs-137 i vatten nedströms under augusti 1986. Om detta beror på en generell anrikning av radionuklider nedströms eller en successionsskillnad i tid av den puls som uppenbart passerat systemet, är dock okänt.

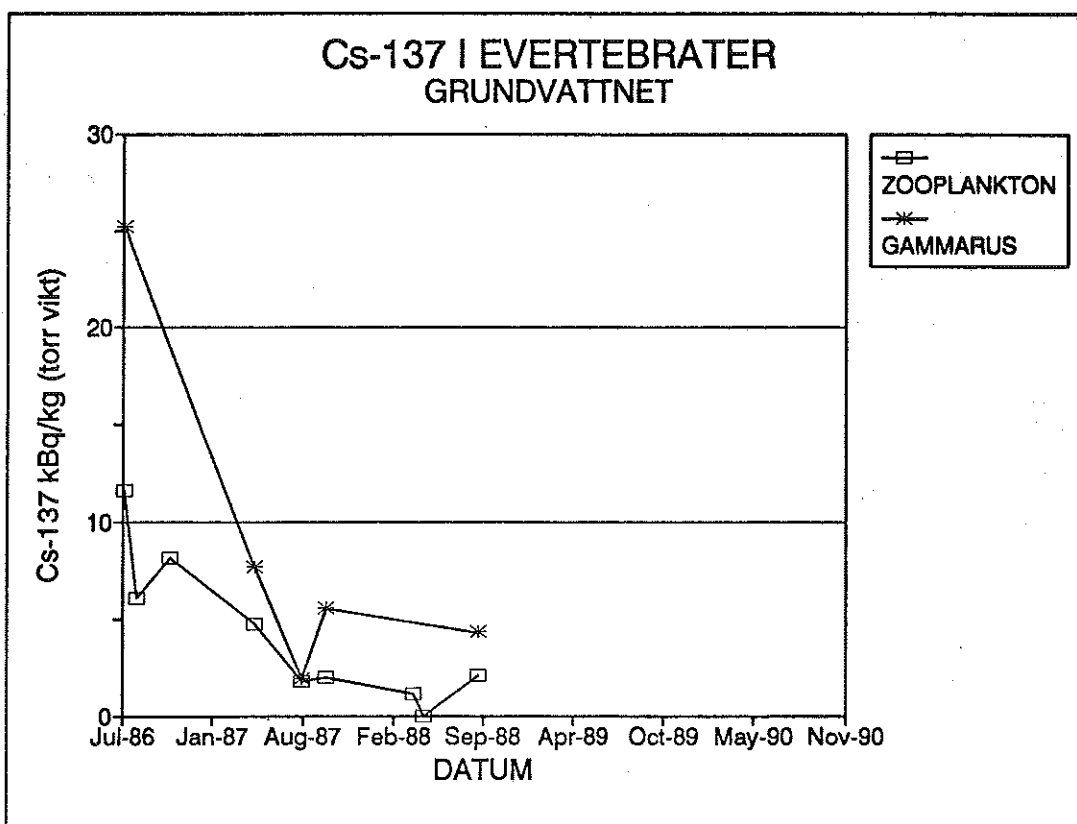
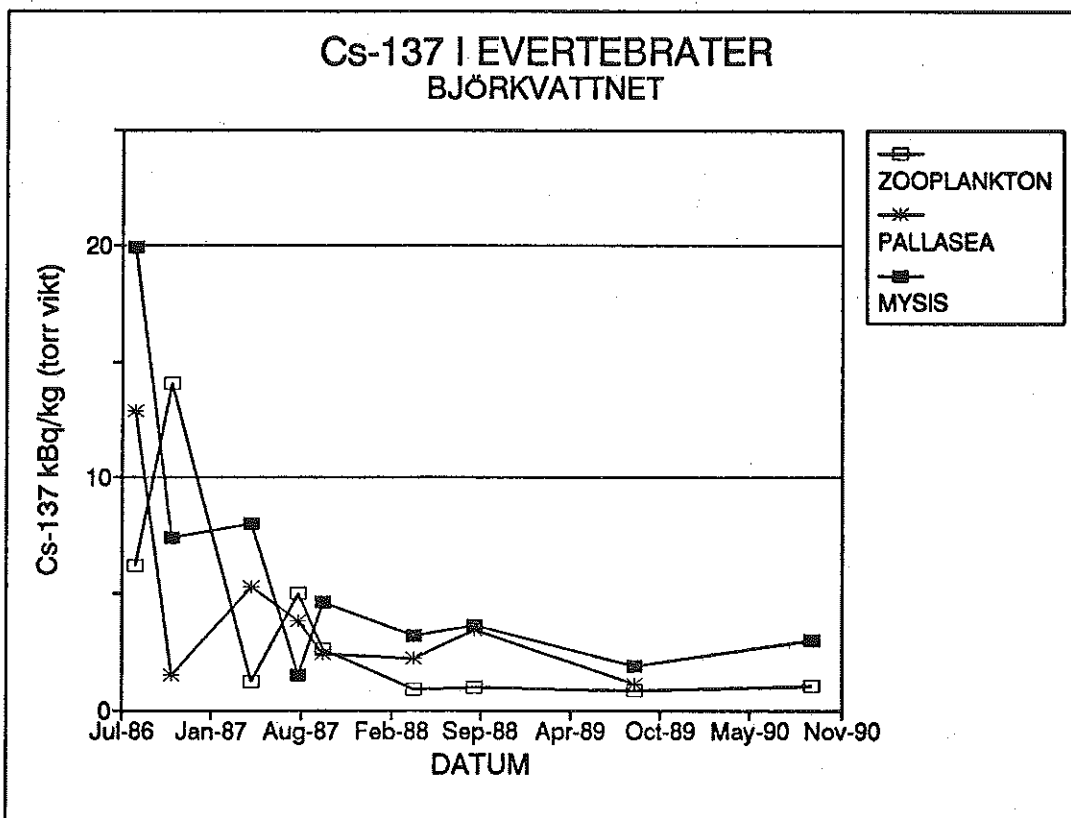
Under 1988 höll sig koncentrationerna i zooplankton relativt konstant på samma nivå som under somnaren 1987 (ca 1,000-6,000 Bq/kg

t.v.). I några av sjöarna var koncentrationen i september dock högre än i april. Detta gäller särskilt för Blåsjön och Ankarvattnet. Under 1989 sjönk koncentrationen i zooplankton återigen och låg för flertalet sjöar omkring 800-900 Bq/kg t.v. medan halterna i zooplankton från Ankarvattnet och Blåsjön var ungefär de dubbla. Resultaten från 1990 års zooplanktonprovtagning gav jämfört med 1989 **högre värden i alla sjöar**. För vissa sjöar (Ankarvattnet, Blåsjön, Dabbsjön, Storsjouten) var koncentrationen mer än dubbelt så hög. De högre doserna under 1990 styrks inte av ökningarna i vattenvärdena men däremot av de ökade halterna i sedimentterande material.



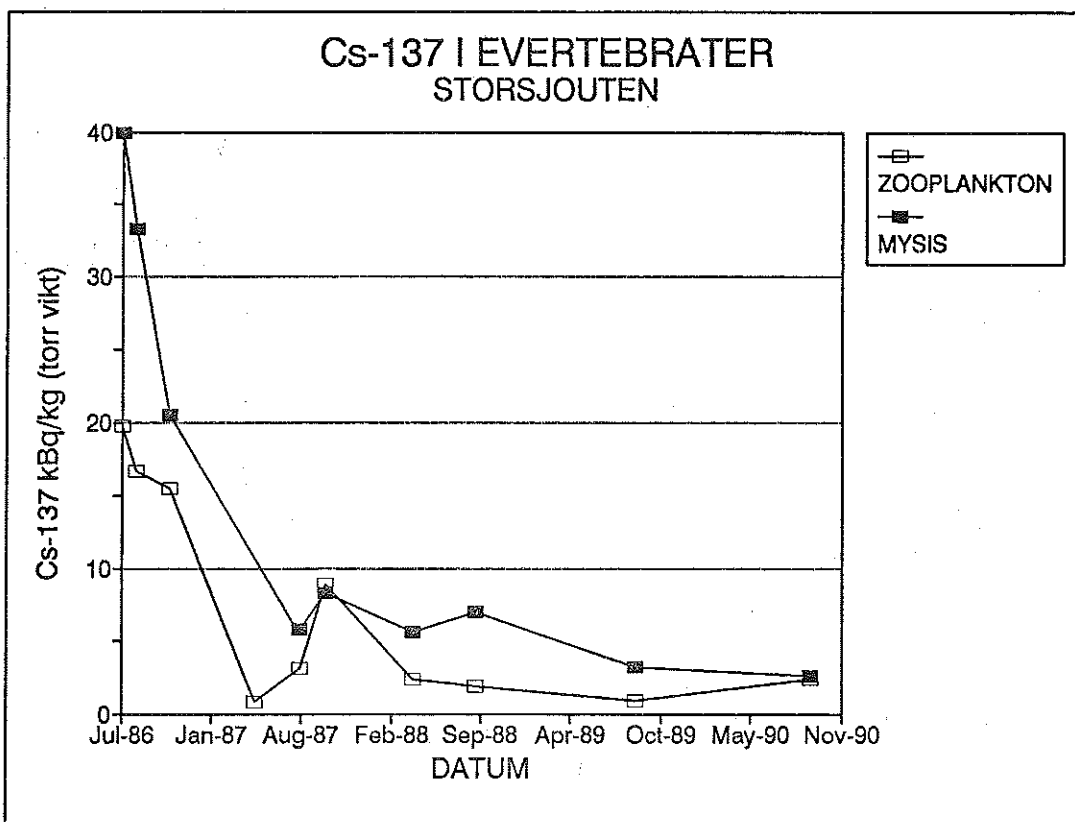
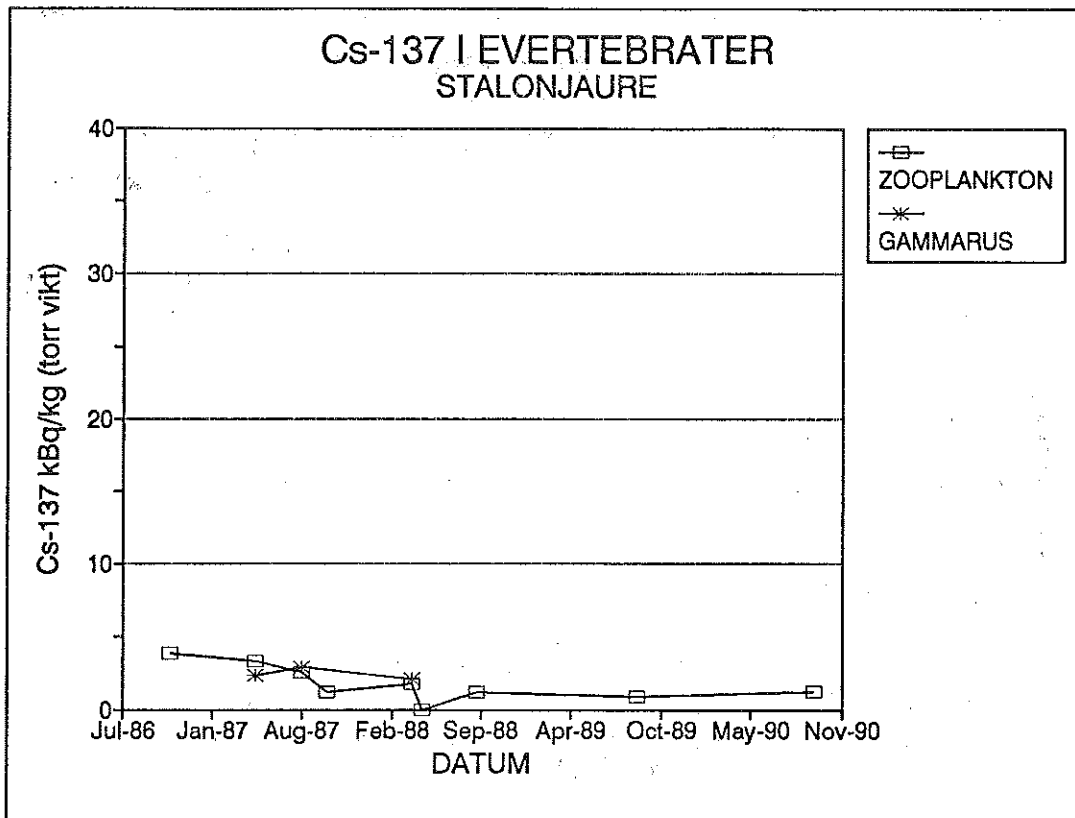
Figur 7a. Koncentrationen av Cs-137 (kBq/kg torr vikt) i zooplankton, *Gammarus lacustris*, *Pallasea quadrispinosa* och/eller *Mysis relicta* från olika fjällsjöar i Gäddede-området 1986-1990.

Levels of Cs-137 (kBq/kg dry weight) in zooplankton, *Gammarus lacustris*, *Pallasea quadrispinosa* and/or *Mysis relicta* from various char lakes in the Gäddede region 1986-1990.



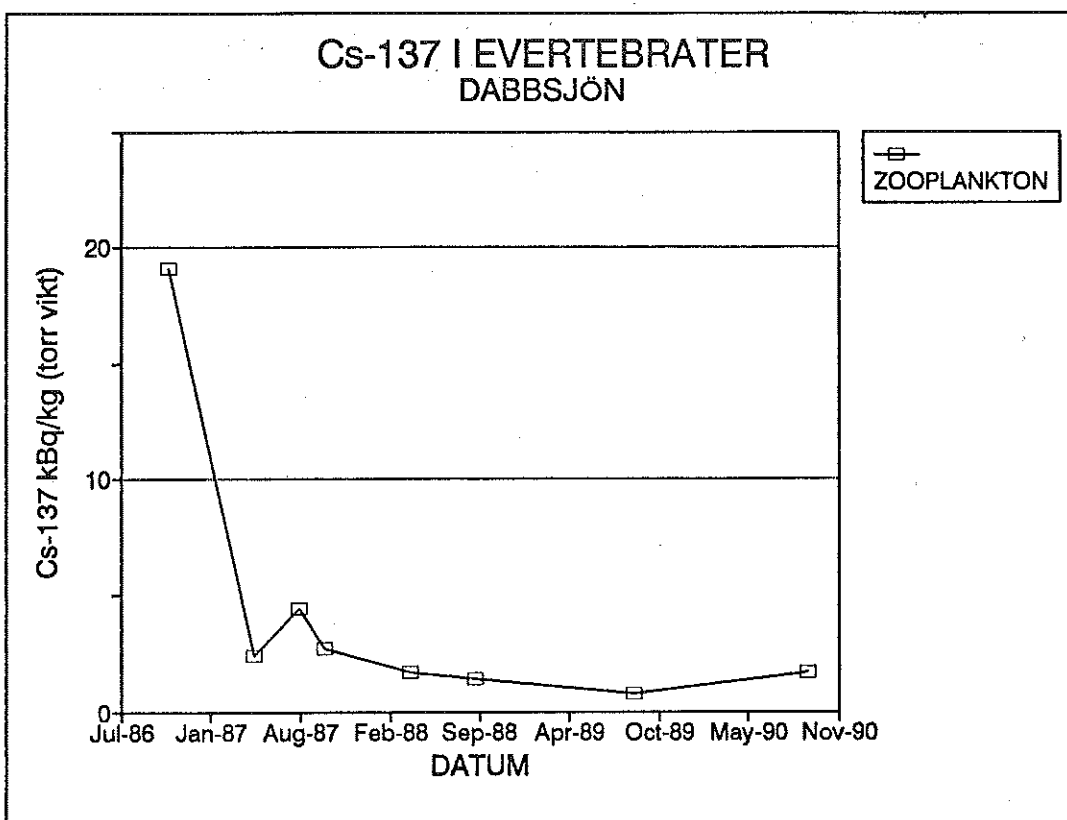
Figur 7b. Koncentrationen av Cs-137 (kBq/kg torrsvikt) i zooplankton, *Gammarus lacustris*, *Pallasea quadrispinosa* och/eller *Mysis relicta* från olika fjällsjöar i Gäddede-området 1986-1990.

Levels of Cs-137 (kBq/kg dry weight) in zooplankton, *Gammarus lacustris*, *Pallasea quadrispinosa* and/or *Mysis relicta* from various char lakes in the Gäddede region 1986-1990.



Figur 7c. Koncentrationen av Cs-137 (kBq/kg torrsvikt) i zooplankton, *Gammarus lacustris*, *Pallasea quadrispinosa* och/eller *Mysis relicta* från olika fjällsjöar i Gäddede-området 1986-1990.

Levels of Cs-137 (kBq/kg dry weight) in zooplankton, *Gammarus lacustris*, *Pallasea quadrispinosa* and/or *Mysis relicta* from various char lakes in the Gäddede region 1986-1990.



Figur 7d. Koncentrationen av Cs-137 (kBq/kg torr vikt) i zooplankton, *Gammarus lacustris*, *Pallasea quadrispinosa* och/eller *Mysis relicta* från olika fjällsjöar i Gäddede-området 1986-1990.

Levels of Cs-137 (kBq/kg dry weight) in zooplankton, *Gammarus lacustris*, *Pallasea quadrispinosa* and/or *Mysis relicta* from various char lakes in the Gäddede region 1986-1990.

Ett annat undantag är vårprovtagningen i Ankarvattnet i april 1987 som visade samma höga halt som under oktober 1986. En bidragande orsak kan vara att mängden plankton insamlad i april i Ankarvattnet var extremt liten trots den mycket stora tidsmässiga insatsen. Därmed kan provet ha kontaminerats av Cs-137 i mineraliska och organiska ämnen i vattenmassan.

Halterna av Cs-137 under perioden 1986-1990 i zooplankton var signifikant positivt korrelerade med halterna av Cs-137 i filtrerat vatten, filtrat och ofiltrerat vatten i samtliga sjöar utom Björkvattnet och Blåsjön. Även för alla sjöarna tillsammans var koncentrationen av Cs-137 i zooplankton under perioden 1987-1990 signifikant positivt korrelerad med koncentrationen i ofiltrerat vatten ( $r^2=0.13$ ,  $p=0.014$ ,  $n=46$ ), filtrerat vatten ( $r^2=0.10$ ,  $p=0.052$ ,  $n=39$ ) och motsvarande filter ( $r^2=0.18$ ,  $p=0.008$ ,  $n=39$ ). Om även 1986 medtas i analyserna ökar signifikans-graden för sambandet med Cs-137 i vatten betydligt. Samva-

riationen påvisar således ett starkt samband mellan Cs-137 i zooplankton och dess dominerande näring, växtplankton.

Upptaget av Cs-137 i primärproducenter sker snabbt och effektivt genom såväl absorption som adsorption (Davis & Foster 1958). Växtätande djur får därför även en tidig och mycket hög koncentration av Cs-137 efter ett radioaktivt utsläpp. I rödingsjöarna noterades även ett svagt positivt samband mellan zooplankton och Cs-137-halten i detritus från sedimentfällorna mätt per kg ( $r^2=0.23$ ,  $p=0.046$ ,  $n=18$ ).

Osorterade prover av zooplankton från Høysjøen, Norge, uppmätte fortfarande i augusti 1986 närmare 50,000 Bq/kg t.v. (Ugedal et al. 1991). Vid undersökningar av *Daphnia pulex* i efemära vattensamlingar på Dovrefjäll under juni 1986, uppmättes dock som högst 7,500 Bq/kg t.v. (Solem & Gaare 1991a, b). Under 1987 hade värdena för *Daphnia* halverats för att i juni 1989 uppgå till 500 Bq/kg t.v.



Tabell 15. Koncentrationen av Cs-137 (Bq/kg torrsvikt) i zooplankton från olika rödingsjöar i Gäddede-området, norra Jämtland, under perioden juli 1986 till september 1990.

Concentrations of Cs-137 (Bq/kg d.w.) in zooplankton from various char lakes in the Gäddede region, northern Jämtland, during July 1986 to September 1990.

	1986.07	1986.08	1986.10/11	1987.04	1987.08
Ankarvattnet	-	-	24,300	25,100	3,400
Björkvattnet	-	6,200	14,100	1,200	5,000
Blåsjön	-	-	7,000	5,500	5,300
Dabbsjön	-	-	19,100	2,400	4,400
Dunnervattnet	-	2,100	-	-	-
Grundvattnet	11,600	6,100	8,200	4,800	1,800
Gräsvattnet	-	5,200	-	-	-
Långflyn	-	4,000	-	-	-
Stalonjaure	-	-	3,900	3,300	2,600
Storsjouten	19,800	16,700	15,500	800	3,100
	1987.09/10	1988.04	1988.08/9	1989.08	1990.09
Ankarvattnet	4,000	1,400	5,000	1,500	2,200
Björkvattnet	2,600	900	1,000	800	1,000
Blåsjön	3,700	800	6,100	2,000	4,300
Dabbsjön	2,700	1,700	1,400	800	1,700
Grundvattnet	2,000	1,100	2,100	-	-
Stalonjaure	1,200	1,800	1,200	900	1,200
Storsjouten	8,900	2,300	1,900	900	2,300

## Större näringsevertebrater samt elritsa

*Mysis relicta*, *Pallasea quadrispinosa*, samt i viss mån *Gammarus lacustris* och elritsa (*Phoxinus phoxinus*) insamlades genom bottentrålning. Under vårprovtagningen 1987 kunde även ett mycket stort antal *Pallasea* i olika storlekar fångas i speciella amfipod-burar placerade på botten på olika djup. Övriga bytesdjur insamlades genom sällning av bottensediment. För vissa av dessa djurgrupper uppstod dock genomgående svårigheter med att inom rimlig tid insamla sådana mängder att en tillförlitlig bestämning av Cs-137 kunde ske. Dessutom kunde vissa arter endast erhållas vid enstaka tillfällen i vissa sjöar. Därför har dessa grupper grovt klassificerats i kategorierna *Mollusca* (främst *Lymnaea*, men även planorbider samt musslor av släktet *Pisidium*)

samt *Insecta* (Chironomidae, Trichoptera, Ephemeroptera m fl). Cesium-koncentrationen hos de olika större bytesorganismer framgår av Figur 7a-d och Tabell 16.

I stort sett visar halterna av Cs-137 i de olika större näringsdjuren samma utveckling som för zooplankton. Dock har koncentrationerna varit något högre för *Mysis* (under 1986 ca 2.0 gånger högre) och *Gammarus/Pallasea* (under 1986 ca 1.3 gånger högre) vid samtida mätningar. Under 1986 uppmättes i dessa tre större kräftdjur Cs-137-värden i intervallet 10,000-40,000 Bq/kg t.v.

Betydligt lägre koncentrationerna av Cs-137 uppmättes i olika snäckor och musslor. Radioaktiviteten i dessa djurgruppers mjukdelar underskattats lätt pga den förhållandevis stora vikten för själva skalerna.

I den omfattande radioekologiska undersökningen av ån Doe Run i Kentucky, USA, under åren 1959-63, uppmättes de högsta halter-

Tabell 16. Koncentrationerna av Cs-137 i olika evertebrata och vertebrata fisknäringdjur från rödingsjöar i Gäddede-området, norra Jämtland, under perioden juli 1986 till september 1990. Halterna anges Bq/kg torrsvikt.

Concentrations of Cs-137 in various invertebrate and vertebrate fish food organisms collected in char lakes in the Gäddede region, northern Jämtland, during July 1986 and September 1990. The levels are given in Bq/kg dry weight.

#### AKVATISKA INSEKTLARVER

(Chironomidae, Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera)

	1986.08	1986.10	1987.04	1987.08	1987.10	1988.08
Ankarvattnet	-	-	-	5,000	5,800	-
Björkvattnet	-	-	6,600	1,800	1,900	3,900
Blåsjön	-	-	10,500	1,900	-	-
Dabbsjön	-	90	-	550	-	-
Dunnervattnet	1,800	-	-	-	-	-
Grundvattnet	-	-	3,500	600	2,500	1,500
Nåsjön	-	-	-	-	-	1,400
Stalonjaure	-	-	1,300	4,000	1,400	-
Storsjouten	-	-	-	550	-	-

#### MOLLUSCA

(*Lymnaea*, Planorbidae, *Pisidium*)

	1986.08	1986.10	1987.04	1987.08	1987.10	1988.08
Björkvattnet	-	-	-	-	570	70
Dabbsjön	-	940	-	-	-	-
Dunnervattnet	350	-	-	-	-	-
Grundvattnet	-	-	-	-	1,000	750
Stalonjaure	-	-	1,600	-	1,900	520

#### GAMMARUS LACUSTRIS

	1986.07	1986.08	1986.10	1987.04	1987.08	1987.10
Ankarvattnet	-	-	24,600	-	8,400	9,000
Grundvattnet	25,200	-	-	7,700	1,900	5,600
Stalonjaure	-	-	-	2,300	2,900	-

	1988.04	1988.08	1989.08	1990.09
Ankarvattnet	-	4,100	2,000	-
Grundvattnet	-	4,400	-	-
Stalonjaure	2,100	-	-	-

Forts. Tabell 16. (Table 16 cont.)

*PALLASEA QUADRISPINOSA*

	1986.07	1986.08	1986.10	1987.04	1987.08	1987.10
Björkvattnet	-	12,900	1,500	5,300	3,800	2,400
Blåsjön	-	-	-	-	-	5,300
	1988.04	1988.08	1989.08	1990.08		
Björkvattnet	2,200	3,400	1,100	-		
Blåsjön	-	3,000	-	-		

*MYSIS RELICTA*

	1986.07	1986.08	1986.10	1987.04	1987.08	1987.10
Björkvattnet	-	19,900	7,400	8,000	1,500	4,600
Blåsjön	-	-	20,900	-	5,800	11,700
Storsjouten	39,900	33,300	20,500	-	5,800	8,300
	1988.04	1988.08	1989.08	1990.09		
Björkvattnet	3,200	3,600	1,900	3,000		
Blåsjön	-	4,900	3,900	4,600		
Storsjouten	5,600	7,000	3,200	2,500		

*PHOXINUS PHOXINUS*

	1986.07	1986.08	1986.10	1987.04	1987.08	1987.10
Björkvattnet	-	14,000	-	5,500	-	-
Blåsjön	-	-	-	-	4,300	-
Dabbsjön	-	-	-	-	-	-
Dunnervattnet	-	1,500	-	-	-	-
Grundvattnet	-	-	-	-	-	-
Stalonjaure	-	-	-	-	230	3,500
Storsjouten	-	-	34,200	-	5,300	3,200
	1988.04	1988.08	1989.08	1990.09		
Björkvattnet	-	3,500	1,000	2,200		
Blåsjön	-	2,200	-	-		
Dabbsjön	-	3,800	-	-		
Dunnervattnet	-	-	-	-		
Grundvattnet	-	3,500	-	-		
Stalonjaure	-	630	-	-		
Storsjouten	-	1,300	960	-		

na av radioaktivitet bland evertebrater hos isopoder, amfipoder och bäcksländelarver (Krumholz 1967). Davis och Foster (1958) menade att det bland botten-djuren var främst de växtätande insektslarverna som uppvisade höga halter av radionuklider. Även större växtätande cladocerer som t ex *Eurycerus lamellatus* har experimentellt visat sig ackumulera radionuklider mycket effektivt (Garder & Skulberg 1966). I temporära vattensamlingar samt bäckar på Dovrefjäll, Norge, i juni 1986 fann Solem och Garre (1991a, b) att just primärkonsumenterna som *Daphnia pulex* (5,300 Bq/kg t.v.) (Cladocera), *Branchinecta paludosa* (5,400) (Anostraca) samt *Limnephilus stigma* (6,800), *Potamophylax cingulatus* (11,400) och *Halesus radiatus* (7,600) (Trichoptera) uppvisade högre halter än sekundärkonsumenterna som *Rhyacophila nubila* (670), *Polycentropus cingulatus* (800) (Trichoptera) och *Dinocras cephalotes* (2,800) (Plecoptera). Vid analyser av bottenfaunan i Øvre Heimdalsvatn, Norge, under senare delen av augusti 1986 uppmättes de högsta halterna av radiocesium bland de undersökta evertebraterna i *Gammarus lacustris*. Zooplankton (*Bosmina*), vissa bäcksländor (*Arcynopteryx*, *Diura*) och dagsländor (*Siphonurus*) hade däremot lägre värden (Brittain 1988). Eftersom värdena från USA inte separerats med avseende på enskilda radionuklider, samt att värdena från Øvre Heimdalsvatn

angivits i Bq/kg våtvikt för den summerade halten av Cs-137 och Cs-134 har inte värdena återgivits från dessa undersökningar.

Som tidigare nämnts så utgör näringen för *Mysis* en kombination av både zooplankton och detritus. Detta innebär att *Mysis* tillhör en högre trofisk nivå än t ex *Gammarus*. Cesium-halten i *Mysis* i Storsjouten nådde under juli 1986 nästan 40,000 Bq/kg t.v. Samtliga mätvärden registrerade under 1987 understeg däremot 12,000 Bq/kg t.v. Under 1988 hade koncentrationen i *Mysis* sjunkit till ca 3,200 - 7,000 Bq/kg t.v. och under 1989-90 varierade värdena mellan 1,900 och 4,600 Bq/kg t.v. En markant uppgång för Cs-137-halterna i *Mysis* kan dock noteras i samtliga sjöar från augusti till oktober 1987, resp från april till augusti 1988 (Figur 7). En rimlig förklaring till detta bör vara den årliga tillkomsten av en ny generation *Mysis* under våren.

Relationen mellan cesiumvärdena för de två inplanterade näringsdjuren *Mysis relicta* och *Pallasea quadrispinosa* kunde följas i Björkvattnet (Tabell 17). Värdena för Cs-137 är nästan genomgående högre i *Mysis* ( $r^2=0.81$ ,  $p=0.002$ ,  $n=8$ ) och de högsta halterna i båda arterna påvisades redan i augusti 1986. Troligen hade koncentrationsmaximat redan då passerats.

Tabell 17. En jämförelse av halterna av Cs-137 i *Mysis relicta* och *Pallasea quadrispinosa* i Björkvattnet under olika tidpunkter. Värdena anges i Bq/kg torrsvikt.

Comparison of contemporary concentrations of Cs-137 in *Mysis relicta* and *Pallasea quadrispinosa*, two introduced crustaceans in Lake Björkvattnet. The levels are in Bq/kg dry weight.

DATUM (Date)	MYSIS RELICTA	PALLASEA QUADRISPINOSA	KVOT
1986.08	19,930	12,950	1.54
1986.10	7,410	-	-
1986.12	-	1,540	-
1987.04	8,030	5,290	1.52
1987.08	1,540	3,770	0.41
1987.10	4,580	2,410	1.90
1988.04	3,220	2,180	1.48
1988.09	3,550	3,440	1.03
1989.08	1,870	1,050	1.78
medelvärde (mean)			1.38

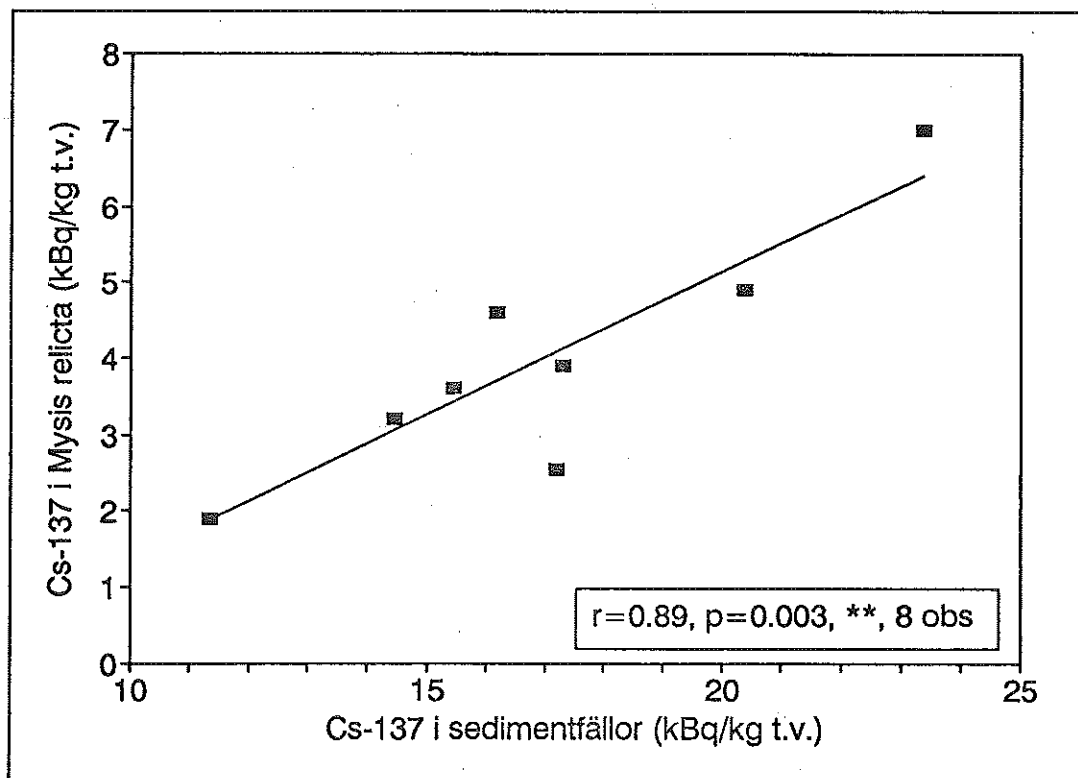
Koncentrationen av Cs-137 i *Mysis* samvarierar med den totala koncentrationen i vatten i samtliga undersökta *Mysis*-sjöar under 1986-90; Björkvattnet ( $r^2=0.86$ ,  $p<0.001$ ,  $n=9$ ), Storsjouten ( $r^2=0.97$ ,  $p<0.001$ ,  $n=8$ ) och Blåsjön ( $r^2=0.80$ ,  $p=0.017$ ,  $n=6$ ). I Blåsjön ökar korrelationen om endast den partikulära fasen tas med i beräkningen ( $r^2=0.94$ ,  $p=0.006$ ,  $n=5$ ). Även om analysen genomförs för den totala Cs-137-halten eller den partikulära fasen i vattnet för alla sjöarna gemensamt under perioden 1986-1990 erhålls samband med *Mysis* ( $r^2=0.88$ ,  $p<0.001$ ,  $n=23$ ,  $r^2=0.91$ ,  $p<0.001$ ,  $n=19$ ).

Även Cs-137-halterna i *Gammarus* var korrelerade med dels halterna totalt i vattnet resp i filtren från Ankarvattnet under perioden 1986-90 ( $r^2=0.95$ ,  $p=0.005$ ,  $n=5$ ,  $r^2=0.92$ ,  $p=0.009$ ,  $n=5$ ), dels för den totala koncentrationen i vattnet ( $r^2=0.73$ ,  $p<0.001$ ,  $n=12$ ) resp filter ( $r^2=0.86$ ,  $p<0.001$ ,  $n=12$ ) för Ankarvattnet, Grundvattnet och Stalonsjåure tillsammans. För *Pallasea* noterades motsvarande samband för totalhalten av Cs-137 i vatten resp filter i Björkvattnet ( $r^2=0.67$ ,  $p=0.013$ ,  $n=8$ ,  $r^2=0.66$ ,  $p=0.027$ ,  $n=7$ ). Även totalt för Björk-

vattnet och Blåsjön tillsammans var sambanden mellan *Pallasea* och Cs-137 i totalvatten och filter positivt korrelerade ( $r^2=0.65$ ,  $p=0.005$ ,  $n=10$ ,  $r^2=0.64$ ,  $p=0.009$ ,  $n=9$ ) under 1986-1990.

De signifikanta korrelationerna är dock starkt beroende av data från 1986 då totalkoncentrationen i vattnet var mycket hög. Utförs beräkningarna på totalvatten-data från perioden 1987-1990 så minskar förklaringsgraden för *Mysis* och *Gammarus* (*Mysis*:  $r^2=0.34$ ,  $p=0.011$ ,  $n=18$ , *Gammarus*:  $r^2=0.09$ ,  $p=0.381$ ,  $n=11$ , *Pallasea*:  $r^2=0.70$ ,  $p=0.010$ ,  $n=8$ ).

Vi har i denna undersökning i olika sammanhang framfört hypotesen att *Mysis relicta* skulle kunna ha betydelse som transportör av Cs-137 från sediment till pelagialen. Av de ovan nämnda evertibraterna visade endast *Mysis* i Storsjouten en signifikant samvariation med cesium-halterna i ytsediment (halterna angivna som Bq/m<sup>2</sup>) (negativt,  $r^2=0.66$ ,  $p=0.027$ ,  $n=7$ ). Koncentrationen av Cs-137 i *Mysis* under 1988-1990 uppvisade däremot en stark positiv korrelation ( $r^2=0.79$ ,  $p=0.003$ ,  $n=8$ ) med koncentrationen av Cs-137 i sedimentterande material mätt per kg (Figur 8) under motsvarande period.



Figur 8. Det linjära sambandet mellan koncentrationen av Cs-137 (kBq/kg torrsvikt) i detritus från sk sediment fällor och *Mysis relicta* från Björkvattnet, Blåsjön och Storsjouten 1988-1990.

Linear correlation between levels of Cs-137 (kBq/kg dry weight) in detritus from sediment traps and *Mysis relicta* collected in Lakes Björkvattnet, Blåsjön and Storsjouten during 1988-1990.

I Björkvattnet insamlades under april 1988 *Mysis* dels med trål och dels i burar betade med pelleterat fiskfoder. Mysiderna fångade i trål utmed botten hade tarmarna fyllda vid analys-tillfället, medan individerna som fångats i betade burar fick tömma sina tarmar i rent vatten under ca sex timmar innan de avlivades. Cs-137-analysen resulterade i 3,950 Bq/kg (t.v.) för *Mysis* med tarminnehåll och 2,490 Bq/kg (t.v.) för mysider utan tarminnehåll. Den stora skillnaden antyder att **maginnehållet utgjordes av radioaktivt botten substrat**, troligen detritus. Att mysider, (*Parameysis lacustris*), i jämförelse med andra botten djur mycket effektivt kan utnyttja energin i detritus från ytsediment har visats genom laboratorieförsök (Pavlyutin & Koval'chuk 1982).

Signifikanta samband mellan Cs-137 i *Mysis* och zooplankton har endast iakttagits i Storsjouten ( $r^2=0.90$ ,  $p<0.001$ ,  $n=9$ ), medan *Gammarus* och zooplankton samvarierade i Ankarvattnet ( $r^2=0.91$ ,  $p=0.012$ ,  $n=5$ ), och i Grundvattnet ( $r^2=0.97$ ,  $p=0.002$ ,  $n=5$ ).

Halterna av Cs-137 i **elritsa** samvarierade signifikant med cesiumhalterna i totalvatten ( $r^2=0.37$ ,  $p=0.017$ ,  $n=15$ ) och *Pallasea* ( $r^2=0.95$ ,  $p=0.024$ ,  $n=4$ ) för perioden 1987-90. Om värdena från 1986 inkluderas i modellen ökade antalet signifikanta samband avsevärt. För t ex Björkvattnet kunde signifikanta samband noteras mellan halterna av Cs-137 i elritsa och zooplankton, *Mysis* resp *Pallasea* ( $r^2=0.92$ ,  $p=0.009$ ,  $n=5$ ,  $r^2=0.99$ ,  $p<0.001$ ,  $n=5$ ,  $r^2=1.00$ ,  $p<0.001$ ,  $n=4$ ) och i Storsjouten mellan elritsa och zooplankton resp *Mysis* ( $r^2=0.77$ ,  $p=0.049$ ,  $n=5$ ,  $r^2=0.93$ ,  $p=0.008$ ,  $n=5$ ).

Analysresultaten av zooplankton från Faxälven i slutet av juni visar att maximum för Cs-137 i zooplankton redan passerat då den mer organiserade provtagningen inleddes i augusti. Från en sjö i Hudiksvalls-trakten rapporterade Meili (1988) att **koncentrationen i zooplankton var som högst veckan efter islossningen** för att sedan snabbt minska med ca 2-3 veckors halveringstid. Vid de undersökningar som skedde längs Östersjökusten konstaterades en **succes-sion av maxima hos Cs-137**, med en tidig topp under första hälften av maj i t ex kiselalger (5-110 kBq/kg t.v.), en förhållandevis låg topp (50-900 Bq/kg t.v.) i gammarider under skiftet juni-juli samt en serie inbördes tidsförskjutna toppar av olika fiskarter från olika trofiska nivåer (Grimås et al. 1986). I Östersjön bör dock topparna ha kommit betydligt senare än i fjällsjöarna, beroen-

de på tidsförskjutningen mellan vårfloden i insjöarna och uttransport av Cs-137 från de stora älvarna.

## Anrikning till näringsorganismer från vatten och sediment

Vid dosberäkningar har av tradition begreppet **anrikningsfaktor (AF)** utnyttjats för att kvantifiera radionuklidens transport genom näringskedjan (se t ex Thompson et al. 1972, Vanderploeg et al. 1975). En nyare sammanställning, med bl a färskare data från skandinaviska vatten, har gjorts av Neumann (1985a, b).

Anrikningsfaktorn har definieras som **nuklidhalten i organismen (Bq/kg torrsvikt) dividerat med nuklidhalten i det omgivande mediet** (för vatten: Bq/l, för detritus: Bq/kg torrsvikt, för sediment: Bq/kg torrsvikt). I andra sammanhang, t ex vid angivelser av AF för fisk i detta arbete, beräknas AF utgående från **våtvikt** hos organismen. AF beskriver **graden av ackumulation från mediet till organismen**, och ett högt AF-värde innebär att organismen i fråga har ett högre innehåll av Cs-137 än det omgivande mediet. Anrikningsfaktorn är **definierad för ett system i jämvikt**, vilket dock sällan uppnås vid experimentella förhållanden, och knappast kan betraktas ha uppnåtts än i svenska fjällsjöar efter Tjernobyl-katastrofen.

Anrikningsfaktorn bör dock kunna påvisa intressanta skillnader mellan olika arter resp sjöar. AF har här endast redovisats för data uppmätta under 1987-1990, dvs ej för värden från den snabba ackumuleringsfasen under 1986 (Tabell 18).

Generellt är värdena för  $AF_{(vatten)}$  av storleksordningen  $1 \times 10^4$ - $6 \times 10^4$ , för  $AF_{(detritus)}$  0.01-0.30 och för  $AF_{(sediment)}$  0.01-2.5.  $AF_{(vatten)}$  för *Mysis* är genomgående högre än värdena för *Gammarus*, vilka i sin tur generellt är högre än värdena för zooplankton. Värdena för *Pallasea* verkar vara mer jämförbara med värdena för zooplankton, akvatiska insektslarver och elritsa. Lågst värden uppvisar olika mollusker.  $AF_{(vatten)}$  varierar kraftigt såväl inom som mellan år och ingen egentlig trend kan urskiljas.  $AF_{(sediment)}$  minskar däremot markant med åren och en jämförelse av medelvärden blir därför mindre intressant. Generellt är dock värdena för *Mysis*, *Gammarus*, *Pallasea* och

Tabell 18. Anrikningsfaktorn, AF (Bq/kg t.v. / Bq/l eller Bq/kg t.v. / Bq/kg t.v.) av Cs-137 från vatten, detritus och sediment till olika födoorganismer i olika rödingsjöar i Gäddedeområdet, norra Jämtland, under 1987-1990.

Concentration factors (CF) (Bq/kg d.w. / Bq/l or Bq/kg d.w. / Bq/kg d.w.) of Cs-137 from water, detritus and sediment to various food organisms in seven char lakes in the Gäddede region, northern Jämtland, during 1987-1990.

	Zoo-plankton	<i>Mysis relicta</i>	<i>Gammarus lacustris</i>	<i>Pallasea quadrisp.</i>	Mollusca	Insecta	<i>Phoxinus phoxinus</i>
$AF_{(vatten)}, CF_{(water)}$ :							
Medel (mean)	16,800	29,400	26,900	16,600	5,700	14,100	16,000
Std	14,200	13,100	15,900	5,100	4,400	11,600	9,100
Min	1,300	5,200	7,300	10,900	500	1,800	1,100
Max	66,600	66,600	56,300	24,300	14,600	36,300	29,200
Ankarvattnet	35,000	-	41,400	-	2,600	32,000	-
Björkvattnet	10,500	24,500	-	16,700	500	15,300	20,500
Blåsjön	22,400	36,200	-	16,300	-	20,900	11,100
Dabbsjön	9,600	-	-	-	-	1,800	23,800
Grundvattnet	10,200	-	21,900	-	5,800	8,600	29,200
Nåsjön	-	-	-	-	-	3,000	-
Stalonjaure	13,400	-	14,200	-	8,400	11,400	11,400
Storsjouten	14,500	29,400	-	-	-	-	12,200
$AF_{(detritus)}, CF_{(detritus)}$ :							
Medel (mean)	0.12	0.23	0.19	0.16	0.04	0.19	0.13
Std	0.07	0.05	0.14	0.06	0.03	0.10	0.08
Min	0.06	0.15	0.08	0.10	0.01	0.12	0.06
Max	0.30	0.30	0.35	0.22	0.06	0.25	0.28
Ankarvattnet	0.10	-	0.11	-	-	-	-
Björkvattnet	0.07	0.20	-	0.16	0.01	0.25	0.16
Blåsjön	0.23	0.25	-	0.15	-	-	0.11
Dabbsjön	0.08	-	-	-	-	-	0.17
Grundvattnet	0.17	-	0.35	-	0.06	0.12	0.28
Stalonjaure	0.13	-	-	-	0.05	-	0.07
Storsjouten	0.09	0.22	-	-	-	-	0.06
$AF_{(sediment)}, CF_{(sediment)}$ :							
Medel (mean)	0.34	0.57	0.60	0.53	0.12	0.51	0.33
Std	0.46	0.71	0.50	0.54	0.09	0.61	0.51
Min	0.01	0.05	0.14	0.20	0.01	0.03	0.01
Max	2.59	2.76	1.93	1.83	0.24	2.28	1.90
Ankarvattnet	0.60	-	0.36	-	-	0.34	-
Björkvattnet	0.32	0.81	-	0.58	0.05	0.79	0.82
Blåsjön	0.53	0.79	-	0.37	-	1.07	0.53
Dabbsjön	0.08	-	-	-	-	0.03	0.03
Grundvattnet	0.46	-	0.88	-	0.10	0.37	0.25
Nåsjön	-	-	-	-	-	0.18	-
Stalonjaure	0.35	-	0.56	-	0.18	0.30	0.19
Storsjouten	0.06	0.10	-	-	-	-	0.06

vattensinsekter likvärdiga. När det gäller  $AF_{(deptritus)}$  är trenden pga av fåtaliga data betydligt svårare att skönja. *Mysis* uppvisar den högsta anrikningsfaktorn och mollusker den lägsta.

AF uppvisar inte några tydliga skillnader mellan reglerade och naturliga sjöar. De förra skulle pga periodvis mer ostörd sedimentation kunna uppvisa en större andel finpartikulärt material i sedimenten och eventuellt även i det fria vattnet. Detta finfördelade material med dess högre värde på kvoten yta/vikt borde möjliggöra ett effektivare födoupptag för ifrågavarande organismer, vilket skulle öka anrikningskvoten.

Möjligen speglar AF-värdena i högre grad geografiska skillnader och därmed skillnader i nedfallsmängderna. Ankarvattnet och Blåsjön uppvisar genomgående högre värden än övriga sjöar för  $AF_{(vatten)}$  för zooplankton, *Mysis*, *Gammarus* och olika insektslarver. Dabbsjömagasinet tycks däremot uppvisa de lägsta  $AF_{(vatten)}$ -värdena för zooplankton och vattensinsekter. Även när det gäller  $AF_{(sediment)}$  utmärker sig Ankarvattnet och Blåsjön med högst värden för zooplankton, medan värdena för *Mysis*, *Gammarus*, och *Pallasea* är jämförelsevis högre i andra sjöar. De högsta värdena för  $AF_{(deptritus)}$  för zooplankton och *Mysis* noterades i Blåsjön och för *Gammarus* i Grundvattnet, medan AF-värden för Ankarvattnet anmärkningsvärt nog tillhör de lägre för zooplankton och *Gammarus*.

Ytterst få AF-värden för bytesorganismer i sötvattenssystem har påträffats i litteraturen. I tidiga nordamerikanska studier noteras anrikningsfaktorn 800 för larver till en trollslända (ref. i Kornberg & Davis 1966). I en serie tundrasjöar belägna på 3-4,000 meters höjd i bergsområden i staten Colorado kunde Osburn och medarbetare (1967) registrera  $AF_{(vatten)}$ -värden på t ex 200-2,000 för Trichoptera-larver (*Limnephilus*), 60-430 för Trichoptera-puppor (*Limnephilus*), 500-780 för mygglarver (*Aedes*) och 90 för musslor av släktet *Pisidium*. Nilov (1983) refererar några sovjetiska och baltiska undersökningar där  $AF_{(vatten)}$  för zooplankton anges till 1,000-1,300 och för snäckor till 500-700, medan värdena för chironomidlarver och imagos beskrevs som relativt låga. **Lägst AF-värden registrerades i sjöar med hög ledningsförmåga och hög kaliumhalt.** Vidare ansågs Cs-137 framför allt anrikas i sötvattensvertebrater genom upptag från det omgivande mediet. Detta var speciellt framträdande hos kräftdjur. I egna laboratorieförsök med unga *Dikerogammarus*

*haemobaphes* uppmätte Nilov (1983) AF-värden på 39-146 redan efter ett dygn i kontaminerat vatten, medan AF efter 30 dygn (och ett antal hudömsningar med åtföljande förluster av cesium) nått 270. Vuxna gammarider visade samma mönster men med lägre AF-värden, för hannar (54) dessutom lägre än honor (135). Hudömsningarna påverkade även i hög grad försöken med *Daphnia magna* som efter att ha nått de högsta AF-värdena runt 80-90 efter 5 dygn senare uppvisade en koncentrationsfaktor som varierade runt ca 50, vilket, intressant nog, var en faktor högre än AF för snäckan *Lymnaea auricularia*, men en faktor lägre än AF för gammariderna.

Koivulehto med flera (1979) har angivit  $AF_{(vatten)}$  och  $AF_{(sediment)}$  för fallout-Cs-137 hos några brackvattenevertebrater (blåmussla, Östersjömussla och skorv).  $AF_{(vatten)}$  är enligt dessa författare ca  $10^2$ , medan  $AF_{(sediment)}$  är ca  $10^2$ . Dessa värden för  $AF_{(vatten)}$  är  $10^2 - 5 \times 10^2$  och för  $AF_{(sediment)}$  10- $10^2$  gånger lägre än våra resultat. Skillnaden kan förklaras dels med den allmänt iakttagna ökningen av AF vid lägre salthalt, dels med att våra system ännu inte uppnått det jämviktsläge som troligtvis gällde för fallout-Cs-137 från de atmosfäriska kärnvapenprovsprängningarna.

Det måste antas att Cs-137 halterna i näringsdjuren för 1986 är resultatet av speciella anrikningsvägar med högt upptag via vatten och växtplankton, vägar som under följande år 1987-1989 är av mindre betydelse. Resultaten från dessa senare år bör därför mer avspegla ett jämviktsläge.

Ökningen under 1990 visar att den årliga tillförseln från avrinningsområdena på sikt kommer att få allt större betydelse och kommer att bli normgivande för den långsiktiga utvecklingen av cesiumkoncentrationen i olika delar av sjöns ekosystem.



## Röding och öring

### Allmänt om utvecklingen under 1985-1990

Utvecklingen av halterna av radioaktivt cesium i fiskbiomassa följer samma mönster i samtliga undersökta fjällsjöar och kan sammanfattas i ett förlopp bestående av tre faser (Figur 9a-h). Efter en snabb och närmast **exponentiell ackumulering av Cs-137 och Cs-134 under sommaren 1986** nåddes de maximala värdena sent under 1986 eller 1987 beroende på art och en serie olika biologiska faktorer vilka diskuteras nedan. Efter en kortvarig och hög topp har värdena sedan minskat, först relativt snabbt, sedan allt mer långsamt under perioden 1988-1990.

Fram till och med maj 1987 gällde **gränsvärdet 300 Bq radioaktivt cesium per kg (våtvikt)** vid försäljning av livsmedel i handeln i Sverige. Efter denna tidpunkt höjdes gränsvärdet för bl a bär, svamp, viltkött och insjöfisk till **1,500 Bq/kg**, medan gränsvärdet 300 Bq/kg kvarhölls för sk baslivsmedel (SLV 1987b, c). Eftersom insjöfisk utgör (utgjorde) en naturlig basresurs i kosthållningen hos människor i de undersökta fjälldalarna måste båda dessa gränsvärden beaktas vid en jämförelse av de aktuella halterna i fisk.

I Blåsjön visade de tio undersökta normalrödingarna från oktober 1990 i samtliga fall halter av Cs-137 under 1,500 Bq/kg (våtvikt) medan endast 10% av öringarna hade Cs-137-värden under denna gräns. I Ankarvattnet däremot hade 18 av de 20 undersökta rödingarna och öringarna från augusti 1990 Cs-137-halter under 1,500 Bq/kg (våtvikt). I övriga sjöar, dvs Björkvattnet, Dabbsjön, Grundvattnet, Stalonjaure och Storsjouten, uppvisade hälften eller merparten av de undersökta rödingarna och öringarna halter under 1,500 Bq/kg (våtvikt) redan under hösten 1989. Ytterst få fiskar med cesium-halter under det ursprungliga gränsvärdet på 300 Bq/kg (våtvikt) har däremot registrerats.

Om halterna av Cs-134 också medräknas vid bedömningen av fiskarnas mätvärden över resp under gällande gränsvärden bör halterna av cesium räknas upp med ca 13% under hösten 1990.

Även halterna av Cs-134 följde det ovan beskrivna ackumuleringsmönstret. Medan kvoten mellan Cs-134 och Cs-137 strax efter olyckan

genomgående visade värden runt 0.50, uppgick kvoterna under hösten 1990 till **0.13**, vilket ytterligare styrker att de båda undersökta cesiumisotoperna i de undersökta rödingsjöarna verkligen härrör från Tjernobyl.

I de följande avsnitten redovisas och diskuteras cesiumskillnader mellan individer, populationer, arter och sjöar, samt förändringarna mellan år resp årstider.

För samtliga utförda analyser på fisk redovisas i Appendix 7 fiskarnas medellängd, medelvikt, medelkonditionsfaktor, könskvot, medelålder, torrsbstanshalt samt medelvärden för Cs-137, Cs-134 och K-40. Värdena anges genomgående i **Bq/kg våtvikt**.

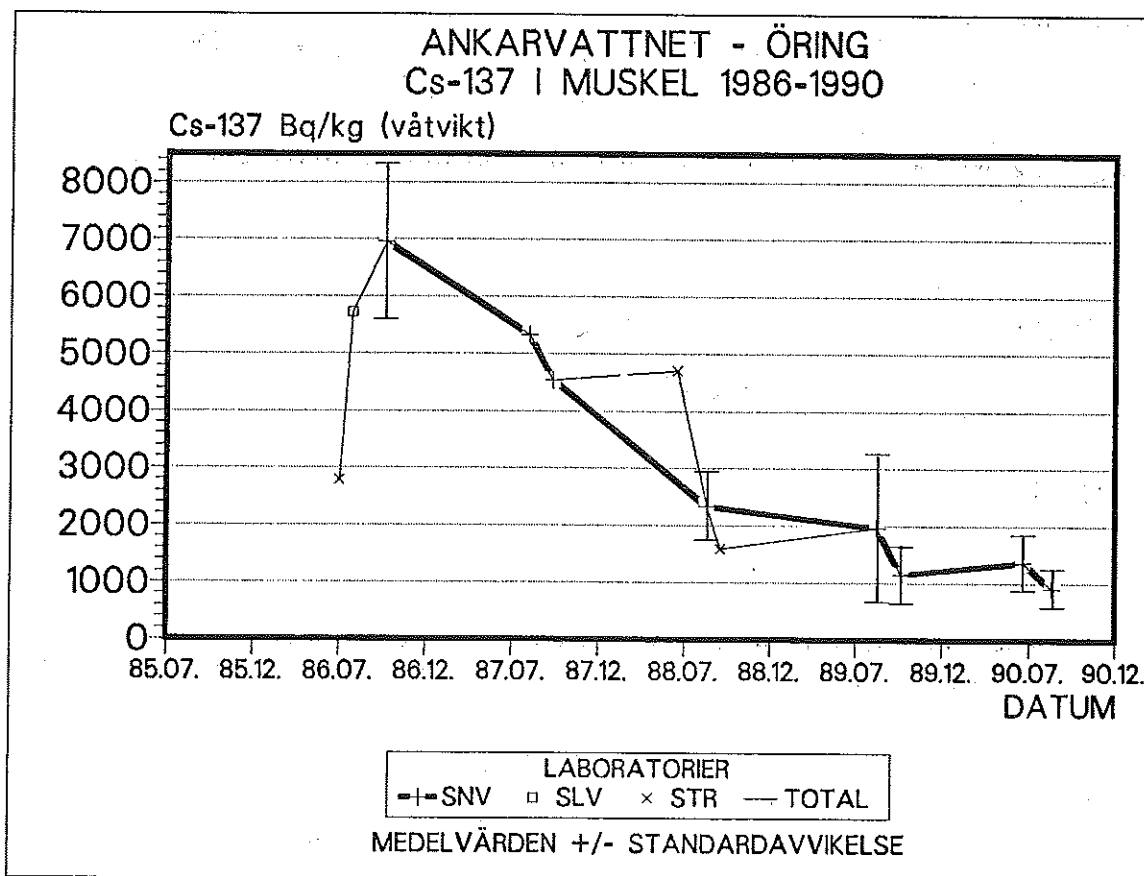
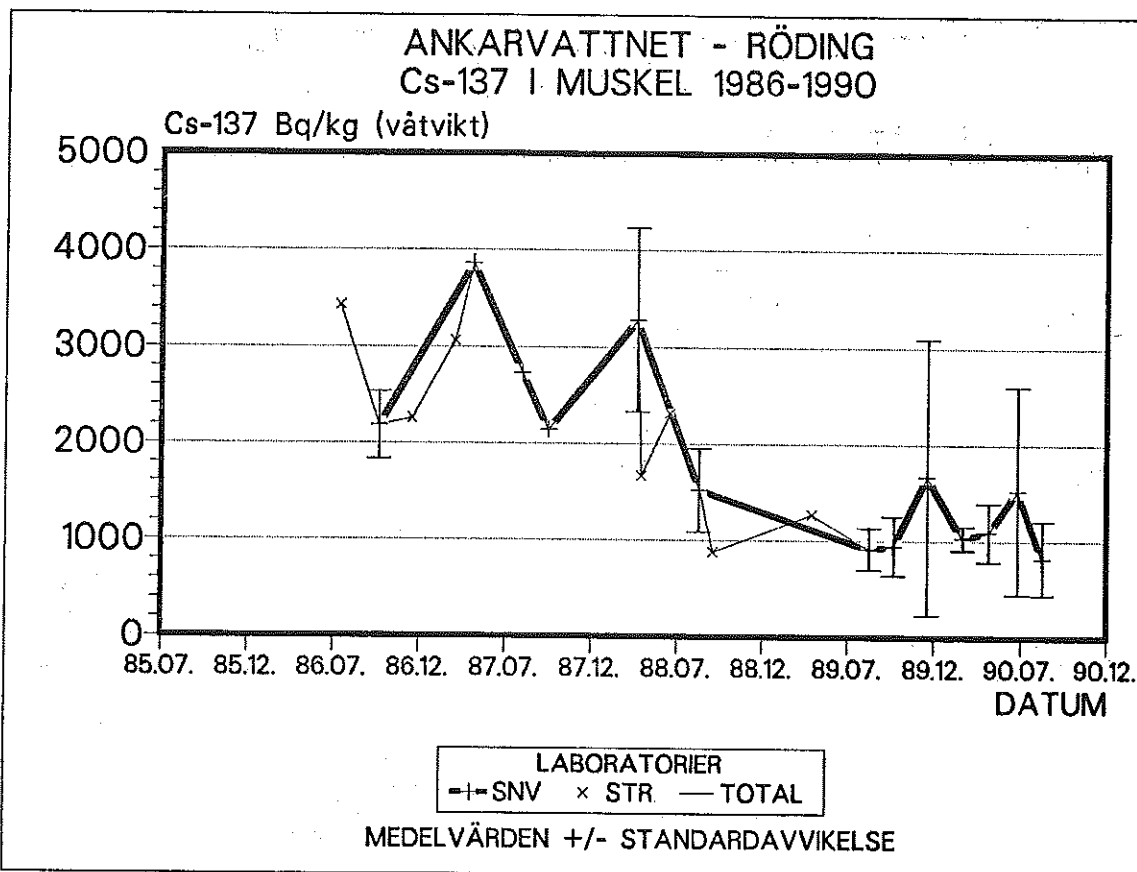
### Variation mellan åren

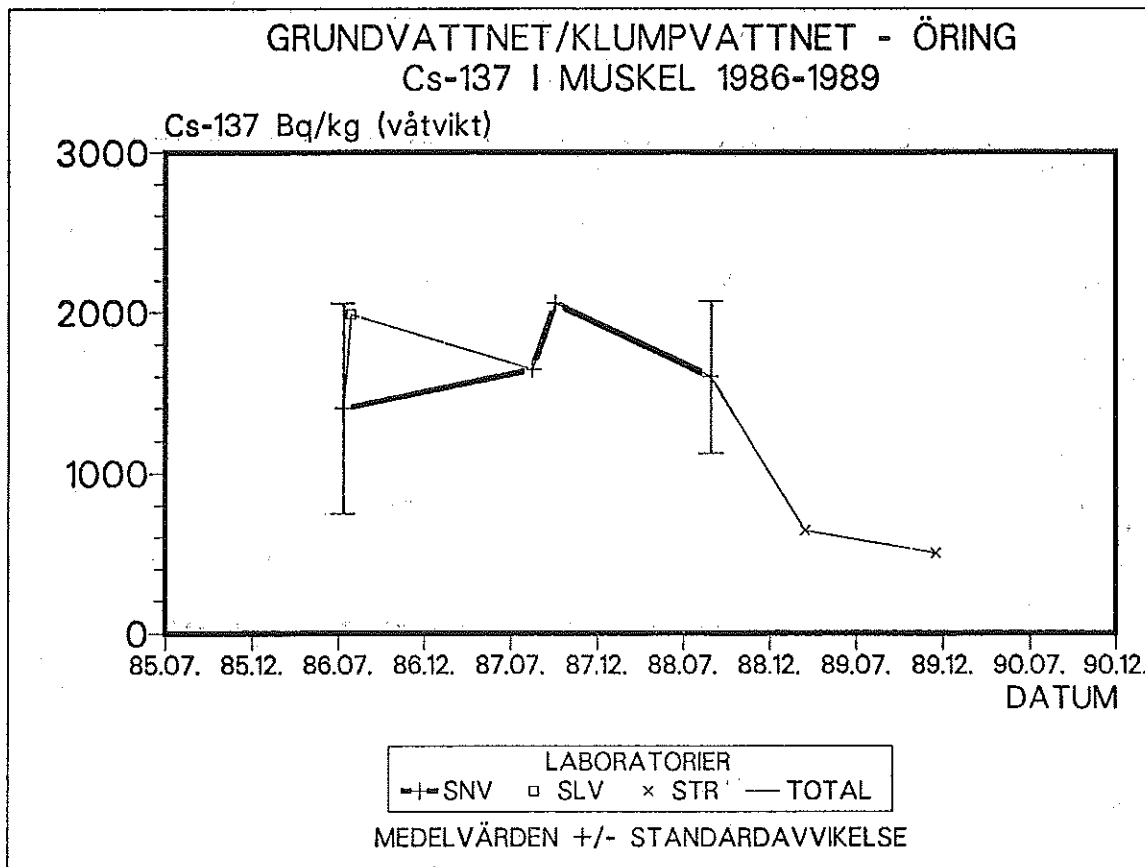
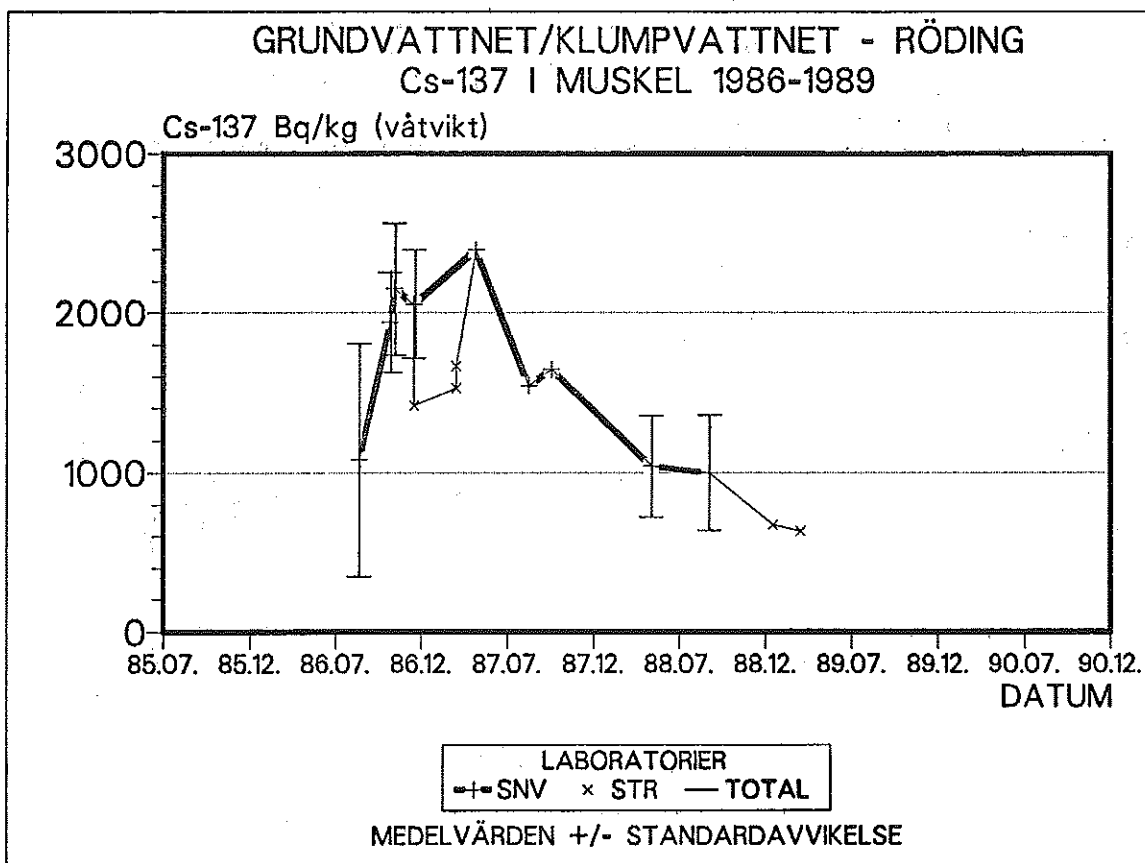
De stickprovsartade Cs-137-analyserna av muskel från öring och röding insamlade i **september 1985** visade klart att de ursprungliga bakgrundsvärdena i fisk från Blåsjön och Storsjouten var mycket låga, dvs **21-27 Bq/kg (v.v.)**. Dessa resultat styrker uppfattningen om att röding- och öringpopulationerna generellt i undersökningsområdet bör betraktas som i det närmaste "fria" från radioaktivt cesium under våren fram till Tjernobyl-katastrofen den 26 april 1986.

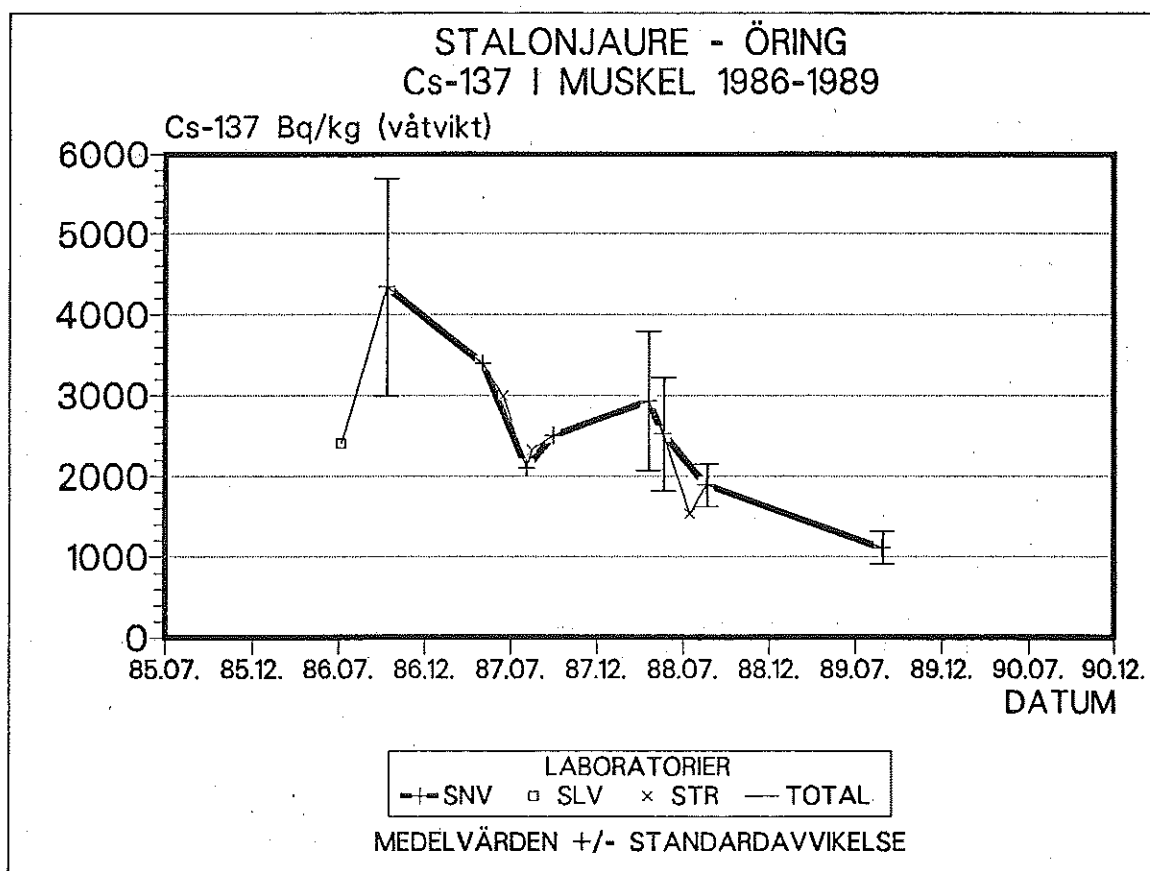
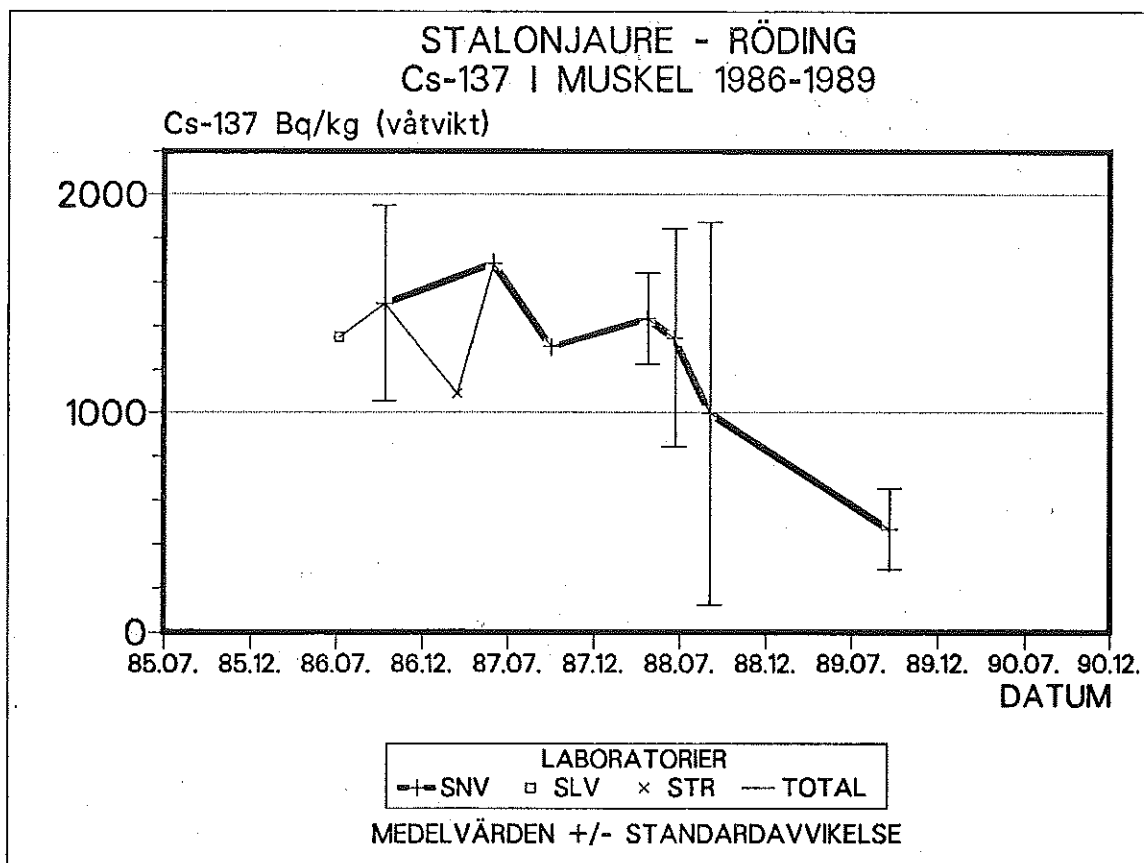
Under sommaren 1986 kunde dock en exponentiell ökning av Cs-137-nivåerna i både öring, röding, abborre och lake registreras. I t ex Björkvattnet uppmättes i början av juni värden omkring **770 Bq/kg (v.v.)** i öring, medan medelvärdena för röding endast uppgick till **140 Bq/kg**. I början av augusti hade halterna ökat till **4,700 resp 6,100 Bq/kg (v.v.)** i öring resp röding. Rödingen hade således nu högre halter än öringen i Björkvattnet och det högsta enskilda värdet som uppmättes i röding visade **10,060 Bq/kg**.

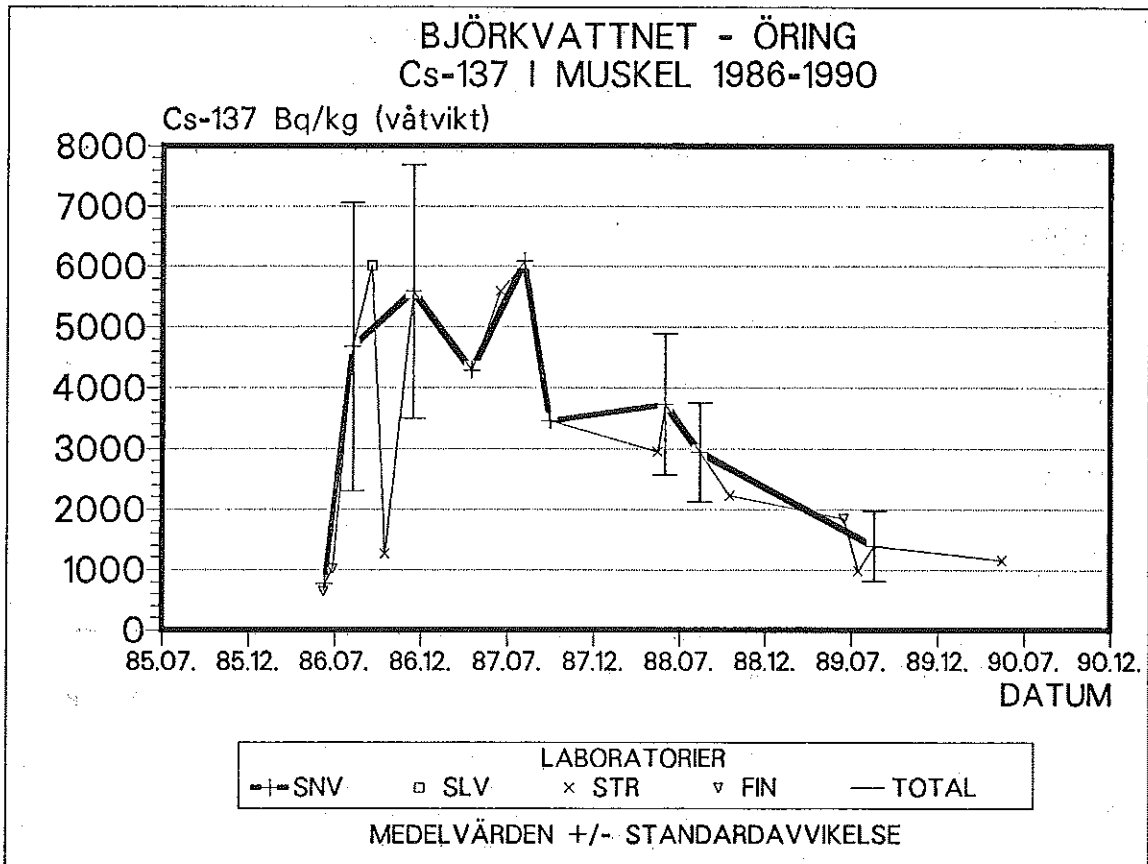
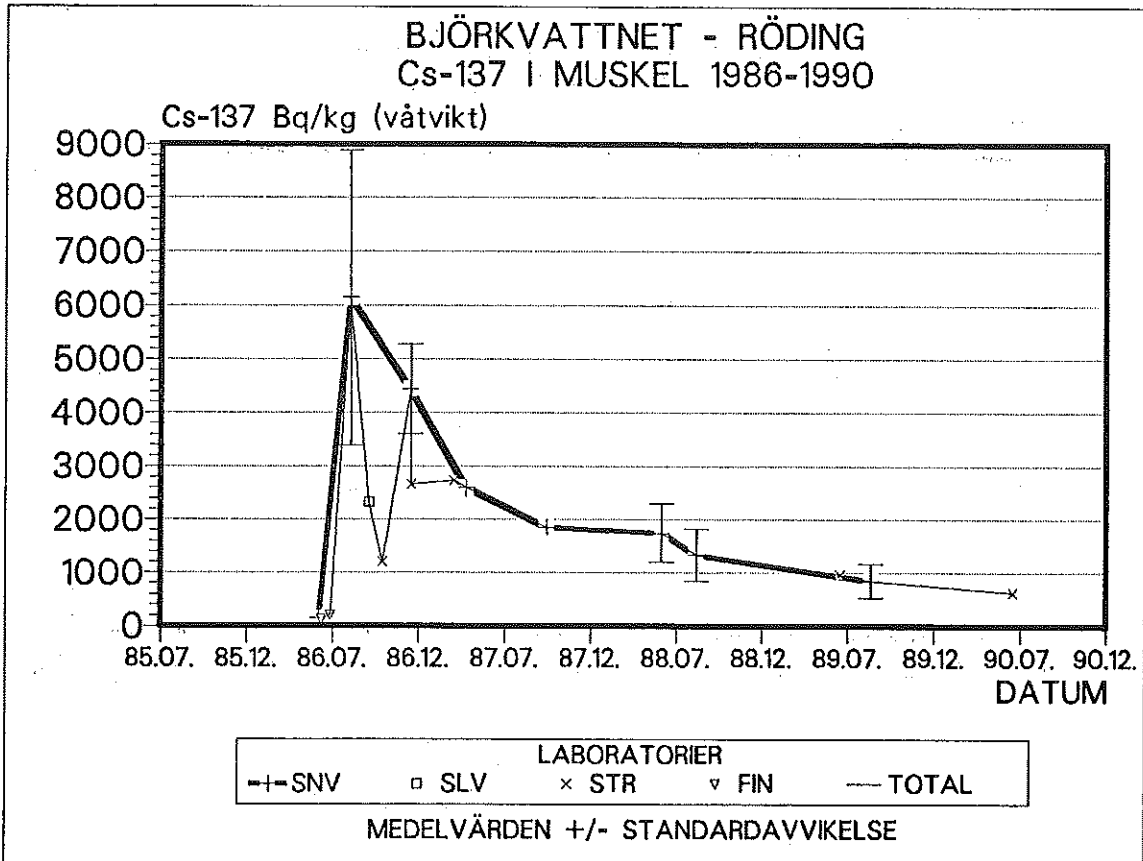
Figur 9a. Koncentrationen av Cs-137 (Bq/kg våtvikt) i röding resp öring från sju olika fjällsjöar i Gäddedeområdet under (1985)1986-1990. Även mätningar utförda av Statens Livsmedelsverk (SLV), Torvcentrum i Strömsund samt andra laboratorier redovisas.

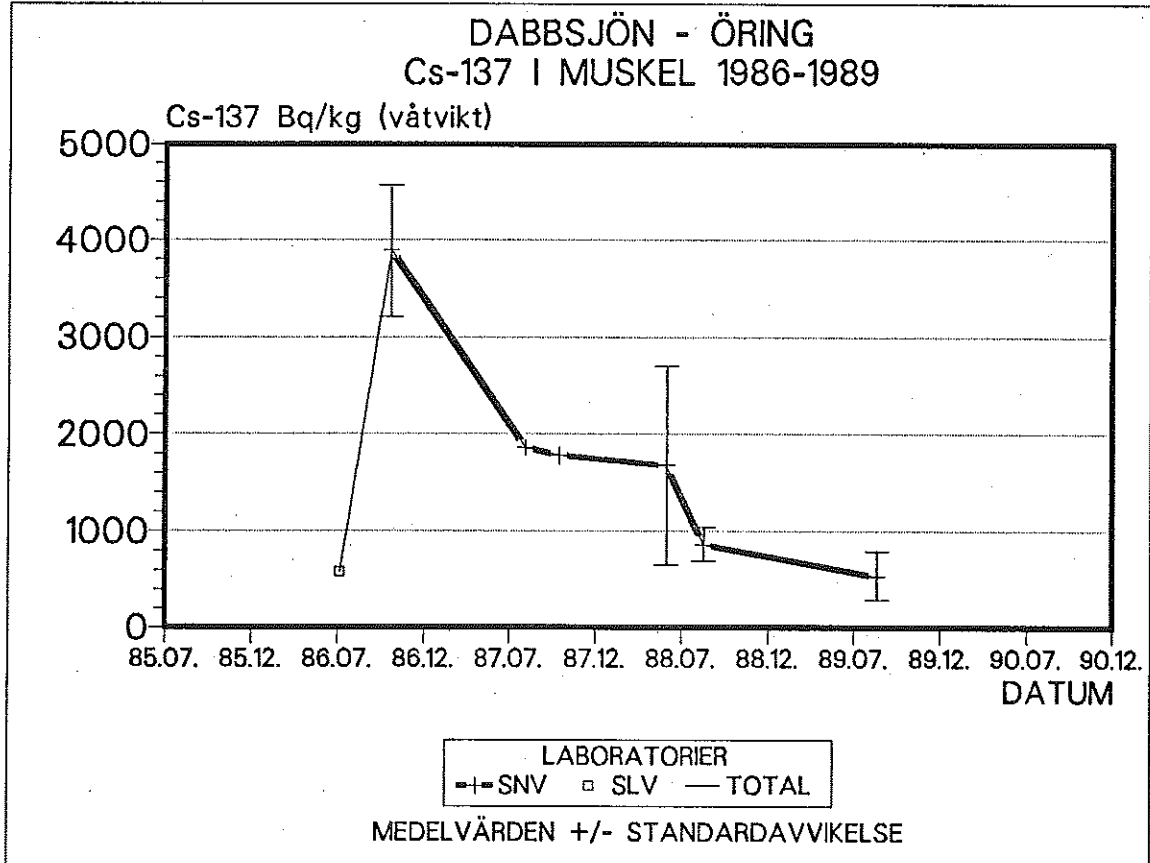
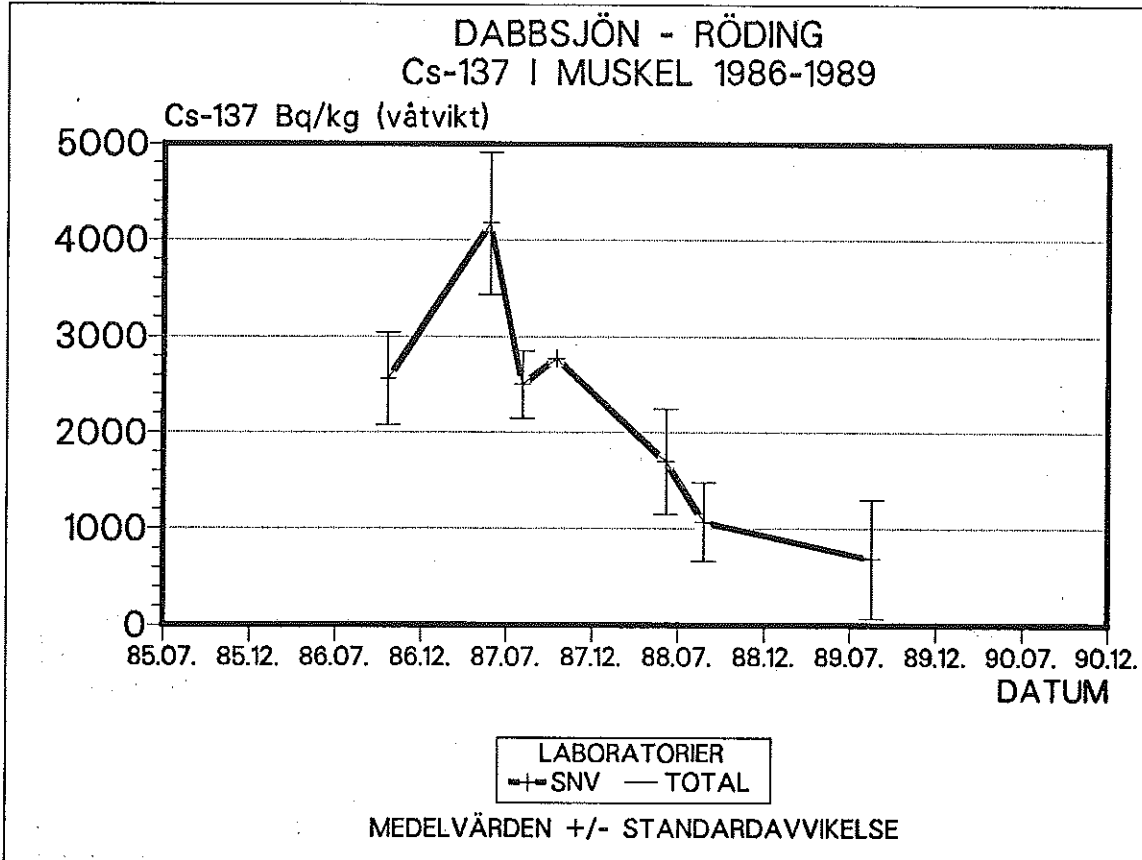
Mean levels and standard deviation of Cs-137 (Bq/kg wet weight) in Arctic char and brown trout from seven char lakes in the Gäddede region (1985)1986-1990. Data from analyses made in other laboratories have also been included. (Röding = Arctic char, dvärgröding = dwarfed char, öring = brown trout.)

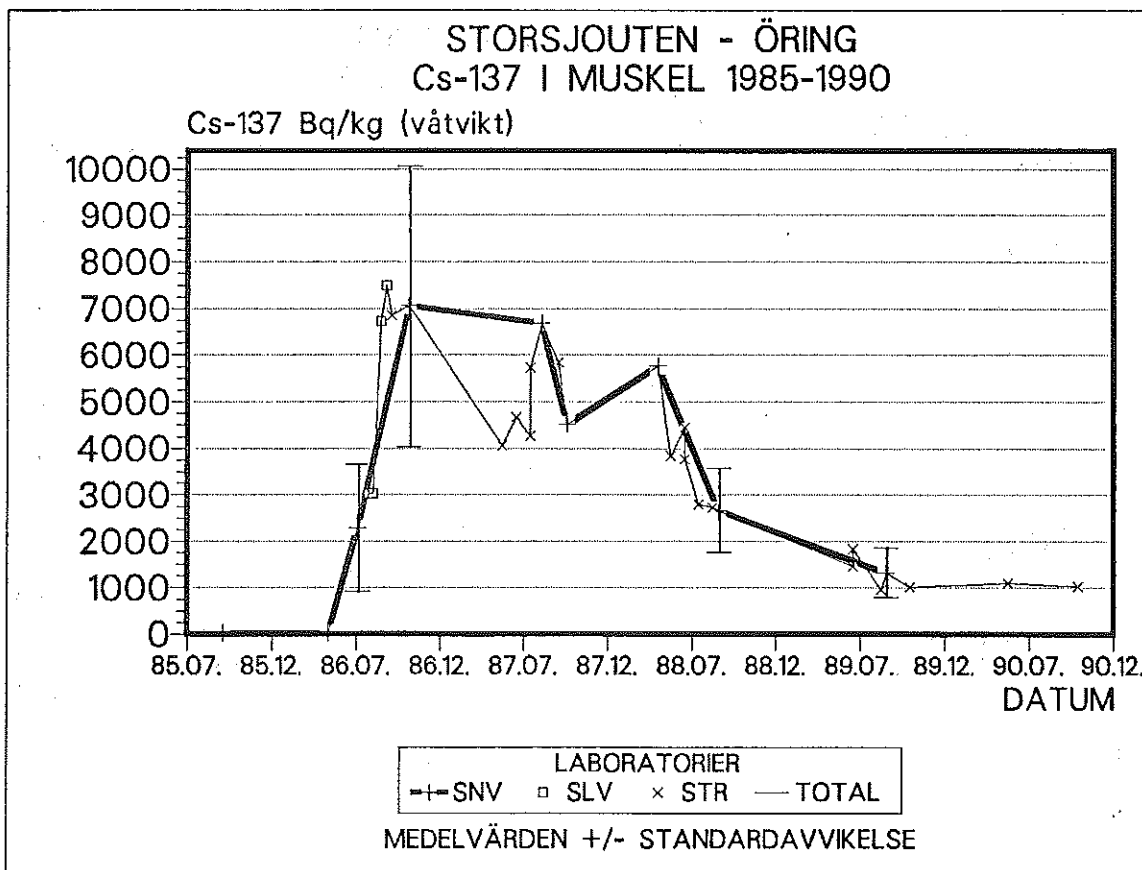
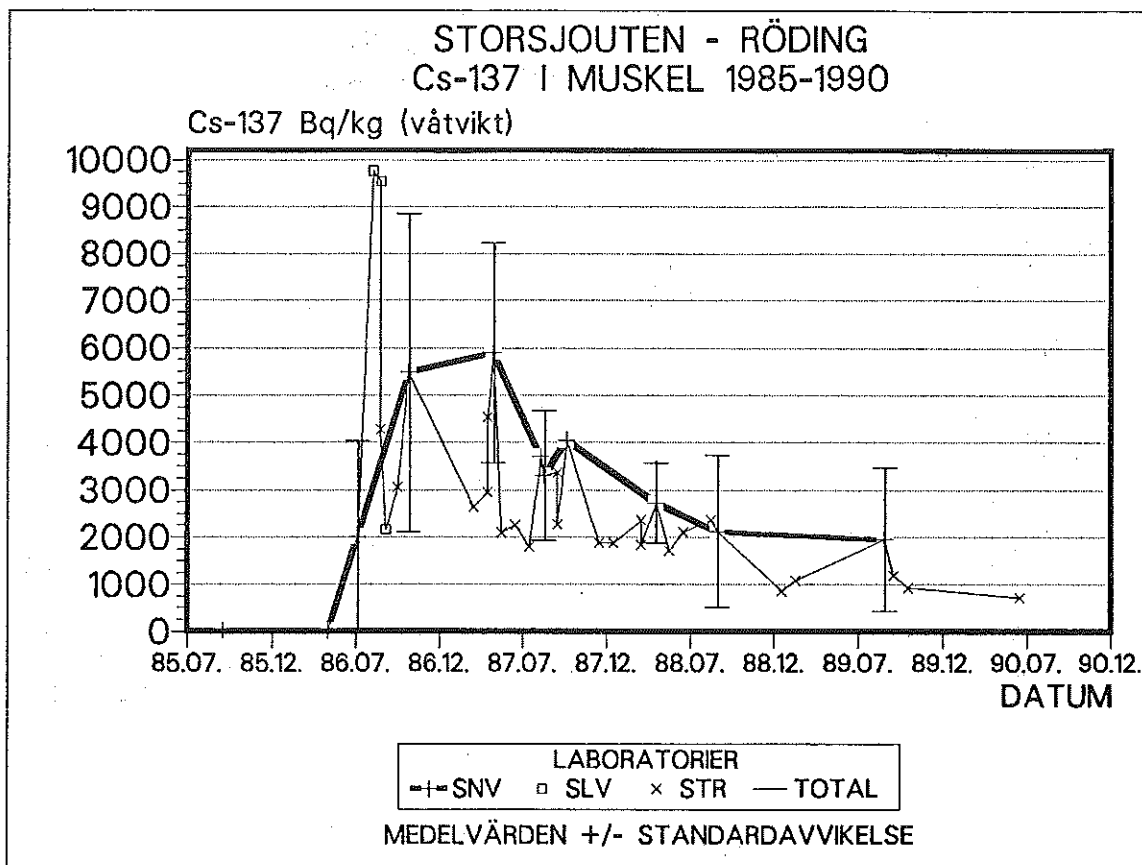


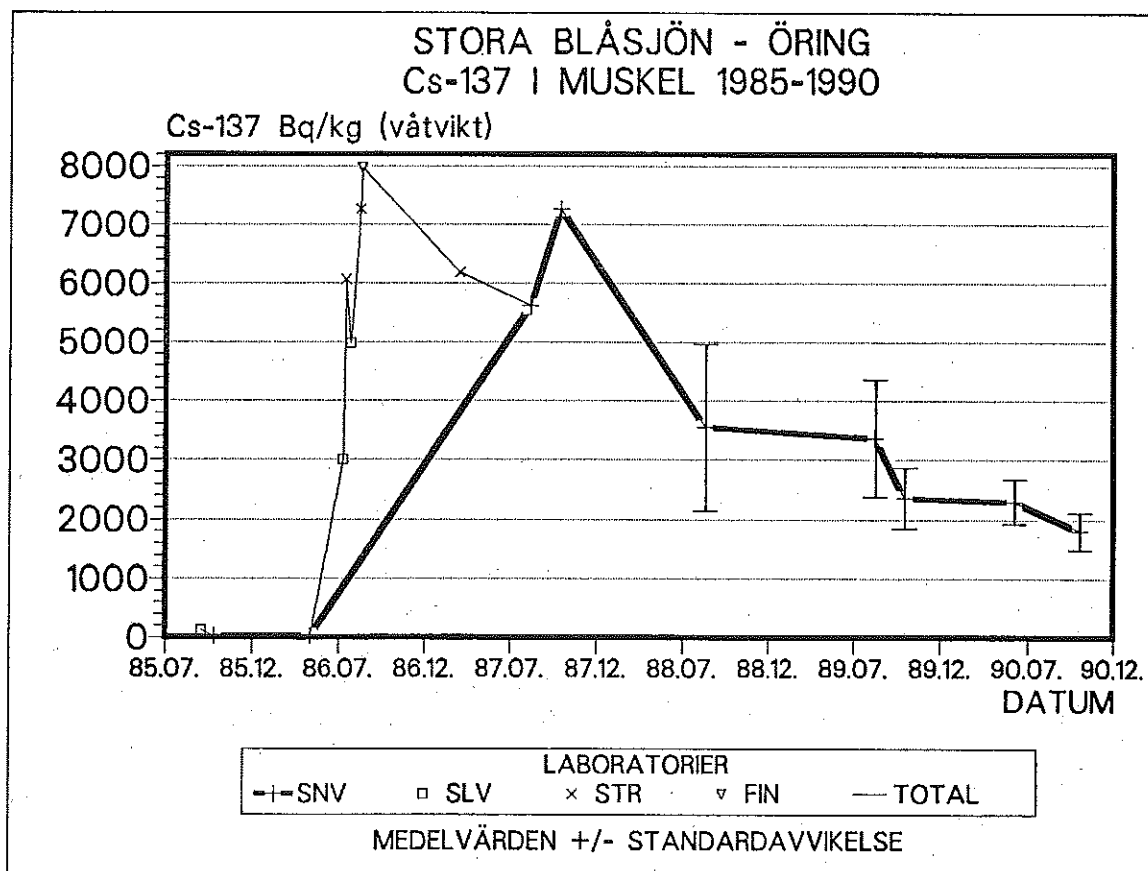
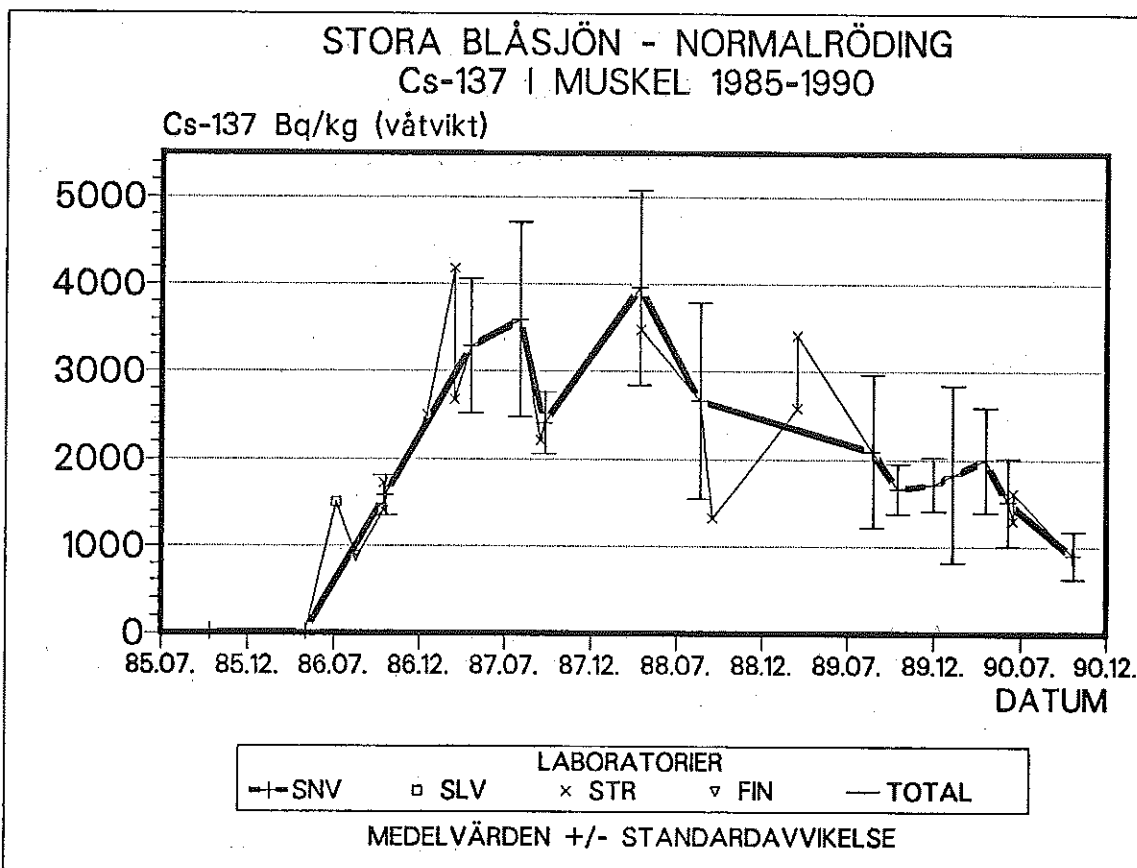




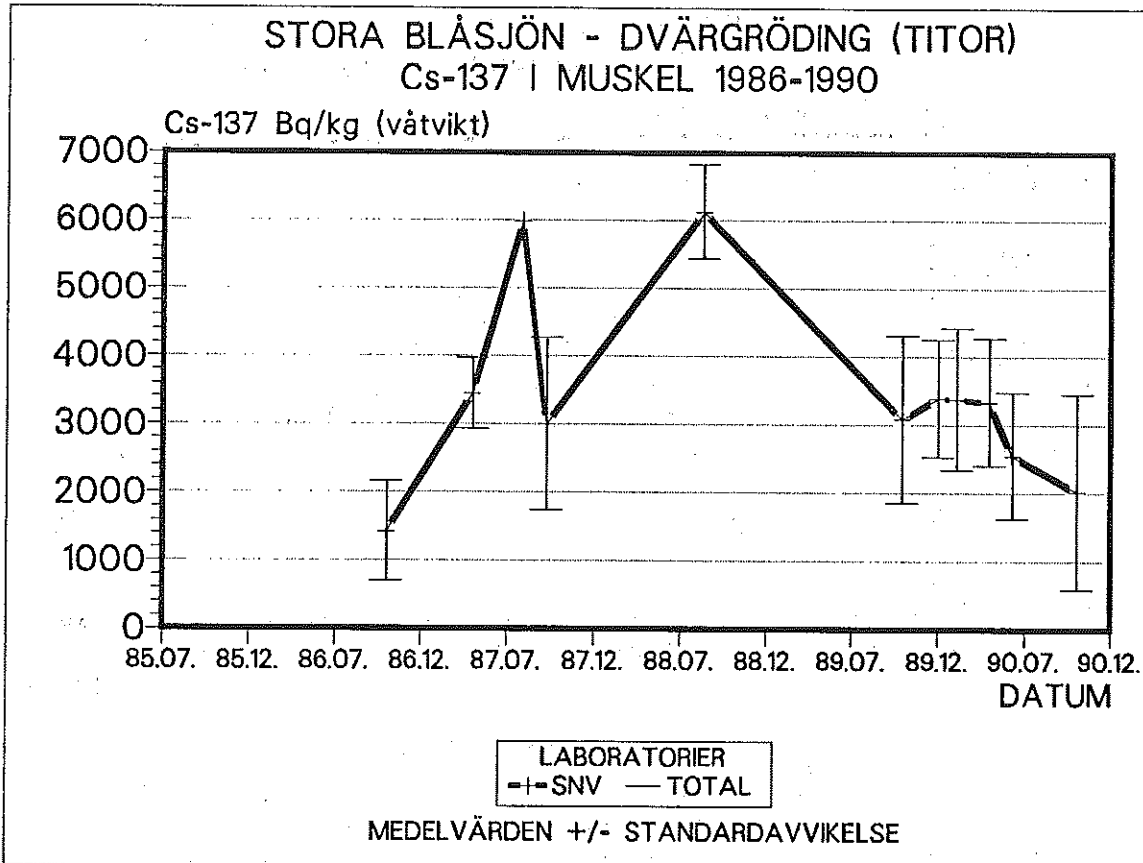












Forts. Figur 9h. (Figure 9h. cont.)

Rödingen i Björkvattnet hade i medeltal ackumulerat ca 90 Bq/kg per dygn under juni och juli, medan öringen ackumulerat ca 70 Bq/kg per dygn. I december hade rödingens cesiumhalt redan minskat till ca 4,400 Bq/kg medan öringens halter fortsatt att öka till 5,600 Bq/kg.

Den individuella variationen var mycket stor. Vid provtagningsstillfället i Storsjouten i slutet av oktober kunde så höga enskilda halter som 13,400 resp 13,600 Bq/kg (v.v.) uppmätas i röding resp öring, vilket är de högsta värdena av Cs-137 som uppmätts i fiskmuskel i undersökningen. Samtidigt insamlades i Storsjouten röding och öring med så "låga" halter som 2,000 resp 2,800 Bq/kg (våtvikt). Baserat på medelvärdena hade röding och öring i Storsjouten ackumulerat ca 30 resp 45 Bq/kg per dygn sedan provtagningsstillfället i början av juli. Utvecklingen av cesium i fisk varierade även kraftigt mellan sjöarna, och i vissa sjöar även mellan de olika fiskarterna.

I några sjöar tycks maximivärdena ha uppnått redan under vintern 1986, medan halterna i de flesta rödingbestånden fortsatte att öka fram till vårvintern 1987. I ett par sjöar fortsatte halterna i öringbestånden att stiga även under sommaren 1987. Pga av svårigheterna att fånga öring under vintern saknas dock tidiga värden från flertalet sjöar under våren 1987. Efter provtagningsomgången i oktober 1987 vände trenden för de flesta undersökta bestånden (Figur 9). Från detta enkla mönster avvek dock röding från Blåsjön och Ankarvattnet, vars värden på nytt visade mycket kraftiga ökning under de påföljande vinterhalvåren 1987/88 och 1988/89.

Den ekologiska halveringstiden,  $T_{\frac{1}{2}\text{ekologisk}}$  kan beräknas genom följande antaganden (Formel 1-2):

$$Y = Y_0 e^{-kt} \quad (1)$$

$$T_{\frac{1}{2}\text{ekologisk}} = \ln 2 / k \quad (2)$$

$Y_0$ : Koncentrationen av Cs-137 vid tiden noll,

$Y$ : Koncentrationen av Cs-137 vid tiden  $t$ ,  $k$ : konstant

Den ekologiska halveringstiden har beräknats art- och sjövis för två perioder; september/oktober 1987 till augusti/september 1988 resp augusti/september 1988 till augusti/september 1989. Värdena varierade kraftigt mellan åren, sjöarna och arterna, från 230 till 4880 dagar. De högsta värdena härrör från de reglerade sjöarna med inplanterad *Mysis*. Genom kurvanpassning av samtliga värden per sjö och art från 1987-1990 erhöles medelvärdet  $560 \pm 180$  dagar (Tabell 19).

Dessa värden blir något mindre om de två punkterna för öring från Grundvattnet undantas,  $533 \pm 154$ . Det råder för övrigt god överensstämmelse mellan de ekologiska halveringstiderna för röding (330-790 dagar ( $\bar{x}=584 \pm 176$ )) och öring (340-900 dagar ( $\bar{x}=474 \pm 72$ )). För Blåsjöns titor var kurvanpassningen ( $r^2=0.270$ ,  $n=8$ ) mindre god och halveringstiden 1,587 dagar betydligt längre är för normalröding och öring. Kortast halveringstid noterades för röding från Dabbsjömagasinet.

Möjligen skedde en snabbare nedgång av Cs-137-halterna i fisk under de första åren än under senare år. Utsöndringen av Cs-137 från sötvattensfisk har tidigare beskrivits som en exponentiell process bestående av flera funktioner med snabba resp långsamma förlopp (Se t ex Häsänen et al. 1968, Kolehmainen 1972, 1974). Dessa funktioner bör möjligen även ses i ett längre perspektiv i nordliga och kalla sjöar när det gäller effekterna av radioaktivt utsläpp från en havererad kärnreaktor.

### Betydelsen av fiskens storlek, ålder, kön och könsmognad

Flera undersökningar har påvisat samband mellan fiskars storlek och deras upptag resp utsöndring av radioaktivt cesium (se t ex. Häsänen et al. 1967, Kolehmainen et al. 1968, Kolehmainen 1972, 1974, Carlsson & Lidén 1978, Evans 1988a).

Tabell 19. Ekologisk halveringstid för Cs-137 i röding och öring från sju fjällsjöar i Gäddedeområdet, norra Jämtland. Data från perioden oktober 1987 till oktober 1990 har anpassats till en kurvan  $Y = Y_0 e^{-kt}$  varefter  $T_{1/2}$  har beräknats utifrån formeln  $T_{1/2} = \ln 2 / k$ .

Ecological half life of Cs-137 in Arctic char and brown trout from char lakes in the Gäddede region, northern Sweden. Data from October 1987 to October 1990 have been fitted to the curve  $Y = Y_0 e^{-kt}$  from which  $T_{1/2}$  has been calculated according to the formula  $T_{1/2} = \ln 2 / k$ .

Sjö	RÖDING (ARCTIC CHAR)			ÖRING (BROWN TROUT)		
	$r^2$	n	$T_{1/2}$	$r^2$	n	$T_{1/2}$
Ankarvattnet	0.531	10	794	0.880	6	519
Björkvattnet	0.917	4	587	0.813	4	486
Blåsjön	0.658	10	816	0.902	6	610
Dabbsjön	0.938	4	331	0.855	4	368
Stalonjaure	0.828	5	432	0.840	5	516
Storsjouten	0.793	4	694	0.817	4	344
Grundvattnet	0.912	3	443	-	2	900 *
Medelvärde (mean)			584			474
Std			176			92

\*endast två punkter, ingen kurvanpassning möjlig.  
only two points, no curve fitting possible.

De omfattande individuella mätningarna som skedde på röding och öring insamlade under 1986 och 1988-1990 gav möjlighet till mer detaljerade analyser av individuella samband mellan halterna av Cs-137 och olika biologiska standardparametrar som t ex fiskens totallängd, totalvikt, Fulton's konditionsfaktor (vikt/längd<sup>3</sup>), kön, könsmognadstillstånd (1-7 enl Vladykov 1956), ålder, tillväxt (längd/ålder), samt halten av Cs-134 och K-40 i muskel. De linjära korrelationsanalyserna har utförts i en matris med både reella och logaritmerade värden, av vilka dock endast resultaten från de senare redovisas här. Förutom det genomgående mycket starka positiva linjära sambandet mellan Cs-137 och Cs-134 i fiskmuskel har egentligen **inget enhetligt mönster för samtliga fiskar kunnat identifierats**. Däremot framstår **speciella mönster inom röding resp öring, samt inom olika år**.

I den matris av övriga 632 utförda individuella korrelationsanalyser på totalt 1329 individer representerande 5 olika arter och nio olika sjöar registrerades signifikanta samband (dvs på minst 95% nivå) i 153 fall. Av dessa dominerade korrelationer mellan värdena för Cs-137 i fiskmuskel och **fiskens vikt (21%) resp längd (19%)**. Ingen klar dominans av positiv eller negativ korrelation med storlek kunde dock urskiljas, vilket möjligen antyder en slumpvis fördelning av de uppmätta sambanden, eller att skillnaderna mellan olika arter, sjöar eller möjligen undersökningsår är av större betydelse. Av övriga registrerade samband erhöles signifikanta korrelationer mellan Cs-137 och **ålder** i 18% av fallen, och i lika många fall mellan Cs-137 och fiskens **tillväxt (längd/ålder)**. Av sambanden mellan Cs-137 och fiskålder var en signifikant andel positiva (teckentest, 23+/4-,  $\chi^2$ , \*\*\*), medan sambanden med tillväxt dominerades av negativa korrelationer (teckentest, 6+/22-,  $\chi^2$ , \*\*). Dessutom noterades samband mellan Cs-137 och **Fultons konditionsfaktor (15%)**, samt **kön (3%)**, **könsmognad (5%)** resp **K-40-halten i muskel (2%)** i mindre skala.

Vid en analys av de linjära sambanden inom resp fiskarter blir mönstret mer nyanserat. Det är framför allt **rödingen som uppvisar det positiva sambandet mellan Cs-137 och ålder** (teckentest, 18+/3-,  $\chi^2$ , \*\*), resp det **negativa sambandet mellan Cs-137 och tillväxt** (4+/22-,  $\chi^2$ , \*\*\*). Dessa samband förklaras sannolikt av att rödingpopulationer vanligen uppvisar mycket komplicerade tillväxtnöster med individer som följer olika

alternativa och kombinerade livshistoriemönster (Johnson 1980, Nordeng 1983, Hammar 1989). Detta innebär att det i flertalet av de undersökta fjällsjöarna finns enskilda rödingar med ytterst långsam tillväxt och hög ålder, dvs rödingar som dels klarat sig undan nätfisket i många år, och dels kanske även levt på större djup. Sådana dvärgrödingar går i Jämtlands fjälltrakter under benämningen titor. Som tidigare nämnts kan dessa rödingar dessutom tillhöra en genetiskt avvikande population, dvs vara reproduktivt isolerade från de mer grundlevande rödingarna. Sambanden mellan Cs-137-halten och rödingens ålder vid olika tillfällen för varje specifik sjö uppvisar endast ensidig positiv signifikans (teckentest, 7+/0-,  $\chi^2$ , \*) i Blåsjön, vars djuplevande dvärgröding har detaljstuderats, eftersom de dels avviker markant ekologiskt och dels visat sig ha mycket höga cesiumhalter. Det senare antyds även av dominansen av signifikanta negativa samband (teckentest, 1+/7-,  $\chi^2$ , \*) mellan Cs-137 och rödingens vikt i Blåsjön.

Av övriga signifikanta samband framstår **Stalonjaures rödingpopulation som speciell** eftersom denna förutom positiva samband med ålder resp negativa samband med tillväxt även uppvisar signifikanta och positiva samband mellan Cs-137 och längd resp vikt. Hos dessa rödingar framstod alltså **de största, äldsta och sämst växande som de mest cesiumbelastade fiskarna**.

Anmärkningsvärt är också sambanden mellan Cs-137 och rödingens ålder i de tidiga proverna från Dunnervattnet resp Gräsvattnet, augusti 1986. I dessa bägge fall var de signifikanta sambanden med ålder negativa, medan sambanden mellan Cs-137 och tillväxt var positiva, dvs att unga snabbväxande rödingar hade högst cesiumhalter. Dessa bägge populationer bör betraktas som de mest småvuxna, pelagiska och planktonätande av de undersökta rödingbestånden. Resultaten antyder därför att **hög konsumtion av zooplankton gav höga cesiumhalter i röding tidigt under sommaren 1986**.

Vid en analys av de summerade regressionserna mellan Cs-137 och olika öring-parametrar framstod **sambanden med längd** (teckentest, 10+/1-,  $\chi^2$ , \*\*) och **vikt** (10+/1-,  $\chi^2$ , \*\*) som **positivt signifikanta**. Endast ett fåtal av de analyserade öringarna har varit könsmogna, varför de nämnda storlekskaraktärerna sannolikt direkt speglar somatisk tillväxt och därmed hur mycket

öringarna har konsumerat av kontaminerade bottendjur och bytesfiskar sedan de lämnat sina uppväxtförhållanden i sjöarnas småbäckar. Klar dominans av signifikanta positiva samband mellan Cs-137 och fiskstorlek (längd resp vikt) i enskilda sjöar uppmättes endast i Stalonjaure (teckentest 4+/0- 4+/0-,  $\chi^2$ , \*/\*), medan teckentest på samtliga regressioner (inklusive icke signifikanta samband) även påvisade positiva samband hos öring i Ankarvattnet (6+/0-, 6+/0-,  $\chi^2$ , \*/) och Blåsjön (6+/0-, 6+/0-,  $\chi^2$ , \*).

Vid jämförelser av mönstret i en matris av samband mellan Cs-137 och olika karaktärer hos fiskbestånden vid olika insamlingsår framstår ytterligare detaljer värda att notera. Från och med 1988 framträder sambanden mellan Cs-137 och rödingens ålder som klart positiva efter att under 1986-87 varit negativa. Sambanden mellan Cs-137 och rödingens tillväxt visar den omvända utveckling, dvs att om unga och snabbväxande rödingar hade högst cesiumhalter under 1986 så har de äldre och långsamväxande rödingarna högst halter under 1988-90. En förklaring skulle kunna vara att processerna som gynnade upptaget av Cs-137 under sommaren 1986 mer omfattade kvantiteten av vad fiskarna åt, medan processerna som speglar upptaget under senare år mer omfattat kvaliteten av vad rödingen ätit. De signifikanta sambanden mellan Cs-137 och öringens storlek (längd, vikt) tenderar att bli mer ensidigt positiva med åren.

I en matris av stegvis **multipla regressionsanalyser** förbättrades förklaringsgraden betydligt för många av de tidigare uppmätta sambanden. Genom att modellerna först prioriterar de bäst uppmätta linjära korrelationerna erhålls ett mönster av rangordnade faktorer beroende på primärt högsta förklaringsgrad. Av de faktorer som bäst förklarade variationen i Cs-137 hos **röding** dominerade en **negativ tillväxtfaktor** (32%) och en **negativ storleksfaktor** (längd, vikt eller konditionsfaktor) (26%). Av de sekundärt förbättrande faktorerna framstår **kön** (pos., honor > hannar) och **könsmognad** (neg.) som viktigast i 34% av modellerna, medan det i 19% av modellerna fortfarande var negativa faktorer av olika storleksbegrepp (vikt, konditionsfaktor) som höjde förklaringsgraden. Även **torrvikt** (pos.) och **K-40-halten** (pos.) bidrog sekundärt till förbättrad förklaringsgrad i 13 resp 9% av analyserna.

När det gäller multipla samband mellan variationen av Cs-137 i **öring** och olika oberoende

fiskparametrar framstår en **positiv faktor bestående av olika storlekskaraktärer** (längd, vikt eller konditionsfaktor) med den högsta förklaringsgraden i 43% av de testade modellerna. De faktorer som sekundärt förbättrar förklaringsgraden i de multipla sambanden uppvisar inget enhetligt mönster.

Endast i en sjö, **Stalonjaure**, noterades **ensidigt positiva signifikanta samband mellan Cs-137 och fiskstorlek**, dvs totallängd resp vikt, för både **röding och öring** (teckentest, 8+/0- 8+/0-,  $\chi^2$ , \*\*). Från just Stalonjaure och Storsjouten insamlades under 1986-1987 öring och röding i flera olika förutbestämda längdkategorier. Även här var dock ett enhetligt förklarande och återkommande mönster till cesium-variationen i fisk svår att identifiera. I en stegvis multipel regression med längd, vikt, kondition, kön, könsmognad, ålder, tillväxt, torrsbstanshalt och K-40 som oberoende variabler noterades ett starkt signifikant samband ( $r^2=0.44$ , \*\*\*, 35 obs.) mellan Cs-137 och kombinationen vikt, K-40, torrsbstanshalt och tillväxt i nämnd ordning för **öring** insamlad i oktober 1986. I maj 1988 förklarades 64% av cesium-variationen i öringen av variationen i tillväxt, K-40, vikt och kön (\*\*, 14 obs.) och i september 1989 är variationen av kondition, vikt och K-40 avgörande för förklaringen ( $r^2=0.79$ , \*\*, 11 obs.).

För **röding** från Stalonjaure kunde ålder, torrsbstanshalt och kön förklara 75% av variationen i Cs-137 i oktober 1986 (\*\*\*, 14 obs.). För röding insamlad senare i augusti 1988 kunde kombinationen vikt, könsmognad, kön och tillväxt förklara hela 85% av variationen hos Cs-137 (\*\*\*, 13 obs.), medan ålder och könsmognad gav högst förklaringsgrad i september 1989 ( $r^2=0.35$ , \*, 14 obs.).

**Inget egentligt mönster** av övergripande samband mellan Cs-137 och olika storleksberoende variabler hos öring och röding har således kunnat fastställas, även om analyserna i stort antyder att det är **små, gamla och dålig växande rödingar, resp stora öringar som uppvisar de högsta halterna under senare år**.

Vid analys av Cs-137 i **abborre från kustnära sjöar** inom det hårdast kontaminerade området har man heller inte funnit några klara samband mellan cesium-halt och fiskstorlek (L. Håkanson, Uppsala, pers. medd.). Inte heller Evans (1988a) kunde definiera något samband mellan Cs-137 och fiskstorlek hos **mört** i Forsmark, med-

an gädda däremot uppvisade en negativ korrelation. Vid experimentella arbeten av samme författare med abborre erhöles dock ett positivt samband mellan ackumuleringen av Cs-137 och fiskens längd (S. Evans, SNV, pers. medd.). Kolehmainen (1972) fann ett positivt samband mellan Cs-137 i amerikanska solabborrar och fiskarnas storlek. Sambandet var dock begränsat till fisk mindre än 70 gram. Motsvarande uppdelning i mindre längdgrupper har inte analyserats i denna undersökning, men utesluter inte att vissa sådana begränsade samband även kan finnas hos röding och öring.

Under mer stabila förhållanden kunde Hewett och Jefferies (1976) notera en allt högre anrikningsfaktor för Cs-137 ju större öring som mättes i samband med undersökningar i sjön **Trawsfynydd, Wales**, som under kontrollerade betingelser fått mottaga lågaktivt utsläpp från det lokala kärnkraftverket. I den humösa och näringsfattiga **Ulkesjön i södra Sverige** kunde Carlsson och Lidén (1978) notera ökad koncentration av Cs-137 med ökad storlek hos **gädda, abborre och mört**. Hannerz (1966) visade att halten Cs-137 ökade med längden hos både **abborre och lake**, och i hans analyser av **röding och blåsik** från Västerbotten och Norrbotten insamlade under 1966 framgår att sämre växande populationer hade de högsta halterna (Hannerz 1968).

Om tillväxttakten av ny vävnad överträffar den motsvarande anrikningen av Cs-137 så bör koncentrationsfaktorn vara mindre i snabbt växande individer än i långsamt växande fiskar (enl Baptist & Price 1962, ref. i Nelson 1969). Om tillväxtökningen däremot sker genom övergång till fiskdiet eller ökat födointag bör även koncentrationsfaktorn i snabbväxande fiskar öka.

## Betydelsen av halten kalium i fiskmuskel

Som tidigare påpekats måste många av analyserna med avseende på K-40 betraktas som osäkra pga av **alltför korta mättider**. Av 86 enkla linjära regressionsanalyser mellan Cs-137 och K-40 i fiskmuskel visade endast 3 fall signifikanta samband. Två positiva korrelationer uppmättes hos röding insamlade i Storsjouten oktober 1986 ( $r^2=0.37^{***}$ ,  $n=29$ ) och april 1987 ( $r^2=0.25^{**}$ ,  $n=28$ ), och ett negativt samband uppmättes hos öring

insamlad i Grundvattnet i augusti 1988 ( $r^2=0.31^*$ ,  $n=15$ ). Den sammanslagna bilden visar dock att antalet positiva samband dominerar men att dessa endast visar signifikanta skillnader för röding (teckentest  $32+/18-$ ,  $\chi^2$ , \*). Rödingar med hög halt av Cs-137 uppvisar därför generellt även högre halter av K-40, vilket bör förväntas eftersom de båda isotoperna är kemiskt lika. Avvikelser från detta samband har även noterats vid analyser av marina fiskarter under 1960-talet, vilket Schelske m fl (1973) förklarade med att Cs-137 anrikades selektivt, att förhållandet mellan Cs-137 och K-40 inte var jämnt fördelat i miljön eller med en kombination av dessa nämnda faktorer. Kolehmainen (1972) noterade en svag minskning av koncentrationen av stabilt kalium i solabborre med ökad storlek, medan halterna av Cs-137 ökade markant.

I ett tidigare kapitel påvisades halten av K-40 vara av betydelse för förklaringsgraden av Cs-137 i öringar från **Stalonjaure** i en serie korrelationsanalyser. I motsvarande regressionsanalyser av öring från **Storsjouten** nedströms **Stalonjaure** tycks däremot inte variationen av K-40 vara av betydelse för variationen i Cs-137. Däremot var den som påpekats tidigare av avgörande betydelse för förklaringen av cesiumvariationen i röding från **Storsjouten** vid tre av fem tillfällen.

Om lokala samband av ovanstående slag mellan K-40 och Cs-137 vid jämförelse av enskilda individer tidigare rapporterats är inte känt. Däremot har ett motsvarande samband för stabilt kalium och cesium observerats vid jämförelse mellan muskelprover från olika fiskarter av Bryan med flera (1966). Man konstaterade att anrikningsfaktorn ökade i muskelvävnad med hög kaliumkoncentration. Att en motsvarande relation även gäller för Cs-137 och K-40 verkar sannolikt p.g.a. det påvisade snabba utbytet mellan Cs-137 och stabilt cesium i biologiska system (Meyer & Ducouso 1981). Vid en jämförelse av de olika sjöarnas halter av stabilt kalium (Appendix 2) framstår i och för sig **Storsjouten** med de högsta värdena (0.007-0.021 mekv/l), medan **Stalonjaure** däremot har jämförelsevis intermediära halter (0.006-0.008 mekv/l). Halterna måste dock betraktas som mycket låga och skillnaderna extremt små. I detta sammanhang kan påpekas att Håkanson med kollegor (1988) i en undersökning av Cs-137-belastade sjöar inom Gävleborgs och Västernorrlands län påvisat att Cs-137 halten i småabborre visade en förbättrad

regression till respektive sjöars Cs-137 belastning då en negativ term innehållande bl.a konduktiviteten tillfördes modellen.

Betydelsen av stabilt kalium i vattnet för upptaget av radioaktivt cesium i fisk har diskuterats länge och flera resultat påvisar att samband finns (se t.ex Hannerz 1966, Kolehmainen et al. 1967, 1968, Preston et al. 1967, Vanderploeg et al. 1975). När det gäller fjällsjöar så fann Holmgren och Näslund (1987) att Cs-137 halten i röding från en tjärn med utlopp i Visjön var betydligt lägre än rödingarna fångade i själva Visjön. Rödingen utför en årlig näringsvandring mellan Visjön och den extremt näringsrika Åsvallstjärnen där en mycket stor andel av rödingens energiupptag sker (Näslund 1991). Den av utsläpp från Storlien eutrofierade tjärnen konstaterades ha fyra gånger högre kaliumhalt än Visjön, vilket Holmgren och Näslund antog kunna vara en sannolik förklaring till de lägre halterna av Cs-137 i rödingen. Det finns dock många andra viktiga skillnader mellan dessa bägge miljöerna.

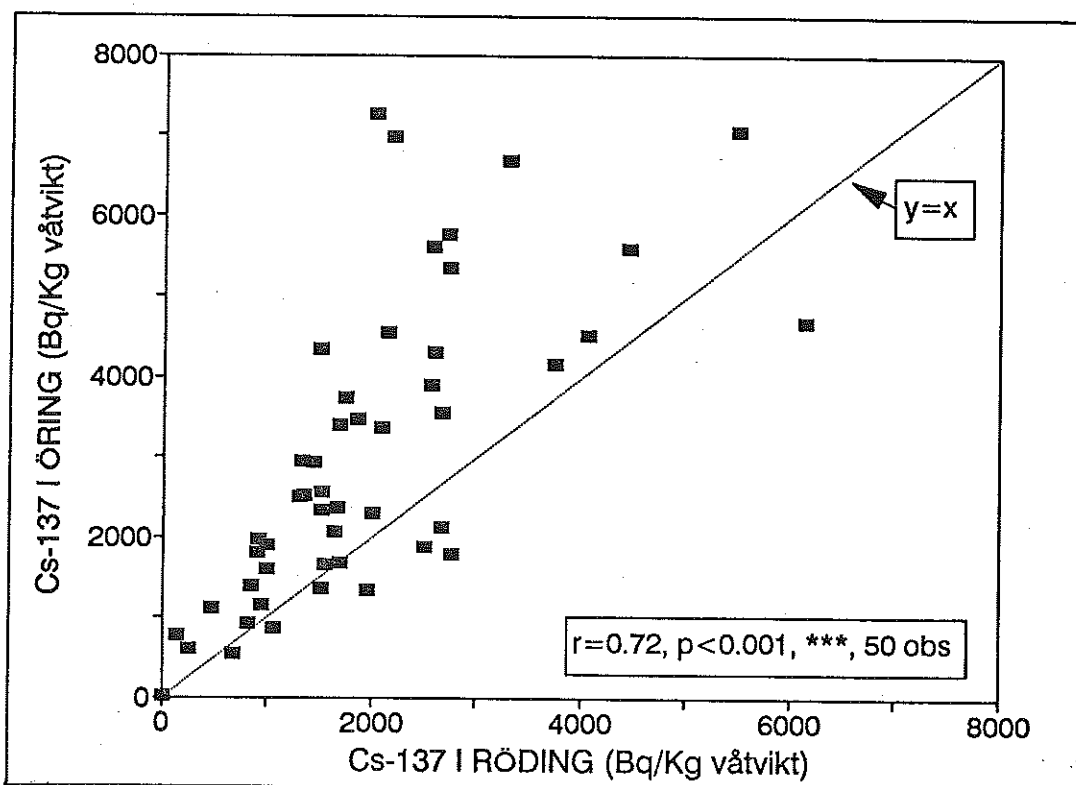
Genom att tillföra ett vildvatten stabilt kalium skulle upptaget av radioaktivt cesium av

organismer möjligen kunna hämmas (Håkanson 1987). Som tidigare diskuterats fann Evans (1989) **ingen skillnad i biologisk halveringstid vid experimentella försök med redan kontaminerad mört i olika kaliumkoncentrationer**. Inte heller Andersson m fl (1991) kunde påvisa några samband mellan cesiumhalten i abborre och gädda från norrländska skogssjöar i ett storskaligt experiment med extra tillförelse av kalium till vissa av sjöarna.

### Variationen i halten Cs-137 mellan olika fiskarter

Vissa arter uppvisar oftare högre radiocesiumhalter än andra, pga **högre ackumuleringsgrad eller längre biologisk halveringstid** (t ex Bryan et al. 1966, Jefferies & Hewett 1971, Hewett & Jefferies 1976, 1978). Nästan genomgående uppvisade öringen i undersökningsområdet högre Cs-137-värden än rödingen ( $r^2=0.52$ ,  $p<0.001$ , 50 obs. par av medelvärden)(Figur 10). Formeln för det linjära sambandet ger:

$$\text{Cs-137 halt i öring} = 872 + 1.08 \times \text{Cs-137 halt i röding} \quad (3)$$



Figur 10. Det linjära sambandet mellan Cs-137 (Bq/kg våtvikt) i röding och öring från olika fjällsjöar i Gäddeområdet, under perioden 1985-1990.

Linear correlation between levels of Cs-137 (Bq/kg wet weight) in Arctic char and brown trout from various char lakes in the Gädde region, 1985-1990

Förutom de rent taxonomiska olikheterna med allt vad detta innebär i form av skilda evolutionära lösningar med olika fysiologiska skillnader, utgör öring och röding två ekologiskt sett mycket snarlika arter. Dock tillhör **rödingen** en mer **kall-stenoterm** fiskgrupp, vilket främst märks vintertid då den är betydligt mer aktiv än öringen. **Öringen** däremot **gynnas av den högre temperaturen sommartid**. Ugedal med flera (1988) konstaterade att öringen i den norska Høysjøen konsumerade 2.5-3.5 resp 5-8 gånger mer föda per dygn än rödingen under juni resp juli. I oktober kunde ingen skillnad i födomängden mellan arterna mätas, och jämförelser under vintern finns inte redovisat. Denna **upptagsskillnad** menade Ugedal m fl (1988) kunde förklara den betydligt snabbare ökningen av Cs-137 i öring än i röding under sommarperioden 1986 i Høysjøen. Med den tidigare beskrivna uppdelningen av miljön under konkurrens sker dessutom en markant **uppdelning av olika fisknäringssystemer**, dvs öringen äter litorala bottendjur, t ex *Gammarus*, medan rödingen sommartid äter zooplankton, en skillnad som bör vara av mycket stor betydelse med avseende på intaget av cesium. Eftersom denna segregering förändras vintertid bör även **säsongsbundna skillnader** noteras i de båda arternas ackumulering av Cs-137.

I såväl våra resultat som Livsmedelsverkets PM-serie med analysdata för fisk redovisades dock flera fall där rödingens Cs-137-halter översteg öringens. I många fall handlar det troligen om slumpvisa tillfällen med "ombytta" värden inom felmarginalen, medan andra fall sannolikt speglar speciella biologiska processer av betydelse. I t ex Ankarvattnet hade rödingen högre halter än öringen under försommaren 1990, och vid det senaste provtagningsstillfället i Storsjouten i augusti 1989 hade rödingens cesiumhalt överstridit öringens. Detta kan vara slumpmässiga skillnader eftersom skillnaderna arterna emellan minskat med åren.

Däremot uppvisade **rödingen i Dabbsjön** fr o m sommaren 1987 **genomgående högre cesiumhalter än öringen**. Det har visat sig att öringen i Dabbsjön under augusti-oktober livnär sig till en anmärkningsvärd stor del av olika storvuxna zooplanktonformer, vilka även visat sig vara ytterst betydelsefulla i rödingens näringsval. I en sådan konkurrenssituation bör rödingen otvetydigt vara den mest effektiva planktonpredatorn (Nilsson & Pejler 1973), vilket

därmed skulle innebära en **begränsning i tillgänglighet för öringens näringsresurser**. Detta syns tydligt i **Dabbsjö-öringens tillväxt vilken är väsentligt sämre än rödingens** (Appendix 4). Andra uppgifter talar för att Dabbsjömagasinets öringar till en viss del även representerar miljön i olika tilloppsbäckar, och att öringens cesiumhalter därmed kanske inte helt kan förklaras av miljön i Dabbsjön.

Som tidigare nämnts steg i **Björkvattnet** cesium-halterna snabbare i röding än i öring under sommaren 1986, men att öringen därefter genomgående överträffat rödingen i cesium-halt. Analyserna av fiskarnas näringsval i Björkvattnet visar att rödingen i högre grad än öringen ensidigt ätit *Mysis* under sommaren 1986, men att zooplankton dominerat i rödingens maginnehåll under de senare sommarperioderna. Som de följande kapitlen kommer att belysa skulle ett sådan näringsval resultera i den uppmätta skillnaden i Björkvattnet.

I **Blåsjön** där två genetiskt och ekologiskt skilda rödingpopulationer samexisterar, visar den **djuplevande dvärgrödingen** genomgående betydligt **högre Cs-137-värden än den grundlevande normalrödingen**. Såväl sommaren 1988 som 1989 uppvisade dvärgrödingarna närmast dubbelt så höga halter som normalrödingen. Detta gäller dvärgröding och normalröding som jämförts i såväl Stora som Lilla Blåsjön. Blåsjöns djuplevande dvärgröding, som i tidigare undersökningar konstaterats konsumera *Mysis relicta* under årets alla månader, till skillnad från normalrödingen (Hammar 1984), innehöll dessutom vid provtagningsperioden i augusti 1988 de absolut högsta värdena (7,130 Bq Cs-137/kg v.v.) som uppmätts i röding från Blåsjön efter Tjernoby-katastrofen. Även i **Storsjouten** uppmättes betydligt högre Cs-137-halter i dvärgröding (3,770 Bq/kg v.v.) än i normalröding (1,960 Bq/kg v.v.) vid insamlingstillfället 26-27:e augusti 1989.

Hannerz (1968) fann vid sina tidigare undersökningar skillnader i Cs-137-halter mellan två rödingfraktioner i **Övre Björkvattnet** (Umeälven), vilket han främst antog berodde på näringsvalsskillnader. Litoralt levande och långsamväxande röding med bottendjursdiet uppmätte betydligt högre halter av Cs-137 än pelagisk och snabbväxande röding med zooplankton och ytföda i sitt näringsval.

I **Dabbsjön** där förutom öring och röding även lake provtogs under oktober 1986, uppmät-

te den sistnämnda arten lägre halter än de övriga arterna, medan abborre som insamlades från Grundvattnet-Klumpvattnet under sommaren och hösten 1986 uppvisade dubbelt så höga halter som öring och röding vid motsvarande tidpunkter. Abborren konstaterades redan under 1960-talet ha speciellt höga Cs-137-halter i Finland pga dels dess diet som rovfisk men även dess långa biologiska halveringstid (Häsänen et al. 1967, Kolehmainen et al. 1967). Efter olyckan i Tjernobyl har abborren i många sjöar inom de hårdast kontaminerade områdena närmare kusten nått mycket höga Cs-137-värden (Håkanson et al. 1988, Andersson et al. 1990), och i individuella fall halter betydligt över 100,000 Bq/kg våtvikt.

Carlsson och Lidén (1978) antog att abborren på grund av sin långa biologiska halveringstid, vilken ansetts oberoende av fiskens storlek, nådde högre halter med ökad storlek genom en direkt ökad konsumtion. Även Meili (1991) menade att abborren i jämförelse med mört i en kustnära sjö inom Gävleborgs län hade en betydligt högre konsumtion av kontaminerade bytesdjur (zooplankton) vilket förklarade dess betydligt högre ackumuleringstakt av Cs-137.

## Betydelsen av fiskarnas näringsval

Som tidigare påpekats antas konsumtion av kontaminerade bytesdjur vara den mest betydelsefulla orsaken till ackumuleringen av radioaktivt cesium i fisk. Mängden cesium som fisken får i sig via födan är beroende av 1) födointensiteten, 2) bytesdjurets cesiumkoncentration samt 3) i vilken grad cesiet kan absorberas av fiskens matsmältningssystem (Evans 1988b).

Analyserna av de olika näringsdjuren i fjällsjöarna har påvisat mycket stora skillnader i cesium-innehåll med temporärt mycket höga halter i zooplankton under våren 1986 och senare betydligt högre halter i olika bottenorganismer, speciellt *Mysis relicta*.

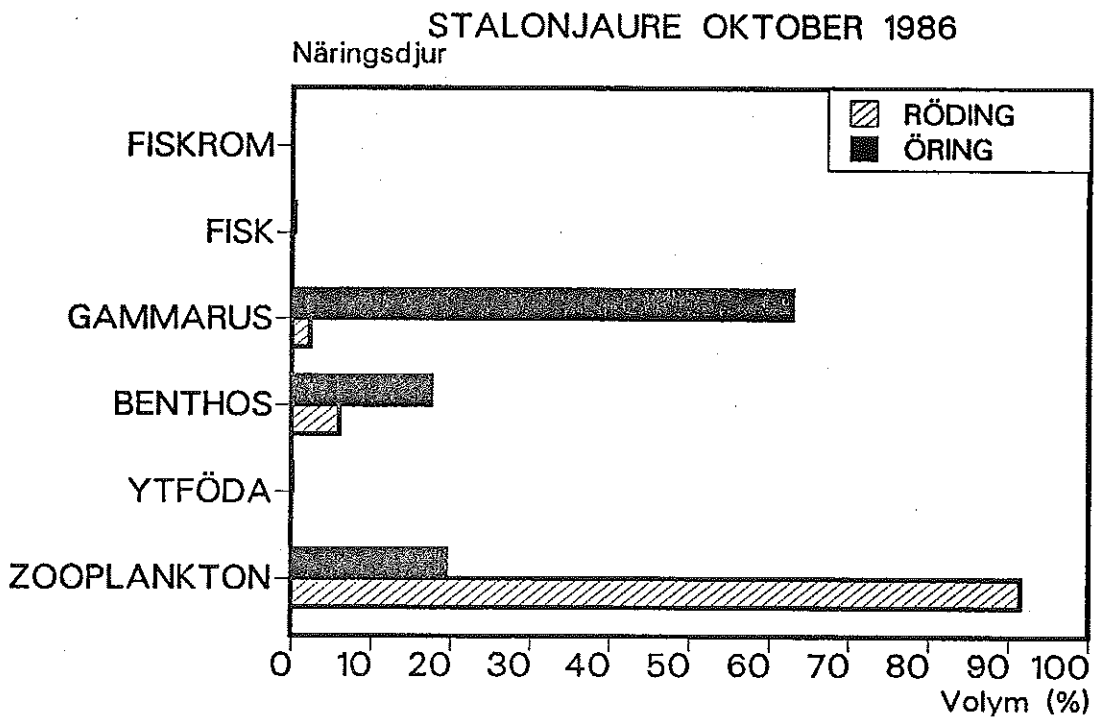
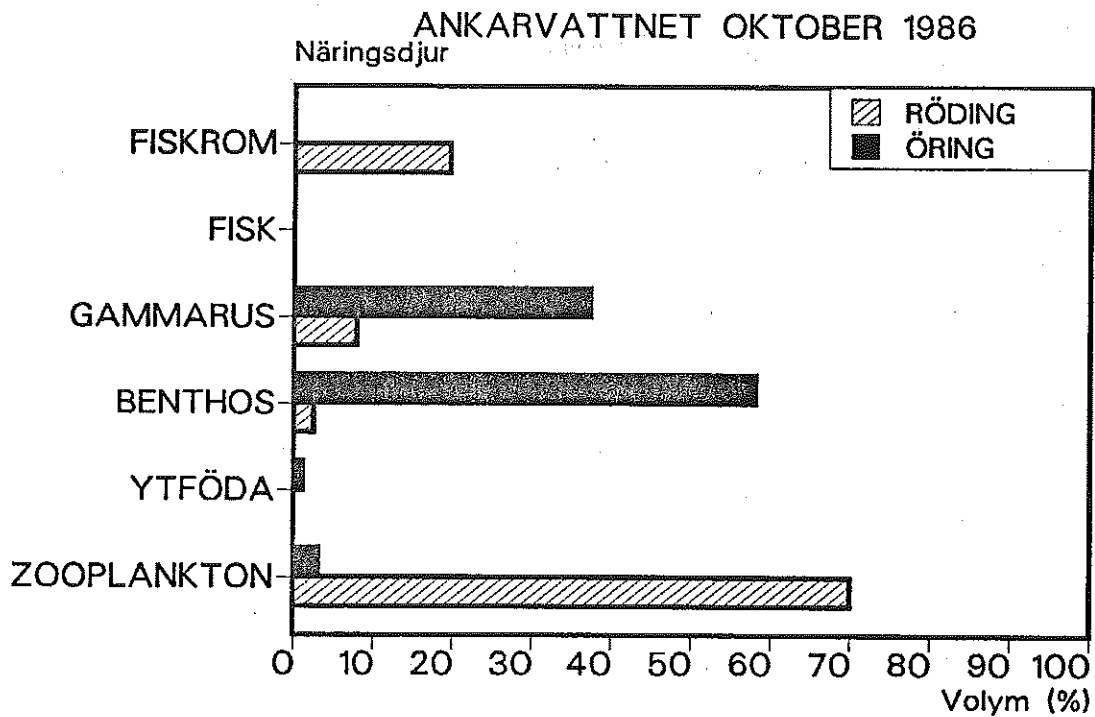
I samband med den individuella provtagningen av fisk noterades andelen av olika näringsdjur i deras maginnehåll. Baserat på olika fiskars habitatval kan man grovt indela dem efter sina dominerande bytesdjur i två grupper: **bottdjursätare och zooplanktonätare**. I det första fallet sker födosöket längs stränder och bottnar, i det andra fallet ute i de fria vattenmassorna. Vid

ytterligare specialisering kan vissa fiskar utnyttja insekter på vattenytan, andra utvecklas till fiskpredatorer. I de aktuella fjällsjöarna är det öring, abborre, lake samt i vissa situationer röding och sik som främst livnär sig på olika bottendjur. Bottendjuren omfattar märkräftan *Gammarus lacustris*, semibentiska cladocerer (t ex *Eurycerus*), olika insektslarver (Chironomidea, Trichoptera, Plecoptera, Ephemeroptera, Coleoptera), snäckor (t ex *Lymnaea*, *Gyraulus*) och musslor (*Pisidium*). Planktonätarna utgöres vanligtvis av röding, sik, samt ungfisk i allmänhet. Av zooplanktonfaunan är det främst cladocerer som *Bythotrephes longimanus*, *Daphnia galeata*, *Bosmina coregoni* och *Holopedium gibberum* samt copepoder som *Heterocope saliens* som dominerar i fiskmagarna. Predatorerna representeras av öring, storvuxen röding och i Dabbsjömagasinet även av lake. Bytesfiskar i de undersökta sjöarna är främst elritsa men även småröding och smälake. I de sjöar där de nya fisknäringssdjuren *Mysis relicta* och *Pallasea quadrispinosa* introducerats, tillförs främst näringsvalsgruppen bottendjursätare en ny eller alternativ bottenfauna. I de utarmade och reglerade sjöarna kan *Mysis* och *Pallasea* bilda mycket täta bestånd och *Mysis* utgör i vissa sjöar dominerande bytesdjur för öringen under sen vår, sommar och höst, medan rödingen främst utnyttjar *Mysis* under de kalla årstiderna (Fürst et al. 1978, 1986, Hammar 1984).

Eftersom fiskarna suttit olika länge på näten och därmed smält sitt maginnehåll under olika långa perioder har större vikt lagts vid magarnas kvalitativa innehåll än magarnas absoluta kvantitet av olika näringsdjur.

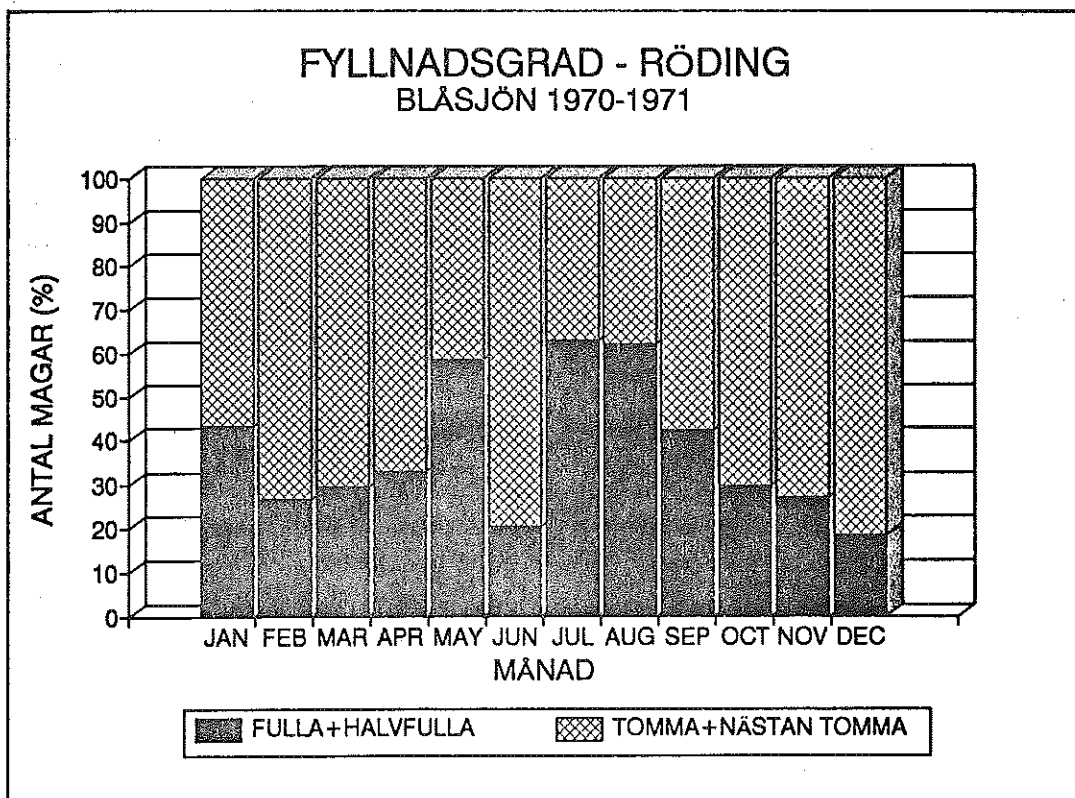
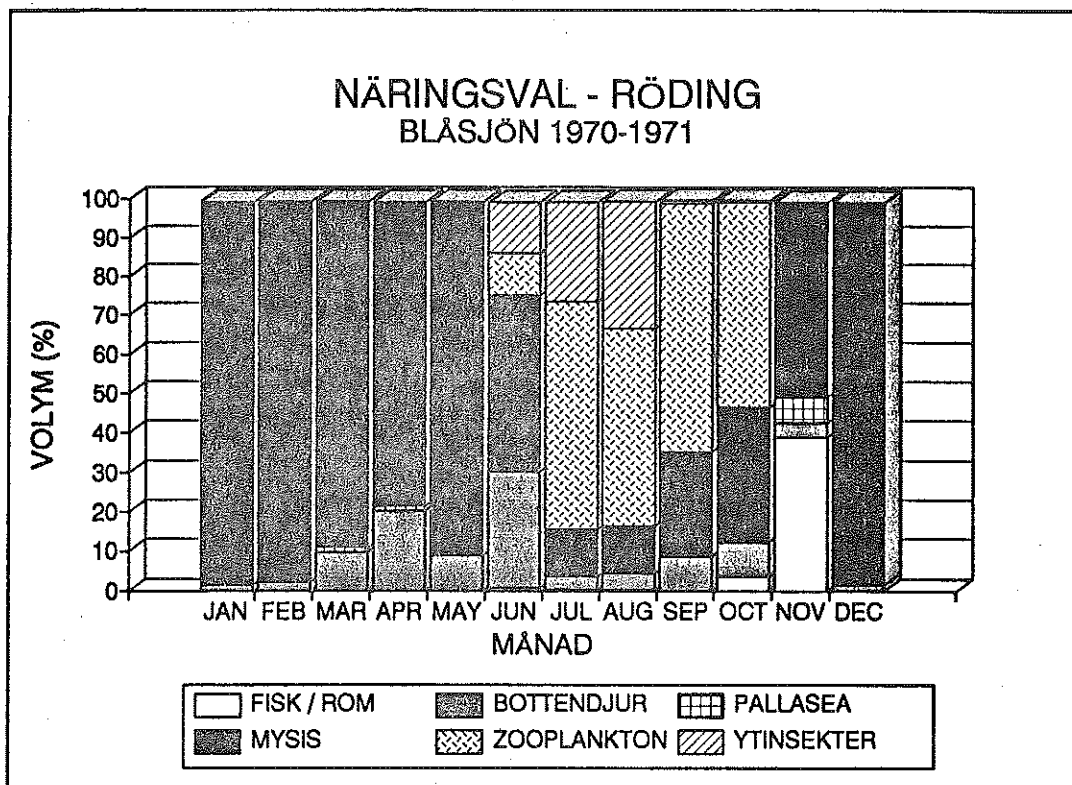
Resultaten av de olika fiskpopulationernas näringsval (Appendix 8) överensstämmer väl med tidigare kunskaper om näringsbiologin hos öring och röding i området. Således dominerar klart *Gammarus*-andelen i öring från juni till oktober i Ankarvattnet och Stalonjaure medan röding från motsvarande period främst ätit zooplankton (cladocerer) (Figur 11). I de naturliga sjöarna Grundvattnet/Klumpvattnet med liknande näringssegregering mellan röding och öring, framstår även abborren som en betydande *Gammarus*-ätare. Här tillkommer dessutom isopoden *Asellus aquaticus* som ett betydelsefullt större näringsdjur. Vintertid ökar rödingens inslag av olika bottendjur och *Gammarus* markant i dessa tre sjösystem.





Figur 11. Näringsvalet (% volym) i oktober 1986 hos samexisterande röding och öring i två naturliga fjällsjöar i Gäddede-området.

Food habits (% volume) in October 1986 of sympatric Arctic char and brown trout in two natural northern lakes. (Röding = Arctic char, öring = brown trout, fiskrom = fish eggs, ytföda = surface food.)



Figur 12. Näringsval (% volym) och fyllnadgrad under olika månader hos röding insamlad i Blåsjön 1970/71. Materialet är baserat på 3,555 maganalyser. Från Hammar (1984).

Food habits (% volume) and degree of stomach filling during different months in Arctic char collected in Lake Blåsjön during 1970/71. The graphs are based on 3,555 stomach analyses. From Hammar 1984. (Fisk = fish, rom = roe, bottendjur = benthos, ytinsekter = surface insects, antal magar = number of stomachs, fulla + halvfulla = filled + half filled, tomma + nästan tomma = empty + almost empty.)

I Björkvattnet var näringssegreringen betydligt mindre mellan öring och röding under sommar och höst 1986. *Mysis relicta* och *Pallasea quadrispinosa* dominerade näringsvalet, medan röding insamlad under augusti 1988 och 1989 innehöll i stort sett enbart zooplankton. I det oreglerade Björkvattnet finns förutom de båda introducerade nya näringsdjuren även en rik naturlig bottenfauna av t ex *Gammarus lacustris* (Hammar 1979).

Öringen i den hårt reglerade Dabbsjön har ett mycket ovanligt register av näringsdjur, från elritsa och smålake till betydande mängder storvuxna Cladocera-arter. De få rödingar som undersökts har ätit zooplankton under sommar och höst, medan olika bottendjur dominerade i marna under våren. Även lakarna hade konsumerat zooplankton under oktober 1986. Med stor sannolikhet råder fortfarande en positiv dämningseffekt, dvs ökad närsalttillförsel, i Dabbsjömagasinet vilket skulle förklara det för reglerade sjöar ovanligt stora antalet öringar resp de få men storvuxna rödingar som insamlats, samt deras jämförelsevis likartade näringsval.

I Storsjouten och Blåsjön utgör *Mysis relicta* betydande inslag i öringens näringsval såväl som i normala och djuplevande dvärgrödingpopulationers diet. I Blåsjön, dit *Mysis* överfördes redan 1964, innehöll de undersökta båda rödinggrupperna i oktober 1986 endast mindre mängder *Mysis*. Detta måste ses som anmärkningsvärt med hänsyn till tidigare undersökningar, som visat att *Mysis* kommit att ersätta planktondieten i allt högre grad (Figur 12, Fürst et al. 1978, Hammar 1984). Undersökningen visar att zooplankton fortfarande tycks utgöra en betydelsefull födo-grupp under högsommar och höst för rödingen 1988-1989, medan *Mysis* spelar sin största roll vintertid. I tidigare undersökningar har den djuplevande dvärgrödingen visat sig utnyttja *Mysis* under en större del av året (Hammar 1984).

Att födan spelar en avsevärd roll för ackumuleringen av radioaktivt cesium i fisk även i denna undersökning visas klart av de nedan redovisade statistiska analyserna. Ett ytterligare starkt stöd för födans betydelse visar de mätningar som utförts på odlad sk "Bågede"-öring från "nätkassar" i Hetögeln, magasinet nedströms Kvarnbergsvattnet. Dessa öringar förvarades i vatten som mottagit stora mängder radioaktivt nedfall (se Tabell 14), men utfodrats med okontaminerat artificiellt foder (pellets). Värdena från 9:e juni resp 29:e juni 1986 visar att cesiumhalten i

muskel endast uppgick till 4 resp 8 Bq/kg. Vid det senare tillfället hade vildfångad sik i Hetögeln redan nått en halt av 380 Bq/kg.

Den stora individuella variationen i cesiumhalter hos öring och röding beror med stor sannolikhet på **individuella specialiseringar på näringsorganismer**, samt val av födohabitat där skillnader i **lokala ansamlingar av cesium på bottarna resp variationen i temperatur på olika djup** kan vara av betydelse för ackumulering resp utsöndring av Cs-137. Vid test av samband av individuella näringsvalsskillnader inom samma art, sjö och insamlingstillfälle kunde dock inget generellt mönster av betydelse tillmätas andelen olika näringsdjur i enkla resp stegvis multipla regressionsanalyser tillsammans med ett stort antal andra oberoende biologiska variabler. **De signifikanta samband som noterades mellan Cs-137 och andelen *Mysis*, resp *Gammarus* i fiskens mage var i samtliga fall positiva, medan sambanden med andelen zooplankton till övervägande del var negativa.** Bristen på tydliga samband antyder att de individuella rödingarna och öringarna kanske inte är närings-specialister i den bemärkelsen att en speciell individ under en längre period specialiserat sig på något specifikt näringsdjur. Kanske är de lokala variationerna i sjön av större betydelse. Möjligen blir analyserna mer framgångsrika vid jämförelser av medelvärden från olika fiskarter resp olika sjöar. För att tillåta en sådan analys måste dock först medelvärdena för Cs-137 för de olika fiskbestånden normeras.

Genom att **normera medelvärdena för Cs-137** för de olika sjöarnas olika fiskarter med deponeringen av Cs-137 per m<sup>2</sup> i respektive sjöars avrinningsområde har de olika fiskbeståndens Cs-137-halter gjorts mer jämförbara vid motsvarande insamlingstillfälle. Dessa normvärden har sedan multiplicerats med medelvärdet för depositionen i alla avrinningsområdena (25.53 kBq/m<sup>2</sup>) för att därmed erhålla mer rimliga värden (Formel 4).

$$Dep_{(Med)} \times \text{Cs-137-halt i fiskpop.} / Dep_{(Avr)} \quad (4)$$

$Dep_{(Med)}$  = Medelvärdet för depositionen av Cs-137 per m<sup>2</sup> inom Gåddede-området

Cs-halt = Medelvärdet för Cs-137 i fiskpopulationen i aktuell sjö

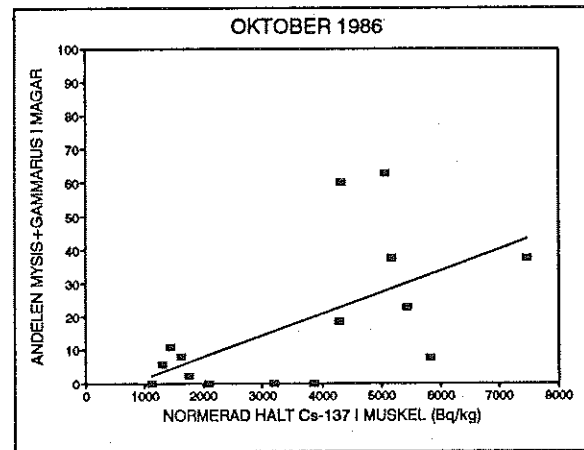
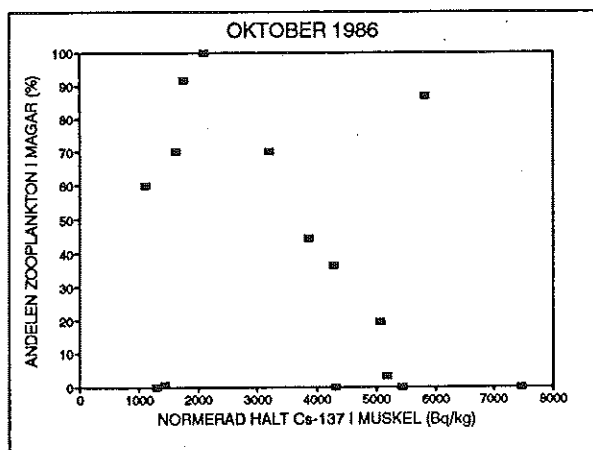
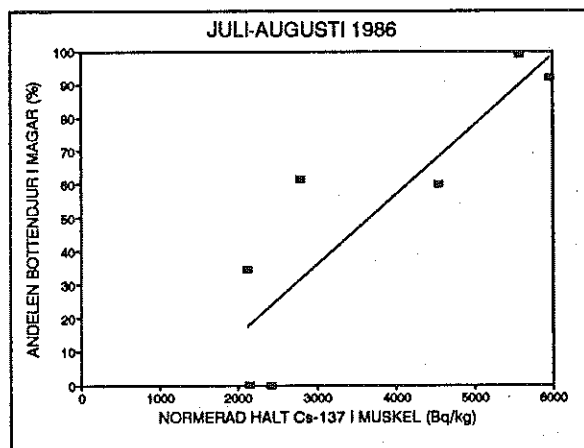
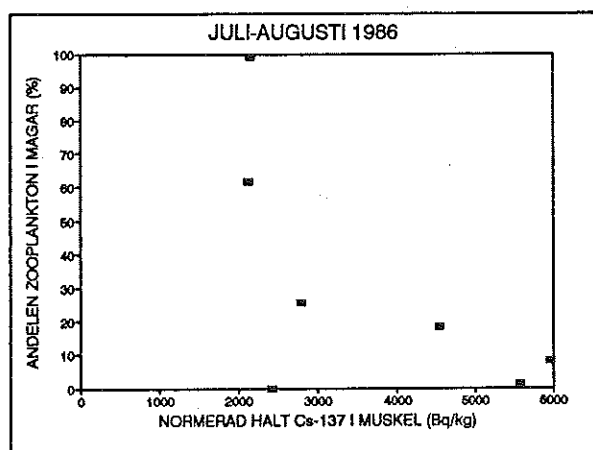
$Dep_{(Avr)}$  = Depositionen av Cs-137 i aktuellt avrinningsområde (Tabell 5)

I en serie korrelationsanalyser testades för juli-augusti 1986, oktober-december 1986, april-juni 1988, augusti-september 1988 resp augusti-september 1989 detta nya normvärde (logaritmerat) för Cs-137 med de olika insamlade fiskprovernas medelvärden (logaritmerade) för längd, vikt, kondition, ålder, tillväxt (längd/ålder), torrsbstanshalt, samt magarnas volymsberäknade innehåll (reella värden) uppdelat i grupperna plankton, terrestra ytinsekter, bottendjur, *Mysis*, *Pallasea*, *Gammarus*, fisk, rödingrom samt de tre kombinationerna: summan av alla bottendjur, *Mysis*+*Pallasea*+*Gammarus* resp *Mysis*+*Gammarus*.

För fisk insamlade under högsommaren 1986 erhöles signifikanta **positiva samband** mellan normvärdet för Cs-137 i fisk och summan av alla **bottendjur i magarna** ( $r^2=0.77$ ,  $p=0.009$ ,  $n=7$ ), summan av andelen *Mysis*+*Gammarus* ( $r^2=0.73$ ,

$p=0.015$ ,  $n=7$ ), och summan av *Mysis*+*Pallasea*+*Gammarus* ( $r^2=0.74$ ,  $p=0.013$ ,  $n=7$ ) (Figur 13a). I en multipel stegvis regressionsanalys kunde kombinationen medelålder, mängden *Gammarus*, samt mängden *Mysis* tillsammans förklara 88% av variationen i Cs-137 ( $p=0.026$ ).

För hösten 1986 erhöles endast ett linjärt **positivt samband** mellan normvärdet för Cs-137 och summan av *Mysis* och *Gammarus* ( $r^2=0.35$ ,  $p=0.021$ ,  $n=15$ ) (Figur 13a). I en stegvis multipel regressionsanalys med normvärdet för Cs-137 som beroende variabel kunde torrsbstanshalt, längd, mängd ytinsekter, rödingrom, *Mysis* och fisk förklara 84% av variationen i Cs-137 ( $p<0.001$ ). Andelen *Mysis* gav den största enskilda förklaringsgraden ( $r^2=0.15$ , 15 obs.,  $p=0.155$ ). De observerade värdena var väl utspridda längs den multipla regressionen.



Figur 13a. De linjära signifikanta sambanden mellan olika fiskarters normerade medelhalt av Cs-137 (Bq/kg våtvikt) och den procentuella andelen bentiska resp pelagiska näringsdjur i magarna (% voym) från olika fjällsjöar under 1986-1989.

Linear significant correlations between mean levels of Cs-137 adjusted for the local deposition in the catchment basins, and the proportions of specific benthic and pelagic food items (% volume) in various fish populations, 1986-1989. (Bottendjur = benthos.)

Modellerna visar att fiskbestånd med stor andel bottendjur, främst *Mysis relicta* i sin diet redan under sommaren och hösten 1986 uppvisade högst halter av Cs-137. Andelen planktondiet tillförde inte, som kanske väntat, modellerna någon ökad förklaringsgrad. Sambanden mellan Cs-137 och andelen planktondiet var dock i båda fallen klart negativa (juli 1986:  $r^2=0.44$ ,  $p=0.110$ ,  $n=7$ , oktober 1986:  $r^2=0.08$ ,  $p=0.296$ ,  $n=15$ ) (Figur 13a).

Maganalydata är fåtaliga för 1987, men för röding och öring insamlade under våren 1988 framstod det positiva sambandet mellan Cs-137 i fisk och andelen *Mysis* i magarna ( $r^2=0.68$ ,  $p=0.044$ ,  $n=6$ ) som den enda signifikanta korrelationen i såväl den enkla (Figur 13b) som i den multipla regressionsanalysen ( $r^2=0.60$ ).

Vid en motsvarande korrelationsanalys för fiskar insamlade under augusti 1988 uppmättes det tydligaste sambandet mellan normvärdet för Cs-137 och andelen zooplankton i dieten. Sambandet som var negativt visar att enbart planktonandelen i dieten förklarar hela 49% ( $p=0.001$ , 18 obs.) av variationen i fiskpopulationernas Cs-137-halt (Figur 13b). Även signifikanta positiva samband mellan Cs-137 i fisk och summan av alla bottendjur i magarna ( $r^2=0.39$ ,  $p=0.005$ ,  $n=18$ ), olika bottendjur med undantag av *Mysis*, *Pallasea* och *Gammarus* ( $r^2=0.30$ ,  $p=0.015$ ,  $n=18$ ) kunde noteras. Kombinationen planktonandel i näringsvalet, fiskarnas medelkondition, *Mysis*-andel och medelvikt förklarade tillsammans 74% ( $p<0.001$ ,  $n=18$ ) av fiskarnas variation i Cs-137 under augusti 1988.

Modellen visade nu omvänt att fiskpopulationer med stor andel zooplankton i näringsvalet uppmäter lägst halter av Cs-137, vilket styrker det tidigare mönstret av att fiskar med bentisk diet haft högst Cs-halter och därmed omvänt att fiskar med planktondiet haft lägst halter.

Korrelationerna utförda på födovalet under augusti 1989 visade återigen ett positivt samband mellan Cs-137 i fisk och andelen *Mysis relicta* i deras magar ( $r^2=0.52$ ,  $p=0.005$ ,  $n=13$ ) (Figur 13b). Även sambanden mellan Cs-137 i fisk och summan av *Mysis* och *Gammarus* ( $r^2=0.31$ ,  $p=0.048$ ,  $n=13$ ) visade signifikans. Sambandet mellan Cs-137 i fisk och andelen zooplankton i magarna var fortfarande klart negativt. Med en kombination av andelen *Mysis*, andelen bytesfisk, fiskarnas medellängd och andelen *Gammarus* kunde 75% av variationen i Cs-137 förklaras ( $p=0.004$ ).

Sambanden mellan Cs-137 i fisk och andelen *Mysis* samt olika kombinationer av bottendjur i magarna var vid samtliga tillfällen positiva medan motsvarande samband med zooplanktonandelen alltid visade negativa korrelationer. Modellerna visar således övertygande att röding och öring som ätit bottendjur och då främst *Mysis relicta* uppvisade högst Cs-137-halter, och att omvänt fiskar vars huvudsakliga näring bestod av zooplankton uppvisade lägst Cs-137-halter.

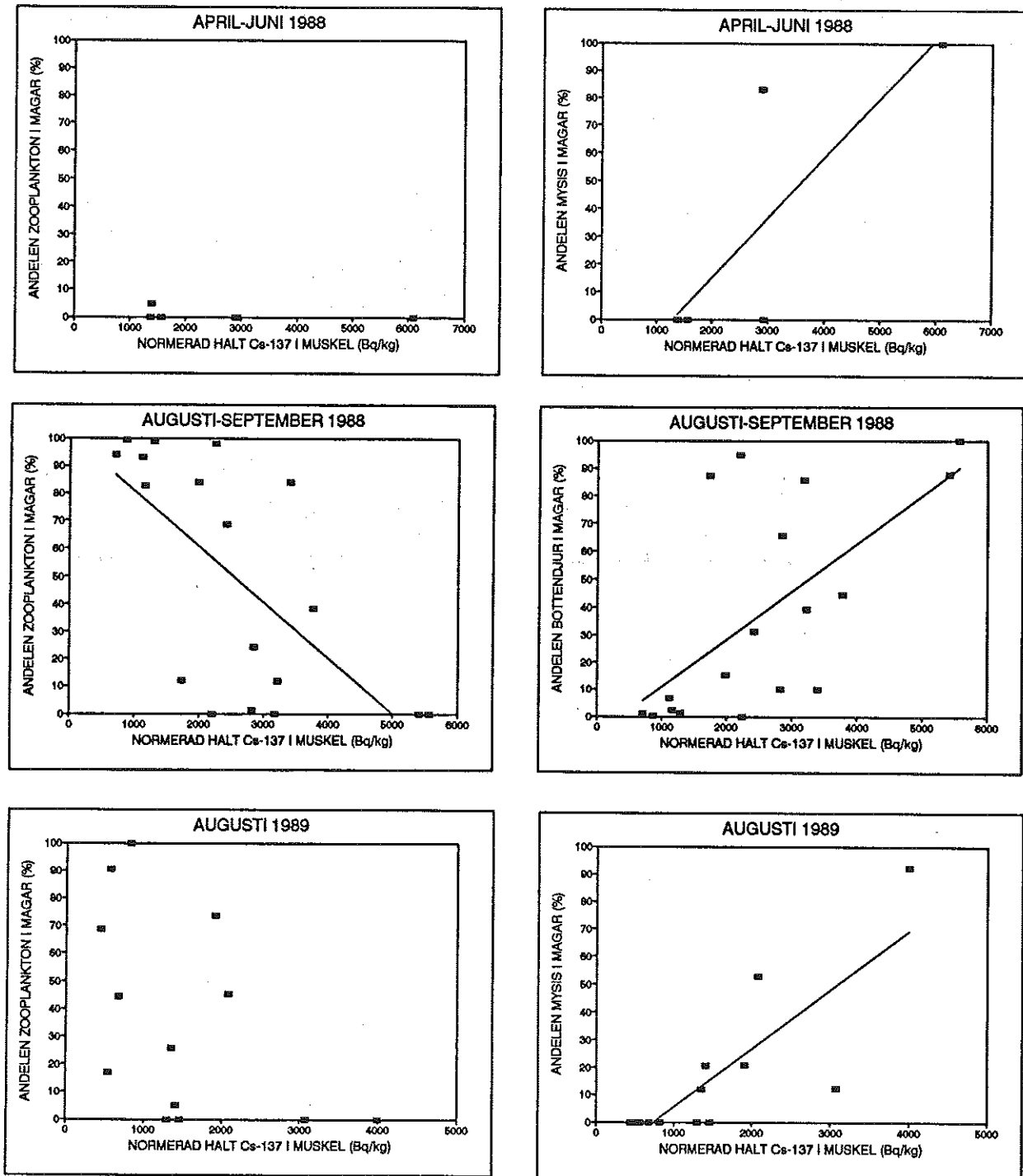
De multipla regressionerna visar även att näringsvalet är av större betydelse (förklaringsgrad) än fiskarnas storlek, ålder resp tillväxt.

Näringsvalets stora betydelse för olika ekologiska fiskgruppers halter av Cs-137 har även tidigare konstaterats (Häsänen & Miettinen 1963, Hannerz 1966, 1968, Schelske et al. 1973). Hannerz (1968) förklarade skillnaderna i cesiumhalter mellan två grupper av röding i Övre Björkvattnet, Umeälven, med deras skillnader i näringsval. Den strandlevande bottendjursätande formen med långsam tillväxt hade mer än dubbelt så höga halter som den mer snabbväxande och planktonätande formen i pelagialen (Tabell 3). Även sympatriska sikpopulationer segregerar med resulterande skillnader i tillväxt samt val av habitat och näring (Svärdson 1979). Häsänen och Miettinen (1963) försökte tidigt relatera radiocesium-halterna i olika sympatriska sikpopulationer i Enare Träsk, finska Lappland, till antalet gälräfständer, en karaktär som speglar olika sikarters anpassning till dominerande näringsval. I Parkijaure, Lilla Lule Älv, uppvisade de extremt planktonätande populationerna av aspik och planktonsik de lägsta halterna av Cs-137 (50-75 Bq/kg), de extremt bottendjursätande populationerna av älvsik och storsik de högsta halterna (150-200 Bq/kg), medan den betydligt mer plastiska blåsikens halter var intermediära (125-130 Bq/kg) (Hannerz 1968, Bergstrand 1982, Hammar 1988).

I samband med de omfattande radioekologiska undersökningarna på marina fiskarter som utförts med anledning av utsläppen från den engelska uppdriftsbyggnaden Windscale/Sellafield har bl a näringsvalets betydelse för upptaget av Cs-137 i rödspätta studerats. Pentreath och Jefferies (1971) fann varierande Cs-137-värden i de olika bottendjuren som var av störst betydelse för näringsvalet. Trots att amfipoder och isopoder hade högre cesium-halter uppmätte

man det största samvarierande sambandet mellan det säsongsvisa upptaget av Cs-137 och andelen av havsborstmasken *Nephtys* i dieten. Förklaringen till detta menade man låg i rödspättans betydligt effektivare digestion av *Nephtys*, än de

nämnda kräftdjuren, i vilka Cs-137 främst ansågs vara bundet till exoskelettet. Motsvarande erfarenhet finns från maganalyserna i föreliggande projekt. *Mysis relicta* i rödingmagar var genomgående mer digererade än t ex *Gammarus* och *Pallasea*.



Figur 13b. De linjära signifikanta sambanden mellan olika fiskarters normaliserade medelhalt av Cs-137 (Bq/kg våtvikt) och den procentuella andelen bentiska resp pelagiska näringsdjur i magarna (% voym) från olika fjällsjöar under 1986-1989.

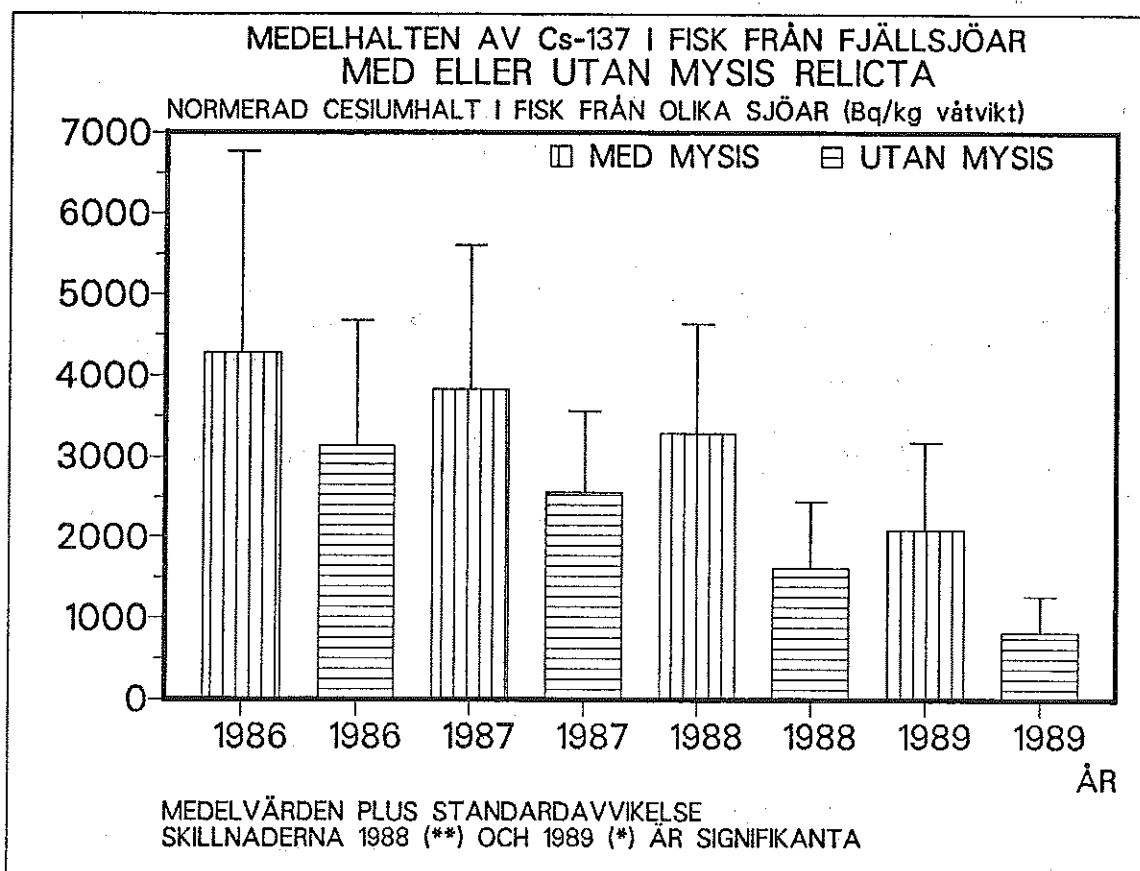
Linear significant correlations between mean levels of Cs-137 adjusted for the local deposition in the catchment basins, and the proportions of specific benthic and pelagic food items (% volume) in various fish populations, 1986-1989. (Bottendjur = benthos.)

Vid jämförelse av Cs-137-halterna i olika fiskarter från Mälaren och Bosöfjärden (Östersjön) fann Hannerz (1966) att de fiskätande arterna **gädda, gös, abborre och lake** hade betydligt högre halter än de bottenmjälsätande arterna. Att koncentrationerna av Cs-137 ökar med trofnivån hos olika fiskarter har även konstaterats i andra undersökningar (t ex. Kolehmainen et al. 1966, 1967, 1968, Gustafson 1967, 1969, Carlsson & Lidén 1978). De skillnader i Cs-137-halter som Kolehmainen (1972) noterade hos en serie amerikanska sötvattensfiskar från olika trofiska nivåer förklarades med fiskarnas effektivitet att absorbera Cs-137 ur olika födoslag, hellre än deras placering i näringskedjan. Arter som utnyttjade zooplankton resp fisk som föda skulle absorbera Cs-137 effektivare ur sin näring än fiskar med bottenmjälsdiet.

Problemet med att fiskbestånd som äter företrädesvis mer bottenmjäl, t ex *Gammarus*, får

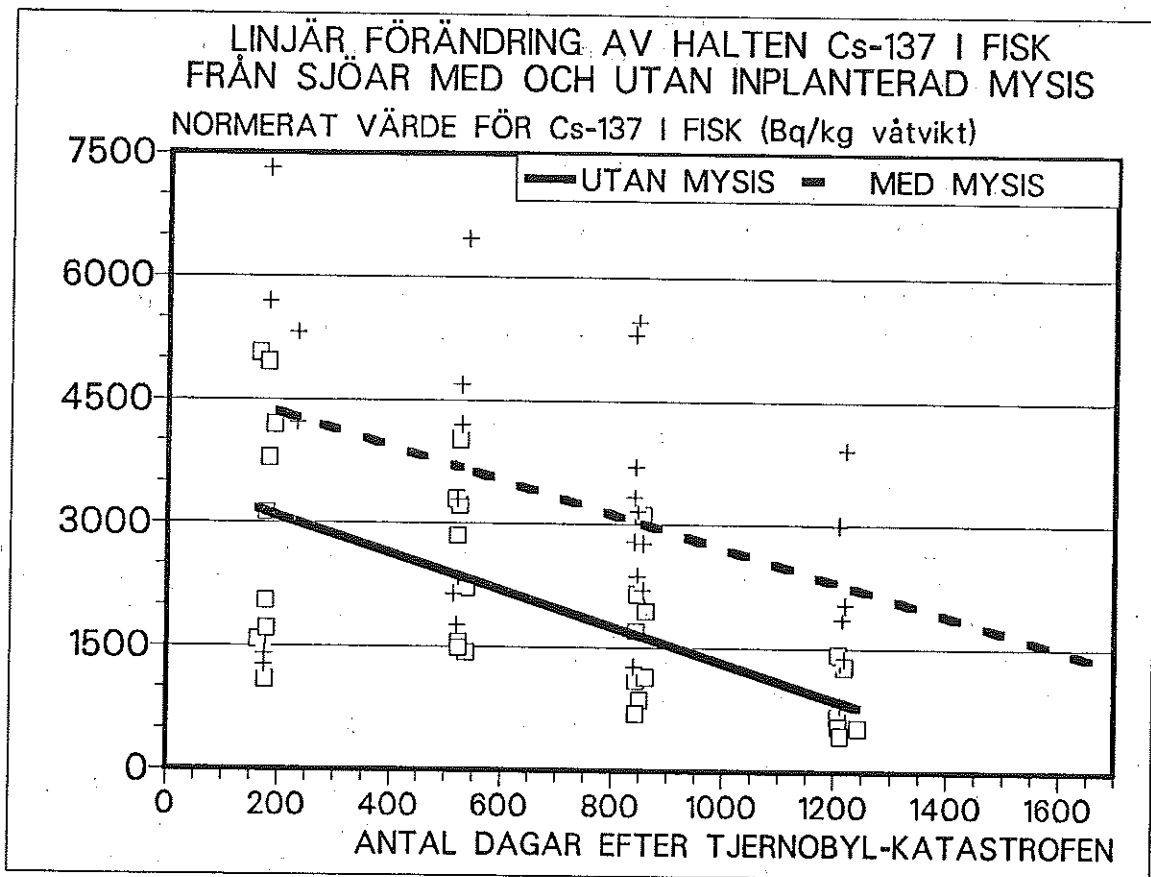
högre halter av radioaktivt cesium gör att naturliga sjöar rent biologiskt bör ha fiskbestånd med högre cesium-137-halter än reglerade. På grund av den rent tekniska situationen med stängda dammar våren 1986 kom dock så mycket Cs-137 att deponeras på bottenarna i magasinerna att detta förhållande blev av avgörande betydelse. Dessutom tillkommer det beklagliga faktum att det i flertalet reglerade fjällsjöar i Jämtland har introducerats *Mysis relicta*.

De starka positiva korrelationerna mellan Cs-137 i sedimentterande material och Cs-137 i *Mysis relicta* (Figur 8), resp Cs-137 i fisk och andelen *Mysis* i motsvarande fiskars födoval (Figur 13a-b) påvisar en betydande återtransport av sedimentterande Cs-137 via *Mysis relicta* upp i fiskbiomassan. Sammanslaget visade fiskbestånd i sjöar med inplanterad *Mysis* (Björkvattnet, Storsjouten, Blåsjön) genomgående högre halter än fiskbestånd från sjöar utan *Mysis* (Ankarvatt-



Figur 14. Jämförelse under 1986-1989 av normerade medelvärden för halten Cs-137 (Bq/kg våtvikt) i fisk från olika fjällsjöar med resp utan inplanterad *Mysis relicta* i Gäddede-området. Skillnaderna under 1988-1989 var signifikanta.

Comparison of mean levels ( $\pm$  std) of Cs-137 (Bq/kg wet weight) in fish from charlakes with or without introduced *Mysis relicta*, collected during 1986-1989. The levels have been adjusted for differences in the local deposition of Cs-137 in the catchment basins. The differences in 1988 and 1989 were significant. (Med = with, utan = without.)



Figur 15. Den linjära förändringen av normerat Cs-137-halt efter Tjernobyl-katastrofen i fisk från fjällsjöar med eller utan inplanterad *Mysis relicta* i Gäddede-området.

The linear decline of the concentration of Cs-137 (Bq/kg wet weight), adjusted for differences of the deposition of Cs-137 in the catchment basins, after the Chernobyl-accident in salmonid samples from various charlakes with or without introduced *Mysis relicta* in the Gäddede region. (utan = without, med = with, antal dagar efter = number of days after.)

net, Dabbsjön, Grundvattnet, Stalonjaure). Skillnaderna som var signifikanta under både 1988 (Mann-Whitney U-test,  $p=0.005$ ,  $n=18$ ) och 1989 ( $p=0.02$ ,  $n=13$ ) (Figur 14) visade att minskningen av cesium-halterna i fisk i sjöar utan *Mysis* hade ett försprång på ca 700 dagar jämfört med fisk i sjöar med *Mysis* (Figur 15). De grova linjära regressionerna visade vidare att den ekologiska halveringstiden var ca 675 resp 750 dagar, dvs i det övre registret av det tidigare presenterade medelvärde,  $560 \pm 180$  dagar. Den knappa skillnaden mellan sjöar med och utan *Mysis* antyder att cesium-omsättningen i fisk i de två typerna av ekosystem är relativt snarlik trots olikheter i fiskarnas dominerande näringsdjur. Modellen visar även att de stora skillnaderna redan etablerades under 1986.

### Mätningar av cesium i maginnehåll

Att låta fisken själv samla in näringsorganiserna och på så sätt undvika det tidskrävande och under vissa perioder närmast omöjliga insamlandet av vissa av dessa näringsdjur var syftet med att analysera Cs-137 direkt från fiskarnas maginnehåll. Från ett stort antal fiskar infångade vid samma provtagningstillfällen i varje sjö klassificerades maginnehållet, och halten radionuklider bestämdes i samlingsprov av de olika identifierade organismerna. I Appendix 9 har cesium-halterna för de olika proven av maginnehåll angivits. Dessutom visas i tabellen motsvarande halter hos organismer som infångats vid samma tidpunkt i den ifrågasatta sjön. För att kunna



Tabell 20. Förhållandet av Cs-137-halten i maginnehållet / Cs-137-halten i levande organismer för några grupper av näringdjur (Appendix 9). Antalet undersökta par anges inom parentes:

Ratio between levels of Cs-137 in stomach content and the levels of Cs-137 in prey organisms collected alive (Appendix 9). Number of compaired samples are given within brackets. (Röding = Arctic char, rom = roe, elritsa = European minnow.)

Benthos (ospec): 1.03-15,1(2)	<i>Mysis</i> : 0.36-3.37(5)	Rödingrom: 1.48(1)
Zooplankton: 0.27-2.77(10)	<i>Pallasea</i> : 1.83-14.6(2)	Elritsa: 1.32(1)
		Röding: 1.70(1)

avgöra relevansen av de erhållna cesiumvärdena fordras först en kontroll av huruvida cesiumkoncentrationen i organismerna (ofta i halvsmält form) i fiskens mage över huvud taget var korrelerad med koncentrationen i organismer fångade i sjön (Tabell 20).

Något enkelt samband förelåg dock inte mellan aktiviteten hos maginnehållet och motsvarande frilevande organismer. En bidragande orsak till detta kan vara att halten Cs-137 i delvis smälta födoämnen är beroende av hur långt matsmältningen fortskridit. Dessutom tycks halten i magsaften (som i dessa försök inte helt kunde separeras från organismresterna) vara av större betydelse. Detta framgick tydligt av ett maginnehållsprov från Storsjouten (870427) bestående av **maggots** (köpta fluglarver för bete vid pimpelfiske). Dessa maggots visade en Cs-137-halt av **17,700 Bq/kg t.v.** vilket är av samma storleksordning (ca 27,000 Bq/kg t.v.) som halten i fiskmuskel. Cesiumet i maginnehållet måste därför även ha tillförts från andra komponenter än näringsdjuren. Dvs resultaten antyder att halten av Cs-137 i maginnehåll är starkt påverkat av Cs-137 halten i fisken i fråga. **Metoden för radiocesium-haltbestämning i födoorganismer från fiskmagar har därför förkastats.**

I andra undersökningar har man dock haft större tilltro till maginnehållets cesium-värden. Vid jämförelse av Cs-137-halterna i röding från Visjön med halterna i *Gammarus lacustris* insamlat från rödingmagar erhöles en parallell minskning i halten av Cs-137 hos fisk och dess näringsdjur under 1986 till 1988 (Näslund 1988). Även i de norska undersökningar från Høysjøen visade maginnehållet under 1986 betydligt högre halter än under 1987 (Ugedal m.fl. 1988). Samtidigt

uppmättes högst halter i öringens maginnehåll under sommaren 1986 medan rödingens maginnehåll hade högre halter under 1987.

### Variation under året

Den största anrikningen av Cs-137 i fisk bör ske under **perioder av snabb tillväxt** (Kornberg & Davis 1966) eller under **perioder med mycket lång biologisk halveringstid**. Det allmänna mönstret visar att halterna i fjällsjöfisk nådde de högsta värdena under vinterhalvåret 1986/87 eller i vissa fall under hösten 1987, för att därefter stadigt sjunka. Mot bakgrund av denna trend bryter dock vissa fiskpopulationer mönstret genom att temporärt åter öka sina cesium-halter. De största förändringarna har registrerats vintertid i röding samt sommartid i öring. Störst har ökningarna varit i sjöar med *Mysis*.

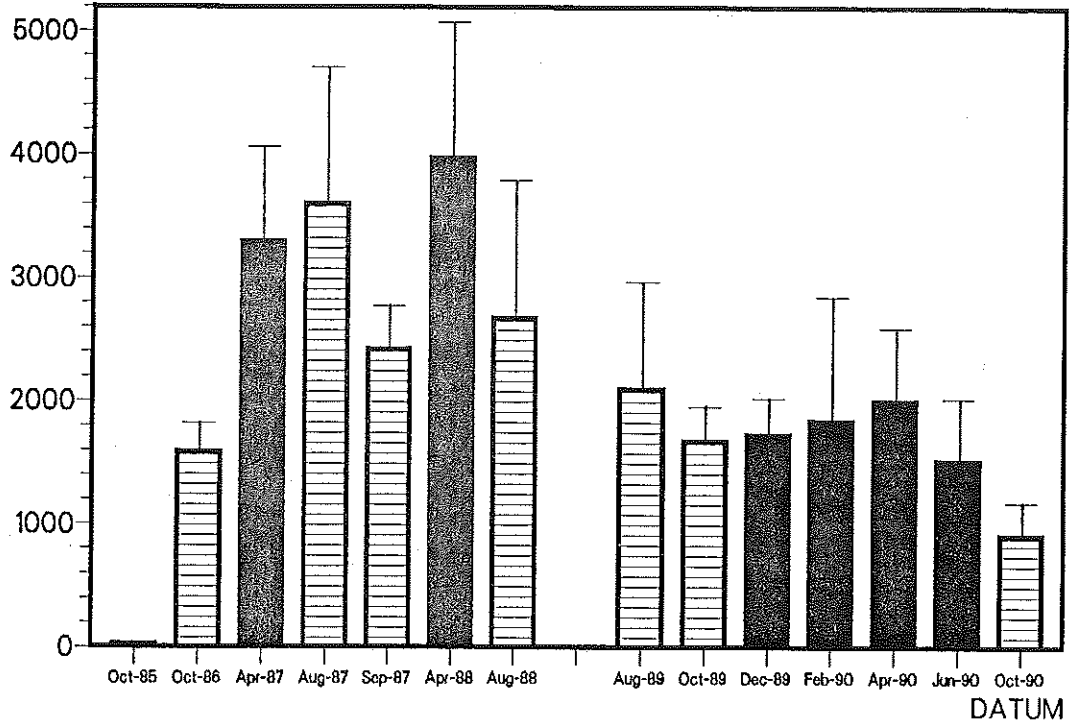
Efter en svag minskning under vintern 1986/87 steg halterna åter under sommaren 1987 i t ex öring från Björkvattnet från 4,300 till 6,100 Bq/kg, dvs med ca 16 Bq/dygn. Mest anmärkningsvärt var de parallella årstidsförändringarna av Cs-137 som registrerats i röding från Blåsjön och Ankarvattnet (Figur 16, 17). Under perioden

Figur 16. Koncentrationen av Cs-137 (Bq/kg våtvikt) under olika årstider i normalröding och dvärgröding från Stora Blåsjön, 1985-1990. Notera den kraftiga förhöjningen under vinterhalvåren.

Levels of Cs-137 (Bq/kg wet weight) in different seasons in normal and dwarfed Arctic char from Lake Stora Blåsjön, 1985-1990. Note the remarkable increase during winters. (Dvärg = dwarf.)

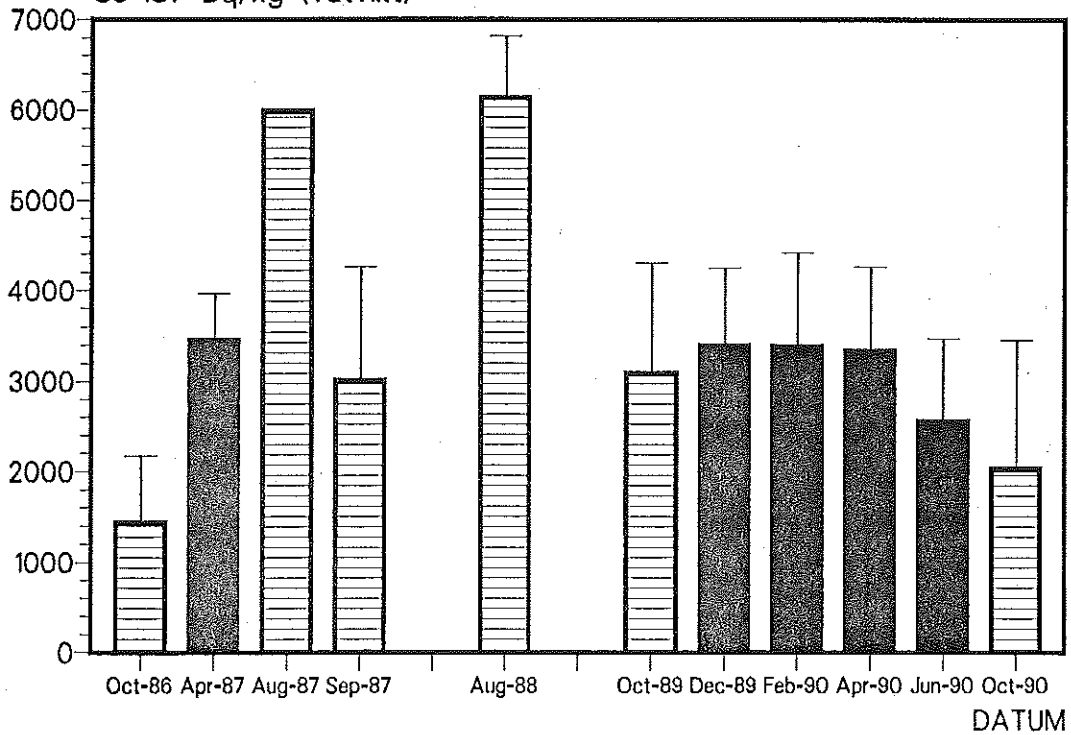
STORA BLÅSJÖN - NORMALRÖDING  
Cs-137 I MUSKEL 1985-1990

Cs-137 Bq/kg (våtvikt)

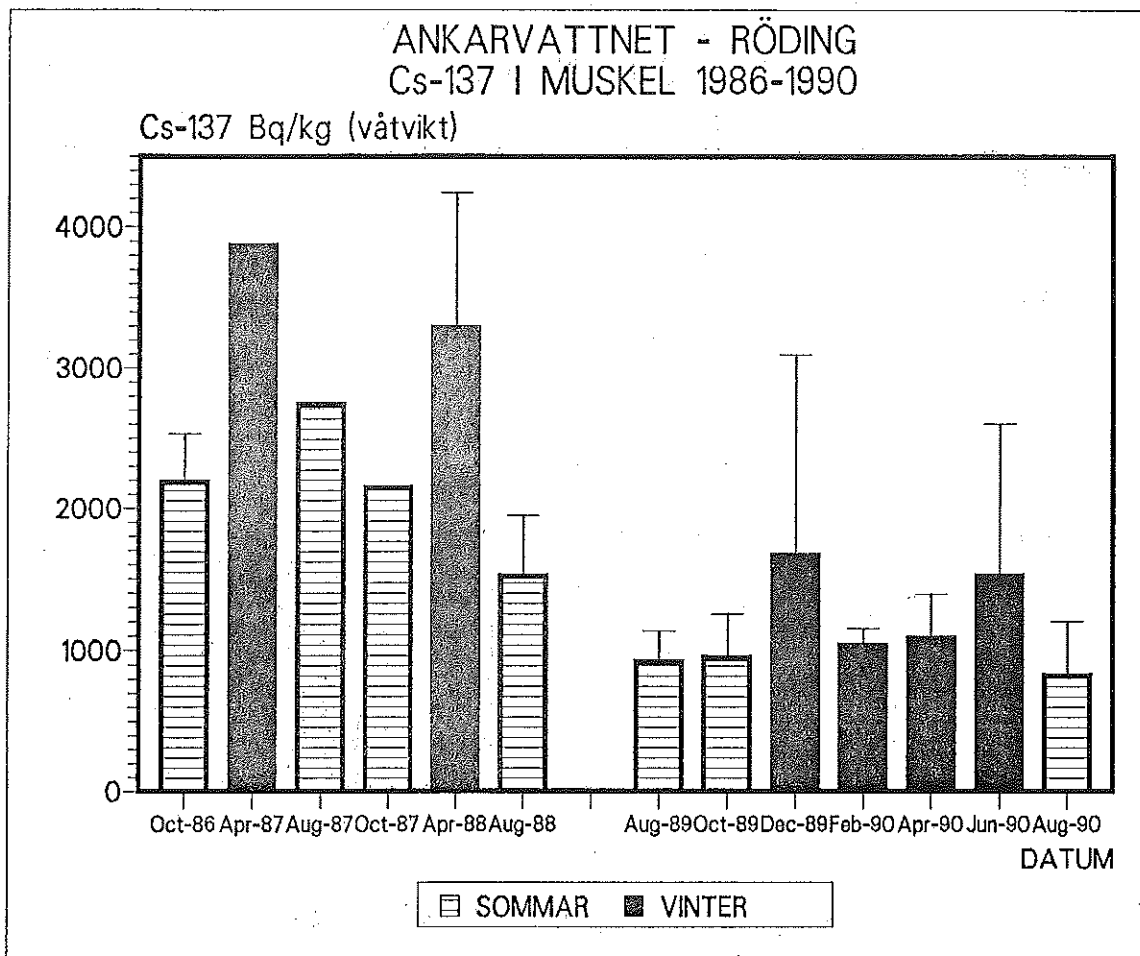


STORA BLÅSJÖN - DVÄRGRÖDING  
Cs-137 I MUSKEL 1986-1990

Cs-137 Bq/kg (våtvikt)



□ SOMMAR ■ VINTER



Figur 17. Koncentrationen av Cs-137 (Bq/kg våtvikt) under olika årstider i röding från Ankarvattnet, 1986-1990. Notera den kraftiga förhöjningen under vinterhalvåren.

Levels of Cs-137 (Bq/kg wet weight) in different seasons in Arctic char from Lake Ankarvattnet, 1986-1990. Note the remarkable increase during winters.

oktober 1986 till april 1987 ökade Cs-137-halterna i röding i Ankarvattnet med ca 8 Bq/kg och dygn, och i Blåsjön med ca 12 Bq/kg och dygn. Under motsvarande period vintern därpå steg värdena med ca 6 Bq/kg och dygn i Ankarvattnet resp ca 10 Bq/kg och dygn i Blåsjön. Under båda somrarna 1987 och 1988 sjönk halterna åter mycket kraftigt.

Pga mätförfarandet med individuella prover under 1986 och 1988, resp poolade prover under 1987 försvåras möjligheterna att statistiskt testa förändringarnas egentliga styrka under de båda vintrarna. När det gäller röding insamlad under 1987 i Blåsjön så har proverna därför på nytt analyserats individuellt. Ökningen av Cs-137 mellan oktober 1986 och april 1987 var signifikant för både normalröding ( $p=0.009$ ,  $n=15+3$ ) och titor ( $p<0.001$ ,  $n=15+3$ , Mann-Whitney test).

Ökningens storlek mellan september 1987 och april 1988 var däremot endast signifikant för normalrödingarna (Mann-Whitney,  $p=0.034$ ,  $n=12+8$ ). Genom att rödingarna från Ankarvattnet insamlade i april och september/oktober 1987 grupperats i tre olika längdklasser finns tre mätvärden per omgång. Förändringarnas omfattning var i bägge fallen signifikanta (1986/87: Mann-Whitney,  $p=0.009$ ,  $n=16+3$ , 1987/88: Mann-Whitney,  $p=0.018$ ,  $n=3+15$ ).

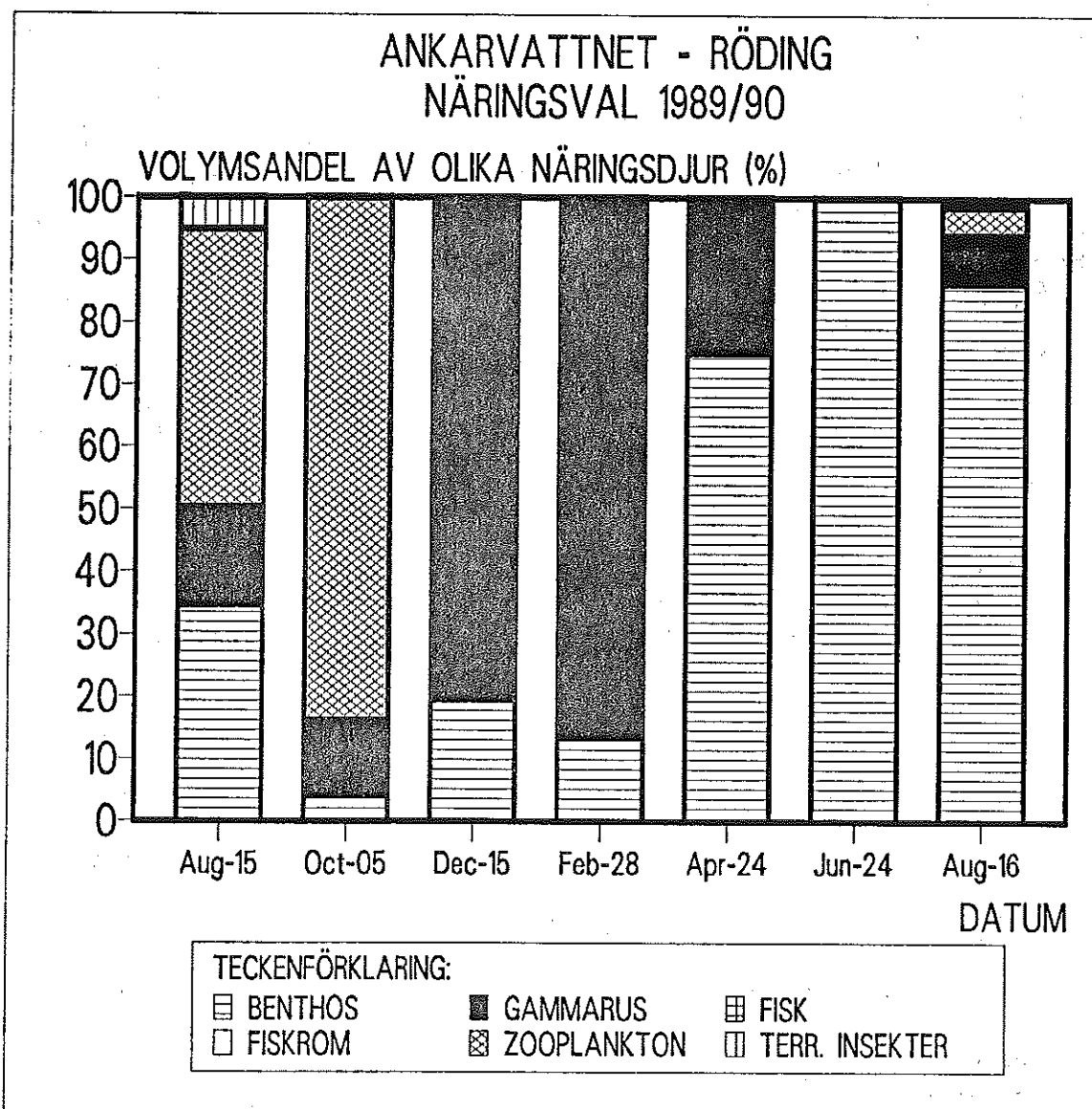
Mönstret med vinterökning upprepades lika tydligt under vintern 1988/89 i Torvcentrums mätserie på röding från Blåsjön och även till en viss del i röding från Ankarvattnet (Figur 9a, g, h).

För att om möjligt kunna förklara orsaken till rödingens ackumulering av Cs-137 vintertid insamlades röding under varannan månad från

Ankarvattnet och Blåsjön under perioden augusti 1989 till juni 1990. Även denna vinter noterades en ökning i Cs-137-halterna i röding från de båda sjöarna. Däremot var värdena inte längre signifikant skilda, med undantag av minskningen i röding från Blåsjön mellan april och juni 1990 (Mann-Whitney,  $p=0.016$ ).

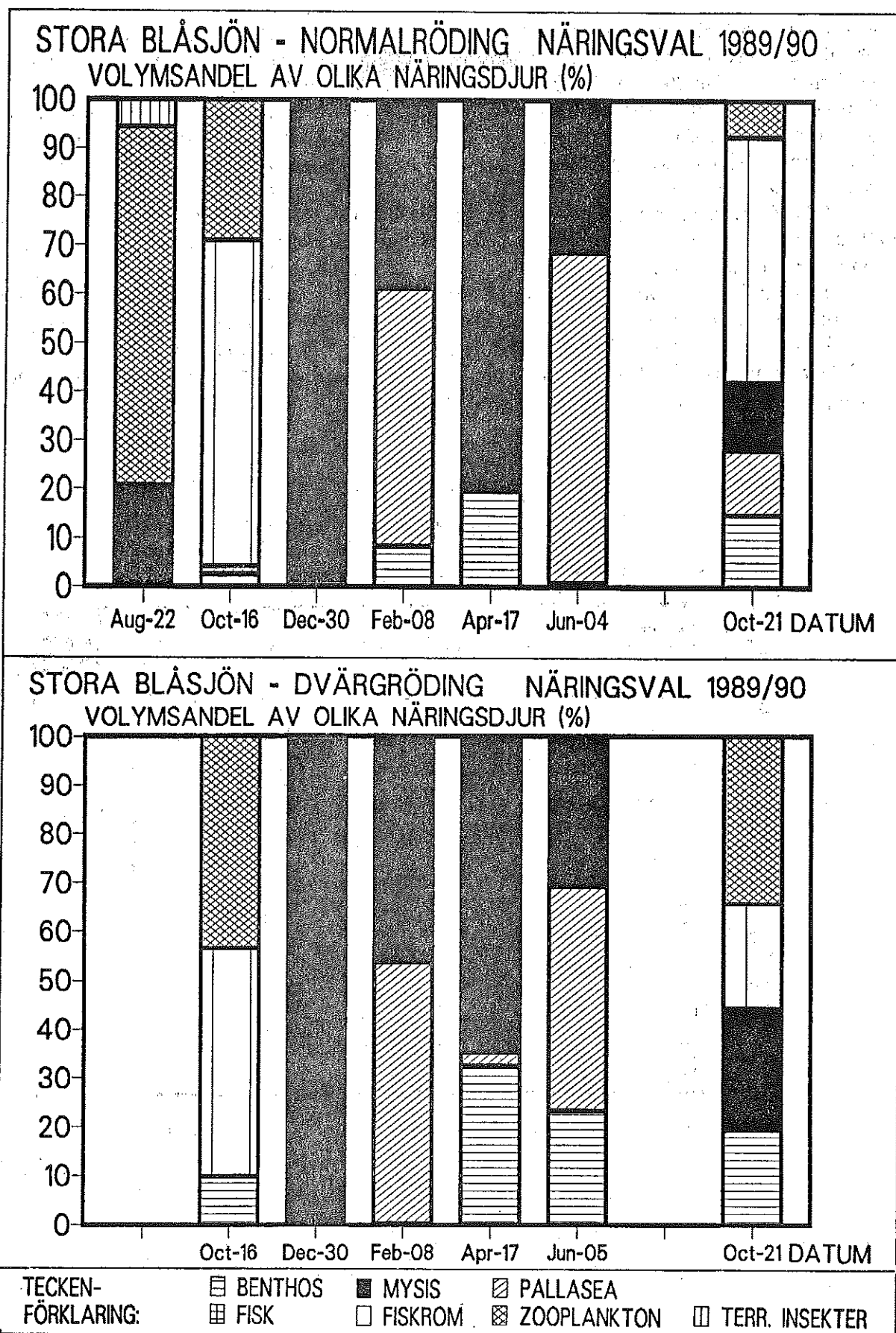
Att förklara detta intressanta mönster som alltså inte lika tydligt noterats i övriga sjöars rödingbestånd, leder till spekulationer om rödingens speciella egenskaper i dessa bägge sjöar, men också till rödingens unika karaktär som arktisk fiskart med fysiologisk anpassning till ett aktivt liv vid mycket låga temperaturer. Säsongs-mässiga variationer av Cs-137 bör bero på varia-

tioner i ackumulerade resp utsöndrade mängder. Efter leken i september/oktober bör energiförråden på nytt fyllas inför vintern. Maganalyserna från röding insamlade under isen i Ankarvattnet bekräftar klart att rödingarna är vinteraktiva och att *Gammarus lacustris* dominerar näringsvalet under högvintern (Figur 18). Under våren åter rödingen förutom *Gammarus* olika bottenlevande insektslarver (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Tipulidae, Chironomidae, Simuliidae, Dytiscidae) och snäckor (*Lymnaea*, *Gyraulus*), medan dieten under sommar och höst helt domineras av zooplankton. I Blåsjön var mönstret det samma fast med *Mysis relicta* och *Pallasea quadrispinosa* som de två dominerande närings-



Figur 18. Näringsvalet (% volym) hos röding i Ankarvattnet under vintern 1989/90.

Food habits (% volume) of Arctic char in Lake Ankarvattnet, during the winter 1989/90. (Fisk = fish, rom = roe.)



Figur 19. Näringsvalet (% volym) hos normal- och dvärgöröding i Stora Blåsjön under vintern 1989/90.

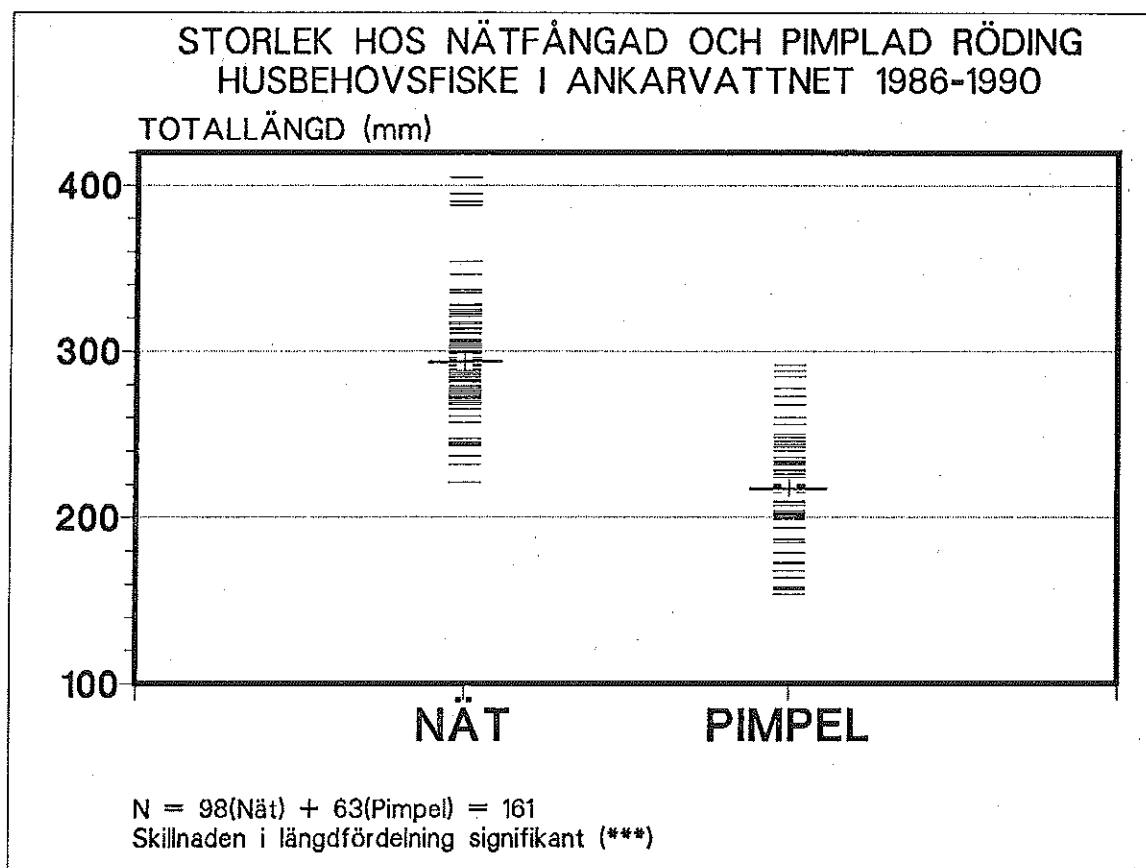
Food habits (% volume) of normal and dwarfed Arctic char in Lake Stora Blåsjön, during the winter 1989/90. (Fisk = fish, rom = roe, dvärg = dwarf.)

djuren under vinterhalvåret (Figur 19). I tidigare kapitel har konsumtionen av både *Mysis* och *Gammarus* visat sig vara av mycket stor betydelse för transporten av Cs-137 till fisk. Möjligen innebär rödingens näringssök och diet av botten djur som *Mysis* och *Gammarus* under vinterisen att Cs-137 ackumuleras mer effektivt vintertid genom att utsöndringen sker långsammare vid låg temperatur. För rödingen innebär sommaren i och för sig både högre födoaktivitet och tillväxt, men också betydligt högre temperatur i en miljö som pga konkurrensen från öring inte är den optimala. Flera undersökningar bekräftar att såväl upptags- som utsöndringshastigheten av Cs-137 i fisk ökar med temperaturen (Bryan et al. 1966, Häsänen et al. 1967, 1968).

Kolehmainen (1972) fann regelbundna årstidssvängningar med höga halter av Cs-137 under vintern och låga halter under sommaren hos amerikanska solabborrar, men även hos sex

andra samexisterande fiskarter i en sjö i Tennessee, USA. Variationen förklarades med ett motsvarande mönster av Cs-137-halter i fiskarnas maginnehåll. I en senare rapport utvecklade Kolehmainen (1974) sambandet till att även omfatta fiskarnas temperaturberoende tillväxt och näringstakt. Från södra Sverige har Carlsson och Lidén (1978) beskrivit säsongsmässiga variationer av cesiumhalter i gädda. Den återkommande ökningen under första kvartalet trots minskad födoaktivitet förklarades med minskad utsöndring pga låg temperatur.

Förutom botten djurdiet i kombination med låg temperatur innebär även pimpelfisket i sig en förändring i urvalet av rödingar, eftersom pimpelfiske tenderar att fånga mindre och sämre växande rödingar (Filipsson & Svärdson 1976). Nätfisket fångar däremot de större och mer snabbväxande individerna (Ankarvattnet; Mann-Whitney,  $p < 0.001$ ,  $n = 63 + 98$ , Figur 20). I både



Figur 20. Betydelsen av två olika fiskredskaps storleksselektion. Jämförelsen baseras på röding från husbehovsfiske i Ankarvattnet under 1986-1990.

The significance of size selection of Arctic char in gillnets used in summertime and line and hook during wintertime. The comparison comprise Arctic char from the traditional household fishery in Lake Ankarvattnet 1986-1990. (Nät = gillnet, pimpel = bobbing.)

Ankarvattnet och Blåsjön har djuplevande dvärg-röding beskrivits och tillväxtanalyserna (Appendix 4) bekräftar att sådan rödingar även ingått i denna undersökning. I Blåsjön har dock de sk. titorna särbehandlats. Analysen av de individuella cesium-mätningarna visade just att de äldsta och sämst växande rödingarna hade högst halter, även om detta samband inte var lika klart uttalat under början av undersökningsperioden 1986.

Om vintrarna 1986/87, 87/88, 88/89 och till en viss del 89/90 inneburit perioder av ackumulering av Cs-137, och somrarna 87, 88, 89 och 90 inneburit avgiftningsperioder för röding i Ankarvattnet och Blåsjön, så bör det omvända förhållandet ha noterats i öring.

Öringens minskade vinteraktivitet syns inte minst i dess ovilja mot att hugga vid pimpelfiske vintertid. Öring från Ankarvattnet och Blåsjön har därför endast kunnat fångas "sommartid" med nät. I Björkvattnet däremot kunde öring fångas så tidigt som i april 1987. Cesium-värdena visade här en klar minskning sedan december 1986. Under den efterföljande sommaren steg som tidigare nämnts värdena åter.

Öringarna visade klart att deras näringsval under juni till oktober dominerades av *Gammarus* och andra bottendjur i Ankarvattnet, samt *Mysis* och *Pallasea* i Blåsjön.

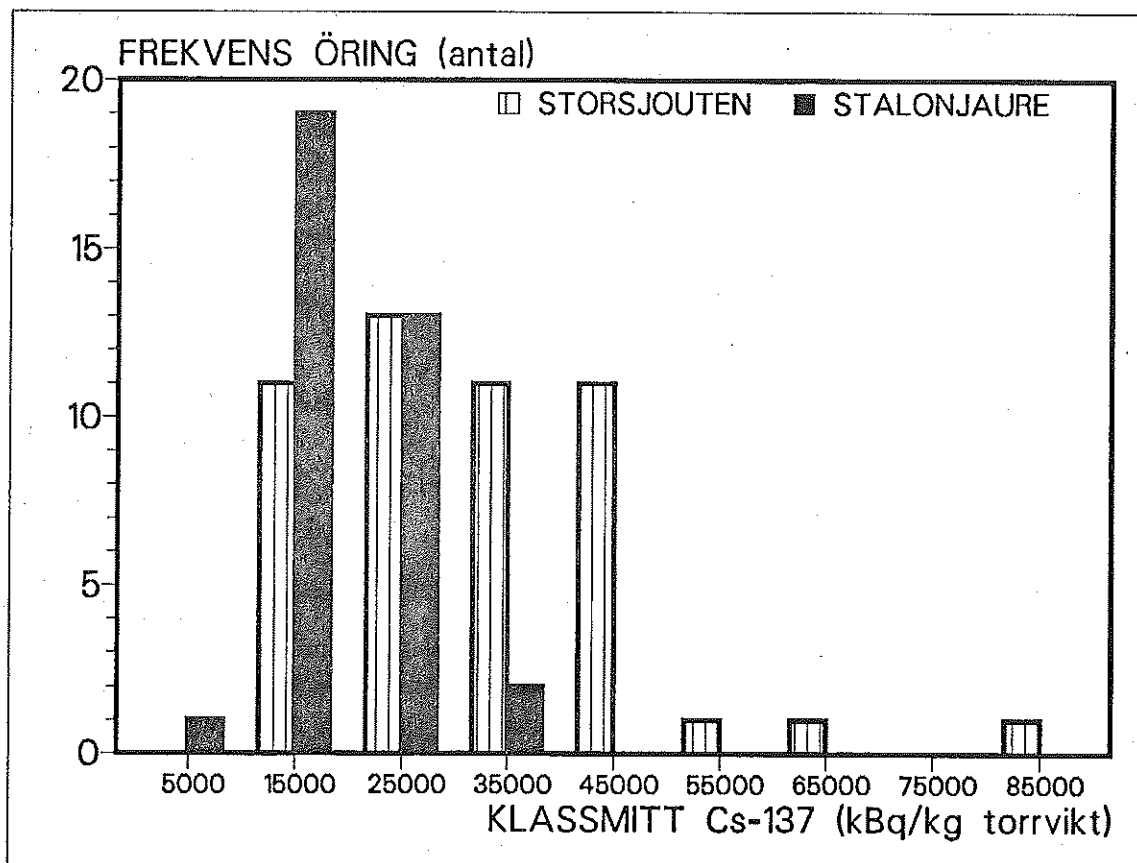
Både Ugedal et al. (1988) och Näslund (1988) kunde med täta provtagningar av öring under 1986-87 konstatera att öringens Cs-137-halt ökade snabbt under sommaren 1986 medan nivån stabiliserades under vintern. Inte heller Brittain (1988) fann någon förändring i cesium-halt i öring från Øvre Heimdalsvatn under vinterperioderna (oktober till juni) 1986/87 resp 1987/88. Däremot kunde Brittain (1988) konstatera en svag ökning av cesiumhalten under sommaren 1988. I sjön Vekteren fann Lønvik och Koksvik (1990) att halterna av Cs-137 i öring och röding mer än fördubblades från början av mars till islossningen i början av juni 1987. Man redovisade dock inga skillnader mellan de bägge fiskarterna. Förklaringen till ökningen antogs bero på att födovallet under våren utgjordes av bottenorganismer, som i sin tur konsumerat detritus. Att halterna under sommaren halverades förklarades med att rödingen till en stor del antogs äta zooplankton, men även inplanterad *Mysis*, som i sin tur antogs ha ätit zooplankton. Förutom *Mysis* åt såväl öring som röding även ytinsekter (Lønvik & Koksvik 1990).

Själva leken, som äger rum under hösten (september-oktober(-januari)) för både röding och öring, innebär dels att de lekmogna honorna gör sig av med stora mängder energi i form av rom, dels att stora mängder energi förbrukas i samband med reproduktionsprocessen, samtidigt som näringsintaget upphör under motsvarande period och även under en period innan själva leken. Generellt så utgör romvikten ca 15% av en mindre rödinghonas totalvikt strax innan leken (Hammar opubl. inform.). Mätningar på Cs-137 halten i rödingrom från Blåsjön i oktober 1986 resp oktober 1990 har visat att denna utgör storleksordningen 23-45% resp 20-28% av de värden som uppmätts i muskel och rom tillsammans. Motsvarande andel i öring från augusti 1986 i Øvre Heimdalsvatn, Norge, var 45%, och i rommen uppmättes nästan tre gånger så höga halter av radiocesium som i mjölken (Brittain 1988). I tyska undersökningar av insjöfisk från 1960-talet noterades att halten Cs-137 i rom utgjorde ca 25 % av gäddans totala Cs-137-innehåll (Ruf 1965). Leken borde således innebära en markant nedgång i individuell totalbörda av Cs-137. Inget enhetligt sådant mönster har dock kunnat identifieras i medelvärdena i muskel under de höstperioder då upprepade insamlingar av röding skett.

## Fiskar som byter miljö

En avgörande skillnad mellan öring och röding är också deras olika benägenhet att utnyttja habitat i rinnande vatten, samt att vandra mellan olika sjöar. Rödingen kan i detta sammanhanget betraktas som betydligt mer stationär och sjölevande än öringen, även om många exempel på både närings- och lekvandring har dokumenterats hos rödingpopulationer i svenska fjällsjöar (Lindström 1954, Hammar 1984, Näslund 1991).

Vid en jämförelse av frekvensen öringar med olika halter av cesium insamlade i oktober 1986 i **Stalonjaure** och **Storsjouten**, avvek en grupp öringar med 15,000-17,500 Bq/kg (torrvikt) i Storsjouten i en annars synbarligen normalfördelad struktur (Figur 21). Öringar med just dessa Cs-137-halter dominerade dock i sjön ovanför, Stalonjaure. Resultaten kan möjligen tolkas som ett tecken på **utbyte av öring mellan de bägge sjöarna**. Andra tecken som den mycket låga medelåldern hos röding, samt det faktum att



Figur 21. Jämförelse av frekvensen öring med olika halter av Cs-137 (Bq/kg torrsvikt) från Storsjouten och Stalonjaure, oktober 1986.

Comparison of the frequency brown trout with various levels of Cs-137 (Bq/kg dry weight) from Lakes Storsjouten and Stalonjaure, October 1986.

det visat sig vara mycket svårt att finna fisk i Stalonjaure under isen tyder på att sjön kanske endast utnyttjas tillfälligt av öring och röding. Denna form av utbyte av fisk mellan sjöar försvårar i så fall allvarligt möjligheterna att finna samband mellan den individuella radiocesium-halten och olika ekologiska parametrar, samtidigt som det vid analyser av poolade prover inte ges någon möjlighet till att urskilja eventuella individuella "felgångare".

Vid åldersanalysen med hjälp av otoliterna (hörselstenarna) av röding från Grundvattnet-Klumpvattnet indikerade även skillnader i tillväxtnöster att rödingarna tillhörde olika uppväxtområden. Det är därför inte omöjligt att det bland rödingar som insamlats i Grundvattnet också finns representanter från sjöar längre upp i Storåsystemet.

En av de fiskevårdsåtgärder som allvarligt diskuterats för att rädda sportfiskeintresset i hårt

kontaminerade vatten är utsättning av på olika sätt märkta och under en kort tid garanterat "aktivitetsfria" odlingsfiskar. Betydelsen av ett eventuellt sådant förfarande kunde testas i Björkvattnet under sommaren 1989. Inför en planerad utsättning förvarades ett större antal sk. "Bågede"-öringar i en nätkasse i Björkvattnet. Genom att under en övergångsfas utfordra de främmande öringarna i kassar skulle deras möjligheter att etablera sig i sjön och växa sig stora öka. I samband med dåligt väder lyckades dock ett större antal sk "Bågede"-öringar rymma, och två av dem kom sannolikt att ingå i det material av öring som insamlades från Björkvattnet i augusti 1989. Öringarnas otolitnöster avslöjade att två individer fötts upp under onaturliga betingelser. De två öringarnas tillväxt (Appendix 4) var också annorlunda, men framför allt var deras cesiumhalter - 172 Bq Cs-137/kg - betydligt lägre än genomsnittet för de övriga öringarna - 1393 Bq/kg.



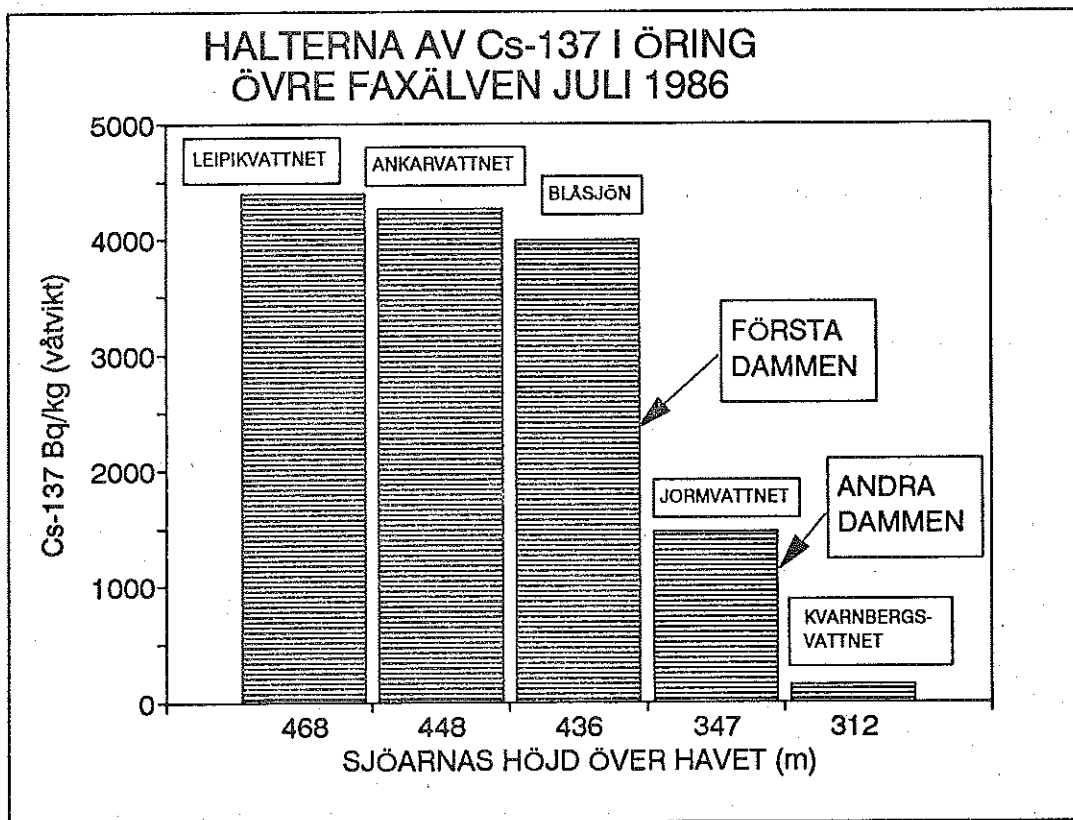
## Variation mellan sjöar

Skillnaderna i cesiumkoncentrationen hos fiskbestånd i olika sjöar antogs ha varit starkt beroende av den ursprungliga markbeläggningen (Figur 1, Tabell 5). Den geografiska fördelningen av nedfallet från Tjernobyl varierade relativt kraftigt inom geografiskt begränsade områden beroende på de lokala regnförhållandena under de aktuella olycksdygnen. Ankarvattnet vars avrinningsområde fick den högsta depositionen med ca 50 kBq Cs-137/m<sup>2</sup> inom det definierade närområdet uppvisade tidigt genomgående höga halter av Cs-137 i såväl renlav (1988), vatten, sedimentfällor, sediment, zooplankton, akvatiska insektslarver, *Gammarus lacustris*, röding och öring. Med tiden kom dock värdena i de reglerade sjöarna att överskrida Ankarvattnets halter.

Nedfallet skedde i anslutning till snösmältningen, varför troligen en stor del av nedfallet relativt snabbt transporterades till sjöarna. Där

passerade det antingen till stor del genom de naturliga sjöarna i samband med vårfloden eller dämdes upp i de reglerade sjöarna på grund av de stängda dammluckorna. I Livsmedelsverkets tidiga analyser av Cs-137 i öring från övre Faxälven syntes en markant förändring mellan sjöarna ovanför första dammen (Blåsjön) och sjöarna nedanför denna (Figur 22). Halterna i Leipikvattnet, Ankarvattnet och Blåsjön var relativt jämförbara (ca 4,000 Bq/kg) under juli, medan halterna i de reglerade sjöarna Jormvattnet resp Kvarnbergsvattnet visade betydligt lägre värden.

De för depositionen i avrinningsområdet normerade medelvärdena för fisk var under hösten 1986 generellt högre i de 4 naturliga sjöarna än i de 3 magasinerna. Under åren 1987 till 1989 har däremot medelvärdena i fisk genomgående varit högre i de reglerade sjöarna. Skillnaderna har dock inte varit signifikanta (Mann-Whitney,  $p=0.39, 0.48, 0.12, 0.23$ ). Med tanke på att skillnaderna mellan fisk i sjöar med och utan *Mysis*



Figur 22. Halten Cs-137 (Bq/kg våtvikt) i öring under juli 1986 från 5 successiva fjällsjöar i övre Faxälven. Notera de kraftiga minskningarna efter första resp andra dammen i systemet. (Analysdata från SLV 1986.)

Mean levels of Cs-137 (Bq/kg wet weight) in brown trout, July 1986, from 5 successive charlakes in the Upper River Faxälven. Note the major changes after the first and second dams in the system (Data from SLV 1986) (Sjöarnas höjd över havet = altitude, m.a.s.l.)

*relicta* visade signifikanta skillnader under 1988 och 1989 visar detta att *Mysis* sannolikt är av större betydelse för cesiumhalterna i fisk än själva regleringen. Troligen förstärker den kombinerade effekten av *Mysis* och reglering halterna av Cs-137 i röding och öring.

Inget signifikant samband mellan Cs-137 i fisk och avrinningsområdet har dock kunnat identifierats. Istället har sambanden mellan cesium i öring resp röding varierat i hög grad med olika omvärldsp parametrar vid olika provtagnings-tillfällen (Tabell 21). Medelvärdena av Cs-137 i röding resp öring har testats mot fem olika komponenter representerande halterna av Cs-137 i nederbördsområdet, nederbördsområdets eller sjöns storlek (areal och omsättningstid), stabila kemiska parametrar i sjön, halterna av Cs-137 i omgivande medier i sjön (vatten, sediment och detritus), samt Cs-137 i födoorganismer resp andelen av plankton eller bottendjur i magarna. Varje analys har begränsats tidsmässigt och omfattar således endast jämförelser av sjöar provtagna vid samma tillfälle, vilket medför att antalet observationer endast blir lika med antalet sjöar.

Hos båda arterna tenderade halterna av Cs-137 i avrinningsområdets närregion vara av större betydelse under 1986 medan medeldepositionen av Cs-137 i det totala avrinningsområdet i högre grad samvarierar med fiskarnas cesiumhalter under 1987-1989. I inget fall var dock samvariationen signifikant. När det gäller komponenten med olika storleksbegrepp tycks sjöns omsättningstid vara av stor betydelse för öringen medan även sjöarnas areal spelar en viss roll för förklaringen av halten av Cs-137 i röding. Betydelsen av den kemiska komponenten varierade och omfattade signifikant samvariation med såväl alkalinitet, kaliumhalt och sjöarnas ledningsförmåga. Av komponenten med koncentrationen Cs-137 i den akvatiska omgivningen tenderade halterna av cesium i vattenfasen att vara mer förklarande för Cs-137 i fisk under 1986 medan cesium i sediment och sedimentfällor var av större betydelse under 1987-1989. Födans betydelse för cesiumvariationen i fisk har diskuterats i detalj i ett tidigare avsnitt. I detta sammanhang uppvisade halterna av Cs-137 i zooplankton resp olika bottendjur i de olika sjöarna en större betydelse för förklaringen av variationen i Cs-137 i fisk än själva andelen av de olika bytesdjuren i de olika fiskbeståndens diet.

För båda fiskarterna noterades rent generellt de flesta sambanden mellan variationen av Cs-137 i muskel och Cs-137 i de aktuella bytesdjuren resp en positiv komponent innehållande sjöns storlek eller omsättningstid. För rödingen tillkom även ett viktigt samband mellan variationen av Cs-137 i muskel och Cs-137 i det omgivande mediet. Generellt märks vidare att cesiumhalten i öring och röding under senare år, med mindre dramatiska förändringar, samvarierade med allt fler variabler i miljön.

För fisk i fjällsjöar i norska Trøndelag noterade Ugedal och Blakar (1990) den högsta förklaringsgraden ( $r^2=0.45$ ,  $p<0.05$ ,  $n=20$ ) för halterna av radiocesium med en kombination av halterna av cesium i sediment, sjöarnas höjd över havet samt deras nitrat-halt.

I svenska undersökningar har det visat sig att sjöns omsättningstid varit av stor vikt för cesiumkoncentrationen i gädda (Håkanson et al. 1990). Att även belastningen i avrinningsområdet varit av stor betydelse för halterna av Cs-137 i småabborre (1+) visade resultaten från 1986 och 1987 i undersökningen av skogssjöar i Gävleborgs- och Västernorrlands län (Håkanson et al. 1988). Medelbelastningen i dessa sjöar varierade dock mellan 2.5 och 70 kBq/m<sup>2</sup>, vilket är betydligt mer än i Jämtlandsfjällen.

Ingen riktad insamling av ungfisk har skett från fjällsjöarna även om små elritsor av varierande ålder har analyserats med avseende på Cs-137. För dessa noterades endast 1988 ett signifikant samband mellan Cs-137 i muskel och medelbelastningen av Cs-137 i hela avrinningsområdet.

Också Gustafson (1969) påvisade att det fanns ett klart samband mellan den årliga depositionen av Cs-137 genom nederbörden och halterna av Cs-137 i småfisk i amerikanska småsjöar under perioden 1954-1965, men att 25-80% av cesium-mängden i fisk härrörde från långvarig ackumulering i sjöarnas sediment.

## Anrikning till fisk från vatten

På samma sätt som för födoorganismer kan anrikningsfaktorn för fisk bestämmas ( $AF_{(fisk)} = \text{Bq/kg färskvikt} / \text{Bq/liter i vatten}$ ). Som tidigare nämnts är anrikningsfaktorn definierad för system i jämvikt. Under det första året, 1986, var

Tabell 21. Linjära samband mellan halterna av Cs-137 i röding resp öring och en serie olika miljökomponenter i sju olika fjällsjöar i Gäddedeområdet, norra Jämtland. För varje analys anges regressionen, antalet observationer och ev. signifikansnivå.

Linear regressions between levels of Chernobyl Cs-137 in Arctic char and brown trout, and a series of environmental components (Levels of Cs-137 in the catchment areas, physical and chemical components of the lakes, levels of Cs-137 in water and sediment, and the amount or levels of Cs-137 in various food organisms) in seven char lakes located in the Gädded region, northern Sweden.

RÖDING A. CHAR	Cs-137 på land Cs-137 at shore	Sjöns fysik Lake physics	Sjöns kemi Lake chemistry	Cs-137 i sjön Cs-137 in lake	Cs-137 i födan Cs-137 in food
1986.08	Närområdet 0.89 (3) n.s.	Avrinn.yta -0.24 (5) n.s.	Alkalinitet 0.998 (3) *	Vatten 0.72 (3) n.s.	Andel benthos 0.98 (3) n.s.
1986.10	Närområdet -0.19 (7) n.s.	Omsättn.tid 0.43 (7) n.s.	K <sup>+</sup> 0.56 (7) n.s.	Vatten 0.57 (7) n.s.	Cs i Zooplankton 0.35 (7) n.s.
1987.04	Närområdet 0.39 (7) n.s.	Sjöns yta 0.61 (7) n.s.		Fytoplankton 0.81 (7) *	Cs i Makrovert. 0.99 (3) n.s.
1987.08	Avrinn.omr. 0.57 (5) n.s.	Omsättn.tid 0.91 (5) *	Alkalinitet 0.55 (5) n.s.	Sediment/m <sup>2</sup> 0.54 (5) n.s.	Cs i Zooplankton 0.74 (5) n.s.
1987.10	Avrinn.omr. 0.280 (7) n.s.	Sjöns yta 0.69 (7) n.s.	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 0.71 (7) n.s.	Sediment/kg 0.89 (7) **	Cs i Zooplankton 0.92 (7) **
1988.04	Avrinn.omr. 0.49 (5) n.s.	Sjöns yta 0.83 (5) n.s.	K <sup>+</sup> 0.997 (5) ***	Sediment/kg 0.93 (5) *	Cs i Makrovert. 0.997 (3) *
1988.08	Avrinn.omr. 0.30 (7) n.s.	Omsättn.tid 0.90 (7) **	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 0.57 (7) n.s.	Vatten 0.86 (7) *	Cs i Zooplankton 0.70 (7) n.s.
1989.08	Närområdet -0.35 (6) n.s.	Sjöns yta 0.90 (6) *	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 0.23 (6) n.s.	Sedfäll./m <sup>2</sup> *d 0.60 (6) n.s.	Cs i Makrovert. =.98 (4) *
ÖRING B. TROUT	Cs-137 på land Cs-137 at shore	Sjöns fysik Lake physics	Sjöns kemi Lake chemistry	Cs-137 i sjön Cs-137 in lake	Cs-137 i födan Cs-137 in food
1986.08	Närområdet 0.92 (3) n.s.	Omsättn.tid 0.53 (3) n.s.			
1986.10	Närområdet 0.42 (7) n.s.	Omsättn.tid 0.58 (7) n.s.	Ledn.förm. -0.49 (7) n.s.	Vatten 0.57 (7) n.s.	Andel Zooplankton -0.79 (5) n.s.
1987.08	Avrinn.omr. 0.42 (7) n.s.	Omsättn.tid 0.78 (7) *	Alkalinitet 0.45 (7) n.s.	Sediment/kg 0.40 (7) n.s.	Cs i Zooplankton 0.49 (7) n.s.
1987.10	Avrinn.omr. 0.37 (7) n.s.	Omsättn.tid 0.81 (7) *	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 0.49 (7) n.s.	Sediment/m <sup>2</sup> -0.67 (7) n.s.	Cs i Makrovert. 0.91 (5) *
1988.04	Avrinn.omr. -0.41 (7) n.s.	Omsättn.tid 0.61 (6) n.s.	Ledn.förm. 0.85 (6) *	Sediment/kg 0.63 (6) n.s.	Cs i Makrovert. 0.999 (3) *
1988.08	Avrinn.omr. 0.16 (7) n.s.	Omsättn.tid 0.77 (7) *	Alkalinitet 0.44 (7) n.s.	Vatten 0.54 (7) n.s.	Andel Zooplankton -0.55 (7) n.s.
1988.09	Avrinn.omr. 0.76 (6) n.s.	Omsättn.tid 0.64 (6) n.s.	K <sup>+</sup> -0.53 (6) n.s.	Sedfäll./m <sup>2</sup> *d 0.51 (6) n.s.	Cs i Zooplankton 0.95 (6) **

Tabell 22. Anrikningsfaktorn (AF) av Cs-137 från vatten (Bq/l) till fisk (Bq/kg våtvikt) från olika rödingsjöar i Gäddedeområdet, norra Jämtland, insamlade under sensommar- och hösttillfällena under 1987-1990.

Concentration factors (CF) of Cs-137 from water (Bq/l) to Arctic char and brown trout (Bq/kg wet weight) from char lakes in the Gäddede region, northern Sweden. Only levels in fish sampled during late summer and fall during 1987-1990 have been used. (Röding= Arctic char, öring = brown trout.)

	1987.08		1987.09-10		1988.08-09		1989.08		1990.08-10	
	Röding	Öring	Röding	Öring	Röding	Öring	Röding	Öring	Röding	Öring
Ankarvattnet	15,200	29,700	13,400	28,400	12,600	19,500	13,100	28,100	25,000	27,800
Björkvattnet	-	21,000	8,400	15,800	9,500	21,000	10,600	17,400	-	-
Grundvattnet	5,900	6,300	8,700	10,800	8,300	13,300	-	-	-	-
Stalonjaure	-	10,000	10,000	19,300	10,000	18,900	9,300	22,300	-	-
Blåsjön	10,600	16,500	9,000	26,900	11,600	15,500	17,500	28,100	13,100	26,100
Dabbsjön	8,300	6,200	8,400	5,400	6,700	5,400	5,300	4,200	-	-
Storsjouten	12,700	25,700	15,000	16,700	12,500	15,700	17,800	12,100	-	-
medelvärden: (means)	10,000	16,500	10,200	17,600	10,200	15,600	12,300	18,700	19,000	27,000

förhållandena med avseende på ackumuleringen av cesium i fjällsjöarnas fiskbiomassa mycket dynamiska. Under 1987, 1988, 1989 och 1990 har förändringarna däremot varit allt mer långsamma (Tabell 22).

Jämförelse av  $AF_{(vatten)}$  med början från resultatet i augusti 1987 visar att värdena för röding varierat mellan 10,000 och 12,300 under somrarna 1987-1989, medan  $AF_{(vatten)}$  för öring legat inom intervallet 15,600-18,700. Anrikningsfaktorn har således varit relativt stabil under 1987-1989, men i flertalet sjöar varit betydligt högre för öring än för röding. Ett undantag utgör Dabbsjön, där anrikningsfaktorn för röding och öring dessutom avviker genom att med tiden bli allt lägre än i övriga sjöar. Eventuellt kan detta hänga samman med att bottenfaunan i Dabbsjön på grund av regleringen är kraftigt utarmad och att fiskarna i huvudsak livnar sig på zooplankton vars cesiumkoncentration snabbt avtagit.

I andra undersökningar anges AF för söt-vattensfisk till mellan 200 och 1,000 (Bryan et al. 1966, Kolehmainen 1972, Neumann 1985a, b). De uppmätta värdena från 1987-1989 är 10-100 gånger högre. Den stora skillnaden kan eventuellt bero på att systemet ännu inte befinner sig i jäm-

vikt utan att koncentrationen i fiskmuskel långsamt är på väg ned. Överlagring av bottarna med nytt och mindre aktivt sediment och cesiets fysikaliska halveringstid är två processer som verkar för detta. Det troliga är dock att bottenorganismerna, som är i kontakt med det kraftigt kontaminerade ytsedimentet, kommer att sörja för att cesiumkoncentrationen i vissa fiskar under en tid framöver kommer att ligga på en hög nivå.

### Analyser av röding och öring utförda på andra laboratorier

Efter nedfallet från Tjernobyl genomfördes kontrollmätningar av fisk vid många olika laboratorier. Genom det stora intresse fjällsjöarna har för fritidsfisket kom fisk från samma sjöar som ingår i denna undersökning även att analyseras på andra laboratorier. Vid dessa analyser har oftast färskt muskelprov från ca 3 - 5 fiskar analyserats som samlingsprov. Merparten av dessa resultat har rapporterats från Livsmedelsverket (Uppsala) och Torvcentrum (Strömsund) (Tabell 23). Trots den mycket stora

Tabell 23. Exempel på koncentrationer av Cs-137 uppmätta under perioden juli-oktober 1986 i olika fiskarter från fjällsjöar i Piteälven, Skellefteälven, Umeälven, Vapstälven, Ångermanälven, Indalsälven, Ljungan och Ljusnan.

Levels of Cs-137 recorded in various fish species collected in northern mountain lakes in Sweden during July - October 1986.

ÄLV River	SJÖ Lake	DATUM Date	RÖDING Char	ÖRING Trout	HARR Grayl.	ABBORRE Perch	SIK <i>Coregonus</i>	REF.
Piteälven	Miekak	860716	164	56	-	-	-	SLV
Skellefteälven	Hornavan	860717	35	-	-	-	-	SLV
	Storavan	860907		432	-	-	91	SLV
Umeälven	Nedre Jovattnet	860624	1,244	-	-	-	-	SLV
	Abelvattnet	860706	-	1,610	-	-	-	SLV
Vapstälven	Virisen	860705	1,400	-	-	-	-	SLV
	Daningen	860726	3,937	5,770	-	-	-	SLV
	Darneke	860620	1,286	1,069	-	-	-	SLV
Vojmån	Gottern	861016	4,175	6,422	-	-	-	SLV
	Storguortan	860704	921	4,408	-	-	-	SLV
	Krutsjön	860622	1,690	880	-	-	-	SLV
	Bergsjön	860818	2,448	2,969	2,292	-	-	SLV
	Vojmsjön	860821	-	-	-	886	1,696	SLV
	Bollvattnet	860629	1,993	-	-	-	-	SLV
	Holmsjön	860629	2,668	898	-	1,056	-	SLV
	Matskan	860629	4,071	2,091	-	3,256	-	SLV
Kultån	Gikasjön	860701	2,046	-	-	-	-	SLV
	Kultsjön	860828	6,955	-	-	-	-	SLV
	V. Marssjön	860816	9,230	-	-	-	-	SLV
Korpån	Avasjön	860930	3,589	3,150	-	-	-	SLV
	Stora Arksjön	860704	-	695	-	-	-	SLV
Saxälven	L. Raukajaure	860822	-	2,979	-	-	-	SLV
	Borgasjön	860815	2,389	2,385	-	-	-	SLV
	Saxaborga	8610	-	5,270	-	-	-	STR
	Nedre Daimasjön	860726	-	5,334	-	-	-	SLV
	Saxvattnet	860818	-	3,774	-	-	-	SLV
Sjoutälven	Härbergsvattnet	860816	1,675	2,358	-	-	-	SLV
	Gransjön	860804	-	4,482	-	-	-	SLV
	Jemesjaure	860828	-	9,672	-	-	-	SLV
	Nåsjön	860727	1,402	2,597	-	-	-	SLV
	Bergvattnet	8610	2,000	-	-	-	-	STR
Storån	Stora Jougdan	860725	1,102	-	-	-	-	SLV
	Gärdvattnet	8609	1,060	2,500	-	3,120	-	SLV
Faxälven	Leipikvattnet	860804	3,421	4,954	-	-	-	SLV
	Värjaren	8607	812	3,483	-	-	-	FIN
	Lejaren	8607	2,333	948	-	-	-	FIN
	Semningssjön	860831	-	2,479	-	-	-	SLV
	Lars Larsavattnet	8609	4,080	8,670	-	-	-	STR
	Storvåktaren	860826	1,717	8,442	-	-	-	SLV
	Jormsjön	8609	2,905	3,125	-	-	-	STR
	Kycklingvattnet	860906	6,016	6,890	-	-	-	SLV
	Gussvattnet	860814	1,497	1,247	1,146	-	-	FIN
	Hetögeln	860825	-	-	-	-	2,136	SLV

Forts. Tabell 23. (Table 23 cont.)

ÄLV River	SJÖ lake	DATUM Date	RÖDING Char	ÖRING Trout	HARR Grayl.	ABBORRE Perch	SIK <i>Coregonus</i>	REF.
Forts. Faxälven	Munsvattnet	860730	1,128	2,163	-	-	-	SLV
	V. Zakrivattnet	860723	-	2,981	-	-	-	SLV
	Ö. Sakrivattnet	8609	1,490	-	-	-	-	STR
	V. Fiskåvattnet	860815	1,038	1,214	-	-	-	SLV
	Ö. Fiskåvattnet	8609	710	770	-	-	-	SLV
	Torsfjärden	860731	-	-	-	-	1,170	SLV
	Dragan	860812	-	241	-	-	-	SLV
Hotingsån	Fånsjön	8610	810	1,310	-	-	-	STR
	Lidsjön	8608	5,230	-	-	-	-	STR
	Jerilvattnet	8610	330	370	-	-	-	STR
	Flåsjön	8610-11	690	370	-	-	210	STR
Hårkan	Lenglingen	8607	681	3,176	-	-	-	FIN
	Rengen	860819	1,744	1,789	-	-	-	FIN
	Valsjön	860817	-	1,279	-	-	-	FIN
	Brinnsjön	860920	162	287	-	362	268	FIN
	Nils Jonsavattnet	860813	502	1,135	-	-	-	FIN
	Bakvattnet	860824	557	677	-	-	-	FIN
	Burvattnet	860817	325	419	-	-	-	FIN
Långan	St. Mjölkvattnet	860709	284	-	-	-	-	FIN
	Korsvattnet	860725	101	-	-	-	-	FIN
	Övre Oldsjön	860726	614	-	-	-	-	FIN
	Landösjön	860813	-	-	404	461	205	FIN
	Åkersjön	860731	216	317	-	-	-	FIN
	Jävsjön	860821	591	1,257	2,352	-	-	SLV
	Holdern	860822	-	1,099	-	-	-	FIN
Indalsälven	Torröjen	860825	1,069	991	1,924	-	-	FIN
	L. Rensjön	860725	3,632	-	-	-	-	SLV
	Anjan	860820	625	1,953	1,003	-	-	SLV
	Jufvula	860813	820	248	1,755	-	-	SLV
	Kallsjön	860821	171	155	1,170	-	700	SLV
	Ottsjön	8610	123	292	-	-	-	FIN
	Häckren	860720	35	28	24	-	-	FIN
	N. Rensjön	860708	4,899	3,463	-	-	-	SLV
	Visjön	860817	2,795	3,448	-	-	-	FIN
	Ånnsjön	860814	441	382	-	-	-	SLV
	Gevsjön	860628	400	420	-	-	-	SLV
	Storsjön	860819	51	57	-	-	30	SLV
	Ljungan	Tossåssjön	860627	127	-	-	-	-
Ljusnan	Malmagen	860810	185	514	926	-	-	FIN
	Grundsjön	8610	107	400	-	-	-	FIN

SLV: Data från PM från Statens Livsmedelsverk, Uppsala

STR: Data från Energi & Miljöanalyser, Torvcentrum, Strömsund

FIN: Data från Sammanställning av Cesiumvärden i fisk i Jämtlands län (t.o.m juli -87), Fiskenämden, Östersund

biologiska spridningen (se nedan) har resultaten från de olika laboratorierna god överensstämmelse.

I några fall kompletterar dessutom dessa externa mätningar de analyser som skett i föreliggande undersökning. Värdena på röding från Ankarvattnet och Blåsjön våren 1989 visade att rödingen även under vintern 1988-89 ackumulerat Cs-137. Dessutom finns flera mätningar av öring från Blåsjön under 1986 vilket saknats i våra modeller. Analyserna visar att öringen i Blåsjön redan sommaren 1986 uppnådde koncentrationer på mellan 5,000 och 8,000 Bq/kg (v.v.).

När det gäller andra naturliga sjöar i området dit *Mysis relicta* överförts har framför allt **Gussvattnets röding** undersökts i större omfattning av de lokala laboratorierna. Gussvattnet ligger strax nedanför Gäddede och har sitt utlopp i Hetögeln. Sjön utgör närmast ett parallellfall till Björkvattnet, dock med den skillnaden att Gussvattnet ligger betydligt lägre och därför även innehåller lake och harr. Även här innebar överföringen av *Mysis relicta* från Blåsjön 1973 att *Pallasea quadrispinosa* också oavsiktligt introducerades (Hammar 1979). Enligt analysvärdena från Torvcentrum visade rödingen i Gussvattnet ingen kraftig ökning under sommaren 1986 utan sjönk istället från ca 1500 Bq/kg i mitten av augusti till ca 1,000 Bq/kg i december 1986. Under den påföljande vintern och våren steg dock halterna successivt för att nå det maximala värdet av ca 2,000 Bq/kg i juni 1987, varefter halterna sedan långsamt sjunkit i likhet med halterna i Björkvattnet. Det senaste värdet på röding från september 1989 visade en koncentration av Cs-137 strax över 1,100 Bq/kg.

I Figur 9 redovisas samtliga utförda mätningar på röding och öring från Ankarvattnet, Björkvattnet, Blåsjön, Grundvattnet, Stalonjaure och Storsjouten. Dessutom har de externa mätningarna på röding i Kvarnbergsvattnet redovisats i Figur 27.

De externt utförda mätningarna bekräftar också att det främst var fjällsjöar i **Övre Ångermanälven**, dvs sjöarna i Vojmán, Kultán, Saxälven, Sjutälven och Faxälven, som drabbades hårdast av nedfallet från Tjernobyl (Tabell 23).

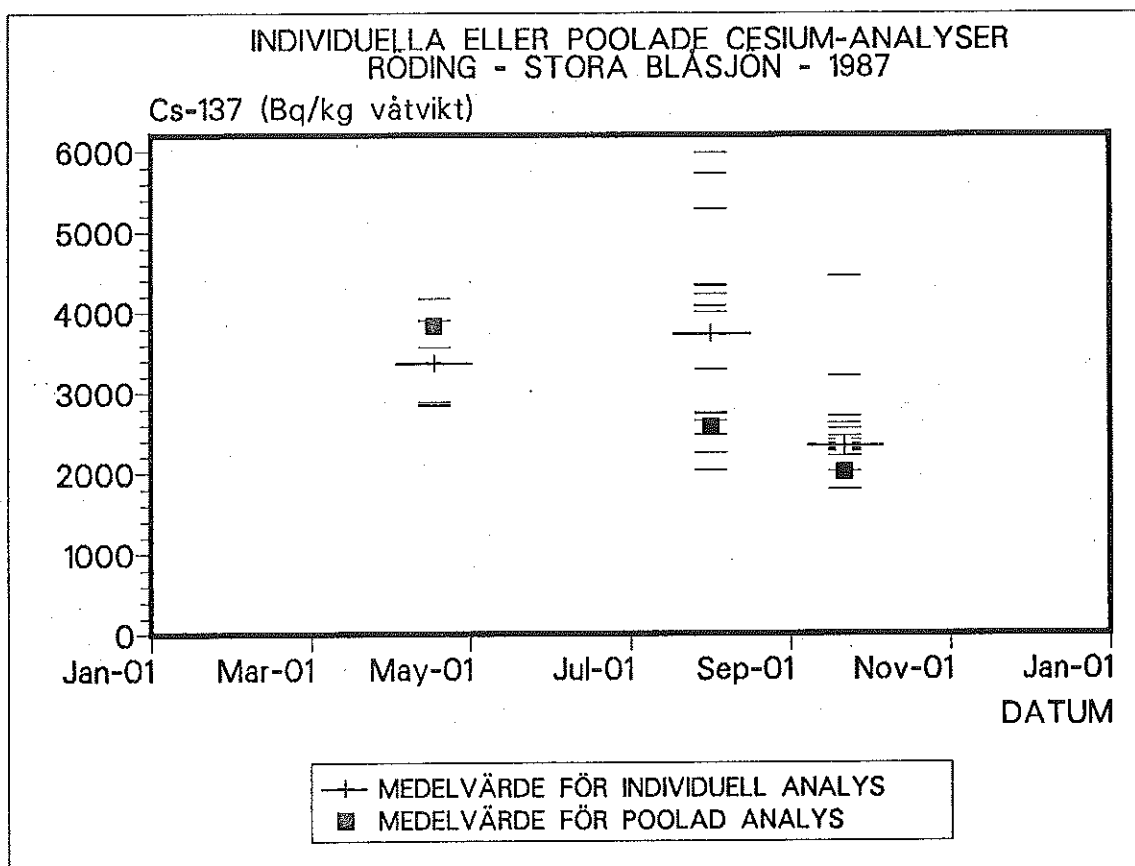
När det gäller de senaste redovisade halterna av radioaktivt cesium i fisk från rödingsjöar utanför Sveriges gränser kan följande nämnas. I Høysjøen, Norge, uppmättes för radiocesium totalt (Cs-137 + Cs-134) i juni 1990 1,270 Bq/kg

(våtvikt) i öring och 970 Bq/kg i röding (Ugedal et al. 1991). I röding från Ennerdale Water, England, uppmättes under 1989 endast 43 Bq Cs-137/kg (våtvikt) och i röding från Loch Doon, Scotland, 130 Bq/kg (Hunt 1990). I öring från samma sjöar och år uppmättes 130 Bq Cs-137/kg i Ennerdale Water resp 120 Bq Cs-137/kg i Loch Doon. De högsta halterna i de nordliga brittiska sjöarna uppvisade abborre (t ex Loch Doon: 270 Bq/kg) (Hunt 1990). Längre söderut i Grünsee (Salzburg) i de österrikiska **Alperna** konstaterades i juni 1991 att smårödingen hade 147 Bq Cs-137/kg våtvikt, vilket ansågs vara ett högt värde (Anonym 1991).

## Individuell spridning

Merparten av de analyser av radiocesium i fisk som skett runt omkring i landet efter Tjernobylkatastrofen har utförts på **samlingsprover**. Med tanke på den **stora individuella spridning** som konstaterats inom olika fiskbestånd leder ett sådant förfarande till frågor om graden av representativitet. Om hela olikstora fiskar blandas så kommer stora fiskar att dominera analysresultatet. Provtagningen av de fiskar som analyserades som samlingsprover under 1987 i rödingsjöprojektet skedde på ett sådant sätt att likstora muskelbitar från olika individer blandades. Genom att analyserna av röding från Blåsjön insamlade 1987 både skedde som frystorkade samlingsprover i ett tidigt skede och som individuella färska prover senare under 1991 kan resultaten jämföras (Figur 23). Ingen generell skillnad kan urskiljas. Resultatet av samlingsproverna ligger som synes väl inom de individuella provernas spridning. Dock är möjligen värdena för poolade analyser lägre än medelvärdena för de individuella analyserna från material som innehåller enskilda fiskar med höga halter av Cs-137.

Även vid jämförelser av individuellt analyserade fiskar från olika sjösystem och insamlingsperioder, bör medelvärdena för respektive sjöar vara på en representativ nivå. Ett sådant medelvärde är avhängigt dels den individuella variatio- nens omfattning, dels spridningens eventuella avvikelser från en normalfördelning. I bl. a. Storsjouten märktes tydligt hur fördelningen av röding med olika nivåer av Cs-137 antog en skev struktur under 1986 i ett tidigt skede efter olyckan,



Figur 23. Jämförelse av medelvärden för Cs-137-halten (Bq/kg våtvikt) från individuella resp poolade analyser av röding från Stora Blåsjön 1987. Med poolad analys avses ett samlingsprov av likstora muskelbitar från flera rödingar.

Comparison of mean levels of Cs-137 (Bq/kg wet weight) in individual and pooled analyses of Arctic char from Lake Stora Blåsjön 1987. Pooled analyses were conducted on a mixture of muscle samples of equal size from several char. (Medelvärde = mean value.)

medan fördelningen senare närmade sig en normalfördelning under 1987. Därmed borde kravet på antalet analyserade fiskar i ett inledande skede varit betydligt större än vad som varit fallet i denna och många andra undersökningar. Under 1987 tycks däremot det insamlade antalet fiskar varit mer representativt. Oftast har merparten av dessa analyser dock skett som samlingsprover. Under 1988 och 1989 ökade dock spridningen åter i det insamlade materialet vilket medför att antalet mätta fiskar åter skulle ha ökats.

Frågan om hur många fiskar som måste analyseras beror på vilket krav som ställs på precisionen i analysen av en konstaterad eller befarad förändring. **Variationskoefficienten**,  $C_v$ , som uttrycks i procent, är ett lämpligt mått på den individuella spridningen av Cs-137 i detta sammanhang. Formlerna för  $C_v$  samt

kravet på antal individer vid olika precisionsgrader av  $C_v$  anges nedan:

$$C_v = \frac{\text{S.E.}}{\bar{x}} \times 100 (\%) \quad (5)$$

$$n = \frac{S^2}{(C_v)^2 \times (\bar{x})^2} \quad (6)$$

$C_v$ : Variationskoefficient  
 S.E.: Standard Error  
 $\bar{x}$ : Medelvärde av Cs-137  
 $S^2$ : Varians

Om  $C_v$  endast är 5% kan man upptäcka en förändring med en faktor av storleksordningen 1.2. Vid en variationskoefficient på 10% minskar



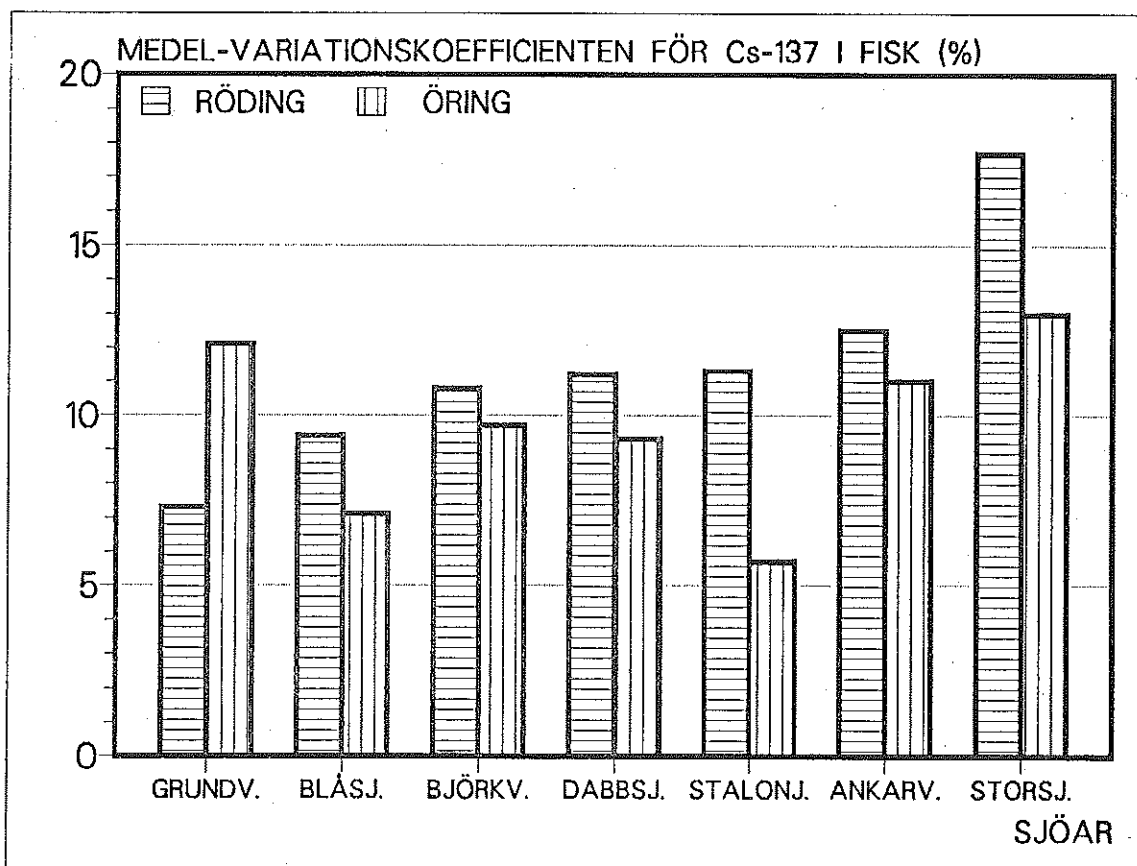
precisionen till en faktor av storleksordningen 1.5. Nöjer man sig med ett  $C_v$  på 20 % kan man endast avgöra förändringar i formatet fördubbling resp halvering (Bohlin 1984).

I Appendix 10 har den aktuella variationskoefficienten noterats för de individuella cesiumanalyserna. Dessutom har kravet på antal fiskar för en precision på 15%, 10% resp 5% angetts. Som framgår av tabellen så är mönstret mycket **heterogent**. Det finns en markant skillnad mellan de olika sjöarna, olika tidpunkter men även mellan röding och öring. Med undantag av Grundvattnet så uppvisar rödingen **högre variation än öringen** i samtliga undersökta sjöar (Figur 24). Detta har även konstaterats i norska rödingsjöar (O. Ugedal, Finnmark Distrikthøgskole, Alta, pers. medd.).

Som tidigare nämnts antog frekvensen av röding i olika cesiumintervall en skev struktur i ett inledande skede för att senare anta en mer

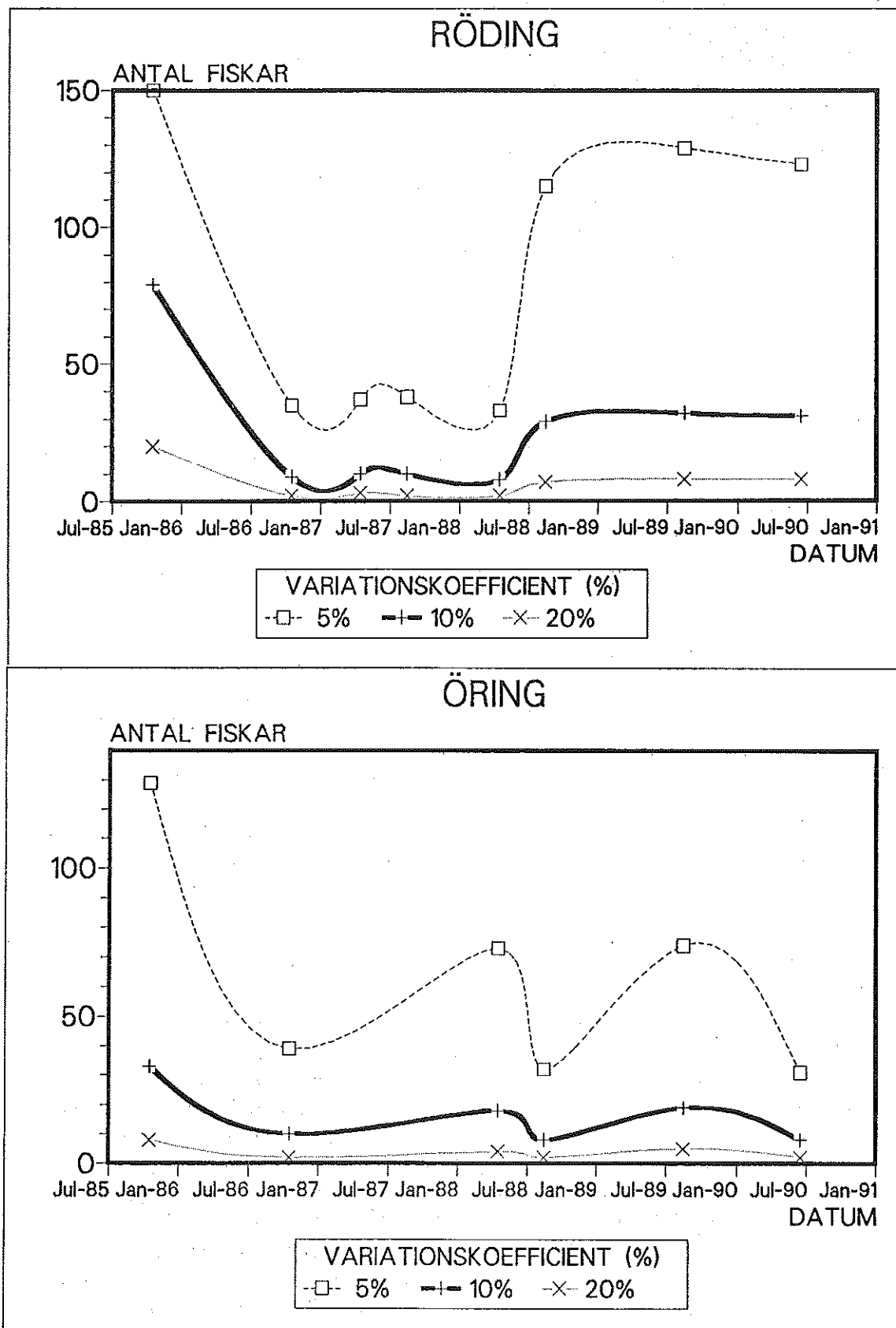
normalfördelad struktur. Med detta följer också att antalet fiskar nödvändiga för analysen förändras. Något sådant mönster går dock inte att urskilja hos öring. Figur 25 redovisar de tre linjerna för 5%, 10% resp 15% dragna med utgångspunkt från medelvärden av de individuella analysresultaten från röding och öring. Om en **variationskoefficient om högst 10%** bör vara målet vid fortsatta jämförelser av sjöar, tidpunkter och arter bör analysen således **knappast omfatta mindre än 30 individuella analyser**, speciellt om det gäller röding.

Håkanson (1987) redovisar också krav på högre materialstorlek i de sjöar som undersökts under 1986 jämfört med året efter. Ovanstående resonemang är i högsta grad spekulativt. Med fler individuella och tidsmässigt sammanhängande analysresultat förväntas dock säkerheten i analysen öka väsentligt, vilket torde bli värdefullt för framtida mätningar och prognoser.



Figur 24. Medel-variationskoefficienten,  $C_v$  (%), för Cs-137 i prover av röding och öring från sju olika fjällsjöar i Gäddede-området 1986-1990.

Mean coefficient of variation,  $C_v$  (%), for Cs-137 in Arctic char and brown trout sampled in seven char lakes in the Gäddede region 1986-1990. (Röding = Arctic char, öring = brown trout, sjöar = lakes.)



Figur 25. Det kalkylerade behovet av antalet fiskar per analysomgång för Cs-137 vid krav på en variations-koefficient av 5, 10 resp 20%.

The calculated requirement of number of individual fish per sampling occasion for Cs-137, if a coefficient of variation of 5, 10, or 20 % is requested. (Röding = Arctic char, öring = brown trout, antal fiskar = number of fish.)

Tabell 24. Halten av olika radionuklider i ofiltrerade vattenprover från Kvarnbergsvattnet efter ett muddringsarbete i Limingen uppströms hösten 1989. Proverna har insamlats vid två tillfällen från fyra stationer längs en transekt, 1 - 4, från inloppsdelen från Limingen ned mot Gäddede. Halterna anges i Bq/l  $\pm$  standardavvikelsen (%).

Concentrations of Cs-137, Cs-134 and K-40 in unfiltered water samples from Lake Kvarnbergsvattnet, River Faxälven, after a dredging-operation in the outlet region of Lake Limingen upstream had taken place, during fall 1989. The samples have been collected during two occasions from four sites along a transect, 1 - 4, from the inlet area down towards Gäddede. The levels are given in Bq/l  $\pm$  std (%). (Mättid = measure time in hours.)

Station	1	2	3	4
Datum (date)	1989.12.01	1989.12.01	1989.12.18	1989.12.18
Mättid (tim)	46	63	63	65
Cs-137	0.176 $\pm$ 5	0.168 $\pm$ 4	0.208 $\pm$ 4	0.099 $\pm$ 6
Cs-134	0.038 $\pm$ 12	0.026 $\pm$ 10	0.029 $\pm$ 20	0.011 $\pm$ 50
K-40	0.442 $\pm$ 9	0.066 $\pm$ 12	0.124 $\pm$ 12	0.114 $\pm$ 13

### Exemplet Kvarnbergsvattnet

Undersökningarna i de reglerade fjällsjöarna runt Gäddede har påvisat att betydande mängder av Cs-137 lagrats i bottenarnas sediment. Under hela undersökningsperioden 1986-1990 har dessutom starka positiva samband kunnat noteras mellan Cs-137 i sedimenterande material och *Mysis relicta* samt mellan Cs-137 i fisk och andelen *Mysis* i fiskpopulationernas diet. I hur hög grad de sedimenterade radionukliderna är vattenlösliga och/eller tillgängliga för olika bottenlevande näringsorganismer och sekundärt bottenjursätande fiskar återstår att undersöka. Ett beklagligt experiment som aktualiserar dessa frågeställningar genomfördes i Limningen uppströms Kvarnbergsvattnet under september 1989. Genom ett omfattande muddringsarbete i Limingens utloppsdelen spolades mycket stora mängder sediment ned genom Brännälven till Kvarnbergsvattnet under hösten 1989. Siktdjupet i Kvarnbergsvattnet försämrades till ca 90 cm enligt lokala uppgifter, och i en serie ofiltrerade vattenprover från en transekt från inloppet i Kvarnbergsvattnet ned mot Gäddede kunde mycket höga halter av radiocesium uppmätas (Tabell 24).

Från varje tillfälle märks en minskning i halten av de olika radionukliderna från station ett

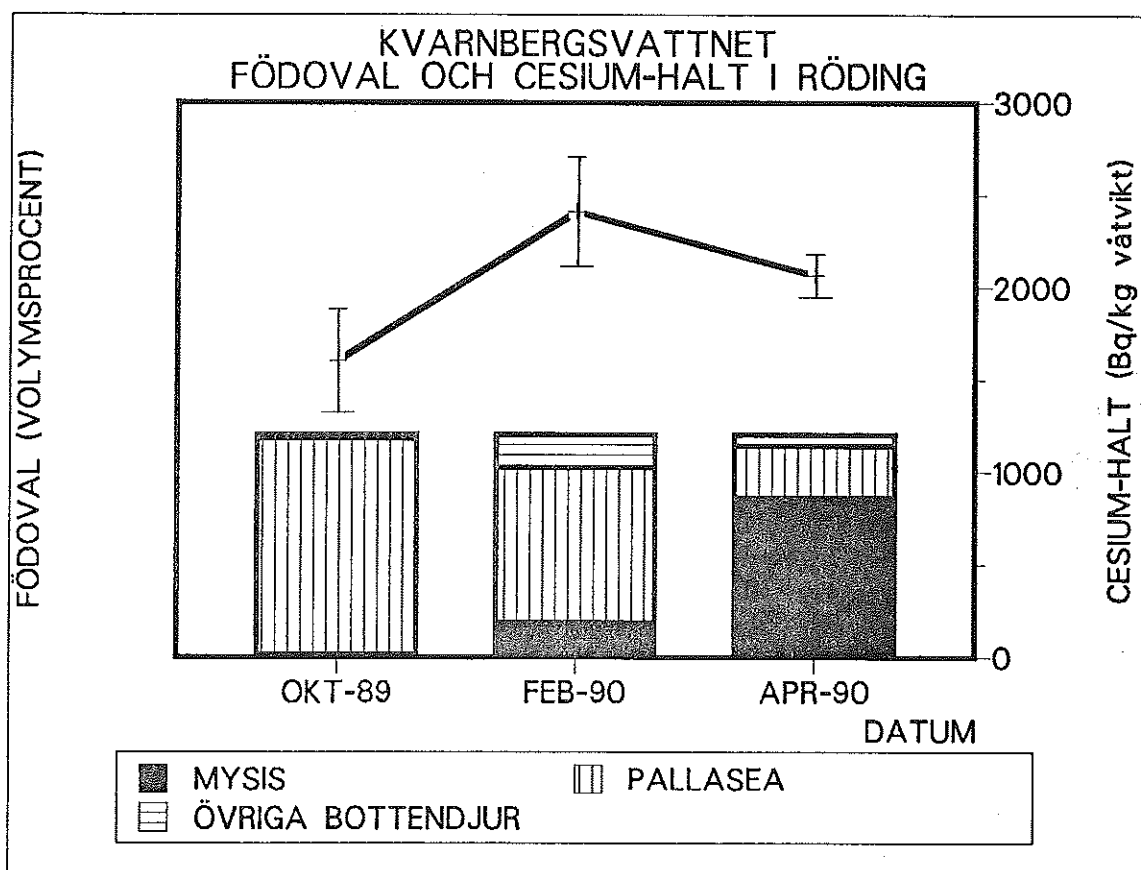
till två, resp från tre till fyra. Tidigare analyser på vatten från Kvarnbergsvattnet finns inte. Som jämförelse kan följande analysvärden från augusti 1989 på Cs-137 från fem fjällsjöar i närheten ges (Tabell 25). Av dessa sjöar utgör Björkvattnet ett naturligt vatten med direkt utlopp till Kvarnbergsvattnet, medan vatten från Ankarvattnet och Blåsjön når Kvarnbergsvattnet först via Jormvattnet. Dabbsjön och Storsjouten är belägna i två andra älvdalar längre österut. Jämfört med alla dessa sjöars värden är Kvarnbergsvattnets halter högre och visar att sjön åter fått ett tillskott av radioaktivt cesium från Tjernobyli via Limingen.

Även i röding från övre delen av Kvarnbergsvattnet som samlades in under tre tillfällen under vintern 1989-1990 kunde en signifikant ökning i Cs-137 uppmätas mellan oktober och februari (Mann-Whitney,  $p=0.005$ ) resp mellan oktober och april (Mann-Whitney,  $p=0.02$ ) (Figur 26). Förändringen mellan februari och april var dock ej signifikant (Mann-Whitney,  $p=0.144$ ). Mätvärdena som ligger mellan 1,300 och 2,900 Bq/kg är höga och helt jämförbara med halterna i röding från Blåsjön under motsvarande period. Maganalyserna visade också klart att rödingarna varit aktiva och att näringsvalet i oktober och februari dominerades av *Pallasea quadrispinosa*, medan dieten i april till största delen utgjordes av *Mysis relicta*.

Tabell 25. Koncentrationen av Cs-137 i ytvatten från naturliga och reglerade fjällsjöar i trakterna av Gäddede under augusti 1989. Halterna anges i Bq/liter  $\pm$  standardavvikelsen (%).

Concentrations of Cs-137 in unfiltered surface water from natural and regulated char lakes in the Gäddede region, northern Jämtland, August 1989. The levels are given in Bq/l  $\pm$  std (%).

	-----Naturliga-----		-----Reglerade-----		
Sjö	Ankarvattnet	Björkvattnet	Blåsjön	Dabbsjön	Storsjouten
Datum	1989.08.23	1989.08.23	1989.08.22	1989.08.24	1989.08.26
Cs-137	0.067 $\pm$ 7	0.085 $\pm$ 8	0.118 $\pm$ 6	0.122 $\pm$ 5	0.113 $\pm$ 4

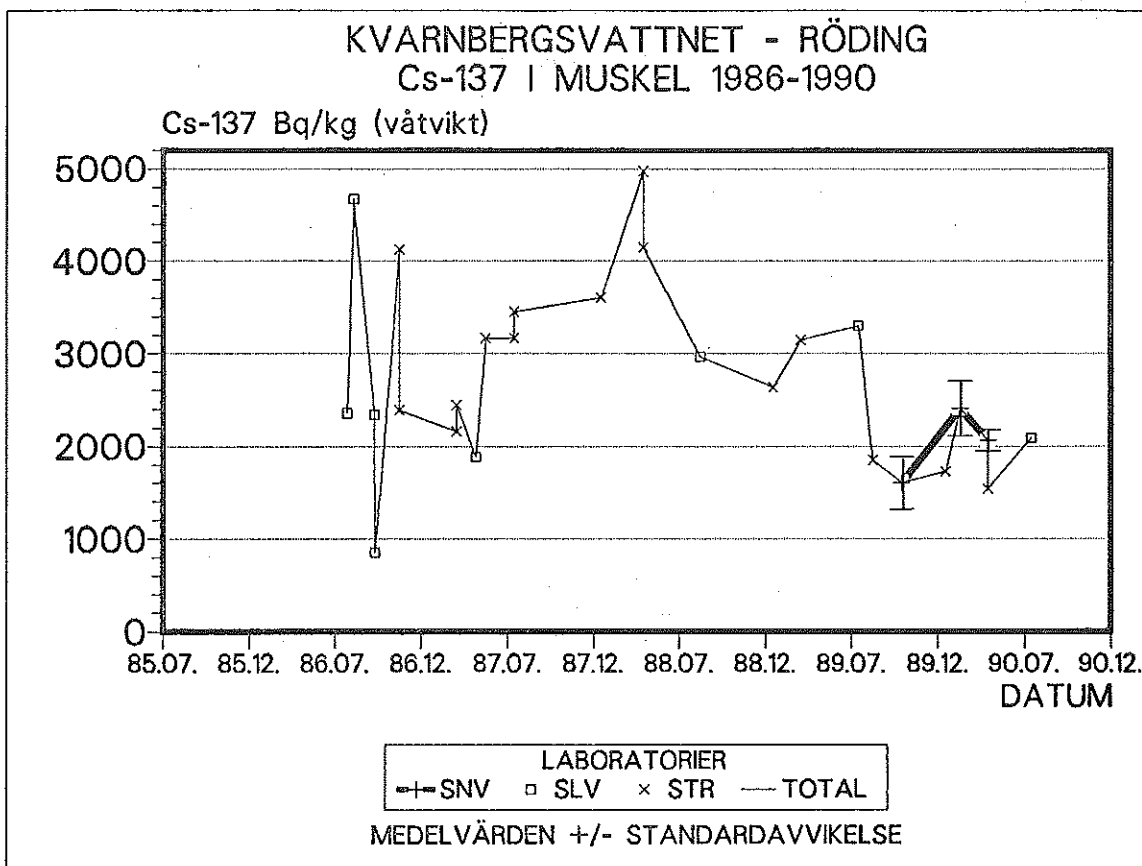


Figur 26. Maginnehåll (% volym) och medelhalter av Cs-137 (Bq $\pm$ std/kg våtvikt) under vintern 1989/90 i röding från Kvarnbergsvattnet, Gäddede.

Stomach content (% volume), and mean levels of Cs-137 (Bq $\pm$ std/kg wet weight) in Arctic char collected in Lake Kvarnbergsvattnet, Gäddede. (Övriga bottendjur = other benthic organisms.)

Den beklagliga muddringen i Limingen förlänger troligen de biologiska avvecklingsprocesserna av radioaktivt cesium i fisk från Kvarnbergsvattnet. Lyckligtvis så har Statens Livsmedelsverk utvalt just Kvarnbergsvattnet till en av de sjöar i Jämtland som specialstuderas med

avseende på utvecklingen efter Tjernobyli. I Figur 27 redovisas samtliga mätvärden på Cs-137 i röding från Kvarnbergsvattnet som offentliggjorts av Statens Livsmedelsverk (Uppsala) och Torvcentrum (Strömsund).



Figur 27. Koncentrationen av Cs-137 (Bq/kg våtvikt) i röding från Kvarnbergsvattnet, Gäddede 1986-1990. Baserat på mätningar främst utförda av Statens Livsmedelsverk (SLV) och Torvcentrum i Strömsund.

Mean levels and standard deviation of Cs-137 (Bq/kg wet weight) in Arctic char from Lake Kvarnbergsvattnet, Gäddede, 1986-1990. Based primarily on data from analyses made in other laboratories.

## Cesiumbudget för sjöarna

Med den ökade ackumuleringen av Cs-137 i sjöarnas sediment samt de minskande halterna i vatten, zooplankton, olika bottendjur och fisk bör merparten av det radioaktiva cesium som tillförts sjöarna med tiden i allt högre grad ha överförts från vatten och levande organismer till sediment. Med uppgifter om sjöarnas totala volym, bottenyta och massan av olika organismer kan budgeten för den totala mängden cesium i de olika sjöekosystemen beräknas och jämföras med den totala deposition av cesium som skett i avrinningsområdet resp över sjöarna.

Med utgångspunkt från sjöns yta har volym, medeldjup och andelen transportbotten beräknats (Tabell 26). Det statistiska underlaget till de formler som angetts av Håkanson m fl (1983) är dock mindre relevant för sjöar i fjällregi-

onen. Exempelvis ger beräkning av medeldjupet värdet 18 m för Grundvattnet medan det uppmätta maxdjupet endast är 12 m. Ett annat exempel visas av skillnaden mellan den beräknade och uppmätta totalvolymen för Ankarvattnet och Blåsjön (Tabell 26). Med uppgifter om medelvattenföringen i området (Melin 1954) har även sjöarnas omsättningstid beräknats (SNV 1988).

Enligt en sammanställning av Nyman (1978) utgör avkastningen av konsumtionsfisk i fjällsjöar ca 1 kg per hektar och år. Denna siffra styrks av bl a förhållandena i Blåsjön där yrkesfisket omfattat ca 2,000 kg röding och öring per år, vilket anses ha utgjort ca 40-50% av det totala uttaget av fisk ur sjön (O. Filipsson, Sötvattenslab., Drottningholm, pers. medd.). Om avkastningen är ca 10-20% av fiskproduktionen, vilket är en vanlig uppskattning, bör den senare vara ca 5-10 kg fisk per hektar i en fjällsjö. I en serie sammanställda uppgifter om fiskproduktionen i

Tabell 26. Uppmätt resp beräknad yta, medeldjup, andel transport botten, volym och omsättningstid för sju fjällsjöar enligt metodik ur Håkanson m fl (1983).

Measured and calculated area, mean depth, percent transport bottom, volume, and turn over times of seven Swedish char lakes, according to methods presented by Håkanson et al. (1983).

SJÖ	SJÖ- AREAL ha (Uppmätt)	MEDEL- DJUP m (Beräkn)	TRANSP. BOTTEN % (Beräkn)	SJÖ- VOLYM $10^6 \text{ m}^3$ (Beräkn)	SJÖ- VOLYM $10^6 \text{ m}^3$ (Uppmätt)	OMSÄTTN. TID år (Beräkn)
Lake	Lake area ha (measured)	Mean depth m (calc.)	Transport bottom % (calc.)	Lake volume $10^6 \text{ m}^3$ (calc.)	Lake volume $10^6 \text{ m}^3$ (measured)	Turn over time years (calc.)
Ankarvattnet	940	23.1	17.0	263	247	0.46
Björkvattnet	240	12.7	29.9	31		0.91
Grundvattnet	410	18.0	21.0	74.4		0.24
Stalonjaure	100	5.0	15.5	5		0.02
Blåsjön	4,300	24.8	15.5	1,068	1,510	1.45
Dabbsjön	1,930	25.0	15.9	484		0.51
Storsjouten	3,100	25.0	15.4	773		1.12

insjöar från olika geografiska regioner har kvoten fiskproduktion / fiskbiomassa generellt legat omkring 0.5 (Downing et al. 1990), vilket ger en biomassa av röding plus öring i fjällsjöar på ca 10-20 kg/ha (Tabell 27).

Direkta mätningar med hjälp av ekointegreringsteknik i Dunnervattnet i samband med provfisket i augusti 1986 gav 6.4 - 16.0 kg fisk/ha, och senare i Vättern, en av Sveriges sydligaste rödingsjöar, 26 kg fisk/ha (O. Enderlein, Sötvattenslab. pers.medd.). Dessa siffror styrker rimligheten i den uppskattade fiskbiomassan omkring 10-20 kg/ha i fjällsjöarna runt Gäddede.

Tidigare zooplanktonhåvningar under juli-augusti i Ankarvattnet, Blåsjön och Storsjouten har givit ca 100 mm<sup>3</sup> planktonbiomassa per liter (B. Kinsten, Limn.Inst., Uppsala Univ. pers. medd.). Med en specifik vikt av 1 och en torrsustanshalt på 10% (Langeland 1982) motsvarar detta 10<sup>-4</sup> kg/l (våtvikt) resp 10<sup>-5</sup> kg/l (torrvikt). Dessa mängder har utnyttjats som rimliga medelvärden för samtliga sjöar i undersökningen (Tabell 27).

Tätheten och biomassan av *Mysis relicta* varierar mellan sjöarna och under året. Vid håvningar under augusti har tätheten i Blåsjön och Storsjouten uppmätts till 15-20 resp 150-200 individer per m<sup>2</sup> (B. Kinsten, Limnol.Inst., Uppsala Univ. pers. medd). Storleksmässigt bör merparten av dessa individer varit fullvuxna i augusti och därmed haft en medelvikt av ca 40 mg (våtvikt) (Lasenby & Langford 1972, Fürst et al. 1978, Rudstam 1989), vilket skulle innebära ca 0.2 resp 2 g (torrvikt) per m<sup>2</sup>. De högre värdena för *Mysis*-täthet har även utnyttjats som medelvärde för Björkvattnet, eftersom andra små naturliga sjöar med *Mysis* också uppvisade höga tätheter enligt Kinsten (pers. medd) (Tabell 27).

Enligt Grimås (1961) förekommer *Gammarus lacustris* från strandkanten ned till ca 8 meters djup i Ankarvattnet. Tätheten varierar mellan 60 och 660 individer per m<sup>2</sup>, med flest individer på ca 4-5 meters djup och minst individer på 7-8 meters djup, vilket ger ett totalt medelvärde på ca 360 individer per m<sup>2</sup> inom en 8-meters-zon. Denna zon har bedömts omfatta ca 20% av

Tabell 27. Beräknad total biomassa för zooplankton, *Mysis relicta*, *Gammarus lacustris* och fisk (röding plus öring) för sju fjällsjöar i Gäddedeområdet, norra Jämtland.

Estimated total biomass for zooplankton, *Mysis relicta*, *Gammarus lacustris*, and fish (Arctic char plus brown trout) in seven char lakes, in the Gäddede region, northern Sweden.

SJÖ	ZOOPLANKTON 10 <sup>6</sup> kg	MYSIS 10 <sup>4</sup> kg	GAMMARUS 10 <sup>4</sup> kg	FISK 10 <sup>3</sup> kg
Ankarvattnet	26.3	-	6.8	14.1
Björkvattnet	3.1	1.2	3.5	3.6
Grundvattnet	7.4	-	10.3	6.2
Stalonjaure	0.5	-	3.6	1.5
Blåsjön	106.8	21.5	-	64.5
Dabbsjön	48.4	-	-	29.0
Storsjouten	77.3	15.5	-	46.5

Ankarvattnets yta, ca 40% av Björkvattnets yta, ca 70% av Grundvattnets yta, och 100% av Stalonjaures yta. Våt- och torrsvikt för en adult *Gammarus* är ca 100 resp 20 mg (Kuz'min & Bobovich 1977, Nikolayev 1980)(Tabell 27).

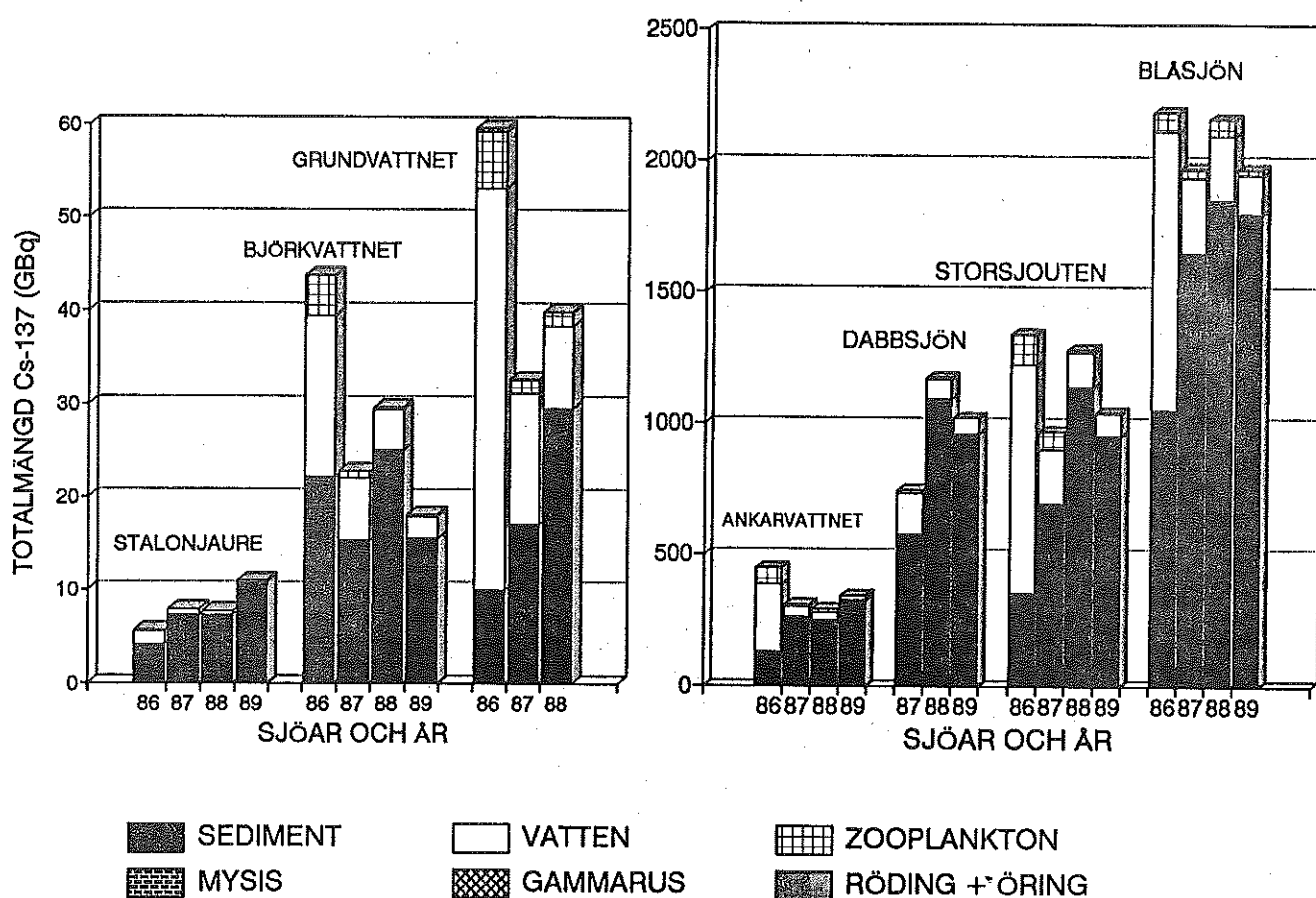
I beräkningarna från koncentrationen av Cs-137 i biota finns självklart stora osäkerheter men även när det gäller koncentrationen av Cs-137 i sediment. Utgående från de beräknade massorna

och de uppmätta koncentrationerna av Cs-137 i vatten, sediment och olika organismer har det totala innehållet av Cs-137 i varje sjöecosystem beräknats vid fyra tillfällen (Tabell 28). **Med undantag av zooplankton under 1986 måste cesiummängden i bottenorganismer och fisk betraktas som försumbar i sammanhanget** (Figur 28). Genom att magasinerna är större blir också mängden totalt cesium ca 5-100 gånger större än i

Tabell 28. Den beräknade totala mängden Cs-137 från Tjernobyl i sediment, vatten (inkl. fytoplankton) och zooplankton vid höstprovtagningar under åren 1986-1989 i sju fjällsjöar i Gäddede-området, norra Jämtland.

The estimated total inventories of Chernobyl Cs-137 in sediment, water (including phytoplankton), and zooplankton during sampling occasions in fall 1986-1989 in seven char lakes in the Gäddede region, northern Sweden.

SJÖ	1986 10 <sup>10</sup> Bq	1987 10 <sup>10</sup> Bq	1988 10 <sup>10</sup> Bq	1989 10 <sup>10</sup> Bq
Stalonjaure	0.58	0.80	0.79	1.1
Björkvattnet	4.4	2.3	3.0	1.8
Grundvattnet	5.9	3.3	4.0	-
Ankarvattnet	45	32	30	35
Dabbsjön	-	75	120	100
Storsjouten	140	97	130	100
Blåsjön	220	200	220	200



Figur 28. Det totala innehållet av Cs-137 (GBq) från Tjernobyl i olika delar av de sju undersökta fjällsjöekosystemen i Gäddede-området under åren 1986-1989. Observera att de båda diagrammen har olika skalor. (G (Giga) = 109.)

Distribution of the total inventories of Chernobyl Cs-137 (GBq) in sediment, water and biota of 4 natural lakes (Stalonjaure, Björkvattnet, Grundvattnet, Ankarvattnet) and 3 reservoirs (Dabbsjön, Storsjouten, Blåsjön) in the Gäddede region, northern Sweden, 1986-1989. Note the difference in scaling of the two graphs. (Sjöar och år = lakes and years, vatten = water, röding = Arctic char, öring = brown trout.)

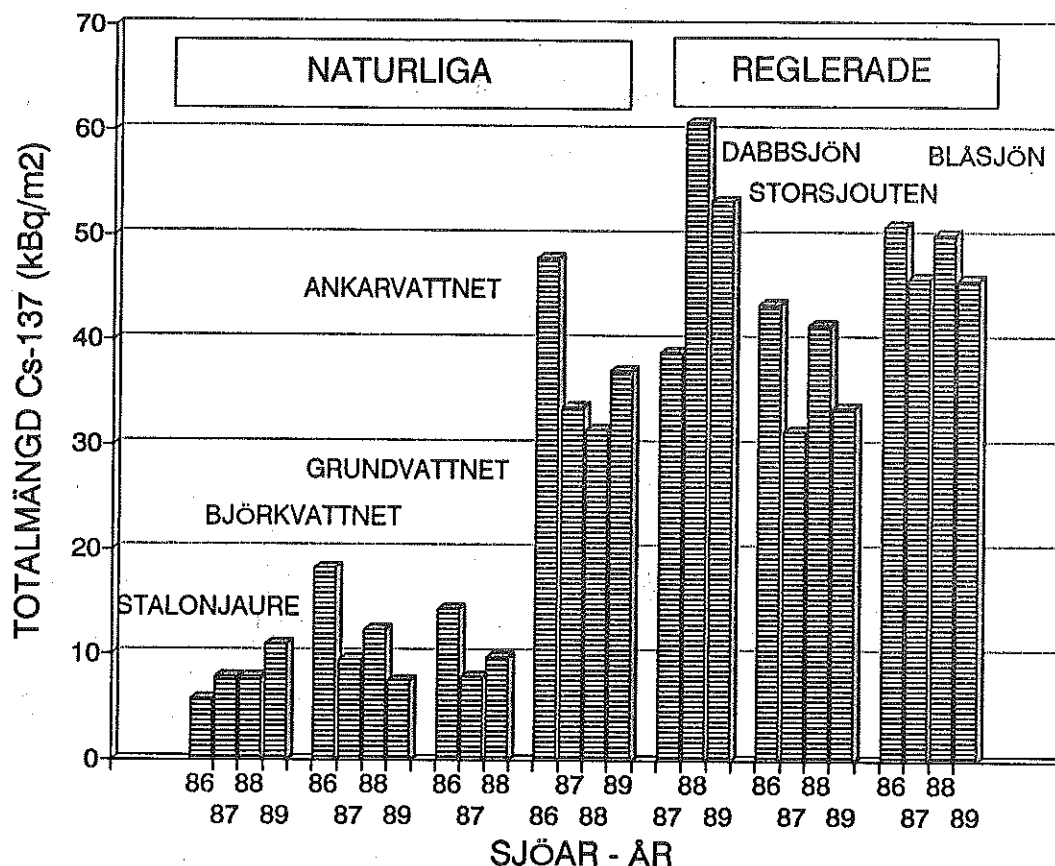
naturliga sjöarna. För att i viss mån kompensera för detta har det totala Cs-137-innehållet i respektive sjöar normerats med avseende på sjöyta (Figur 29). De reglerade sjöarna utmärker sig dock fortfarande med högre värden än de naturliga sjöarna.

Grova approximationer har gjorts vid ovanstående beräkningar men det kan konstateras att för de flesta sjöarna är den totala mängden Cs-137 i sjöarna relativt konstant under åren 1986-1989. Ökningen av totalinnehållet av Cs-137 under 1987, 1988 och 1989 är relativt liten, möjligen med undantag av Dabbsjön.

Det finns även en tendens till att kvoten mellan den teoretiskt tillgängliga mängden i avrinningsområdet och mängden cesium i respektive sjö är olika för magasin och naturliga sjöar. I de reglerade sjöarna återfanns redan

hösten 1986 en cesiummängd motsvarande cirka 6 % av det cesium som deponerats i avrinningsområdet. För de naturliga sjöarna är motsvarande siffra 2.2 % med undantag för Stalonjaure (0.2 %). Detta bekräftar antagandet att de stängda magasinerna, genom sedimentering under sommaren-hösten 1986, fungerat som cesiumfällor. Merparten av nedfallet på land har dock med all säkerhet bundits i det övre markskiktet och transporteras endast mycket långsamt ned till sjösystemen. Stalonjaure intar en särställning som till stor del kan förklaras av att omsättningstiden är avsevärt kortare än för övriga sjöar i undersökningen. Sediment och Cs-137 i vattenfasen, då framför allt tidigt under våren 1986, transporteras snabbt igenom och förbi sjön vilket troligen, relativt övriga sjöar, medfört en lägre belastning.





Figur 29. Totalmängden Cs-137 (kBq) per m<sup>2</sup> sjöyta i de undersökta 4 naturliga och 3 reglerade fjällsjöekosystemen i Gäddede-området, 1986-1989. Jämför Fig. 28.

Total load of Cs-137 (kBq) per m<sup>2</sup> surface level in the studied 4 natural and 3 impounded lakes in the Gäddede region, 1986-1989. Compare Figure 28.

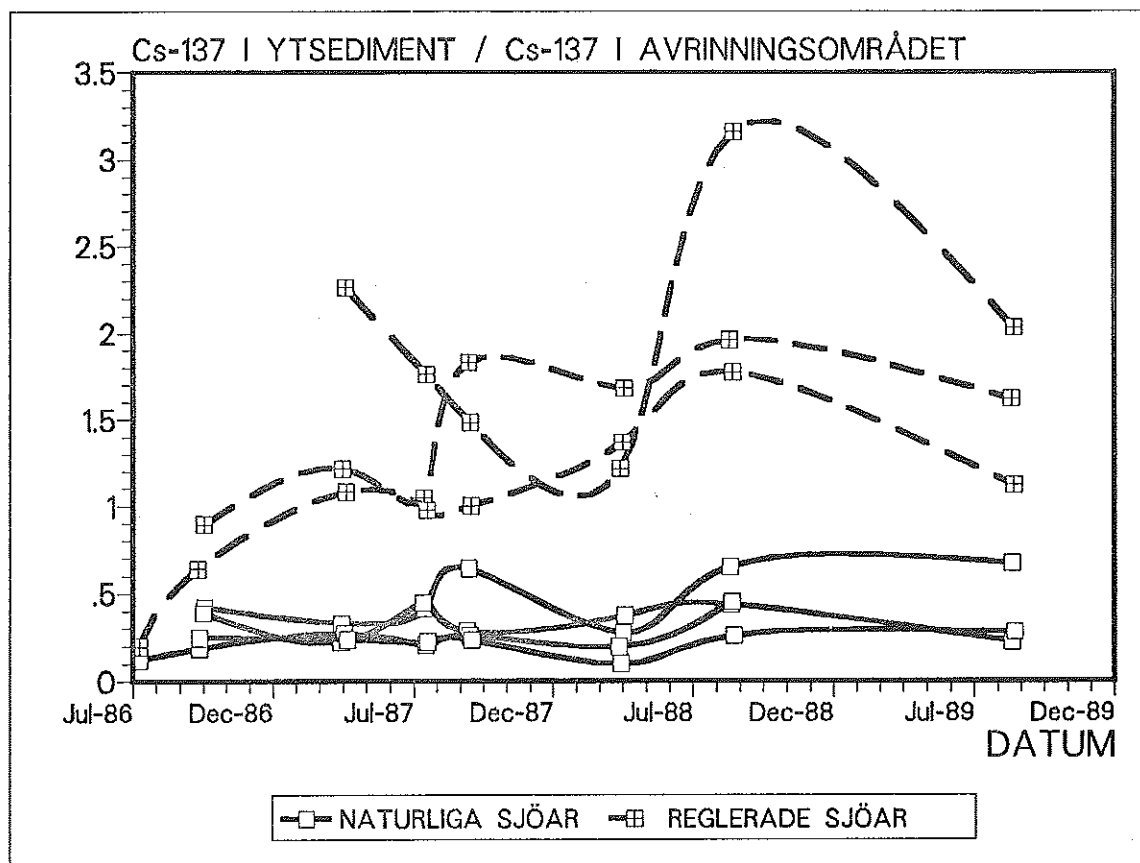
Genom att jämföra ytbelastningen (Bq/m<sup>2</sup>) av Cs-137 i sediment med den genomsnittliga markbeläggningen i sjöns närområde (Figur 30) erhålls liknande resultat. Här framgår det tydligt att kvoten i allmänhet är större för de reglerade sjöarna än för de naturliga.

En annat alternativ till att beräkna mängden Cs-137 i sjöekosystemen är att utgå från SGAB:s resultat från flygkarteringen och att uppskatta den årliga netto-tillförseln från avrinningsområdet. För perioden 1988-1990 har den årliga tillförseln uppskattats genom sedimentfällorna. Mängderna varierade mellan olika år, troligen beroende på nederbördsförhållanden, men höll sig inom en faktor 4. Under 1986 och 1987 fanns inga sedimentfällor utplacerade, vilket är beklagligt eftersom framför allt 1986 intog en särställning i sammanhanget.

Bergman et al. (1988, 1991) bedömde att tillförseln av Cs-137 till en fjällbäck från ett mer

skogbevuxet avrinningsområde vid Svartberget nära Vindelälven under de två första månaderna omfattade 7-8% av den totala depositionen i avrinningsområdet. S. Evans (SNV, pers. medd.) har för ett mindre avrinningsområde, mest jordbruksmark, i Gävletrakten beräknat att ca 2.5% av det i avrinningsområdet deponerade cesiet har transporterats till sjön. I den mer omfattande undersökningen av cesium i 41 sjöar inom kustområdet av Västernorrlands- och Gävleborgs län (Håkanson et al. 1988) konstaterades att mellan 1-10% (=3.9%) av cesiet i avrinningsområdet transporterats, partikulärt bundet, till respektive sjö.

Med antagandet att avrinningen även tillfört de undersökta fjällsjöarna mellan 4 och 8% av den totala depositionen i resp avrinningsområden under våren 1986 kan den tillförda mängden cesium under perioden 1986-1990 beräknas (Tabell 29). Summan av tillförseln omfattar tre komponenter: direkt deposition på sjöytan under



Figur 30. Förhållandet mellan halterna av Cs-137 i ytsediment (kBq/m<sup>2</sup>) och belastningen i avrinningsytans närområde (kBq/m<sup>2</sup>) för de sju undersökta fjällsjöarna, naturliga resp reglerade, i Gäddede-området, 1986-1989.

Relationship between deposition of Cs-137 in lake sediment (kBq/m<sup>2</sup>) and in the catchment area (close range) 1986 (kBq/m<sup>2</sup>) of 4 natural and 3 impounded char lakes in the Gäddede region, 1986-1989.

1986, initial tillförsel om 4% alternativt 8% från avrinningsområdet under de första månaderna 1986 samt en årlig tillförsel under åren 1986-1990. För den senare termen har medelvärdet av resultaten från sedimentfällorna för åren 1988, 1989 och 1990 utnyttjats.

En mycket stor osäkerhet ligger i uppskattningen av cesiumtillförseln i samband med vårfloden 1986. Denna faktor utgör en väsentlig del av cesiuminnehållet i sjön (ca 70%). Termen för den årliga tillförseln som här beräknats från cesiumkoncentrationen i, och mängden av, sedimentterande material innehåller också stora osäkerheter främst vad gäller betydelsen av vårfloden och skillnader mellan vinter och sommarperioder.

För magasinerna har borttransporten från sjön beräknats utifrån respektive magasineringens volym multiplicerat med höstvärdet på cesiumkoncentrationen. För de naturliga sjöarna kan borttransporten uppskattas genom sjöns omsätt-

ningstid, vattenvolym och medelvärdet av cesiumkoncentrationen i vattnet under året. Även dessa beräkningar är mycket osäkra eftersom både volym och omsättningstid beräknats utifrån formler baserade på ett bristfälligt statistiskt underlag för fjällsjöregionen.

Det beräknade totala innehållet av cesium-137 i sjöekosystemen utgående ifrån koncentrationen i olika uppmätta prover visar som tidigare påpekats ingen kontinuerlig trend. Medelvärden för åren 1986-1989 (Tabell 28) har därför beräknats och jämförts med den teoretiskt beräknade mängden för tiden 1986-1989 utifrån värdena i Tabell 29. Kvoten mellan dessa medelvärden varierar mellan 0.04 och 2.1, oftast med högre värden för reglerade sjöar (Tabell 30).

Beräkningarna bygger på grova approximationer och har endast gjorts i syfte att jämföra den mer teoretiska beräkningsmetoden med beräkningar utifrån uppmätta värden i olika komponenter av sjöekosystemen. Båda metoder-

Tabell 29. Mängden Cs-137 deponerat på isen under våren 1986, tillförseln i samband med vårfloden 1986 samt den årliga tillförseln under 1988-1990 uppskattad via sedimentterande material i sju fjällsjöar in Gäddede-området, norra Jämtland. Tillskottet i samband med vårfloden 1986 har beräknats efter två storleksuppfattningar - 4% resp 8% - av den totalt deponerade mängden Cs-137 i avrinningsområdet.

The amount of Chernobyl Cs-137 deposited on the ice during spring 1986, the influx with spring flood estimated as 4% and 8% of the total load in the catchment area, and the annual input of Cs-137 during 1988-1990 estimated from sediment traps, in seven char lakes in the Gäddede region, northern Sweden.

Sjö	Deposition på sjön våren 1986 Bq 10 <sup>9</sup>	Från avrinn. området (4%) våren 1986 Bq 10 <sup>9</sup>	Från avrinn. området (8%) våren 1986 Bq 10 <sup>9</sup>	Årlig medeltillförsel 1988-1990 Bq 10 <sup>9</sup>
Lake	Deposition on the ice 1986 Bq 10 <sup>9</sup>	From catchment area 4%, 1986 Bq 10 <sup>9</sup>	From catchment area 8%, 1986 Bq 10 <sup>9</sup>	Annual input 1988-1990 Bq 10 <sup>9</sup>
Ankarvattnet	470	592	1,184	25.7
Björkvattnet	70	32	64	3.45
Grundvattnet	80	144	288	2.50
Stalonjaure	30	176	352	0.42
Blåsjön	1,140	1,084	2,168	198
Dabbsjön	460	1,072	2,144	76
Storsjouten	800	603	1,208	65

na ger dock värden i samma storleksordning. Beräkningarna indikerar att **avrinningen under våren 1986 bidrog med närmare 4% än 8% för flertalet sjöar**, möjligen med undantag för Ankarvattnet. Oftast är dock kvoten lägre än 1, dvs att mängden cesium i sjön beräknad utifrån avrinning givit högre värden i samtliga sjöar utom Ankarvattnet (4%) och Storsjouten (4%).

Beräkningsmetoderna visar genomgående **bättre överensstämmelse för reglerade än för naturliga sjöar**. I allmänhet är kvoten högre för magasinen än för naturliga vatten vilket antyder att magasinen medfört en uppdamning av cesium. I de naturliga sjöarna transporterades en stor del av den tillförda cesiummängden snabbt vidare. Hur, och i vilken omfattning är inte tillräckligt utrett. Detta ger stora osäkerheter vid beräkningarna. De approximationer som gjorts i beräkningarna för de naturliga vattnen kan ha varit alltför

grova för att ge meningsfulla resultat. De negativa värdena för cesiuminnehållet i Grundvattnet antyder detta. Med hänsyn till detta måste dock överensstämmelsen mellan de båda metoderna i flertalet fall anses som god.

En mer dynamisk analys av cesium-belastningen i, och cesiumflödet genom sjöarna utförs i samband med utvecklingen av en modell för cesiumkoncentrationen i fisk från fjällsjöar i samarbete med Studsvik AB.

Allt tyder på att den del av nedfallet som hamnade direkt i sjösystemet transporterades förhållandevis snabbt till, och i vissa fall förbi, sjöarna. Detta gör att andelen sjöyta inom respektive avrinningsområde kan vara av betydelse för sjöns cesiumbelastning. Stor andel sjöyta i avrinningsområdet skulle avspeglade sig i högre koncentrationer i biota speciellt under de första åren. Genom att normera värdet på depositionen inom

avrinningsområdet med avseende på omfattningen av sjöytearealen kan teorin testas. För de sjöar som ingår i denna undersökning är andelen sjöyta i respektive avrinningsområde relativt

konstant, möjligen med undantag för Stalonjaure och till viss del Grundvattnet, så sannolikheten att en sådan undersökning skall kunna ge något resultat är liten.

**Tabell 30.** Kvoten mellan medelvärdena för respektive sjöars cesiuminnehåll baserat på uppmätta koncentrationer i totalvatten, sediment och biota (Tabell 28) och den totala mängden tillfört resp bortfört cesium under tiden 1986-1990 utgående ifrån SGAB:s kartering, resultaten från provtagning av sedimentande material samt de två alternativa förslagen till tidig avrinning under våren 1986 i respektive sjöar (Tabell 29).

Ratio between estimated mean total inventory of Chernobyl Cs-137 during 1986-1990 (Table 28), and the calculated budget based on direct deposition and two alternative estimates - 4% and 8% - of initial wash-out during spring 1986, the annual influx from the catchment area and the efflux from the lakes during 1986-1990 (Table 29) for seven char lakes in northern Sweden.

Sjö (Lake)	4%	8%
Ankarvattnet	2,1	0,5
Björkvattnet	0,4	0,3
Grundvattnet	*)	*)
Stalonjaure	0,4	0,04
Blåsjön	0,9	0,6
Dabbsjön	0,8	0,4
Storsjouten	1,0	0,8

\*) För Grundvattnet har inte kvoten beräknats eftersom beräkningen av cesiuminnehållet i sjön gav negativa värden dvs borttransporterad mängd cesium översteg totalt tillförd mängd.

\*) The cesium budget for Lake Grundvattnet gave negative values, i.e. outflow of Cs-137 exceeded the inflow.

## PROGNOS

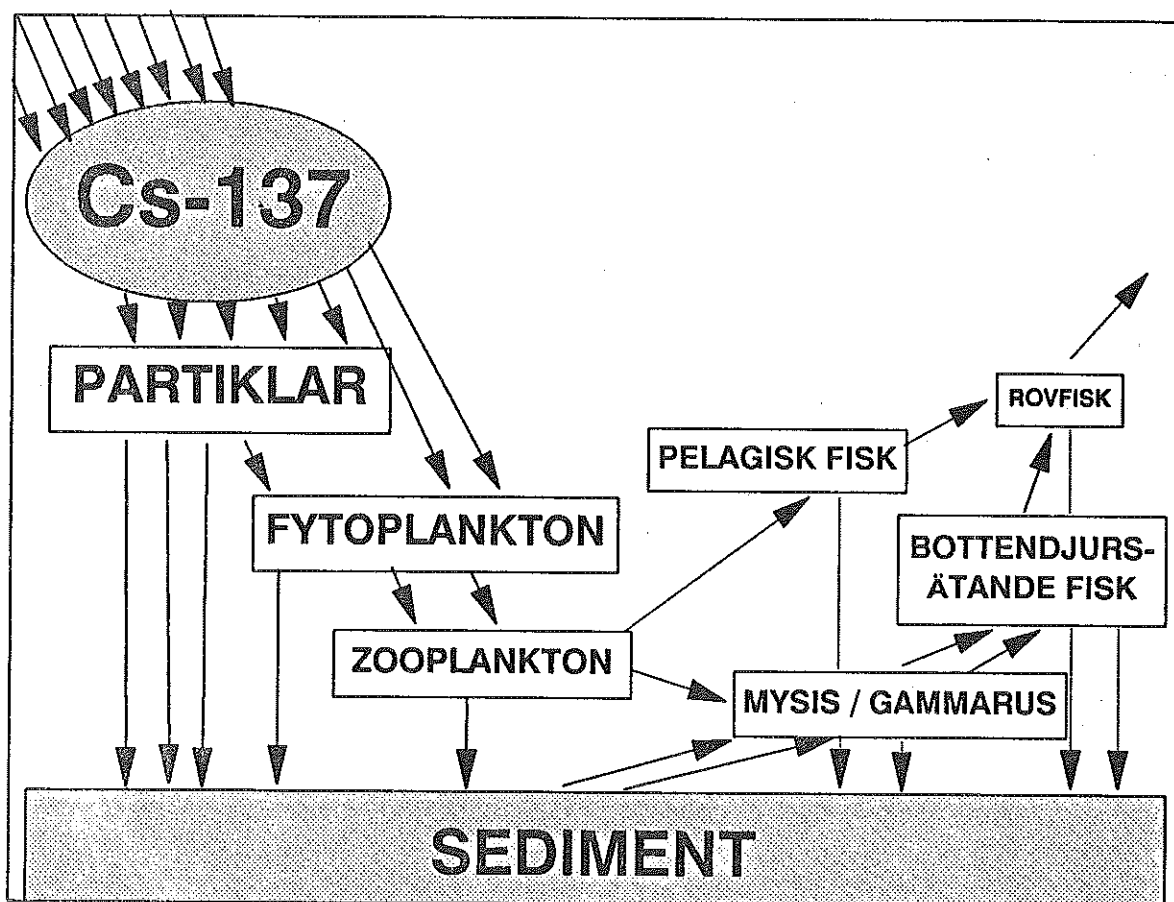
Nivåerna av Cs-137 i öring och röding ökade mycket kraftigt under 1986 för att nå de högsta medelvärdena omkring 6,000-7,000 Bq/kg (våtvikt) under 1987, varefter en generell minskning ned mot 1,000-2,000 Bq/kg (våtvikt) hos båda arterna skett under 1988-1989. Denna utdragna minskning av Cs-137 i fjällsjöfisk bör ses som en kombination av låg metabolism och därmed långsam utsöndring av cesium i de kalla fjällsjöarna men också konsumtion av bot-

tenlevande födoorganismer med speciellt höga koncentrationer av Cs-137 (jämför motsvarande modeller för gädda i södra Sverige (Carlsson 1978), och solabborre i USA (Kolehmainen 1972, 1974)). Dessutom bör den initialt mycket snabba anrikningen av Cs-137 ha skett effektivt pga dels den lokalt höga depositionen av Cs-137 i fjällområdet samt dels rödingsjöarnas mycket låga halterna av kalium (Kolehmainen et al. 1967).

De ekologiska halveringstiderna för röding resp öring har under perioden 1987-1989 varit relativt likartade, med ett medelvärde på ca  $560 \pm 180$  dagar. Detta halveringsvärde innebär att det kommer att ta ca 3-5 år (1989-1991) resp 5-9 år (1991-1995) för fjällsjöfisk att nå Cs-137-halter under gränsvärdena 1,500 resp 300 Bq/kg. Medan nivåerna i fisk från Ankarvattnet, Björkvattnet, Dabbsjön, Grundvattnet och Stalonjaure redan sjunkit till värden som understiger det nya gränsvärdet på 1,500 Bq/kg så förväntas således öring och framför allt dvärgröding i Blåsjön och Storsjön passera 1,500 Bq/kg v.v. först efter ytterligare några år. Självklart är även denna situation oacceptabel. Det intressanta målet är tidpunkten när halten av radionukliderna har nått nivåerna som rådde innan katastrofen i Tjernobyli. Med ovanstående beräkningar som underlag skulle en sådan process ta 8-16 år (1994-2002).

Mönstret kompliceras dock av att detritusätande *Mysis relicta*, i de reglerade sjöarna med hög koncentration av cesium i ytsediment, tenderar att underhålla återtransporten av sedimenterat radioaktivt cesium till fiskbiomassan. Dessutom ökade halterna av Cs-137 i både zooplankton och detritus under sommaren 1990.

De parallella undersökningarna av Neumann (1991) som visade att biotillgängligheten av Cs-137 i ytsediment från de undersökta fjällsjöarna visserligen varierade mellan sjöarna, men också att den redan under oktober 1986 nått en miniminivå, antyder att redan sedimenterat radiocesium blir av mindre betydelse för återtransporten till fiskbiomassa. Därmed bör det årliga tillskottet av Cs-137 från avrinningsområdet vara av större betydelse för bioackumuleringen i fisk. Eftersom det inte finns någon nedåtgående trend i tillförseln av Cs-137 från land,



Figur 31. Transportvägarna för radioaktivt cesium i ett fjällsjö-ekosystem. Medan mycket stora mängder Cs-137 ackumulerades av fytoplankton, zooplankton och pelagisk eller planktonätande fisk i ett mycket tidigt skede, så dominerar transporten via detritus, botten djur, botten djursätande fisk resp rovfisk idag.

Pathways of radiocesium in a subarctic or alpine lake ecosystem. Whereas great quantities of Cs-137 were accumulated in phytoplankton, zooplankton and planktivorous fish at a very early stage, the transport via detritus, benthos, benthic and piscivorous fish dominate today. (Botten djursätande = benthos feeding, rovfisk = piscivorous fish.)

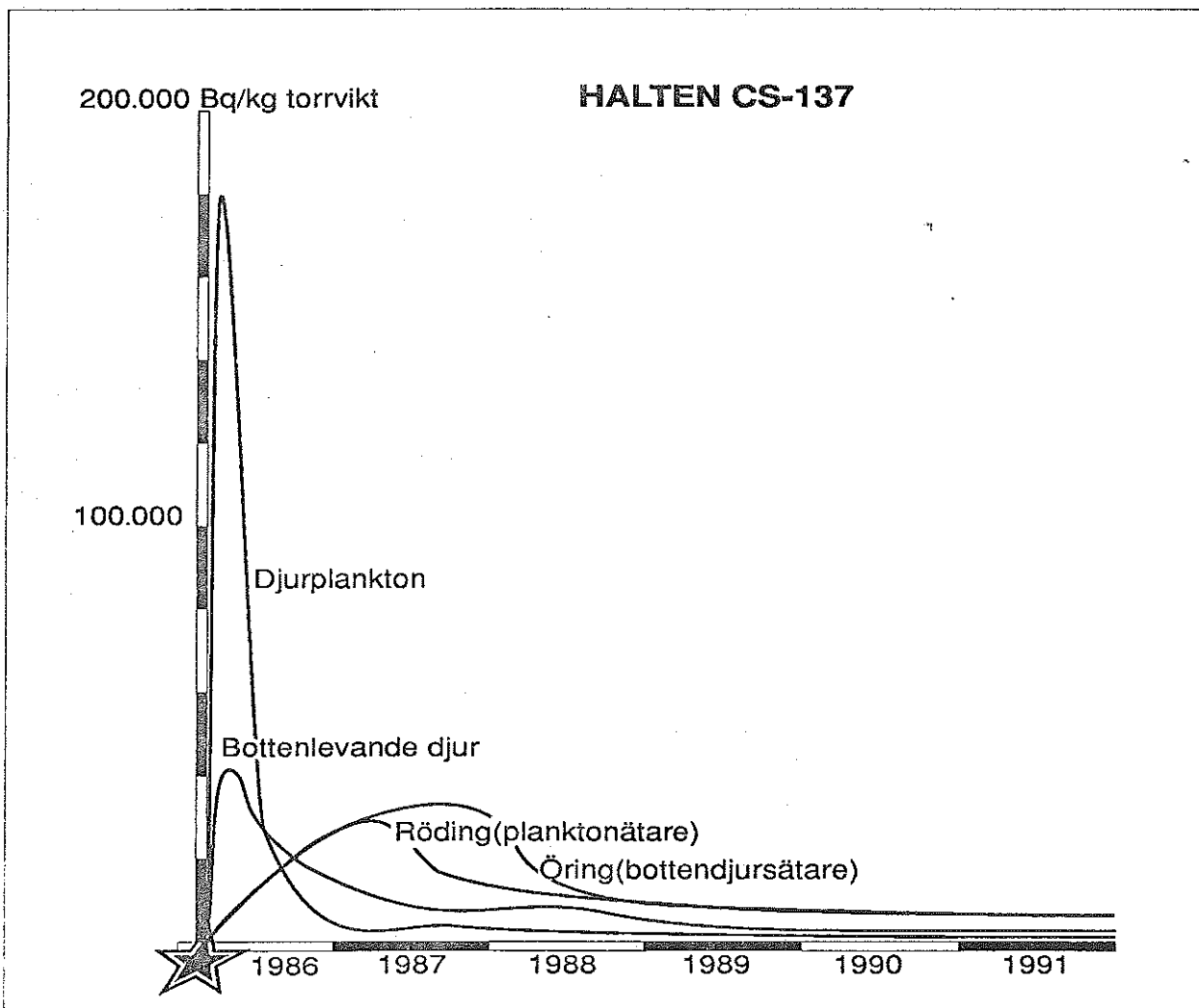
snarare tvärtom, bör denna få en ökande betydelse för den sekundära belastningen på sikt.

Om således den största bioackumuleringen av Cs-137 skedde via vatten - växtplankton - djurplankton till planktonätande fiskar under försommaren 1986 så bör transporten med tiden förflyttats till ett system av bioackumulering från sedimentterande detritus via olika botten-djur till bottenlevande fiskar (Figur 31).

Medelöverföringsfaktorn AF för Cs-137 mellan vatten och olika fisknärlingsorganismer varierade mellan 16,000 och 29,000 under perioden 1987-1990. Högst medelvärden uppmättes för *Mysis* och lägst för elritsa. Med undantag för den kraftiga ökningen under 1990 kan dock ingen egentlig trend för några organismer skön-

jas, vilket kan tolkas som att minskningen av halterna i de nämnda organismerna och vattnet sker parallellt. Även transporten via detritus (mätt via sedimentfällor) till olika näringsdjur fluktuerar kraftigt utan att något mönster kunnat noteras under 1988-1990. Överföringsfaktorn för Cs-137 från ytsediment till olika bytesdjur visar däremot en kraftigt minskning med åren. Även den höga anrikningsfaktorn för Cs-137 mellan vatten och fisk har varit relativt stabil under 1987-1990, men i de flesta sjöarna varit betydligt högre för öring än röding.

Resultaten från fjällsjöarna visar på ett övertygande sätt hur de maximalt uppmätta halterna i olika organismer från olika trofiska nivåer successivt har passerats resp minskat under undersökningens gång (Figur 32). Samtidigt har vi



Figur 32. Tidpunkter och nivåer för de successiva topparna av Tjernobyl-Cs-137 (Bq/kg torrsvikt) på fyra trofiska nivåer (zooplankton, *Mysis/Gammarus*, röding och öring) i ett fjällsjö-ekosystem i övre Ångermanälven.

Dates and levels of the successive peaks of Chernobyl Cs-137 (Bq/kg dry weight) in four trophic levels (zooplankton, *Mysis/Gammarus*, Arctic char and brown trout) of a high altitude lake ecosystem in the Upper River Ångermanälven, northern Sweden.

tvingats konstatera att de tidiga topparna för fytoplankton och kanske även för zooplankton redan passerat genom systemet när insamlingen av prover för cesium-analys påbörjades i slutet av juni 1986.

I samarbete med andra forskare kommer data från två representativa sjöar i denna undersökning (Ankarvattnet, Storsjouten) att testas i en av de modeller som utvecklats av Studsvik (t ex Bergström & Nordlinder 1989) för att just förbättra möjligheterna till prognostisering.

## REKOMMENDATIONER

Nedgången i mängden radioaktivt cesium i röding och öring sker mycket långsamt och varierar väsentligt mellan närliggande sjöar och älvsystem. I många fjällsjöar understiger cesium-värdena under 1990 det gränsvärde på 1,500 Bq/kg våtvikt som myndigheterna rekommenderat för fjällsjöfisk, medan det fortfarande är lång väg till det gränsvärde på 300 Bq/kg våtvikt som gäller för dagliga konsumtionsvaror. För många bofasta människor i de aktuella fjälldalarna har röding varit en mer eller mindre daglig del av kosthållningen.

Ett förenklat monitoring-program för vidare uppföljning i vissa typfjällsjöar föreslås. Röding och i andra hand öring insamlad under sensommaren, från någon eller några av de i denna undersökning ingående sjöarna och magasinerna, t ex Ankarvattnet, Blåsjön och Storsjouten, borde utnyttjas som en värdefull indikator-källa till kontroll av den fortsatta utvecklingen av halterna av radioaktivt cesium i detta hårt kontaminerade fjällområde. Självklart bör ett sådant uppföljningsprogram även kompletteras med provtagning och analys av vatten, detritus, sediment, zooplankton samt makrovertebrater som exempelvis *Mysis relicta* och *Gammarus lacustris*. Därmed kan även förändringarna av olika anrikningsfaktorer (AF) med tiden följas. Som uppföljningsprogram rekommenderas en förenklad fortsättning av den undersökning som här presenterats. Metodiken är väl utprovad och mycket värdefulla kontakter med mångårig erfarenhet av samarbete med Sötvattenslaboratoriet finns stationerade i området.

Den av Statens Livsmedelsverk påbörjade karteringen av halterna av Cs-137 i röding och öring från Kvarnbergsvattnet har genom mudd-

ringen uppströms i Limingen fått ett allt högre referensvärde och det är väsentligt att även detta program fortsätter.

Resultaten av undersökningarna i röding-sjöarna har klart visat att en direktdeponering av radioaktivt cesium innebär att fiskbestånd med övervägande bottendjursdiet på sikt får högre halter av Cs-137 och Cs-134 än planktonätande fisk. Det är finns därför fortfarande skäl att rekommendera lokala fiskare i påverkade fjällsjöar att företrädesvis välja röding eller sik framför öring, lake resp abborre, att på sikt hellre fiska i naturliga än reglerade sjöar och att direkt undvika fisk från reglerade sjöar med inplanterad *Mysis relicta*.

Med tanke på den årstidsvariation som noterats hos röding i ett par sjöar torde röding från sensommar och höst vara att föredra för konsumtion framför röding insamlad från isen på vårvintern. Av samma skäl torde öring från vår och försommar innehålla lägre cesium-halterna är under sensommar och höst. Denna säsongsvariation stöder förslaget om att just röding infångad under senhösten utgör en lämpligare indikator för en långsiktig uppföljning av halterna av radioaktivt cesium i fjällsjöar.

Såväl röding som introducerad *Mysis relicta* bör utnyttjas som lämpliga indikator-organismer i ett större perspektiv när det gäller karteringen av atmosfäriskt spridda radionuklider, tungmetaller och miljögifter (Hammar 1987, J. Hammar & E. Sköld publ. inform.).

*Mysis'* transportmekanism för sedimenterat Cs-137 och Cs-134 bör också tillföras de övriga argumenten som talar mot vidare överföringar av *Mysis* till fjällsjöar, reglerade och oreglerade.

Slutligen har nedfallet från olyckan i Tjernobyld tydligt visat faran av att regleringsdammar i fjällen hållits stängda vid en av miljögifter kraftigt kontaminerad vårflood. En spridning av radionuklid-mängderna nedströms till älvar,

sjöar och kustområden med högre närsalthalter, högre produktion, högre sedimenteringshastighet och därmed snabbare överlagring samt högre pelagisk fiskproduktion torde ha orsakat betydligt mindre skador för sötvattensfaunan under våren 1986.

---

## KVARVARANDE FRÅGESTÄLLNINGAR

---

Relationerna mellan cesiumjonernas bindning till sediment och sedimenterande material, och deras kontakt och tillgänglighet för olika bentiska näringsorganismer utgör mycket viktiga problemställningar i förlängningen av denna undersökning. Ett delprojekt med syfte att studera karaktären hos den kemiska bindningen av Cs-137 i sediment har nyligen avslutats vid Statens Naturvårdsverk med finansiellt stöd från SSI (Neumann 1991). Emellertid krävs fortsatta undersökningar för att kunna bedöma huruvida det finns en klar parallell mellan extraherbarhet med vissa lösningar och biotillgängligheten för sedimentlevande organismer. Sådana undersökningar bör kompletteras med rent experimentella studier.

Överföringsfaktorn för Cs-137 mellan bytesorganismer och fisk varierar mycket från art till art. Eftersom *Mysis relicta* visat sig vara av större betydelse för transporten av Cs-137 från detritus till fisk än andra större bentiska evertebrater i de undersökta rödingsjöarna bör även överföringsgraden av Cs-137 från *Mysis* till fisk mätas experimentellt.

Rent generellt bör Sverige även delta i det uppföljningsprogram som syftar till att definiera de biologiska och ekologiska halveringstiderna för Cs-137 i röding och öring, som forskare vid NINA i Norge redan påbörjat. För att kvantifiera de markanta säsongsbundna olikheterna mellan röding och öring när det gäller ackumulering av Cs-137 behövs ytterligare detaljstudier av de båda arternas temperaturberoende med avseende på deras biologiska halveringstider. I Norge har sådana undersökningar inletts med framgång på öring (J. Ugedal et al. in press).

Effekten av en stängd regleringsdamm och en vårflood som allvarligt kontaminerats av atmosfäriskt spridda miljögifter tillför regleringsproblematiken ett nytt svåröverskådligt scenario. I vissa fjällområden har magasinering av försurat vatten blivit ett synnerligen allvarligt hot mot de biologiska förutsättningarna i magasinet såväl som i älven nedströms (Degerman et al. 1992). Magasinering av radioaktivt vatten utgör en motsvarande fara. Finns det perioder då tappning av sådant vatten utgör ett avgörande hot mot livet nedströms? Finns det perioder då tappningen medför mindre skada? Kraven på en mer biologiskt anpassad regleringsprocess måste accepteras av vattenkraftsindustrin (van Densen et al. 1990). Dessutom måste de storskaliga ekonomiska skadorna som orsakas av felaktig magasinering och tappning av kontaminerat vatten värderas in i den idag rent marknadsekonomiskt styrda sjöregleringen.

En av de viktigaste frågeställningarna för framtida undersökningar av biota i de hårt kontaminerade sjöekosystemen rör de såväl evolutionära som ekologiska förändringarna i olika organismer, populationer och samhällen pga av höga och långvariga doser av olika radionuklider (Kuz'menko 1990). Många små organismer på lägre trofinivåer exponerades tidigt under sommaren 1986 för extrema halter av olika radionuklider, medan senare års undersökningar påvisat mycket höga halter av Cs-137 i abborre och gädda, två topppredatorer. Många av dessa fiskar påbörjade dessutom sina liv på grunt vatten under våren 1986. Hur kontrolleras gradienten av de genetiska förändringarna som uppstått pga det omfattande radioaktiva nedfallet från Tjernobylikatastrofen?



---

## ERKÄNNANDEN

---

Många personer har bidragit med värdefulla insatser under olika skeden av undersökningen. Författarna riktar ett stort, innerligt och varmt tack till fiskrättsägarna/provfiskarna Albert och Aina-Greta Andersson med familj (Stalonjaure), Olle Enderlein, Olof Filipsson, Carl-Johan Hammar och Janne Roos, Sötvattenslaboratoriet (Dunnervattnet, Gräsvattnet), Greta och Erik-Emanuel (Manne) Granström (Dabbsjömagasinet), Mary och John Ingerhed (Björkvattnet), Eugen Krånglin (Kvarnbergsvattnet), Olle Lindh och Margareta (Klumpvattnet-Grundvattnet, Storsjouten, Björkvattnet), Herman Lundgren med familj och vänner (Stora Blåsjön), Maj Martinsson (Björkvattnet), Hilding Olofsson (Ankarvattnet), Jan-Olof Olofsson med familj (Ankarvattnet), Ingrid Persson (Lilla Blåsjön) samt Gunnar Strid (Grundvattnet) som villigt hjälpt oss med insamling av fisk under olika årstider, till de entusiastiska kollegorna Zofia Kukulka, Eva Sköld, Maj-Lis Svärd och

Kerttu Åslund för ovärderlig hjälp i samband med provtagningen i fält såväl som i laboratorium, till Birgitta Åkerhielm för administrativ hjälp, till Olle Lindh än en gång, vår oförtrutne man alltid på plats när och var vi än behövde hjälp på sjöarna uppe i Jämtlandsfjällen, till Erik Degerman för värdefulla kommentarer på tidigare versioner av den här rapporten, samt till Monica Bergman med en eloge för det förnämliga layoutarbetet med manuset. Även ett varmt tack till Laboratoriet för Energi och Miljöanalyser, Torvcentrum, Strömsund, för möjligheten att få utnyttja deras analysresultat på fisk samt till Sakka Nejne, Strömsund, för översättningen av förordet till sydsamiska. Trots tappra försök kunde dock inte hela sammanfattningen översättas. Projektet har finansierats av Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium, Statens Naturvårdsverk och Statens Strålskyddsinstitut (Projekt SSI P 378.86, SSI P 378.88, SSI P 378.89).

---

## LITTERATUR

---

- Alberts, J.J., L.J. Tilly & T.J. Vigerstad. 1979. Seasonal cycling of cesium-137 in a reservoir. *Science* 203:649-651.
- Andersson, E. 1989. Incorporation of Cs-137 into fishes and other organisms. p. 312-317. *In* The radioecology of natural and artificial radionuclides. Ed.: W. Feldt. Proc. XVth Reg. Congr. IRPA, Visby, Sweden, Sept., 1989. Progr. Rad. Prot. FS-89-48-T.
- Andersson, T., G. Forsgren, L. Håkanson, L. Malmgren & Å. Nilsson. 1990. Radioaktivt cesium i fisk i svenska sjöar efter Tjernobyl. (English summary: Radioactive caesium in fish in Swedish lakes after Chernobyl.) SSI-Rapport 90-04. 41p.
- Andersson, T., L. Håkanson, H. Kvarnäs & Å. Nilsson. 1991. Åtgärder mot höga halter av radioaktivt cesium i insjöfisk. (English summary: Remedial measures against high levels of radioactive cesium in Swedish lake fish.) SSI-Rapport 91-07. 114 p.
- Anonymous. 1991. Tschernobyl lebt im Hochgebirge weiter. Signatur HOT i Österr. Fisch. 44(10):249.
- Aston, S.R. & E.K. Duursma. 1973. Concentration effects on <sup>137</sup>Cs, <sup>65</sup>Zn, <sup>60</sup>Co and <sup>106</sup>Ru sorption by marine sediments, with geochemical implications. *Neth. J. Sea Res.* 6:225-240.
- Bergman, R., K. Danell, E. Ericsson, H. Grip, L. Johansson, P. Nelin & T. Nylén. 1988. Upptag, omlagring och transport av radioaktiva nuklider inom ett barrskogsekosystem. FOA Rapport E 40040, Umeå. 53 p.
- Bergman, R., T. Nylén, T. Palo & K. Lidström. 1991. The behaviour of radioactive caesium in a boreal ecosystem. p. 425-440. *In* The Chernobyl fallout in Sweden. Ed.: L. Moberg. Statens Strålskyddsinstitut (National Institute of Radiation Protection).
- Bergstrand, E. 1982. The diet of four sympatric whitefish species in Lake Parkjaure. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 60:5-14.

- Bergström, U. & S. Nordlinder. 1989. Comparison of predicted and measured Cs-137 concentrations in a lake ecosystem. p. 283-288. *In* The radioecology of natural and artificial radionuclides. Ed.: W. Feldt. Proc. XVth Reg. Congr. IRPA, Visby, Sweden, Sept., 1989. Progr. Rad. Prot. FS-89-48-T.
- Bohlin, T. 1984. Kvantitativt elfiske efter lax och öring - synpunkter och rekommendationer. (English summary: Quantitative electrofishing for salmon and trout - views and recommendations.) Information från Sötvattenslab., Drottningholm (4). 33 p.
- Bonnett, P.J.P. & P.G. Appleby. 1991. Deposition and transport of radionuclides within an upland drainage basin in mid-Wales. *Hydrobiologia* 214:71-96.
- Bonnett, P.J.P. & R.S. Cambray. 1991. The record of deposition of radionuclides in the sediments of Ponsonby Tarn, Cumbria. *Hydrobiologia* 214:63-70.
- Brittain, J.E. 1988. Langtidsutveckling av radiocesium i höyffjellsökosystemet Øvre Heimdalsvatn. (English summary: Long-term monitoring of radiocesium in the lake ecosystem Øvre Heimdalsvatn.) Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske (LFI), Univ., Oslo, 107, 15 p.
- Bryan, G.W., A. Preston & W.L. Templeton. 1966. Accumulation of radionuclides by aquatic organisms of economic importance in the United Kingdom. p. 623-637. *In* Disposal of Radioactive Wastes into Seas, Oceans and Surface Waters. Proc. Symp. IAEA, Vienna, May, 1966. (STI/PUB/126).
- Brydsten, L. & M. Jansson. 1989. Studies of estuarine sediment dynamics using  $^{137}\text{Cs}$  as a tracer. *Estuarine, Coastal & Shelf Science* 28:249-259.
- Carlsson, S. 1978. A model for the turnover of  $^{137}\text{Cs}$  and potassium in pike (*Esox lucius*). *Health Phys.* 35:549-554.
- Carlsson, S., & K. Lidén. 1978.  $^{137}\text{Cs}$  and potassium in fish and littoral plants from a humus-rich oligotrophic lake 1961-1976. *Oikos* 30:126-132.
- Campbell, R.N. 1979. Ferox trout, *Salmo trutta* L., and charr, *Salvelinus alpinus* (L.) in Scottish lochs. *J. Fish. Biol.* 14:1-29.
- Camplin, W.C., N.T. Mitchell, D.R.P. Leonard & D.F. Jefferies. 1986. Radioactivity in surface and coastal waters of the British Isles. Monitoring of fallout from the Chernobyl reactor accident. *Aquat. Environ. Monit. Rep.*, MAFF, Direct. Fish. Res., Lowestoft, (15) 49 p.
- Chebotina, M.YA. & V.F. Bochenin. 1981.  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in bottom sediments of a freshwater lake. *Hydrobiol. J.* 17:77-80.
- Comans, R.N.J., J.J. Middelburg, J. Zonderhuis, J.R.W. Woittiez, G.J. De Lange, H.A. Das & C.H. Van Der Weijden. 1989. Mobilization of radio-caesium in pore water of lake sediments. *Nature* 339:367-369.
- Davis, J.J. & R.F. Foster. 1958. Bioaccumulation of radioisotopes through aquatic food chains. *Ecology* 39:530-535.
- Davis, M.B. & M.S. Ford. 1982. Sediment focusing in Mirror Lake, New Hampshire. *Limnol. Oceanogr.* 27:137-150.
- Degerman, E., E. Engblom, P.-E. Lingdell, E. Melin, & E. Olofsson. 1992. Försurning i fjällen? Information från Sötvattenslab., Drottningholm (1). (In press.)
- Van Densen, W.L.T., B. Steinmetz & R.H. Hughes (Eds.). 1990. Management of freshwater fisheries. Proceedings of a symposium organized by the European Inland Fisheries Advisory Commission (EIFAC), Göteborg, Sweden, May - June 1988. Pudoc, Wageningen, Netherlands. 649 p.
- Downing, J.A., C. Plante & S. Lalonde. 1990. Fish production correlated with primary productivity, not the morphoedaphic index. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47:1929-1936.
- Van Duyn-Henderson, J.A. & D.C. Lasenby. 1986. Zinc and cadmium transport by the vertically migrating opossum shrimp, *Mysis relicta*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43:1726-1732.
- Eisenbud, M. 1987. Environmental radioactivity. New York Academic Press. 3rd ed. 475 p.
- Evans, M.S., R.W. Bathelt & C.P. Rice. 1982. PCBs and other toxicants in *Mysis relicta*. *Hydrobiologia* 93:205-215.
- Evans, R.D. & D.C. Lasenby. 1983. Relationship between body-lead concentration of *Mysis relicta* and sediment-lead concentration in Kootenay Lake, B.C. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40:78-81.
- Evans, R.D. & F.H. Rigler. 1983. A test of lead-210 dating for the measurement of whole lake soft sediment accumulation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40:506-515.
- Evans, S. 1988a. Accumulation of Chernobyl-related  $^{137}\text{Cs}$  by fish populations in the Biotest Basin, Northern Baltic Sea. *Studs vik Report/NP-88/113*, 70 p.
- Evans, S. 1988b. Application of parameter uncertainty analysis to accumulation of  $^{137}\text{Cs}$  in fish, with special emphasis on *Pleuronectes platessa* L. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 120:57-80.
- Evans, S. 1989. Biological half-time of Cs-137 in fish exposed to the Chernobyl fallout. Clearance of Cs-137 in roach exposed to various potassium concentrations in the water. An experimental study. *Studs vik Report/NP-89/74*, 17 p.
- Filipsson, O. & G. Svärdson. 1976. Principer för fiskevård i rödingsjöar. (English summary: Principles for the management of char populations.) Information från Sötvattenslab., Drottningholm (2). 79 p.

- Filipsson, O. & O. Lindh. 1988. Lite information om elritsa. (English summary: Some information on the minnow (*Phoxinus phoxinus* (L.)) Information från Sötvattenslab., Drottningholm (6). 14 p
- Forseth, T. 1989. Radioaktivt cesium ( $^{134}\text{Cs}$  +  $^{137}\text{Cs}$ ) fra Tsjernobyl-ulykken i ørret (*Salmo trutta* L.), røye (*Salvelinus alpinus* (L.)) og næringsdyr fra Høysjøen, Nord-Trøndelag. Cand. Scient. Thesis, Univ. Trondheim. 32 p.
- Francis, C.W. & F.S. Brinkley. 1976. Preferential adsorption of  $^{137}\text{Cs}$  to micaceous minerals in contaminated freshwater sediment. *Nature* 260:511-513.
- Frost, W.E. & M.E. Brown. 1967. The trout. The natural history of the brown trout in the British Isles. Collins, London. 316 p.
- Fürst, M. 1972. Livscyklar, tillväxt och reproduktion hos *Mysis relicta* Lovén. (English summary: Life cycles, growth and reproduction in *Mysis relicta* Lovén.) Information från Sötvattenslab., Drottningholm (11). 41 p.
- Fürst, M. 1981. Results of introductions of new fish food organisms into Swedish lakes. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 59:33-47.
- Fürst, M., U. Boström & J. Hammar. 1978. Effekter av nya fisknäringssdjur i Blåsjön. (English summary: Effects of new fish-food organisms in Lake Blåsjön.) Information från Sötvattenslab., Drottningholm (15). 94 p.
- Fürst, M., U. Boström & J. Hammar. 1980. Effekter av nya fisknäringssdjur i Vojmsjön. (English summary: Effects of introduced *Mysis relicta* on fish in Lake Vojmsjön.) Information från Sötvattenslab., Drottningholm (3). 42 p.
- Fürst, M., U. Boström & J. Hammar. 1981. Effekter av nya fisknäringssdjur i Torrön. (English summary: Effects of introduced *Mysis relicta* on fish in Lake Torrön.) Information från Sötvattenslab., Drottningholm (1). 48 p.
- Fürst, M., J. Hammar, C. Hill, U. Boström & B. Kinsten. 1984. Effekter av introduktion av *Mysis relicta* i reglerade sjöar i Sverige. (English summary: Effects of the introduction of *Mysis relicta* into impounded lakes in Sweden.) Information från Sötvattenslab., Drottningholm (1). 84 p.
- Fürst, M., J. Hammar & C. Hill. 1986. Inplantering av nya näringsdjur i reglerade sjöar. Slutrapport från FÅK, del II. Sötvattenslab., Drottningholm 78 p.
- Garder, K. & O. Skulberg. 1966. An experimental investigation on the accumulation of radioisotopes by fresh water biota. *Arch. Hydrobiol.* 62:50-69.
- Grimås, U. 1961. The bottom fauna of natural and impounded lakes in northern Sweden (Ankarvatten and Blåsjön). Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 42:183-237.
- Grimås, U. 1962. The effect of increased water level fluctuation upon the bottom fauna in lake Blåsjön, northern Sweden. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 44:14-41.
- Grimås, U. 1989. Aquatic food chain. p. 277-282. In The radioecology of natural and artificial radionuclides. Ed.: W. Feldt. Proc. XVth Reg. Congr. IRPA, Visby, Sweden, Sept., 1989. Progr. Rad. Prot. FS-89-48-T.
- Grimås, U., G. Neumann & M. Notter. 1986. Tidiga erfarenheter av nedfallet från Tjernobyl. Radioekologiska studier i svenska kustvatten. SNV. Rapport 3264. 65 p.
- Grimås, U., G. Neumann & M. Notter. 1988. Studies of cesium-137 from the Chernobyl accident in a contaminated coastal area at the Baltic Sea. p. C-122-130. In Impact des accidents d'origine nucléaire sur l'environnement. IVth Int. Symp. Radioecol., Cadarache, France, March 14-18, 1988.
- Gullbring, P., J. Halvarson, B. Svensson & G. Åkerblom. 1990. Naturvärden och miljöförbättringar i utbyggda vattendrag. Etapp 1: En principstudie från Lule älvdal. Vattenfall/SNV. Rapport 371052 p.
- Gustafson, P.F. 1967. Comments on radionuclides in aquatic ecosystems. p. 853-858. In Radioecological concentration processes. Eds.: B. Åberg & F.P. Hungate. Proc. Int. Symp., Stockholm, April 1966, Pergamon Press, Oxford.
- Gustafson, P.F. 1969. Cesium-137 in freshwater fish during 1954-1965. p. 249-257. In Symposium on radioecology. Eds.: D.J. Nelson & F.C. Evans. Proc. 2nd Nat. Symp. Radioecol., Ann Arbor, Michigan, May 1967. USAEC CONF-670503.
- Gydemo, R. 1984. Preliminary survey results of the distribution of the Arctic charr species complex in Iceland. p. 91-107. In Biology of the Arctic charr. Eds.: L. Johnson & B.L. Burns. Proc. Int. Symp. Arctic charr, Winnipeg, Manitoba, May 1981. Univ. Manitoba Press, Winnipeg.
- Hammar, J. 1979. PM ang resultat av provträning efter *Mysis relicta* utsatta i oreglerade sjöar tillhörande Faxälven. Sötvattenslab, Drottningholm 3 p. (Stencil.)
- Hammar, J. 1984. Ecological characters of different combinations of sympatric populations of Arctic charr in Sweden. p. 35-63. In Biology of the Arctic charr. Eds.: L. Johnson & B.L. Burns. Proc. Int. Symp. Arctic charr, Winnipeg, Manitoba, May 1981. Univ. Manitoba Press, Winnipeg.
- Hammar, J. 1987. Rödingen - de arktiska sjöarnas känsliga invånare - en indikator- och referensfisk inom modern fiskebiologi. p. 157-165. In Expeditionen Ymer-80 - en slutrapport. Ed.: G. Hoppe, S. Björn-Rasmussen & M. Wiberg-Roland. Polarforskningskomm., K.V.A., Stockholm.
- Hammar, J. 1988. Planktivorous whitefish and introduced *Mysis relicta*: Ultimate competitors in the pelagic community. *Finn. Fish. Res.* 9:497-521.

- Hammar, J. 1989. Freshwater ecosystems of polar regions: Vulnerable resources. *Ambio* 18(1):6-22.
- Hammar, J. O. Lindh, M. Fürst, U. Boström & P.-E. Lingdell. 1983. Relationerna röding, mås- och dykandsbinnikemask (*Diphyllobothrium spp.*) samt förändringar efter introduktion av nya fisknäringssdjur. (English summary: The Arctic char and *Diphyllobothrium spp.* Control of infection by means of the introduction of *Mysis relicta* as a new and alternative fish food organism.) Information från Sötvattenslab., Drottningholm (4). 72 p.
- Hammar, J., G. Neumann & M. Notter. 1986. Mekanismer vid överföring av radioaktiva nuklider till röding och öring via olika näringsdjur i naturliga och reglerade fjällsjöar. Projektförslag i samband med ansökan om forskningsmedel från SSI:s forskningsnämnd. 9 p. (Stencil).
- Hammar, J., G. Neumann & M. Notter. 1987. Chernobyl-Cesium in biota of lakes and reservoirs of northern Sweden: indications of transport of radionuclides from sediment via introduced *Mysis relicta* to Arctic char and brown trout; A project description. ISACF Inform. Ser. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 4:39-53.
- Hammar, J. & O. Filipsson. 1988. Rödningen i Stora Rensjön: ett genbanks- och naturreservatobjekt. (English summary: The Arctic char in Lake Stora Rensjön; a primary gene bank for conservation in a natural reserve.) Information från Sötvattenslab., Drottningholm (13) 68 p.
- Hammar, J., G. Neumann & M. Notter. 1988a. Mekanismer vid överföring av radioaktiva nuklider till röding och öring via olika näringsdjur i naturliga och reglerade fjällsjöar. (SSI P 378.86). Lägesrapport till SSI:s forskningsnämnd. Sötvattenslab., Drottningholm/Statens Naturvårdsverk, Drottningholm 41 p. (Stencil.)
- Hammar, J., G. Neumann & M. Notter. 1988b. Studies on the levels of Cs-137 originating from the Chernobyl accident in salmonid fish, its prey organisms and environment, in some alpine lakes of northern Sweden. p. C-113-121. In Impact des accidents d'origine nucléaire sur l'environnement. IVth Int. Symp. Radioecol., Cadarache, France, March 14-18, 1988.
- Hammar, J., G. Neumann & M. Notter. 1988c. Betydelsen av inplanterad *Mysis relicta* för överföring av cesium-137 från Tjernobyl till öring och röding i naturliga och reglerade fjällsjöar i norra Sverige. (English summary: The significance of introduced *Mysis relicta* for the transport of Cesium-137, originating from Chernobyl, to brown trout and Arctic char in natural and impounded mountain lakes in northern Sweden.) Fifth Nordic Workshop on Radioecology, Rättvik, Sweden, August 1988. 16 p. (Stencil.)
- Hammar, J., G. Neumann & M. Notter. 1988d. Mekanismer vid överföring av cesium till öring och röding via olika näringsdjur i naturliga och reglerade fjällsjöar. Ansökan om fortsatta forskningsmedel från SSI:s forskningsnämnd. 7 p. (Stencil.)
- Hammar, J., M. Notter & G. Neumann. 1989. Cesium i rödingsjöar. Slutrapport till SSI:s forskningsnämnd. Sötvattenslab., Drottningholm/Statens Naturvårdsverk, Drottningholm 84 p. (Stencil.)
- Hammar, J., M. Notter & G. Neumann. 1991. Northern reservoirs as sinks for Chernobyl cesium: Sustained accumulation via introduced *Mysis relicta* in Arctic char and brown trout. p. 183-205. In The Chernobyl fallout in Sweden. Ed.: L. Moberg. Statens Strålskyddsinstitut (National Institute of Radiation Protection).
- Hannerz, L. 1966. Fallout <sup>137</sup>Cs in fish and plancton from Lake Mälaren and the Baltic. *Acta Radiologica*, Suppl. 254:22-28.
- Hannerz, L. 1968. The role of feeding habits in the accumulation of fall out <sup>137</sup>Cs in fish. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 48:112-119.
- Heit, M. & K.M. Miller. 1987. Cesium-137 sediment depth profiles and inventories in Adirondack lake sediments. *Biochemistry* 3:243-265.
- Henricson, J. & L. Nyman. 1976. The ecological and genetical segregation of two sympatric species of dwarfed char (*Salvelinus alpinus* (L.) species complex). Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 55:15-37.
- Hesslein, R.H., W.S. Broecker & D.W. Schindler. 1980. Fates of metal radiotracers added to a whole lake: sediments - water interactions. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37:378-386.
- Hewett, C.J. & D.F. Jefferies. 1976. The accumulation of radioactive caesium from water by the brown trout (*Salmo trutta*) and its comparison with plaice and rays. *J. Fish Biol.* 9:479-489.
- Hewett, C.J. & D.F. Jefferies. 1978. The accumulation of radioactive caesium from food by the plaice (*Pleuronectes platessa*) and the brown trout (*Salmo trutta*). *J. Fish Biol.* 13:143-153.
- Hill, C. 1988. Life cycle and spatial distribution of the amphipod *Pallasea quadrispinosa* in a lake in northern Sweden. *Holarct. Ecol.* 11:298-304.
- Hill, C. & U. Boström. 1985. Kvaliteten hos röding i sjöar med introducerad *Mysis relicta*. (English summary: Effects of the introduction of *Mysis relicta* on the quality of Arctic char.) Information från Sötvattenslab., Drottningholm (3). 54 p.
- Hill, C., M. Fürst & J. Hammar. 1990. Introduction of the amphipods *Pallasea quadrispinosa* and *Gammaracanthus lacustris* into lakes in northern Sweden. *Ann. Zool. Fennici* 27:241-244.
- Holmgren, S. & I. Näslund. 1987. Radioaktiviteten i röding, öring och *Gammarus lacustris* i Visjön, Åre kommun. Naturvårdsenheten, Länsstyrelsen i Jämtlands län (Opubl. manuskript).

- Hunt, G.J. 1987. Radioactivity in surface and coastal waters of the British Isles, 1986. *Aquat. Environ. Monit. Rep.*, MAFF, Direct. Fish. Res., Lowestoft, (18): 1-62.
- Hunt, G.J. 1988. Radioactivity in surface and coastal waters of the British Isles, 1987. *Aquat. Environ. Monit. Rep.*, MAFF, Direct. Fish. Res., Lowestoft, (19): 1-67.
- Hunt, G.J. 1989. Radioactivity in surface and coastal waters of the British Isles, 1988. *Aquat. Environ. Monit. Rep.*, MAFF, Direct. Fish. Res., Lowestoft (21) 1:69.
- Hunt, G.J. 1990. Radioactivity in surface and coastal waters of the British Isles, 1989. *Aquat. Environ. Monit. Rep.*, MAFF, Direct. Fish. Res., Lowestoft (23) 1:66.
- Hübel, K., W. Sängler & W. Lünsmann. 1989. Behaviour of Cesium 134 and 137 in lake ecosystems. p. 289-294. *In* The radioecology of natural and artificial radionuclides. Ed.: W. Feldt. Proc. XVth Reg. Congr. IRPA, Visby, Sweden, Sept., 1989. Progr. Rad. Prot. FS-89-48-T.
- Håkanson, L. 1987. Åtgärder för att minska radioaktivt cesium i fisk. Lägesrapport till SSI. 89 p. (stencil.)
- Håkanson, L., B. Karlsson & S. Eriksson. 1983. Geomorfologiskt sjöregister över Sverige. SNV PM 1650. 52 p.
- Håkanson, L., T. Andersson, G. Neumann, Å. Nilsson & M. Notter. 1988. Cesium i abborre i norrländska sjöar efter Tjernobyl. Läget, orsakssamband, framtiden. SNV PM 3497. 136 p.
- Håkanson, L., T. Anderson & Å. Nilsson. 1989. Caesium-137 in perch in Swedish lakes after Chernobyl - present situation, relationships and trends. *Envir. Poll.* 58:195-212.
- Håkanson, L., H. Kvarnäs, T. Andersson, G. Neumann & M. Notter. 1990. Cesium i gädda efter Tjernobyl - dynamisk och ekometrisk modellering. SSI-Rapport 90-09, 145 p.
- Häsänen, E. & J.K. Miettinen. 1963. Caesium-137 content of fresh-water fish in Finland. *Nature.* 200(4910):1018-1019.
- Häsänen, E., S. Kolehmainen & J.K. Miettinen. 1967. Biological half-time of <sup>137</sup>Cs in three species of fresh-water fish: perch, roach and rainbow trout. p. 921-924. *In* Radiological Concentration Processes. Eds.: B. Åberg & F.P. Hungate. Proc. Int. Symp., Stockholm, April 1966. Pergamon Press, Oxford.
- Häsänen, E., S. Kolehmainen & J.K. Miettinen. 1968. Biological half-times of <sup>137</sup>Cs and <sup>22</sup>Na in different fish species and their temperature dependence. p.401-406. *In* W.S. Snyder (Ed.). Proc. 1st Int. Congr. Radiolog. Prot. Vol. 1. Pergamon Press, New York.
- Jefferies, D.F. & C.J. Hewett. 1971. The accumulation and excretion of radioactive caesium by the plaice (*Pleuronectes platessa*) and the thornback ray (*Raja clavata*). *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 51:411-422.
- Johnson, L. 1980. Artic charr. p. 15-98. *In* Charrs, salmonid fishes of the genus *Salvelinus*. Ed. E.K. Balon. W. Junk Publishers, The Hague.
- Johnson, L. 1983. Homeostatic characteristics of single species fish stocks in Arctic lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40:987-1024.
- Jonsson, B. 1989. Life history and habitat use of Norwegian brown trout (*Salmo trutta*). *Freshw. Biol.* 21:71-86.
- Kevern, N.R. 1966. Feeding rate of carp estimated by a radioactive method. *Trans. Am. Fish. Soc.* 95:363-371.
- Klemetsen, A. & P. Grotnes. 1975. Food and habitat segregation by two sympatric Arctic char populations. *Verh. Intern. Verein. Limnol.* 19:2521-2528.
- Klemetsen, A. & P. Grotnes. 1980. Coexistence and immigration of two sympatric Arctic char. p. 757-763. *In* Charrs, salmonid fishes of the genus *Salvelinus*. Ed.: E.K. Balon. W. Junk Publishers, The Hague.
- Klemetsen, A., P.-A. Amundsen, H. Muladal, S. Rubach & J.I. Solbakken. 1989. Habitat shifts in a dense, resident Arctic charr *Salvelinus alpinus* population. *Physiol. Ecol. Japan, Spec. Vol.* 1:187-200.
- Klump, J.V., J.L. Kaster & M.E. Sierszen. 1991. *Mysis relicta* assimilation of hexachlorobiphenyl from sediments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48:284-289.
- Koivulehto, M., R. Saxén & K. Tuomainen. 1979. Anrikningsfaktorer (opubl. inform.) Refererat i A. SALO: Proc. Third NEA Sem. Mar. Radioecol, Tokyo. p. 364.
- Kolehmainen, S.E. 1972. The balances of <sup>137</sup>Cs, stable cesium and potassium of bluegill (*Lepomis macrochirus*) and other fish in White Oak Lake. *Health Physics*, 23:301-315.
- Kolehmainen, S.E. 1974. Daily feeding rates of bluegill (*Lepomis macrochirus*) determined by a refined radioisotope method. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 31:67-74.
- Kolehmainen, S., E. Häsänen & J.K. Miettinen. 1966. <sup>137</sup>Cs levels in fish of different limnological types of lakes in Finland during 1963. *Health Physics* 12:917-922.
- Kolehmainen, S., E. Häsänen & J.K. Miettinen. 1967. <sup>137</sup>Cs in fish, plankton and plants in Finnish lakes during 1964-5. p. 913-919. *In* Radiological Concentration Processes. Eds.: B. Åberg & F.P. Hungate. Proc. Int. Symp., Stockholm, April 1966. Pergamon Press, Oxford.
- Kolehmainen, S., E. Häsänen & J.K. Miettinen. 1968. <sup>137</sup>Cs in the plants, plankton and fish of the Fin-

- nish lakes and factors affecting its accumulation. p. 407-415. In W.S. Snyder (Ed.), Proc. 1st Int. Congr. Radiolog. Protect. Vol. 1. Pergamon Press, New York.
- Kornberg, H.A. & J.J. Davis.** 1966. Food chains in fresh water. p. 383-418. In Radioactivity and human diet. Ed.: R.S. Russel. Pergamon Press, Oxford.
- Krumholz, L.A.** 1967. Accumulation of radioactive fallout materials in the biota of Doe Run, Meade County, Kentucky, 1959-63. p. 791-818. In Radioecological concentration processes. Eds.: B. Åberg & F.P. Hungate. Proc. Int. Symp., Stockholm, April 1966, Pergamon Press, Oxford.
- Kuz'menko, M.I.** 1990. Radioecological investigations of Ukrainian waters. Hydrobiol. J. 26:63-75.
- Kuz'min, E.V. & M.A. Bobovich.** 1977. Osmoregulation in some amphipods. Hydrobiol. J. 13:58-60.
- Laboratoriet för Energi och Miljöanalyser, Torvcentrum, Strömsund.** 1986. Cesiumlistor på fisk för 1986. 4 p. (stencil.)
- Laboratoriet för Energi och Miljöanalyser, Torvcentrum, Strömsund.** 1987. (Datalista med fiskanalyser från 1987). 10 p. (stencil.)
- Laboratoriet för Energi och Miljöanalyser, Torvcentrum, Strömsund.** 1988. Fisklista för 1988 över Frostviken V. och Ö. 2 p. (stencil.)
- Laboratoriet för Energi och Miljöanalyser, Torvcentrum, Strömsund.** 1989. Fisklista 1989. 5 p. (stencil.)
- Laboratoriet för Energi och Miljöanalyser, Torvcentrum, Strömsund.** 1990. Cesium-lista, fisk, Frostviken, 1990. 1 p. (stencil.)
- Langeland, A.** 1982. Interactions between zooplankton and fish in a fertilized lake. Holarct. Ecol. 5:273-310.
- Langeland, A., B. Jonsson, O. Njåstad, E. Steinnes, I. Blakar, A. Eggeride, J.A. Kålås, K. Aagaard, O. Ugedal & T. Forseth.** 1987. Radioaktivt cesium i norske ferskvannssystemer som følge av Tsjernobyl-ulykken. p. 21-28. In Radioøkologisk forskningsprogram: Resultater fra undersøkelsen i 1986. Ed.: B.M. Jensen. Dir. Naturforv., Trondheim.
- Lasenby, D. & R.R. Langford.** 1972. Growth, life history, and respiration of *Mysis relicta* in an arctic and temperate lake. J. Fish. Res. Bd. Can. 29:1701-1708.
- Lasenby, D.C., T.G. Northcote & M. Fürst.** 1986. Theory, practice, and effects of *Mysis relicta* introductions to North American and Scandinavian lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43:1277-1284.
- Lidén, K.** 1964. Levels and rate of uptake of <sup>137</sup>Cs in fresh water fish from an oligotrophic lake 1962-1964. A field study. Fourth Symposium on Radioactivity in Scandinavia, Risö, Denmark, October 1964. 4 p.
- Lindström, T.** 1954. Non-reproductive migrations in the char, *Salmo alpinus*, L. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 35:118-132.
- Lindström, T.** 1973. Life in a lake reservoir: Fewer options, decreased production. Ambio 2(5):145-153.
- Lindström, T. & G. Andersson.** 1981. Population ecology of salmonid populations on the verge of extinction in acid environments. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 59:81-96.
- Lønvik, K. & J.I. Koksvik.** 1990. Some observations on seasonal variation of radio-Cesium contamination in trout (*Salmo trutta*) and arctic char (*Salvelinus alpinus* (L.)) in a Norwegian lake after the Chernobyl fall-out. Hydrobiologia 190:121-125.
- Meili, M.** 1988. Radioactive caesium in Swedish forest lake ecosystems after Chernobyl; zooplankton 1986, sediment 1986. Fifth Nordic Workshop on Radioecology, Rättvik, Sweden, August 1988. 3 p.
- Meili, M.** 1991. The importance of feeding rate for the accumulation of radioactive caesium in fish after the Chernobyl accident. p. 177-182. In The Chernobyl fallout in Sweden. Ed.: L. Moberg. Statens Strålskyddsinstitut (National Institute of Radiation Protection).
- Meili, M., A. Rudebeck, A. Brewer & J. Howard.** 1989. Cs-137 in Swedish forest lake sediments, 2 and 3 years after Chernobyl. p. 306-311. In The radioecology of natural and artificial radionuclides. Ed.: W. Feldt. Proc. XVth Reg. Congr. IRPA, Visby, Sweden, Sept., 1989. Progr. Rad. Prot. FS-89-48-T.
- Melin, R.** 1954. Vattenföringen i Sveriges floder. SMHI, Medd. Ser. D. Nr 6. 287 p.
- Meyer, J. & R. Ducouso.** 1981. Facteur de concentration du césium entre l'eau de mer et cinq catégories de poissons de lagon. S.S.A. TRAV. SCIENT. 2:401-403.
- Määr, A.** 1949. Fertility of char (*Salmo alpinus* L.) in the Faxälven water system, Sweden. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 29:57-70.
- Määr, A.** 1950. A supplement to the fertility of char (*Salmo alpinus* L.) in Faxälven water system, Sweden. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 31:127-136.
- Nelson, D.J.** 1968. Ecological behavior of radionuclides in the Clinch and Tennessee Rivers. p. 169-187. In Reservoir Fishery Resources Symp., Athens, Georgia, April 5-7, 1987.
- Nelson, D.J.** 1969. Cesium, cesium-137, and potassium concentrations in white crappie and other Clinch River fish. p. 240-248. In Symposium on radioecology. Eds.: D.J. Nelson & F.C. Evans. Proc. 2nd Nat. Symp. Radioecol., Ann Arbor, Michigan, May 1967. USAEC CONF-670503.

- Nelson, W.C. & F.W. Whicker. 1969. Cesium-137 in some Colorado game fish, 1965-66. p. 258-265. In Symposium on radioecology. Eds.: D.J. Nelson & F.C. Evans. Proc. 2nd. Nat. Symp. Radioecol., Ann Arbor, Michigan, May 1967. USAEC CONF-670503.
- Neumann, G. 1985a. Anrikningsfaktorer för stabila metaller och radionuklider i fisk, musslor och kräftdjur - En litteraturstudie. SNV PM 1976. 54 p.
- Neumann, G. 1985b. Concentration factors for stable metals and radionuclides in fish, mussels and crustaceans - a literature survey. Nat. Swed. Env. Prot. Bd. SNV PM. 1976 E. 36 p.
- Neumann, G. 1987. Några aspekter på den biologiska tillgängligheten hos sedimentbundna radionuklider. SNV Rapport 3406. 35 p.
- Neumann, G. 1991. Den kemiska bindningen av radiocesium från Tjernobyli i sediment från några jämtländska fjällsjöar. SSI-Rapport (manuskript).
- Nikolayev, S.G. 1980. Production of *Gammarus lacustris* (Amphipoda, Gammaridae) in Lake Sevan. Hydrobiol. J. 16:40-44.
- Nilov, V.I. 1983. Concentration of <sup>137</sup>Cs by certain species of fresh-water invertebrates. Hydrobiol. J. 19:33-39.
- Nilsson, N.-A. 1961. The effect of water-level fluctuations on the feeding habits of trout and char in the Lakes Blåsjön and Jormsjön, North Sweden. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 42:238-261.
- Nilsson, N.-A. 1964. Effects of impoundment on the feeding habits of brown trout and char in Lake Ransaren (Swedish Lappland). Verh. Int. Ver. Limn. 15:444-452
- Nilsson, N.-A. 1965. Food segregation between salmonoid species in North Sweden. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 46:58-78.
- Nilsson, N.-A. 1967. Interactive segregation between fish species. p. 295-313. In The biological basis of freshwater fish production. Ed.: S.D. Gerking. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Nilsson, N.-A. & O. Filipsson. 1971. Characteristics of two discrete populations of Arctic char (*Salvelinus alpinus* L.) in a north Swedish lake. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 51:90-108.
- Nilsson, N.-A., & B. Pejler. 1973. On the relation between fish fauna and zooplankton composition in north Swedish lakes. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 53:51-77.
- Nilsson, Å., T. Andersson & L. Håkanson. 1987. En ny metod att beskriva tillrinningsområden. SNV PM 3386. 45p. (In Swedish with English summary.)
- Nordeng, H. 1983. Solution to the "char problem" based on Arctic char (*Salvelinus alpinus*) in Norway. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40:1372-1387.
- Notter, M. 1988. Nedfallet från Tjernobyli - radioekologiska studier i den marina miljön runt Forsmark. Fifth Nordic Workshop on Radioecology, Rättvik, Sweden, August 1988. 17 p. (Stencil.)
- Notter, M. 1990. Cesium i den marina miljön runt Forsmark efter Tjernobyli. SNV Rapport 3723. 41 p.
- Nyman, L. 1972. A new approach to the taxonomy of the "*Salvelinus alpinus* species complex". Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 52:103-131.
- Nyman, L. 1978. Avkastningspotentialen av konsumtionsfisk i svenska sjöar mot bakgrund av olika nyttjandeformer. (English summary: Potential yield of commercial fish species in Swedish lakes in relation to various forms of exploitation.) Information från Sötvattenslab., Drottningholm (11). 20 p.
- Nyman, L. 1984. Management of allopatric and sympatric populations of landlocked Arctic charr in Sweden. p. 23-34. In Biology of the Arctic charr. Eds.: L. Johnson & B.L. Burns. Proc. Int. Symp. Arctic charr, Winnipeg, Manitoba, May 1981. Univ. Manitoba Press, Winnipeg.
- Nyman, L., J. Hammar & R. Gydemo. 1981. The systematics and biology of landlocked populations of Arctic char from northern Europe. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 59:128-141.
- Nyström, C.L. 1862. Om fiskfaunan och fiskerierna i Jämtlands län. Reseberättelse, Kungl. Vetensk. Akad. 44 p.
- Näslund, I. 1988. Radioaktivitet i röding, öring och *Gammarus lacustris* i Visjön, Åre kommun. Lägesrapport, Naturvårdsenheten, Länsstyrelsen i Jämtlands län. 7 p. (Stencil.)
- Näslund, I. 1991. Partial migration and the development of seasonal habitat shifts in a landlocked ArcMwc charr (*Salvelinus alpinus*) population. Ph.D. Thesis. University of Umeå, Sweden.
- Osburn, W.S. 1967. Ecological concentration of nuclear fallout in a Colorado mountain watershed. p. 675-709. In Radioecological concentration processes. Eds.: B. Åberg & F.P. Hungate. Proc. Int. Symp., Stockholm, April 1966, Pergamon Press, Oxford.
- Pavlyutin, A.P. & T.N. Koval'chuk. 1982. Uptake and assimilation of organic matter of bottom sediments by *Paramysis lacustris*. Hydrobiol. J. 18:72-75.
- Pendleton, R.C., C.W. Mays, R.D. Lloyd & B.W. Church. 1965. A trophic level effect on caesium-137 concentrations. Health Physics 11:1503-1510.
- Pennington, W., R.S. Cambray & E.M. Fisher. 1973. Observations on lake sediments using fallout <sup>137</sup>Cs as a tracer. Nature 242:324-326.
- Pennington, W., R.S. Cambray, J.D. Eakins & D.D. Harkness. 1976. Radionuclide dating of the recent sediments of Blelham Tarn. Freshw. Biol. 6:317-331.
- Pentreath, R.J. 1973a. The roles of food and water in the accumulation of radionuclides by marine and elasmobranch fish. p. 421-434. In Proc. Symp. on Radioactive Contamination of the Marine Environment, Seattle, USA, July 1972. IAEA-SM-158/26.

- Pentreath, R.J.** 1973b. The accumulation and retention of  $^{65}\text{Zn}$  and  $^{54}\text{Mn}$  by the plaice, *Pleuronectes platessa*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 12:1-18.
- Pentreath, R.J. & D.F. Jefferies.** 1971. The uptake of radionuclides by I-group plaice (*Pleuronectes platessa*) off the Cumberland coast, Irish Sea. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 51:963-976.
- Persson, C., H. Rodhe & L.-E. De Geer.** 1987. The Chernobyl Accident - A meteorological analysis of how radionuclides reached and where deposited in Sweden. Ambio 16:20-31.
- Peters, D.S. & D.E. Hoss.** 1974. A radioisotopic method of measuring food evacuation time in fish. Trans. Am. Fish. Soc. 103:626-629.
- Petersen jr, R.C., L. Landner & H. Blanck.** 1986. Assessment of the impact of the Chernobyl reactor accident on the biota of Swedish streams and lakes. Ambio 15:327-331.
- Pourchet, M., J.F. Pinglot & J.C. Gascard.** 1986. The northerly extent of Chernobyl contamination. Nature 323:676.
- Preston, A., D.F. Jefferies & J.W. Dutton.** 1967. The concentrations of caesium-137 and strontium-90 in the flesh of brown trout taken from rivers in the British Isles between 1961 and 1966. Wat. Res. 1:475-496.
- Robbins, J.A., A. Mudroch & B.G. Oliver.** 1990. Transport and storage of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{210}\text{Pb}$  in sediments of Lake St. Clair. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47:572-587.
- Roy, J.-C., J.-E. Côté, A. Mahfoud, S. Villeneuve & J. Turcotte.** 1988. On the transport of Chernobyl radioactivity to eastern Canada. J. Environ. Radioactivity 6:121-130.
- Rudstam, L.G.** 1989. A bioenergetic model for *Mysis* growth and consumption applied to a Baltic population of *Mysis mixta*. J. Plankt. Res. 11(5):971-983.
- Ruf, M.** 1965. Radioaktivität in Süßwasserfischen. Zentralblatt für Veterinärmedizin, B, 12(7):605-612.
- Saxén, R. & H. Aaltonen.** 1987. Radioactivity of the surface water in Finland after the Chernobyl accident in 1986. Suppl. 5 to Ann.Rep. STUK-A55. STUK-A60. Strålsäkerhetscentralen (Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety.), Helsingfors, Finland. 29 p.
- Saxén, R. & A. Rantavaara.** 1987. Radioactivity of fresh water fish in Finland after the Chernobyl accident in 1986. Suppl.6 to Ann.Rep. STUK-A55. STUK-A61. Strålsäkerhetscentralen (Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety.), Helsingfors, Finland. 45 p.
- Scheilske, C.L., D.A. Wolfe & D.E. Hoss.** 1973. Ecological implications of fallout radioactivity accumulated by estuarine fishes and mollusks. p.791-806. In Radionuclides in ecosystems, Vol. 2. Ed.: D.J. Nelson. Proc. 3rd Nat. Symp. Radioecol. Oak Ridge, Tennessee, May 1971. USAEC CONF-710501-P2.
- Schindler, D.W., H.E. Welch, J. Kalff, G.J. Brunskill & N. Kritsch.** 1974. Physical and chemical limnology of Char Lake, Cornwallis Island (75°N lat.). J. Fish. Res. Bd. Can. 31:586-607.
- Schindler, D.W., R.H. Hesslein & R. Wagemann.** 1980. Effects of acidification on mobilization of heavy metals and radionuclides from the sediments of a freshwater lake. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37:373-377.
- Scott, D.P.** 1962. Radioactive caesium as a fish and lamprey mark. J. Fish. Res. Bd. Can. 19:149-157.
- Seale, D.B. & F.P. Binkowski.** 1988. Vulnerability of early life intervals of *Coregonus hoyi* to predation by a freshwater mysid, *Mysis relicta*. Environ. Biol. Fish. 21:117-125.
- Solem, J.O. & E. Gaare.** 1991a. Radioaktivt cesium i invertebrater fra Dovrefjell, Norge, 1986-1989 etter Tsjernobyl-ulykken. p. 48-51. In Tsjernobyl; Sluttrapport fra NINA's radioøkologiprogram 1986-1990. Eds.: E. Gaare, B. Jonsson & T. Skogslund. NINA Temahefte 2.
- Solem, J.O. & E. Gaare.** 1991b. Radioaktivt cesium i invertebrater fra Dovrefjell, Norge, 1986-1989, etter Tsjernobylulykken. Fauna (Oslo) 44:154-158.
- Statens Livsmedelsverk (SLV).** 1986. PM 1-26. Information till miljö- och hälsoskydds nämnderna m fl med anledning av kärnkraftsolyckan i Tjernobyl. (Stenciler.)
- Statens Livsmedelsverk (SLV).** 1987a. PM 27-34. Information till miljö- och hälsoskydds nämnder m fl med anledning av kärnkraftsolyckan i Tjernobyl. (Stenciler.)
- Statens Livsmedelsverk (SLV).** 1987b. PM 30 (1987-04-13). Information till miljö- och hälsoskydds nämnder m fl med anledning av kärnkraftsolyckan i Tjernobyl. 9 p. (Stencil.)
- Statens Livsmedelsverk (SLV).** 1987c. Kostråd för dig som äter mycket vilt, ren och insjöfisk från nedfallsdrabbade områden. Information från livsmedelsverket om radioaktivitet i livsmedel till följd av olyckan i Tjernobyl. 17 p. (Broschyr.)
- Statens Livsmedelsverk (SLV).** 1988. PM 35-36. Information till miljö- och hälsoskydds nämnder m fl med anledning av kärnkraftsolyckan i Tjernobyl. (Stenciler.)
- Statens Livsmedelsverk (SLV).** 1990.11.12. Lista med resultat från cesiummätningar av fisk vid flera tidpunkter i samma sjö och av samma art. (Stencil.)
- Statens Naturvårdsverk (SNV).** 1988. Kalkning av sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket, Allmänna råd 88:3. 74 p.



- Storebakken, T., E. Austreng & K. Steenberg. 1981. A method for determination of feed intake in salmonids using radioactive isotopes. *Aquaculture* 24:133-142.
- Svårdson, G. 1958. Tvillingarter bland brackvattensfiskarna. *Fauna och flora* 53:150-174.
- Svårdson, G. 1961. Rödningen. Fiskefrämjandets årsbok, Fiske 61. p. 25-37.
- Svårdson, G. 1966. Öringen. Fiskefrämjandets årsbok, Fiske 66. p. 8-37.
- Svårdson, G. 1976. Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 55:144-171.
- Svårdson, G. 1979. Speciation of Scandinavian Coregonus. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 57:95 p.
- Sømme, I.A. 1941. Ørretboka; ørretfiske, ferskvannsfiske, fiskekultur. J. Dybwads Forlag. 591 p.
- Taylor, H.W., J. Svoboda, G.H.R. Henry & R.W. Wein. 1988. Post-Chernobyl <sup>134</sup>Cs and <sup>137</sup>Cs levels at some localities in northern Canada. *Arctic* 41:293-296.
- Thompson, E.S., C.A. Burton, D.J. Quinn & Y.C. Ng. 1972. Concentration factors of chemical elements in edible aquatic organisms. Lawrence Livermore Lab., Univ. Calif. 77 p.
- Torgersen, T. & M.E. Longmore. 1984. <sup>137</sup>Cs diffusion in the highly organic sediment of Hidden Lake, Fraser Island, Queensland. *Austr. J. Mar. Freshw. Res.* 35:537-548.
- Ugedal, O., T. Forseth, B. Jonsson, A. Langeland & O. Njåstad. 1988. Cs-134+137 i ørred og røye fra en humøs oligotrof norsk innsjø, 1986-1987. Fifth Nordic Workshop on Radioecology, Rättvik, Sweden, August 1988. 8 p.
- Ugedal, O. & I. Blakar. 1990. Radiocesium i fisk og sedimenter fra innsjøer i Trøndelag. p. 150-158. *In* NLVFs forskningsprogram om radioaktivt nedfall, Seminar 6-7 november 1990. Information fra Statens Fagteneste for Landbruket (SFFL) (28).
- Ugedal, O., B. Jonsson, I. Blakar, T. Forseth, A. Langeland & O. Njåstad. 1991. Radioaktivt cesium i Høysjøen etter Tsjernobyl. p. 20-27. *In* Tsjernobyl; Sluttrapport fra NINA's radioøkologi-program 1986-1990. Eds.: E. Gaare, B. Jonsson & T. Skogsland. NINA Temahefte 2.
- Ugedal, O., B. Jonsson, O. Njåstad & R. Næumann. Effects of temperature and body size on radiocesium retention in brown trout (*Salmo trutta* L.) (unpubl. manuscript.)
- Vanderploeg, H.A., D.C. Parzyck, W.H. Wilcox, J.R. Kercher & S.V. Kaye. 1975. Bioaccumulation factors for radionuclides in freshwater biota. Oak Ridge National Lab., Tenn. (USA) ORNL-5002.
- Vladykov, V.D. 1956. Fecundity of wild speckled trout (*Salvelinus fontinalis*) in Quebec Lakes. *J. Fish. Res. Board Can.* 13:799-841.
- Welch, H.E. & M.A. Bergman. 1985. Water circulation in small arctic lakes in winter. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42:506-520.
- Wiegert, R.G. & E.P. Odum. 1969. Radionuclide tracer measurement of food web diversity in nature. p. 709-710. *In* Symposium on radioecology. Eds.: D.J. Nelson & F.C. Evans. Proc. 2nd. Nat. Symp. Radioecol., Ann Arbor, Michigan, May 1967. USAEC CONF-670503.
- Williams, L.G. 1960. Uptake of cesium<sup>137</sup> by cells and detritus of *Euglena* and *Chlorella*. *Limnol. Oceanogr.* 5:301-311.

---

## ABSTRACT

---

Hammar, J., M. Notter & G. Neumann. 1991. Cesium in Arctic char lakes - Effects of the Chernobyl accident. *Information, Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 3:1-152.

Fallout radiocesium from the Chernobyl accident caused extensive contamination in a region of previously well studied alpine lake ecosystems in northern Sweden. Levels of Cs-137 in the barren catchment basins reached 20-50 kBq/m<sup>2</sup> during 1986. The distribution, pathways and major transport mechanisms of radiocesium through the lake ecosystems were studied during

1986-1990. Levels of Cs-137, Cs-134 and K-40 in water, surface sediment, detritus (sediment traps) and different trophic levels of the food chains of Arctic char (*Salvelinus alpinus*) and brown trout (*Salmo trutta*) were monitored in a series of lakes forming a matrix of 4 natural lakes and 3 lake reservoirs, with or without the introduced new fish food organism, *Mysis relicta*. The reservoirs were found to act as sinks for radiocesium with extensive accumulation recorded in water, detritus, sediment, invertebrates and salmonids. Whereas concentrations in water and biota have declined from the extreme peak levels in 1986-

1987, the levels in surface sediment increased extensively until fall of 1988. The concentration of Cs-137 in fish populations feeding on benthic invertebrates, i.e. mysids and amphipods, were significantly higher than in planktivorous fish. During the three first winters a significant increase in levels of Cs-137 in winter active Arctic char were recorded, whereas the levels declined during the succeeding summers. The

introduced *Mysis relicta* were found to enhance the transport of Cs-137 from zooplankton and settling particles to Arctic char and brown trout. The results suggest a successive change in transport of radiocesium from water via zooplankton to planktivorous fish during the early summer of 1986 to post-depositional mobilization via benthic organisms to benthic fish in successive years.

---

## EXTENDED ENGLISH SUMMARY: CESIUM IN ARCTIC CHAR LAKES - EFFECTS OF THE CHERNOBYL ACCIDENT.

---

High levels of Cs-137 originating from the Chernobyl-accident in 1986 have been recorded in high altitude char lakes in the upper River Ångermanälven, northern Sweden (Fig. 1). Monitoring of the terrestrial deposition of Cs-137 in the barren catchment basins of the Gäddede region during May-October 1986 by air revealed 20-50 kBq/m<sup>2</sup> (Table 5).

The fish fauna of these headwater systems are dominated by Arctic char (*Salvelinus alpinus*) and brown trout (*Salmo trutta*) (Table 2, Appendix 4a-h), two salmonid species of utmost importance to recreational as well as commercial fisheries in the area. However, many of the lakes are also exploited as reservoirs for hydroelectric purposes. The amplitude of the water level regulation may range up to 25 m. In order to compensate for the loss of littoral invertebrates and the subsequent damage to fish production, new fish food organisms such as *Mysis relicta* (Fig. 3) and *Pallasea quadrispinosa* were introduced into several lakes and reservoirs in the upper parts of Rivers Faxälven and Fjällsjöälven during the 1960s. The large scaled consequences of the *Mysis* introductions have influenced the ecosystems in many different ways. Due to its diurnal migration between deep bottoms in day time and surface layers in dark nights, combined with feeding habits involving detritus, *Mysis* have previously been regarded as a living elevator of energy, and also of heavy

metals, pesticides and industrial toxicants.

Preliminary results indicated that the ecology of *Mysis* also influence the pathways of sedimentary radiocesium.

Seven alpine lake ecosystems (Appendix 2) in the northwest part of the province of Jämtland have been sampled and analyzed for concentrations of Cs-137, Cs-134 and K-40 in water, sediment, detritus, phyto- and zooplankton, macro invertebrates, and fish at repeated occasions between August 1986 and October 1990 (Table 4). The radioecological study of the lakes, which form a matrix of 4 natural lakes and 3 lake reservoirs, 3 with and 4 without introduced alien fish food organism (Table 1), has given the following results:

■ From early peak levels of 0.6-1.1 Bq Cs-137/l in filtered surface water in August 1986, the concentrations declined rapidly during 1987 to reach more stable levels around 0.10±0.03 Bq/l in natural lakes and 0.23±0.08 in reservoirs during 1988 (Table 6, Fig. 5a-d). The results suggest twice as high levels of Cs-137 in the water column of reservoirs than of natural lakes (Fig. 4). Levels of unfiltered water samples from September 1990 were below 0.1 Bq/l.

■ The particulate fraction of Cs-137 addressed as primarily phytoplankton (from 0.45 µm filters), comprised only 20-40% of the total levels of Cs-137 in water samples during late 1986 and 1-8% in late 1989 (Table 6, Fig. 5a-d).

■ Levels of Cs-137 in **detritus**, collected with sediment traps in the lakes during the summer seasons of 1988-1990, ranged between 8,000 and 30,700 Bq/kg (d.w.) (Table 8, Appendix 6). Concentrations in detritus were positively correlated with the 1986 mean activity of Cs-137 in the catchment basins. After adjustment for number of days and surface area the deposition of Cs-137 (Bq/m<sup>2</sup>×day) in suspended matter was found to be higher in reservoirs than in natural lakes (Table 9, 10). Further more the volumes increased during 1990, and positive correlations were recorded with levels of Cs-137 in surface sediment (per m<sup>2</sup>).

■ Levels of Cs-137 in **surface sediment** (1 cm) increased 2-8 times during the period October 1986 to September 1988 in natural lakes. The accumulation in reservoirs were both larger and faster, and in two reservoirs mean values of more than 100,000 Bq/kg (d.w.) were recorded in September 1988 (Fig. 6, Table 11, Appendix 6). In August 1989 the levels had declined. The concentration of Cs-137 in surface sediment was positively correlated with the 1986 levels of Cs-137 in the catchment basins. The availability of sedimentary Cs-137 to benthic biota varied extensively between the lakes (Table 13).

■ From initially extreme levels of Cs-137 in **zooplankton** (e.g. Lake Hetögel, June 29, 1986, 180,000 Bq/kg d.w., Table 14) the values dropped rapidly during the second half of 1986, and more gradually during 1987-1988 to levels around 1,000-6,000 Bq/kg d.w. From a range of 800-2,000 in August 1989 the levels again increased to 1,000-4,300 Bq/kg d.w. in September 1990 (Table 15, Fig. 7a-d). The concentrations of Cs-137 in zooplankton during 1987-1990 were positively correlated with levels of Cs-137 in unfiltered water, phytoplankton as well as detritus from sediment traps.

■ The concentrations of Cs-137 in *Mysis relicta*, which were higher than parallel measurements in zooplankton, *Gammarus lacustris*, *Pallasea quadrispinosa* and *Phoxinus phoxinus*, reached 40,000 Bq/kg d.w. in July 1986 (Table 16, 17). With seasonal fluctuations, assumed to reflect new generations, the levels in *Mysis* declined to 1,900-4,600 Bq/kg d.w. in 1989-90 (Fig. 7a-d). Positive correlations were recorded with unfiltered water 1987-1990, and with detritus 1988-1990 (Fig. 8). Covariation with zooplankton was only demonstrated in one reservoir.

■ The range of  $CF_{(water)}$  for various fish food organisms was 10,000-60,000, with the highest

levels recorded for *Mysis relicta*. The values varied considerably within as well as among years, but no clear trend has so far been recognized (Table 18).

■ The concentrations of radiocesium increased exponentially in **Arctic char and brown trout** to reach mean levels of 6,000-7,000 Bq Cs-137/kg w.w. and individual maximum levels of 13,500 Bq Cs-137/kg w.w. in both species during 1986-1987 (Fig. 9a-h, Appendix 7). The decline after fall 1987 have been a slow process and the **ecological half-life of Cs-137** has been estimated to 560±180 days (Table 19).

■ Data on **individual length, weight, condition, sex, sexual maturity, age, levels of K-40** and various combinations of these variables demonstrate numerous significant, positive as well as negative incidents of covariation with Cs-137 in different fish species and different lakes. However, the **correlations do not imply any general pattern** for both Arctic char and brown trout.

■ Whereas **young, fast growing, and non mature Arctic char** had the highest levels of Cs-137 during August 1986, **small-sized, old, and slow growing Arctic char (dwarfs)**, and **large-sized brown trout**, demonstrate the highest levels during succeeding years. However, **food habits were in general of greater significance for the concentration of Cs-137 in fish, than size, age and/or growth.**

■ **Fish populations feeding primarily on benthic invertebrates, especially *Mysis relicta* and *Gammarus lacustris*, demonstrated significantly higher relative levels of Cs-137 than fish populations feeding on zooplankton** (Fig. 13a-b, Appendix 8). **Brown trout thus generally demonstrated higher levels than normal Arctic char** (Fig. 10), although the levels in dwarfed char from two reservoirs were even higher. **Fish populations in reservoirs with introduced *Mysis* in general revealed the highest levels, whereas fish from a reservoir without *Mysis* or *Gammarus* had the lowest levels of Cs-137.**

■ **Concentration of Cs-137 in the dominating prey organism, and the size or turn-over rate of the lake were of major significance to the levels of Cs-137 in Arctic char and brown trout** (Table 21).

■ The samples of Arctic char in two succeeding lakes demonstrated **extensive seasonal fluctuations in radiocesium levels**. Whereas the levels increased during the winters 1986/87, 1987/88, 1988/89 and to a certain extent during 1989/90,

the values declined during the summers of 1987, 1988, 1989 and 1990 (Fig. 16a-b, 17). Feeding activity, benthic food habits (*Mysis*/*Gammarus*) (Fig. 18, 19a-b), and the influence of low temperature on various physiological processes are suggested mechanisms causing increased levels of Cs-137 during winter and spring.

■ The values of  $CF_{(water)}$  in fish have been fairly constant during 1987-1989, with the range 10,000-12,300 estimated in Arctic char and 15,600-18,700 in brown trout (Table 22). In a reservoir without *Mysis* or *Gammarus* the values of  $CF_{(water)}$  were reversed, and also decreased with the years.

■ The concentration of Cs-137 in prey from stomach content demonstrated no useful correlation with the levels of Cs-137 in alive organisms (Table 20, Appendix 9).

■ Farmed brown trout from pens in two studied lakes revealed significantly lower levels of Cs-137 than the wild brown trout.

■ Coefficient of variation,  $C_v$ , for Cs-137 in individual fish varied extensively between lakes, occasions and species (Appendix 10). Arctic char demonstrated higher variation than brown trout (Fig. 24). If a coefficient of 10% is to be desired, a sample size of ca 30 specimens from each species and occasion is recommended (Fig. 25).

■ By the end of 1986 the studied reservoirs contained approximately 6% of the total amount of Cs-137 originally deposited in the catchment basins. In the natural lakes the approximation was only 2% (Table 27, 28). **The reservoirs were thus found to act as sinks for radiocesium** with extensive accumulation recorded primarily in sediment but also in water, detritus, various invertebrates and salmonids (Fig. 22, 28, 29, 30).

■ The hypothesis that *Mysis relicta* owing to its special ecology and its higher trophic position compared to other invertebrate prey organisms may maintain higher levels of radiocesium in benthic fish populations is supported by the study (Fig. 14, 15).

■ The results suggest a successive change in transport pathways of radiocesium from water via zooplankton to planktivorous fish during the early summer of 1986 to post-depositional mobilization via benthic organisms to benthic fish in successive years (Fig. 31).

■ The conclusions of the present study lead to the following recommendations:

- to prefer consumption of Arctic char and whitefish to brown trout, burbot and perch.
- to prefer consumption of Arctic char caught in late summer or fall to winter or spring
- to prefer consumption of fish from natural lakes to fish from reservoirs
- to avoid consumption of brown trout from reservoirs with introduced *Mysis relicta*.

■ Radiocesium from Chernobyl deposited in the surface sediment of the Norwegian reservoir Limingen was remobilized after extensive dredging in the outlet region during fall 1989.

Downstream in Lake Kvarnbergsvattnet the process caused immense turbidity and increased levels of Cs-137 in unfiltered water (Table 24) and apparently also in Arctic char during the winter 1989/90 (Fig. 26, 27).

■ A natural downstream allocation of the Chernobyl radionuclide burden of the alpine catchment basins with the spring flood in 1986, to lower lakes, river sections and coastal regions with much higher primary production, greater sedimentation rate and pelagic fish production, should have caused less severe damage to the freshwater ecosystems and the residents of the studied river valleys. This study as well as many other parallel projects emphasize that **water level regulation programs of high altitude reservoirs contaminated with atmospheric toxicants (radionuclides, heavy metals, pesticides, acid rain, etc) have to be co-ordinated to the ecological risks and conditions in control above as well as below the reservoir dams.**

APPENDIX 1. Andelen av olika vegetationstyper, samt den procentuella fördelningen av olika belastningsnivåer av Cs-137 från Tjernoby 1986 i avrinningsområdena till olika fjällsjöar i Gäddede-området, norra Jämtland. Avrinningsområdet redovisas både totalt och som närområde 1 enligt definition av Nilsson et al. 1987.

Areal distribution of lake surface, wood land, bog land and open ground, as well as the zonation of different levels of deposition of Chernobyl Cs-137, in the catchment areas of seven char lakes in the Gäddede region, northern Sweden. Data is given for both the total catchment basin and for a closer range according to the definition by Nilsson et al. 1987.

### HELA AVRINNINGSSOMRÅDET TOTAL CATCHMENT BASIN

#### VEGETATIONSFÖRDELNING DISTRIBUTION OF VEGETATION

	SJÖ LAKE %	SKOG WOOD %	MYR BOG %	ÖPPEN MARK OPEN GROUND %	OMRÅDETS YTA TOTAL AREA km <sup>2</sup>
Ankarvattnet	13.7	42.8	11.8	31.7	430
Björkvattnet	7.6	60.4	29.0	3.0	31
Blåsjön	18.2	39.7	10.1	32.0	965
Dabbsjön	12.0	52.0	14.0	22.0	862
Grundvattnet	7.8	64.7	16.7	10.8	284
Stalonjaure	7.1	44.2	10.4	38.3	202
Storsjouten	14.2	47.3	14.8	23.7	625

#### PROCENTUELL FÖRDELNING AV BELASTNINGEN PÅ AVRINNINGSSOMRÅDETS YTA SAMT MEDELBELASTNINGEN I AVRINNINGSSOMRÅDET.

ZONATION AV LEVELS OF Cs-137 DEPOSITED IN THE CATCHMENT AREA.

	60-40 kBq/m <sup>2</sup> %	40-30 kBq/m <sup>2</sup> %	30-20 kBq/m <sup>2</sup> %	20-10 kBq/m <sup>2</sup> %	10- 5 kBq/m <sup>2</sup> %	Medel- värde kBq/m <sup>2</sup>	Totalt i hela omr. 10 <sup>9</sup> Bq
Ankarvattnet	43.2	11.8	18.7	26.3	-	34.35	14,780
Björkvattnet	-	12.7	87.3	-	-	26.27	810
Blåsjön	21.6	9.8	36.0	32.6	-	28.12	27,140
Dabbsjön	23.3	16.0	47.6	13.1	-	31.12	26,820
Grundvattnet	-	-	4.2	60.4	35.4	12.77	3,620
Stalonjaure	1.2	13.4	38.1	47.3	-	21.91	4,420
Storsjouten	4.4	13.3	48.7	33.6	-	24.07	15,040

Forts APPENDIX 1. (APPENDIX 1. cont.)

**NÄROMRÅDE 1 (Def. enl. Nilsson et al. 1987)**  
**CLOSE RANGE 1**

**VEGETATIONSFÖRDELNING.**  
**DISTRIBUTION OF VEGETATION**

	SJÖ LAKE %	SKOG WOOD %	MYR BOG %	ÖPPEN MARK OPEN GROUND %	NÄROMR. YTA TOTAL AREA km <sup>2</sup>
Ankarvattnet	36.1	53.8	7.6	2.5	45.4
Björkvattnet	26.7	51.0	16.7	5.6	7.1
Blåsjön	31.3	47.1	13.3	8.3	190.3
Dabbsjön	20.8	60.5	18.5	0.2	158.1
Grundvattnet	24.4	65.1	10.5	-	18.6
Stalonjaure	19.2	61.6	19.2	-	5.9
Storsjouten	40.8	42.1	17.1	-	119.6

**PROCENTUELL FÖRDELNING AV BELASTNINGEN FÖR NÄROMRÅDETS YTA  
SAMT MEDELBELASTNINGEN I NÄROMRÅDET.**  
**ZONATION AV LEVELS OF Cs-137 DEPOSITED IN THE CATCHMENT AREA.**

	60-40 kBq/m <sup>2</sup> %	40-30 kBq/m <sup>2</sup> %	30-20 kBq/m <sup>2</sup> %	20-10 kBq/m <sup>2</sup> %	10-5 kBq/m <sup>2</sup> %	Medel- värde kBq/m <sup>2</sup>	Totalt i Näromr. 10 <sup>9</sup> Bq
Ankarvattnet	100.0	-	-	-	-	50.00	2,270
Björkvattnet	-	42.2	57.8	-	-	29.22	210
Blåsjön	10.1	12.5	55.3	22.1	-	26.56	5,060
Dabbsjön	-	9.1	70.6	20.3	-	23.89	3,780
Grundvattnet	-	-	53.2	46.8	-	20.32	380
Stalonjaure	-	100.0	-	-	-	35.00	210
Storsjouten	2.8	9.6	79.3	8.3	-	25.83	3,090

## APPENDIX 2. Vattenkemiska parametrar. Chemical parameters of eight studied northern lakes.

	Datum Date	pH	Kond. mS/m (25°C)	Turb. FTU	Färg mg Pt/l	Na <sup>+</sup> mekv/l	K <sup>+</sup> mekv/l	Mg <sup>2+</sup> mekv/l	Ca <sup>2+</sup> mekv/l	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mekv/l	Cl <sup>-</sup> mekv/l
Ankarvattnet	8610	7.0	2.2	0.26	10	0.03	0.005	0.02	0.11	0.05	0.04
	8708	6.2	1.62	-	-	0.032	0.005	0.019	0.097	0.025	0.025
	8710	7.1	1.94	-	-	0.034	0.005	0.023	0.119	0.029	0.028
	8804	6.48	3.73	-	-	0.116	0.006	0.036	0.174	0.046	0.094
	8808	6.71	1.87	-	-	0.029	0.005	0.021	0.126	0.028	0.017
	8908	6.19	1.67	-	-	0.043	0.004	0.016	0.077	0.022	0.037
Björkvattnet	8608	6.2	3.4	0.29	30	0.06	0.018	0.03	0.17	0.04	0.06
	8610	6.9	3.3	0.34	35	0.06	0.010	0.03	0.18	0.05	0.03
	8708	6.3	3.14	-	-	0.071	0.009	0.043	0.178	0.036	0.055
	8710	7.2	3.23	-	-	0.070	0.009	0.045	0.189	0.034	0.059
	8804	6.75	5.06	-	-	0.176	0.010	0.063	0.214	0.056	0.157
	8808	6.87	3.18	-	-	0.068	0.009	0.044	0.193	0.037	0.048
	8908	6.58	3.23	-	-	0.072	0.011	0.040	0.167	0.032	0.080
Blåsjön	8610	7.0	2.6	0.30	10	0.04	0.006	0.03	0.13	0.05	0.04
	8708	6.6	2.29	-	-	0.042	0.007	0.043	0.125	0.037	0.033
	8710	7.4	2.29	-	-	0.040	0.007	0.042	0.126	0.035	0.036
	8804	6.6	2.73	-	-	0.049	0.006	0.047	0.150	0.046	0.043
	8808	6.64	2.18	-	-	0.039	0.006	0.040	0.127	0.033	0.028
	8908	6.72	2.36	-	-	0.046	0.006	0.034	0.114	0.031	0.042
Dabbsjön	8610	6.3	3.4	0.31	20	0.03	0.008	0.04	0.09	0.05	0.08
	8708	7.0	2.16	-	-	0.036	0.009	0.050	0.110	0.037	0.022
	8710	7.0	2.27	-	-	0.035	0.009	0.051	0.122	0.041	0.035
	8804	6.67	2.65	-	-	0.041	0.009	0.053	0.150	0.047	0.032
	8809	6.68	2.11	-	-	0.033	0.008	0.052	0.111	0.040	0.016
	8908		2.54	-	-	0.043	0.009	0.046	0.117	0.039	0.048
Dunnervattnet	8608	6.7	1.6	0.24	25	0.03	0.009	0.02	0.07	0.04	0.02
Grundvattnet	8608	-	2.1	0.30	25	0.04	0.008	0.03	0.09	0.05	0.07
	8610	6.2	1.0	0.30	20	0.02	0.002	0.02	0.05	0.02	0.01
	8708	6.7	2.05	-	-	0.041	0.007	0.046	0.106	0.043	0.026
	8710	7.1	1.95	-	-	0.040	0.007	0.043	0.096	0.038	0.028
	8804	6.40	2.25	-	-	0.044	0.006	0.048	0.112	0.045	0.029
	8809	6.64	2.07	-	-	0.040	0.007	0.046	0.107	0.043	0.020
Stalonjaure	8610	6.3	2.1	0.33	30	0.04	0.006	0.07	0.06	0.05	0.04
	8708	7.2	1.67	-	-	0.035	0.006	0.068	0.065	0.031	0.022
	8710	7.8	2.06	-	-	0.039	0.007	0.080	0.072	0.038	0.032
	8804	6.60	2.89	-	-	0.050	0.008	0.113	0.105	0.058	0.034
	8809	6.69	2.05	-	-	0.038	0.006	0.084	0.075	0.036	0.018
	8908	6.64	2.05	-	-	0.042	0.007	0.066	0.066	0.031	0.040
Storsjouten	8608	6.2	2.2	0.43	25	0.03	0.021	0.04	0.08	0.03	0.05
	8610	6.4	2.2	0.38	20	0.03	0.007	0.05	0.08	0.04	0.03
	8708	7.0	2.10	-	-	0.038	0.008	0.056	0.092	0.038	0.025
	8710	7.0	2.08	-	-	0.037	0.007	0.062	0.092	0.036	0.027
	8804	6.46	9.15	-	-	0.464	0.015	0.167	0.125	0.100	0.401
	8809	6.62	2.05	-	-	0.035	0.007	0.062	0.092	0.037	0.019
	8908	6.75	2.32	-	-	0.045	0.009	0.056	0.083	0.033	0.051

## Forts. APPENDIX 2. (APPENDIX 2 cont.)

	Datum Date	Alkal. mekv/l	Katjoner mekv/l	Anjoner mekv/l	N <sub>tot</sub> mg/l	NO <sub>2</sub> -N mg/l	NO <sub>3</sub> -N mg/l	PO <sub>4</sub> -P mg/l	P <sub>tot</sub> mg/l
Ankarvattnet	8610	0.11	0.17	0.20	-	-	-	-	-
	8708	0.075	0.153	0.125	-	-	-	-	-
	8710	0.099	0.181	0.157	-	0.001	0.019	0.001	0.007
	8804	0.162	0.332	0.306	-	0.001	0.052	0.001	0.008
	8808	0.112	0.181	0.158	-	0.004	0.012	0.001	0.004
	8908	0.067	0.140	0.126	0.140	0.002	0.013	0.001	0.005
Björkvattnet	8608	0.16	0.28	0.26	-	-	-	-	-
	8610	0.16	0.28	0.24	-	-	-	-	-
	8708	0.156	0.301	0.247	-	-	-	-	-
	8710	0.158	0.313	0.252	-	0.001	0.015	0.002	0.010
	8804	0.187	0.463	0.403	-	0.001	0.034	0.001	0.009
	8808	0.170	0.314	0.256	-	0.005	0.016	0.002	0.005
	8908	0.135	0.290	0.246	0.130	0.002	0.008	0.001	0.005
Bläsjön	8610	0.12	0.21	0.21	-	-	-	-	-
	8708	0.108	0.217	0.178	-	-	-	-	-
	8710	0.112	0.215	0.185	-	0.001	0.034	0.002	0.006
	8804	0.143	0.252	0.237	-	0.001	0.059	0.001	0.005
	8808	0.118	0.212	0.181	-	0.004	0.023	0.001	0.004
	8908	0.109	0.200	0.184	0.110	0.001	0.030	0.001	0.006
Dabbsjön	8610	0.05	0.17	0.18	-	-	-	-	-
	8708	0.106	0.205	0.165	-	-	-	-	-
	8710	0.110	0.217	0.188	-	0.001	0.032	0.002	0.008
	8804	0.151	0.253	0.235	-	0.001	0.064	0.001	0.008
	8809	0.107	0.204	0.165	-	0.004	0.025	0.001	0.004
	8909	0.113	0.215	0.201	0.110	0.002	0.030	0.001	0.006
Dunnervattnet	8608	0.06	0.13	0.12	-	-	-	-	-
Grundvattnet	8608	0.08	0.17	0.20	-	-	-	-	-
	8610	0.05	0.09	0.08	-	-	-	-	-
	8708	0.079	0.200	0.148	-	-	-	-	-
	8710	0.066	0.186	0.133	-	0.001	0.014	0.001	0.006
	8804	0.097	0.210	0.174	-	0.001	0.044	0.002	0.020
	8809	0.095	0.200	0.159	-	0.003	0.013	0.002	0.004
Stalonjaure	8610	0.09	0.18	0.18	-	-	-	-	-
	8708	0.066	0.174	0.119	-	-	-	-	-
	8710	0.093	0.198	0.164	-	0.001	0.015	0.001	0.006
	8804	0.168	0.276	0.265	-	0.001	0.064	0.001	0.009
	8809	0.104	0.203	0.159	-	0.005	0.012	0.00	0.004
	8908	0.083	0.181	0.155	0.360	0.002	0.008	0.001	0.005
Storsjouten	8608	0.09	0.17	0.17	-	-	-	-	-
	8610	0.10	0.17	0.17	-	-	-	-	-
	8708	0.093	0.194	0.156	-	-	-	-	-
	8710	0.087	0.198	0.152	-	0.001	0.029	0.001	0.009
	8804	0.122	0.771	0.627	-	0.002	0.053	0.003	0.009
	8809	0.095	0.196	0.153	-	0.003	0.030	0.002	0.004
	8908	0.090	0.193	0.176	0.270	0.002	0.023	0.001	0.005



APPENDIX 3. Torrsubstanshalt i procent av färskvikten för muskelvävnad från röding, öring, abborre, lake och sik från fjällsjöar i Gäddede-området, norra Jämtland. Halterna representeras av medelvärden för olika årstider och fiskarter, och grundar sig på både analyser av enskilda individer (1985-1986) och poolade prover (1987). Antalet (N) analyser syftar därför på antalet individuella mätningar och ej på antalet fiskar, vilket är betydligt större.

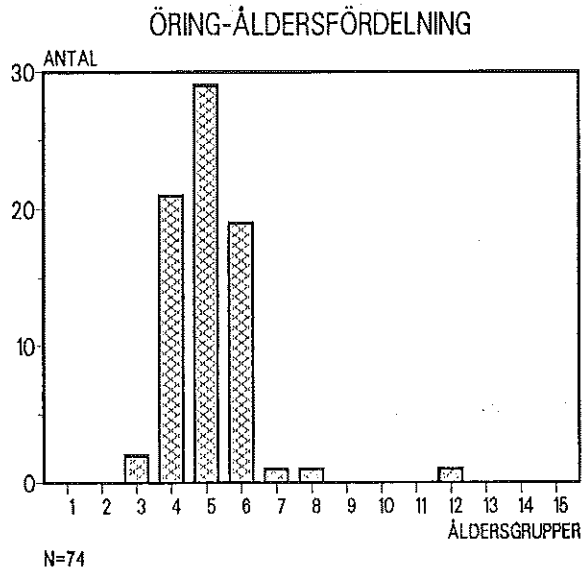
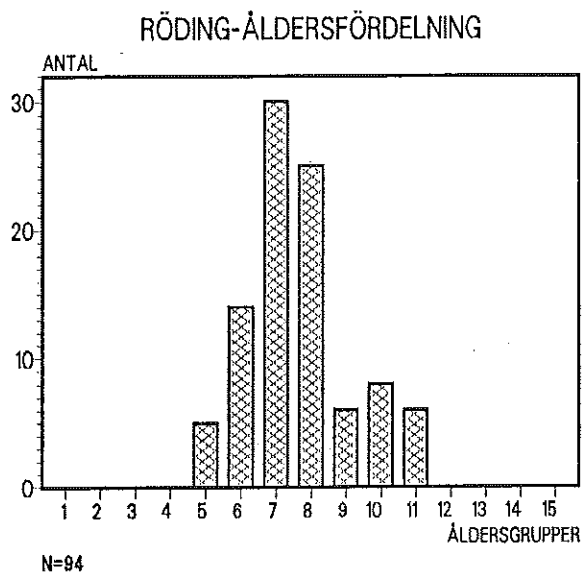
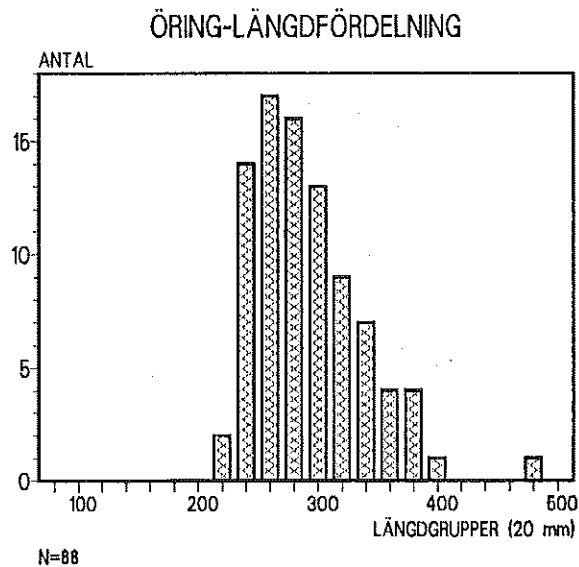
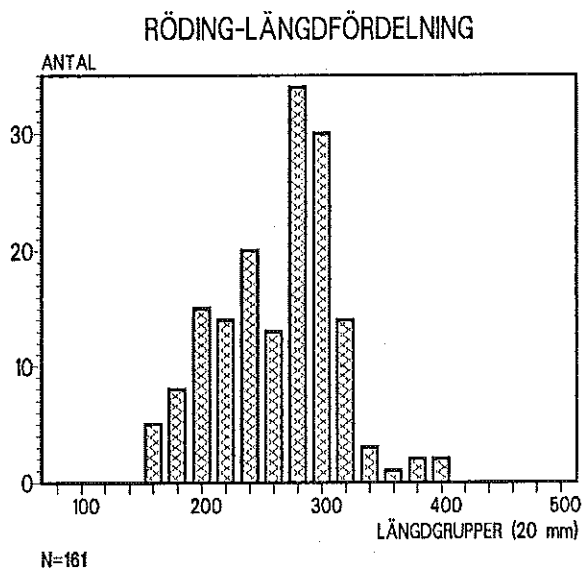
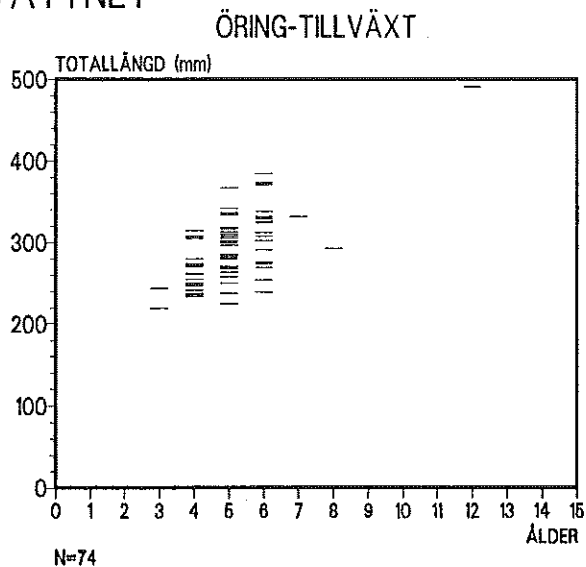
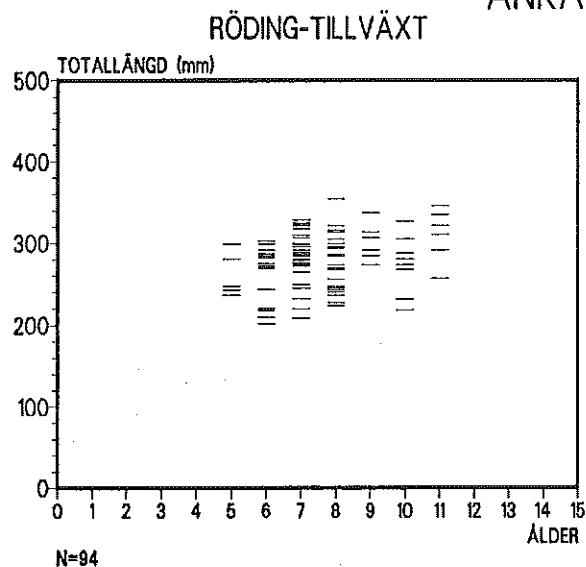
Content of dry matter as percentage of fresh weight of muscle tissue from Arctic char, brown trout, perch, burbot and whitefish collected in various seasons, years and lakes in the Gädde region, northern Sweden.

	1985	1986	1986	1986	1986	1987	1987	1987	Totalt	N
	Höst	Vår	Sommar	Höst	Vinter	Vår	Sommar	Höst	Total	N
	Fall	Spring	Summer	Fall	Winter	Spring	Summer	Fall	Total	N
<b>NORMAL RÖDING (NORMAL ARCTIC CHAR)</b>										
Ankarvattnet				22.5		21.4	21.7	24.1	22.5	23
Björkvattnet		24.1	24.0		24.1	23.1	23.0	22.9	23.8	18
Blåsjön	23.2			20.6		23.4	21.7	23.7	21.3	21
Dabbsjön				26.0			25.8	23.3	25.5	8
Dunnervattnet			22.5						22.5	29
Grundvattnet			22.9	22.5	21.8	22.1	22.4	20.7	22.3	92
Gräsvattnet			20.8						20.8	11
Stalonjaure				24.4		23.5		23.6	24.3	17
Storsjouten	22.5		21.9	21.1		20.8		19.7	21.4	71
medelvärde (mean)									22.3	290
<b>ÖRING (BROWN TROUT)</b>										
Ankarvattnet				23.0			22.1	23.0	22.9	17
Björkvattnet		21.6	21.5		23.3	23.0	21.7	21.8	22.2	38
Blåsjön	26.6						21.4	24.2	25.2	7
Dabbsjön				23.2			21.4	23.4	23.1	22
Dunnervattnet			22.7						22.7	4
Grundvattnet			22.7				22.5	23.2	22.7	10
Stalonjaure				22.7		22.9	21.2	23.4	22.6	43
Storsjouten	21.4		21.6	21.8			19.9	21.9	21.6	73
medelvärde (mean)									22.4	215
<b>DVÄRGRÖDING (DWARFED ARCTIC CHAR)</b>										
Blåsjön				17.8					17.8	15
<b>ABBORRE (PERCH)</b>										
Grundvattnet			20.2	22.3					20.8	14
<b>LAKE (BURBOT)</b>										
Dabbsjön				17.6					17.6	11
<b>SIK (WHITEFISH)</b>										
Dabbsjön				26.6					26.6	1

APPENDIX 4. Tillväxt, längd- och åldersstruktur hos insamlat material av röding och öring från nio fjällsjöar i Gäddede-området 1986-1990.

Growth, total length and age structure of sampled Arctic char and brown trout from nine char lakes in the Gäddede region, 1986-1990. (Röding = Arctic char, öring = brown trout, ålder = age, antal = number, längdgrupper = length classes, åldersgrupper = age classes.)

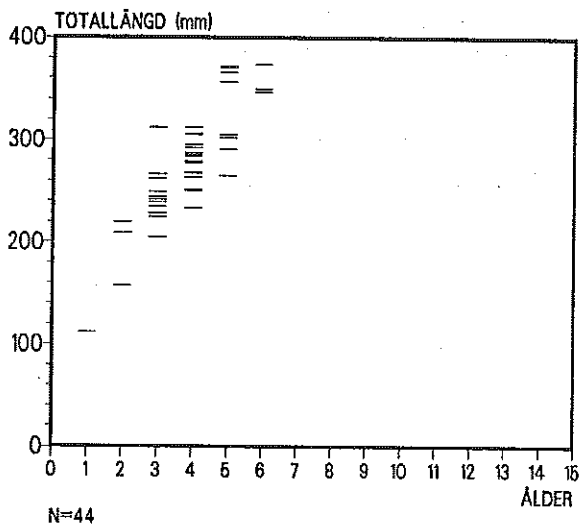
ANKARVATTNET



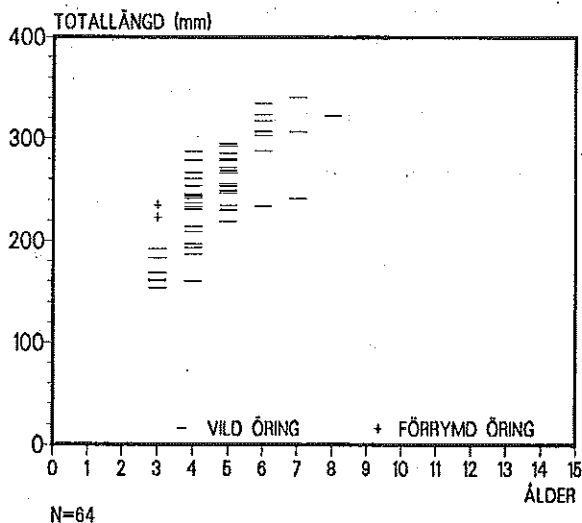
Forts. APPENDIX 4. (APPENDIX 4, cont.)

### BJÖRKVATTNET

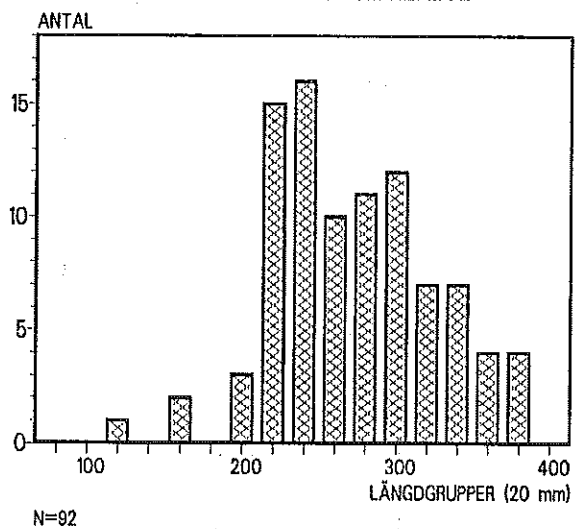
RÖDING-TILLVÄXT



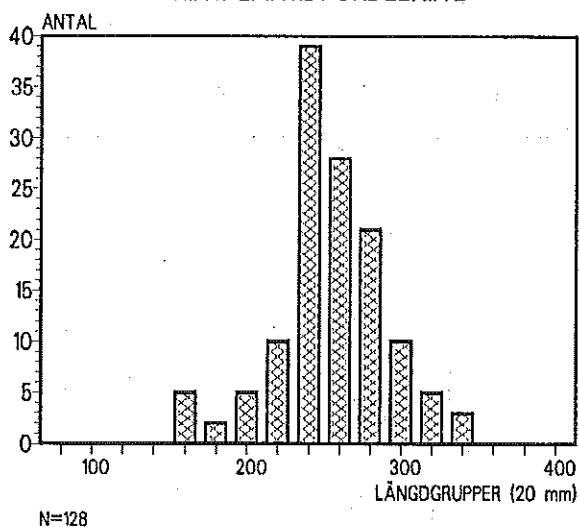
ÖRING-TILLVÄXT



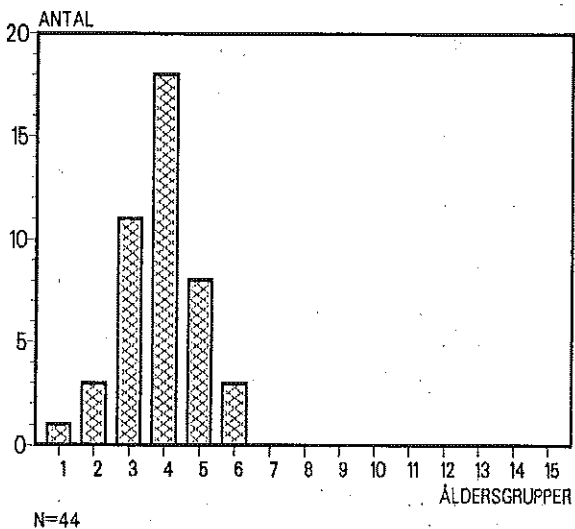
RÖDING-LÄNGDFÖRDELNING



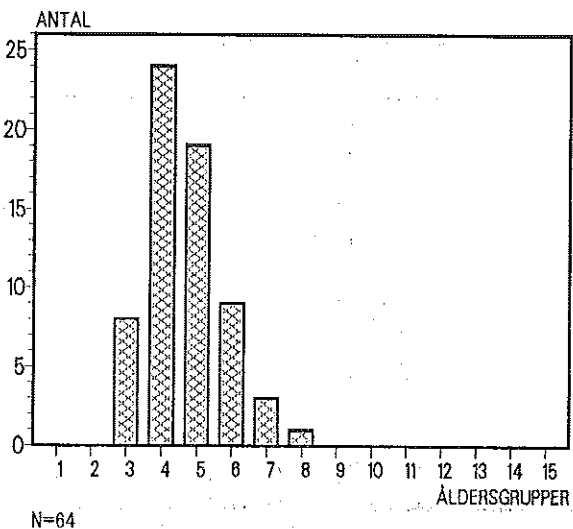
ÖRING-LÄNGDFÖRDELNING



RÖDING-ÅLDERSFÖRDELNING



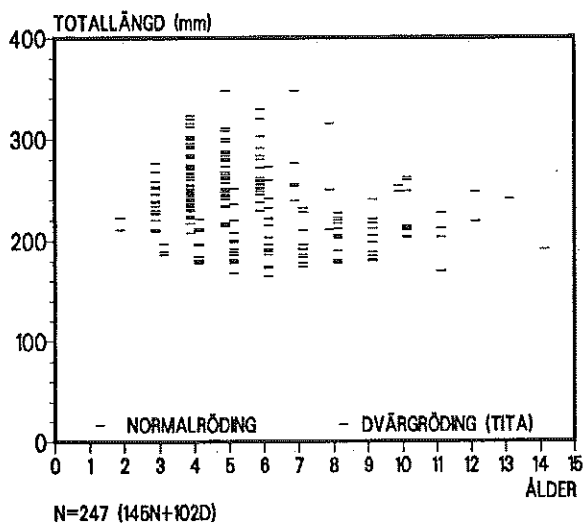
ÖRING-ÅLDERSFÖRDELNING



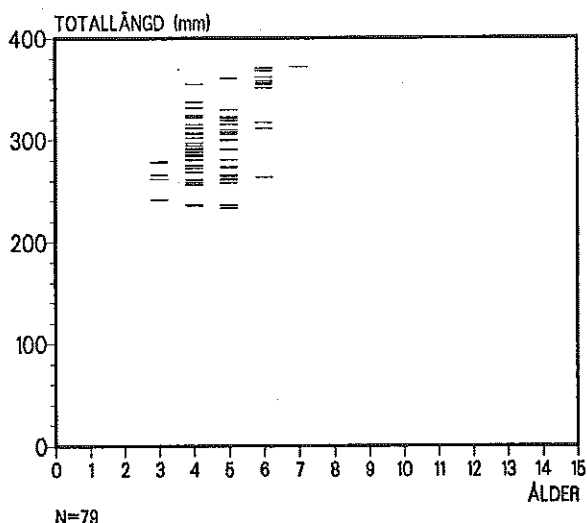
Forts. APPENDIX 4. (APPENDIX 4 cont.)

BLÅSJÖN

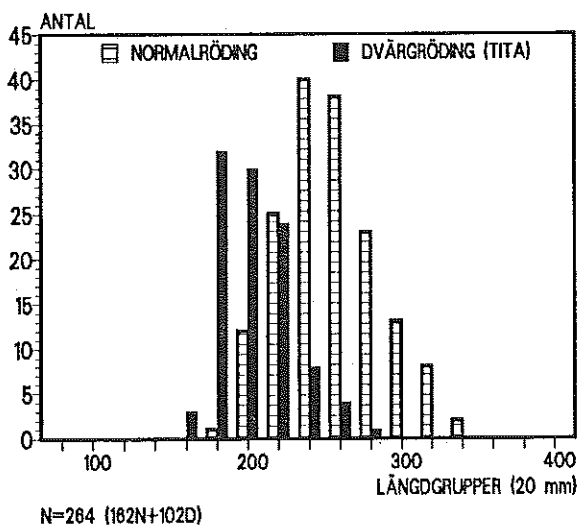
RÖDING-TILLVÄXT



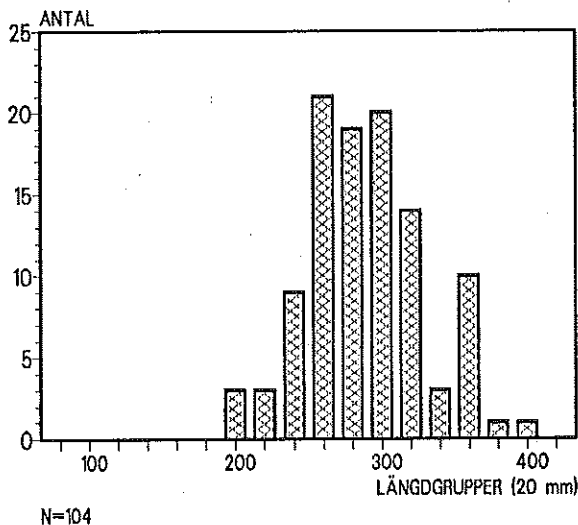
ÖRING-TILLVÄXT



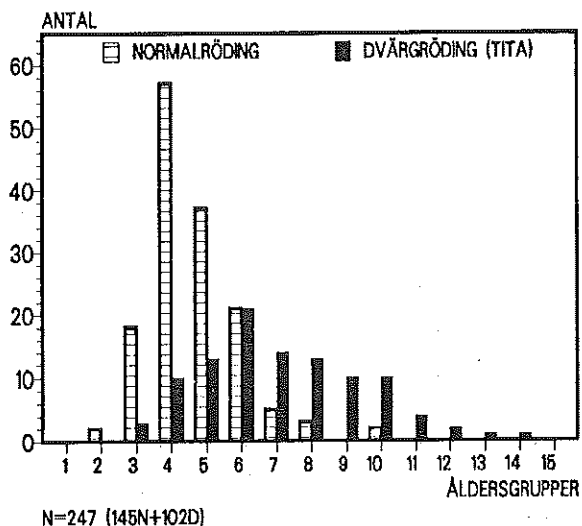
RÖDING-LÄNGDFÖRDELNING



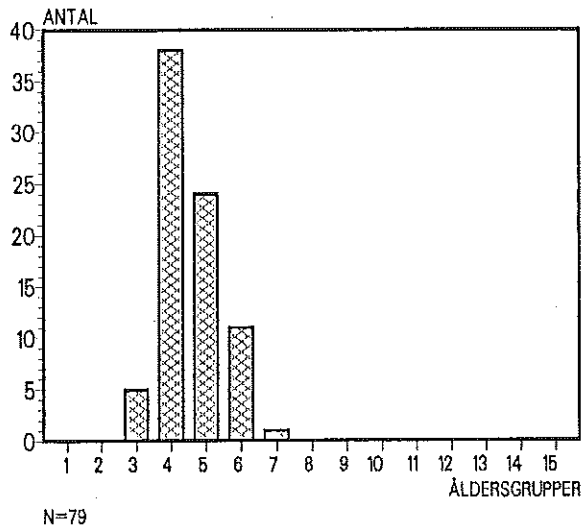
ÖRING-LÄNGDFÖRDELNING



RÖDING-ÅLDSFÖRDELNING



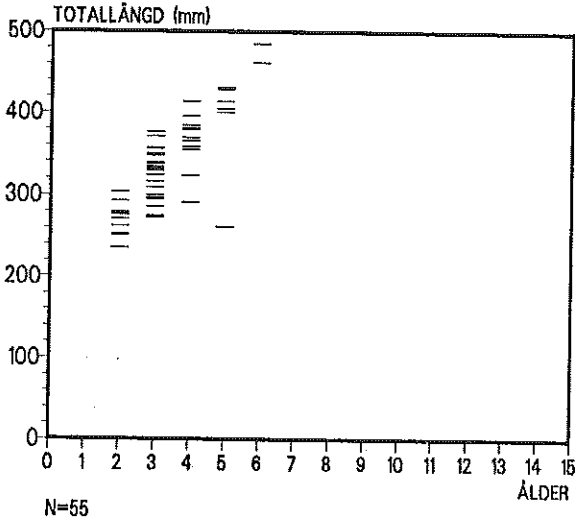
ÖRING-ÅLDSFÖRDELNING



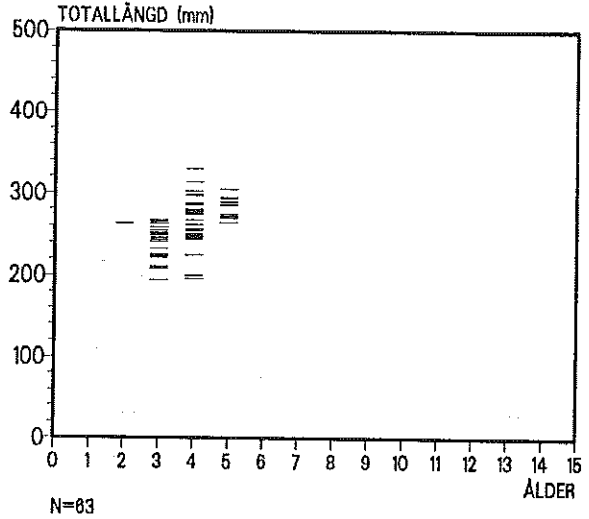
Forts. APPENDIX 4. (APPENDIX 4 cont.)

DABBSJÖMAGASINET

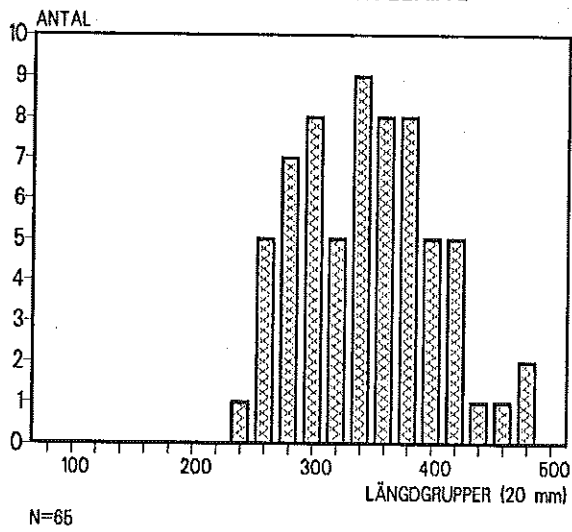
RÖDING-TILLVÄXT



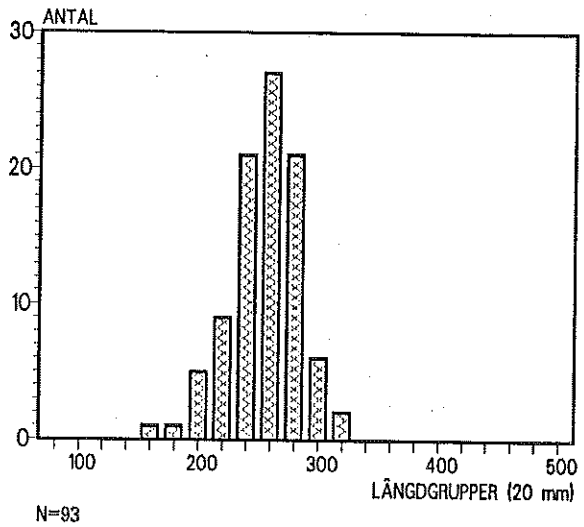
ÖRING-TILLVÄXT



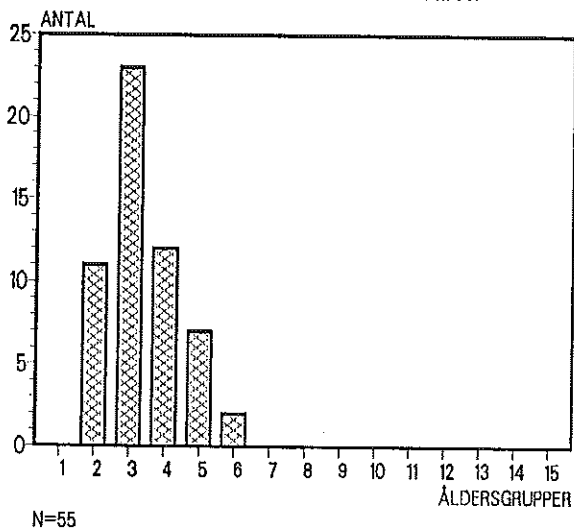
RÖDING-LÄNGDFÖRDELNING



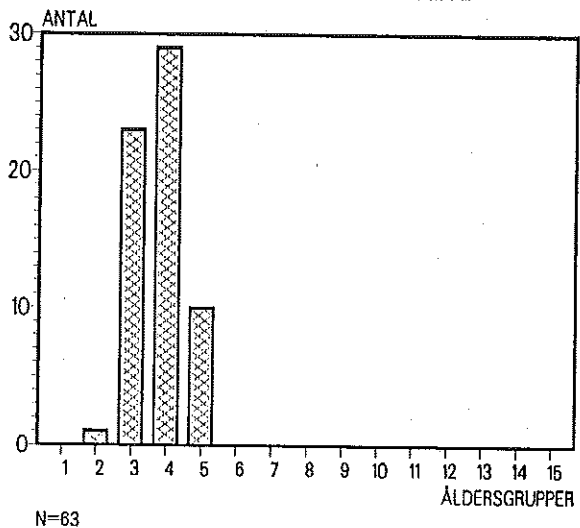
ÖRING-LÄNGDFÖRDELNING



RÖDING-ÅLERSFÖRDELNING

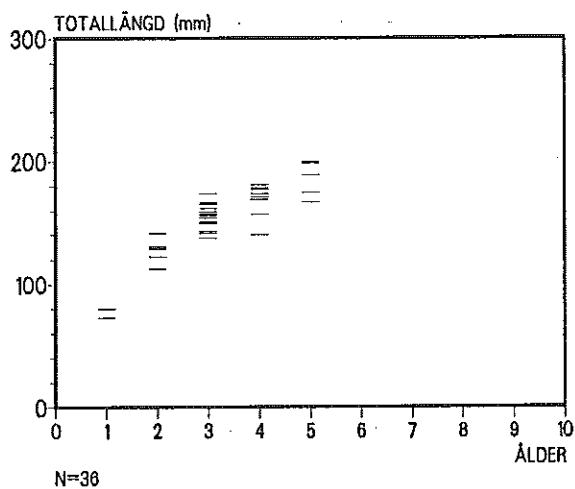


ÖRING-ÅLERSFÖRDELNING

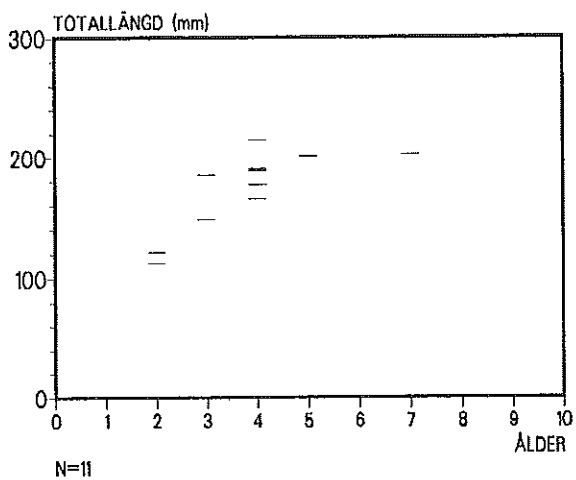


Forts. APPENDIX 4. (APPENDIX 4 cont.)

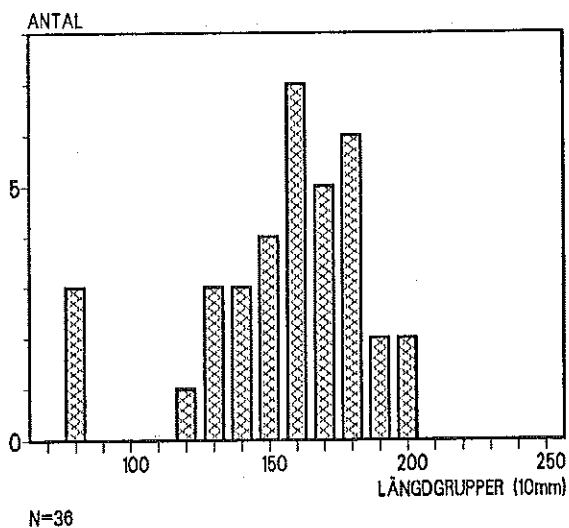
DUNNERVATTNET  
RÖDING-TILLVÄXT



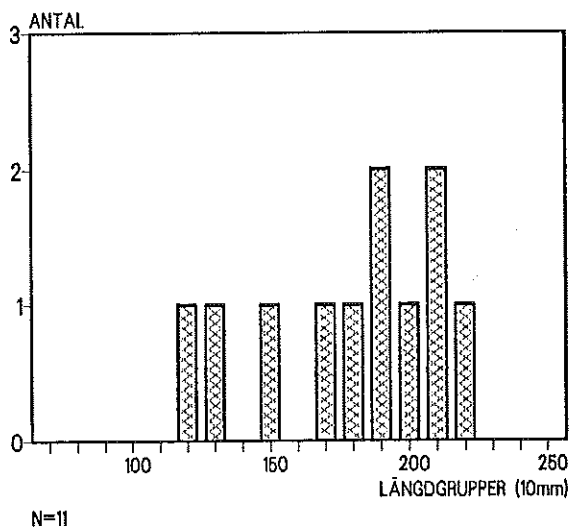
GRÄSVATTNET  
RÖDING-TILLVÄXT



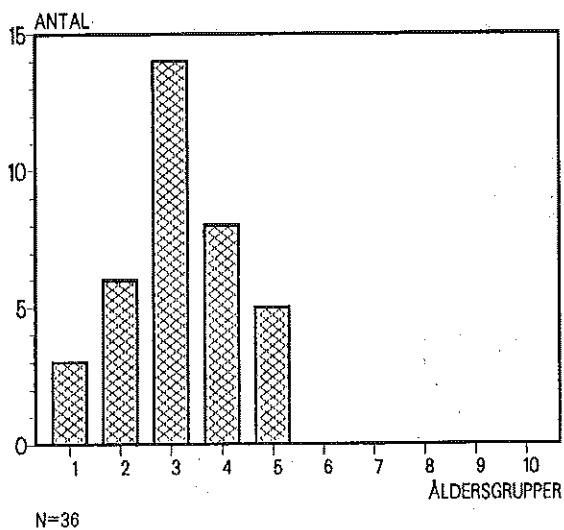
RÖDING-LÄNGDFÖRDELNING



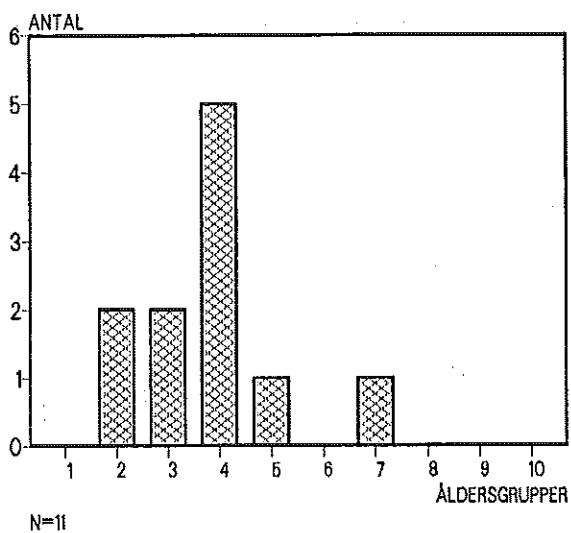
RÖDING-LÄNGDFÖRDELNING



RÖDING-ÅLERSFÖRDELNING



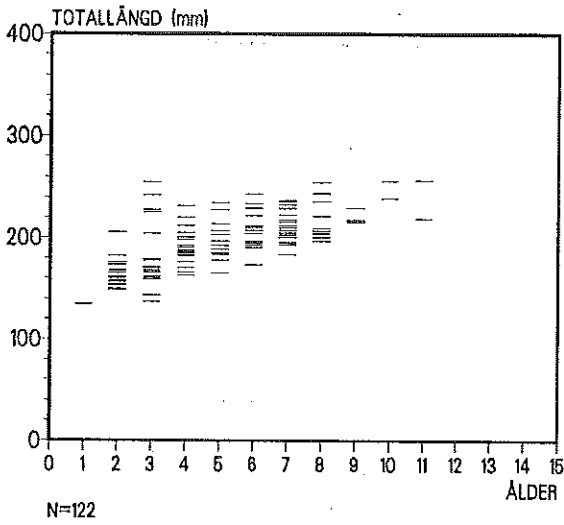
RÖDING-ÅLERSFÖRDELNING



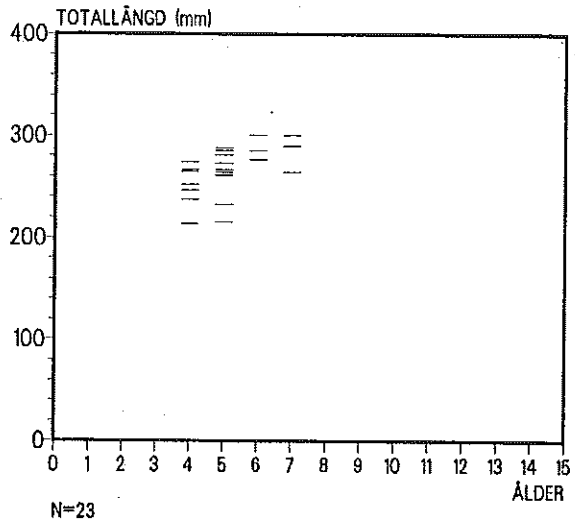
Forts. APPENDIX 4. (APPENDIX 4 cont.)

GRUNDVATTNET/KLUMPVATTNET

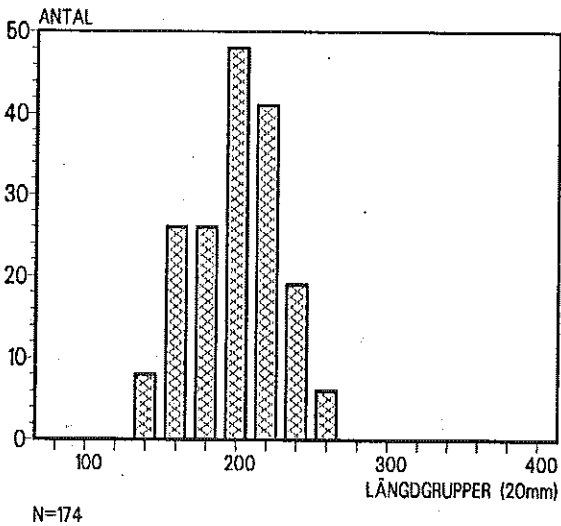
RÖDING-TILLVÄXT



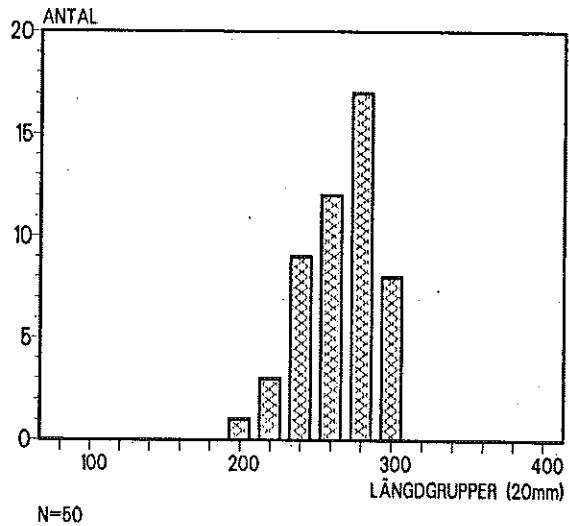
ÖRING-TILLVÄXT



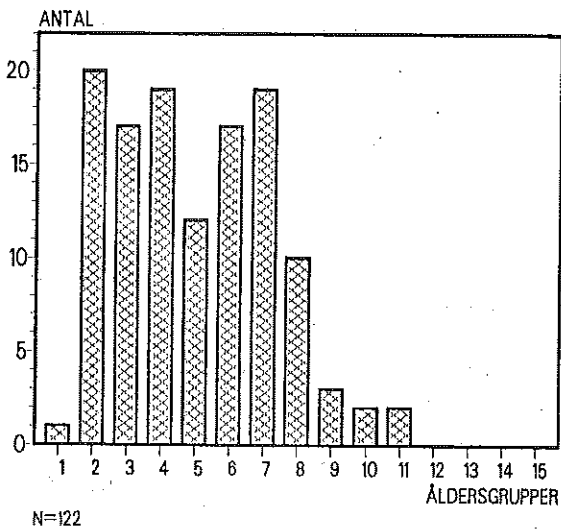
RÖDING-LÄNGDFÖRDELNING



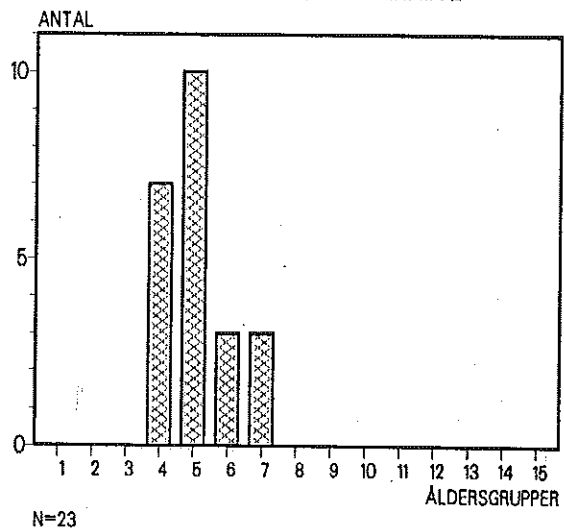
ÖRING-LÄNGDFÖRDELNING



RÖDING-ÅLDSFÖRDELNING



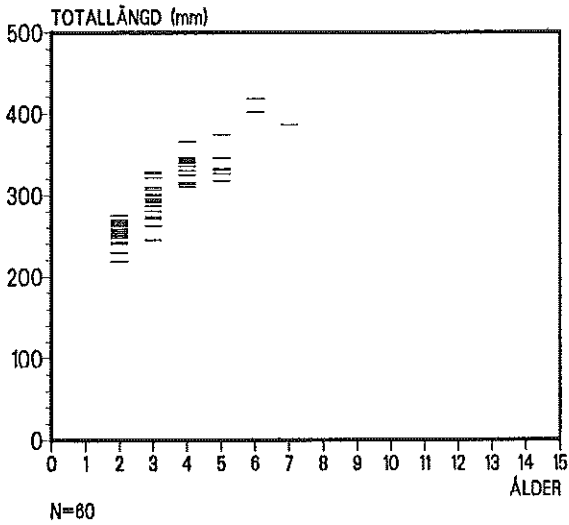
ÖRING-ÅLDSFÖRDELNING



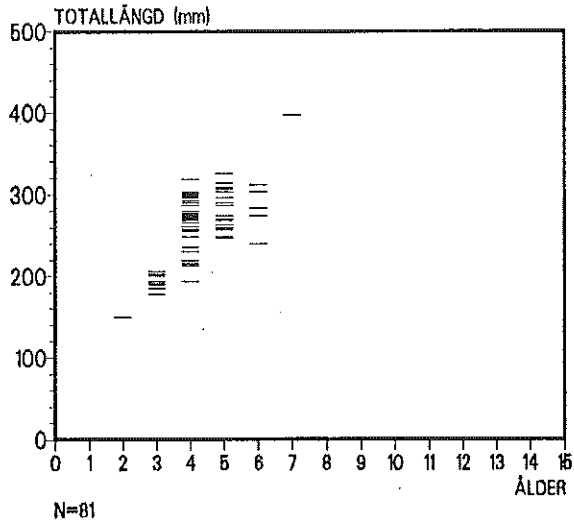
Forts. APPENDIX 4. (APPENDIX 4 cont.)

STALONJAURE (PELLEVATTNET)

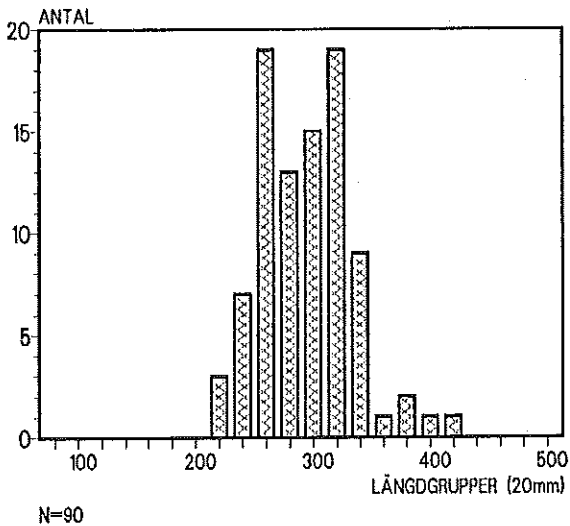
RÖDING-TILLVÄXT



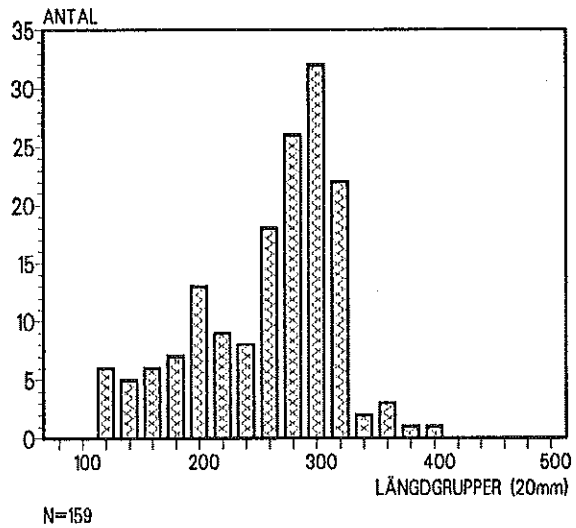
ÖRING-TILLVÄXT



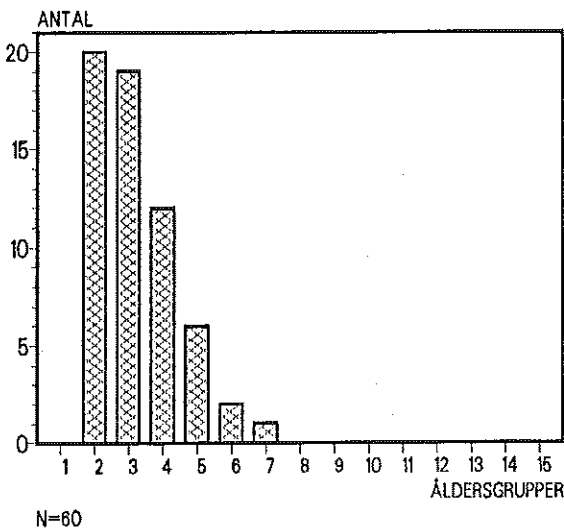
RÖDING-LÄNGDFÖRDELNING



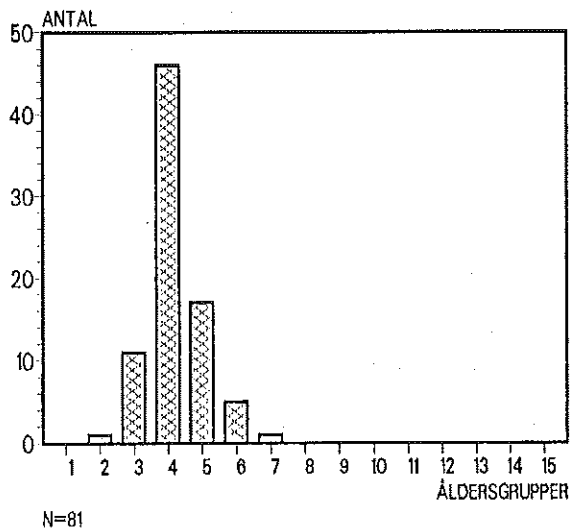
ÖRING-LÄNGDFÖRDELNING



RÖDING-ÅLERSFÖRDELNING



ÖRING-ÅLERSFÖRDELNING

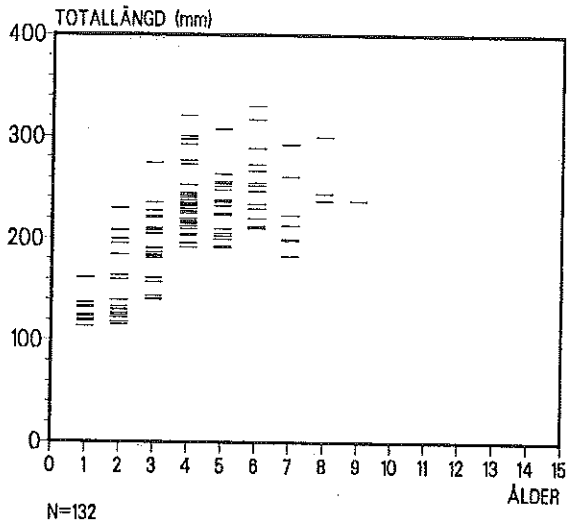




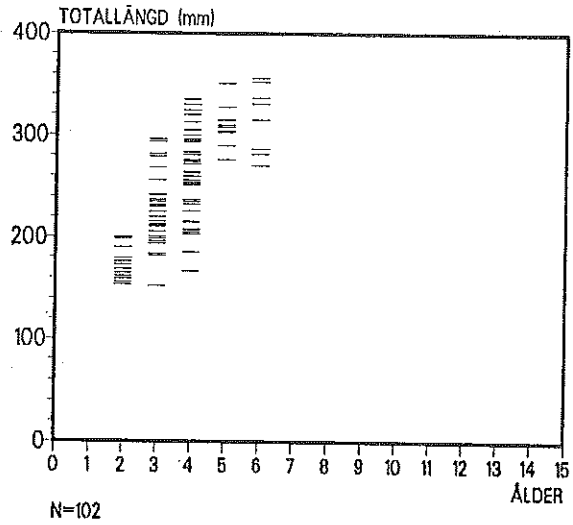
Forts. APPENDIX 4. (APPENDIX 4 cont.)

STORSJOUTEN

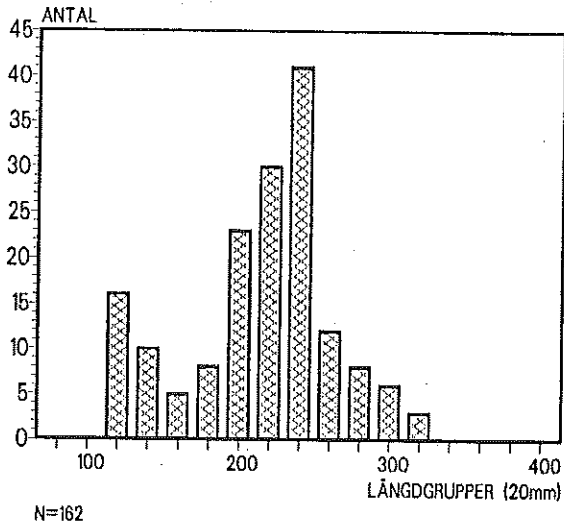
RÖDING-TILLVÄXT



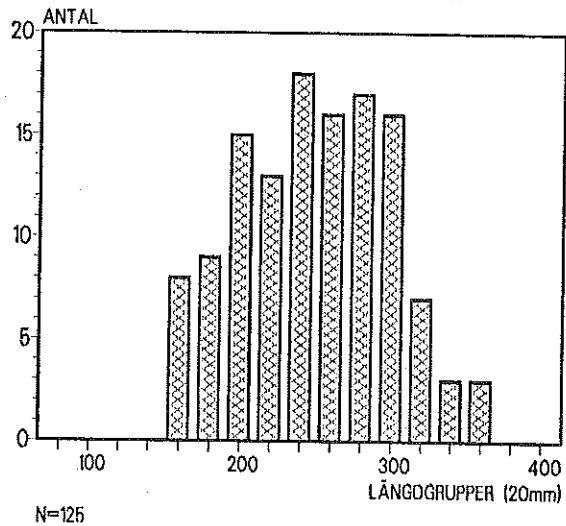
ÖRING-TILLVÄXT



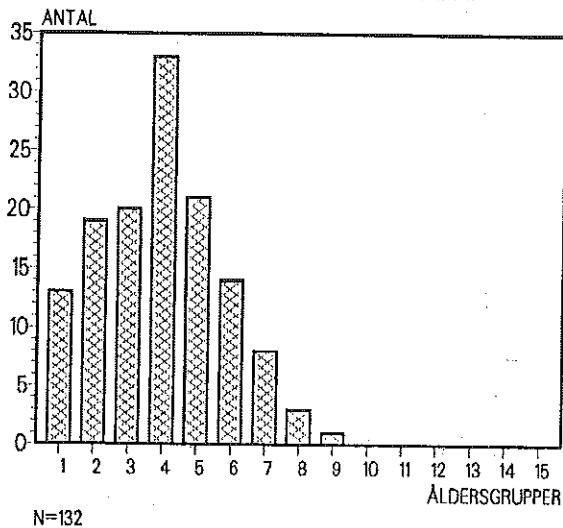
RÖDING-LÄNGDFÖRDELNING



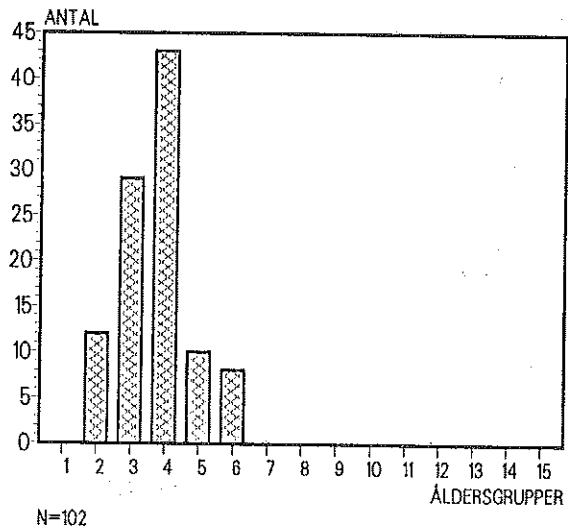
ÖRING-LÄNGDFÖRDELNING



RÖDING-ÅLDERSFÖRDELNING

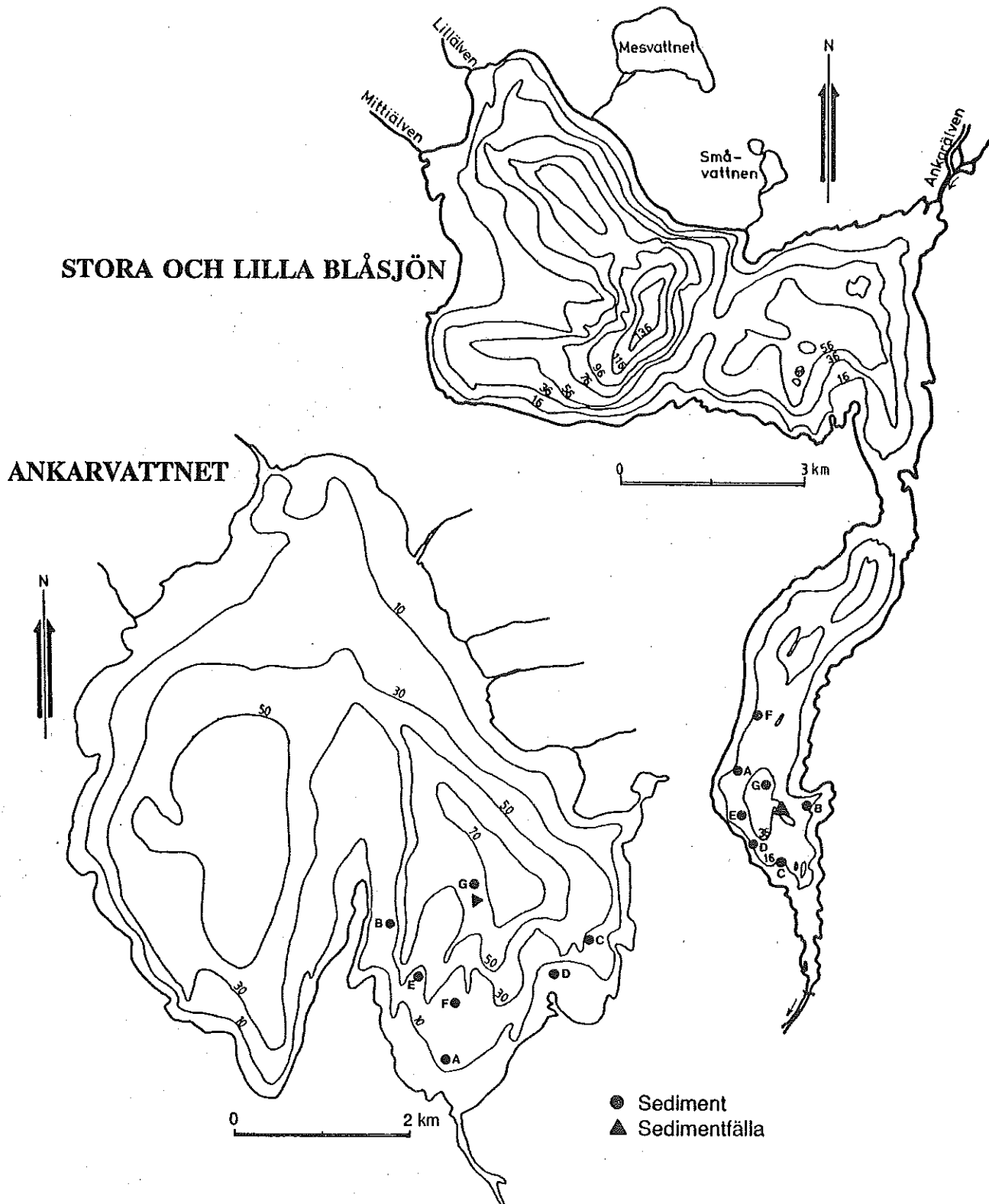


ÖRING-ÅLDERSFÖRDELNING

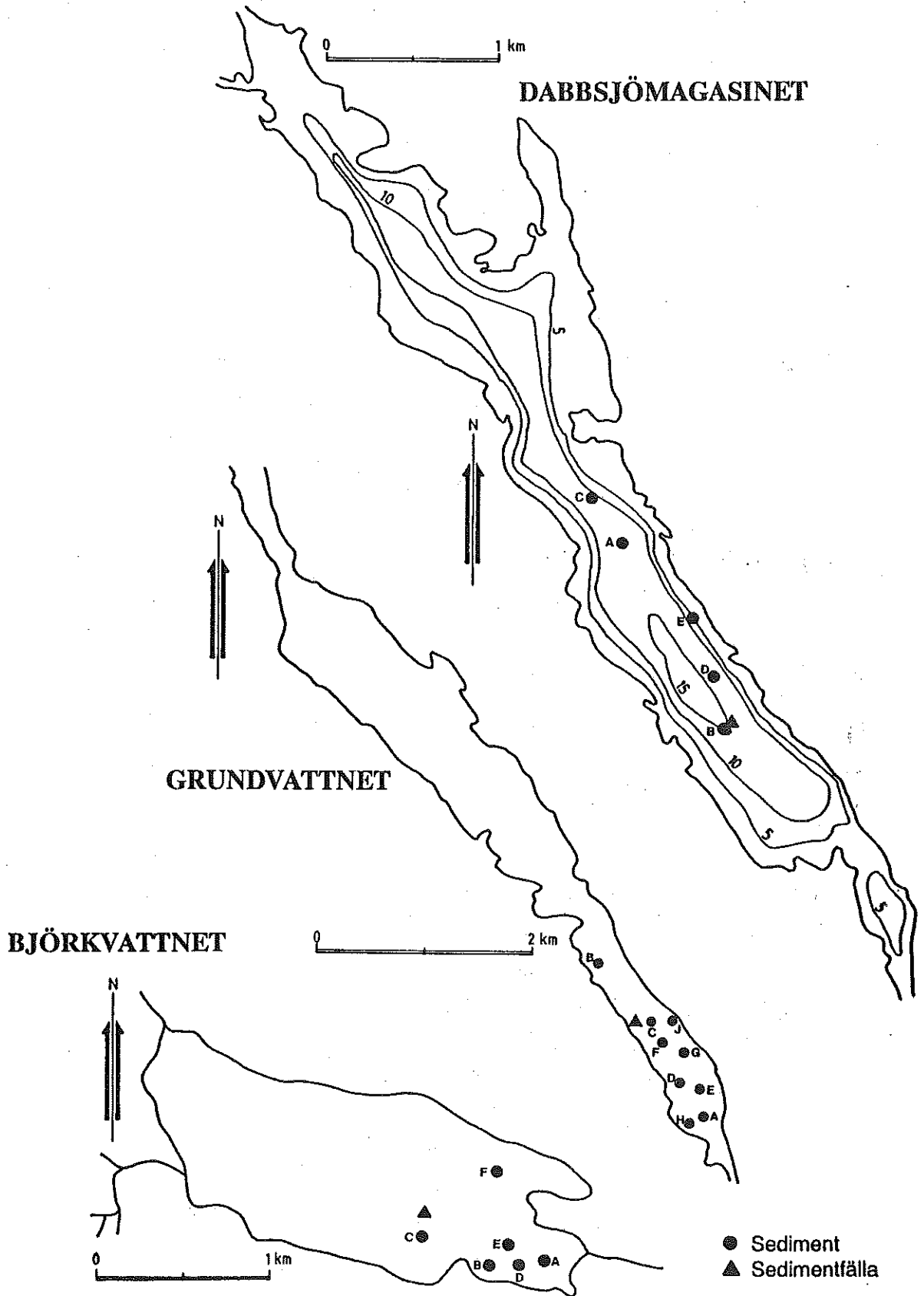


APPENDIX 5. Kartor över sju av de undersökta sjöarna med positionerna för sedimentstationer och sedimentfällor utmärkta. Numreringen syftar till analysresultaten som återges i Appendix 6.

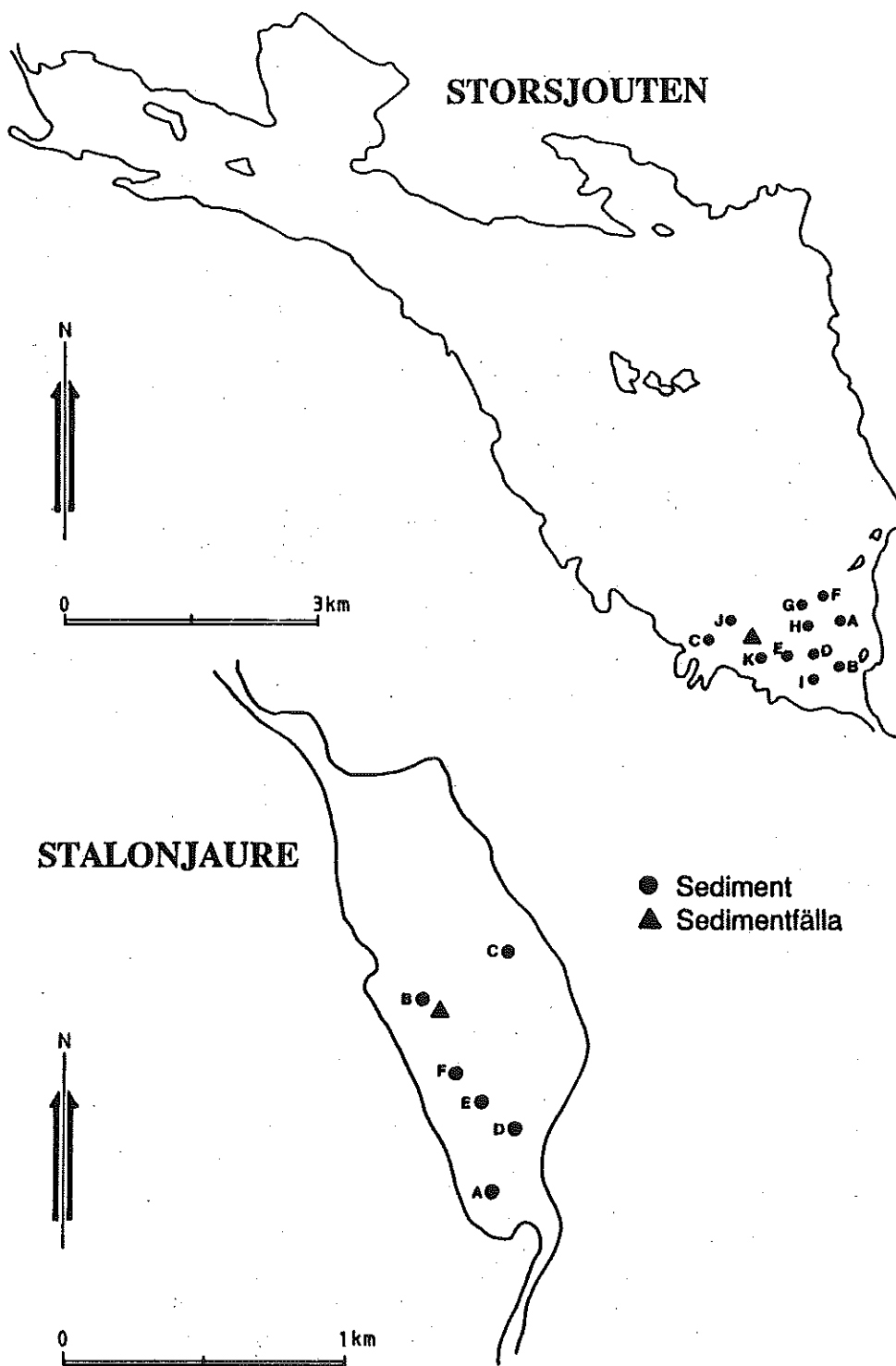
Maps over seven of the investigated lakes. Numbering and location of sediment sampling and sediment traps refer to the results shown in Appendix 6. (Sedimentfälla = sediment trap.)



Forts. APPENDIX 5. (APPENDIX 5 cont.)



Forts. APPENDIX 5. (APPENDIX 5 cont.)



APPENDIX 6. Analysresultat från prover av ytsediment och sedimentfällor från 9 olika fjällsjöar i Gäddede-området, norra Jämtland, 1986-1990. Provtagningsstationernas läge redovisas i Appendix 5.

Results of analyses of surface sediment and sediment traps from 9 different char lakes in the Gäddede region, northern Sweden, 1986-1990\*).

DUNNErvATTNET

SEDIMENT DATUM	STN	ANTAL	DJUP m	TÄTHET	TS %	GF %	Cs-137 ± sd% Bq/kg t.v.	Cs-134 ± sd% Bq/kg t.v.	K-40 ± sd% Bq/kg t.v.	Ag-110m ± sd% Bq/kg t.v.	Cs-137 Bq/m <sup>2</sup> ± sd
1986-08-09	A	EKMAN	8		17.25		1,640 ± 2	750 ± 3	250 ± 13		
1986-08-09	B	EKMAN	6.5		12.39	16.10	70 ± 5	6 ± 27	130 ± 10		
1986-08-09	C	EKMAN	6.5		13.22	17.33	210 ± 4	30 ± 7	300 ± 11		
1986-08-09	D	EKMAN	3		15.74	24.59	90 ± 3	50 ± 10	130 ± 9		
medelvärde (mean)							500	200	200		

NÅSsjÖN

SEDIMENT DATUM	STN	ANTAL	DJUP m	TÄTHET	TS %	GF %	Cs-137 ± sd% Bq/kg t.v.	Cs-134 ± sd% Bq/kg t.v.	K-40 ± sd% Bq/kg t.v.	Ag-110m ± sd% Bq/kg t.v.	Cs-137 Bq/m <sup>2</sup> ± sd
1987-08-09	A	4	14	1.06	10.90	20.14	7,400 ± 2	2,390 ± 4	600 ± 20		
1987-08-09	B	4	7	1.05	12.71	23.59	8,300 ± 3	2,600 ± 5	400 ± 30		
medelvärde (mean)							7,800	2,500	500		10,000 ± 1,000

\*) Translations: Sedimenterande material = sediment (detritus) from sediment traps, Datum = date, Stn = station, Antal dygn = number of days, Antal rör = number of tubes, Mängd = amount, GF = organic content (%), Sediment = surface sediment (1 cm), Antal = number of cores, Djup = water depth (m), Täthet = density, TS = dry content (%).

ANKARVATTNET

SEDIMENTERANDE MATERIAL

DATUM	STN	DJUP m	ANTAL DYGN	ANTAL RÖR	MÄNGD kg/m <sup>2</sup> dygn	GF %	Cs-137 ± sd% Bq/kg t.v.	Cs-134 ± sd% Bq/kg t.v.	K-40 ± sd% Bq/kg t.v.	Ag-110m ± sd% Bq/kg t.v.	Cs-137 Bq/m <sup>2</sup> dygn
1988-08-30	G	24	47	16	0.000119	39.56	30,690 ± 4	7,360 ± 10	33,110 ± 17	90 ± 17	3.7
1989-09-23	G	25	51	16	0.000235	27.00	23,890 ± 1	3,900 ± 5	2,280 ± 14	60 ± 19	5.6
1990-09-19	G	25	74	16	0.000434	27.10	30,740 ± 1	4,820 ± 6	3,110 ± 14	50 ± 28	13.2

SEDIMENT

DATUM	STN	ANTAL	DJUP m	TÄTHET	TS %	GF %	Cs-137 ± sd% Bq/kg t.v.	Cs-134 ± sd% Bq/kg t.v.	K-40 ± sd% Bq/kg t.v.	Ag-110m ± sd% Bq/kg t.v.	Cs-137 Bq/m <sup>2</sup> ± sd
1986-10-30	A	5	15	1.20	25.84	15.28	10,520 ± 1	4,700 ± 1	510 ± 1	90 ± 17	
1986-10-30	B	5	10	1.20	24.46	14.17	5,990 ± 1	2,680 ± 1	560 ± 5	60 ± 19	
1986-10-30	D	5	7	1.21	25.24	14.58	8,460 ± 1	3,580 ± 1	520 ± 5	50 ± 28	
medelvärde (mean)							8,300	3,700	530	60	21,000 ± 7,000
1987-04-23	B	3	7	1.20	27.42	12.77	5,900 ± 3	2,200 ± 4	600 ± 24	120 ± 22	
1987-04-23	E	3	7	1.07	11.33	16.22	17,250 ± 2	6,380 ± 3	640 ± 28	230 ± 30	
1987-04-23	F	3	7	1.17	23.73	14.10	5,900 ± 2	2,250 ± 4	600 ± 19	60 ± 48	
medelvärde (mean)							9,700	3,600	610	140	16,000 ± 5,000
1987-08-06	A	4	7.2	1.09	12.97	16.05	14,880 ± 1	5,130 ± 2	630 ± 13	110 ± 22	
1987-08-06	B	4	16	1.11	15.76	14.01	13,780 ± 1	4,790 ± 1	730 ± 8	80 ± 8	
1987-08-06	C	4	15	1.12	16.34	13.41	8,590 ± 2	2,900 ± 3	520 ± 23	130 ± 20	
medelvärde (mean)							12,400	4,300	630	110	21,000 ± 6000
1987-10-01	B	3	17	1.11	16.40		12,920 ± 1	4,270 ± 2	850 ± 14		
1987-10-01	G	3	60	1.08	11.99	17.81	28,750 ± 1	8,540 ± 2	730 ± 17		
medelvärde (mean)							20,800	6,400	790		32,000 ± 6,000
1988-04-16	B	3	11	1.11	14.67	13.91	10,380 ± 1	2,500 ± 3	890 ± 10		
1988-04-16	G	3	43	1.49	48.01	3.02	1,760 ± 1	540 ± 2	370 ± 7		
medelvärde (mean)							6,100	1,500	630		14,000 ± 2,000
1988-08-30	B	3	11	1.09	14.15	13.67	12,630 ± 0.4	3,100 ± 1	520 ± 9		
1988-08-30	G	3	43	1.09	13.81	17.58	30,860 ± 0.3	7,750 ± 1	-		
medelvärde (mean)							21,700	5,400	520		33,000 ± 13,000
1989-08-23	I	1	61	1.14	15.75	15.20	13,130 ± 2	2,260 ± 4	520 ± 30		
1989-08-23	B	3	19	1.11	15.42	20.90	14,280 ± 1	2,600 ± 2	790 ± 9		
1989-08-23	G	3	45	1.11	17.25	14.90	15,100 ± 1	2,500 ± 2	450 ± 24		
medelvärde (mean)							14,300	2,500	590		34,000 ± 10,000

Fortis. APPENDIX 6. (APPENDIX 6. cont.)

## BJÖRKKVATTNET

### SEDIMENTERANDE MATERIAL

DATUM	STN.	DJUP m	ANTAL DYGN	ANT. RÖR	MÄNGD kg/m <sup>2</sup> dygn	GF %	Cs-137 ± sd% Bq/kg t.v.	Cs-134 ± sd% Bq/kg t.v.	K-40 ± sd% Bq/kg t.v.	Ag-110m ± sd% Bq/kg t.v.	Cs-137 Bq/m <sup>2</sup> dygn
1988-08-30	C	15	48	16	0.000300	38.39	15,460 ± 2	3,880 ± 5	-	-	4.6
1989-08-25	C	17	52	16	0.000286	40.50	11,350 ± 2	1,860 ± 10	3,060 ± 15	-	3.3

### SEDIMENT

DATUM	STN	ANTAL	DJUP m	TÄTHET	TS %	GF %	Cs-137 ± sd% Bq/kg t.v.	Cs-134 ± sd% Bq/kg t.v.	K-40 ± sd% Bq/kg t.v.	Ag-110m ± sd% Bq/kg t.v.	Cs-137 Bq/m <sup>2</sup> ± sd
1986-08-06		EKMAN	6	1.2*	25.85		130 ± 2	20 ± 7	310 ± 6	-	
1986-10-28	A	5	5	1.22	26.41		3,770 ± 3	1,650 ± 1	330 ± 5	20 ± 24	
1986-10-28	B	5	6	1.19	23.52	11.45	4,440 ± 1	1,900 ± 1	440 ± 5	30 ± 32	
1986-10-28	F	5	7	1.23	26.54	13.21	2,730 ± 1	1,170 ± 1	420 ± 4	20 ± 26	
medelvärde (mean)							3,600	1,600	400	20	11,000 ± 3,000
1987-04-22	A	3	6	1.17	23.04	11.36	1,500 ± 4	610 ± 6	450 ± 21	20 ± 36	
1987-04-22	D	3	8	1.19	27.15	10.83	2,880 ± 3	960 ± 6	410 ± 25	20 ± 38	
1987-04-22	E	3	10	1.17	23.12	12.80	4,190 ± 2	1,670 ± 4	490 ± 22	60 ± 32	
medelvärde (mean)							2,900	1,100	450	30	7,000 ± 3,000
1987-08-04	A	3	3.5	1.11	14.61	14.37	10,050 ± 1	3,400 ± 2	560 ± 16	140 ± 19	
1987-08-04	B	4	5	1.11	16.82	13.78	9,380 ± 2	3,180 ± 2	220 ± 25	80 ± 23	
1987-08-04	C	4	16	1.08	11.42	17.44	4,300 ± 3	1,430 ± 5	480 ± 23	-	
medelvärde (mean)							7,900	2,700	420	110	13,000 ± 6,000
1987-09-29	A	5	6	1.10	15.32	12.37	5,960 ± 1	1,910 ± 2	490 ± 14	-	
1987-09-29	C	5	16	1.08	12.19	16.05	5,370 ± 1	1,660 ± 2	600 ± 11	40 ± 21	
medelvärde (mean)							5,700	1,800	540	40	8,000 ± 1,000
1988-04-18	A	3	7	1.07	10.91	11.00	9,960 ± 1	2,730 ± 2	620 ± 10	-	
1988-04-18	C	3	18	1.06	8.50	15.36	11,840 ± 2	3,430 ± 4	-	-	
medelvärde (mean)							10,900	3,100	620	-	10,900 ± 800
1988-08-31	A	3	7	1.09	13.46	14.20	7,750 ± 1	1,900 ± 2	370 ± 12	12	
1988-08-31	C	3	16	1.05	7.93	17.94	16,690 ± 1	4,650 ± 2	160 ± 42	42	
medelvärde (mean)							12,200	3,300	270	-	13,000 ± 2,000
1989-08-24	A	3	7	1.11	15.59	10.80	3,490 ± 1	630 ± 2	410 ± 10	10	
1989-08-24	C	3	19	1.07	9.83	18.50	4,100 ± 1	690 ± 4	430 ± 17	17	
medelvärde (mean)							3,800	660	420	-	7,000 ± 2,000

\* tätheten antagen

## BLÅSJÖN

## SEDIMENTERANDE MATERIAL

DATUM	STN	DJUP m	ANTAL DYGN	ANTAL RÖR	MÄNGD kg/m <sup>2</sup> dygn	GF %	Cs-137 ± sd% Bq/kg t.v.	Cs-134 ± sd% Bq/kg t.v.	K-40 ± sd% Bq/kg t.v.	Ag-110m ± sd% Bq/kg t.v.	Cs-137 Bq/m <sup>2</sup> dygn
1988-08-29	G	24	46	16	0.000255	27.19	20,380 ± 2	4,800 ± 7	-	-	5.2
1989-08-22	G	32	50	16	0.000612	14.00	17,310 ± 2	3,030 ± 6	5,480 ± 34	-	10.6
1990-09-19	G	30	74	16	0.001377	11.00	16,180 ± 1	2,160 ± 4	2,540 ± 9	-	22.0

## SEDIMENT

DATUM	STN	ANTAL	DJUP m	TÄTHET	TS %	GF %	Cs-137 ± sd% Bq/kg t.v.	Cs-134 ± sd% Bq/kg t.v.	K-40 ± sd% Bq/kg t.v.	Ag-110m ± sd% Bq/kg t.v.	Cs-137 Bq/m <sup>2</sup> ± sd
1986-10-29	A	5	20	1.48	47.68	4.08	3,320 ± 1	1,540 ± 1	890 ± 5	20 ± 49	-
1986-10-29	E	5	8	1.53	50.58	4.24	1,940 ± 1	850 ± 1	880 ± 3	10 ± 35	-
1986-10-29	F	5	16	1.48	46.70	3.34	2,590 ± 1	1,110 ± 1	960 ± 4	60 ± 21	-
medelvärde (mean)							3,100	1,200	910	30	24,000 ± 6,000
1987-04-24	C	3	12	1.40	43.57	3.73	5,890 ± 1	2,210 ± 2	770 ± 14	110 ± 17	-
1987-04-24	D	3	7	1.30	37.63	4.42	4,700 ± 3	1,810 ± 4	1,100 ± 17	30 ± 36	-
1987-04-24	E	3	15	1.36	39.84	3.50	7,450 ± 1	2,910 ± 2	1,150 ± 11	100 ± 25	-
medelvärde (mean)							6,000	2,300	1,110	80	32,000 ± 7,000
1987-08-05	A	4	12	1.32	37.93	5.89	4,780 ± 2	1,580 ± 3	720 ± 11	10 ± 58	-
1987-08-05	B	3	20	1.41	43.82	5.28	4,790 ± 2	1,700 ± 2	440 ± 13	-	-
medelvärde (mean)							4,800	1,600	580	80	28,000 ± 6,000
1987-09-30	E	5	38	1.29	35.04	2.97	15,410 ± 1	5,670 ± 1	1,050 ± 7	50 ± 23	-
1987-09-30	G	5	20	1.37	42.53	3.47	5,890 ± 1	2,000 ± 2	1,160 ± 10	-	-
medelvärde (mean)							10,700	3,800	1,110	50	49,000 ± 15,000
1988-04-17	E	3	14	1.24	30.02	4.18	9,750 ± 1	2,890 ± 2	980 ± 11	-	-
1988-04-17	G	3	25	1.26	31.70	3.76	12,470 ± 1	3,500 ± 2	830 ± 12	-	-
medelvärde (mean)							11,100	3,200	910	-	45,000 ± 8,000
1988-08-29	E	3	36	1.30	36.82	4.19	10,420 ± 0.4	2,500 ± 1	1,070 ± 5	-	-
1988-08-29	G	3	36	1.27	29.62	4.25	15,140 ± 0.3	4,230 ± 1	990 ± 5	-	-
medelvärde (mean)							12,800	3,400	1,030	-	52,000 ± 3,000
1989-08-22	E	3	27	1.30	37.67	3.40	6,280 ± 2	1,100 ± 4	1,070 ± 14	-	-
1989-08-22	G	3	39	1.26	32.46	3.30	10,420 ± 1	1,910 ± 1	970 ± 5	-	-
medelvärde (mean)							8,300	1,500	1,020	-	43,000 ± 8,000



Fort. APPENDIX 6. (APPENDIX 6. cont.)

## DABBSJÖN

### SEDIMENTERANDE MATERIAL

DATUM	STN	DJUP m	ANTAL DYGN	ANTAL RÖR	MÄNGD kg/m <sup>2</sup> dygn	GF %	Cs-137 ± sd% Bq/kg t.v.	Cs-134 ± sd% Bq/kg t.v.	K-40 ± sd% Bq/kg t.v.	Cs-137 Bq/m <sup>2</sup> dygn
1988-09-09	B	38	53	16	0.000645	27.82	22,910 ± 2	4,980 ± 4	-	14.8
1989-08-25	B	42	55	16	0.000581	30.10	14,540 ± 2	1,960 ± 7	2,080 ± 30	8.5
1990-09-16	B	40	112	16	0.000647	30.70	14,120 ± 1	1,780 ± 4	190 ± 18	9.1

### SEDIMENT

DATUM	STN	ANTAL	DJUP m	TÄTHET %	TS %	GF	Cs-137 ± sd% Bq/kg t.v.	Cs-134 ± sd% Bq/kg t.v.	K-40 ± sd% Bq/kg t.v.	Ag-110m ± sd% Bq/kg t.v.	Cs-137 Bq/m <sup>2</sup> ± sd
1987-04-28	B	3	6.5	1.10	11.81	10.57	26,120 ± 1	9,750 ± 2	200 ± 31	110 ± 41	
1987-04-28	D	3	9.5	1.20	15.68	15.93	55,000 ± 2	20,880 ± 2	630 ± 38	375 ± 26	
1987-04-28	E	3	8	1.06	7.92	15.53	53,300 ± 2	21,300 ± 2	700 ± 30	-	
medelvärde (mean)							44,800	17,300	510	240	54,000 ± 23,000
1987-08-08	A	4	22	1.13	17.36	12.07	25,200 ± 1	8,700 ± 2	180 ± 34	100 ± 50	
1987-08-08	B	1	27	1.11	13.49	10.29	11,800 ± 3	4,500 ± 4	500 ± 38	60 ± 38	
1987-08-08	C	1	23	1.20	25.67	10.37	15,100 ± 2	5,300 ± 3	700 ± 18	-	
medelvärde (mean)							17,400	6,200	460	80	42,000 ± 18,000
1987-10-03	A	2	26	1.06	9.96	17.27	26,800 ± 1	8,780 ± 1	520 ± 16	140 ± 48	
1987-10-03	B	3	39	1.05	7.19	16.12	55,510 ± 1	17,110 ± 2	-	-	
medelvärde (mean)							41,200	13,000	520	140	35,000 ± 8,000
1988-04-12	A	3	10	1.07	9.56	16.35	24,910 ± 0.5	7,030 ± 1	530 ± 13	-	
1988-04-12	B	3	16	1.06	8.92	14.89	32,620 ± 0.5	9,540 ± 2	580 ± 16	-	
medelvärde (mean)							28,800	8,300	550	-	29,000 ± 2,100
1988-09-03	A	3	37	1.04	6.55	19.14	90,230 ± 0.2	2,260 ± 1	890 ± 11	-	
1988-09-03	B	3	42	1.05	7.66	16.68	132,330 ± 0.5	37,200 ± 1	-	-	
medelvärde (mean)							111,300	20,000	890	-	76,000 ± 20,000
1989-08-25	A	3	38	1.07	10.58	16.10	20,850 ± 1	3,830 ± 1	540 ± 11	-	
1989-08-25	B	3	42	1.09	10.34	18.00	46,460 ± 1	8,450 ± 1	350 ± 20	-	
medelvärde (mean)							33,700	6,100	440	-	49,000 ± 19,000

GRUNDTVATTNET

SEDIMENTERANDE MATERIAL

DATUM	STN	DJUP	ANTAL	ANTAL	MÄNGD	GF	Cs-137 ± sd%	Cs-134 ± sd%	K-40 ± sd%	Cs-137
		m	DYGN	RÖR	kg/m <sup>2</sup> dagn	%	Bq/kg t.v.	Bq/kg t.v.	Bq/kg t.v.	Bq/m <sup>2</sup> dagn
1988-09-01	C	11	51	16	0.000133	48.13	12,660 ± 3	3,350 ± 8	1,180 ± 17	1.7

SEDIMENT

DATUM	STN	ANTAL	DJUP	TÄTHET	TS	GF	Cs-137 ± sd%	Cs-134 ± sd%	K-40 ± sd%	Ag-110m ± sd%	Cs-137
			m		%	%	Bq/kg t.v.	Bq/kg t.v.	Bq/kg t.v.	Bq/kg t.v.	Bq/m <sup>2</sup> ± sd
1986-08-08	A	EKMAN	6	1.05*	18.41	24.47	70 ± 5	10 ± 20	210 ± 10		
1986-08-08	B	EKMAN	3	1.04*	13.69	30.23	6,200 ± 2	3,100 ± 3	260 ± 24		
1986-08-08	D	EKMAN	6	1.15*	17.26	19.79	300 ± 2	130 ± 5	170 ± 11		
1986-08-08	E	EKMAN	6	1.04*	14.80	20.68	20 ± 26	-	190 ± 13		
		medelvärde (mean)					1,600	1,100	210		2,400 ± 3,700
1986-10-23	D		7	1.15	20.32	20.56	970 ± 1	370 ± 3	320 ± 11	20 ± 18	
1986-10-23	H		4	1.19	24.92	19.62	2,600 ± 1	1,100 ± 3	260 ± 11	20 ± 20	
1986-10-23	J		5	1.17	20.03	25.80	1,500 ± 2	610 ± 5	170 ± 16	40 ± 22	
		medelvärde (mean)					1,700	700	250	30	3,800 ± 2,500
1987-04-26	C		3	1.04	6.42	27.16	5,900 ± 2	2,190 ± 4	270 ± 29	110 ± 22	
1987-04-26	F		3	1.04	7.48	25.41	5,000 ± 3	1,920 ± 5	600 ± 22	120 ± 28	
1987-04-26	G		3	1.43	40.49	3.65	1,060 ± 3	400 ± 5	830 ± 10	20 ± 35	
		medelvärde (mean)					4,000	1,500	570	80	5,500 ± 1,400
1987-08-07	A		4	1.05	9.84	27.99	1,900 ± 3	640 ± 5	80 ± 34	30 ± 25	
1987-08-07	B		4	1.04	9.10	32.88	5,100 ± 2	1,700 ± 3	130 ± 28	110 ± 16	
1987-08-07	C		4	1.07	10.47	27.04	4,500 ± 3	1,500 ± 4	70 ± 45	80 ± 26	
		medelvärde (mean)					3,800	1,300	90	70	4,200 ± 1,500
1987-10-02	B		4	1.04	6.91	30.02	6,780 ± 2	1,930 ± 4	40 ± 33		
1987-10-02	E		4	1.04	6.49	26.59	8,170 ± 2	2,450 ± 3	-		
1987-10-02	F		4	1.05	7.85	26.57	6,780 ± 2	2,540 ± 3	-		
		medelvärde (mean)					7,200	2,300	40		5,300 ± 420
1988-04-11	B		4	1.05	7.40	31.13	6,820 ± 1.5	1,930 ± 3	260 ± 16		
1988-04-11	E		3	1.04	7.24	27.59	4,700 ± 2	1,380 ± 5	-		
		medelvärde (mean)					5,800	1,700	260		4,000 ± 800
1988-09-01	B		3	1.04	6.35	19.29	15,510 ± 1	4,030 ± 2			
1988-09-01	E		3	1.04	6.50	25.84	12,320 ± 1	3,380 ± 3			
		medelvärde (mean)					13,900	3,700			9,200 ± 700

\* tätheten antagen

STALONJAURE

SEDIMENTERANDE MATERIAL

DATUM	STN	DJUP	ANTAL	DJUP	ANTAL	ANTAL	MÄNGD	GF	Cs-137 ± sd%	Cs-134 ± sd%	K-40 ± sd%	Ag-110m ± sd%	Cs-137
		m		m		RÖR	kg/m <sup>2</sup> dygn	%	Bq/kg t.v.	Bq/kg t.v.	Bq/kg t.v.	Bq/kg t.v.	Bq/m <sup>2</sup> dygn
1988-09-09	B	4	53	16	16		0.000103	41.88	9,600 ± 7	480 ± 99	10,010 ± 18		1.0
1989-08-26	B	9.5	56	16	16		0.000138	38.90	8,670 ± 21	1,300 ± 54	17,760 ± 51		1.2
1990-09-24	B	7	120	16	16		0.000168	36.10	7,950 ± 3	1,190 ± 10	1,660 ± 16		1.2

SEDIMENT

DATUM	STN	ANTAL	DJUP	TÄTHET	TS	GF	Cs-137 ± sd%	Cs-134 ± sd%	K-40 ± sd%	Ag-110m ± sd%	Cs-137
			m		%	%	Bq/kg t.v.	Bq/kg t.v.	Bq/kg t.v.	Bq/kg t.v.	Bq/m <sup>2</sup> ± sd
1986-10-23	B	5	3	1.19	24.38	16.26	3,650 ± 1	1,510 ± 2	240 ± 15	-	
1986-10-23	C	5	3	1.17	23.84	17.45	6,400 ± 1	2,700 ± 1	400 ± 11	60 ± 20	
1986-10-23	D	5	4	1.18	25.65	14.79	3,050 ± 1	1,360 ± 2	470 ± 10	60 ± 18	
medelvärde (mean)							4,400	1,900	370	60	8,700 ± 4,800
1987-04-27	D	3	5	1.09	10.78	15.14	7,690 ± 3	2,900 ± 4	310 ± 38	80 ± 30	
1987-04-27	E	3	5.5	1.08	10.09	68.06	6,600 ± 3	2,500 ± 5	800 ± 26	-	
1987-04-27	F	3	6.5	1.08	10.31	15.19	8,120 ± 3	3,000 ± 5	380 ± 45	100 ± 43	
medelvärde (mean)							7,500	2,800	500	90	8,300 ± 1,100
1987-08-10	A	4	10	1.07	9.44	17.99	10,800 ± 2	3,900 ± 3	140 ± 41	60 ± 27	
1987-08-10	B	4	5	1.07	10.71	17.47	6,000 ± 2	2,100 ± 3	210 ± 28	90 ± 16	
1987-08-10	C	4	5	1.08	12.42	15.10	4,920 ± 2	1,650 ± 3	470 ± 15	30 ± 25	
medelvärde (mean)							7,200	2,600	270	60	7,900 ± 1,600
1987-10-05	A	3	7.5	1.05	7.89	19.04	8,400 ± 2	2,620 ± 4	540 ± 2		
1987-10-05	B	3	6.5	1.07	10.82	15.02	7,470 ± 1	2,650 ± 3	450 ± 21		
medelvärde (mean)							7,900	2,600	500		8,200 ± 1,400
1988-04-13	A	3	5	1.09	13.40	13.43	2,920 ± 1	800 ± 3	530 ± 9		
1988-04-13	B	2	4	1.09	13.31	12.50	1,450 ± 2.5	370 ± 5	380 ± 16		
medelvärde (mean)							2,200	600	450		3,500 ± 1,200
1988-09-04	A	3	5	1.07	10.80	15.64	6,480 ± 0.7	1,560 ± 2	300 ± 14		
1988-09-04	B	3	4	1.08	12.54	14.53	8,370 ± 0.7	2,010 ± 2	20 ± 48		
medelvärde (mean)							7,400	1,800	160		9,100 ± 2,200
1989-08-26	A	3	6	1.09	11.60	13.70	5,140 ± 1	850 ± 3	400 ± 14		
1989-08-26	B	3	5	1.09	12.74	12.88	5,150 ± 2	970 ± 3	670 ± 3		
medelvärde (mean)							5,100	900	540		9,800 ± 3,000

STORSJOUTEN

SEDIMENTERANDE MATERIAL

DATUM	STN	DJUP	ANTAL	ANTAL	ANTAL	MÄNGD	GF	Cs-137 ± sd%	Cs-134 ± sd%	K-40 ± sd%	Ag-110m ± sd%	Cs-137
		m	DYGN	RÖR	RÖR	kg/m <sup>2</sup> dygn	%	Bq/kg t.v.	Bq/kg t.v.	Bq/kg t.v.	Bq/kg t.v.	Bq/m <sup>2</sup> dygn
1988-09-02	K	25	51	16	16	0.000229	54.20	23,360 ± 3	6,080 ± 14	-	-	5.4
1989-08-25	K	23	58	16	16	0.000379	49.80	14,460 ± 4	2,660 ± 13	4,100 ± 49	-	5.5
1990-09-16	K	23	112	16	16	0.000378	49.00	17,180 ± 1	2,050 ± 6	1,630 ± 11	-	6.4

SEDIMENT

DATUM	STN	ANTAL	DJUP	TÄTHET	TS	GF	Cs-137 ± sd%	Cs-134 ± sd%	K-40 ± sd%	Ag-110m ± sd%	Cs-137
			m		%	%	Bq/kg t.v.	Bq/kg t.v.	Bq/kg t.v.	Bq/kg t.v.	Bq/m <sup>2</sup> ± sd
1986-08-08	G EKMAN	5	12	1.09	13.87	39.06	9,630 ± 1	4,430 ± 1	450 ± 10	90 ± 30	5,000 ± 7,000
1986-08-08	H EKMAN	5	7	1.16	24.10	24.65	3,590 ± 1	1,630 ± 2	420 ± 9	60 ± 30	-
1986-08-08	I EKMAN	5	10	1.19	25.66	19.88	11,120 ± 1	5,100 ± 3	460 ± 10	-	-
1986-08-08	J EKMAN	11	11	1.10*	13.21	31.40	9,910 ± 0.9	4,910 ± 2	350 ± 16	-	-
medelvärde (mean)							3,700	2,300	380	-	-
1987-04-29	D	3	13	1.09	15.23	38.36	31,130 ± 2	12,000 ± 3	320 ± 38	70	17,000 ± 9,000
1987-04-29	E	3	13	1.09	15.06	32.83	27,400 ± 0.4	13,040 ± 1	220 ± 19	320 ± 28	-
1987-04-29	F	3	7	1.10	13.76	32.97	13,660 ± 0.4	4,990 ± 1	310 ± 10	80 ± 18	-
medelvärde (mean)							24,100	10,000	280	220	28,000 ± 15,000
1987-08-09	A	4	26	1.03	4.38	48.05	57,110 ± 1	21,410 ± 2	960 ± 23	-	-
1987-08-09	B	4	20	1.05	9.34	36.16	22,100 ± 2	8,000 ± 3	200 ± 50	240 ± 22	-
1987-08-09	C	4	17	1.05	8.77	29.65	25,130 ± 0.6	8,720 ± 1	260 ± 20	160 ± 20	-
medelvärde (mean)							34,800	12,700	480	200	25,000 ± 3,000
1987-10-04	G	3	20	1.04	6.16	40.83	29,110 ± 1	8,990 ± 2	-	-	-
1987-10-04	K	3	39	1.02	4.64	37.56	66,120 ± 1	23,440 ± 1	-	270 ± 24	-
medelvärde (mean)							47,600	16,200	-	270	26,000 ± 6,000
1988-04-15	A	3	15	1.03	5.00	39.06	54,930 ± 1	15,730 ± 2	280 ± 26	-	-
1988-04-15	K	3	24	1.03	4.68	35.45	101,090 ± 0.6	27,690 ± 2	-	-	-
medelvärde (mean)							78,000	21,700	280	-	35,000 ± 9,000
1988-09-02	A	3	25	1.03	4.36	46.89	69,590 ± 1	19,180 ± 2	-	-	-
1988-09-02	K	3	42	1.02	3.54	45.36	180,150 ± 0.3	45,180 ± 1	-	-	-
medelvärde (mean)							124,900	32,200	-	-	46,000 ± 16,000
1989-08-25	A	3	27	1.03	3.96	44.50	33,000 ± 1	6,190 ± 2	460 ± 44	-	-
1989-08-25	K	3	42	1.03	3.03	38.74	94,540 ± 1	1,750 ± 1	580 ± 16	-	-
medelvärde (mean)							63,800	4,000	520	-	29,000 ± 13,000

\* tätheten antagen

APPENDIX 7. Data om de undersökta fiskarnas medelstorlek, könkvot, medelålder, torrsubstanshalt, koncentrationer av Cs-137, Cs-134, K-40 samt kvoterna för Cs-134/Cs-137 resp K-40/Cs-137 från olika rödingsjöar i Gäddede-området, norra Jämtland, 1985-1990. Halterna av de olika nukliderna anges i Bq/kg våtvikt med standardavvikelse och standard error angivet för Cs-137.

Data on mean size, sex ratio, mean age, dry content (%), and concentrations of Cs-137, Cs-134 and K-40, and their ratios in samples of fish from various char lakes in the Gäddede region, northern Sweden, 1985-1990. The levels are given in Bq/kg wet weight with standard deviation and standard error noted for Cs-137. (Röding = Arctic char, Titor = dwarfed char, Öring = brown trout, Lake = burbot, Abborre = perch)

DATUM DATE Y.M.D	ART N SPEC. N	LÄNGD LENGTH (mm)	VIKT WEIGHT (g)	KOND COND W/L <sup>3</sup>	♀/♂ ♀/♂ AGE	T.S. D.C. (%)	Cs-137 std	se	Cs-134 K-40	134/137	40/137				
					y	(%)	Bq/kg (w.w.)		Bq/kg (w.w.)						
1986.10.06	RÖDING	15	282	210	0.916	0.50	6.6	22.5	2,183	350	90	1,013	140	0.46	0.06
1987.04.23	RÖDING	25	195	66	0.838			21.4	3,863			1,604	161	0.40	0.04
1987.08.06	RÖDING	14	284	214	0.935			21.7	2,734			1,031	174	0.38	0.06
1987.10.01	RÖDING	13	323	431	1.112			24.1	2,146			722	195	0.34	0.09
1988.04.06	RÖDING	15	217	82	0.782				3,281	957	247	913	159	0.28	0.05
1988.08.17	RÖDING	15	308	285	0.967	1.14	8.3		1,517	432	112	348	161	0.23	0.11
1989.08.15	RÖDING	15	301	247	0.892	2.75	7.3		917	220	57	155	179	0.17	0.20
1989.10.05	RÖDING	10	266	166	0.854	0.25	7.4		946	306	97	170	149	0.18	0.16
1989.12.15	RÖDING	7	245	121	0.784	0.40	8.0		1,664	1,431	541	279	196	0.17	0.12
1990.02.28	RÖDING	6	229	91	0.741	0.20	7.3		1,032	122	50	156	196	0.15	0.19
1990.04.24	RÖDING	10	252	118	0.724	4.00	8.3		1,088	305	96	166	155	0.15	0.14
1990.06.24	RÖDING	6	314	282	0.876	2.00	9.3		1,523	1,079	440	222	168	0.15	0.11
1990.08.16	RÖDING	10	272	194	0.940	2.33	7.3		824	382	121	112	148	0.14	0.18
1986.10.06	ÖRING	14	314	300	0.954	0.27	5.0	23.0	6,967	1,362	364	3,230	137	0.46	0.02
1987.08.06	ÖRING	3	271	215	1.035			22.1	5,344			1,903	182	0.36	0.03
1987.09.26	ÖRING	11	302	281	0.934			23.0	4,548			1,564	153	0.34	0.03
1988.08.17	ÖRING	15	280	246	1.087	1.14	4.5		2,340	595	154	583	194	0.25	0.08
1989.08.15	ÖRING	15	300	294	1.004	2.75	5.9		1,966	1,300	336	325	171	0.17	0.09
1989.10.05	ÖRING	10	266	206	1.072	0.80	4.5		1,149	500	158	202	190	0.18	0.17
1990.06.19	ÖRING	10	319	332	0.957	0.43	5.6		1,360	486	154	208	180	0.15	0.13
1990.08.20	ÖRING	10	265	197	1.012	1.50	5.0		918	338	107	124	165	0.13	0.18

## ANKARVATTNET

Forts. APPENDIX 7. (APPENDIX 7 cont.)

DATUM DATE Y.M.D	ART SPEC.	N	LÄNGD LENGTH (mm)	VIKT WEIGHT (g)	KOND COND W/L <sup>3</sup>	ϕ/σ AGE y	T.S. D.C. (%)	Cs-137 std	se	Cs-134	K-40	134/137	40/137
								Bq/kg (w.w.)		Bq/kg (w.w.)			
1986.06.01	RÖDING	3	286	183			24.1	142		67	111	0.47	0.78
1986.08.07	RÖDING	12	253	207	1.012	0.50	24.0	6,142	2,754	3,053	164	0.50	0.03
1986.12.13	RÖDING	2	224	107	0.947	3.0	24.1	4,448	835	1,972	180	0.44	0.04
1987.04.10	RÖDING	15	272	214	0.960		23.1	2,593		1,725	-	0.47	-
1987.09.29	RÖDING	15	294	295	1.023		23.0	1,854		656	211	0.35	0.11
1988.05.31	RÖDING	15	242	139	0.907			1,743	550	473	182	0.27	0.10
1988.08.13	RÖDING	15	302	272	0.933	1.14	4.1	1,331	486	336	185	0.25	0.14
1989.08.19	RÖDING	15	275	213	0.966	0.88	4.1	850	324	145	170	0.17	0.20
1986.06.09	ÖRING	6	255	142			21.6	770		424	105	0.55	0.14
1986.08.06	ÖRING	19	215	108	0.953	0.90	21.5	4,681	2,381	546	158	0.49	0.03
1986.12.13	ÖRING	15	244	144	0.964	1.50	4.8	5,593	2,091	540	154	0.43	0.03
1987.04.15	ÖRING	17	273	206	0.967		23.0	4,296		1,717	229	0.40	0.05
1987.08.05	ÖRING	13	253	154	0.958		21.7	6,091		2,280	357	0.37	0.06
1987.09.29	ÖRING	13	257	156	0.910		21.8	3,466		1,187	197	0.34	0.06
1988.05.31	ÖRING	15	252	147	0.901			3,736	1,162	300	157	0.27	0.04
1988.08.13	ÖRING	15	274	202	0.943	0.88	5.2	2,938	818	211	160	0.25	0.05
1989.08.19	ÖRING	13	282	216	0.924	1.17	5.3	1,393	586	163	181	0.17	0.13
1989.08.19	ODLÖRING	2	229	118	0.978	1.00	3.0	172	39	28	175	0.18	1.02
1985.10.12	RÖDING	3	258				23.2	21	17	10	135	0.09	6.43
1986.10.18	RÖDING	15	232	129	1.034	0.36	20.6	1,580	234	61	134	0.46	0.08
1987.04.19	RÖDING	3	238	123	0.901	2.00	23.4	3,291	768	444	138	0.41	0.04
1987.08.02	RÖDING	15	241	128	0.906	2.25	21.7	3,595	1,112	287	168	0.35	0.05
1987.09.22	RÖDING	12	248	162	1.052	0.00	23.7	2,417	352	102	150	0.34	0.06
1988.04.12	RÖDING	17	218	96	0.873			3,960	1,117	271	240	0.29	0.06
1988.08.18	RÖDING	15	260	194	1.080	0.50	4.3	2,668	1,121	290	165	0.25	0.06

## STORA BLÅSJÖN

## Forts. APPENDIX 7. (APPENDIX 7 cont.)

DATUM DATE Y.M.D	ART SPEC.	N	LÄNGD LENGTH (mm)	VKT WEIGHT (g)	KOND COND W/L <sup>3</sup>	ϕ/σ ÅLD AGE y	T.S. Cs-137 D.C. (%)	std	se	Cs-134	K-40	134/137	40/137		
													Bq/kg (w.w.)	Bq/kg (w.w.)	Bq/kg (w.w.)
1989.08.22	RÖDING	15	287	264	1.033	0.25	4.5	2,094	873	225	371	162	0.18	0.08	
1989.10.16	RÖDING	10	259	168	0.947	0.11	6.0	1,670	286	90	301	175	0.18	0.10	
1989.12.30	RÖDING	10	262	170	0.912	0.67	4.6	1,718	305	96	256	262	0.15	0.15	
1990.02.08	RÖDING	7	255	158	0.904	2.50	5.4	1,832	1,012	383	279	165	0.15	0.09	
1990.04.17	RÖDING	9	244	119	0.815	2.00	6.0	1,998	598	200	274	151	0.14	0.08	
1990.06.04	RÖDING	10	300	240	0.880	2.33	4.9	1,514	507	160	217	129	0.14	0.09	
1990.10.21	RÖDING	10	266	176	0.933	0.67	4.9	904	273	86	118	138	0.13	0.15	
1986.10.18	TITOR	15	197	72	0.939	0.25	6.7	1,430	735	190	652	147	0.45	0.10	
1987.04.19	TITOR	3	196	64	0.835	2.00	7.3	3,450	520	300	1,390	230	0.41	0.07	
1987.08.02	TITOR	1	212	80	0.841	0.00	11.0	5,982			1,887	142	0.32	0.02	
1987.09.22	TITOR	3	238	149	1.063	0.00	10.0	3,007	1,257	726	1,049	196	0.35	0.07	
1988.08.18	TITOR	4	185	55	0.858	1.00	5.3	6,128	692	346	1,572	178	0.26	0.03	
1989.10.16	TITOR	11	195	70	0.887	0.22	6.5	3,085	1,221	368	549	199	0.18	0.06	
1989.12.30	TITOR	12	198	66	0.838	3.00	6.3	3,394	859	248	539	188	0.16	0.06	
1990.02.08	TITOR	13	208	81	0.875	1.17	7.1	3,384	1,039	288	494	248	0.15	0.07	
1990.04.17	TITOR	12	187	53	0.775	2.00	8.1	3,337	927	268	495	186	0.15	0.06	
1990.06.05	TITOR	12	214	73	0.725	0.50	7.8	2,553	922	266	367	199	0.14	0.08	
1990.10.21	TITOR	12	206	76	0.869	0.33	6.8	2,024	1,436	414	263	162	0.13	0.08	
1985.10.12	ÖRING	4	291				4.0	27	7	4	0	102	0.01	3.78	
1987.08.13	ÖRING	13	246	151	0.967			5,609			2,159	128	0.39	0.02	
1987.10.16	ÖRING	12	289	275	1.001		24.2	7,264			2,437	212	0.34	0.03	
1988.08.18	ÖRING	15	276	231	1.050	1.14	4.4	3,553	1,414	365	920	165	0.26	0.05	
1989.08.15	ÖRING	15	325	345	0.980	0.50	4.9	3,375	991	256	595	166	0.18	0.05	
1989.10.17	ÖRING	10	297	269	1.067	0.67	4.1	2,363	513	162	428	165	0.18	0.07	
1990.06.04	ÖRING	10	302	268	0.942	1.00	5.2	2,297	376	119	334	146	0.15	0.06	
1990.10.21	ÖRING	10	290	255	1.012	1.50	4.3	1,800	310	98	233	140	0.13	0.08	

## Forts. STORA BLÅSJÖN

## Forts. APPENDIX 7. (APPENDIX 7 cont.)

DATUM DATE Y.M.D	ART SPEC. N	N LENGTH (mm)	VIKT WEIGHT (g)	KOND COND W/L <sup>3</sup>	♀/σ AGE y	T.S. D.C. (%)	Cs-137 std	se	Cs-134	K-40	134/137	40/137		
							Bq/kg (w.w.)		Bq/kg (w.w.)					
<b>LILLA BLÅSJÖN</b>														
1988.08.12	RÖDING	10	265	179	0.940	0.67	4.2	3,745	1,218	385	921	178	0.25	0.05
1988.08.12	TITOR	5	252	142	0.884	0.67	7.0	5,964	780	349	1,443	160	0.24	0.03
1988.08.14	ÖRING	15	293	254	0.998	1.14	4.5	4,159	969	250	1,018	169	0.25	0.04
<b>DABBSJÖN</b>														
1986.10.20	RÖDING	2	374	811	1.552	1.00	3.0	2,562	484	343	1,191	95	0.46	0.04
1987.05.26	RÖDING	8	328	383	1.025	0.60	3.3	4,174	736	260	1,610	122	0.39	0.03
1987.08.04	RÖDING	5	385	829	1.352			2,504	349	156	894	135	0.36	0.05
1987.10.15	RÖDING	5	379	670	1.218			2,771			907	144	0.33	0.05
1988.06.05	RÖDING	15	360	552	1.046	0.50	4.0	1,700	552	143	465	139	0.28	0.08
1988.08.25	RÖDING	15	340	578	1.437	1.14	3.3	1,068	411	106	255	164	0.24	0.15
1989.08.16	RÖDING	15	313	378	1.174	1.14	3.0	687	613	158	122	159	0.17	0.23
1986.10.20	ÖRING	18	248	163	1.053	2.00	3.3	3,894	681	160	1,826	141	0.47	0.04
1987.08.05	ÖRING	15	239	169	1.178			1,865			634	177	0.34	0.09
1987.10.15	ÖRING	15	254	181	1.094			1,781			601	177	0.34	0.10
1988.05.30	ÖRING	15	273	192	0.919	1.50	4.5	1,681	1,022	264	447	163	0.27	0.10
1988.08.17	ÖRING	15	241	161	1.111	0.88	3.5	866	175	45	198	197	0.23	0.23
1989.08.19	ÖRING	15	277	242	1.104	1.14	3.9	540	251	65	95	163	0.18	0.30
1986.10.20	LAKE	11	280	142	0.616	0.57	6.5	1,363	760	229	603	108	0.44	0.08



FORTS. APPENDIX 7. (APPENDIX 7 cont.)

DATUM DATE Y.M.D	ART SPEC. N	LÅNGD LENGTH (mm)	VIKT WEIGHT (g)	KOND COND W/L <sup>3</sup>	ρ/σ AGE y	T.S. D.C. (%)	Cs-137 std	se	Cs-134	K-40	134/137	40/137
							Bq/kg (w.w.)		Bq/kg (w.w.)			
<b>GRUNDTVATTNET</b>												
1986.08.20	RÖDING	24	117	1.036	1.00	22.9	1,079	149	483	141	0.45	0.13
1986.10.25	RÖDING	11	73	0.811	1.75	22.5	1,943	94	754	209	0.39	0.11
1986.11.03	RÖDING	18	59	0.787	1.57	22.5	2,151	97	939	158	0.44	0.07
1986.12.15	RÖDING	35	44	0.767	1.19	21.8	2,055	58	882	231	0.43	0.11
1987.04.26	RÖDING	21	55	0.795		22.1	2,394		988	107	0.41	0.04
1987.08.16	RÖDING	16	128	0.993		22.4	1,546		508	129	0.33	0.08
1987.10.03	RÖDING	15	75	0.832		20.7	1,647		592	-	0.36	-
1988.05.02	RÖDING	24	45	0.772	1.00		1,039	65	291	136	0.28	0.13
1988.09.03	RÖDING	10	133	0.925	2.33		998	114	227	189	0.23	0.19
<b>STALONJAURE</b>												
1986.07.10	ÖRING	8	148	1.015	1.00	22.7	1,402	232	699	173	0.50	0.12
1987.08.16	ÖRING	12	142	0.980		22.5	1,646		638	148	0.39	0.09
1987.10.03	ÖRING	15	231	0.928		23.2	2,059		752	165	0.37	0.08
1988.08.28	ÖRING	15	209	0.979	1.50		1,597	123	388	166	0.24	0.10
1986.07.10	ABBORRE	10	114	1.246	2.33	20.2	2,794	176	1,371	174	0.49	0.06
1986.11.03	ABBORRE	4	97	1.140	3.00	22.3	4,181	280	1,843	153	0.44	0.04
1986.10.10	RÖDING	14	206	1.089	1.00	24.4	1,502	447	693	158	0.46	0.11
1987.05.31	RÖDING	10	197	1.023		23.5	1,688		687	151	0.41	0.09
1987.10.01	RÖDING	15	306	1.041		23.6	1,304		468	70	0.36	0.05
1988.04.23	RÖDING	5	282	0.980			1,435	209	401	118	0.28	0.08
1988.06.19	RÖDING	15	415	1.119	0.88		1,344	500	358	168	0.27	0.13
1988.09.01	RÖDING	15	354	1.066	1.50		999	875	242	155	0.25	0.16
1989.09.19	RÖDING	16	258	1.033	0.45		467	182	92	172	0.20	0.37

## Forts. APPENDIX 7. (APPENDIX 7 cont.)

DATUM DATE Y.M.D	ART SPEC. N	LÄNGD LENGTH (mm)	VIKT WEIGHT (g)	KOND COND W/L <sup>3</sup>	♀/σ AGE y	T.S. D.C. (%)	Cs-137 std	se	Cs-134	K-40	134/137	40/137
							Bq/kg (w.w.)		Bq/kg (w.w.)			
1986.10.10	ÖRING 36	243	145	0.915	0.80	22.7	4,344	1,352	2,004	159	0.46	0.04
1987.05.03	ÖRING 10	314	296	0.950		22.9	3,395		1,433	102	0.42	0.03
1987.08.04	ÖRING 40	207	119	0.970		21.2	2,108		807	319	0.39	0.15
1987.09.29	ÖRING 13	290	234	0.950		23.4	2,503		888	158	0.36	0.06
1988.04.19	ÖRING 15	308	295	0.933			2,932	867	835	182	0.28	0.06
1988.05.20	ÖRING 15	285	222	0.888	1.50		2,520	704	683	163	0.27	0.06
1988.08.18	ÖRING 15	282	235	1.031	1.14		1,890	266	457	164	0.24	0.09
1989.08.26	ÖRING 15	281	235	1.050	1.50		1,115	201	188	176	0.17	0.16

## Forts. STALONJAURE

## STORSJOUTEN

1985.09.15	RÖDING 4	289	276	1.109	1.00	22.5	21	20	0.8	115	0.08	5.48
1986.07.04	RÖDING 5	290	252	1.026	4.00	21.9	2,010	2,028	1,014	130	0.50	0.06
1986.10.23	RÖDING 30	178	72	0.920	1.00	21.1	5,487	3,367	2,435	271	0.45	0.05
1987.04.27	RÖDING 31	185	76	0.879	0.82	20.8	5,898	2,331	2,208	241	0.38	0.04
1987.08.09	RÖDING 1	182	51	0.846		19.8	3,702		1,280	295	0.35	0.08
1987.08.16	RÖDING 10	236	126	0.949			3,311	1,367	1,135	202	0.35	0.06
1987.10.05	RÖDING 14	234	128	0.978		19.7	4,053		1,367	146	0.34	0.04
1988.04.17	RÖDING 17	208	69	0.740	1.43		2,728	851	764	162	0.28	0.06
1988.08.28	RÖDING 15	237	137	1.006	1.14		2,121	1,621	551	161	0.26	0.08
1989.08.27	RÖDING 15	236	136	0.965	1.14		1,959	1,521	326	151	0.16	0.08
1989.08.26	TITÖR 15	214	93	0.932	0.36		3,771	645	646	172	0.17	0.05
1985.09.15	ÖRING 17	187	76	1.074	0.78	21.4	25	19	15	121	0.25	4.84
1986.07.04	ÖRING 5	289	239	0.982	0.25	21.6	2,290	1,369	1,138	146	0.50	0.06
1986.10.23	ÖRING 49	252	169	0.972	1.72	21.8	7,051	3,020	3,209	139	0.45	0.02
1987.08.09	ÖRING 8	208	89	0.951		19.9	6,685		2,235	187	0.33	0.03
1987.10.04	ÖRING 15	254	160	0.960		21.9	4,518		1,553	137	0.34	0.03

Forts. APPENDIX 7. (APPENDIX 7 cont.)

DATUM DATE Y.M.D	ART N SPEC. N	LÄNGD LENGTH (mm)	VIKT WEIGHT (g)	KOND COND W/L <sup>3</sup>	ϕ/σ AGE y	T.S. D.C. (%)	Cs-137 std Bq/kg (w.w.)	se Bq/kg (w.w.)	Cs-134 K-40	134/137	40/137
------------------------	------------------	-------------------------	-----------------------	----------------------------------	-----------------	---------------------	-------------------------------	--------------------	----------------	---------	--------

Forts. STORSJOUTEN

1988.04.17	ÖRING 1	352	396	0.908	6.0		5,765		1,659	160	0.29	0.03
1988.08.28	ÖRING 15	303	274	0.965	6.50		2,673	903	693	134	0.26	0.05
1989.08.26	ÖRING 15	249	159	0.938	2.75	4.1	1,330	531	231	219	0.18	0.16

DUNNERVATTNET

1986.08.09	RÖDING 29	151	31	0.784	0.80	3.2	262	96	122	185	0.48	0.71
1986.08.09	ÖRING 5	268	185	0.894	1.50	4.2	606	84	290	166	0.48	0.27

GRÄSVATTNET

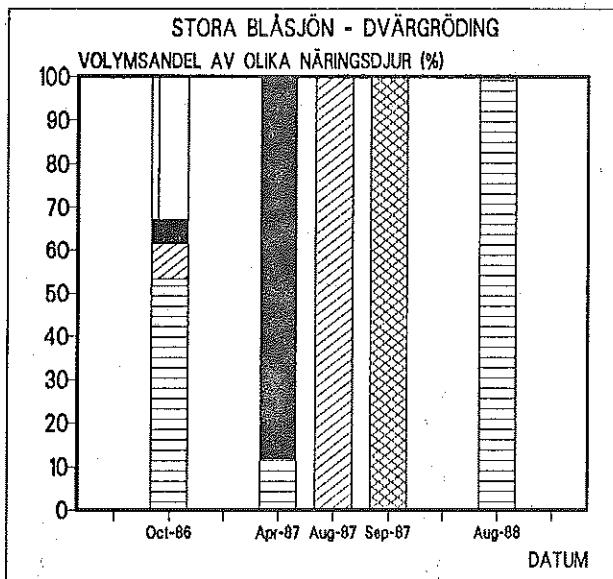
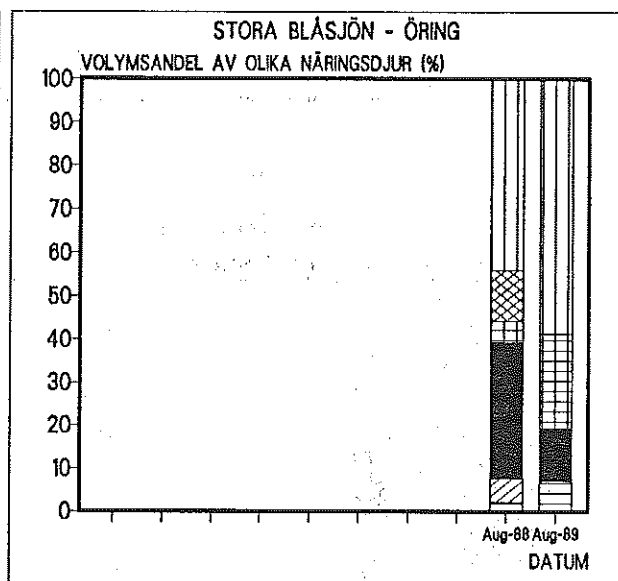
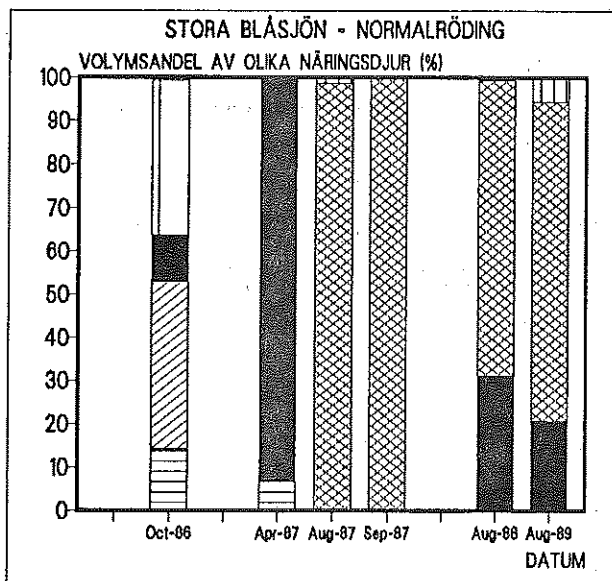
1986.08.11	RÖDING 11	174	50	0.855	0.38	3.8	544	119	36	254	186	0.47	0.34
------------	-----------	-----	----	-------	------	-----	-----	-----	----	-----	-----	------	------

KVARNBERGSVATTNET

1989.10.15	RÖDING 5	274	177	0.858	1.50	4.6	1,602	283	127	-	-	-
1990.02.15	RÖDING 7	233	113	0.849	2.50	4.7	2,411	297	112	-	-	-
1990.04.15	RÖDING 5	269	164	0.835	0.25	5.6	2,066	116	52	-	-	-

APPENDIX 8. Resultatet av maganalyser på röding och öring från olika fjällsjöar i Gäddedeområdet, 1986-1989. Svarta staplar utgöres av *Mysis relicta* i Stora Blåsjön, Storsjouten och Björkvattnet, samt *Gammarus lacustris* i Ankarvattnet, Grundvattnet och Stalonjaure.

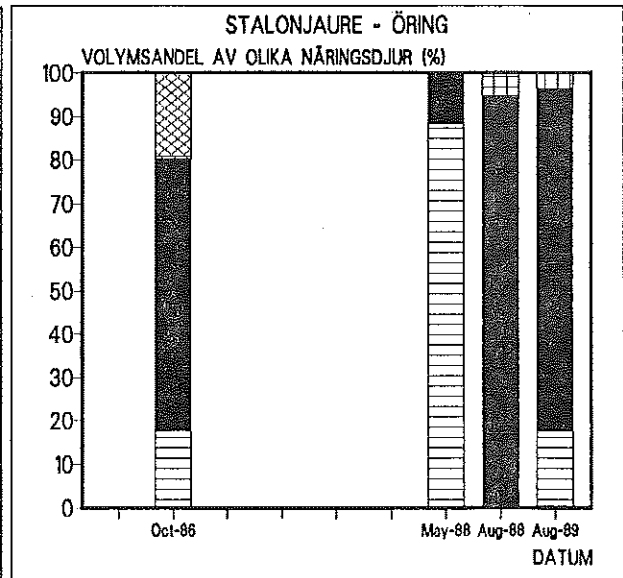
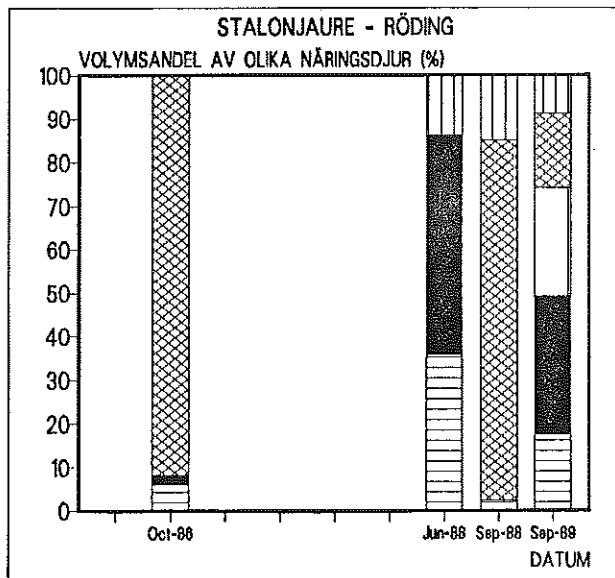
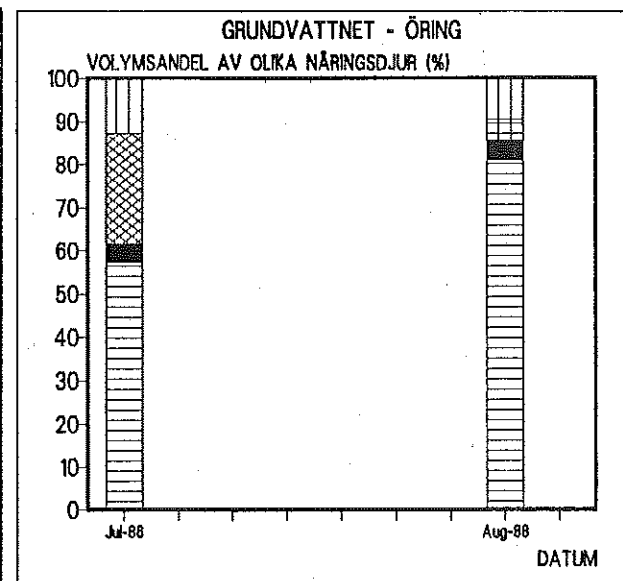
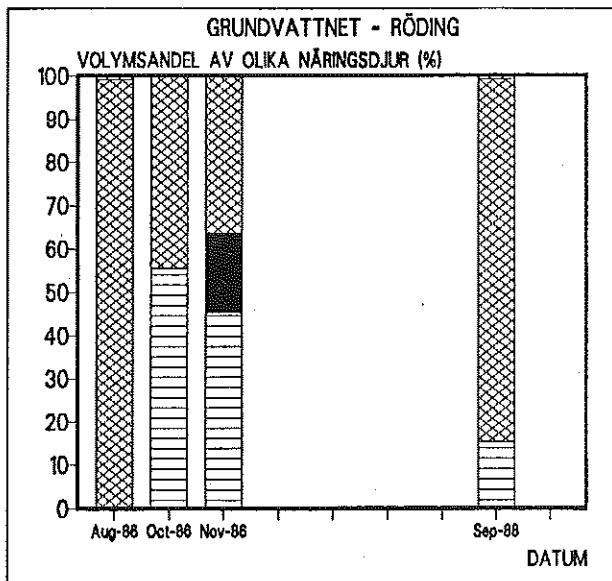
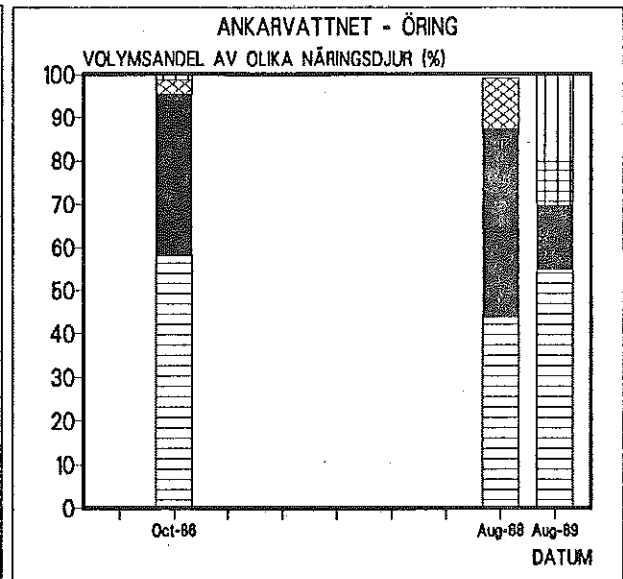
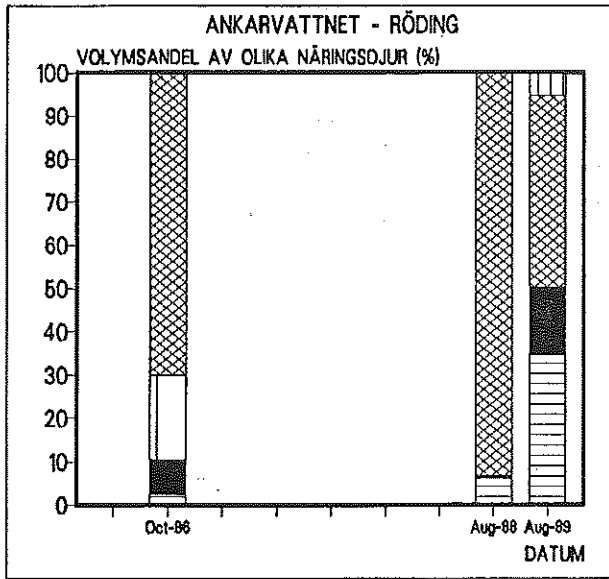
Stomach content (% volume) of Arctic char and brown trout from high altitude lakes and reservoirs in the Gäddede region, 1986-1989. Black bars represent *Mysis relicta* in Lakes Stora Blåsjön, Storsjouten and Björkvattnet, and *Gammarus lacustris* in Lakes Ankarvattnet, Grundvattnet and Stalonjaure. (Röding = Arctic char, öring = brown trout, dvärg = dwarfed, fisk = fish, rom = roe, näringsdjur = food organisms.)



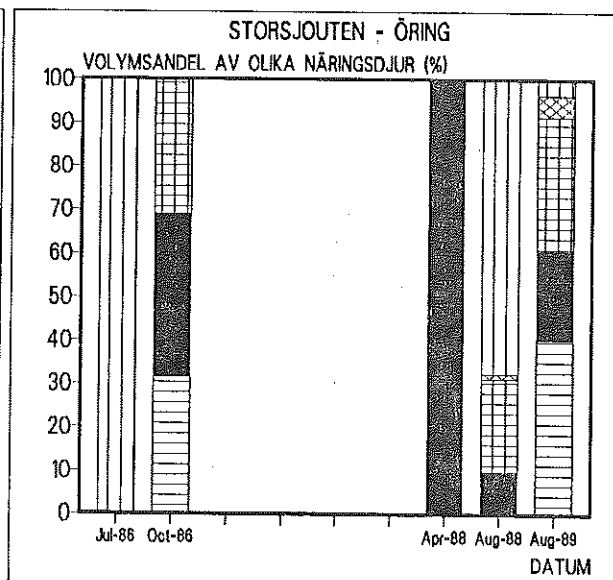
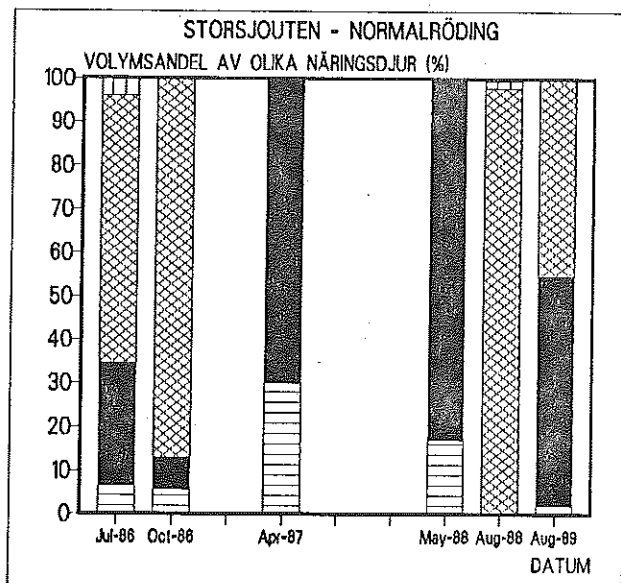
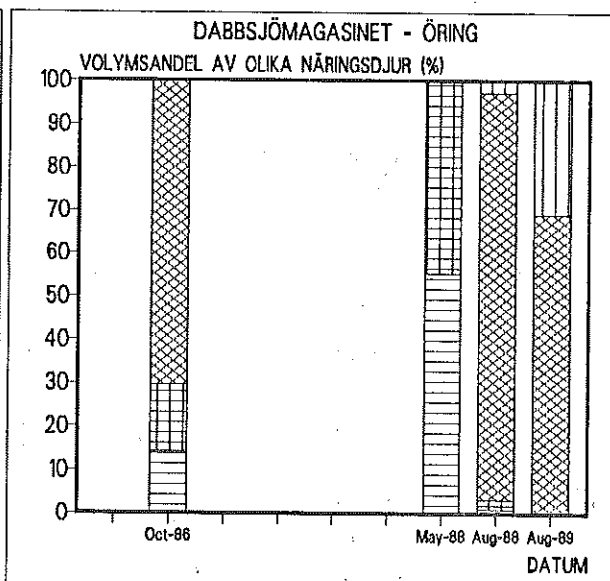
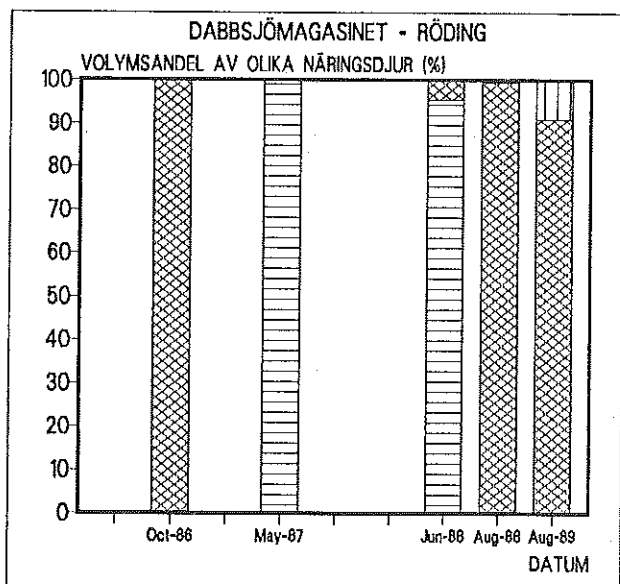
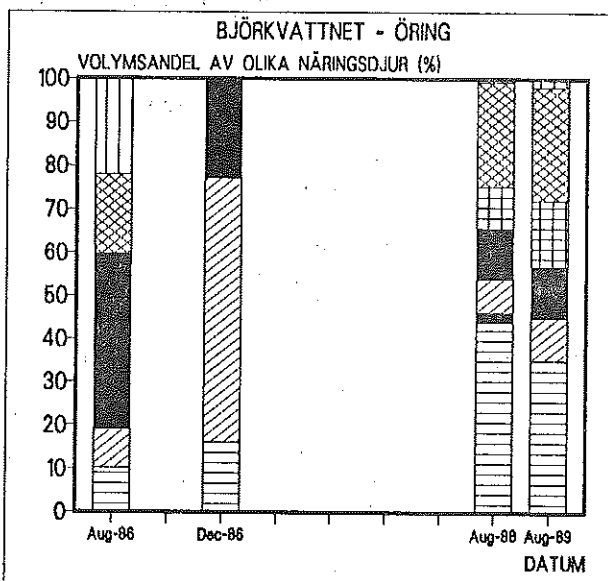
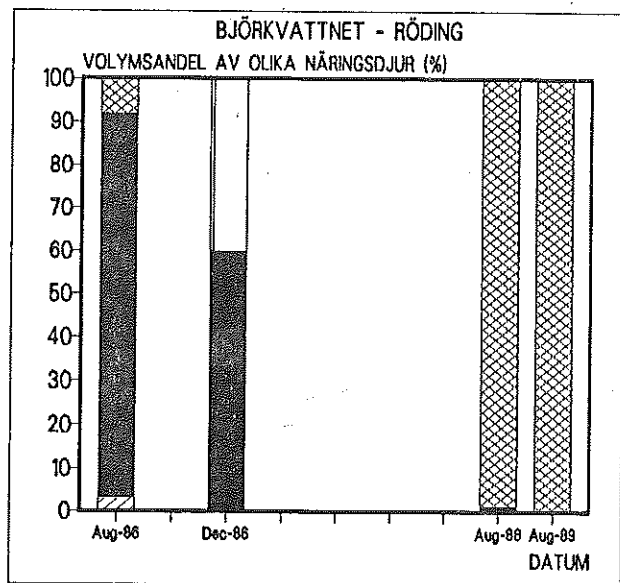
TECKENFÖRKLARING:

- BENTHOS
- MYSIS / GAMMARUS
- ▨ PALLASEA
- ▩ FISK
- FISKROM
- ▤ ZOOPLANKTON
- ▥ TERR. INSEKTER

Forts. APPENDIX 8. (APPENDIX 8 cont.)



Forts. APPENDIX 8. (APPENDIX 8 cont.)



APPENDIX 9. Cs-137 halten (Bq/kg t.v.) i maginnehåll från röding och öring och i förekommande fall i motsvarande frilevande organismer vid samma insamlingstillfälle. Mätfelet (Std) anges i % av mätvärdet.

	Taxa	1986.07 - 1986.08		1986.10 - 1986.12		1987.04	
		Maginh.	Frilev.	Maginh.	Frilev.	Maginh.	Frilev.
Ankarvattnet	Benthos			25,400±2	24,600±1		
	Gammarus			34,800±2	-		
	Mollusca			14,700±1	-		
	Eurycercus			8,100±6	-		
	Zooplankton			19,900±2	24,300±1		
	Rödingrom			3,500±2	-		
Björkvattnet	Benthos	18,500±2	-	9,700±3	-		
	Mysis	39,000±2	20,000±1	11,200±2	7,400±2		
	Pallasea	23,700±2	13,000±1	22,500±2	1,500±5		
	Zooplankt.	12,000±2	6,200±3	-	-		
	Terr. ins.	12,100±1	-	-	-		
	Rödingrom			4,100±7	-		
Blåsjön	Benthos			34,000±1	-		
	Mysis			15,100±6	21,000±1		
	Pallasea			7,400±5	-		
	Mollusca			11,300±4	-		
	Rödingrom			3,700±7	2,500±3		
Dabbsjön	Benthos			1,400±3	93±32		
	Zooplankton			18,600±3	19,100±1		
	Terr. insekter			11,500±6	-		
	Elritsa			10,700±2	-		
Grundvattnet	Benthos	12,300±3	-	7,400±2	-		
	Gammarus			1,700±7	-		
	Asellus	18,000±3	-	-	-		
	Zooplankt.	16,900±3	6,100±2	2,200±9	8,200±4		
	Myror	4,100±7	-	-	-		
Gräsvattnet	Zooplankt.	2,200±2	5,200±11				
Långflyn	Benthos	2,300±13	-				
	Zooplankt.	1,800±14	4,000±4				
Stalonjaure	Benthos			15,800±2	-		
	Gammarus			15,600±1	-	1,200±11	2,260±10
	Mollusca			13,500±2	-		
	Zooplankt.			8,900±1	3,900±9		
	Elritsa			6,700±8	-		
Storsjouten	Benthos			53,300±1	-		
	Mysis	14,500±2	39,900±1	69,000±2	20,500±2	37,900±1	-
	Mollusca			26,500±2	-		
	Pisidium					14,500±2	-
	Zooplankt.	32,400±1	19,800±1	17,300±2	15,500±1		
	Terr. ins.	9,200±2	-				
	Elritsa			45,000±1	34,200±1		
	Röding			40,900±2	24,000		
	Rödingrom			29,000±1	-		
Maggots					17,700±3	0	

Appendix 10. Variations-koefficienten,  $C_v$ , för Cs-137 i analyserade prover av röding och öring samt motsvarande antal fiskar nödvändiga för högsta variationskoefficient av 5%, 10% resp 20% under 1985-1990 i sju fjällsjöar i Gäddede-området, norra Jämtland.

Recorded coefficients of variation (%) for Cs-137 in individual samples, and the estimated number of specimens needed for a highest coefficient of 5%, 10% and 20%, from Arctic char and brown trout collected in seven lakes in northern Sweden 1985-1990.

Datum Date	$C_v$ (%)	n	5%	10%	20%	$C_v$ (%)	n	5%	10%	20%
<b>ANKARVATTNET</b>										
<b>RÖDING (ARCTIC CHAR)</b>						<b>ÖRING (BROWN TROUT)</b>				
1986.10	4.1	15	10	3	1	5.2	14	15	4	1
1988.04	7.5	15	34	9	2					
1988.08	7.4	15	32	8	2	6.6	15	26	6	2
1989.08	6.2	15	23	6	1	17.1	15	175	44	11
1989.10	10.3	10	42	10	3	13.8	10	76	19	5
1989.12	32.5	7	296	74	18					
1990.02	4.8	6	6	1	0					
1990.04	8.8	10	31	8	2					
1990.06	28.9	6	201	50	13	11.3	10	51	13	3
1990.08	14.7	10	86	21	5	11.7	10	54	14	3
<b>BJÖRKVATTNET</b>										
1986.08	13.5	12	80	20	5	11.7	19	103	26	6
1986.12	13.3	2	14	4	1	9.7	15	56	14	3
1988.05	8.1	15	40	10	2	8.0	15	39	10	2
1988.08	9.4	15	53	13	3	7.2	15	31	8	2
1989.08	9.9	15	58	15	4	11.7	13	71	18	4
<b>BLÅSJÖN</b>										
1985.10	47.6	3	262	66	16	14.8	4	27	7	2
1986.10	3.9	15	9	2	1					
1988.04	6.8	17	32	8	2					
1988.08	10.9	15	71	18	4	10.3	15	63	16	4
1989.08	10.7	15	70	17	4	7.6	15	34	9	2
1989.10	5.4	10	12	3	1	6.9	10	19	5	1
1989.12	5.6	10	13	3	1					
1990.02	20.9	7	122	31	8					
1990.04	10.0	9	36	9	2					
1990.06	10.6	10	45	11	3	5.2	10	11	3	1
1990.10	9.5	10	36	9	2	5.4	10	12	3	1
<b>DVÄRGRÖDING (DWARFED CHAR)</b>										
1986.10	13.3	15	106	26	7					
1988.08	5.6	4	5	1	0					
1989.10	11.9	11	63	16	4					
1989.12	7.3	12	26	6	2					
1990.02	8.5	13	38	9	2					



## Forts. APPENDIX 10. (APPENDIX 10, cont.)

Datum	$C_v(\%)$	n	5%	10%	20%	$C_v(\%)$	n	5%	10%	20%
Date										

**BLÅSJÖN**

## Forts. DVÄRGRÖDING (cont. DWARFED CHAR)

1990.04	8.0	12	31	8	2
1990.06	10.4	12	52	13	3
1990.10	20.5	12	201	50	13

**DABBSJÖN****RÖDING (ARCTIC CHAR)****ÖRING (BROWN TROUT)**

1986.10	13.4	2	14	4	1	4.1	18	12	3	1
1987.05	6.2	8	12	3	1					
1987.08	6.2	5	8	2	0					
1988.05						15.7	15	148	37	9
1988.06	8.4	15	42	11	3					
1988.08	9.9	15	59	15	4	5.2	15	16	4	1
1989.08	23.0	15	318	80	20	12.0	15	86	22	5

**GRUNDTVATTNET**

1986.07						16.5	8	88	22	5
1986.08	13.8	24	183	46	11					
1986.10	4.8	11	10	3	1					
1986.11	4.5	18	15	4	1					
1986.12	2.8	35	11	3	1					
1988.05	6.3	24	37	9	2					
1988.08						7.7	15	35	9	2
1988.09	11.4	10	52	13	3					

**STALONJAURE**

1986.10	7.9	14	35	9	2	5.3	36	39	10	2
1988.04	6.5	5	8	2	1	7.6	15	35	9	2
1988.05						7.2	15	31	8	2
1988.06	9.6	15	55	14	3					
1988.08						3.7	15	8	2	0
1988.09	22.6	15	307	77	19					
1989.08						4.7	15	13	3	1
1989.09	9.9	16	61	15	4					

**STORSJOUTEN**

1985.09	47.6	4	363	91	23	20.0	17	231	58	14
1986.07	45.1	5	407	102	25	26.7	5	143	36	9
1986.10	11.2	30	151	38	9	6.1	49	73	18	5
1987.04	7.1	31	62	16	4					
1987.08	13.0	10	68	17	4					
1988.04-05	7.6	17	39	10	2					
1988.08	19.8	15	234	58	15	8.7	15	46	11	3
1989.08	20.0	15	241	60	15	10.3	15	64	16	4