



r

SSI Rapport

SSI report

2000:13 PETRA WALLBERG OCH LEIF MOBERG

*Utvärdering av
omgivningskontrollprogrammet
vid kärnkraftverken och Studsvik*



Statens strålskyddsinstitut
Swedish Radiation Protection Institute

FÖRFATTARE/AUTHOR: Petra Wallberg och Leif Moberg

AVDELNING/DIVISION: Avfall och miljö/
Department of Waste Management and Environmental Protection.

TITEL/TITLE Utvärdering av omgivningskontrollprogrammet vid kärnkraftverken och Studsvik.

SAMMANFATTNING De kärntekniska anläggningarna utför årligen omgivningsskontroll i närområdet enligt ett program utarbetat av SSI. En mer omfattande utvärdering av programmet har genomförts baserat på närmare 20 års erfarenheter och mätdata. Resultaten visar att i den terrestra miljön detekteras de högsta halterna och det största antalet radionuklider i mossor. Motsvarande provslag för den akvatiska miljön är påväxtprover. Korrelationen mellan utsläpp av ^{60}Co och halter i påväxtprov är dock, med undantag för Studsvik, svag eller obefintlig.

Av övriga provslag visar blåstång generellt högsta halterna och största antalet detekterade radionuklider. Detektionsfrekvensen för $^{110\text{m}}\text{Ag}$ är dock högst i snäckor och för ^{152}Eu i Östersjömusslor. Ligger provtagningslokalen nära utsläppspunkten kan en korrelation mellan halter av ^{60}Co i utsläppet och i blåstång påvisas. Med utgångspunkt från syftet med omgivningskontrollprogrammet och resultaten av utvärderingen sammanfattas några synpunkter och förslag till ändringar i projektet.

SUMMARY: An evaluation of the environmental monitoring around the nuclear power plants (NPP) and the Studsvik research facilities over 20 years is reported. The most important results show that in the terrestrial environment mosses have the highest concentrations and the largest number of radionuclides detected. In the marine environment *Fucus vesiculosus* (bladder wrack) show high concentrations and a large number of radionuclides. However, the detection frequency was higher for $^{110\text{m}}\text{Ag}$ in *Radix/Theodoxus/Littorina*, and for ^{152}Eu in *Macoma baltica*.

The concentration of ^{60}Co in the discharge water and the concentration in *Fucus vesiculosus* were correlated at stations close to the point of the release. Based on the results from the evaluation, changes in the monitoring program are suggested.

SSI rapport : 2000:13
september 2000
ISSN 0282-4434



Statens strålskyddsinstitut
Swedish Radiation Protection Institute

UTVÄRDERING AV OMGIVNINGSKONTROLLPROGRAMMET VID KÄRNKRAFTVERKEN OCH STUDSVIK

1	Bakgrund	2
2	Omgivningskontrollprogrammet idag	2
2.1	Mål	2
2.2	Kriterier för val av bioindikatorer	3
2.3	Provtagning av luft och vatten	3
2.4	Bioindikatorer i den terrestra miljön	3
2.5	Bioindikatorer i den akvatiska miljön	4
2.6	Fisk och bottenfauna vid provtagningsstationerna	6
2.7	Kort beskrivning av radionuklider som förekommer i omgivningsproverna	8
2.8	Metoder och beräkningsmodeller	8
2.9	Rapportering	8
3	Vad kan man få ut av resultaten?	10
3.1	Forsmark	10
3.2	Studsvik	15
3.3	Oskarshamn	16
3.4	Barsebäck	17
3.5	Ringhals	17
3.6	Vad visar sedimentdata från intensivprovtagningsprogrammet?	19
3.7	Sammanfattning av resultaten från omgivningskontrollen	20
4	Finlands och Storbritanniens omgivningskontrollprogram	20
4.1	Finlands övervakningsprogram	20
4.2	Storbritanniens övervakningsprogram	21
5	Sammanfattande synpunkter	22
5.1	Omgivningsprogrammet och målen	22
5.2	Provslag som skulle kunna inkluderas i provtagningsprogrammet	25
6	Sammanfattning av förslag	26
6.1	Rapportering och provhantering	26
6.2	Terrestra miljön	27
6.3	Akvatiska miljön	27
7	Erkännanden	28
8	Referenser	28
8.1	Litteraturreferenser	28
8.2	Regelverk	31



Utvärdering av omgivningskontrollprogrammet vid kärnkraftverken och Studsvik

1 Bakgrund

De kärntekniska anläggningarna utför, i enlighet med föreskrifter och instruktioner utfärdade av SSI, omgivningskontroll i närområdet. Målet med detta kontrollprogram är i huvudsak inriktad på att skydda människan. Programmet ses över årligen, men SSI har nu i samband med att utsläppsföreskrifterna [SSI FS 1991:5] revideras också ansett det motiverat att genomföra en mer omfattande utvärdering. Utvärderingen baseras på närmare 20 års erfarenheter och mätdata. I strålskyddslagen [1988:220] anges att "syftet med denna lag är att människor, djur och miljö skall skyddas mot skadlig verkan av strålning". I det handlingsprogram som togs fram under Riokonferensen 1992, Agenda 21, betonas att miljön och naturen skall användas på ett hållbart och långsiktigt sätt för att även kunna brukas av framtida generationer. SSI har därför funnit det lämpligt att i utvärderingen av omgivningskontrollprogrammet också utreda om det behöver förändras för att tillgodose skyddet av miljön och naturen.

2 Omgivningskontrollprogrammet idag

Varje kontrollprogram omfattar ett grundprogram och ett intensivprogram (Bilaga 1). Grundprogrammet utförs varje år under vår och höst, vilket är före och efter revisionsperioden då underhåll av verken sker. Förutom provtagningarna vår och höst tas vissa prover dessutom vecko-, månads- eller kvartalsvis. Intensivprogrammet genomförs vart fjärde år vid respektive anläggning och utgör en viktig del i den långsiktiga kontrollen av radionuklider i miljön. I detta fall tas prover endast i den marina miljön med mer omfattande provtagningar av alger, mollusker och sediment. Ytterligare uppgifter om provtagningsprogrammet finns i SSI:s manual "Omgivningskontrollprogram för kärnkraftverken och de övriga kärntekniska anläggningarna" (SSI 1999).

2.1 MÅL

Omgivningskontrollen omfattar bestämning av halt och förekomst av radionuklider i biologiska material (växter, djur och livsmedel) och andra provslag så som vatten, sediment och rötslam. Dessa mätvärden skall kunna användas för

- att testa beräkningsmodeller som används för att bedöma utsläppens påverkan på människa, både vad det gäller dos till kritisk grupp och kollektivdos
- att detektera större oregistrerade utsläpp och utsläpp som sker diffust
- att bedöma eventuell påverkan på biologiskt liv i recipienten
- att ge en bild av långsiktiga förändringar av radionuklidhalter i miljön
- att ge underlag för internationell rapportering och övrig samverkan inom miljöområdet
- att ge underlag för information till allmänheten

Med utgångspunkt från dessa mål har vissa kriterier för val av arter och provslag ställts upp.

2.2 KRITERIER FÖR VAL AV BIOINDIKATORER

Arter eller provslag har valts ut på grundval av att de uppfyller ett eller flera av följande kriterier.

- Anrikar radionuklider.
- Väl representerar området.
- Kan lätt insamlas varje år i tillräcklig mängd.
- Är stationär i området.
- Förekommer vid flera anläggningar.
- Används som livsmedel eller ingår i människans näringskedja.

Miljön kring anläggningarna skiljer sig på grund av att salthalten varierar längs kusten och att fördelningen mellan jordbruks- och skogsmark är olika. I vissa fall innebär detta att en art som inte finns på alla lokaler har fått ersättas av en annan som har motsvarande funktion i ekosystemet. Resultat från ett område kan därför inte utan vidare översättas till andra. Däremot kan man inom en lokal se skillnader över tid förutsatt att insamlingen sker under samma period av året.

2.3 PROVTAGNING AV LUFT OCH VATTEN

SSI:s föreskrifter (SSI FS 1991:5) anger att utsläpp till vatten och luft från kärntekniska anläggningar skall mätas för beräkning av den årliga effektiva dosen till kritisk grupp. Utsläpp till luft av ädelgaser mäts kontinuerligt i huvudskorstenen och i ett proportionellt delflöde uppsamlas partiklar och jod på filter. Filtret byts varje vecka. Vattenprov tas från särskilda tankar före utsläpp. Proverna blandas till representativa månads och årsprov. I recipienten utanför kärnkraftverken tas vattenprov en gång per kvartal.

2.4 BIOINDIKATORER I DEN TERRESTRA MILJÖN

Mer information och bilder på arter som ingår i omgivningskontrollprogrammet finns i manualen "Omgivningskontrollprogram för kärnkraftverken och de övriga kärntekniska anläggningarna" (SSI 1999).

2.4.1 Mossor och lavar

Mossor och lavar kan växa som täta mattor över stora ytor och har därför en viktig betydelse som bioindikatorer vid luftdeponering av radioaktiva ämnen. Mossor och lavar ackumulerar radionuklider och kan kvarhålla dessa under lång tid efter deponeringen. Hur lång tid radionukliderna kvarhålls är delvis beroende på växtunderlaget. En studie visar att mossor och lavar insamlade på klippor hade 3-5 gånger högre koncentrationer av ¹³⁷Cs än de som vuxit på jord (SSI-rapport 99:19). Undersökningar gjorda av SGU i Sverige har visat höga koncentrationer av cesium i vissa myrområden 14 år efter Tjernobylyckan. Även studier gjorda i Ryssland har rapporterat hög retention och mycket långa uppehållstider för radiocesium i vissa myrar, vilket förklaras av ett högt rotupptag och hög mobilitet av cesium i dessa områden (Shcheglov 1999).

2.4.2 Träjon och örnbräken

Ormbunkar har en stor bladyta vilket gör att nuklider som deponeras från luften kan fångas upp på bladen. Ett annat skäl till att använda ormbunkar som indikator i skogsmark är att dess jordstam har mykorrhiza (dvs. ett slags samliv mellan svampars mycel och växters rötter eller jordstam) vilket gynnar överföringen av ¹³⁷Cs från jord till kärlväxter (Guillitte et al. 1994).

2.4.3 Strandgräs

Vegetation från en allmän badplats insamlas för att man på grundval av halten radionuklider i provet skall kunna uppskatta exponering till människan från strandvistelse och till nötkreatur via bete på strandängar.

2.4.4 Sallad

Sallad är en vanlig gröda i trädgårdar och har en stor bladyta. Insamlingen av sallad sker från närbelägna gårdar eller odlas på kraftverkens område.

2.4.5 Spannmål

Spannmål utgör en betydande andel av det dagliga födointaget för människa och används även som foder inom jordbruket. I omgivningskontrollprogrammet insamlas tröskat vete, råg eller korn men däremot inte havre. Generellt sett är upptaget från jord till gröda lågt i skandinaviska jordbruksmarker (Strandberg 1994) varför den viktigaste upptagsvägen är deponering via luften. Då olika sädesslag och även olika sorter av samma sädesslag kan variera i upptag bör provet vara representativt för bruket inom programområdet (Øhlenschläger 1991; Rosén 1994).

2.4.6 Betesvall, får och nötboskap

Överföringen av radionuklider från jord, via bete till djur beror på jordmån men också av gröda och odlingsmetodik. Efter Tjernobylyckan 1986 fann man högre halter av ^{137}Cs i får än i nötboskap. Denna skillnad har förklarats av att får generellt betar på obrukade gräsängar till skillnad från nötboskap som betar på odlade betesvallar (Hove et al 1994). Då konsumtionen i Sverige per år och capita är låg (0,7 kg) är dostillskottet från lamm till människa generellt av mindre betydelse.

2.4.7 Mjölk

I Sverige och många andra länder utgör mjölk den största andelen av det dagliga födointaget (Aarkrog 1994). Mejerimjölk är en god indikator då ämnen som svårigen tas upp i kroppen av djur och människor i regel inte heller förekommer i mjölk. ^{90}Sr , ^{131}I och ^{137}Cs är de mest kritiska radionukliderna för upptag via livsmedel till människan. Prover från mjölk tas varannan vecka under betessäsongen.

2.4.8 Älg och rådjur

I älg och rådjur tas prov från muskel och den nuklid man främst finner över detektionsgränsen är radiocesium. Det tycks huvudsakligen vara svamp som kan ge höga halter av cesium i kött och på grund av skillnader i födoval är halterna generellt högre i rådjur än i älg (Johanson 1994). Upptaget av radionuklider varierar mellan svamparter och tillgången av olika svampar varierar mellan olika år. Därmed kan variationen mellan individer vara stor och data på individ nivå kan därför inte extrapoleras till populationsnivå (SSI-rapport 1999).

2.4.9 Röttslam

I reningsverken koncentreras vatten och organiskt material från stora områden vilket kan resultera i höga halter av radionuklider i röttslam (Puhakainen et al 1987). Uppmätta halter i röttslam kan användas för att kvantifiera depositionen i modeller genom att relatera koncentrationen av olika radionuklider till koncentrationen av ^7Be (Ingemansson et al 1981). Beräkningar av utsläpp baserat på halter i röttslam har dock i vissa undersökningar varit högre än uppmätta luftutsläpp (Ingemansson et al 1981; Puhakainen & Suomela 1999). Orsaken till denna skillnad är inte helt klarlagd men flera förklaringar har förts fram, t.ex. brister i mätdata och modeller (Karlberg 1984), brister i luftmätningssystem (Ingemansson 1995) eller andra utsläppsvägar (Puhakainen & Suomela 1999). Både uppmätta och beräknade luftutsläpp är dock långt under uppsatta gränsvärden.

2.5 BIOINDIKATORER I DEN AKVATISKA MILJÖN

2.5.1 Sediment

Många radionuklider är metaller som därmed har en hög affinitet för partikulärt material i akvatiska miljöer. En stor del av dessa radionuklider kommer därför förr eller senare att återfinnas i sedimenten. Beroende på faktorer som t.ex. vattenomsättning, närsalter och djup kan nysedimenterat material utgöra ett tillskott från någon millimeter upp till några centimeter per

år. Sedimentprover kan därmed visa en spridningsgradient av föroreningar från källan. Djupprofiler i sediment kan ge en uppskattning av förändringar i belastning över tid.

Inom NKS-projektet EKO-1 har en studie visat att fördelningen av ^{134}Cs och ^{85}Sr mellan vatten och partiklar är beroende av salthalten med högre affinitet för partiklar i sötvatten än i havsvatten (Pålsson 1998). Det innebär att sedimenten inte bara är en fälla utan även kan fungera som en källa för radionuklider om salthalten ökar inom ett akvatiskt system. Däremot tycks inte mobiliteten för ^{137}Cs förändras beroende på syreförhållanden (Pålsson 1998).

2.5.2 Påväxtprov

I anläggningarnas vattenutflöde till vattenrecipienten hänger rep eller plexiglasplattor som skrapas rena från påväxt (huvudsakligen kiselalger och grönalger) en gång per månad. Dessa påväxtorganismer har en hög yta/volym kvot vilket ger en stor kontaktyta mot vattnet och gynnar upptag av radionuklider. Dessutom är påväxtorganismer mindre selektiva för vissa nuklider och har mindre fysiologiska årstidsvariationer än makroalger, som t.ex. blåstång (Carlson & Snoeijis 1994). Då prover kan insamlas varje månad är det en indikator som relativt snabbt kan visa på förändringar i utsläppshalter.

2.5.3 Grönalger

Grönslick (*Cladophora* sp.) har en hög yta/volym kvot vilket ger en bra förutsättning att anrika radionuklider från vattenfasen. På grund av svårigheter att samla in grönslick vid Forsmark har provtagningen utökats med tarmtång (*Enteromorpha* sp) på samma provtagningsstationer som grönslick. I möjligaste mån ska båda insamlas under tre år.

2.5.4 Musslor, tång och snäckor

Blåmussla (*Mytilus edulis*) och blåstång (*Fucus vesiculosus*) brukar ofta användas i marina övervakningsprogram som bioindikatorer. Fördelarna med dessa arter är att de klarar av att växa i såväl brackvatten som havsvatten, vilket medför att de har ett stort spridningsområde från Västerhavet in i Östersjön. Vidare bioackumulerar dessa arter lätt radionuklider och andra kemiska föreningar. Genom att blåstång i huvudsak tar upp löst material och blåmusslan filtrerar vatten för sitt födointag kan dessa arter ses som ett komplement till varandra i övervakningsprogram. Däremot kan man inte direkt jämföra halter mellan olika lokaler beroende på att upptaget av radionuklider kan variera t.ex. med salthalten (Carlsson 1990; Holm et al 1994). Upptaget kan även vara beroende av årstid. För blåstång är halterna av radiocesium generellt högre under vårsommar än under vintern (Mattson & Erlandsson 1991).

Blåmussla äts av människor och utgör också föda för sjöstjärnor, många fiskar och några sjöfåglar, t.ex. ejder. Generellt brukar mollusker innehålla högre halter av radionuklider än kräftdjur som i sin tur brukar ha högre halter än fisk (MAFF & SEPA rapport 1999). Blåmusslan är i sin utbredning i Östersjön mer begränsad av salthalten än blåstången. Därför används Östersjömussla (*Macoma baltica*) som ett komplement vid kraftverken och Studsvik på ostkusten. Östersjömusslan finns både på ost- och västkusten och lever nedgrävd i mjukbotten där den filtrerar nysedimenterat material.

I Sverige är bruket av tång eller alger som livsmedel mycket liten. Alger kan också användas som jordförbättringsmedel, vilket dock inte sker i praktiken då det finns bättre och billigare alternativ. Vid Barsebäck insamlas sågtång (*Fucus serratus*) som ett komplement till blåstång.

Till skillnad från musslor som filtrerar vatten betar snäckor (*Radix/Theodoxus/Littorina*) mikroalger på stenar. Snäckor har ofta visat sig ha en högre anrikning av $^{110\text{m}}\text{Ag}$ än musslor och tång.

2.5.5 Krabba och hummer

Prov av hummer och krabba ingår endast i omgivningskontrollprogrammet vid Ringhals eftersom de här blir av sådan storlek att de fångas för konsumtion.

2.5.6 Fisk

I den akvatiska miljön utgör konsumtion av fisk den viktigaste exponeringsvägen till människa för samtliga radionuklider som är av betydelse ur dossynpunkt (Bergström & Nordlinder 1992a). Fisk ingår i människors, fåglars och däggdjurs näringskedja och kan med en viss tidsförskjutning återspegla vattnets koncentration av framför allt radiocesium (Bergström & Nordlinder 1992a). I Östersjön utgörs 80 % av de kommersiella fångsterna av torsk, skrubbskädda (flundra) och sill/strömning. Av dessa är skrubbskädda den enda art som i någon utsträckning kan sägas vara stationär.

2.6 FISK OCH BOTTENFAUNA VID PROVTAGNINGSTATIONERNA

Provtagningen vid kärnkraftverken utförs av Fiskeriverket som också utför egna biologiska kontrollundersökningar. Vid Studsvik genomförs provtagningarna av ett privat företag. Sedan omgivningskontrollprogrammet startade har artsammansättningen förändrats. Därför överensstämmer valet av fisk och bottenfauna inte helt med de arter som, enligt Fiskeriverket, dominerar fångsterna vid respektive område (Andersson et al 1996; Andersson et al 1999; Mo et al. 1996; Thörnqvist 1999). De fiskar som ingår i kontrollprogrammet men som inte kan fångas vid Fiskeriverkets provtagningar köps ibland från lokala fiskare. I Fiskeriverkets program används en eller flera stationer vid varje verk som referens för opåverkat område. Tabell 1 ger en sammanställning av fiskarter och bottenfauna som ingår i omgivningskontrollprogrammet respektive Fiskeriverkets program.

Som introduktion till följande redogörelse över artsammansättningen vid provtagningsområdena ges först en kort beskrivning av hur temperaturen påverkar akvatiska arters beteende. Fiskar reagerar på vattentemperatur med olika beteenden beroende på sin preferenstemperatur. Genom att de är växelvarma djur har de ett temperaturoptimum för centrala fysiologiska funktioner och det gäller främst de funktioner som styr tillväxten. Abborre, gulål, skärnsultra och strandkrabba är exempel på varmvattenarter, dvs. arter som har en hög preferenstemperatur och lockas till området kring vattenutsläppet. En fördel med att använda dessa som indikatororganismer är att de ofta uppvisar ett mer stationärt beteende kring verkens utsläppspunkter än vad som är normalt för arten. Exempel på arter med lägre preferenstemperatur (kallvattenarter) är skrubbskädda, torsk, rötsimpa, tånglake, sik och sill/strömning. Men även kallvattenarter kan under vissa förhållanden söka sig till området inom utsläppsplymen. På ostkusten kommer strömning till utsläppsområdet under lekperiod på våren då en högre temperatur gynnar ynglens tillväxt och överlevnad (Mo et al 1996). Sillen på västkusten har dock inte samma beteende (Pers. kom. G. Lund).

Vid Forsmark är mört och abborre de dominerande arterna i Biotestsjön (Mo et al. 1996; Andersson et al 1999). Gädda förekommer i litet antal. Kompensationsutsättningar av ålyngel har genomförts vid verket och tidigare undersökningar har visat att den utsatta ålen håller sig kvar i det uppvärmda området flera år. Ålen tycks också ha spritt sig från Biotestsjön till omgivande områden. Efter att kraftverket tagits i drift 1980 skedde stora förändringar i mjukbottensamhället i Biotestsjön. Östersjömussla, märkräftor och fjädermygglarver som tidigare dominerat bottenfaunans minskade i antal medan andra arter som slammärla, tusensnäcka och glattmaskar ökade (Mo et al 1996). Tusensnäckan kan utgöra upp till 90 % av bottenfaunans biomassa och är mörtens viktigaste födokälla. Utanför Biotestsjön är de vanligaste fiskarterna abborre, mört (varmvattenarter), sik och hornsimpa (kallvattenarter). Torsk var vanligt förekommande i fångsterna under stora delar av 80-talet men har under 90-talet nästan helt försvunnit. Sik ingår endast i kontrollprogrammet vid Forsmark på grund av ett betydelsefullt sikfiske i området. Bottenfaunans utöver Biotestsjön domineras av Östersjömussla. Vid Forsmark ligger Fiskeriverkets referensområden öster om Gräsö och i Finbofjärden (NV Åland).

Vid Oskarshamnverket är de vanligaste varmvattenarterna abborre, mört, björkna och gulål (Andersson et al. 1996; Andersson et al. 1999). Liksom vid Forsmark har kompensationsutsättningar av ålyngel genomförts. Av kallvattenarterna dominerar strömning

men fångsterna av sik, skrubbskädda, rötsimpa och tånglake har blivit betydligt talrikare från slutet av 80-talet i samband med torskens tillbakagång. Bottenlevande fisk har också gynnats av tillgången på strömmingsägg. Strömming och skrubbskäddan uppehåller sig i särskilt hög utsträckning i området under lektiden på våren. Insamling av bottenfaunan sker huvudsakligen utanför Hamnefjärden. Östersjömussla och blåmussla är de dominerande arterna men även tusensnäcka och havsborstmask förekommer. Kvädöfjärden, nära Valdemarsvik, används som Fiskeriverkets referensområde.

Tabell 1 Fiskarter och bottenfauna som ingår i omgivningskontrollprogrammet och arter som dominerar fångsterna vid Fiskeriverkets biologiska kontrollundersökningar.

O-Omgivningskontrollprogrammet, F-Fiskeriverket

Art	Ringhals	Barsebäck	OKG	Studsvik ¹	Forsmark
Gulål	OF	OF	OF		OF
Abborre			OF	O	OF
Skärsnultra	OF				
Gädda			O	O	O
Sill/strömming	F ²	O	OF	O	O
Sik					O
Torsk	OF	OF	OF		O
Skrubbskädda	F	OF	F	O	
Rötsimpa	OF	OF	F		
Hornsimpa					F
Tånglake	F	F	F		F ³
Strandkrabba	F	F			
Krabbtaska	O				
Hummer	O				
Blåmussla	O	O	OF	O	O
Östersjömussla			OF	O	OF
Radix/Theodoxus/Littorina	O		O		O
Tusensnäckor			F		F
Märlor			F		F

1. Fiskeriverket utför ingen provtagning kring Studsvik.

2. Finns i området och skulle kunna inkluderas i provtagningen (Pers. kom. G. Lund).

3. Finns i området och skulle kunna inkluderas i provtagningen (Pers. kom. R.-M. Svensson).

Vid Barsebäck (station 2, 7, 9, 17) utgjorde torsk, tånglake, skrubbskädda, rötsimpa och gulål tillsammans 97 % av fiskfångsten (april och augusti månad 1985-97; Thörnqvist 1999). Under augusti fångades också mycket strandkrabba. Senare på hösten är vanligtvis tillgången av sill god (Pers kom. G. Lund). Fiskeriverket använder station 17 som referensstation vid Barsebäck. Förutom strandkrabba insamlas ingen bottenfauna på västkusten för Fiskeriverkets undersökningar. För omgivningskontrollprogrammets räkning insamlas blåmussla vid Barsebäck men musslorna är mycket små och kräver stor arbetsinsats både vid insamlingen och vid beredningen av proverna (Pers. kom G. Lund). Barsebäck och Ringhals ligger vid en öppen kust där botten domineras av sand, grus och sten. Det minskar förutsättningarna för etablering av arter som lever nedgrävda som t.ex. Östersjömussla.

Vid Ringhals är de vanligaste arterna under fisket i april och augusti skärsnultra, gulål, torsk, skrubbskädda, tånglake, rötsimpa och stensnultra (Andersson et al. 1999). Under senhösten är tillgången på sill god (Pers. kom G. Lund). Den art som fångas i störst antal är strandkrabba. Till skillnad från de övriga verken ingår sill inte i omgivningskontrollprogrammet vid Ringhals men däremot fiskas skärsnultra. Det är ingen matfisk men en varmvattenart som förekommer i stort antal. För omgivningskontrollprogrammets räkning samlar Fiskeriverket in blåmussla och strandsnäcka (*Littorina* sp.). Till skillnad från Barsebäck så är blåmusslorna vid Ringhals stora och enkla att samla in (Pers. kom G. Lund). För Ringhals använder Fiskeriverket en station vid Vendelsöfjorden (station 23) som referensstation och för sedimentprov används station 35.

2.7 KORT BESKRIVNING AV RADIONUKLIDER SOM FÖREKOMMER I OMGIVNINGSPROVERNA

Biotillgänglighet och upptaget av radionuklider i växter och djur varierar beroende på faktorer som radioaktivt ämne, art, tillväxtfas (ålder) och klimat (temperatur). För terrestra växter har även faktorer som rotlängden, pH, jordfuktighet, förekomst av andra element och jordmån (lerhalt och växtunderlag) betydelse och i den akvatiska miljön även salthalt och storlek. Tidpunkten för en deponering eller ett utsläpp har en stor betydelse för hur mycket som tas upp av växter och djur. En översiktlig sammanställning av hur radionuklider som förekommer i omgivningsproverna tas upp och fördelas i olika provslag visas i tabell 2. Mer detaljerad information kan erhållas från Bergström & Nordlinder (1992b), Coughtrey et al (1985) och IAEA (1994).

2.8 METODER OCH BERÄKNINGSMODELLER

För att beräkna de stråldoser till individer i kritisk grupp som enskilda radionuklider ger upphov till har man infört s.k. referensutsläppsfaktorer. Dessa faktorer tar hänsyn till hur olika radionuklider sprids i miljön och till människors levnadsvanor.

En redogörelse för hur referensutsläppsfaktorer beräknas för luftutsläpp har sammanställts av Bergström et al (1991). Modellerna som används för den akvatiska miljön är av boxtyp, där området runt utsläppspunkten representeras av ett antal boxar med ett visst vattenutbyte. Beräkningar av halter av radioaktiva ämnen i fisk och skaldjur baseras på bioackumulationsfaktorer. Tillgången på data för radionuklidens biologiska halveringstider är dock begränsad vilket ger ett dåligt underlag för att modellera upptag på ett mer dynamiskt sätt (Bergström & Nordlinder 1992b). En jämförelse mellan uppmätta och beräknade halter av radionuklider i blåstång och blåmussla har gjorts av Nordlinder & Bergström (1992a). Värdena visade god överensstämmelse för prover tagna utanför det omedelbara närområdet medan prover tagna närmast utsläppspunkten var underskattade. En motsvarande studie för fisk har gjorts av Karlberg (1995). I den terrestra miljön har det inte varit möjligt att göra en jämförelse mellan modell och uppmätta värden då det generellt är få provslag som har detekterbara halter.

2.9 RAPPORTERING

Resultaten av omgivningskontrollen rapporteras till SSI två gånger per år. SSI utvärderar och sammanställer resultaten som tillsammans med sammanställningen av mätta utsläpp och resulterande stråldoser ges ut i rapportform en gång per år. En utförligare utvärdering som omfattar data från den marina miljön från de första 10 åren av omgivningskontrollprogrammet har tidigare sammanställts av Lindén & Larsson (opubl.).

Tabell 2 Sammanställning över vanligt förekommande radionuklider i provmaterial.

* K_r = Rotupptagsfaktorer ($Bq\ kg^{-1}\ tv/Bq\ kg^{-1}\ jord\ tv$) ** K_s = Fördelningsfaktor mellan vatten och sediment ($Bq\ kg^{-1}\ sediment/Bq\ kg^{-1}\ vatten$) $T_{1/2}$ = Fysikalisk halveringstid

Ämne	Faktorer	Terrestra växter	Djur	Kommentarer
Cr	$K_r = 0,001$ $K_s = 10 - 300$	Lågt upptag via rot och blad absorption.	Skelett, njurar, lever och mjälte. Lågt upptag via födan.	Hittas i få provslag. $^{51}Cr\ T_{1/2} = 27,7$ dagar
Mn	$K_r = 0,01 - 50$ $K_s = 10 - 200$	Ett essentiellt ämne för växter. Tas lätt upp genom rot och har hög mobilitet i växt.	Skelett och skal. Högt upptag i mollusker.	Essentiellt ämne för flera metaboliska processer. $^{54}Mn\ T_{1/2} = 313$ dagar
Fe	$K_r = 0,001$ $K_s = 10 - 4000$	Lågt upptag via rot. Ackumuleras i kloroplaster.	Lever, blod och mjälte. Största andelen bundet till hemoglobin.	Hittas i få provslag. $^{59}Fe\ T_{1/2} = 44,5$ dagar
Co	$K_r = 0,001 - 10$ $K_s = 1 - 200$	Har hög mobilitet i växt. Ackumuleras ofta i rot. Högst upptag i baljväxter.	Ej specifik fördelning mellan olika vävnader.	Essentiellt ämne för kvävefixerande bakterier. $^{58}Co\ T_{1/2} = 70,8$ dagar $^{60}Co\ T_{1/2} = 5,3$ år
Zn	$K_r = 0,1 - 10$ $K_s = 1 - 200$	Ett essentiellt ämne för växter. Tas upp relativt lätt av rot och skott. Hög mobilitet i växt. Högt upptag för bladgrönsaker, t.ex spenat.	Högst koncentration i inre organ. Högt upptag i mollusker.	Stabilt Zn anrikas i högre utsträckning än Zn-65. $^{65}Zn\ T_{1/2} = 244$ dagar
Sr	$K_r = 0,001 - 10$ (Högst värden i sura sandjordar) $K_s = 0,1 - 2$	Upptag huvudsakligen via rötter. Hög mobilitet i växt.	Skelett och skal (90%) Mjukdelar (10%). Lång residensstid.	Följer samma metaboliska upptagsvägar som kalcium. $^{90}Sr\ T_{1/2} = 29,1$ år
Ag	$K_r = 0,0001 - 0,1$ $K_s = 0,1 - 10$	Hög toxicitet för växter. Förekomst i mjöl har rapporterats.	Mjälte, blod och lever Högt upptag i mollusker och bottenlevande djur.	$^{110m}Ag\ T_{1/2} = 250$ dagar
I	$K_r = 0,001 - 1$ $K_s = 0,001-0,3$	Höga koncentrationer uppmätta i mossa och lav.	Sköldkörtelvävnad	$^{131}I\ T_{1/2} = 8$ dagar
Cs	$K_r = 0,001 - 5$ (Högst värden i sura sand- eller humösa jordar) $K_s = 0,1 - 10$	Högsta koncentrationerna i växter med mykorrhiza.	Tas upp i alla vävnader. Högst koncentration i muskel.	Har kemiska likheter med kalium men direkta extrapoleringar kan ej göras. $^{134}Cs\ T_{1/2} = 2,1$ år $^{137}Cs\ T_{1/2} = 30$ år

* Data från IAEA (1994)

** Data från Bergström & Nordlinder (1993)

3 Vad kan man få ut av resultaten?

De nuklider som kan detekteras i omgivningsprover med de metoder som används och kan härledas från verken är främst ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{65}Zn , $^{110\text{m}}\text{Ag}$ och ^{137}Cs . Efter Tjernobyloolyckan 1986 märks genomgående i alla kontrollområden en höjning av koncentrationer och en förändring i sammansättningen av radionuklider i nästan alla provslag. Framför allt märks förhöjda halter av ^{137}Cs men även en mer frekvent förekomst av ^{134}Cs och ^{144}Ce . Vid SSI:s laboratorium mäts halterna av ^{90}Sr i stickprov av olika provslag. Dessa data var dock inte inmatade i databasen när denna rapport sammanställdes och har därför inte utvärderats. Alla statistiska analyser har utförts med programmet STATISTICA 5.5 (1999).

I det följande redovisas resultaten av utvärderingen för de fyra kärnkraftverken och Studsvik fram till och med 1999. Ytterligare data sammanställt i figurer finns samlade i bilaga 2.

3.1 FORSMARK

Nedfallet från Tjernobyli var relativt högt i området kring Forsmark. Eftersom man på dagen vet när nedfallet inträffade är det intressant att titta på vilka provslag som visar flest antal radionuklider, de högsta koncentrationerna och hur halterna förändras sig över tid. De flesta provslag började insamlas 1984 vilket gör att det finns några provtagningspunkter före olyckan.

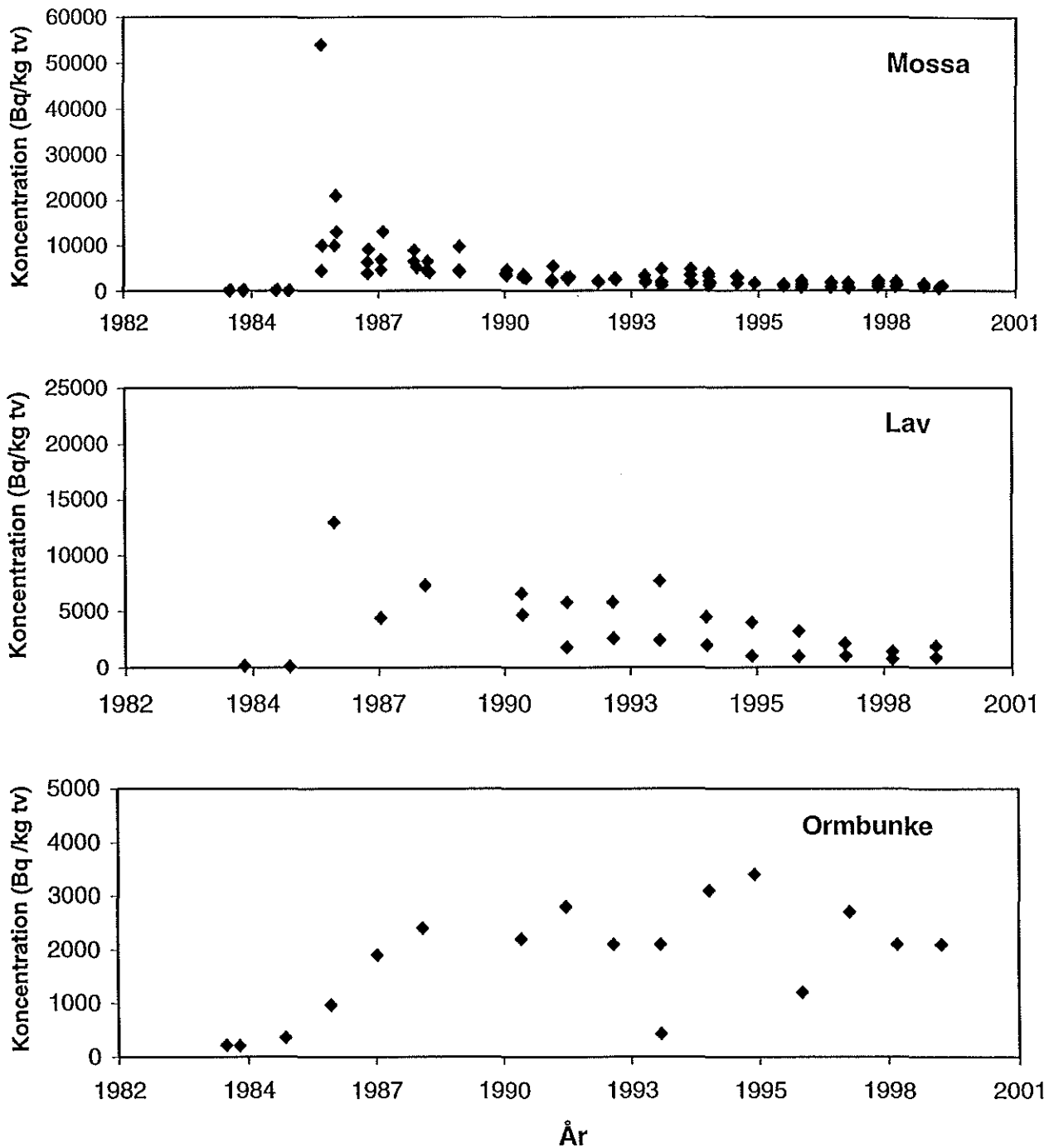
3.1.1 Terrestra miljön

Av både fauna och flora är sallad det enda provslag i vilket man inte kan se en förhöjning i koncentration och i antal radionuklider efter Tjernobyloolyckan. I spannmål var ökningen mycket liten. Det låga upptaget av radionuklider efter Tjernobyloolyckan i sallad och spannmål jämfört med andra provslag beror på att tillväxtsäsongen inte hade börjat när nedfallet skedde. I sallad detekteras förutom radiocesium även ^{60}Co . En jämförelse mellan tamboskap och vilt visar att halter av ^{137}Cs i nötkärl och får generellt är lägre och har en mindre variation mellan år än halter i älg och rådjur. I mjölk är ^{137}Cs den enda nuklid som detekteras kontinuerligt. ^{131}I från Tjernobyli detekterades i mjölk och i mossa under maj månad 1986.

Före Tjernobyloolyckan var ^{137}Cs den enda radionuklid som kunde detekteras i björnmossa, väggmossa och lav. Direkt efter nedfallet var mossa det provslag som visade de högsta halterna och störst antal radionuklider med detekterbara halter av ^{54}Mn , ^{95}Nb , ^{95}Zr , ^{103}Ru , ^{106}Ru , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs och ^{144}Ce . I renlav var det detekterbara antalet nuklider nästan lika stort men halterna var lägre än i mossa som insamlats på samma lokal. De flesta radionuklider förutom ^{144}Ce , som detekteras fram till 1990 i mossa, och ^{137}Cs , försvann inom två år efter nedfallet. År 1999 var halterna av ^{137}Cs högre än de värden som uppmättes före 1986 i alla terrestra provslag utom i sallad, spannmål, betesvall och nötkärl.

Till skillnad från mossa, lav, betesvall och strandgräs som visade en markant ökning av halten av ^{137}Cs direkt efter nedfallet från Tjernobyli så är mönstret ett annat i ormbunke (Fig.1). Initialt ökade halten i ormbunke bara marginellt, vilket förmodligen beror på att bladverket inte var utvecklat vid tidpunkten för nedfallet. Koncentrationen ökade därefter fram till 1988 varefter den i snitt ligger relativt konstant även om spridningen mellan år är stor. En möjlig förklaring är att ormbunken (träjon och örnbäcken) anrikas ^{137}Cs i jordstammen från marken.

Blåbär, som inte ingår som provslag i programmet, har insamlats vid ett tillfälle under 1992 då detekterbara halter av ^{134}Cs och ^{137}Cs uppmättes.



Figur 1. Koncentration av ^{137}Cs i mossa, lav och ormbunke insamlat vid Forsmark under åren 1984-1999.

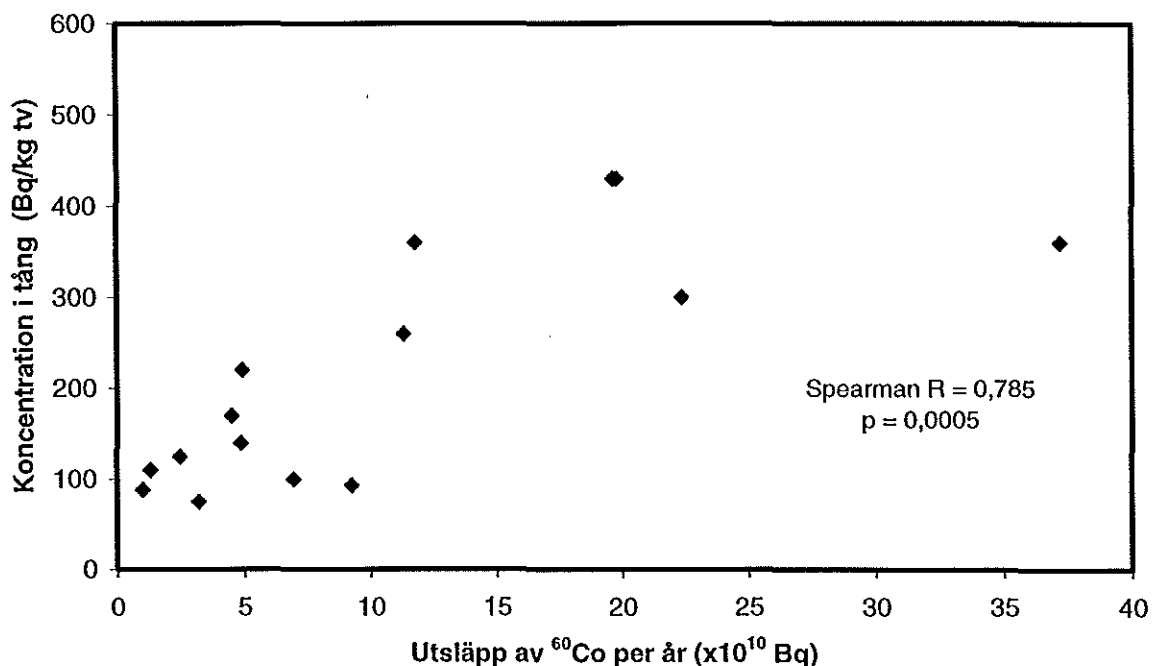
Tabell 3 Koncentrationen av olika radionuklider i blåstång och grönalger (grönslick och tarmtång; Bq kg⁻¹ tv) insamlade vid två stationer utanför Forsmark under åren 83-99. Avståndet från utsläppspunkten är 2,2 km vid station 104 och 11,9 km vid station 111. Variationen = standardavvikelsen/n, n = antal värden över detektionsgränsen u.d. = under detektionsgränsen

Nuklid	Station 104		Station 111	
	Blåstång	Grönalger	Blåstång	Grönalger
Mn-54	19 ± 1 (n = 16)	11 ± 3 (n = 3)	5 ± 1 (n = 12)	u. d.
Co-58	30 ± 2 (n = 13)	14 ± 2 (n = 5)	7 ± 0 (n = 6)	u. d.
Co-60	343 ± 27 (n = 20)	50 ± 4 (n = 15)	43 ± 2 (n = 19)	20 ± 3 (n = 6)
Zn-65	100 ± 4 (n = 20)	27 ± 0 (n = 3)	32 ± 2 (n = 15)	u. d.
Ag-110m	188 ± 42 (n = 7)	670 (n = 1)	220 ± 56 (n = 4)	450 (n=1)

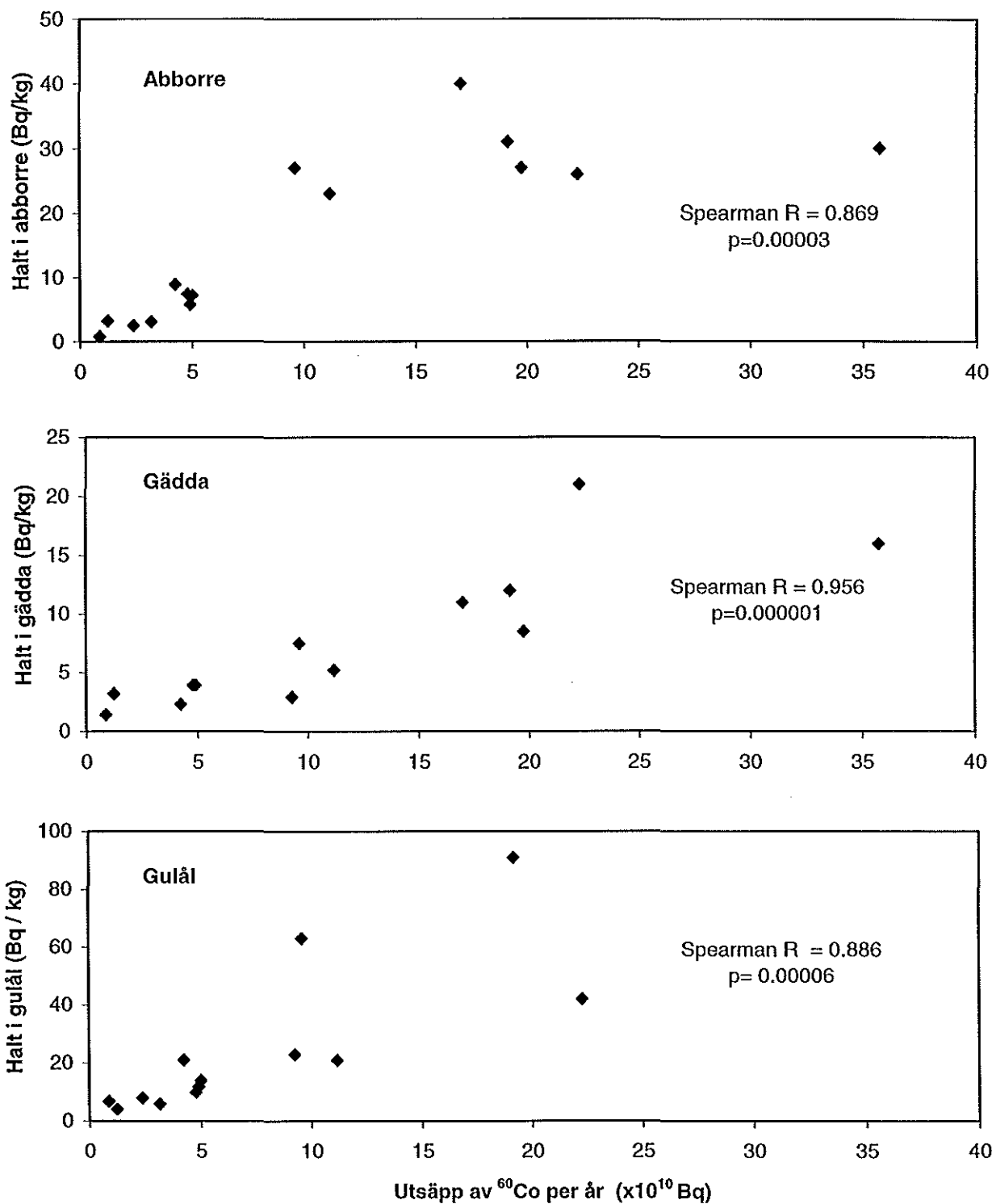
3.1.2 Akvatiska miljön

De radioaktiva utsläppen till vattenrecipienten ökade under slutet av 80-talet men har sedan början av 90-talet stadigt minskat. Halter i biota som finns nära utsläppspunkterna följer genomgående samma trender. Däremot är halterna av ⁶⁰Co i sedimenten (station 101 i Biotestsjön) i stort sett oförändrade trots att utsläppen har minskat med en faktor 10. Vid station 68, belägen utanför Biotestsjön, har halterna av ⁶⁰Co också varit oförändrade sedan prover började insamlas 1989. Vid denna station är halterna i snitt 4 gånger lägre än vid station 101.

I blåstång är det främst ⁶⁰Co och ¹³⁷Cs som detekteras kontinuerligt men även ⁵⁴Mn, ⁵⁸Co, ⁶⁵Zn och ^{110m}Ag (Tabell 3). Vid station 104, som ligger närmast utloppet från Biotestsjön, visar ⁶⁰Co halterna i vattenutsläppet och i blåstång en stark korrelation (Spearman R = 0,785; p = 0,0005; N = 15; Fig. 2). Vid station 111, 107 och 108, som ligger på ungefär en mils radie från station 104, är halterna i snitt 3-5 gånger lägre. Undantaget är ^{110m}Ag som detekteras i få prover men i relativt höga halter.



Figur 2. Korrelation mellan utsläpp av ⁶⁰Co och koncentration i blåstång vid station 104 utanför Biotestsjön, Forsmark. Prover insamlade under åren 83-99



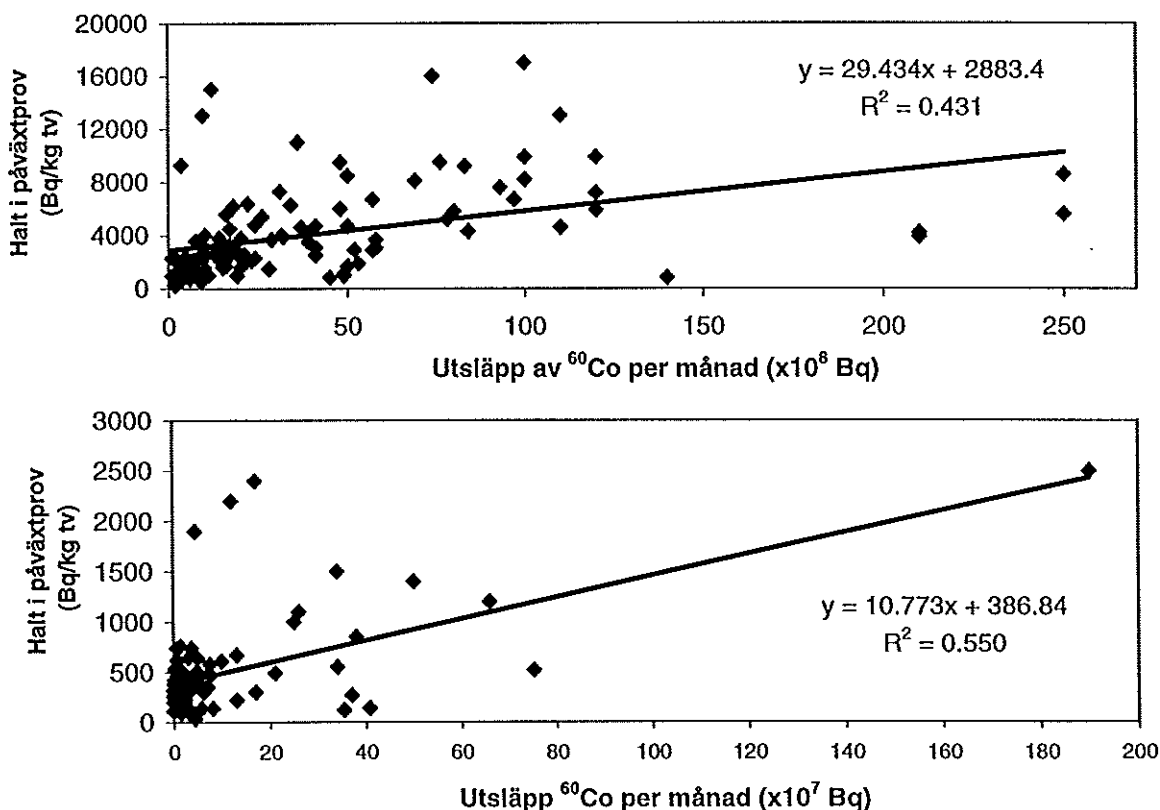
Figur 3. Korrelation mellan utsläpp av ^{60}Co från block 1+2 och halter i fisk från Biotestsjön vid Forsmark. Prover insamlade 1984-99

På station 104 och 111 insamlas både blåstång och grönslick/tarmtång sedan 1983 (Tabell 3). För alla nuklider uppnås detekterbara halter i fler prov från blåstång än från grönslick/tarmtång. Uppmätta halter är också generellt sett högre i blåstång. Som exempel kan nämnas att vid station 111, som är belägen längst bort från utsläppspunkten, kunde endast 6 prover från grönslick/tarmtång detektera ^{60}Co medan 19 prover från blåstång hade halter över detektionsgränsen under perioden 83-99.

Även i blåmussla och Östersjömussla detekteras färre nuklider än i blåstång. I blåmussla och Östersjömussla är det främst ^{60}Co och ^{137}Cs som regelbundet kan detekteras i proverna. I blåmussla insamlad på samma stationer som blåstång (station 104, 108 och 111) var halterna av ^{60}Co 2-4 gånger lägre än i blåstång.

I snäckor *Radix/Theodoxus* förekommer ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{65}Zn , $^{110\text{m}}\text{Ag}$ och ^{137}Cs frekvent och även i viss mån ^{95}Nb . Jämfört med halterna i *Radix/Theodoxus* vid vattensintaget (station 102) är halterna, beroende på nuklid, 2-8 gånger högre i prover från Biotestsjön.

I abborre, gädda och gulål som fångats i Biotestsjön uppmäts detekterbara halter av ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{134}Cs och ^{137}Cs . I gulål som fångats utanför Biotestsjön (station 34) var halterna av ^{60}Co och ^{65}Zn cirka en faktor fem lägre. Under 90-talet har även detekterbara halter av ^{152}Eu rapporterats i gulål främst från Biotestsjön men även från station 34. I Biotestsjön visar halterna av ^{60}Co i utsläppsvattnet en högre korrelation med halterna i abborre, gädda och gulål än halterna i påväxtprover (Fig. 3 & 4). En möjlig förklaring till den låga korrelationen för påväxtprover är att vatten periodvis släpps ut från Biotestsjön via reservutskovet (station 115). Torsk, strömming och sik, som har ett mindre stationärt beteende än gulålen, visar endast detekterbara halter av radiocesium (station 22).



Figur 4. Korrelation mellan utsläpp av ^{60}Co och halten i påväxtprov. Övre figur: Utsläpp från block 1+2 och påväxtprov från station 101. Undre figur: Utsläpp från block 3 och påväxtprov från station 114. Forsmark 92-99

3.2 STUDSVIK

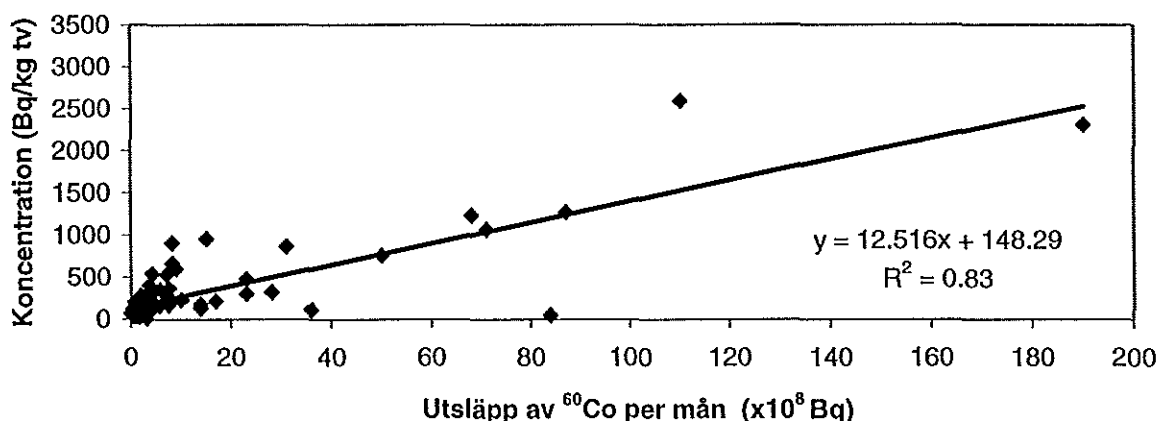
Studsvikanläggningen består av två mindre reaktorer för test-, process- och forskningsändamål samt laboratorier, smältanläggning och förbränningsanläggning. Nuklidsammansättningen i utsläppen från Studsvik skiljer sig från kärnkraftverken genom bl.a. högre utsläpp av ^{90}Sr och utsläpp av ^{152}Eu .

3.2.1 Terrestra miljön

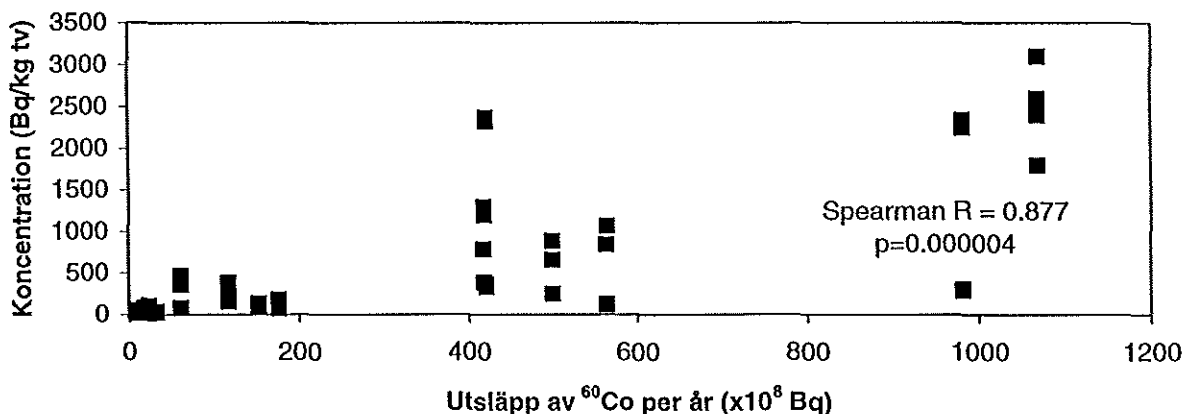
I betesvall, sallad och spannmål är ^{137}Cs den enda radionuklid som ligger över detektionsgränsen. I mossa och lav detekteras ^{137}Cs i alla prov medan ^{60}Co förekommer sporadiskt. I nötboskap, får och älg ligger endast ^{137}Cs över detektionsgränsen och halterna är högst i får men också mest varierande mellan olika år. I mjölk är ^{137}Cs den enda radionuklid som mycket sporadiskt har detekterats under 90-talet.

3.2.2 Akvatiska miljön

Påväxtprover som insamlas vid vattenutsläppet i Bergösundet (station 3N och 3S) visar en stark korrelation med halterna av ^{60}Co i kylvattnet ($r^2 = 0,83$; $N = 69$; Fig. 5). Halterna i blåstång, insamlade vid stationerna 3S och 3B under höst och vår, visar också en stark korrelation (Spearman $R = 0,877$; $p = 0,000004$; $N = 17$; Fig. 6). Korrelationen är nästan densamma för vårprover (april och maj; Spearman $R = 0,822$; $p = 0,00003$; $N = 18$) som för höstprover (augusti till oktober; Spearman $R = 0,868$; $p = 0,000006$; $N = 17$). Även Östersjömussla och blåmussla samlas in i närheten av utsläppspunkten vid Bergösundet men i jämförelse med blåstång är halterna lägre i musslor. I Östersjömusslan (station 2 och 3) detekteras 2-4 gånger



Figur 5. Korrelation mellan utsläpp av ^{60}Co och medelvärde av halt i påväxtprov från station 3N och 3S vid Bergösundet, Studsvik. Prover insamlade under åren 1992-99



Figur 6. Korrelation mellan utsläpp av ^{60}Co och halt i blåstång från 3B och 3S vid Bergösundet, Studsvik. Prover insamlade under åren 1981-99

högre halter och ungefär dubbelt så många nuklider som i blåmussla (station 3B och 3S). ^{152}Eu detekteras i varje insamlat prov av Östersjömussla sedan 1988 medan förekomsten i blåmussla och blåstång är mer sporadisk. Till skillnad från blåmussla och blåstång detekteras ^{54}Mn inte i något prov från Östersjömussla. Under maj 1986 detekterades höga halter av ^{131}I från Tjernobyl i blåstång.

Vid alla sedimentstationer detekteras ^{60}Co , radiocesium och sedan slutet av 80-talet även ^{152}Eu och ^{154}Eu . Vid stationer nära vattenutsläppet är även ^{54}Mn , ^{144}Ce och ^{155}Eu frekvent förekommande.

I fisk detekteras ^{137}Cs i stort sett samtliga prov. I gädda och skrubbskädda är halterna av ^{60}Co högre och generellt mer frekvent förekommande än i abborre och sill/strömming.

3.3 OSKARSHAMN

Vid Oskarshamnsverket hade block 2 en större bränsleskada 1988. Oskarshamnsverkets första reaktor, O1-reaktor, togs ur drift i augusti 1992 för omfattande reparationsarbeten som slutfördes under 1995.

3.3.1 Terrestra miljön

I mossa, lav, ormbunke, strandgräs och betesvall detekteras ^{137}Cs i alla prov medan ^{60}Co , ^{54}Mn , ^{65}Zn , ^{95}Nb och ^{155}Eu förekommer i enstaka prov. I några prover från spannmål och sallad förekommer ett stort antal olika radionuklider. I rådjur, älg, får och nötboskap detekteras ^{137}Cs i alla prov men även ^{60}Co förekommer i enstaka prov. Rådjur har de högsta halterna av ^{137}Cs och nötboskap de lägsta. I mjölk detekteras främst ^{137}Cs och någon gång även ^{60}Co .

Under perioden 93-95 återfinns ^{91}Y , ^{152}Eu , ^{155}Eu och ^{153}Gd i ett stort antal olika provslag som t.ex. mjölk, mossa, älg, rötslam, nötboskap, betesvall, strandgräs, fisk, alger och musslor. ^{91}Y rapporteras i luftutsläpp och en viss förhöjning av halterna inträffade under våren -93 men utsläppen var dock betydligt lägre än under 80-talet. ^{152}Eu , ^{155}Eu och ^{153}Gd rapporteras inte i några utsläppsdata.

3.3.2 Akvatiska miljön

Vid station 6 som ligger 0,5 km från utsläppspunkterna insamlas grönslick och *Radix/Theodoxus/Littorina*. En jämförelse mellan halterna av ^{60}Co i utsläppsvattnet och i grönslick visar ingen korrelation (Spearman $R = 0,188$; $p = 0,44$; $N = 19$). Blåstång insamlas vid sju stationer belägna 2,5 till 70 km från vattenutsläppet. Vid station 12 närmast vattenutsläppet är ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co och ^{65}Zn frekvent förekommande i proverna. Vid den mest avlägset belägna provtagningsstationen (station 19) detekteras ^{54}Mn och ^{60}Co sporadiskt och detekterbara koncentrationer är 95 % lägre jämfört med halterna vid utsläppspunkten.

Abborre, gädda och gulål som fiskas i Hamnefjärden har en mer frekvent förekomst av framför allt ^{65}Zn men även ^{60}Co jämfört med abborrar, gulål, sill/strömming och torsk infångade längs Östersjökusten. Ingen bottenlevande fisk fiskas för omgivningskontrollprogrammets räkning vid Oskarshamn.

Påväxtprov från Hamnefjärden visar ingen korrelation med halterna av ^{60}Co i kylvattnet ($r^2 = 0,10$ $N = 115$). Provtagningspunkten för påväxtprover är belägen så att den i första hand påverkas av utsläppen från block 1 och 2 (Pers. kom. J. Andersson). Korrelationen är dock fortfarande svag om endast utsläppen från block 1 och 2 tas med i beräkningen ($r^2 = 0,27$ $N = 115$). Uteslutning av prover tagna från november till februari, då den korta dagslängden kan förväntas begränsa tillväxten, ökar inte korrelationen ($r^2 = 0,26$ $N = 81$).

I Hamnefjärden är det främst ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{65}Zn och ^{137}Cs som detekteras i sedimenten. Sedan mitten av 90-talet har koncentrationerna av ^{54}Mn och ^{60}Co i sedimenten ökat med en faktor 8

och radionukliderna ^{51}Cr , ^{95}Nb , $^{110\text{m}}\text{Ag}$ och ^{125}Sb är frekvent förekommande från att tidigare bara kunnat detekteras sporadiskt. För ^{54}Mn , ^{51}Cr , $^{110\text{m}}\text{Ag}$ och ^{125}Sb sammanfaller ökningen av koncentrationerna i sedimenten med högre halter i vattenutsläppet. För ^{60}Co och ^{95}Nb har utsläppen däremot minskat samtidigt som halterna i sedimenten ökat.

3.4 BARSEBÄCK

Barsebäck har under sin driftsperiod inte haft några bränsleskador av betydelse. Genom verkets närhet till stora befolkningscentra är miljösituationen särskilt uppmärksammas.

3.4.1 Terrestra miljön

I spannmål och betesvall detekteras ^{137}Cs mycket sporadiskt. I mossa och ormbunke har ^{137}Cs detekterats kontinuerligt sedan provinsamlingen startade i början av 80-talet. En viss förhöjning av ^{137}Cs halterna skedde 1997. I strandgräs har inga radionuklider detekterats sedan 1990.

I mjölk har ^{137}Cs detekterats frekvent och under 93-95 låg även ^{60}Co över detektionsgränsen i flera prov vilket sammanföll med något högre utsläpp till luft under denna period.

I nötkreatur och rådjur detekteras ^{137}Cs sporadiskt. Prov från fasan har tagits under 97-99 varvid inga radionuklider har detekterats.

3.4.2 Akvatiska miljön

I blåstången detekteras ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co och ^{137}Cs kontinuerligt närmast utsläppspunkten (station 1, 7, 9 och 14) och de högsta koncentrationerna erhålls vid station 7. Ytströmmen genom Öresund är till 60 % nordgående. Detta reflekteras i blåstång med högre halter och ett större antal radionuklider 20 km norr om vattenutsläppet (station 16) än vid stationerna 20 och 23 belägna på motsvarande avstånd i sydlig riktning. Vid station 20 och 23 detekteras endast ^{137}Cs .

Sedimentprov för grundprogrammet tas sedan 1990 varje kvartal vid station 38 belägen 5,4 km i västlig riktning från verket. Station 35, som ingår i intensivprovtagningsprogrammet, ligger på samma avstånd som station 38 men i nordlig riktning och där är halterna generellt dubbelt så höga (Neumann & Notter opubl.). Halterna är högst vid station 37 som är belägen 0,5 km från vattenutsläppet. Vid den mest avlägsna stationen som ligger vid ön Ven (station 30; 24 km från utsläppspunkten) detekteras ^{60}Co sporadiskt. Påväxtprov som insamlas vid station 7 belägen norr om vattenutsläppet visar en svag korrelation med halterna av ^{60}Co i utsläppsvattnet ($r^2 = 0,29$ $N=50$).

I torsk, sill, gulål, rötsimpa och skrubbskädda detekteras ^{137}Cs kontinuerligt. För de arter där flera prov insamlats både före och efter Tjernobylyockan (torsk, gulål och skrubbskädda) tyder resultaten på att koncentrationen av ^{137}Cs har ökat med en faktor tre, dvs. från cirka 10 till 30 Bq/kg tv. I torsk, gulål, rötsimpa och skrubbskädda detekteras även ^{60}Co sporadiskt.

3.5 RINGHALS

Ringhalsverket är Sveriges största kärnkraftverk och elproducent. Under 1992-1993 inträffade några bränsleskador i block 1 som framför allt ledde till förhöjda utsläpp av kortlivade radionuklider till luft under 1993-1996.

3.5.1 Terrestra miljön

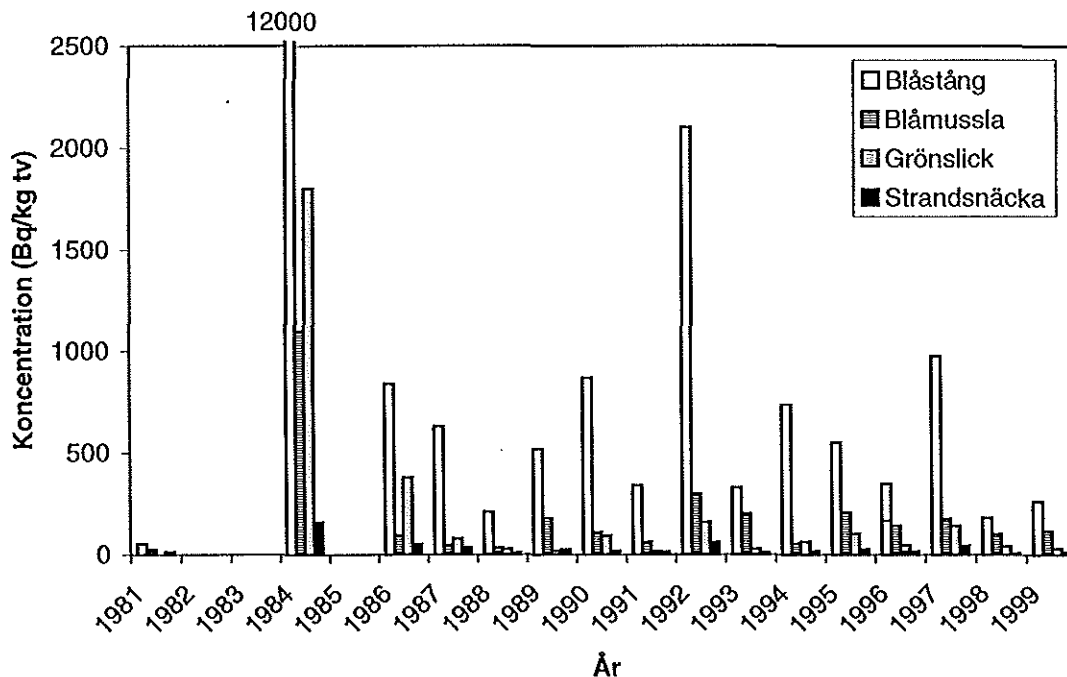
I terrestra provslag förutom sallad och spannmål förekommer ^{137}Cs i stort sett i alla prov sedan provtagningen startade i början av 80-talet. I örnbräken finns förutom ^{137}Cs främst ^{54}Mn och i enstaka prov förekommer också ^{60}Co och ^{95}Zr . I mossa detekteras ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{144}Ce , ^{134}Cs och ^{125}Sb , och ett år efter Tjernobylyockan även ^{95}Nb , ^{95}Zr och $^{110\text{m}}\text{Ag}$. Renlav, som insamlas på samma stationer som mossa, visar förekomst av samma nuklider och halter i samma storleksordning. I spannmål förekommer ett stort antal radionuklider i låga halter under 1996. I strandgräs detekterades ^{54}Mn , ^{58}Co och ^{60}Co i låga halter i nästan varje prov under slutet av 90-

talet. En närmare utvärdering av värdena för strandgräs visar dock att det främst beror på en sänkning av detektionsgränsen. I mjölk är ^{137}Cs den enda nuklid som förekommer i stort sett kontinuerligt.

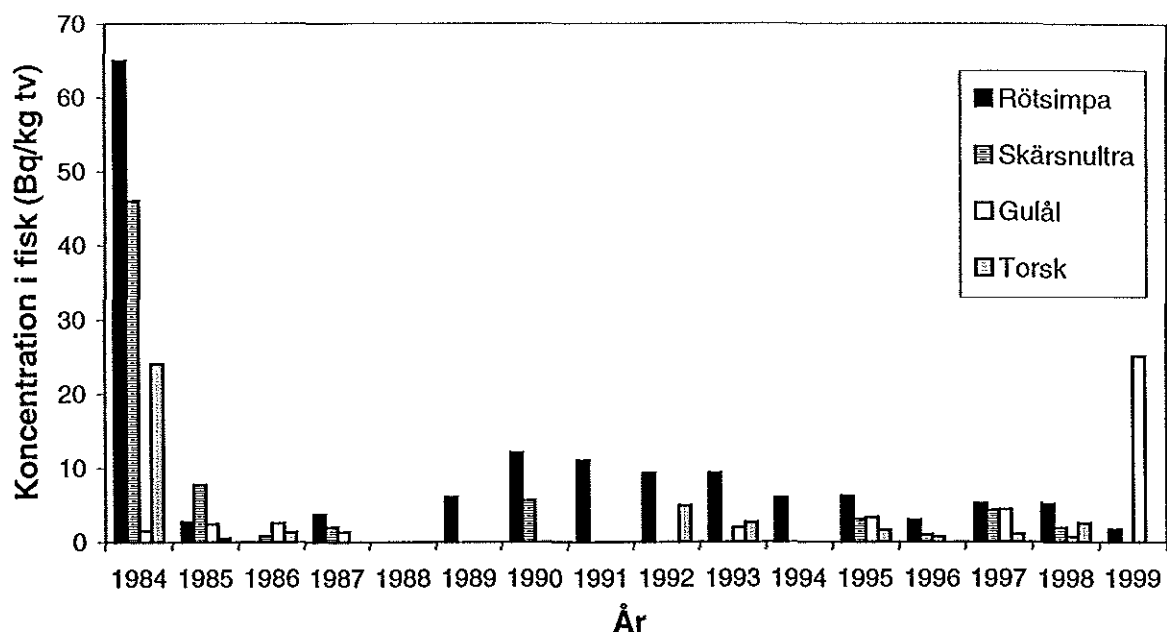
3.5.2 Akvatiska miljön

I blåstång, grönslick, blåmussla och strandsnäcka (*Littorina*) detekteras ett antal olika radionuklider, ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{96}Nb , $^{110\text{m}}\text{Ag}$ och ^{137}Cs . I blåstång detekteras ^{57}Co i flera prover och under juni månad 1986 även ^{131}I till följd av Tjernobylnedfallet. Vid station 3 som ligger vid vattenutsläppet har blåmussla, strandsnäcka, grönslick och blåstång samlats in med samma tidsintervall sedan 1981 (Fig. 7). En jämförelse mellan de fyra provslagen visar att blåstång har de högsta halterna av ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{96}Nb , $^{110\text{m}}\text{Ag}$ och ^{137}Cs . I strandsnäcka detekterades nuklider lika ofta som i blåstång men halterna var ungefär 20 gånger högre i blåstång. Jämfört med blåmussla var halterna ungefär 10 gånger högre i blåstång och jämfört med grönslick 5 gånger högre. $^{110\text{m}}\text{Ag}$ detekterades i störst antal prover från strandsnäcka men i snitt var halterna lägre än i de övriga provslagen. I blåstången sjunker halterna med en faktor 10 inom en 5 km radie från vattenutsläppet (station 7, 12b och 13). Inom en mils radie sjunker halterna med ytterligare en faktor 10 (station 16 och 25) och jämfört med stationerna vid utsläppspunkten kan mellan 60-80 % av nukliderna detekteras. Vid station 25 som ligger 8,9 km från utsläppet insamlas blåstång och strandsnäcka årligen. Halterna i blåstång är ungefär 5 gånger högre än i strandsnäcka med undantag för $^{110\text{m}}\text{Ag}$ och ^{96}Nb där halterna är högre i strandsnäcka. ^{60}Co och ^{137}Cs detekteras med nästan lika hög frekvens i strandsnäcka som i blåstång medan ^{54}Mn , ^{58}Co och ^{65}Zn detekteras i betydligt högre utsträckning i blåstång.

En jämförelse mellan vattenutsläppet av ^{60}Co och halt i blåstång vid station 3 visar en viss korrelation (Spearman $R = 0,738$; $p = 0,00072$; $N = 17$). På samma station insamlas även påväxt-prov men korrelation till halten av ^{60}Co i utsläppsvattnet saknas ($r^2 = 0,05$; $N = 174$).



Figur 7. Koncentration av ^{60}Co i blåstång, grönslick, blåmussla och strandsnäcka vid station 3 utanför kylvattenutsläppet vid Ringhals. Data insamlade under åren 1981-99



Figur 8. Koncentrationen av ^{60}Co i olika fiskarter vid station 22 utanför vattenutsläppet vid Ringhals under åren 1984-99

I fisk detekteras främst ^{137}Cs och ^{60}Co . I den bottenlevande rötsimpa är ^{60}Co mer frekvent förekommande och i generellt högre halter jämfört med gulål, skårsnultran och torsk som simmar i den fria vattenmassan (Fig. 8).

I krabba och hummer förekommer detekterbara halter av ^{60}Co mer kontinuerligt under slutet av 90-talet. En närmare utvärdering av värdena visar dock att det främst beror på en sänkning av detektionsgränsen.

Sedimentproppar tas vid station 3, nära vattenutsläppet, och vid station 11b, 2 km norr om utsläppet i närheten av vattenintaget. Vid station 3 är ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co och ^{137}Cs frekvent förekommande i sedimenten och halterna visar inga förändringar över tid. Vid station 11b detekteras ^{60}Co och ^{137}Cs kontinuerligt i alla prov och halterna är lika höga som vid station 3. Däremot är ^{54}Mn och ^{58}Co mer sporadiskt förekommande och koncentrationerna är lägre.

I många provslag ligger halterna av ^{65}Zn över detektionsgränsen under några år början av 80-talet.

3.6 VAD VISAR SEDIMENTDATA FRÅN INTENSIVPROVTAGNINGSPROGRAMMET?

En utförlig rapport av sedimentprovtagningarna 1980-1997 har sammanställts av Neumann & Notter (opubl.). Fördelning av radionuklider inom spridningsområdet runt kraftverken och Studsvik beror av strömmar och sedimentationsförhållanden. Stationer som ligger på utpräglade ackumulationsområden tenderar att ha högre koncentrationer än stationer på erosionsbottnar. En och samma station visar dock ofta stora variationer i halter från år till år. Det kan bero på faktorer som t.ex. sedimentationsförhållandena och svårigheten att upprepa provtagningen vid exakt samma position. Av de nuklider som förekommer i utsläppen är detekteras ^{60}Co och ^{137}Cs i de flesta prov från det översta sedimentskiktet (0-2 cm). Efter Tjernobylolyckan domineras den totala gamma-aktiviteten i sedimentproverna av ^{137}Cs vid samtliga kärnkraftverk. Halterna av ^{60}Co är låga med undantag för Hamnefjärden vid Oskarshamnsverket och i Biotestsjön vid Forsmarksverket där högre koncentrationer kan uppmätas. Några enstaka stationer nära utsläppen kan tyda på en anrikning av ^{60}Co . Generellt ses en koncentrationsgradient med de högsta halterna av ^{60}Co närmast utsläppsområdet som sedan minskar med avståndet. Djupprofilmätningar ingår inte i grundprogrammet eller intensivprogrammet. År 1997 mättes

dock halter i djupprofil vid två stationer (station 35 och 37) utanför Barsebäck. För ^{137}Cs reducerades halterna med 40 % från ytan ned till 10 cm medan ^{60}Co kunde detekteras ner till 6 cm. Av övriga radionuklider som släpps ut kan låga halter av främst ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{65}Zn , $^{110\text{m}}\text{Ag}$ och ^{125}Sb detekteras i sedimentprov tagna i omedelbar närhet av utsläppen.

3.7 SAMMANFATTNING AV RESULTATEN FRÅN OMGIVNINGSKONTROLLEN

I den terrestra miljön är ^{137}Cs den radionuklid som detekteras i alla omgivningsprov. I många provslag kan även ^{60}Co detekteras i enstaka prov. Framför allt i mossa, men även i lav, återfinns flest antal och de högsta halterna av radionuklider. I rådjur och älg är halterna oftast högre än i nöt och får.

I den akvatiska miljön är det främst påväxtprover som visar de högsta halterna och största antalet olika radionuklider. Korrelationen mellan utsläpp av ^{60}Co och halter i påväxtprov är dock, med undantag för Studsvik, svag eller obefintlig.

Av övriga provslag i den akvatiska miljön har sediment, blåstång och snäckor (*Radix/Theodoxus/Littorina*) den högsta förekomsten av radionuklider. En jämförelse mellan blåstång, grönslick/tarntång, snäckor, Östersjömussla, blåmussla och fisk visar att halterna av ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{96}Nb , $^{110\text{m}}\text{Ag}$ och ^{137}Cs högst i blåstång. Tidigare studier som antytt att grönalger skulle anrika ^{54}Mn och ^{60}Co i högre grad än blåstång (Carlsson 1990) överensstämmer således inte med dessa resultat. I snäcka uppmättes $^{110\text{m}}\text{Ag}$ i fler prov än i något annat provslag och resultat från Studsvik tyder på att ^{152}Eu detekteras oftare i Östersjömussla än i blåstång och blåmussla. Ligger provtagningslokalen nära utsläppspunkten kan en viss korrelation mellan halter av ^{60}Co i utsläppet och i blåstång påvisas. Vid stationer belägna längst bort från utsläppet har blåstång de högsta halterna och största antalet detekterade radionuklider jämfört med alla andra provslag.

Blåstång och sedimentprover visar en spridningsgradient från utsläppspunkten. Vid stationer närmast utsläppspunkten kan i vissa fall förändringar av halter i utsläppet återspeglas i sedimenten. Vid stationer som är belägna längst bort, men i den dominerande strömriktningen från utsläppspunkten, detekteras sporadiskt radionuklider som kan härledas till verken.

I fisk är ^{137}Cs frekvent förekommande medan ^{60}Co och ^{65}Zn detekteras sporadiskt. Generellt är halterna av radionuklider högst och mer kontinuerligt förekommande i arter som är bottenlevande eller stationära.

4 Finlands och Storbritanniens omgivningskontrollprogram

För att belysa vilken information som kan erhållas från olika omgivningskontrollprogram ges en kort redogörelse för Finlands omgivningskontroll utförda 91-92 (Ikäheimonen et al 1995) och 93-94 (Klemola et al 1998), och Storbritanniens, utförd 1998 (MAFF & SEPA rapport 1999). I jämförelse med det svenska programmet kan det finska sägas vara lika omfattande i antalet insamlade provslag, medan det brittiska är betydligt större. Fokus för denna redogörelse ligger i huvudsak på andra radionuklider än radiocesium eftersom bra indikatorer för förekomsten av radiocesium är väl kända efter Tjernobylnedfallet. Ytterligare information om andra länders omgivningskontrollprogram har sammanställts av Gyllander et al (1995).

4.1 FINLANDS ÖVERVAKNINGSPROGRAM

I Finland finns två kärntekniska anläggningar, Olkiluoto och Loviisa. De radionuklider man redovisar i rapporterna (Ikäheimonen et al 1995; Klemola et al 1998) förutom radiocesium är ^3H , ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{131}I , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{125}Sb och $^{239,240}\text{Pu}$. Av dessa nuklider behöver inte detektionsgränser anges för ^3H , ^{90}Sr , ^{125}Sb och $^{239,240}\text{Pu}$ i det svenska programmet.

I det finländska omgivningskontrollprogrammet har man fokuserat på att mäta halter i luft, jord, deponering, dricksvatten (terrest miljö) och sedimentande material, sediment och havsvatten (akvatisk miljö). Tre (Olkiluoto) och fyra (Loviisa) luftprovtagare är placerade kring verken. Luftprover filtreras genom glasfiberfilter (Whatman GF/A) och aktivt-kol fiberglasfilter (Whatman 72) under en ythastighet av 0,4 m/s. Filtren byts var fjortonde dag. Till skillnad mot det svenska programmet ingår äpple, svamp, vilda och odlade bär men inte lav, ormbunke, strandgräs, älg, rådjur och får. I det akvatiska programmet använder man förutom blåstång, grönslick, blåmusslor, Östersjömussla och fisk även ishavsråsguggan (skorv; *Saduria entomon*) som indikatororganism. Koncentrationerna i olika provslag redovisades i relation till koncentrationen av ^7Be och/eller ^{40}K .

Från den terrestra miljön var det endast i luft (^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{125}Sb och ^{131}I) och i regnvatten (^3H , ^{58}Co , ^{60}Co , $^{110\text{m}}\text{Ag}$ och ^{125}Sb) som man detekterade nuklider som härrörde från de lokala kraftverken. Halter av ^{90}Sr över detektionsgränsen uppmättes i jord, luft, dricksvatten, mossa, mjölk och sädeslag.

I de akvatiska proverna uppmättes låga halter av ^{54}Mn , ^{58}Co och ^{60}Co samt förhöjda halter av ^3H i havsvattnet närmast verken. I alla indikatororganismer (alger, musslor och ishavsråsgugga) uppmättes låga halter av ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co , $^{110\text{m}}\text{Ag}$ och ^{125}Sb . I ishavsråsguggan uppmättes de högsta halterna av $^{110\text{m}}\text{Ag}$. $^{239,240}\text{Pu}$ detekterades i blåstång, sedimentande material och sediment. I vild fisk uppmättes de högsta halterna av radiocesium i abborre och de lägsta i mört. I lax från fiskodlingar nära verken var halterna av radiocesium dock lägre än i vild fisk vilket troligen beror på låg halt i den föda som ges till odlad fisk. Halter av ^{90}Sr över detektionsgränsen uppmättes i havsvatten, sediment, blåstång, musslor, snäckor och fisk. Högsta halter av radionuklider som härrörde från det lokala kraftverket uppmättes i blåstång, sedimentande material och bottensediment.

4.2 STORBRIANNIENS ÖVERVAKNINGSPROGRAM

I rapporten redovisas data från 27 olika anläggningar som ligger spridda över hela landet. Största utsläppen, både vad det gäller luft och vatten, kommer från Sellafield. Övervakningsprogrammen är inriktade på att mäta halter i människans livsmedel och näringskedja. Då produktionen av livsmedel varierar mellan olika områden kan provtagningsprogrammets upplägg och omfattning inte bara skilja sig mellan anläggningarna utan också från år till år. Några exempel på provslag som insamlas i det engelska provtagningsprogrammet men inte i det svenska är honung, nötter, kompost, fiskmjöl, inälvor från gris och nöt, olika fjäderfä, djurfekalier och tyg. För mätning av luftburna radionuklider används uppspant tyg som analyseras varje månad och de uppmätta halterna rapporteras som totala halter av alfa-, beta- respektive gammastrålande radionuklider. Däremot rapporteras ingen insamling av mossa, lav eller ormbunke.

I den terrestra miljön runt Sellafield hittades förhöjda halter av ^3H , ^{14}C , ^{35}S och ^{90}Sr i äpple, björnbär, nöt och fårkött samt inälvor men däremot inte i vilt, honung och gräs. Låga halter av ^{90}Sr uppmättes i mjölk, korn, morötter, sallad, bönor, potatis och kål. Halterna av ^{35}S och ^{90}Sr var högre i inälvor än i muskel. ^{99}Tc detekterades i låga koncentrationer i anka, gräs, björnbär och kål.

I den marina miljön hade mollusker generellt högre halter av radionuklider än kräftdjur som dock i sin tur hade högre halter än fisk. I snäckor och musslor uppmättes förhöjda halter av ^{60}Co , ^{90}Sr , $^{110\text{m}}\text{Ag}$ och ^{125}Sb . Tio gånger högre halter av ^{125}Sb än i något annat provslag uppmättes i en ringmask, *Aphrodite aculeata*. I kräftdjur uppmättes förhöjda halter av ^{60}Co , ^{90}Sr och $^{110\text{m}}\text{Ag}$, och i fisk förhöjda halter av ^{60}Co och ^{90}Sr . Halterna av ^{65}Zn , ^{95}Zr och ^{95}Nb var under detektionsgränsen i alla marina djur (snäckor, musslor, kräftdjur, fisk n=482). Detekterbara halter av ^{95}Nb hittades endast i sand vid en station och ^{95}Zr endast i två prover; alg och sand. Högsta halterna av ^{60}Co uppmättes i sand från havsstränder, en ringmask (*Aphrodite aculeata*), snäckor, musslor och blåstång. ^{99}Tc detekterades i blåstång, kräftdjur, musslor, snäckor och fisk. Halterna var högst i blåstång och hummer och lägst i fisk.

5 Sammanfattande synpunkter

5.1 OMGIVNINGSPROGRAMMET OCH MÅLEN

Är omgivningskontrollprogrammet utformat så att det uppfyller de uppställda målen? I den följande texten sammanfattas några synpunkter och funderingar med utgångspunkt från de i sektion 2.1 uppräknade målen.

5.1.1 Underlag för beräkningsmodeller

Idag används inte omgivningsproverna för att uppskatta dos till människor i kritisk grupp. Där emot har en jämförelse mellan modell och mätdata från den akvatiska miljön utförts av Nordlinder & Bergström (1992a) och Karlberg (1995). För att en korrekt uppskattning av dostillskottet skall kunna göras måste underlaget för beräkningsmodeller vara representativt ur alla aspekter. När det gäller människan är födan en viktig exponeringsväg för beräkning av dos. I Sverige utgör mjölk, potatis, spannmål och kött (nöt och gris) den största andelen av det dagliga födointaget. Efter Tjernobyolyckan kom dock ett väsentligt dostillskott av radiocesium från insjöfisk, svamp, ren, älg och vilda bär (Aarkrog 1994; Nyblom et al. 1996). Hushåll som inskaffar livsmedel genom jakt, fiske, svamp- och bärplockning kom därmed att erhålla högre stråldoser än genomsnittet av befolkningen. Denna erfarenhet visar att man för att kunna bedöma stråldoser och eventuella effekter på ekosystem eller populationer måste ha en mycket god kännedom om spridnings- och upptagsvägar, vilken dock fortfarande är bristfällig för många radionuklider.

Om syftet med att mäta halter av radioaktiva ämnen i fisk är att bedöma exponering till människa via födan bör urvalet av fisk göras efter relevanta åldersklasser. Idag poolas ofta muskelproverna från ett större antal fiskar som varierar i ålder (storlek) vilket innebär att även juvenila fiskar som vanligtvis inte används som matfisk ingår i provet (Pers. kom. R.-M. Svensson). Detta ger ett medelvärde men säger inget om spridningen inom populationen och kan ge en felaktig uppskattning av exponering från fisk som livsmedel.

Omgivningskontrollprogrammet är specifikt inriktat på att studera effekterna i de kärntekniska anläggningarnas närområden. För att få ett representativt prov bör de djurarter man väljer vara stationära eller ha ett relativt begränsat spridningsområde. För rådjur och älg som rör sig över stora geografiska områden (SSI-rapport 99-19) kan man ifrågasätta hur representativa värdena är eftersom det också är så få prov. Inom ett nationellt övervakningsprogram kan bättre förutsättningar finnas för att få ett mått på variationen i halter mellan olika individer och områden och därigenom en mer representativ uppskattning av belastningen i vilt och stråldos till människan.

Eftersom detta övervakningsprogram i första hand initierades för att skydda människan, insamlas enbart muskel från djur och fisk. Upptaget av radioaktiva ämnen varierar dock mellan olika vävnader och för många radionuklider är upptaget högre i andra vävnader än i muskel (Tabell 2; Bergström & Nordlinder 1992b; Coughtrey et al 1985). Med det vidgade perspektivet att långsiktigt även skydda naturen bör man överväga att komplettera urvalet av vävnader för att bättre kunna bedöma spridning och anrikning av radionuklider och eventuella effekter.

Tillgången av olika provslag kan variera år från år vilket kan öka osäkerheten om dataunderlaget används i beräkningsmodeller. Som exempel kan nämnas torsk i Östersjön som under flera år har haft dålig rekrytering. Tillgången på torsk påverkar i sin tur direkt tillgången på andra arter, t.ex. strandkrabba, som ökar i antal när torsken försvinner (Pers kom G. Lund). För att gardera sig mot förändringar i tillgången av olika provslag är det en fördel att kunna samla in två olika arter med liknande ekologisk nisch för att öka möjligheten till en långsiktig kontinuitet i provinsamlingen.

5.1.2 Detektion av utsläpp

För att på ett tidigt stadium detektera ett diffust utsläpp eller för att kunna säkerställa källan för ett oregistrerat utsläpp bör provtagningspunkten ligga nära utsläppet. Detekterbarheten kan ökas genom att mäta i ett kontinuerligt flöde, varvid en stor volym kan koncentreras på en liten yta, eller genom att koncentrera nuklider från ett stort område, som t.ex. i rötslam.

Vid utsläpp till luft mäts koncentrationen av ädelgaser kontinuerligt i huvudskorstenen och i ett proportionellt delflöde uppsamlas partiklar och jod på filter. Rötslam har i försök använts som en indikator för luftutsläpp men det kvarstår vissa diskrepanser mellan modellberäkningar och uppmätta värden. Det är svårare att se någon överensstämmelse över tid mellan förändringar i luftutsläpp och halter i terrestra prover än i prover från den akvatiska miljön. Detta beror förmodligen på att depositionen är beroende av faktorer som vindstyrka, vindriktning och nederbörd.

Ett syfte med påväxtprover är att på ett tidigt stadium detektera oregistrerade eller diffusa utsläpp i den marina miljön. Påväxtprover visar de högsta koncentrationerna och den största diversiteten av radionuklider. Halten av ^{60}Co i påväxtprov visar dock, med undantag för Studsvik, en svag eller obefintlig korrelation med utsläppen. Vid Studsvik är två provtagningspunkter placerade mycket nära utsläppet som sker i svag ström och mynnar i ett begränsat område mellan två öar. Vid verken är strömmen däremot stark vid utsläppet vilket gör det svårt att hitta en lämplig placering för plattor och rep. Det är möjligt att man, kanske i samarbete med SMHI, skulle kunna hitta provtagningspunkter med ett bättre läge i vattenutbredningen än vad de nuvarande stationerna har. En annan observation är att det är stor spridning mellan mätvärden. Det skulle t.ex. kunna bero på variation i förekomst av partiklar i vattnet som fastnar på påväxtproverna och på variation i tillväxt hos algerna. Om två eller fler oberoende prover samlades in skulle det kunna öka möjligheten att få en bättre korrelation till utsläppt aktivitet. Om påväxtprover används som en indikator för oregistrerade utsläpp bör man överväga att ha riktlinjer för hur stor avvikelser mellan utsläpp och koncentrationen i påväxtprov får vara. En annan möjlighet är att använda påväxtprover som en indikator för förändringar i nuklidsammansättningen, som t.ex. vid Oskarshamn 1993-95 där ^{155}Eu och ^{152}Eu detekterades i påväxtprover och många andra provslag men inte rapporterades i utsläppsdata. Även andra känsliga indikatorer som t.ex. blåstång och mossa skulle kunna användas men då bör provinsamling ske oftare än fallet är idag. Med den nya databasen för omgivningskontrollprogrammet finns det möjligheter att utarbeta rutiner för att enkelt uppmärksamma förändringar i nuklidsammansättning och koncentration.

I många fall samlas endast ett prov in från varje provslag under varje provtagningsomgång. Det gör att det är svårt att belägga om skillnader mellan specifika år är verkliga förändringar eller beror på variation inom populationen. Det gör det särskilt svårt att detektera små förändringar. Utifrån det datamaterial som finns idag är det därför svårt att få ett mått på hur stort utsläpp det behövs för att det skall kunna detekteras i omgivningskontrollprogrammet. Avsaknaden av mått på variationen inom populationer gör det också svårt att jämföra halter mellan olika provmaterial. Däremot kan man se trender över tidsperioder som sträcker sig över flera år. Möjligheten att detektera utsläpp på ett tidigare stadium skulle öka om man inom närområdet hade fler än en provtagningsstation för provslag som är känsliga indikatorer, t.ex. mossa och blåstång.

5.1.3 Bedöma eventuell påverkan på biologiskt liv

Effekter av olika miljöföroreningar på biologiskt liv uppmärksammas i första hand genom yttre skador, ändringar i populationstäthet eller artsammansättning. I omgivningskontrollprogrammet ingår inte någon övervakning av biologiska parametrar och någon bedömning av eventuella effekter på biologiskt liv har egentligen inte gjorts utan baserar sig främst på gränsvärden för stråldoser till människor i kritisk grupp. För den akvatiska miljön, där man generellt finner de högsta nuklidhalterna, genomför Fiskeriverket biologiska undersökningar för kontroll av miljöpåverkan av framför allt vattenanvändningen och man bedriver också fortlöpande olika forskningsprojekt.

För att statistiskt kunna säkerställa att förändringar av nuklidhalter i området kring verken är direkt kopplade till aktiviteten i kärnkraftverken och inte beror på andra källor bör kontrollområden finnas. Dessa kontrollområden ska i så hög utsträckning som möjligt likna provtagningsområdet. För att få en större styrka i statistiska test bör man helst ha fler än ett kontrollområde med replikerad provtagning inom området (se t.ex. Underwood 1993). I händelse av ett större utsläpp fås en större styrka i testet om flera provtagningar kan utföras både före och efter, t.ex. före och efter revision.

Då variationen i ett biologiskt material generellt sett brukar vara stor måste provtagningen för att detektera effekter vara upplagd så att den i så stor utsträckning som möjligt minimerar skillnader. Som exempel kan nämnas älg där det är känt att kalvarna innehåller högre halter än adulta. Om sådant som kan påverka halter i biotan, (t.ex. ålder och eventuellt kön för vilt eller växtunderlaget för mossa och lav) finns registrerat i provtagningsprotokollet kan inverkan av den biologiska variationen i mätresultaten reduceras och därmed ökar styrkan i statistiska test.

5.1.4 Långsiktiga förändringar av radionuklidhalter

Ett sätt att se förändringar i miljön över tid är att mäta halter av radionuklider som har relativt lång fysikalisk halveringstid i djupprofiler från jord och bottensediment. Idag ingår mätningar av radionuklider i ytskiktet av sediment, vilket ger ett lateralt spridningsmått, men däremot mäts inte koncentrationerna i djupprofil. Det skulle kunna ge viktig information för att förutse konsekvenser av t.ex. friläggning av sediment i samband med landhöjning eller muddring.

För att se förändringar i belastning hos biota över tid kan man använda nuklider som har lång biologisk halveringstid. Som exempel kan nämnas ^{90}Sr som ackumuleras i benvävnad. Förutom de stickprovsmätningar som utförs av SSI ingår inte ^{90}Sr bland de nuklider som rapporteras i omgivningskontrollprogrammet. Analyser av ^{90}Sr är relativt kostsamma och tidskrävande. Det skulle dock kunna ingå som en komponent i ett program där tidsperioden mellan provtagningar är längre än ett eller ett par år, som t.ex. i intensivprovtagningsprogrammet.

För att undvika att korttidsfluktuationer i data inverkar på långa tidstrender kan man överväga att ha replikat och fler än en provtagning inom årstiden (Underwood 1993).

5.1.5 Internationell samverkan inom miljöområdet

Utsläppsdata från Ringhals och Barsebäck rapporteras till OSPAR (Oslo/Paris konventionen för skydd av den marina miljön i Nordostatlanten), medan motsvarande data från Forsmark, Oskarshamn och Studsvik, kompletterat med viss annan provtagning, rapporteras till HELCOM (Helsingforskonventionen om skydd av Östersjöområdets marina miljö). Vissa data rapporteras till EU:s miljödatabas vid Joint Research Center vid Ispra, Italien. Utsläppsdata rapporteras till FN:s Vetenskapliga Strålningskommitté, UNSCEAR.

I urvalet av arter inom omgivningskontrollprogrammet förekommer nästan alla de arter som man idag vet anrikas radionuklider och som ofta brukar användas som indikatororganismer, t.ex. mossa, lavar, blåstång och blåmussla. Fördelen med att använda samma arter inom olika övervakningsprogram är att man i viss utsträckning kan jämföra resultaten mellan olika områden. Tillgången på ett provslag får dock inte visa stora variationer år från år. Därför ingår t.ex. inte svamp i det svenska programmet trots att det har visat höga koncentrationer av radiocesium.

5.1.6 Information till allmänheten

I många provslag finns det inga detekterbara halter av radionuklider som kan härledas till utsläpp från kärnkraftverken. Det gäller särskilt prover från den terrestra miljön men också för t.ex. pelagiska fiskar, som torsk och sik, i den akvatiska miljön. Det har ibland ifrågasatts om man skall fortsätta att använda provslag som år efter år inte visar några detekterbara halter. Erfarenheterna efter Tjernobylyolyckan har dock visat betydelsen av att känna till halter i olika provslag för att kunna påvisa vilka områden som är påverkade och hur lång tid det tar innan

halterna återgått till ursprungsnivån. Det är också av stort allmänintresse att veta om detekterbara halter förekommer i livsmedel eller i miljön.

5.2 PROVSLAG SOM SKULLE KUNNA INKLUDERAS I PROVTAGNINGSPROGRAMMET

5.2.1 Träd

Efter Tjernobylyolyckan har insikten ökat om att träd under lång tid är en viktig komponent i omsättningen av radionuklider. Tall är ett av de trädslag som är känsligast för strålning och har därför använts i många studier (IAEA 1992). Största andelen av radionuklider som deponeras från luften över skog fångas upp av trädkronorna. Andelen som fångas upp och uppehållstiden för radionuklider i trädkronor varierar beroende hur och när deponeringen sker i förhållande till trädets tillväxtfas. Under sommarhalvåret halverades aktiviteten i trädkronorna inom en tidsperiod av 3-12 veckor, beroende på träslag och ålder, medan samma halvering under vinterhalvåret sker först efter 4-6 månader (Tikhomirov & Shcheglov 1994). Med nederbörd, fällning av blad, barr, bark och grenar sprids nukliderna vidare ner över marken.

Rotupptaget av radiocesium i tall minskar med ökande ålder hos träden (Belli & Tikhomirov 1996). Över året sammanfaller rotupptaget i stort med tillväxten som i sin tur reflekterar variationer i halter i olika delar av trädet. Under en årstidsstudie av tallbarr uppmättes de högsta cesiumhalterna under våren i årsskotten (SSI-rapport 99:19). Halterna sjönk under sommaren för att sedan stabiliseras under viloperioden (vintern). Ett- och tvåårskotten följde samma mönster men koncentrationerna var lägre än årsskotten.

Rotupptaget av radionuklider är också beroende av rotlängden (Guillitte et al. 1994), och jordmånen (Melin et al 1994; Tikhomirov & Shcheglov 1994). En studie utförd i Gävletrakten tio år efter Tjernobylyolyckan har visat att halterna av cesium i tall har ökat under tidsperioden 1991-1997 (SSI-rapport 99:19). Allt eftersom cesiumet sakta når djupare jordlager kommer det med tiden i nivå med trädens mera djupt liggande rotsystem. Samtidigt har halterna sjunkit i arter med ytligare rotsystem/näringssystem, som t.ex. svamp. Samma upptagsmönster har visats i björk och tall för ^{90}Sr efter Kyshtymolyckan i Ural (Tikhomirov & Shcheglov 1994). I jordar med högre organiskt innehåll gick förloppet snabbare och halterna i träden var högre än i jordar med lägre organisk halt.

Älg hör till de djur som har träd som en viktig födokälla. Under vintern utgör årsskott av tall en viktig födokälla och under sommaren äter älgen björkskott (Johanson 1994). Även rådjur kan äta grenar av barrträd under perioder då marken täcks av snö.

En fördel med att ta prov på träd är att de uppnår en hög ålder och att de står på samma ställe så att upprepade provtagningar kan utföras på samma bestånd. Då halterna visar minst fluktuationer under viloperioden och barrträd främst utgör föda för vilt under vintern skulle det vara bästa perioden för provtagning (SSI-rapport 99:19). För tallen minskar upptaget av radiocesium med ökande ålder (Belli & Tikhomirov 1996) vilket är en faktor som man bör notera vid val av bestånd, design av provtagning och utvärdering av data.

5.2.2 Fisk och bottenfauna

Vid flera övervakningsområden har fiskbeståndet och bottenfaunan förändrats sedan programmet startade i början av 80-talet beroende på skilda faktorer. I Östersjön har torskbeståndet minskat under många år på grund av misslyckad reproduktion vilket har medfört minskat predationstryck på framförallt bottenlevande arter som därmed gynnats (Mo et al 1996). Ett annat exempel är anlockningen av lekande strömming till vattenplymen som i sin tur har medfört ökning av andra fiskarter som kalasar på strömmingsäggen. Av bottenfaunan är det främst arter som snabbt kan anpassa sig till en föränderlig miljö, som t.ex. tusensnäckor, som gynnats sedan verken startat.

Bottenlevande fiskar är i många fall stationära och de lever nära sedimenten som kan ha höga halter av radionuklider. Idag ingår ingen bottenlevande fisk bland de arter som fiskas vid Oskarshamn eller Forsmark. Då tillgången av olika arter varierar år från år är det också motiverat att överväga fiske av komplimenterande bottenlevande arter vid de övriga verken (Tabell 1). Skrubbskäddan fiskas vid Barsebäck och Studsvik men finns också vid Ringhals och Oskarshamnsverket. Rötsimpa fiskas vid Ringhals och Barsebäck men finns även vid Oskarshamnsverket och hornsimpa finns vid Forsmark.

En annan bottenlevande art är tånglaken som finns både på väst- och ostkusten men den ingår inte i omgivningskontrollprogrammet. Den används ofta som indikatorart då den är stationär och föder levande, välutvecklade yngel, vilket leder till en begränsad spridning av dessa. I Sverige är tånglake ingen matfisk vilket det däremot är i de baltiska länderna. Tånglaken är en kallvattenart som under större delen av året uppehåller sig på grunt vatten (<10 m; Jacobson et al 1992). Under juni-september, förutom i augusti då tånglaken leker, vandrar flertalet fiskar ner på något djupare vatten (<20 m). Då tånglaken är en av de arter som Fiskeriverket vanligtvis får vid sina fiskerier skulle den kunna inkluderas i övervakningsprogrammet (Pers. kom. G. Lund, R-M. Svensson och J. Andersson)

Vid Ringhals och Barsebäck är strandkrabba en av de vanligaste förekommande arterna. Strandkrabba ingick tidigare i omgivningskontrollprogrammet och har rapporterats vid Ringhals (-82, -84, -86 och -90) och Barsebäck (-83, -84, och -86). Resultaten visar en anrikning av främst ^{60}Co , $^{110\text{m}}\text{Ag}$ och ^{65}Zn . Då blåmussla är den enda bottenfauna som samlas in vid Barsebäck skulle strandkrabba kunna utgöra ett komplement. Strandkrabbor lever längs västkusten under stenar och gräver ner sig i sediment. De äter musslor och döda djur och utgör föda för fiskar (ålar och simpor) och fåglar (trutar och änder). Strandkrabban finns vid Ringhals både under våren och under hösten medan tillgången vid Barsebäck är bättre under hösten (Andersson et al. 1999; Thörnqvist 1999).

Vid Ringhals skulle sill kunna inkluderas som provslag vilket skulle innebära att sill/strömning fiskas vid alla verk. Däremot skulle skärnultran kunna uteslutas eftersom den inte finns vid något annat verk och den inte är en matfisk.

6 Sammanfattning av förslag

6.1 RAPPORTERING OCH PROVHANTERING

- För att öka tillgängligheten från omgivningskontrollen för andra myndigheter, allmänhet och intresseorganisationer kan utsläpps- omgivningskontrollrapporten samt mätdata läggas ut på SSI:s hemsida.
- I syfte att ge den allmänne läsaren perspektiv kan halter av radionuklider redovisades i relation till koncentrationen av ^7Be och/eller ^{40}K . För att ge en tydligare bild över spridningsområdet från utsläppspunkten kan data från olika mätpunkter av halter i t.ex. blåstång och sediment visas på kartor över området.
- För att säkerställa att provmaterialet behandlas lika vid analyserna borde instruktionerna över behandlingen av provmaterial vara mer specifika.
- Med det utvidgade syftet med omgivningskontrollprogrammet att skydda både människan och miljön bör urvalet av vävnader och åldersklass vid provtagning av djur och fisk övervägas så att mätresultaten motsvarar syftet.
- Betydelsen av kontrollområden bör övervägas för att ge ett bra underlag för statistiska beräkningar. I den marina miljön kan eventuellt Fiskeriverkets kontrollområden användas.

Det skulle kunna samordnas med det planerade nationella övervakningsprogrammet på strålningsområdet.

6.2 TERRESTRA MILJÖN

- På grund av trädets betydande roll i omsättningen av radionuklider i skog kan ett eller flera trädslag inkluderas som provslag i omgivningskontrollprogrammet. Då det finns många studier av tall kan det vara ett lämpligt trädslag. Vid val av bestånd, design av provtagning och utvärdering av data bör man ta hänsyn till att upptaget är beroende av ålder och jordmån. Då halterna visar minst fluktuationer under viloperioden och tall främst utgör föda för vilt under vintern är sen höst före snön bästa perioden för provtagning.
- En artinventering inom kontrollområdena skulle ge en uppdaterad överblick över lämpliga provtagningsstationer och tillgången på olika provslag. Som ett exempel skulle tillgången på lavar inom provtagningsområdena behöva inventeras.
- Om åkerlandskap utgör en betydande del av provtagningsområdet bör man överväga att göra mätning på hela ax. Det skulle troligen öka detekterbarheten av radionuklider.
- Havre kan inkluderas som ett alternativ bland sädesslagen eftersom olika arter kan variera i upptag och för att sädesslaget skall vara representativt för bruket inom programområdet.
- Resultat från andra omgivningskontrollprogram visar att halter i frukt generellt är under detektionsgränsen. För allmänheten kan det ändå vara av stort intresse att frukt eller bär från närområdet mäts kontinuerligt inom kontrollprogrammet.
- Det fortsatta användandet av älg och rådjur som provslag bör övervägas eftersom data på individnivå inte kan extrapoleras till populationsnivå. Provtagning på vilt skulle kunna inkluderas i det planerade nationella miljöövervakningsprogrammet. För att få ett mått på förändringar i belastning över tid skulle man eventuellt kunna mäta ⁹⁰Sr i skelett där provtagningarna sker med några års mellanrum.

6.3 AKVATISKA MILJÖN

- För att se förändringar i belastning över tid i den akvatiska miljön bör mätningar i djupprofiler i sediment övervägas. Det skulle kunna ge viktig information för att förutse konsekvenser av t.ex. friläggning av sediment i samband med landhöjning eller muddring. Provtagningarna skulle kunna utföras i samband med intensivprovtagningen på några utvalda stationer där de översta 10-15 cm av sedimentpropparna snittas.
- För att gardera sig mot förändringar i tillgången av olika provslag och för att öka möjligheten för en långsiktig kontinuitet i provinsamlingen är det en fördel att samla in två olika arter med liknande ekologisk nisch. För bottenlevande fisk och bottenfauna skulle följande förändringar i omgivningskontrollprogrammet kunna göras:
 - Inkludera simpa vid Oskarshamn och Forsmark.
 - Inkludera skrubbskädda vid Ringhals och Oskarshamn.
 - Inkludera tånglake vid alla stationer.
 - Återinföra strandkrabba som provslag vid Ringhals och Barsebäck.
- Sill/strömning skulle kunna ersätta skärsnultran vid Ringhals eftersom sill/strömning till skillnad från snultra ingår som provslag vid alla andra verk.
- Placeringarna av stationerna för påväxtprover bör övervägas vid varje verk. Det är möjligt att man, eventuellt i samarbete med SMHI, skulle kunna hitta lokaler som ligger bättre i

vattenutbredningen. Om påväxtprover ska användas som en indikator för oregistrerade utsläpp bör det också finnas riktlinjer för hur stor avvikelser mellan utsläpp och koncentrationen i påväxtprov får vara.

- Med den nya databasen för omgivningskontrollprogrammet kan nya rutiner utarbetas för att på ett enkelt sätt uppmärksamma förändringar i sammansättningen och koncentration av radionuklider i indikatorer som t.ex. påväxtprover, blåstång, sediment och mossor.
- Vid station 35 vid Barsebäck, som ligger på samma avstånd som station 38 från utsläppet, är halterna av radionuklider i sediment generellt dubbelt så höga. Detta beror på att station 35 ligger inom den dominerande riktningen för ytvattenströmmen. Man bör överväga att inkludera station 35, som ingår i intensivprovtagningsprogrammet, i grundprogrammet. Station 38 måste också kvarstå i programmet eftersom den ingår i Sveriges rapportering till HELCOM.
- Vid Oskarshamn ligger den närmaste lokalen för blåstång 2,5 km från utsläppet. Det finns dock lokaler även några hundra meter från vattenutsläppen där prov av blåstång kan samlas in (Pers. kom. J. Andersson).
- Utvärdering av data har visat att blåstång generellt har högre halter av olika radionuklider än andra provslag. Snäckor *Radix/Theodoxus/Littorina* har dock en högre detektionsfrekvens för ^{110m}Ag , och möjligen Östersjömussla för ^{152}Eu , än blåstång. Med långa tidsserier från samma stationer tycks inte tillgången på blåstång variera mellan år. Mot bakgrund av att man har närmare 20 års mätdata bör man överväga att utesluta grönalger (tarmång/grönslick) och blåmussla som provslag. Men de stationer där blåmussla insamlas för svensk rapportering till HELCOM måste dock finnas kvar inom programmet. Genom att mäta något färre provslag skulle man kunna omfördela resurser till att istället mäta blåstång vid fler stationer. Man kan ha fler än en station nära utsläppspunkten för att öka möjligheten att detektera förändringar i halter. Man skulle även kunna ha en ytterligare stationer på längre avstånd ifrån utsläppspunkten i spridningsriktningen. Vid många verk kan man detektera ^{60}Co vid den mest avlägsna stationen. Fler stationer skulle möjliggöra en tydligare definition av spridningsområdet.

7 Erkännanden

Tack till Carl-Magnus Larsson, Maria Lüning, Lena Wallberg och Helene Wijk för att ni har bidragit med diskussioner och värdefulla kommentarer på manuskriptet. Tack till Göran Lund, Barsebäck, Rose-Marie Svensson, Forsmark, och Jan Andersson, Oskarshamn, för mer detaljerad information om provtagningsförhållandena vid verken.

8 Referenser

8.1 LITTERATURREFERENSER

Aarkrog A. (1994) Doses from the Chernobyl accident to the Nordic populations via diet intake. In: Nordic Radioecology - The transfer of radionuclides through Nordic ecosystems to man. Ed H. Dahlggaard. Studies in Environmental Science. Elsevier, Amsterdam. s. 433-456.

Andersson J, Mo K, Sandström O & Svedäng H. (1996) Biologiska kontrollundersökningar vid Oskarshamnsverket. Sammanfattning av resultat t o m 1995. Fiskeriverket Kustrapport 1996:5

Andersson J, Mo K & Törnqvist S. (1999) Biologisk recipient kontroll vid kärnkraftverken. Årsrapport för 1998. Fiskeriverket rapport 1999:4. s. 25-79.

- Belli M & Tikhomirov F. (1996) Behaviour of radionuclides in natural and semi-natural environments. Experimental Collaboration Project No 5. European Commission. International scientific collaboration on the consequences of the Chernobyl accident (1991-95).
- Bergström U. & Nordlinder S. (1992a) Potentiella exponeringsvägar för vattenburna utsläpp från de svenska kärnkraftverken. Studsvik Rapport Studsvik/NS-92/64.
- Bergström U. & Nordlinder S. (1992b) Referensutsläpp för vattenrecipienten - En litteraturgenomgång av värden på bioackumulationsfaktorer till fisk och skaldjur. Studsvik Rapport Studsvik/NS-92/76.
- Bergström U. & Nordlinder S. (1993) Referensutsläppsfaktorer för utsläpp till vatten av radioaktiva nuklider från Ringhals kärnkraftverk. Studsvik Rapport Studsvik/ES-93/24.
- Bergström U, Nordlinder S & Appelgren A. (1991) Metodik för beräkning av referensutsläpp för luftutsläpp. Studsvik Rapport Studsvik/NS-91/96.
- Carlsson L. (1990) Effect of biotic and abiotic factors on the accumulation of radionuclides in *Fucus vesiculosus* L. Avhandling. Ekologiska institutionen, Lunds universitet, Sverige.
- Carlsson L. & Snoeijis P. (1990) Radiocaesium in algae from Nordic coastal waters. In: Nordic radioecology - The transfer of radionuclides through Nordic ecosystems to man. Ed H. Dahlgard. Studies in Environmental Science. Elsevier, Amsterdam. s. 105-117.
- Dahlgard H. (1994) Marine radioecology. In: Radioecology - Lectures in environmental radioactivity. Ed. E. Holm. World Scientific, London. s.153-163.
- Gyllander C, Karlberg O, Lüning M, Larsson C-M & Johansson G. (1995) International survey of environmental programmes - a compilation of information from twelve countries received in response to a questionnaire distributed in 1992. SSI-rapport 95-30.
- Guillitte o., Melin J. & Wallberg, L. Biological pathways of radionuclides originating from the Chernobyl fallout in boreal forest ecosystem. Sci. Total Environ 157:297-215.
- Holm E, Carlsson L, Josefsson D & Roos P. (1994) Further studies of radionuclides in *Fucus vesiculosus* from the Baltic Sea. SSI project 633-91.
- Hove K, Lönsjöl H, Andersson I, Sormunen-Cristian R, Hansen HS, Indridason K, Joensen HP, Kossila V, Liken A, Magnússon SM, Nielsen SP, Paasikallio A, Pálsson SE, Rosén K, Selnes T, Strand P, Thorsson J, Vestergaard T. (1994) Radiocaesium transfer to grazing sheep in Nordic environments. In: Nordic radioecology - The transfer of radionuclides through Nordic ecosystems to man. Ed H. Dahlgard. Studies in Environmental Science. Elsevier, Amsterdam. s. 211-227.
- Ikäheimonen TK, Klemola S, Ilus E & Sjöblom K-L. (1995) Monitoring of radionuclides in the vicinities of Finnish nuclear power plants in 1991-1992. STUK-A121.
- Ingemansson T. (1995) Evaluation of aerosol releases from Swedish nuclear power plants. ALARA Engineering AB Rapport 95-0077R.
- Ingemansson T, Mattson S & Erlandsson B. (1981) Sewage sludge - A possible indicator for radionuclides released to the atmosphere from nuclear power plants. Health Physics 41:815-822.

International Atomic Energy Agency (IAEA). (1992) Effects of ionizing radiation on plants and animals at levels implied by current radiation protection standards. Technical Report Series No. 332, Vienna.

Jacobson A, Neuman E & Olsson M. (1992) Tånglaken som indikator på effekter av giftiga ämnen. Fiskeriverket Kustrapport 1992:2.

Johanson KJ. (1994) Radiocaesium in game animals in the Nordic countries. In: Nordic radioecology - The transfer of radionuclides through Nordic ecosystems to man. Ed H. Dahlgaard. Studies in Environmental Science. Elsevier, Amsterdam. s. 287-301.

Karlberg O. (1984) Co-60 utsläpp från Ringhals. En analys av mätningar och modellberäkningar. Studsvik Rapport NW-84/761.

Karlberg O. (1995) Jämförelse mellan omgivningsmätningar och modellberäkningar av radioaktiva ämnen i fisk vid de svenska kärnkraftverken och Studsvik. SSI-rapport 95-06.

Klemola S, Ilus E & Ikäheimonen, TK. (1998) Monitoring of radionuclides in the vicinities of Finnish nuclear power plants in 1993 and 1994. STUK-A157.

Lindén A-M & Larsson C-M. Samband mellan utsläppt aktivitet och radionuklidhalt i omgivningsprover från den marina miljön - utvärdering av omgivningsdata från kärnkraftverken och Studsvik 1981-1994. SSI-rapport opublicerad.

MAFF & SEPA rapport 1999. Radioactivity in food and the environment, 1998. RIFE-4. ISSN 1365-6414.

Mattson S & Erlandsson B. (1991) Variation in the Cs-137 levels in Fucus from the Swedish west coast during a 25-year period. In: The Chernobyl fallout in Sweden. – Result from a research programme on environmental radiology. Ed. L. Moberg. Swedish Radiation Protection Institute.

Melin J, Wallberg L, Suomela J (1994) Distribution and retention of caesium and strontium in Swedish boreal forest ecosystems. Sci. Total Environ. 157:93-105.

Mo K, Karås P, Neuman E, Sandström O & Svedäng H. (1996) Biologiska undersökningar vid Formarks kraftverk 1980-1995. Fiskeriverket Kustrapport 1996:6.

Neumann G & Notter M. Radionuklider i sediment vid regionala provtagningar kring de svenska kärnkraftverken och Studsvik under åren 1980-1997. SSI-rapport opublicerad.

Nordlinder S & Bergström U. (1992) Referensutsläpp för vatten recipienten - En jämförelse mellan beräknade och uppmätta koncentrationer av Mn-54, Co-58, Co-60 samt Zn-65. Studsvik Rapport Studsvik/NS-92/77.

Notter M. (1987) Kärnkraftverkens omgivningskontroll. SNV rapport 3277.

Nyblom L, Falk R, Ågren G & Östergren I. (1996) Stråldosen till svenska befolkningen från cesium i kroppen, bestämd från helkroppsmätningar av en statistiskt representativ grupp. Nordic Radiation Protection Society. Proceedings. 26-29 august, Reykjavik, Iceland.

Pålsson SE (1998) Marine radioecology. Final report of the Nordic Nuclear Safety Research Project EKO-1. Report NKS(97)FR4.

Puhakainen M, Rahola, T & Suomela M. (1987) Radioactivity of sludge after the Chernobyl accident in 1986. STUK-A68.

Puhakainen M & Suomela M. (1999) Detection of radionuclides originating from a nuclear power plant in sewage sludge. STUK-A154.

Rosén K. (1994) Studies on countermeasures after radioactive deposition in Nordic agriculture. In: Nordic radioecology - The transfer of radionuclides through Nordic ecosystems to man. Ed H. Dahlgård. Studies in Environmental Science. Elsevier, Amsterdam. s. 239-259.

Shcheglov AI. (1999) Dynamics of radionuclide redistribution and pathways in forest environments: Long term field research in different landscapes. In: Contaminated forests – Recent Developments in risk identification and future perspectives. Ed. I. Linkov & WR. Schell. 2. Environmental Security – Vol. 58. NATO Science Series. London. Kluwer Academic Publishers.

Snoeijs P & Simenstad P. (1995) The use of algae in monitoring discharges of radionuclides - Experiences from the 1992 and 1993 monitoring programmes in the Swedish nuclear power plants. SSI rapport 95-03.

SSI rapport 99:19. An integrated approach to radionuclide flow in semi-natural ecosystems underlying exposure pathways to man. Final report of the LANDSCAPE project.

Strandberg M. (1994) Contamination of annual crops. In: Nordic radioecology - The transfer of radionuclides through Nordic ecosystems to man. Ed H. Dahlgård. Studies in Environmental Science. Elsevier, Amsterdam. s. 185-195.

Thörnqvist S. (1996). Biologiska kontrollundersökningar vid Barsebäcks kraftverk 1985-1997. Fiskeriverket rapport 1999:4 s. 5-23.

Tikhomirov F.A. & Shcheglov A.I. (1994) Main investigation results on the forest radioecology in the Kyshtym and Chernobyl accident zones. Sci. Total Environ 157:45-57.

Underwood AJ. (1993) The mechanics of spatially replicated sampling programmes to detect environmental impacts in a variable world. Australian J Ecol. 18:99-116.

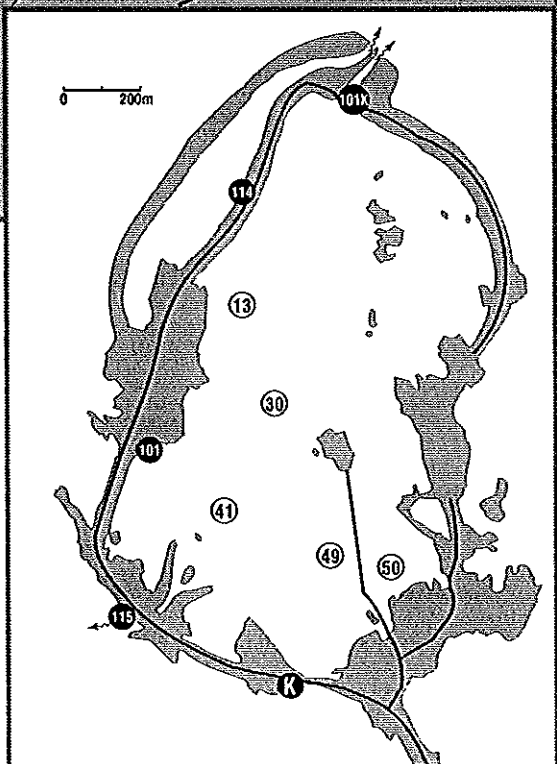
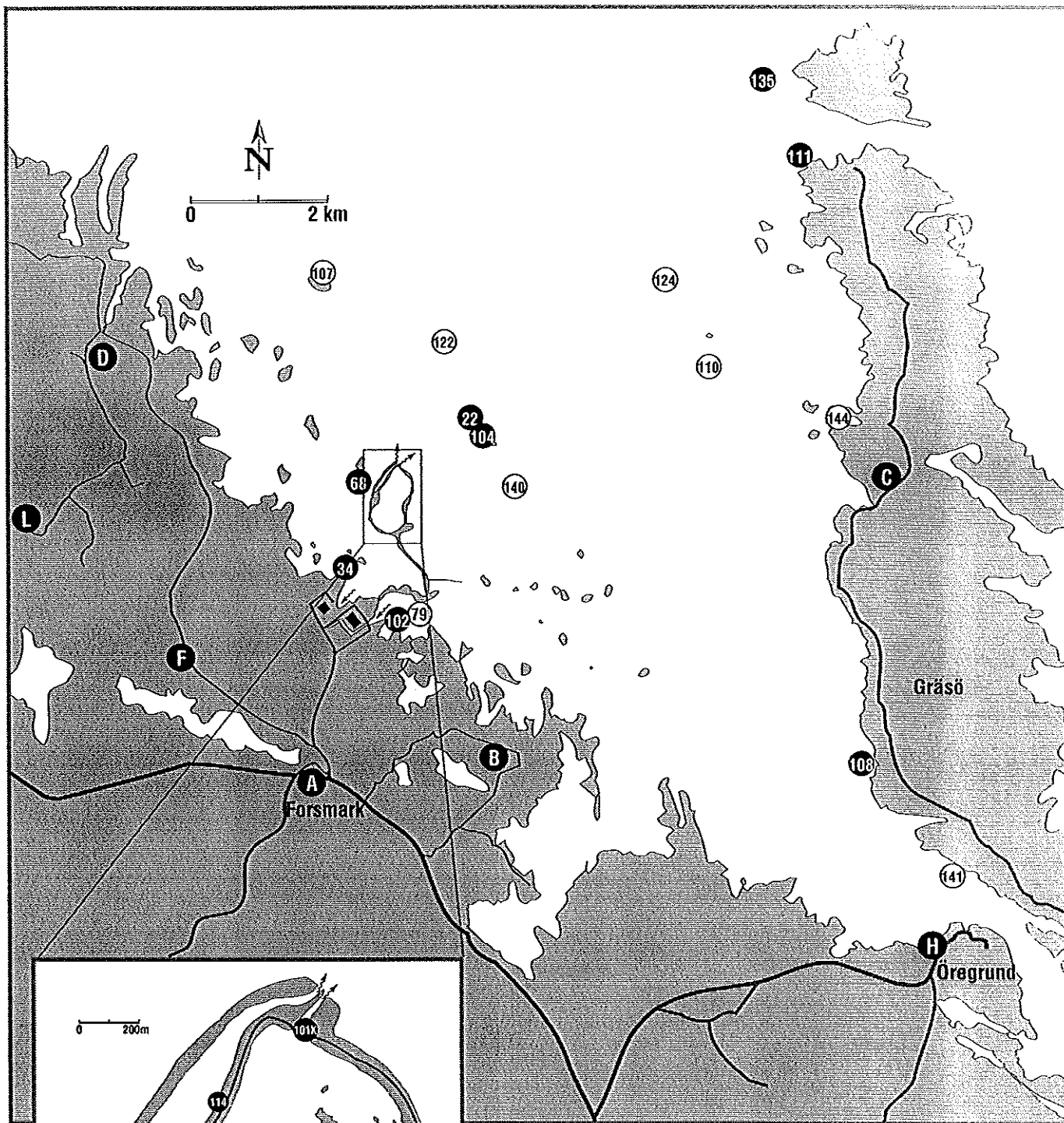
Øhlenschläger M. (1991) The transfer of radionuclides in the terrestrial environment. Risø-M-2934.

8.2 REGELVERK

Strålskyddslagen. SFS 1988:220

Statens strålskyddsinstitutets föreskrifter om begränsning av utsläpp av radioaktiva ämnen från kärnkraftstationer SSI FS 1991:5

Appendix



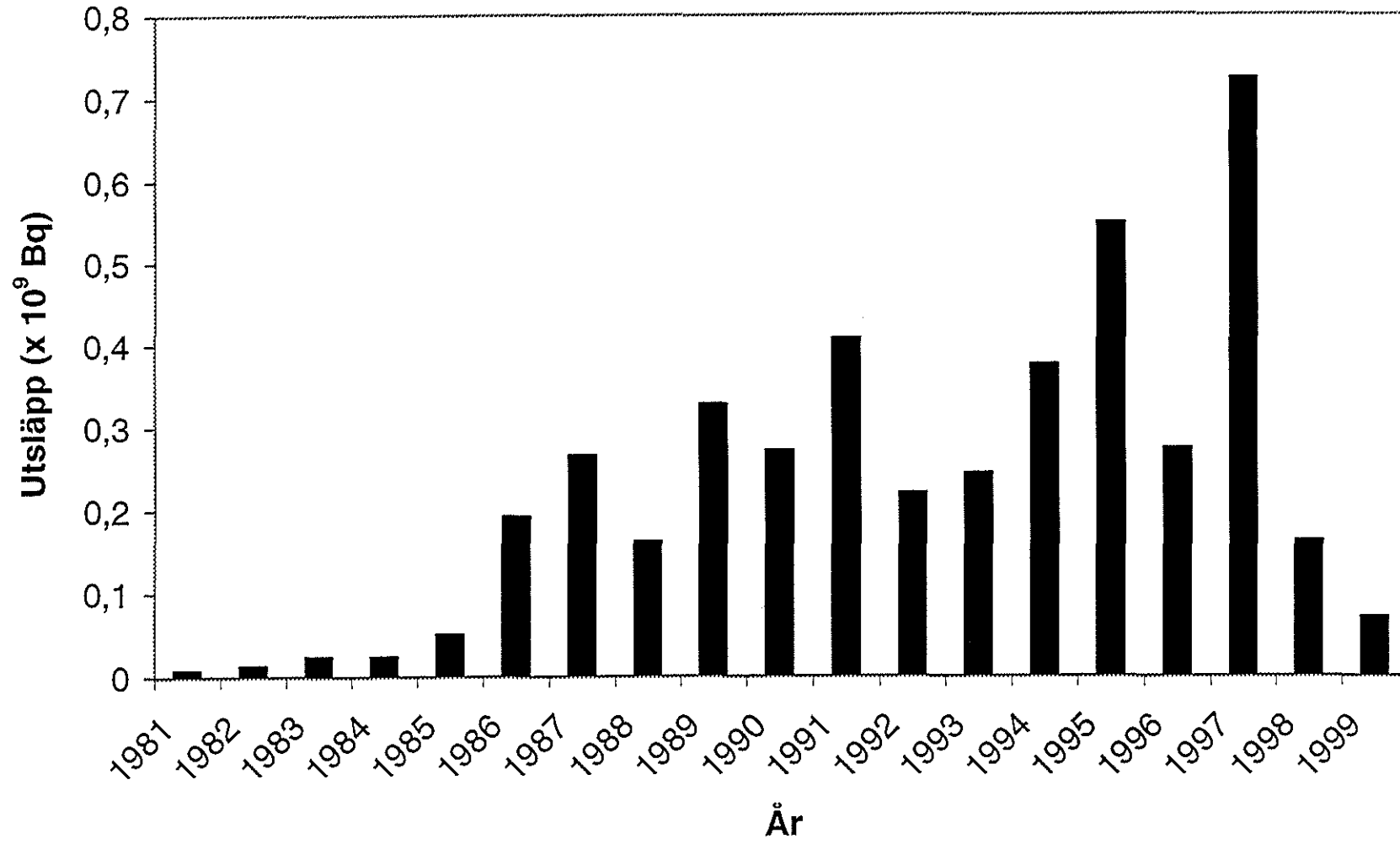
Statens strålskyddsinstitut 1998.
 Godkänd från sekretessynpunkt för spridning. Lantmäteriverket 1996-08-14.

Forsmark

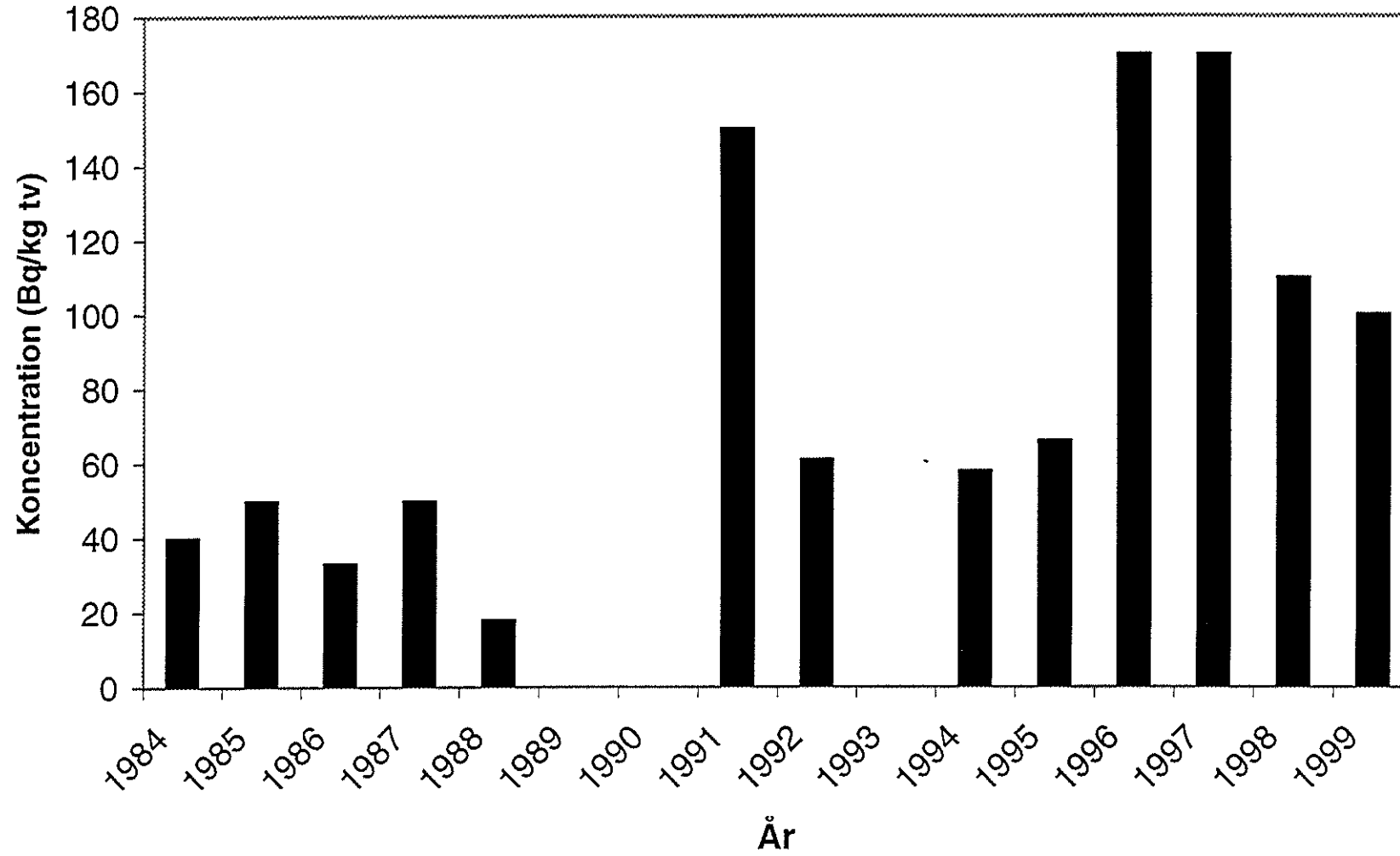
provtagningspunkter

- ① grundprogram
- ① intensivprogram

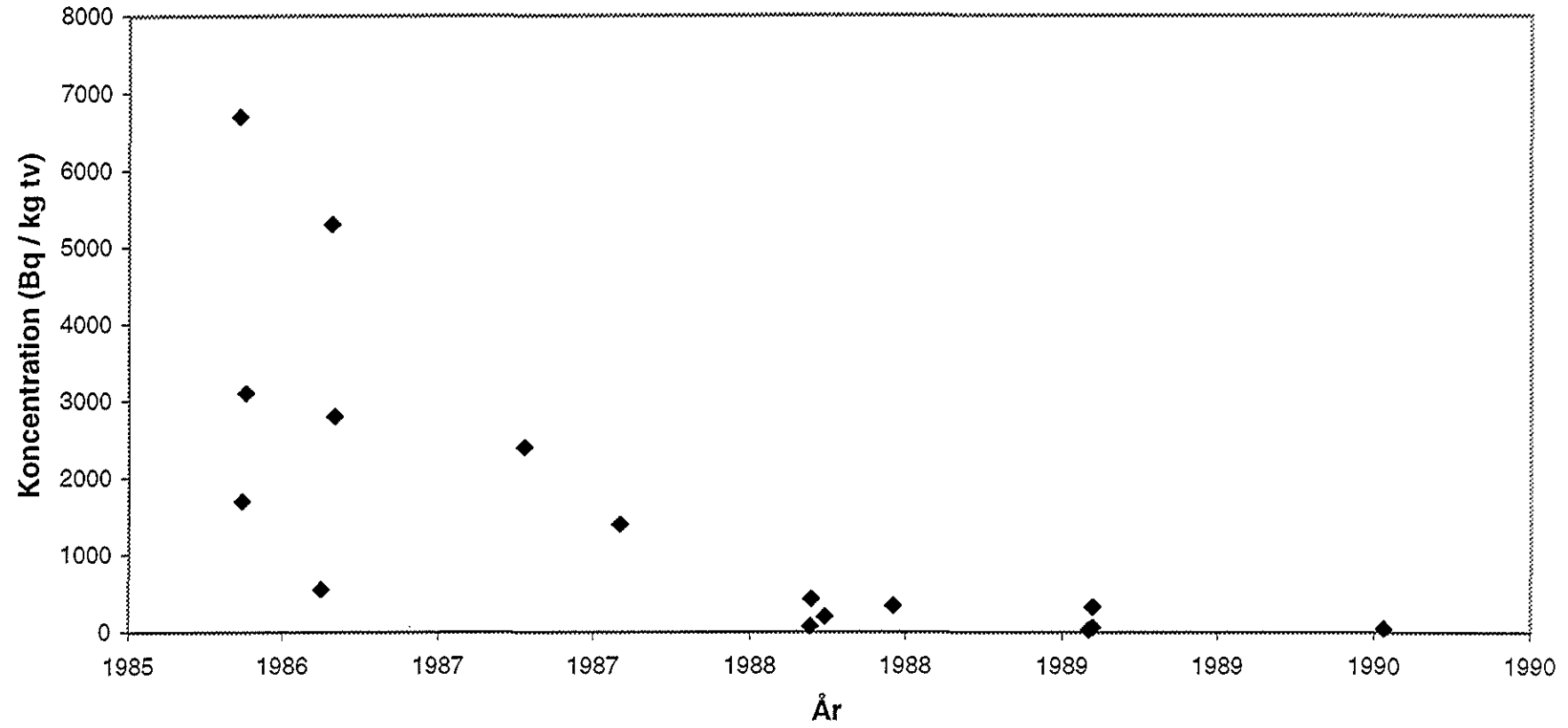
Totalutsläpp per år till luft av Co-60
Forsmark 81-99



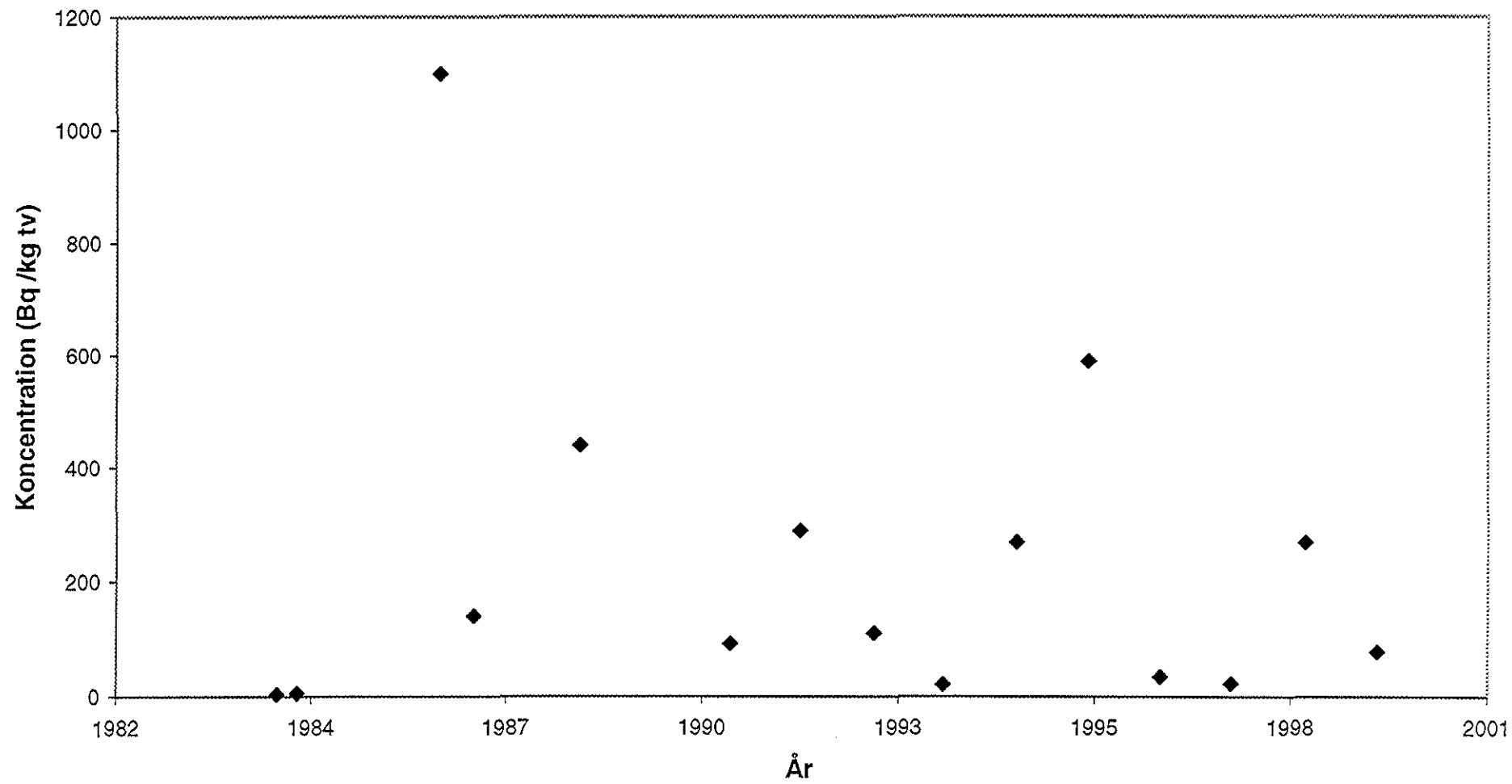
Koncentration av Co-60 i röttslam
Forsmark 84-99



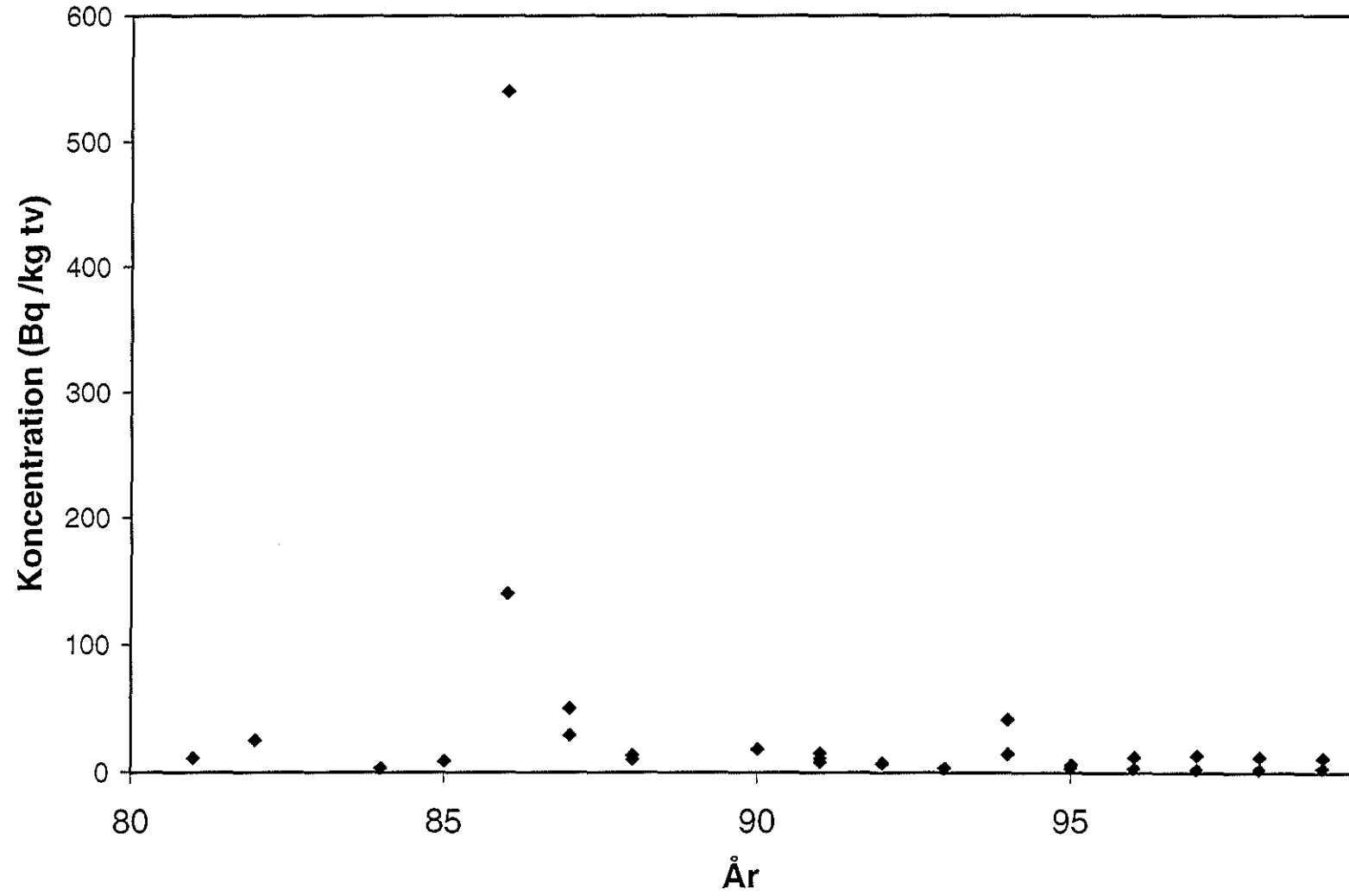
Koncentration av Ce-144 i mossa Forsmark 86-90



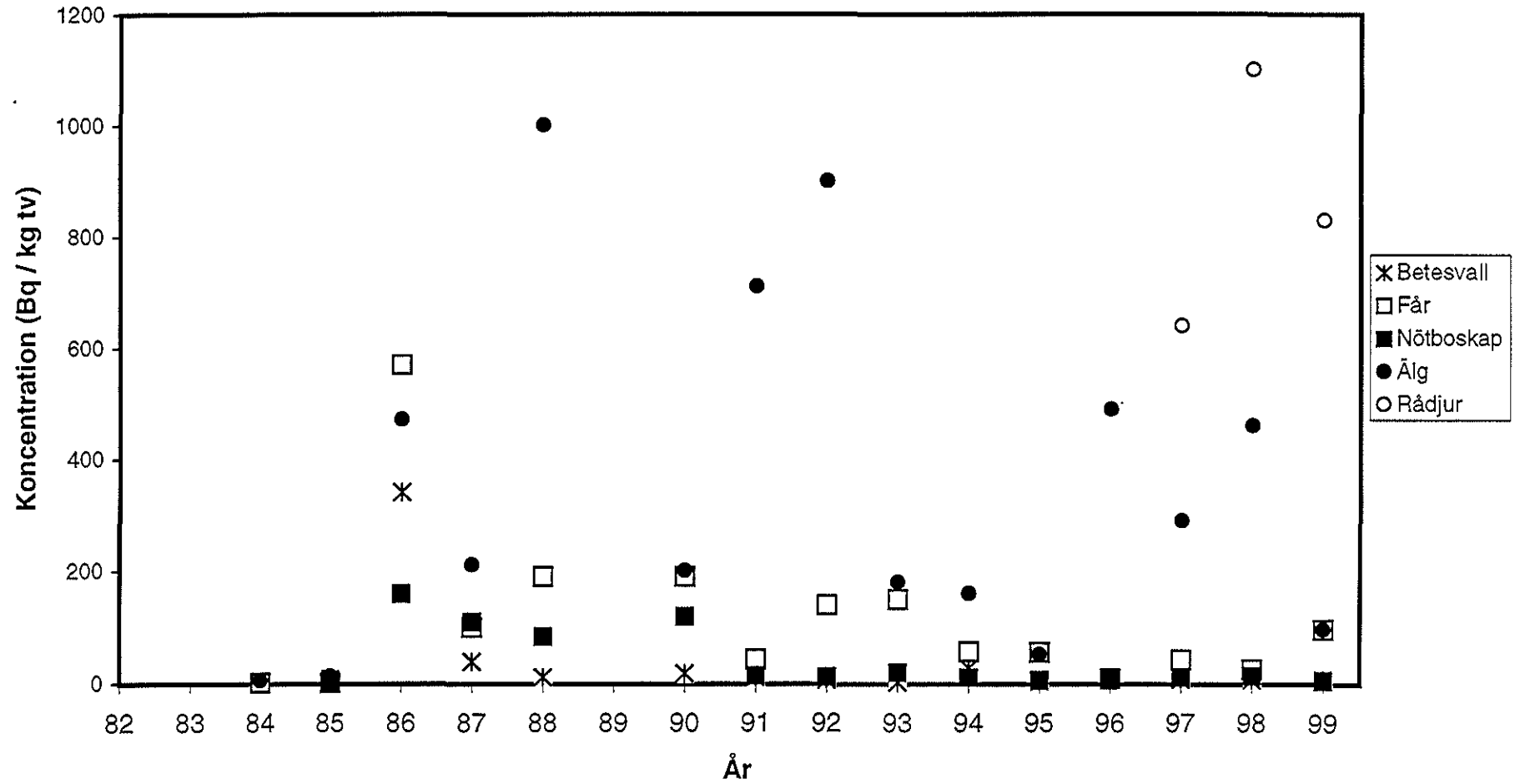
Koncentration av Cs-137 i strandgräs Forsmark 84-99



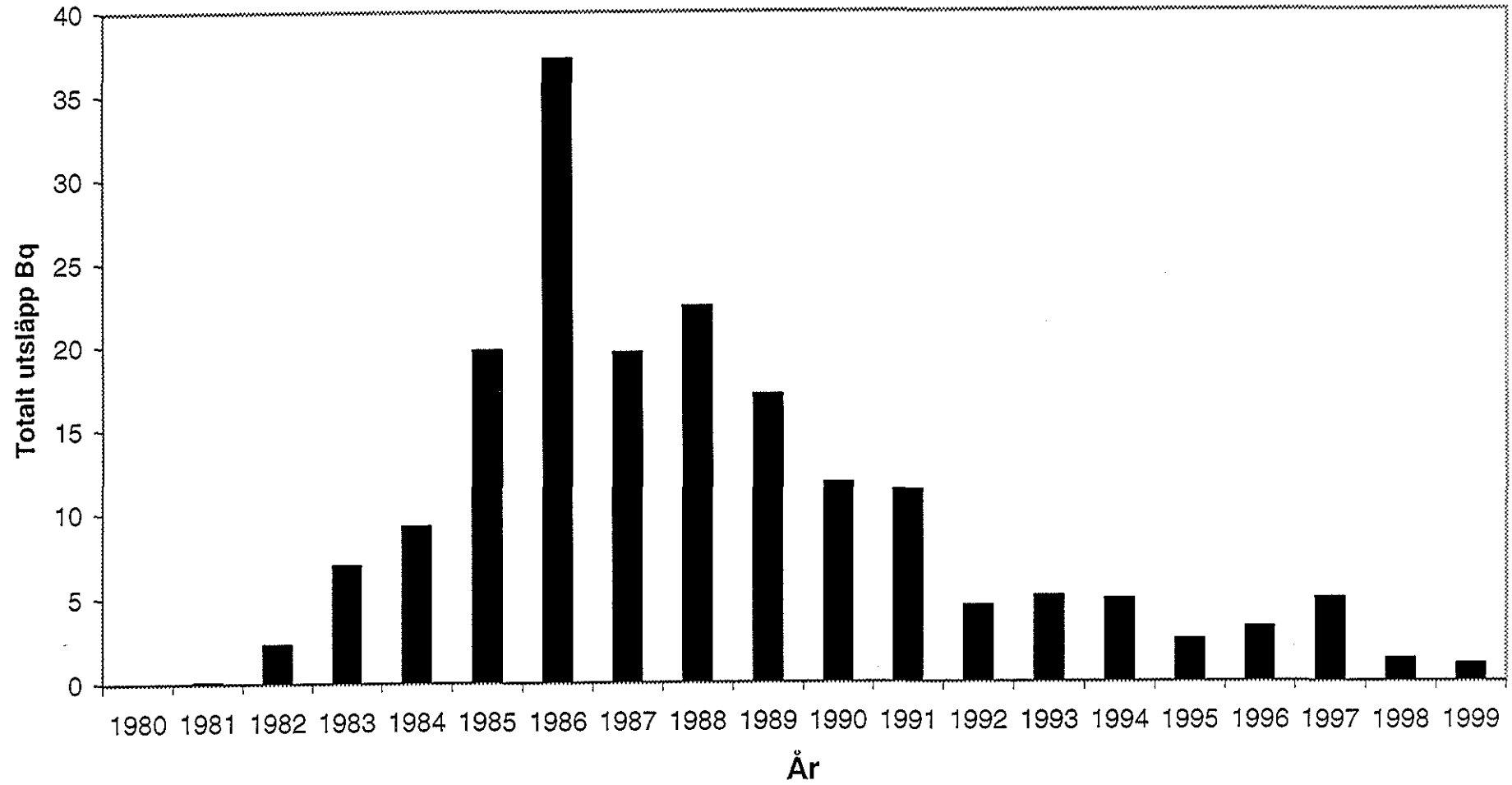
Koncentration av Cs-137 i betesvall
Forsmark 81-99



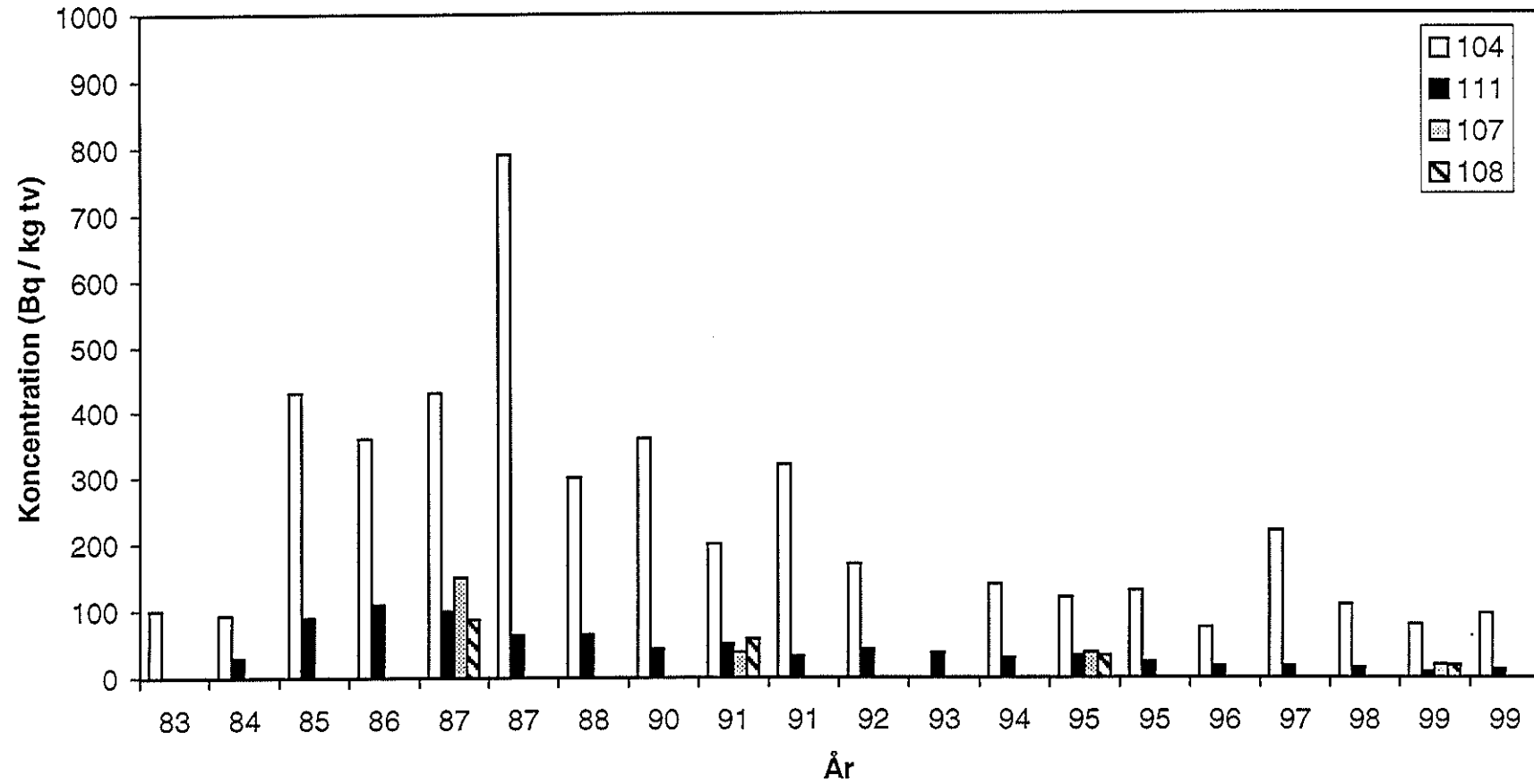
Koncentration av Cs-137 i betesvall, boskap och vilt Forsmark 84-99



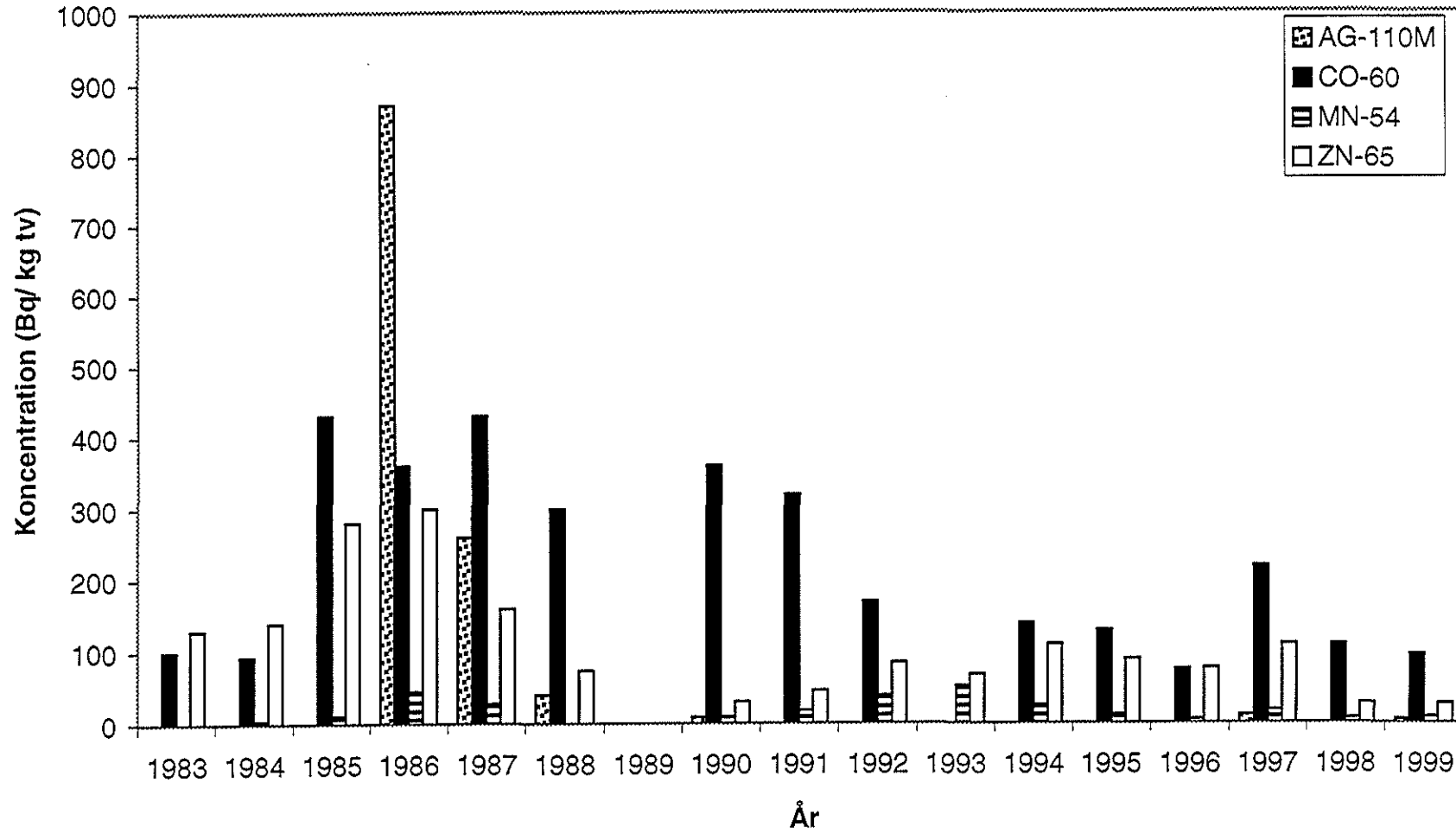
Vattenutsläpp av Co-60 från Block 1+2 och 3
Forsmark 80-99



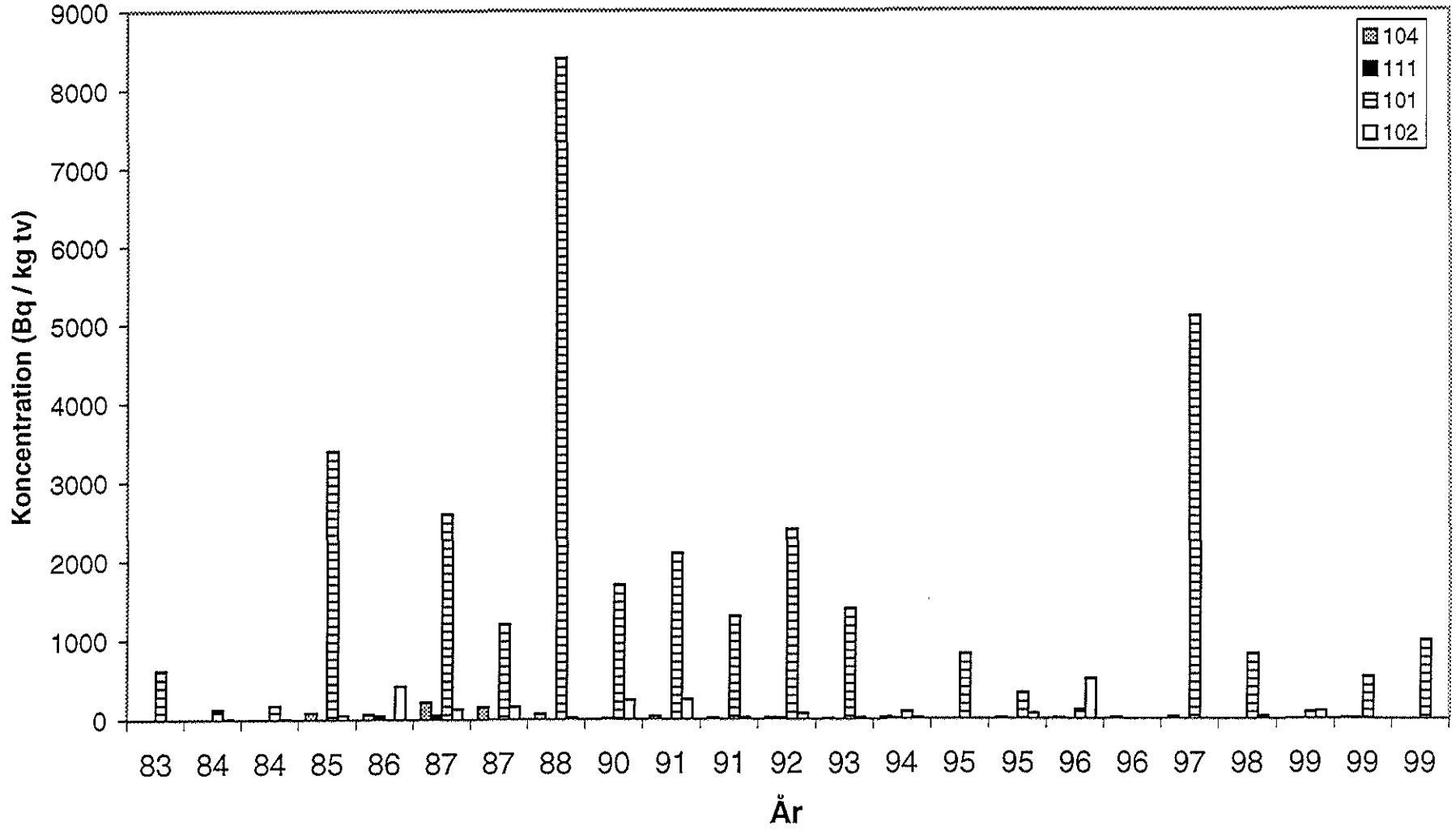
Koncentration av Co-60 i blåstång från fyra stationer
Forsmark 83-99



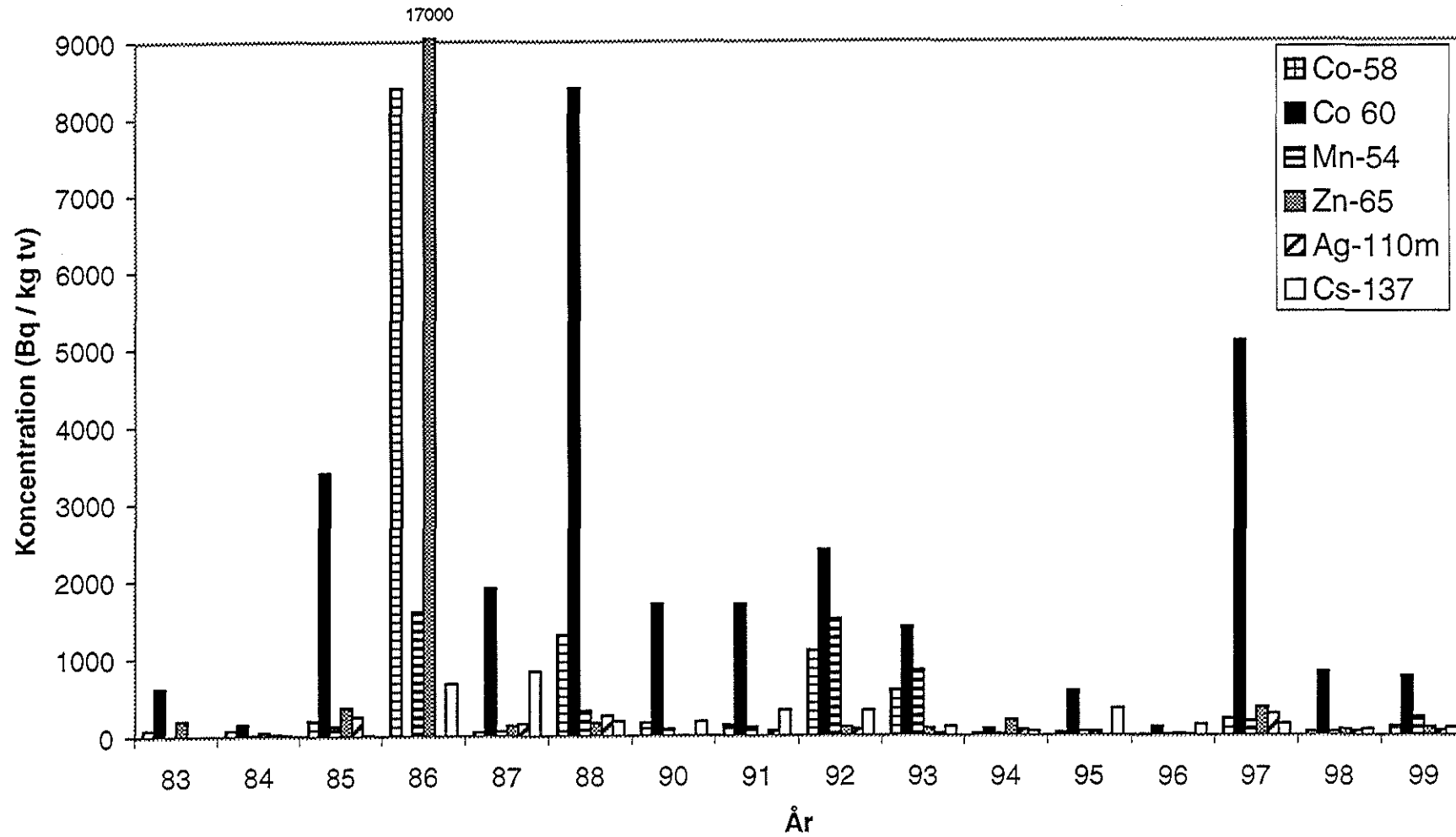
Koncentration av radionuklider i blåstång vid station 104 Forsmark 83-99



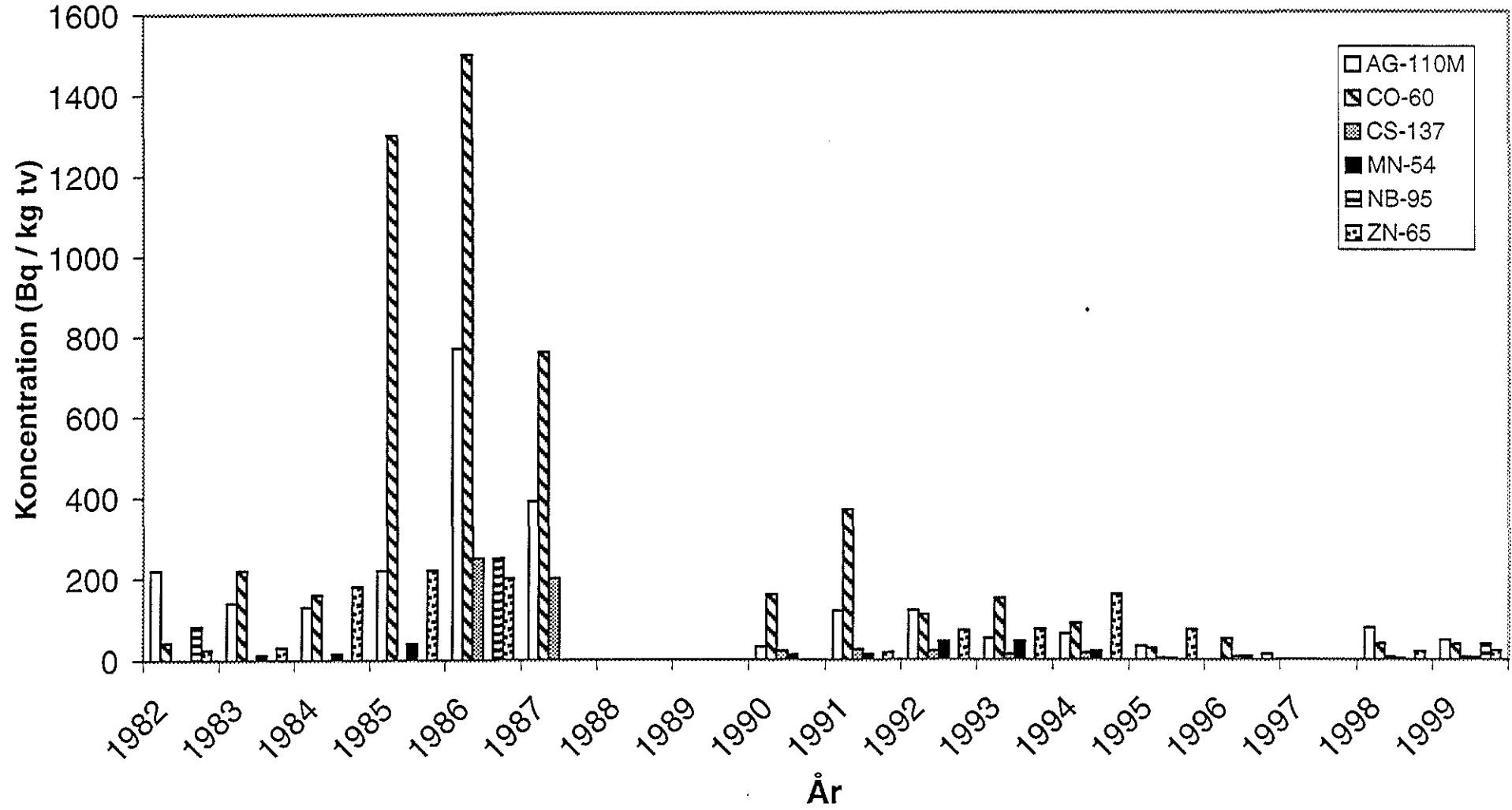
Koncentration av Co-60 i grönslick och tarmtång från fyra stationer Forsmark 83-99



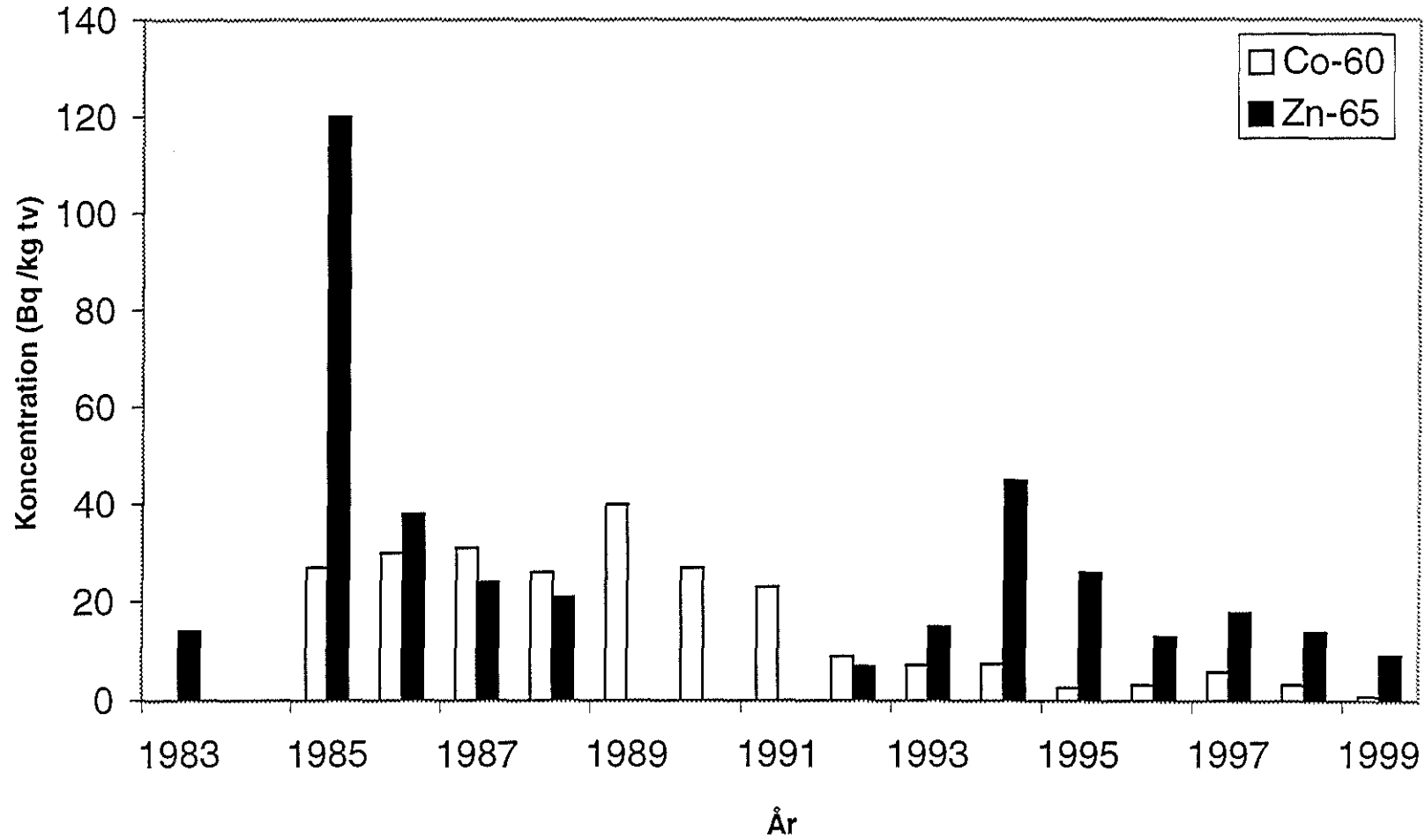
Koncentration av olika radionuklider i grönalger vid station 101 i Biotestsjön
Forsmark 83-99



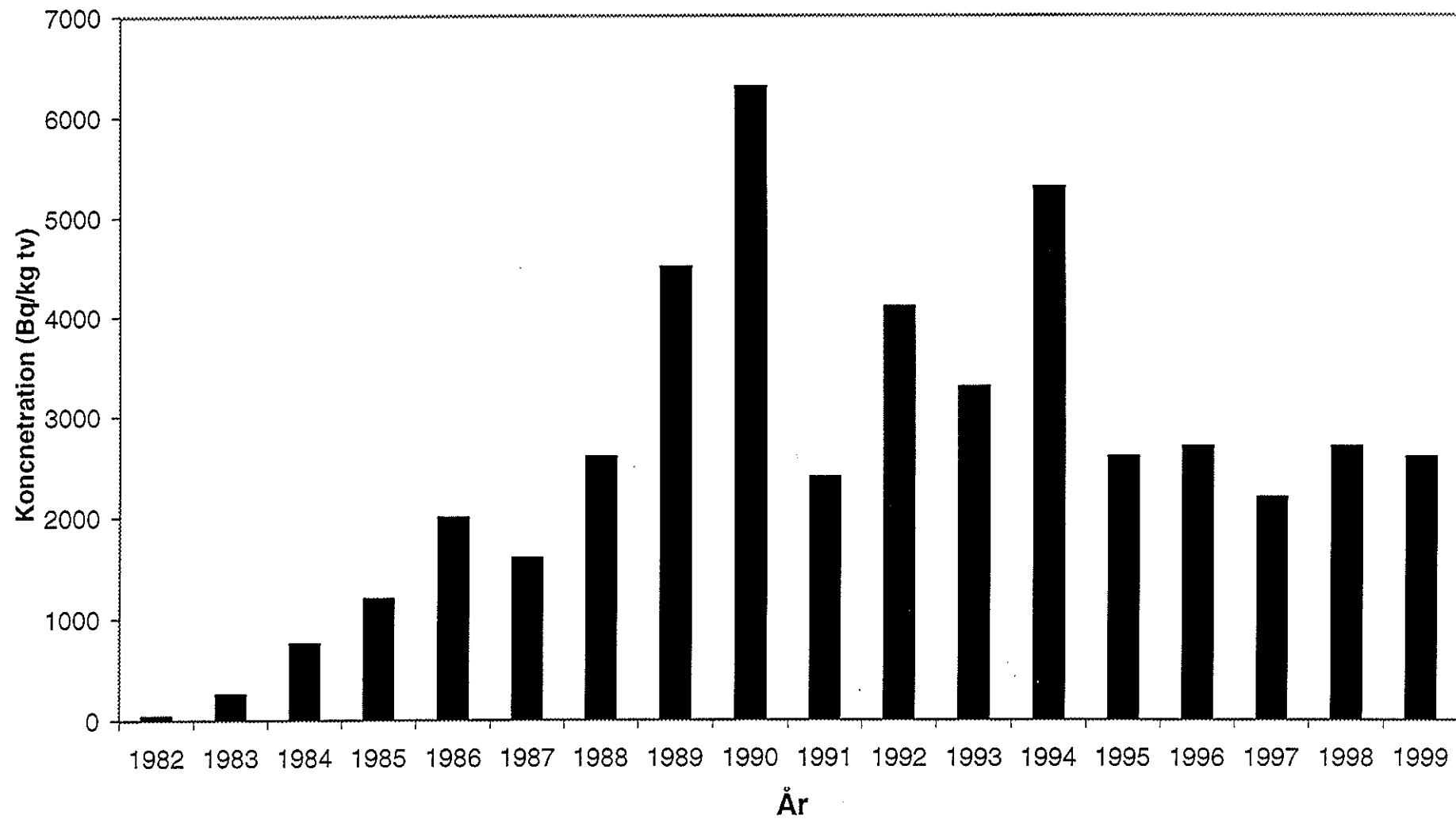
Koncentration av radionuklider i *Radix* från Biotestsjön Forsmark 82-99



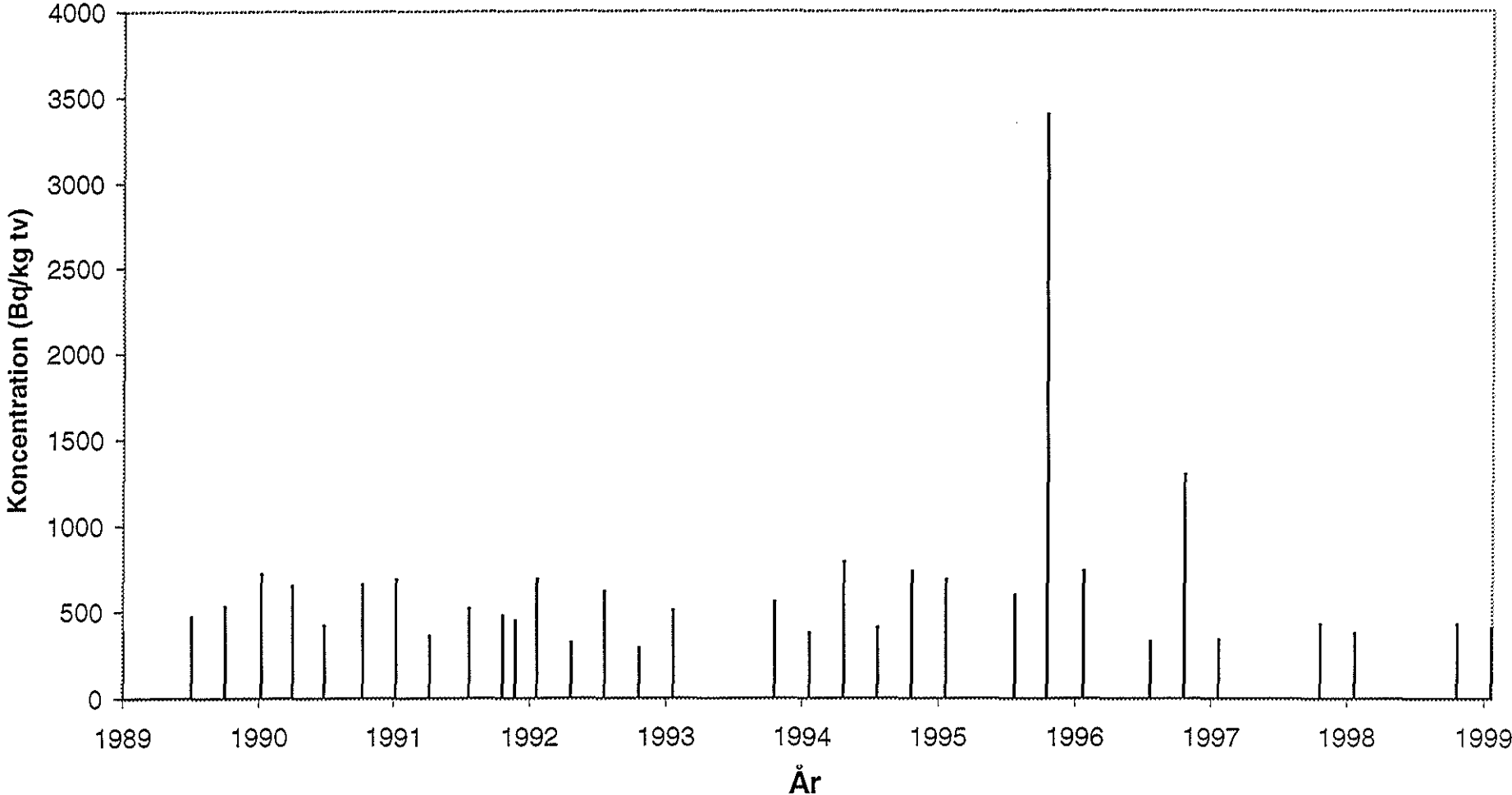
Koncentration av Co-60 och Zn-65 i abborre från Biotestsjön
Forsmark 83-99



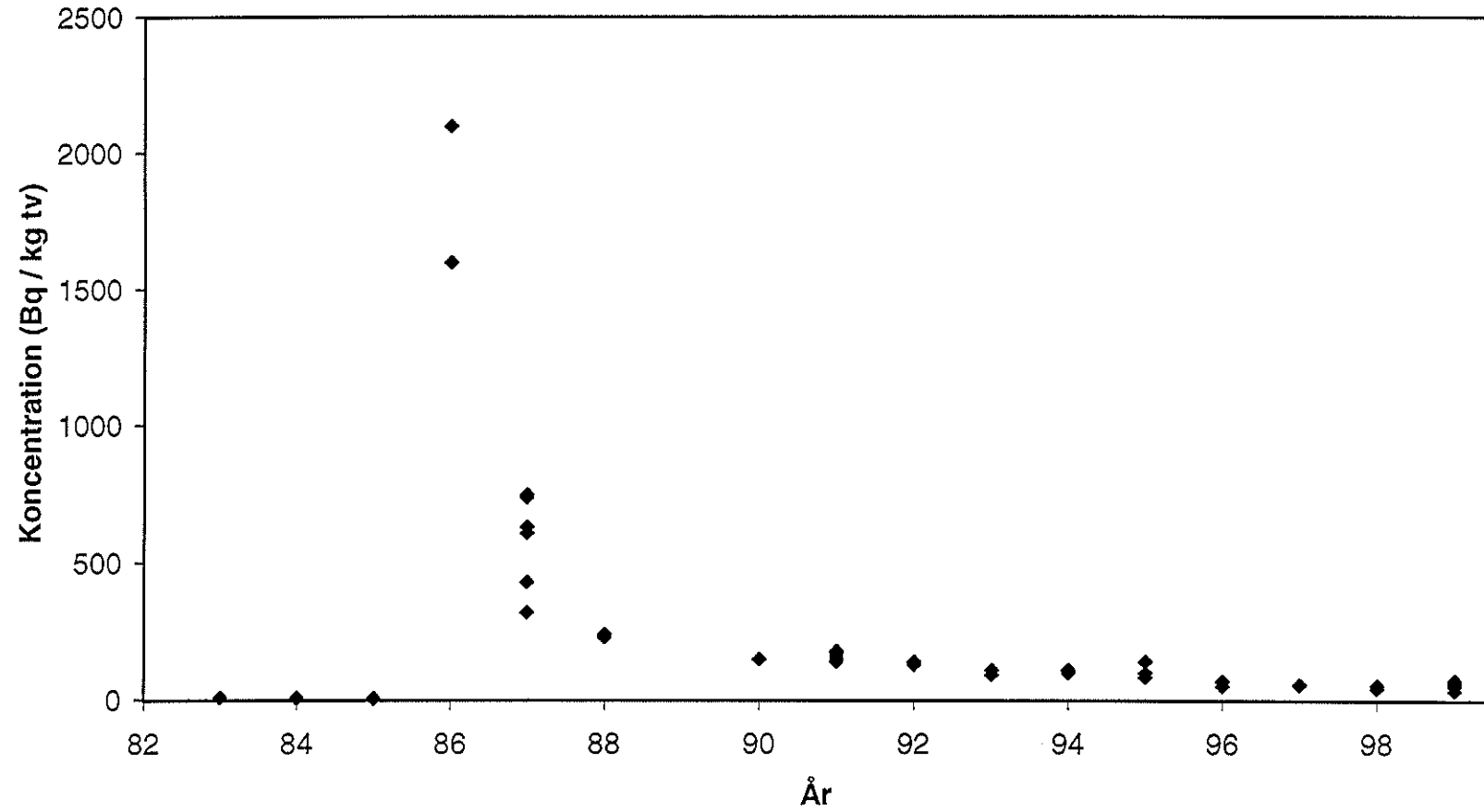
Koncentration av Co-60 i sediment vid station 101 i Biotestsjön
Forsmark 82-99



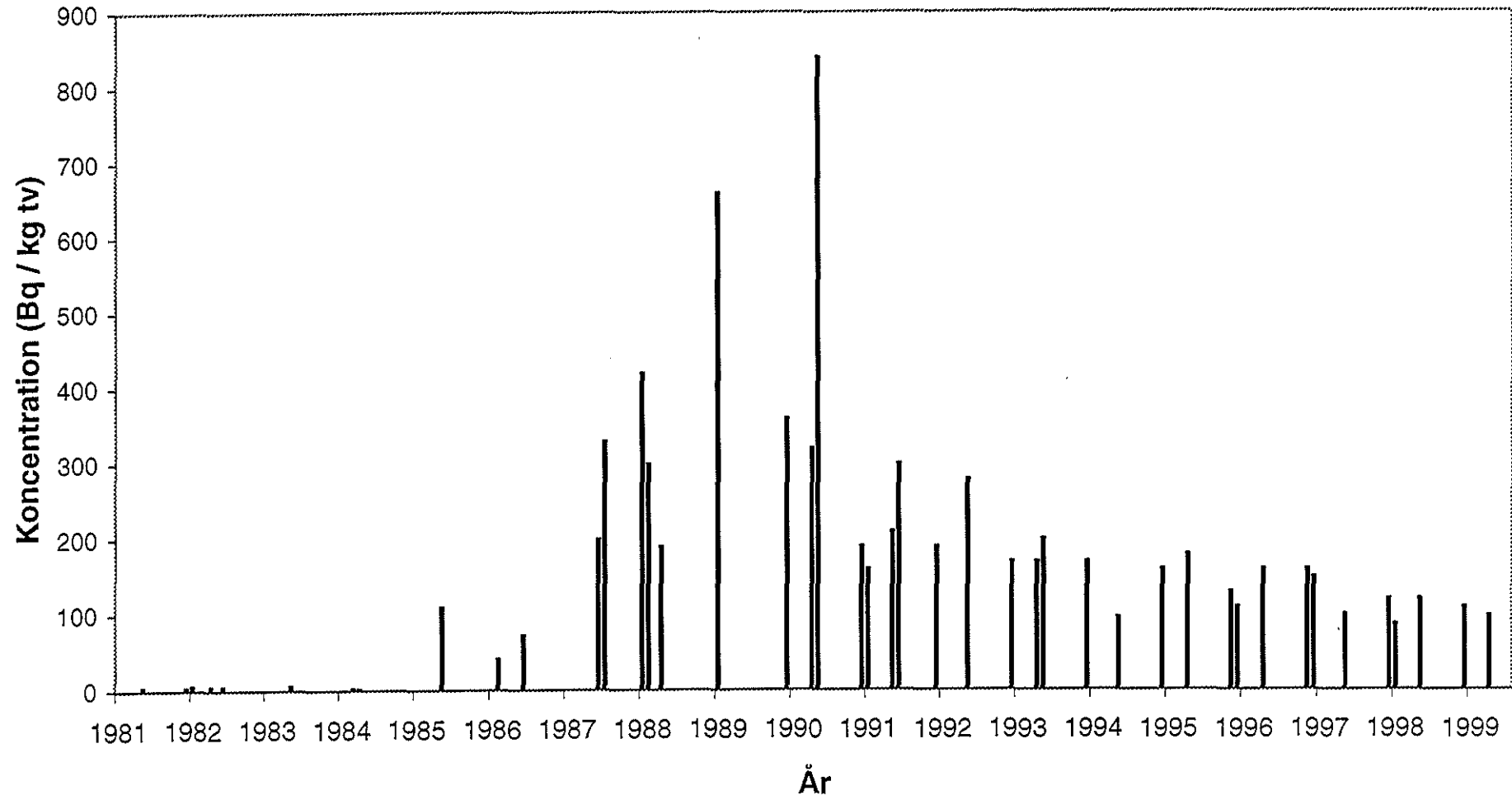
Koncentration av Co-60 i sediment vid station 68
Forsmark 89-99



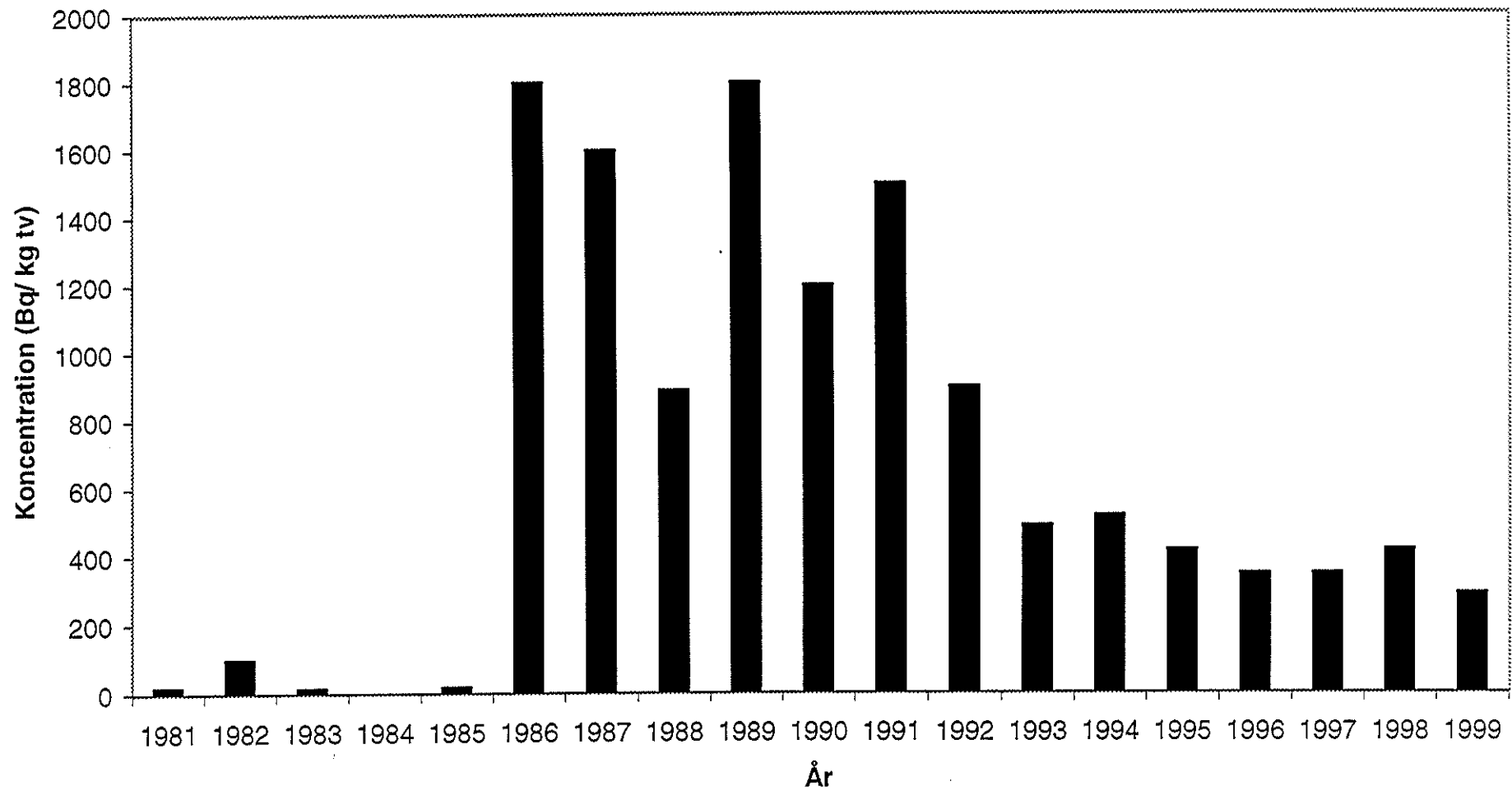
Koncentration av Cs-137 i blåstång från fyra stationer
Forsmark 83-99



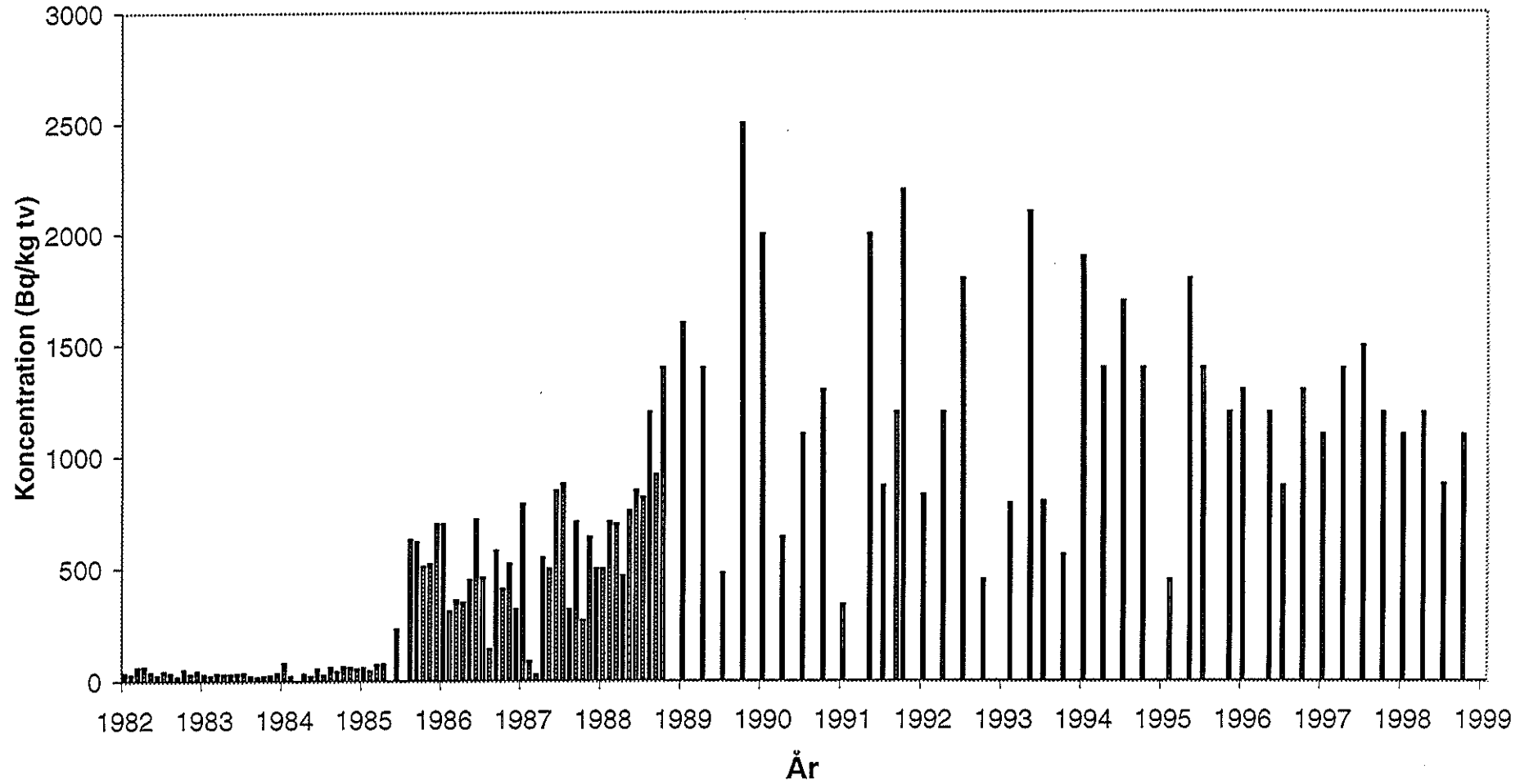
Cs-137 i gulål fångade vid station 101 och 34
Forsmark 81-99

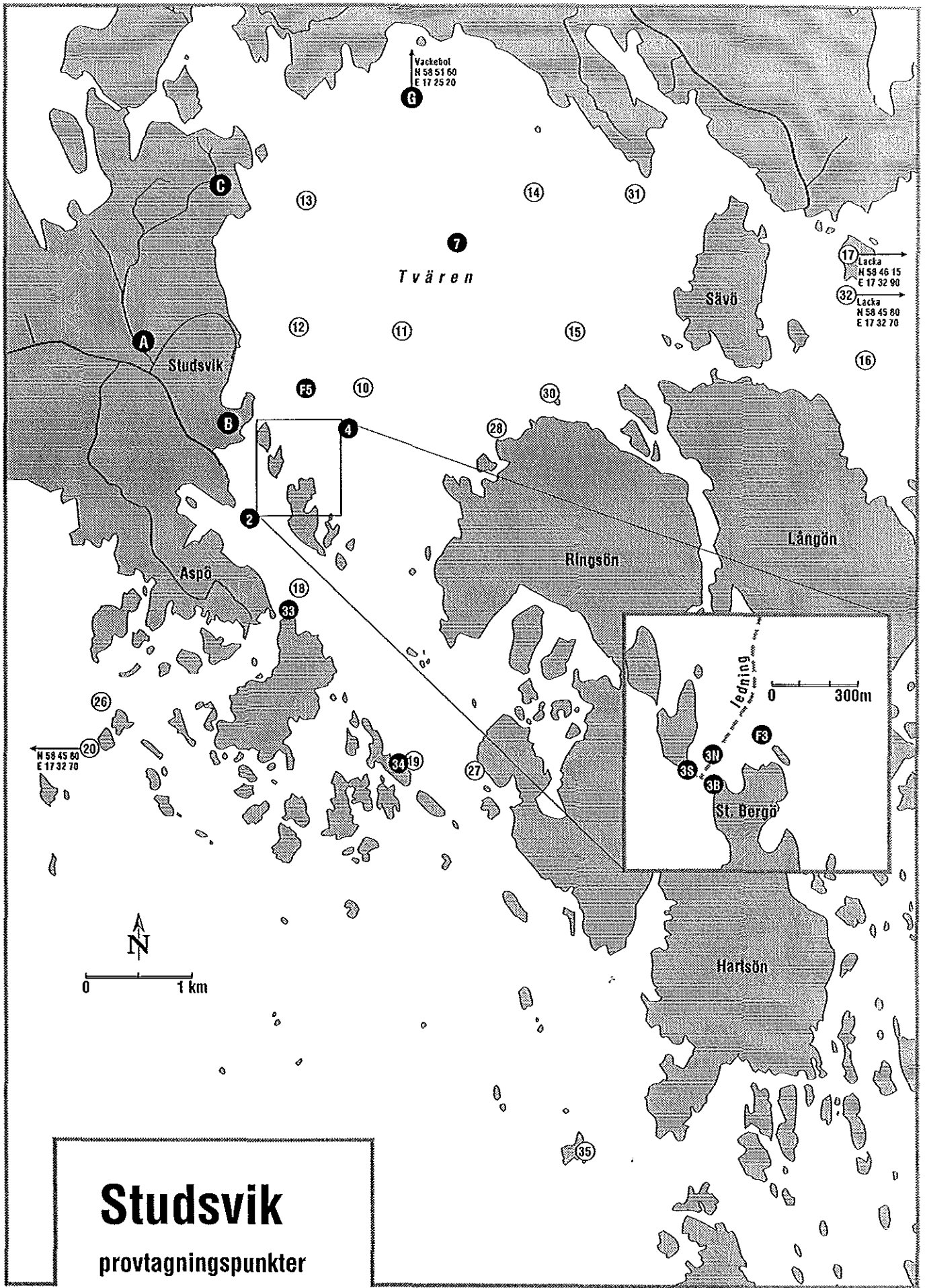


Koncentration av Cs-137 i abborre från Biotesjön Forsmark 81-99



Koncentration av Cs-137 i sediment från Biotestsjön
Forsmark 82-99





Studsvik

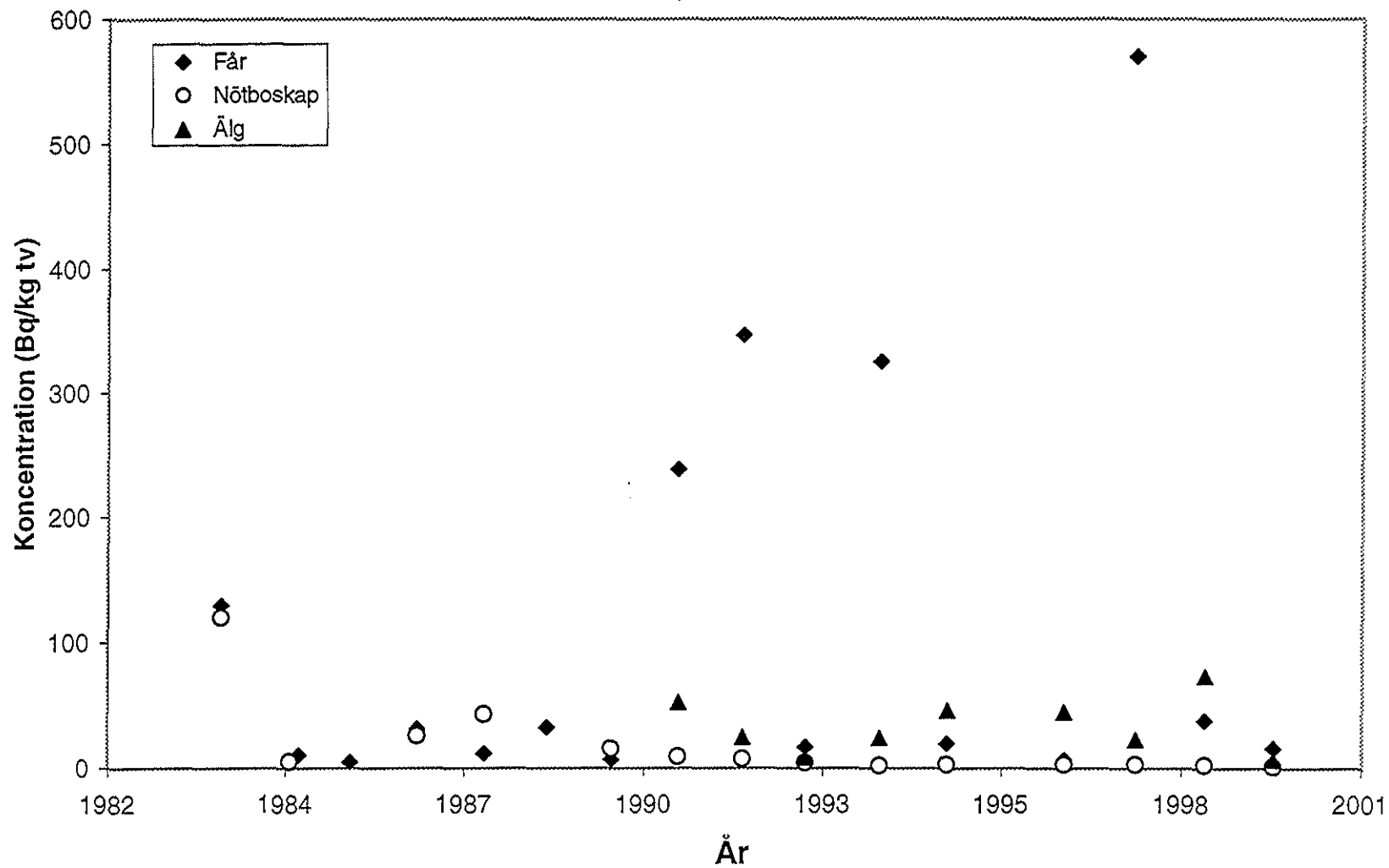
provtagningspunkter

- ① grundprogram
- ② intensivprogram

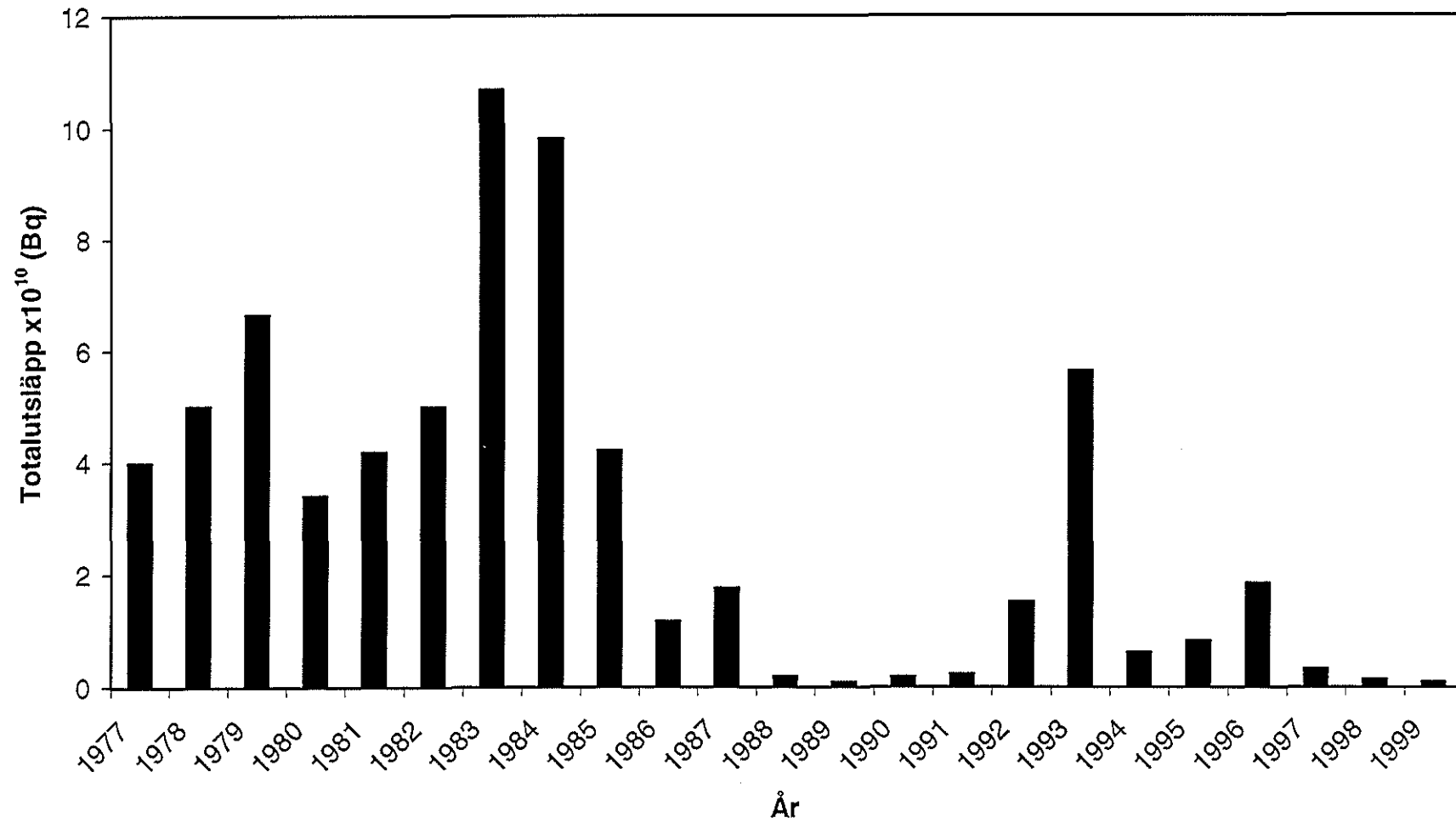
Statens strålskyddsinslitt 1998.

Godkänd från sekretessynpunkt för spridning. Lantmäteriverket 1996-08-14.

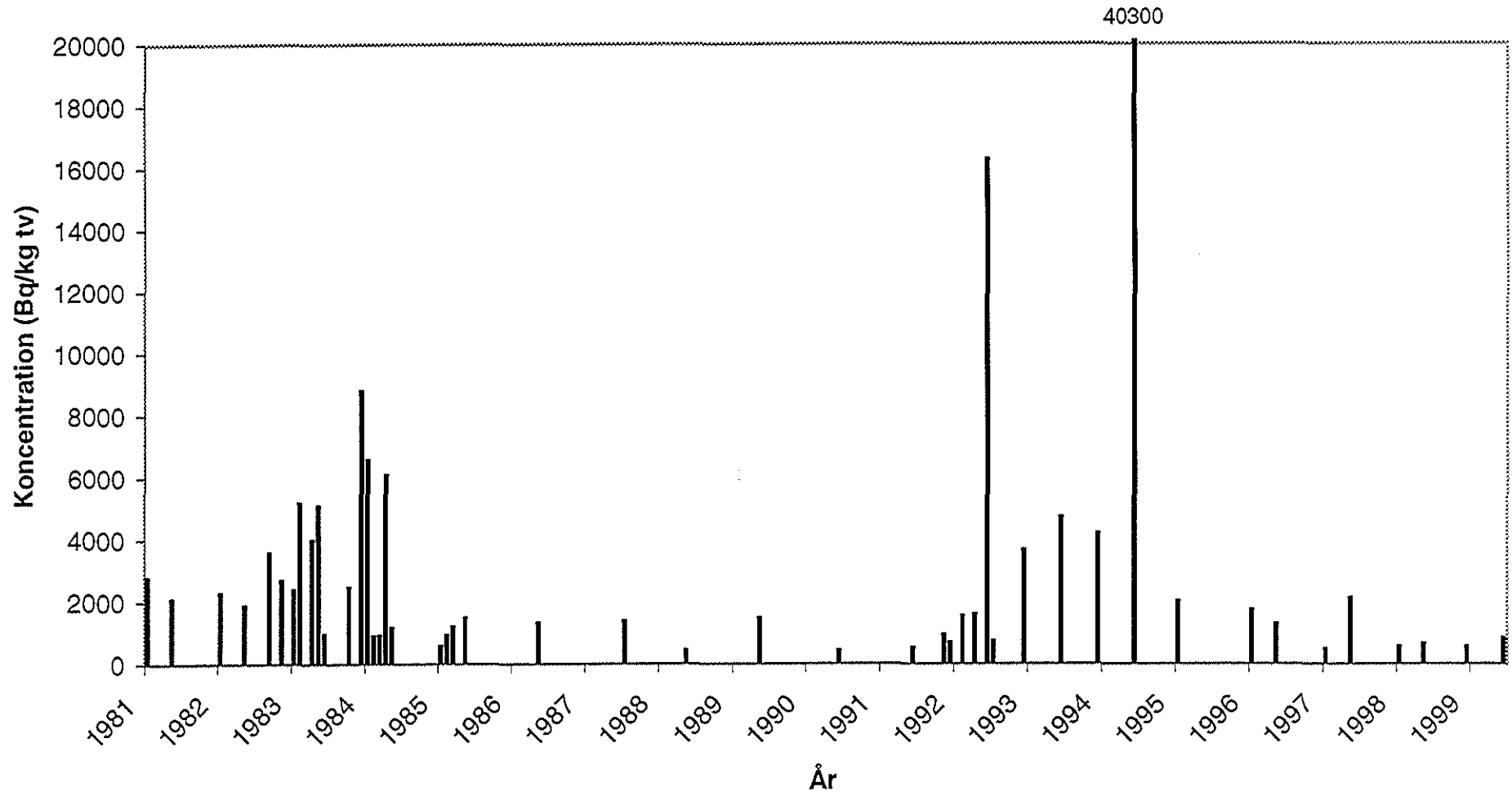
Koncentration av Cs-137 i får, nötboskap och älg Studsvik 83-99



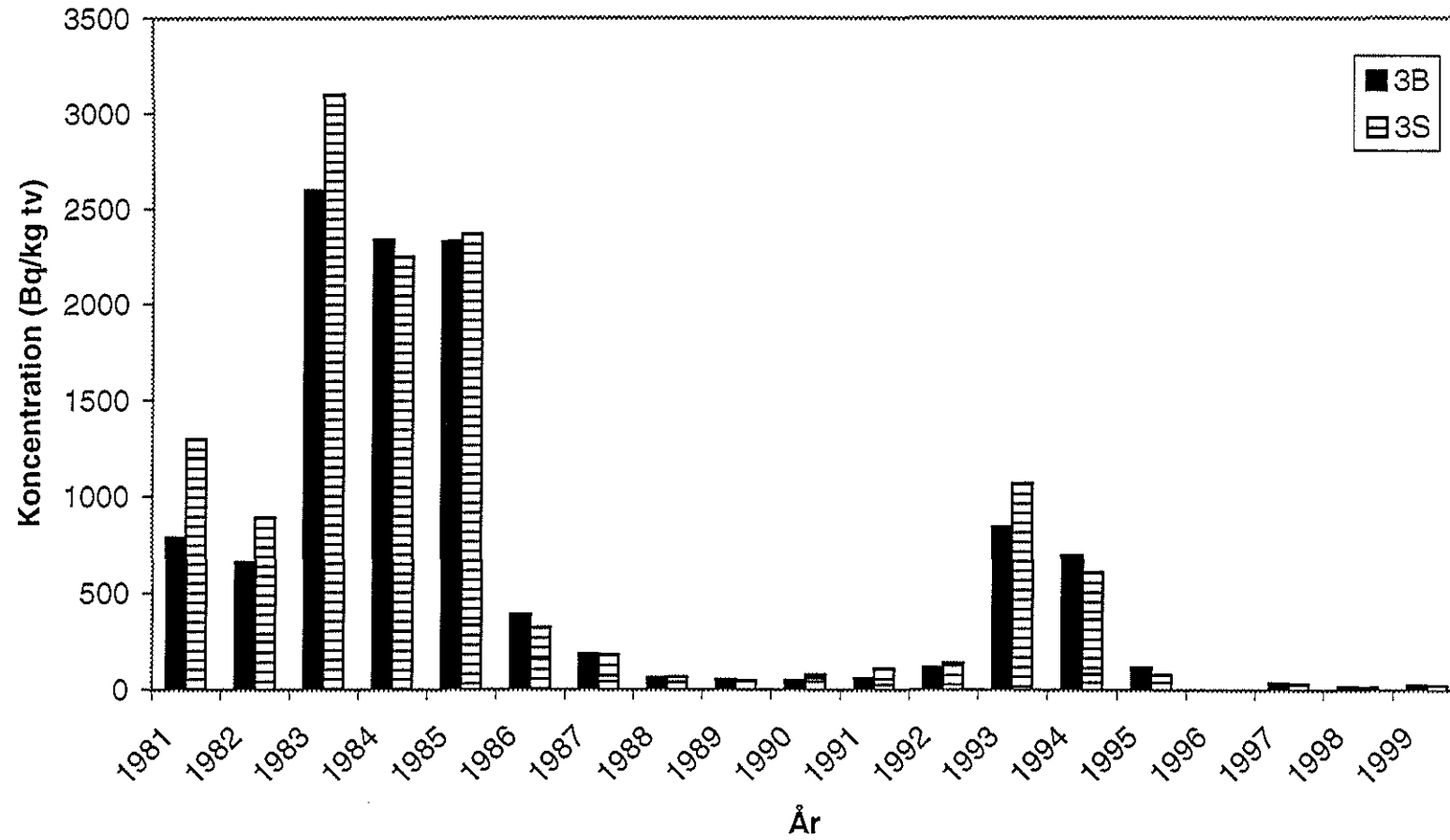
Totalutsläpp per år av Co-60 i processvatten
Bergösund Studsvik 77-99

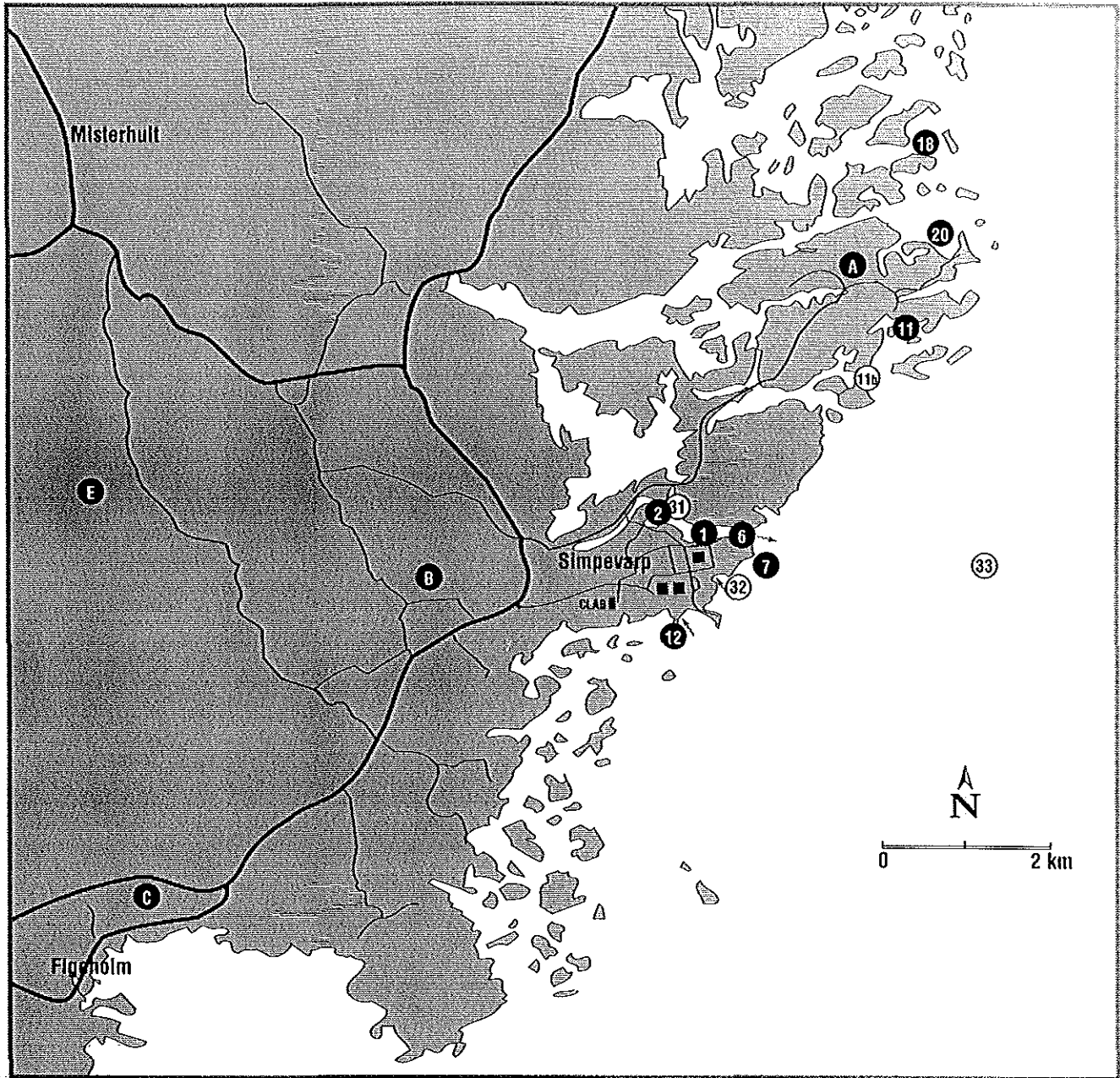


Koncentration av Co-60 i sediment vid station 3
Studsvik 81-98



Koncentration av Co-60 i blåstång från två stationer nära vattenutsläppet Studsvik 81-99





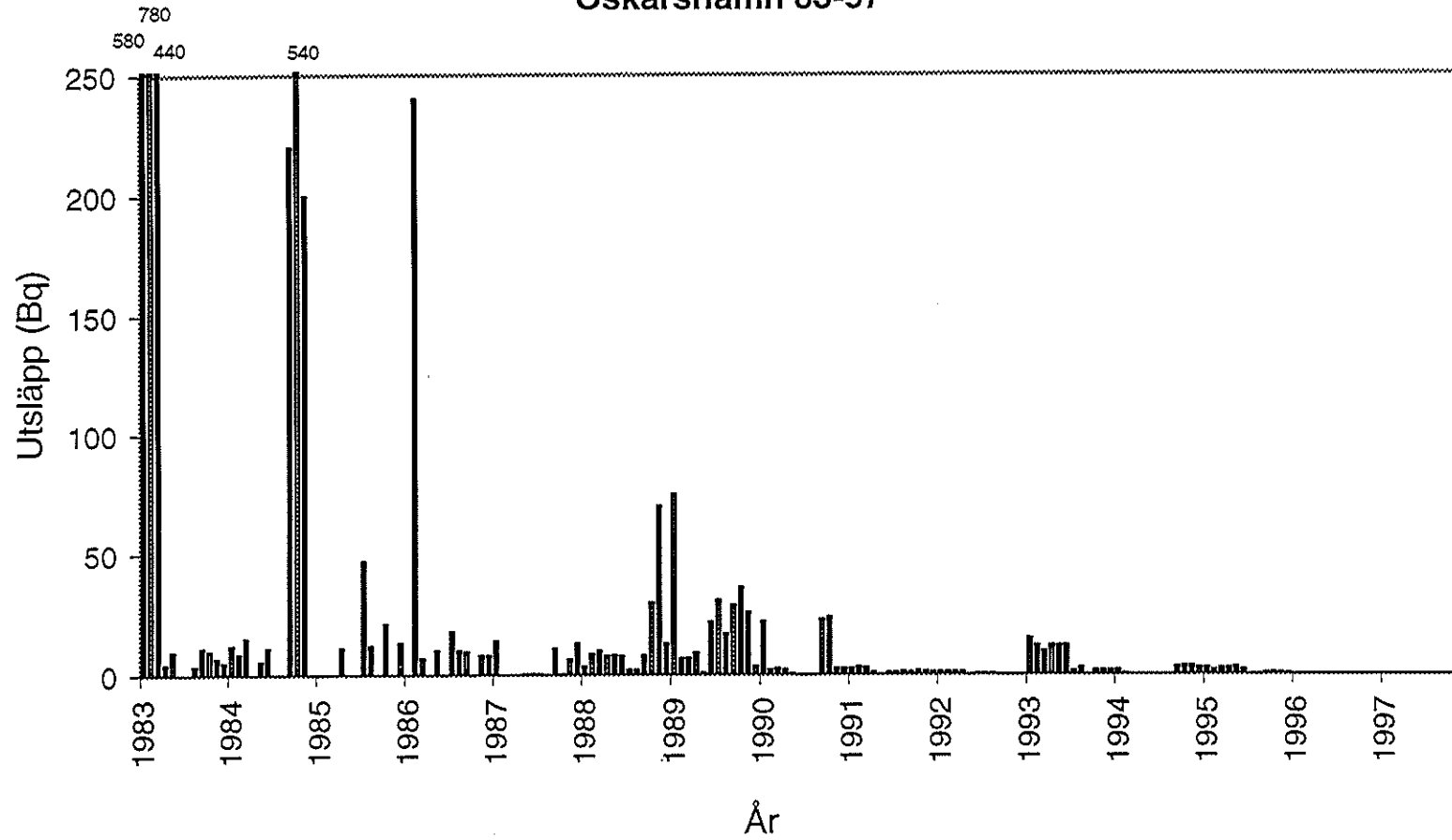
Statens strålskyddsinstitut 1998. Godkänd från sekretessynpunkt för spridning. Lantmäteriverket 1996-08-14.

Oskarshamn

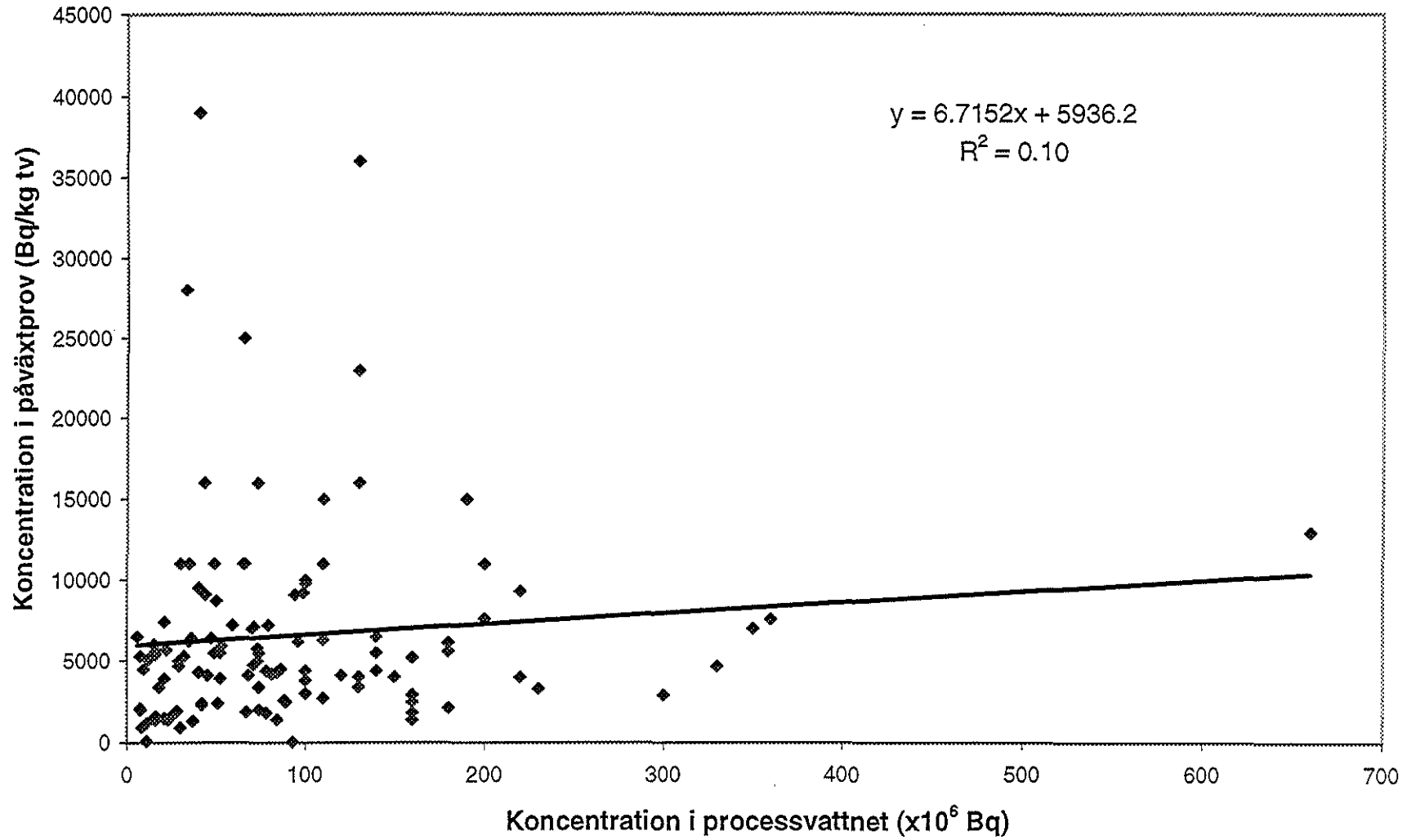
provtagningspunkter

- ① grundprogram
- ① intensivprogram

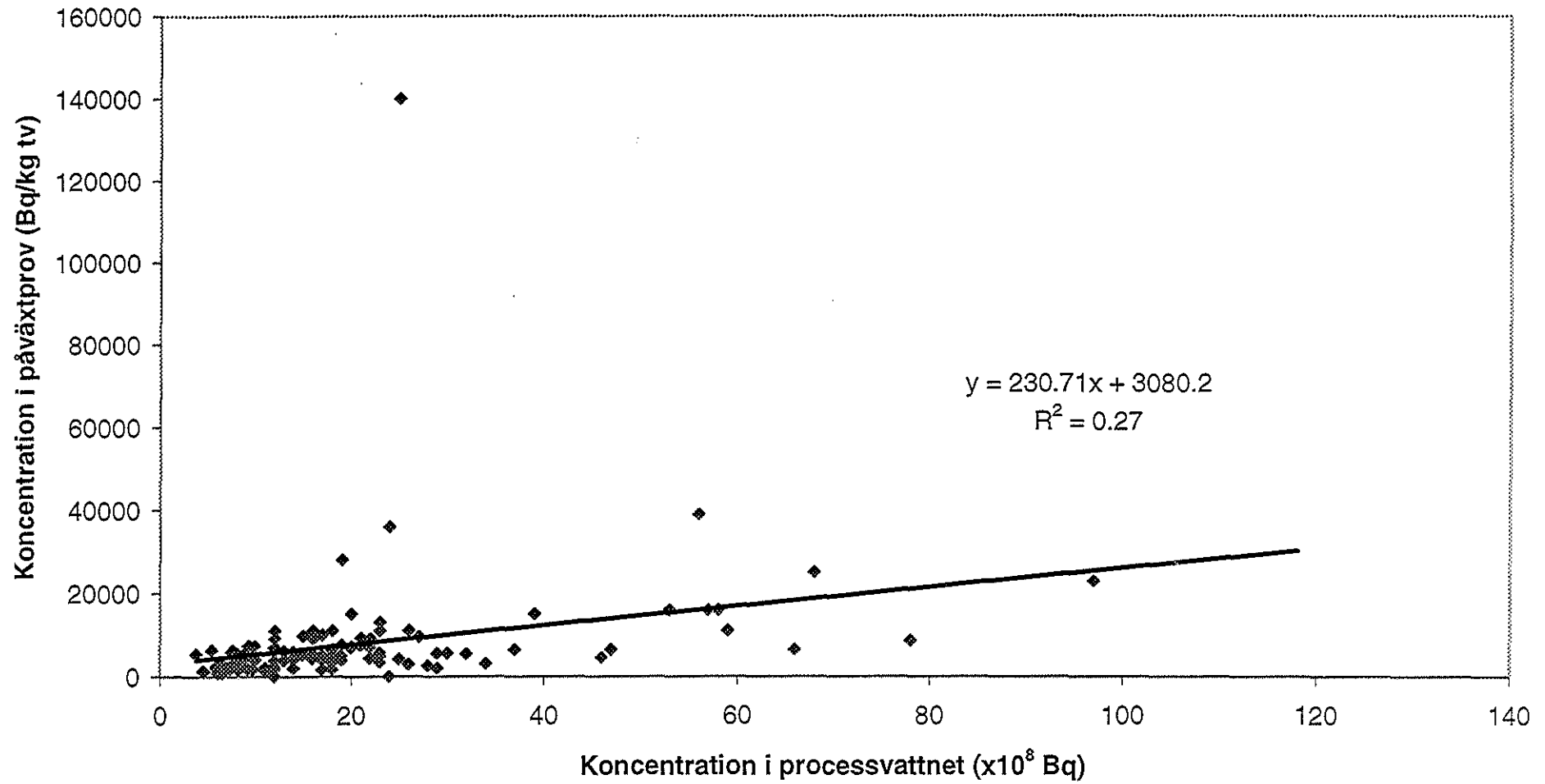
Luftutsläpp av Y-91 Oskarshamn 83-97



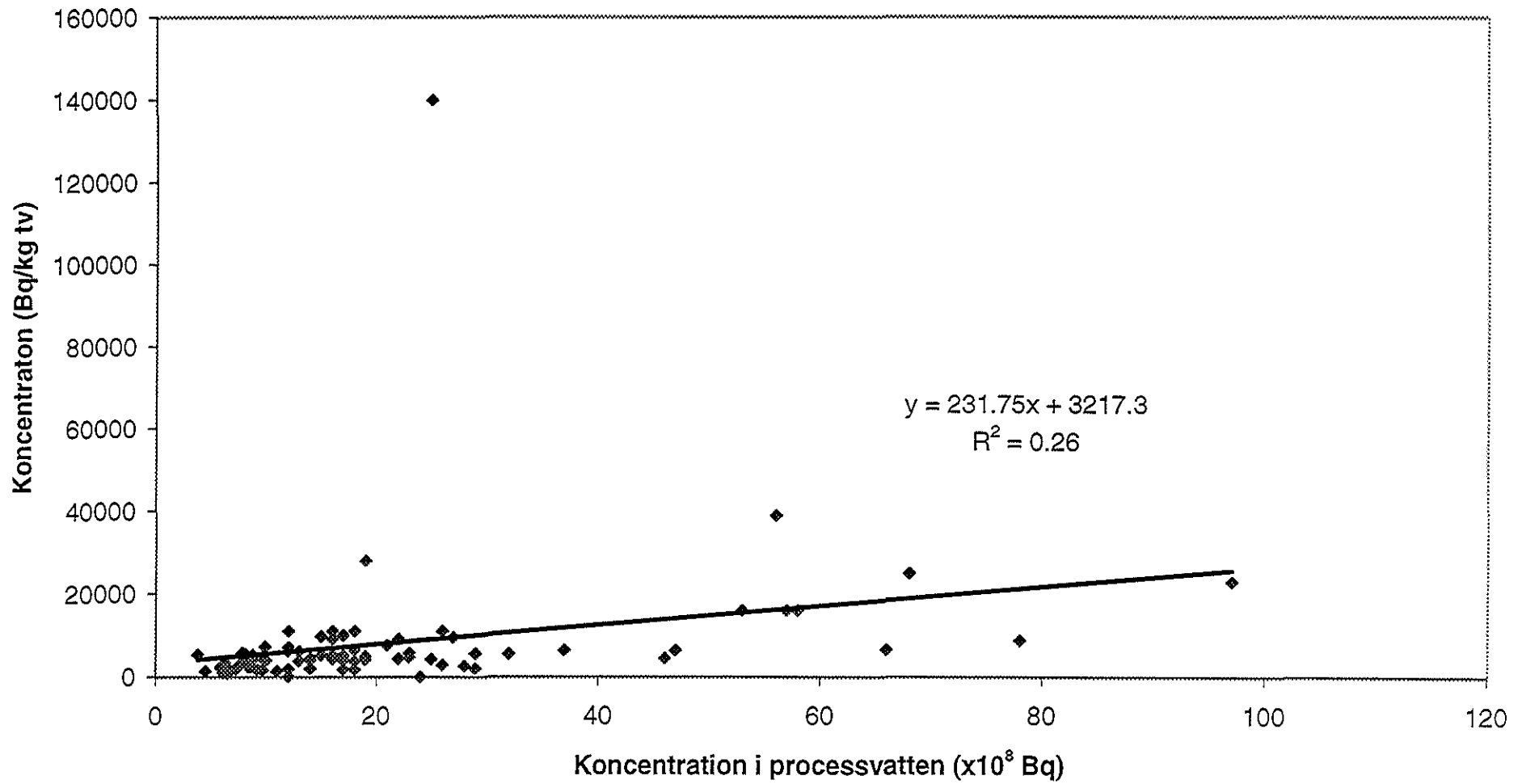
Korrelation mellan halt av Co-60 i processvattnet (block 1+2 och 3) och halt i påväxtprov Oskarshamn 90-99



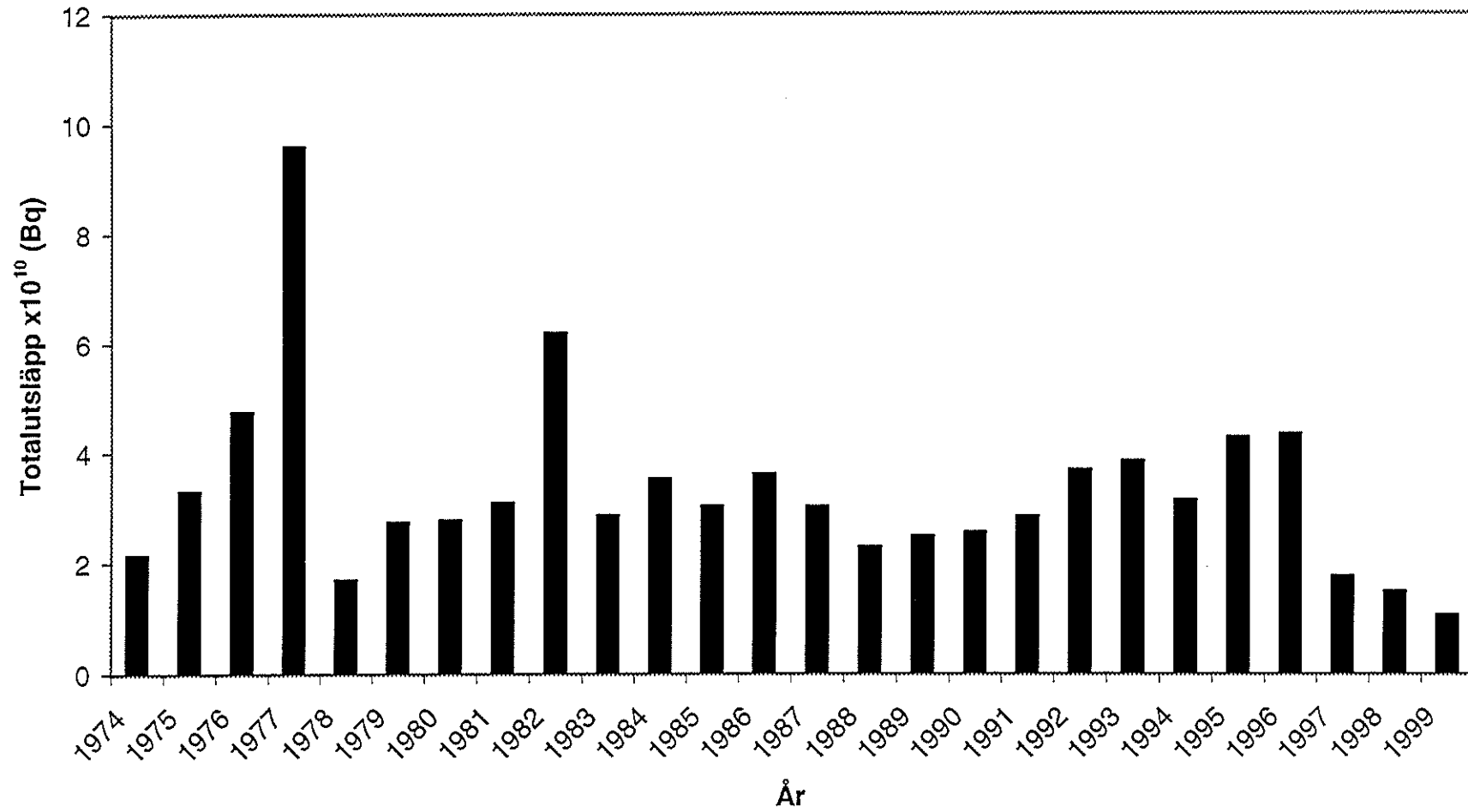
Korrelation mellan halt av Co-60 i processvattnet (block 1+2) och halt i påväxtprov
Oskarshamn 91-99



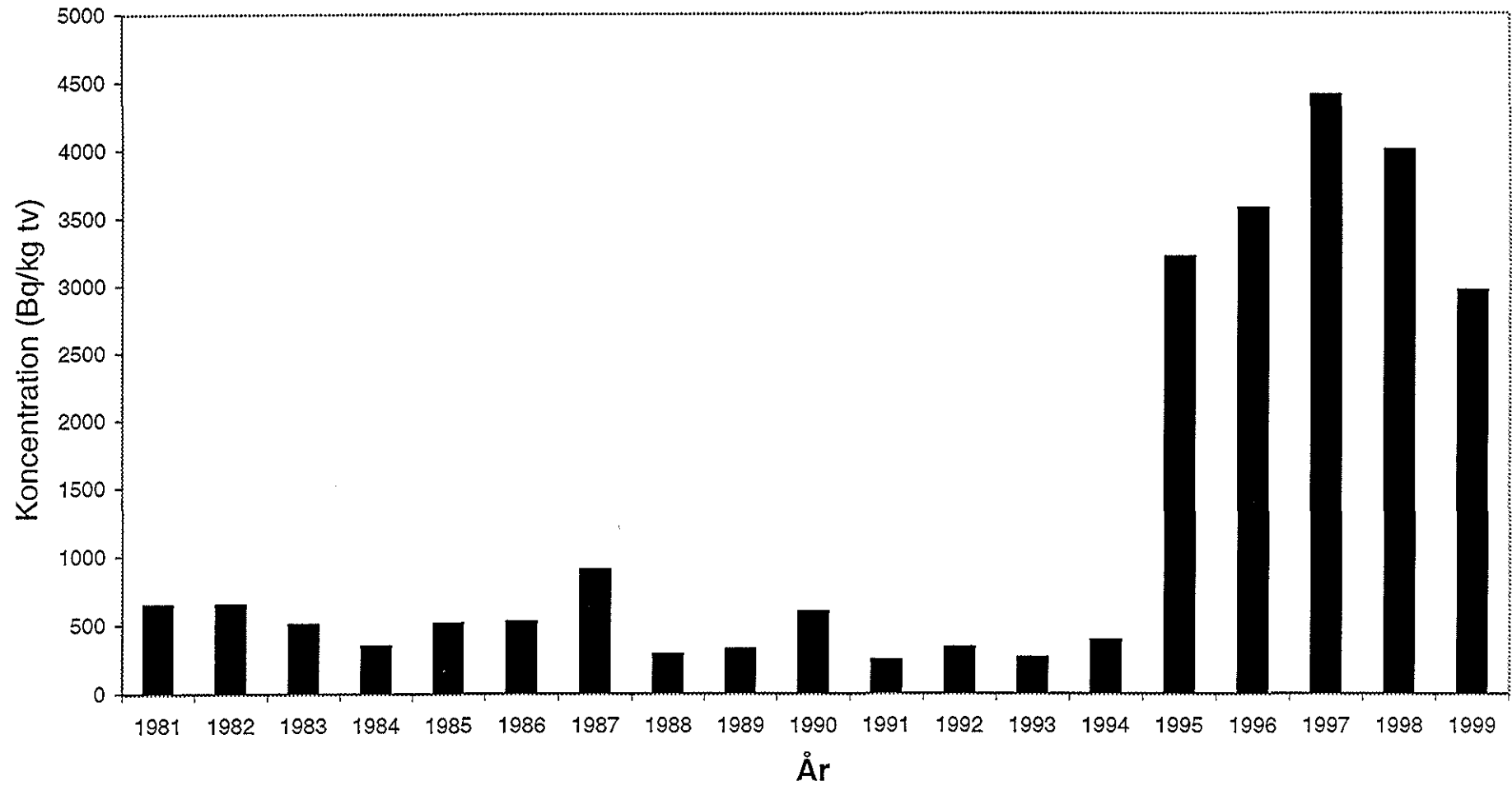
Korrelation mellan halt av Co-60 i processvattnet (block 1+2) och halt i påväxtprov
Data från mars till oktober Oskarshamn 91-99



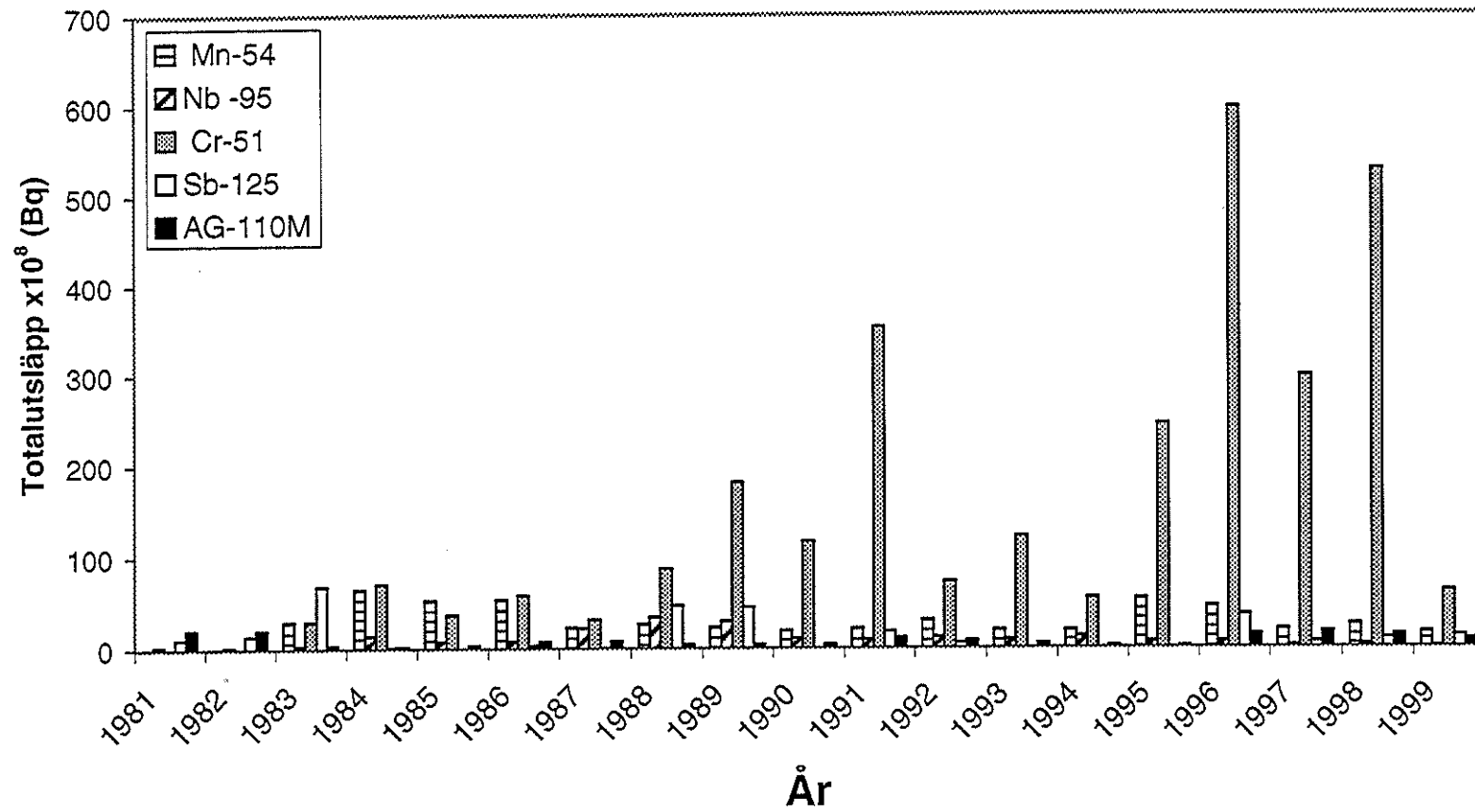
Totalutsläpp per år av Co-60 i processvattnet
Oskarshamn 74-99



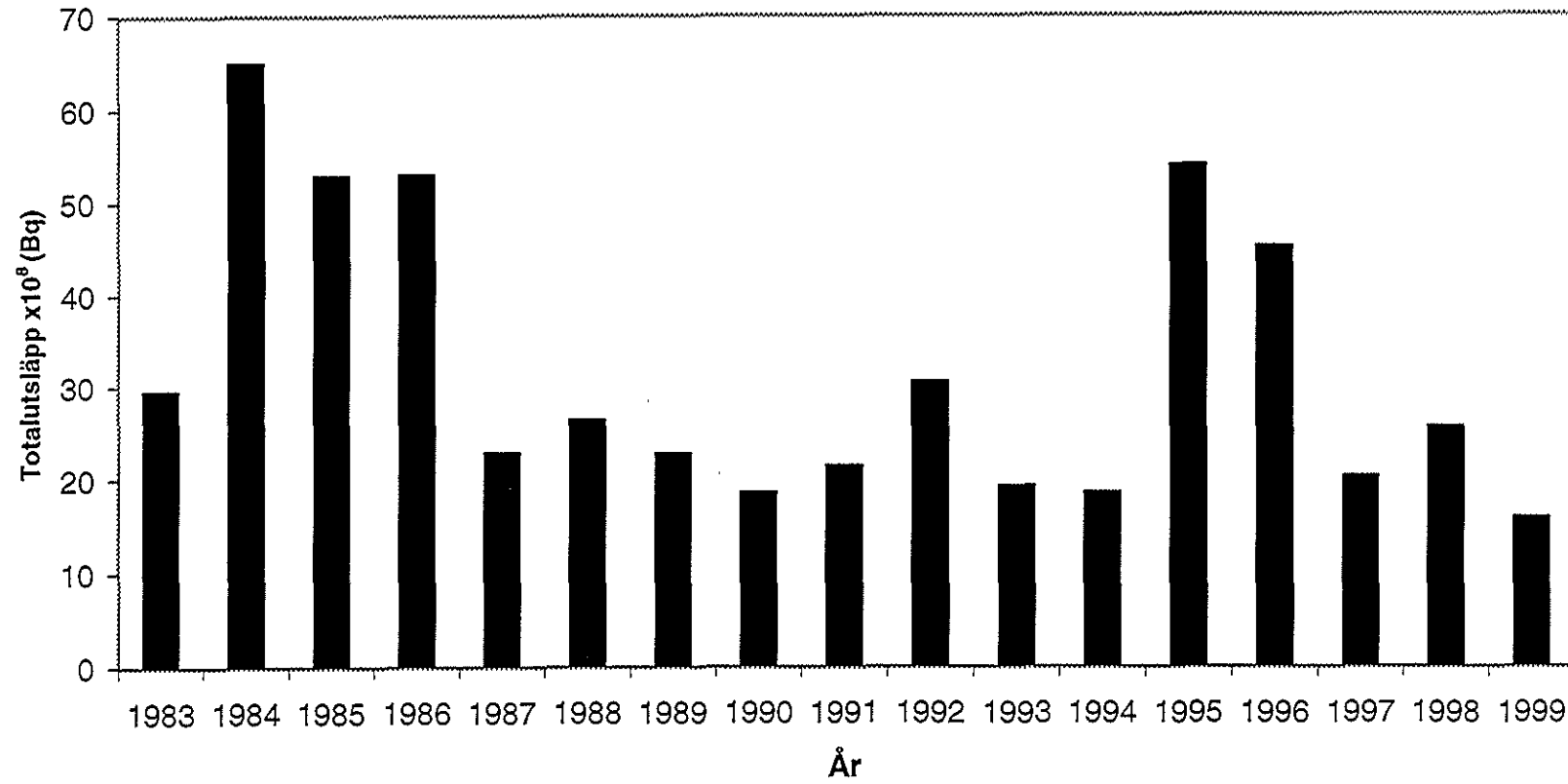
Koncentration av Co-60 i sediment vid station 2 Hamnefjärden Oskarshamn 81-99



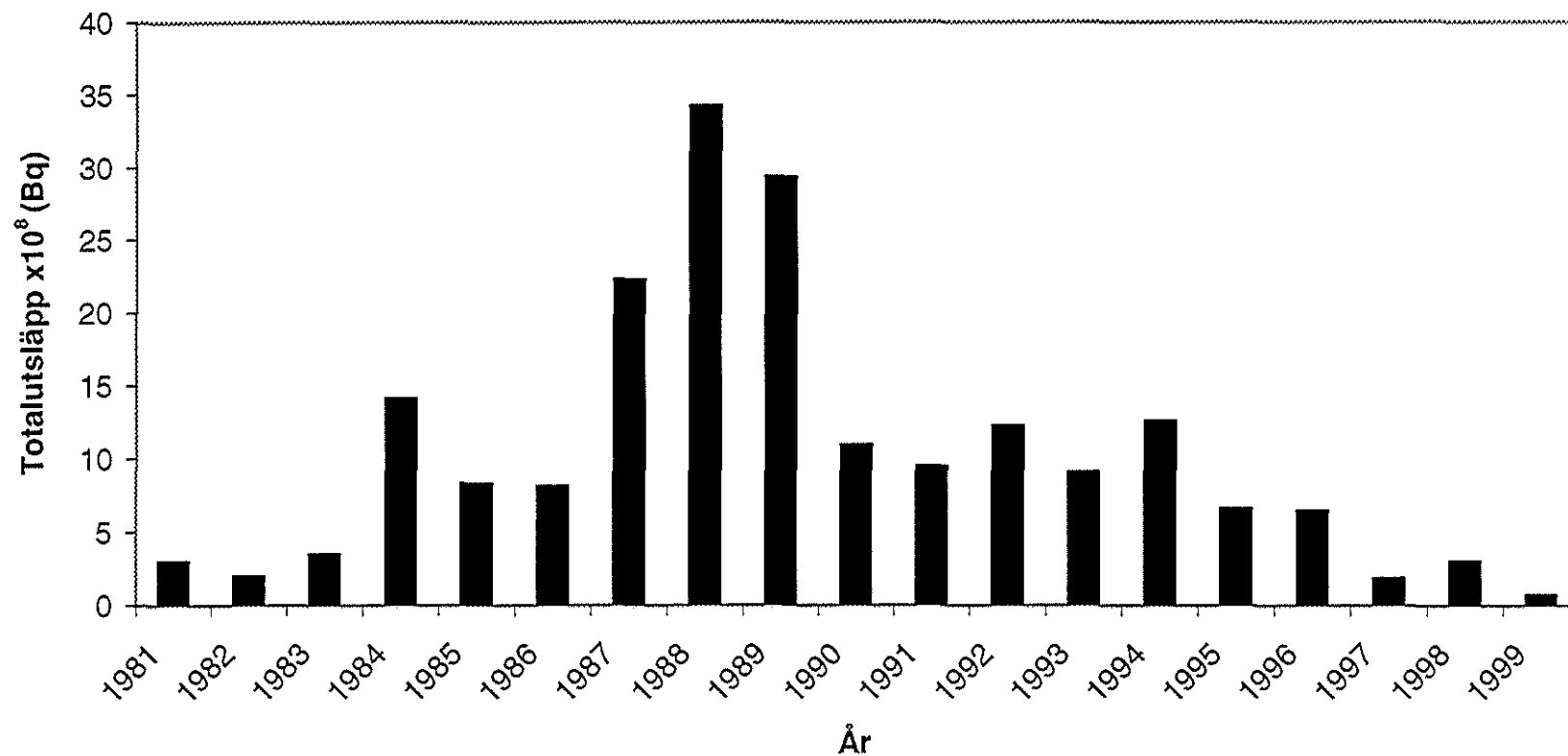
Totalutsläpp per år av vissa radionuklider i processvattnet Oskarshamn 81-99



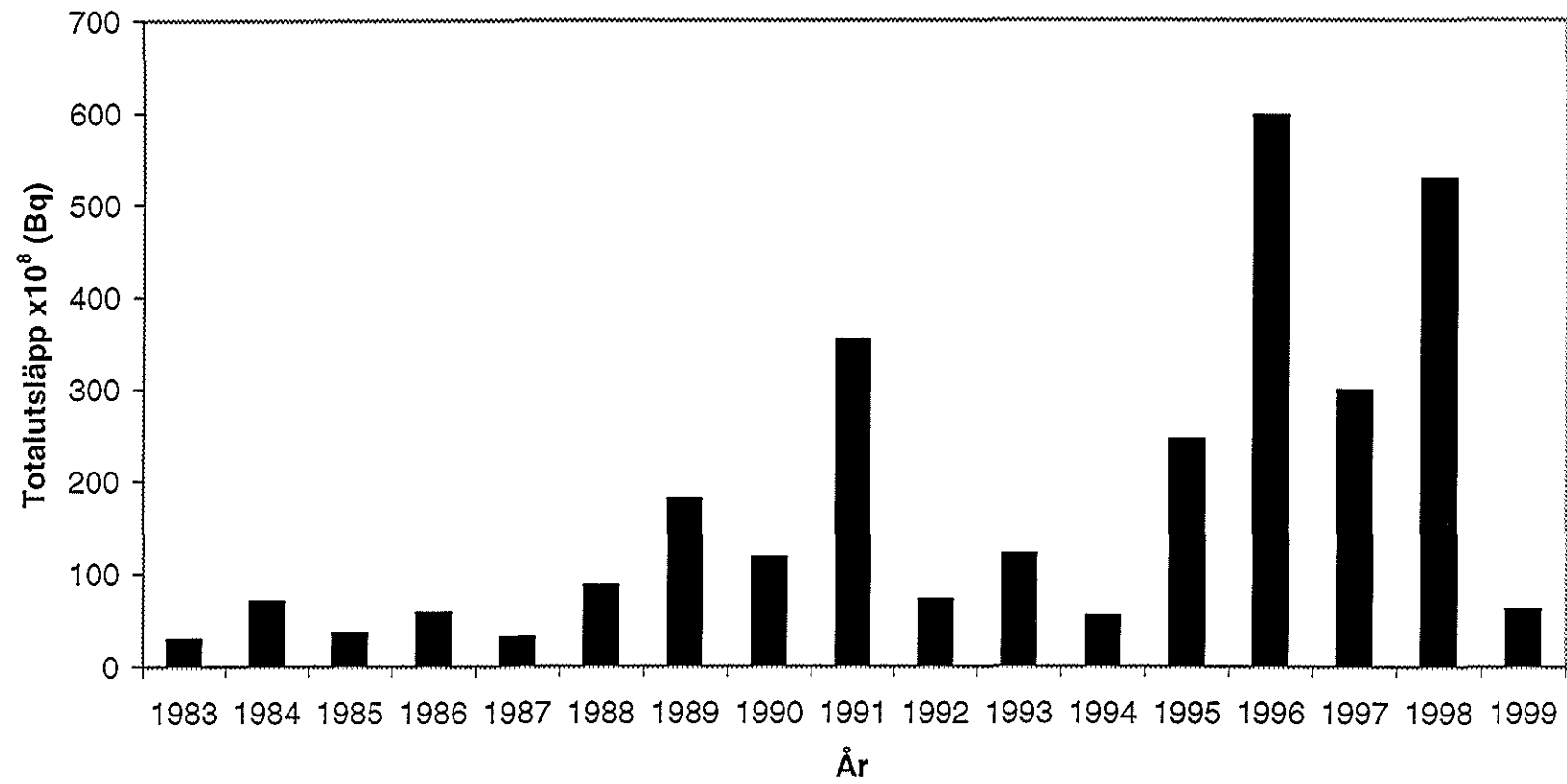
Totalutsläpp per år av Mn-54 i processvattnet
Oskarshamn 83-99



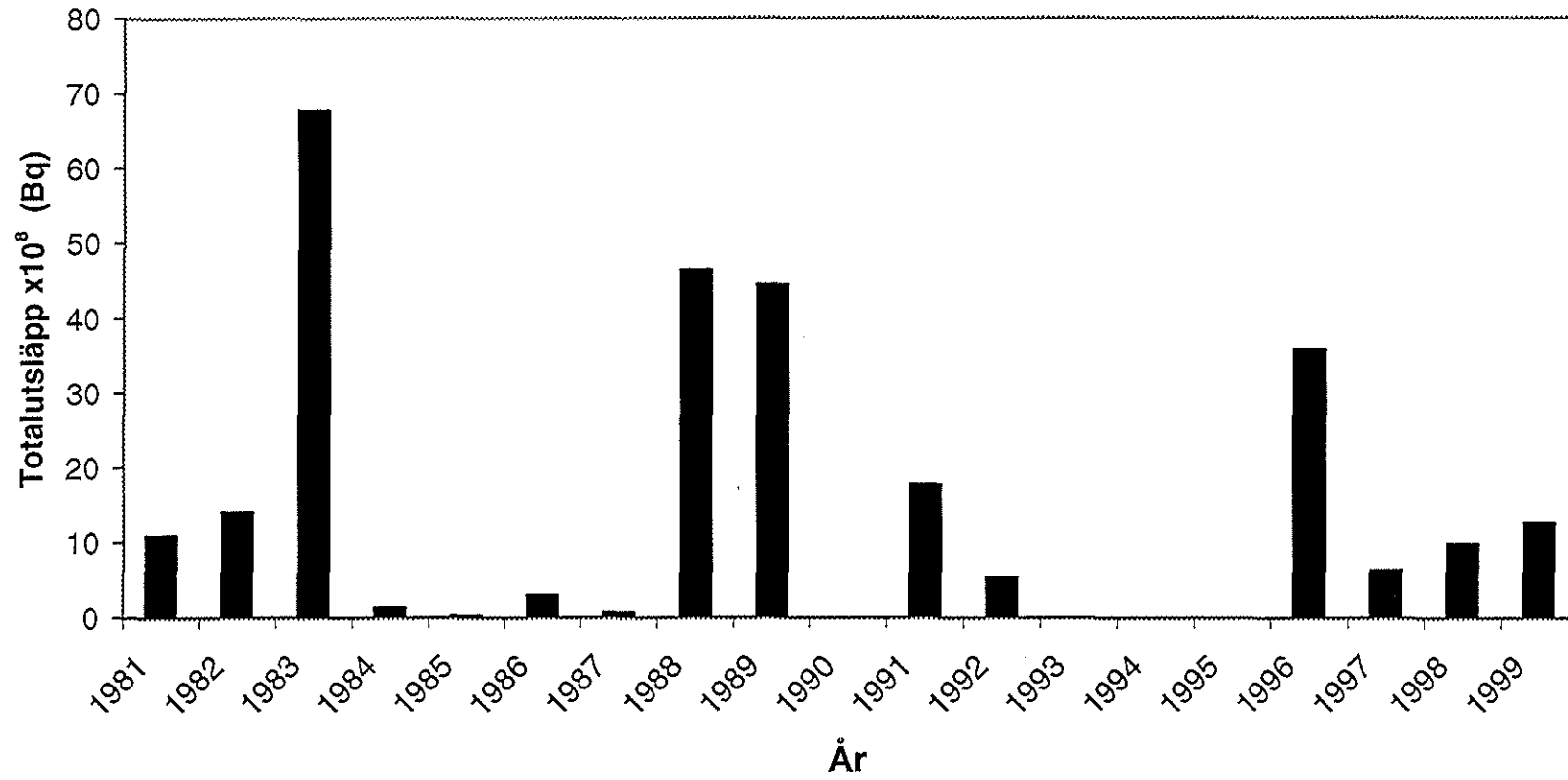
Totalutsläpp per år av Nb-95 i processvattnet
Oskarshamn 81-99



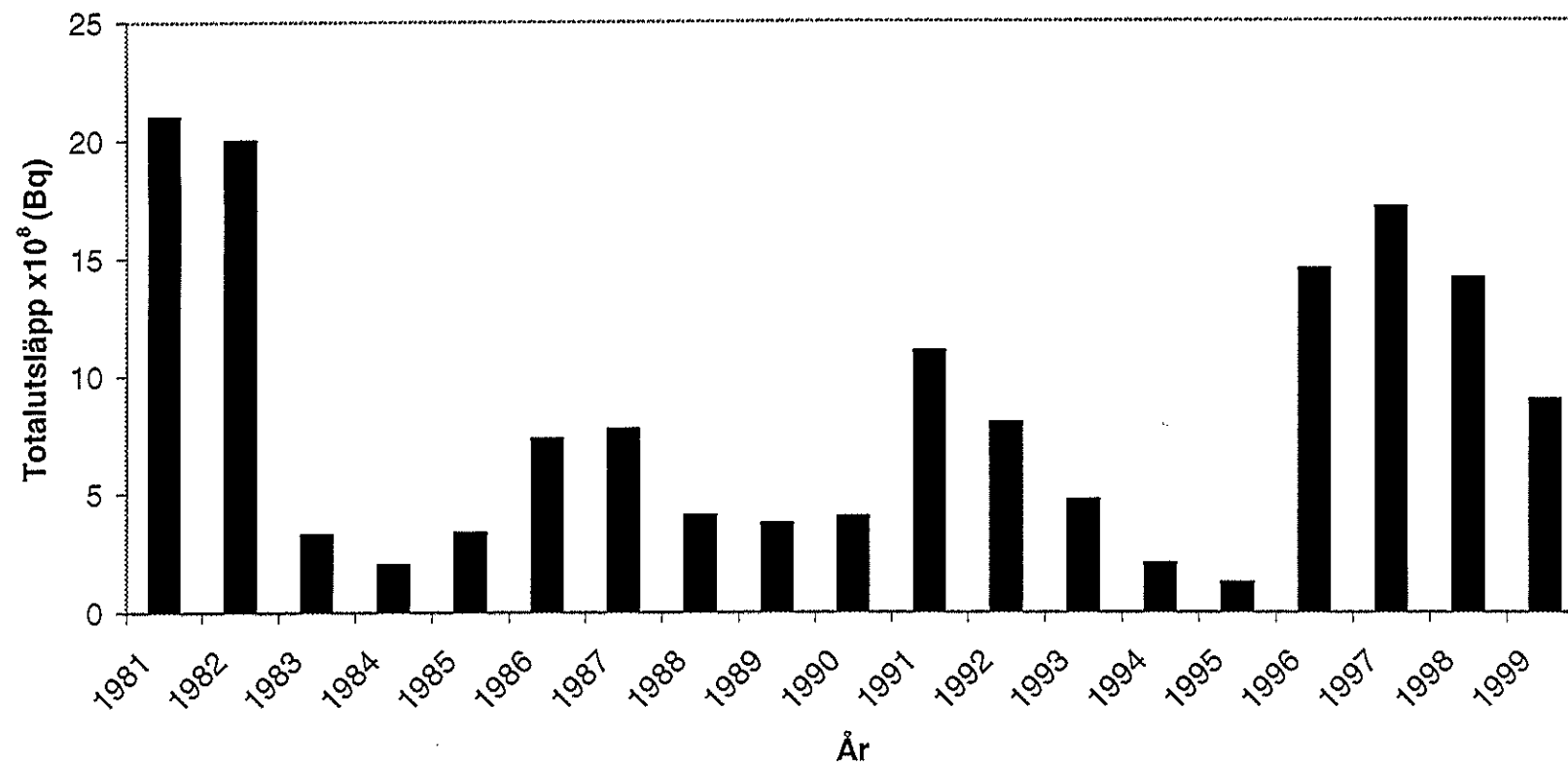
Totalutsläpp per år av Cr-51 i processvattnet
Oskarshamn 83-99



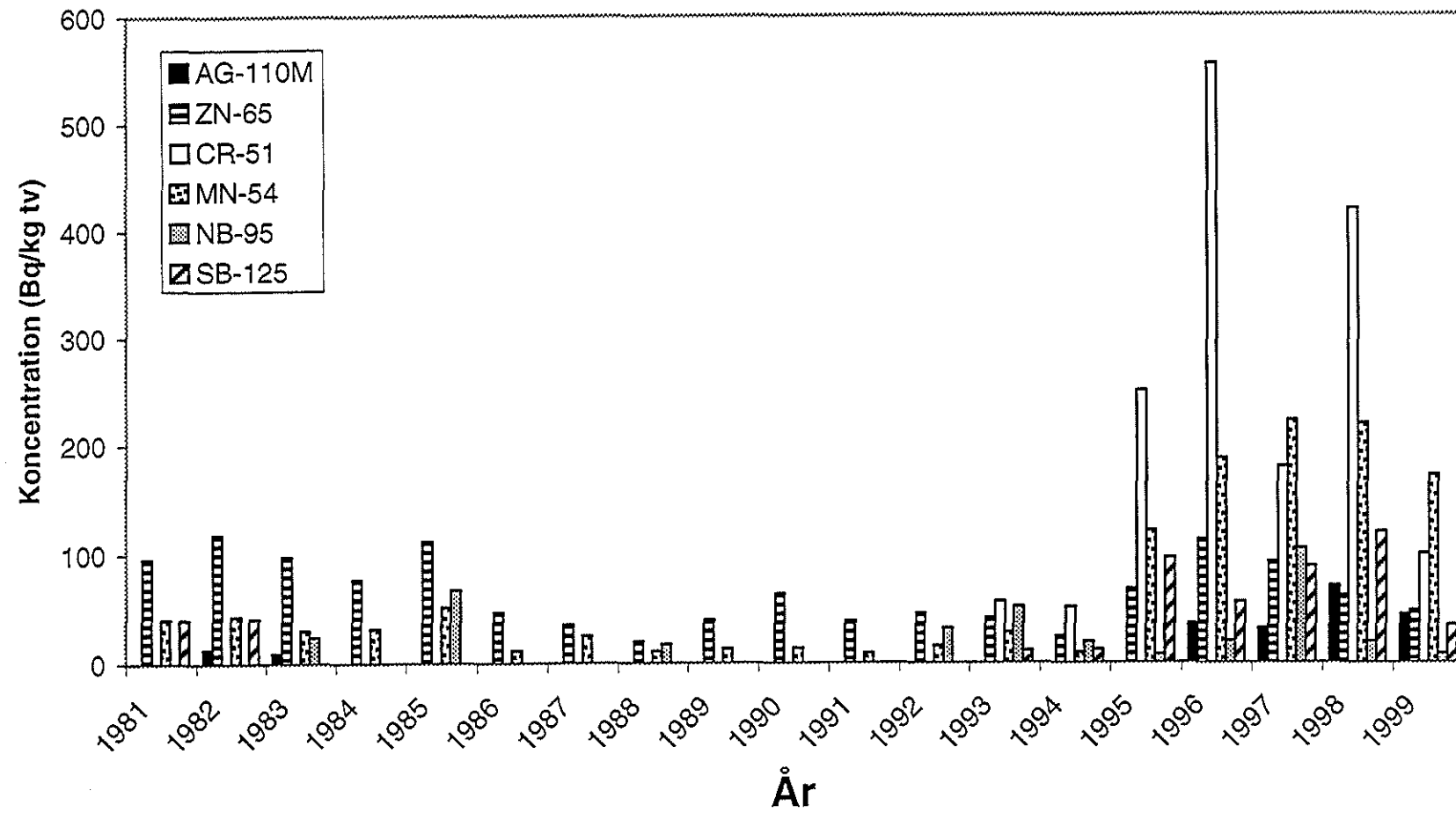
Totalutsläpp per år av Sb-125 i processvattnet
Oskarshamn 81-99

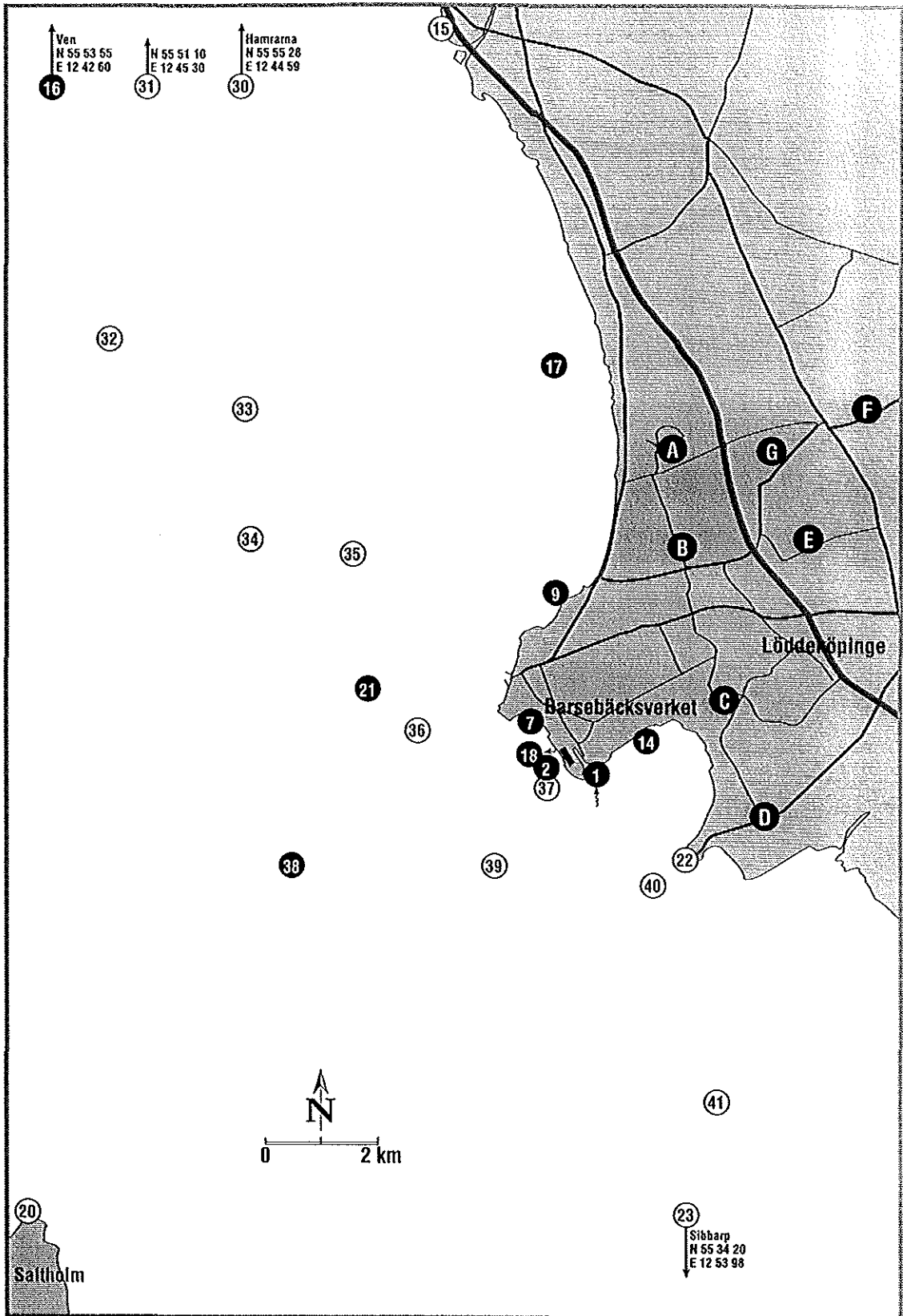


Totalutsläpp per år av Ag-110m i processvattnet
Oskarshamn 81-99



Koncentration av radionuklider i sediment vid station 2 Hamnefjärden Oskarshamn 81-99





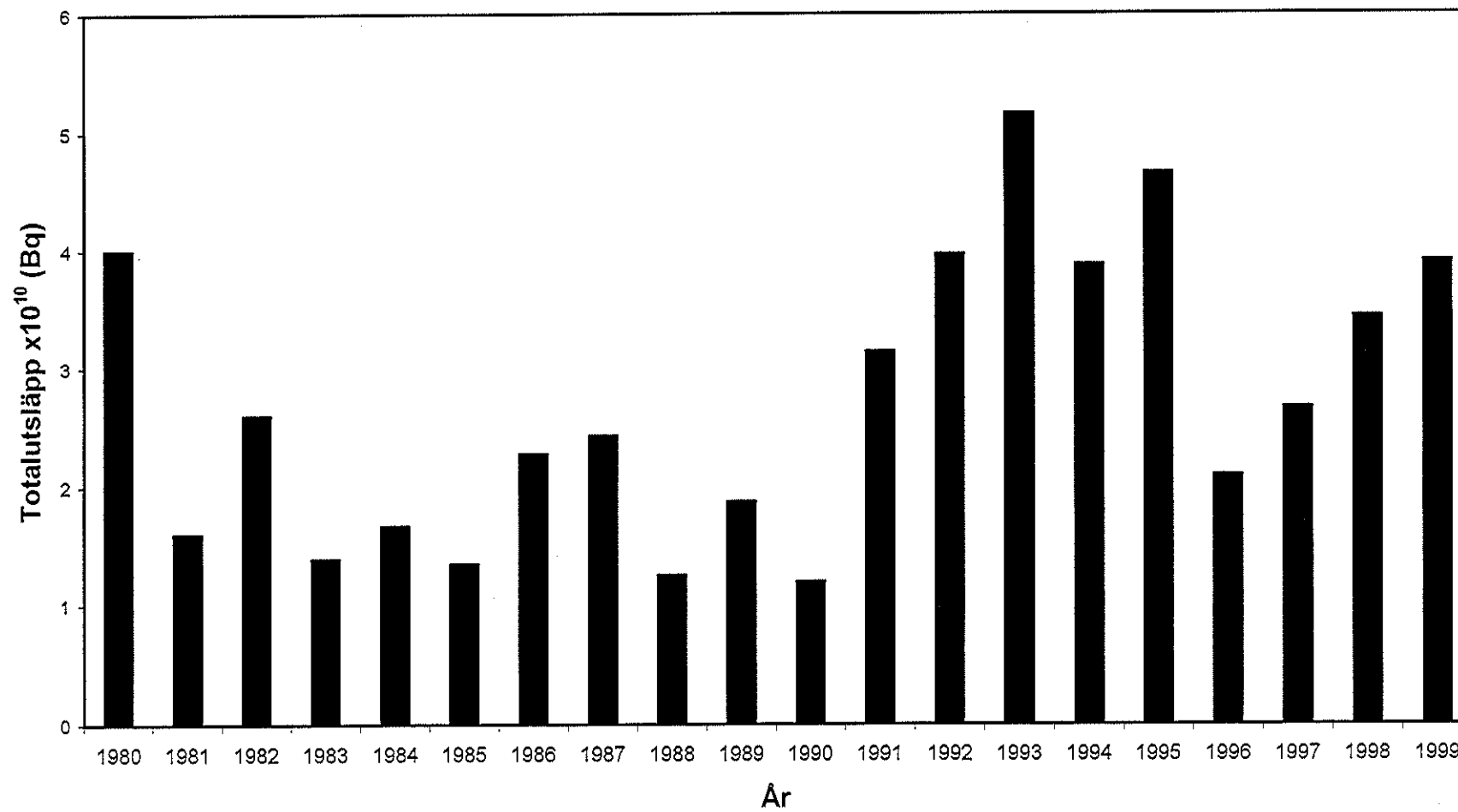
Statens strålskyddsinstitut 1998. Godkänd från sekretessynpunkt för spridning. Lantmäteriverket 1996-08-14.

Barsebäck

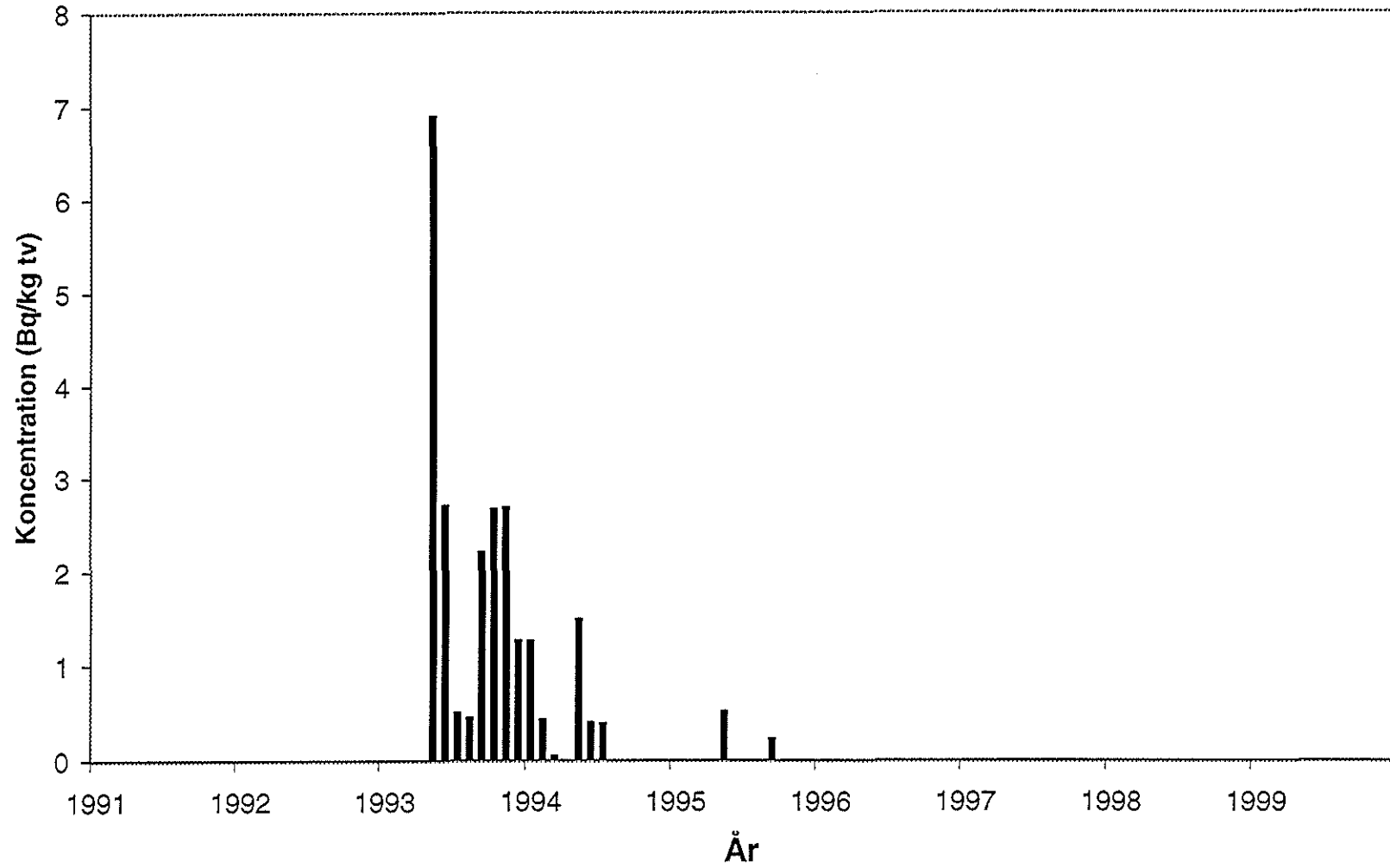
provtagningspunkter

- ① grundprogram
- ① intensivprogram

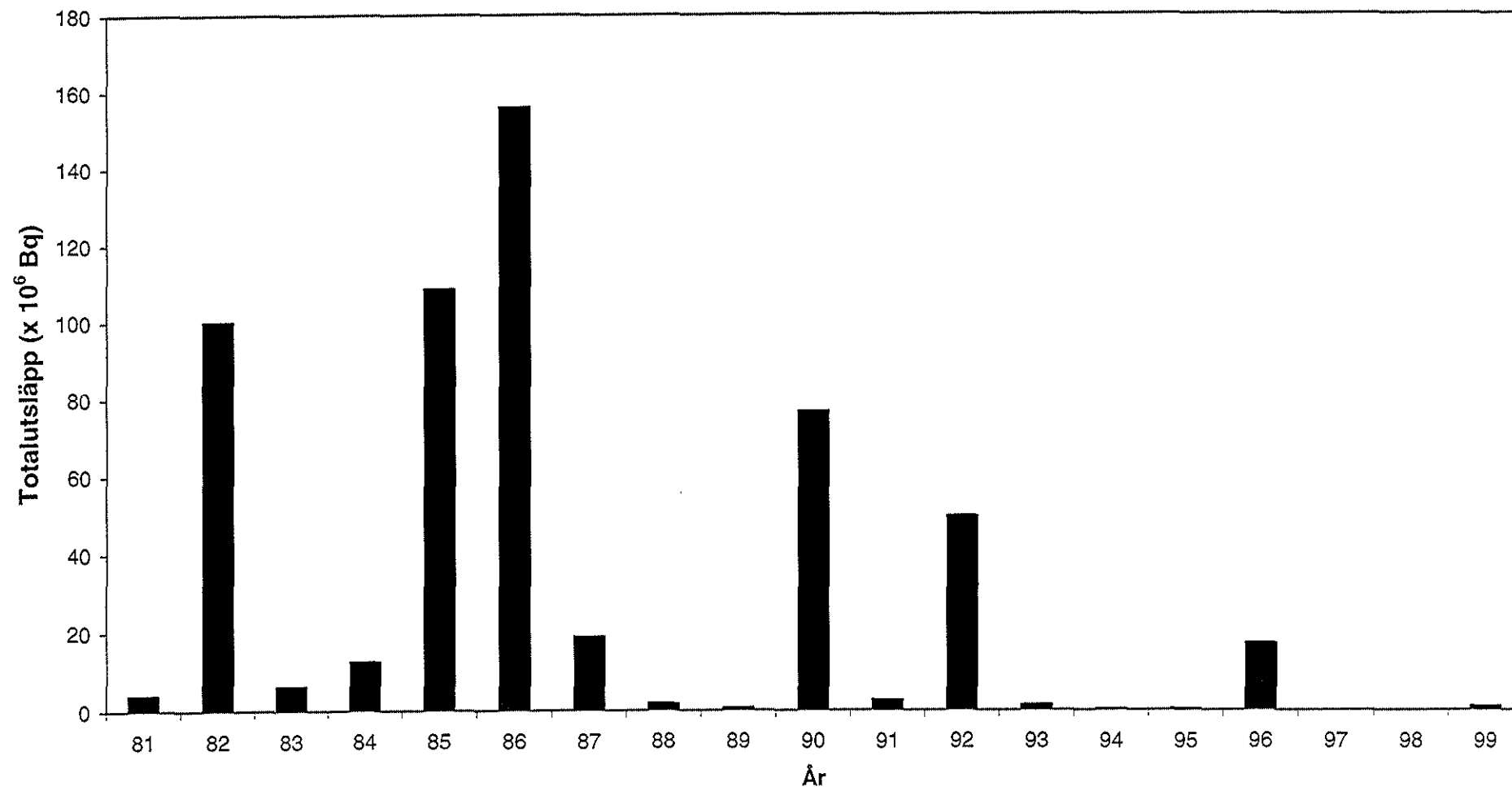
Totalutsläpp per år av Co-60 till luft
Barsebäck 80-99



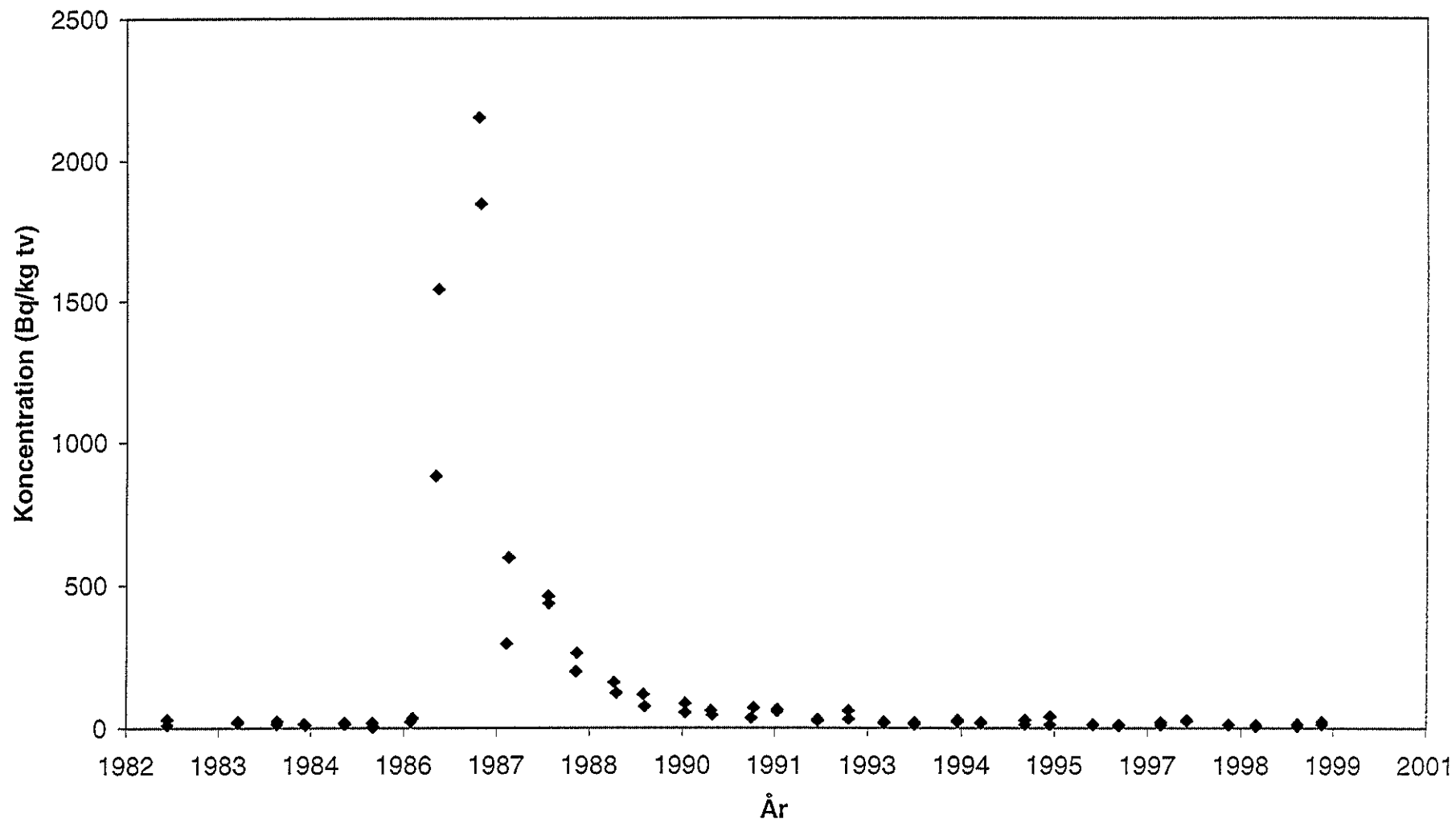
Koncentration av Co-60 i mjölk Barsebäck 91-99



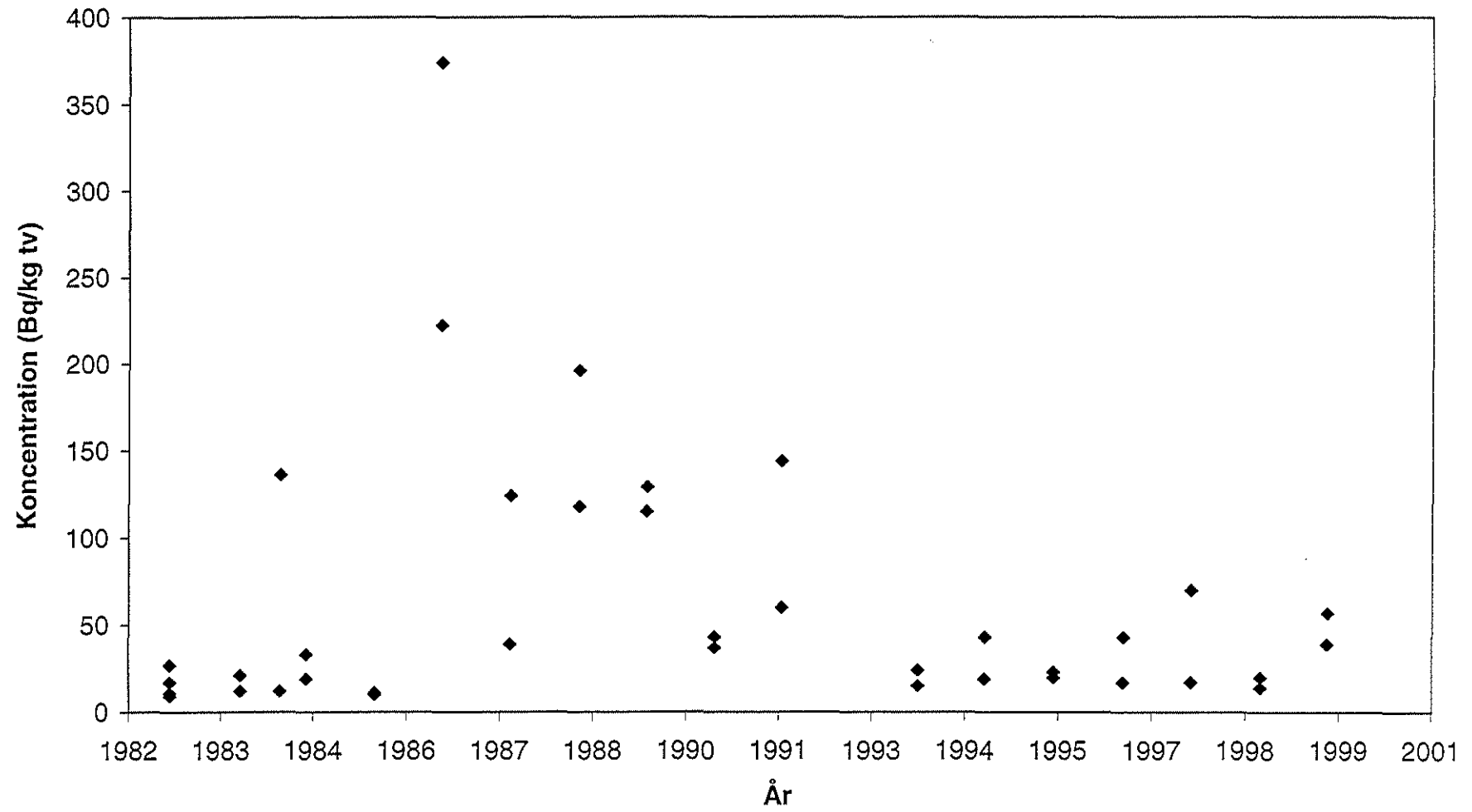
Utsläpp till luft av Cs-137
Barsebäck 81-99



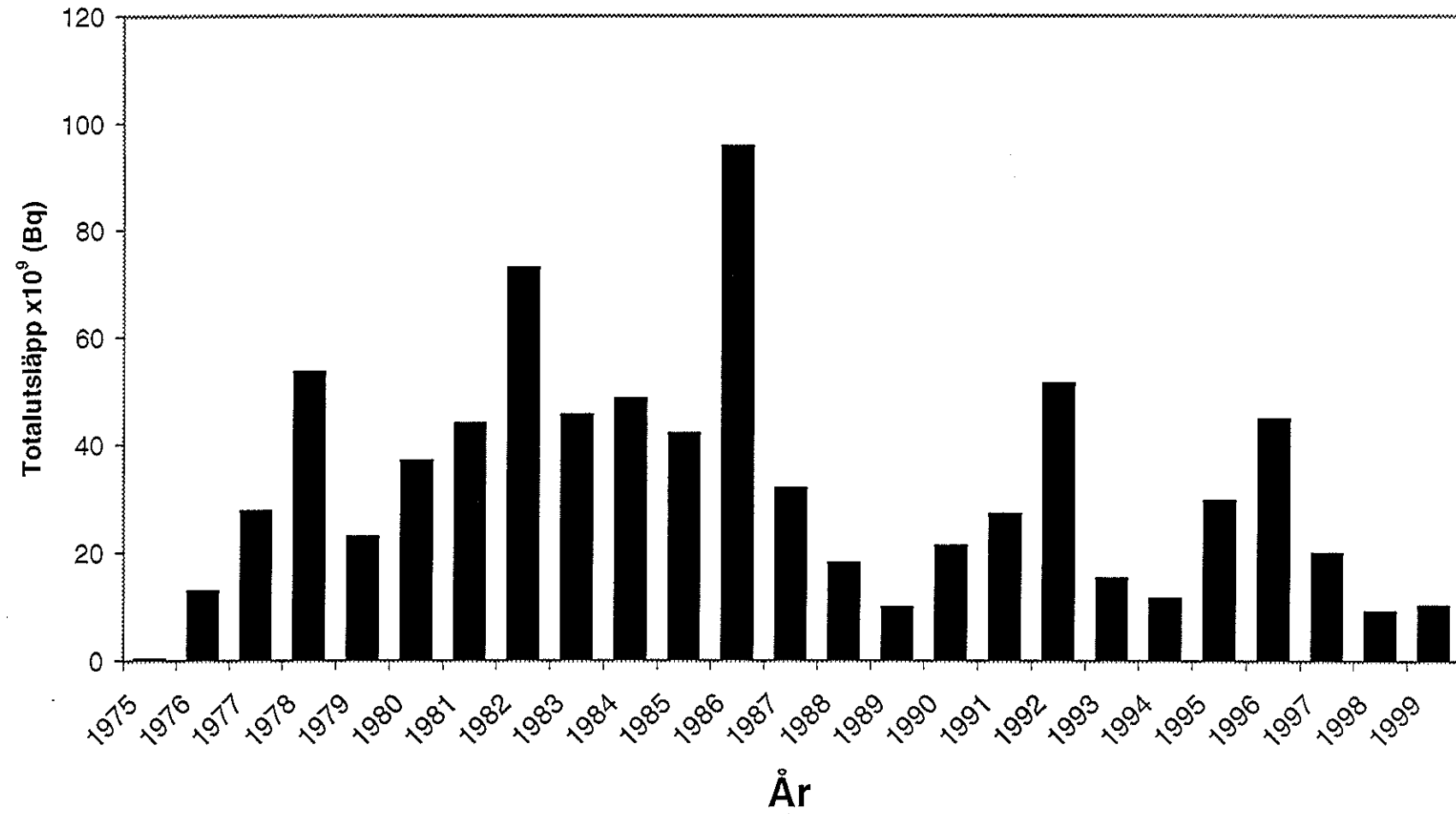
Koncentration av Cs-137 i mossa Barsebäck 82-99



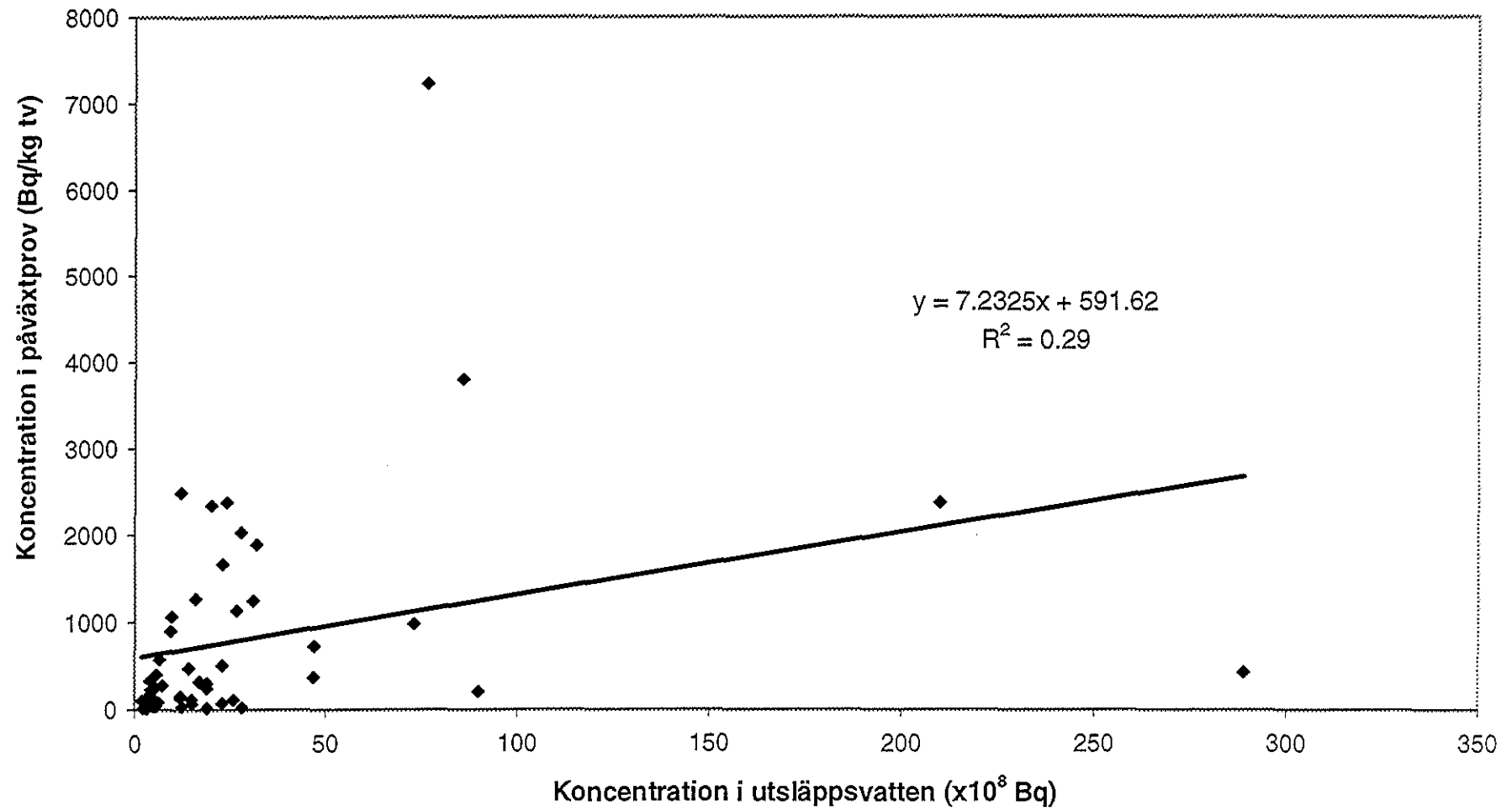
Koncentration av Cs-137 i ormbunke
Barsebäck 82-99



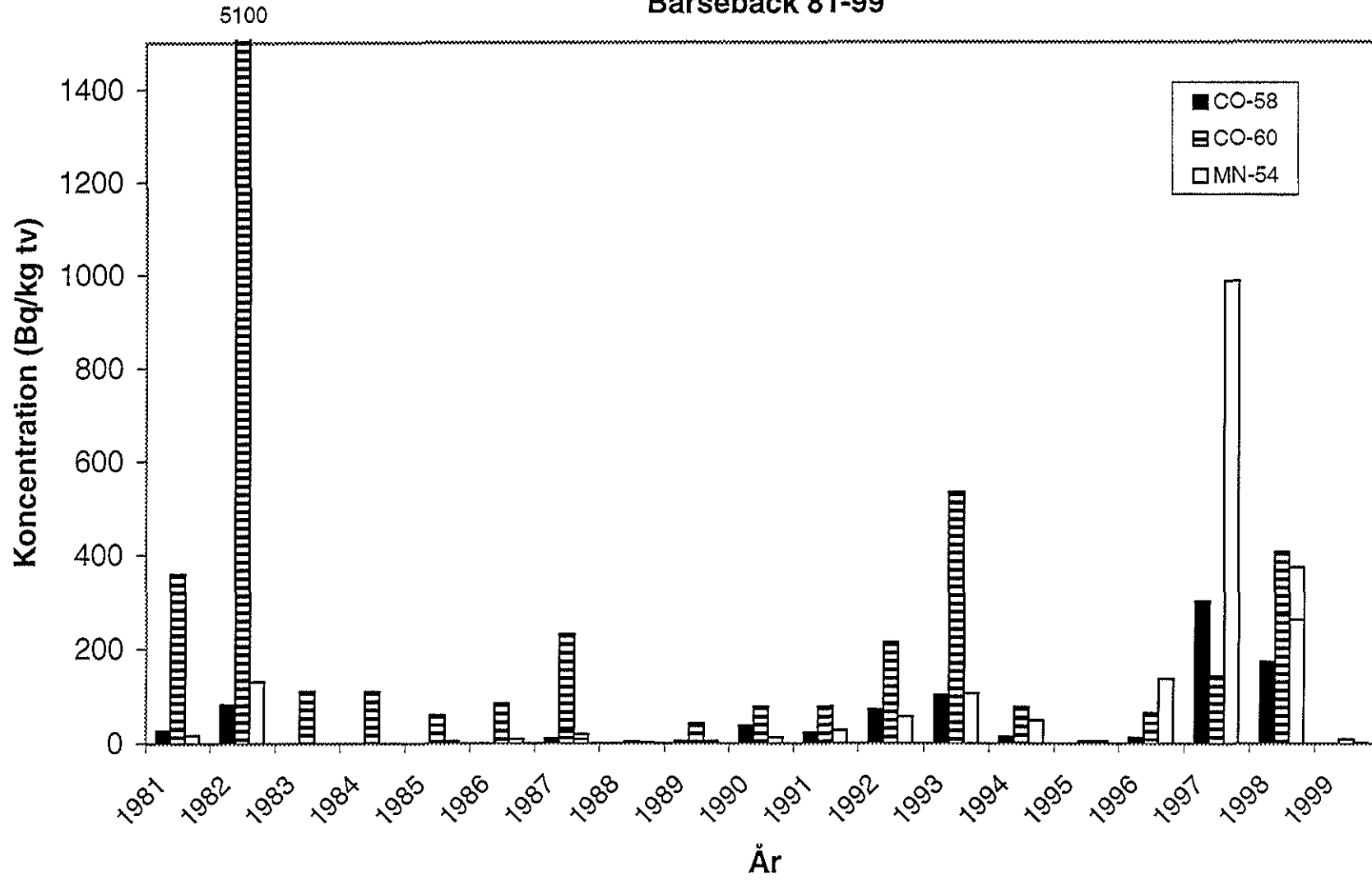
Totalutsläpp per år av Co-60 i processvattnet
Barsebäck 75-99



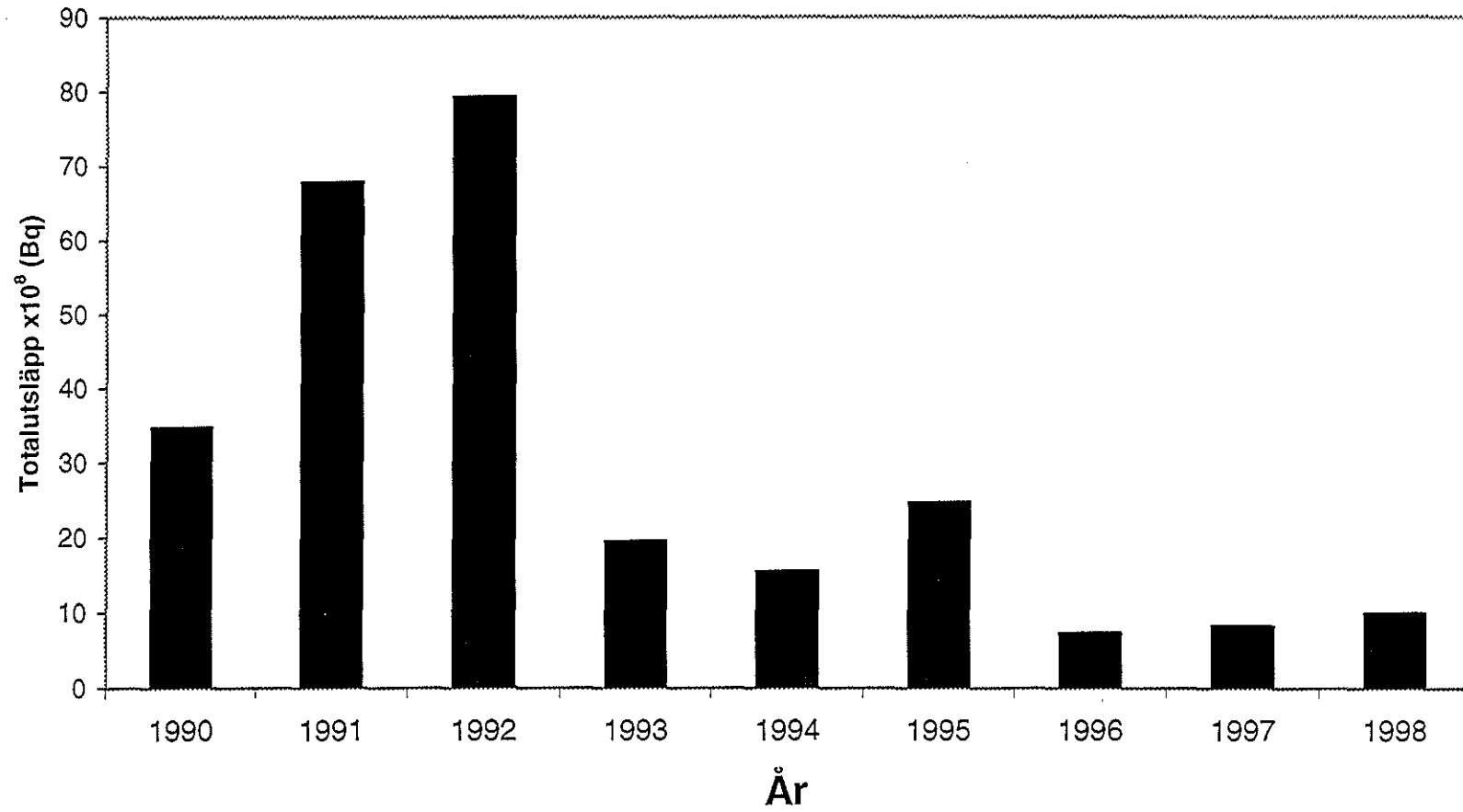
Korrelation mellan utsläpp av Co-60 och halten i påväxtprov Barsebäck 92-99



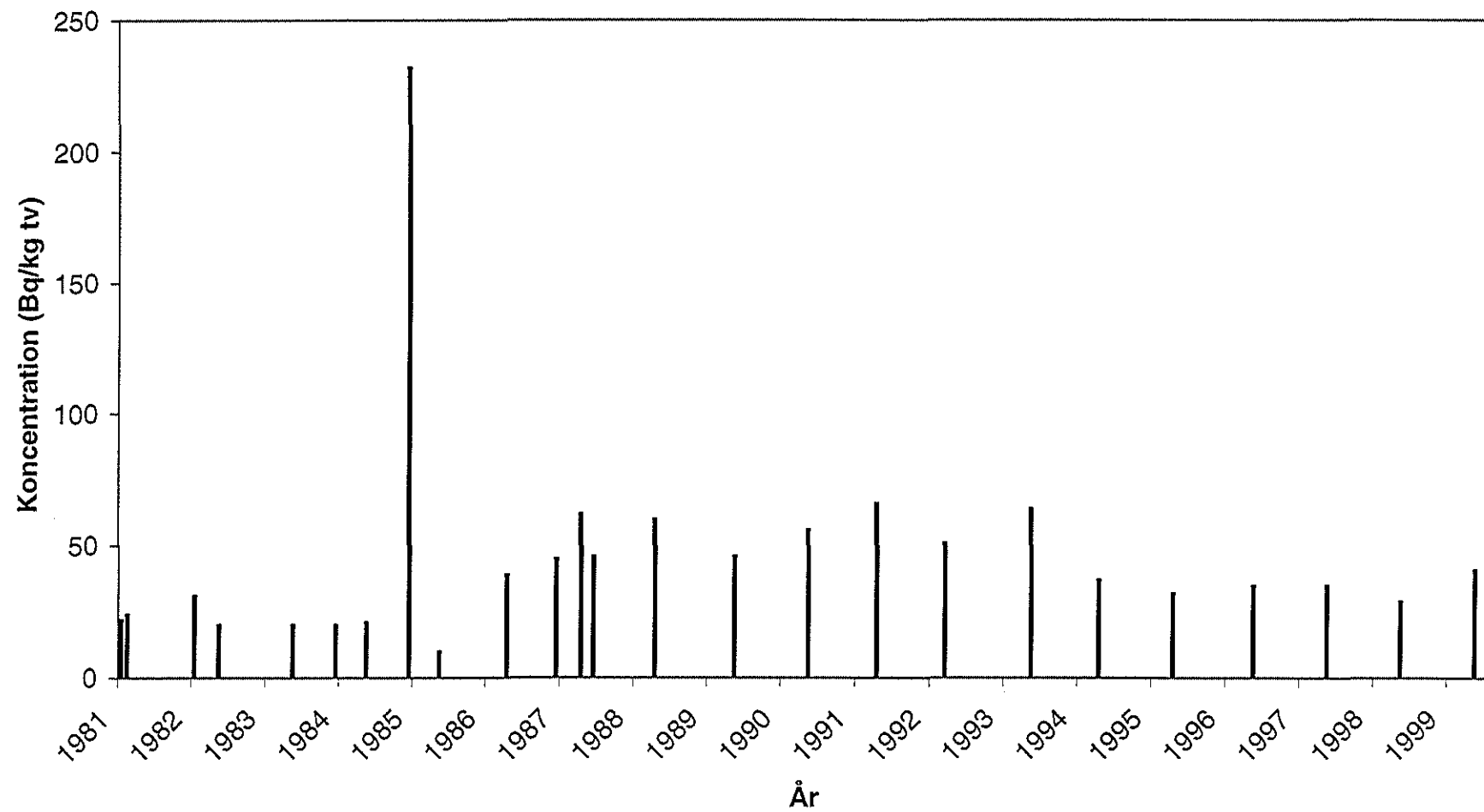
Koncentration av olika radionuklider i blåstång vid station 7
Barsebäck 81-99



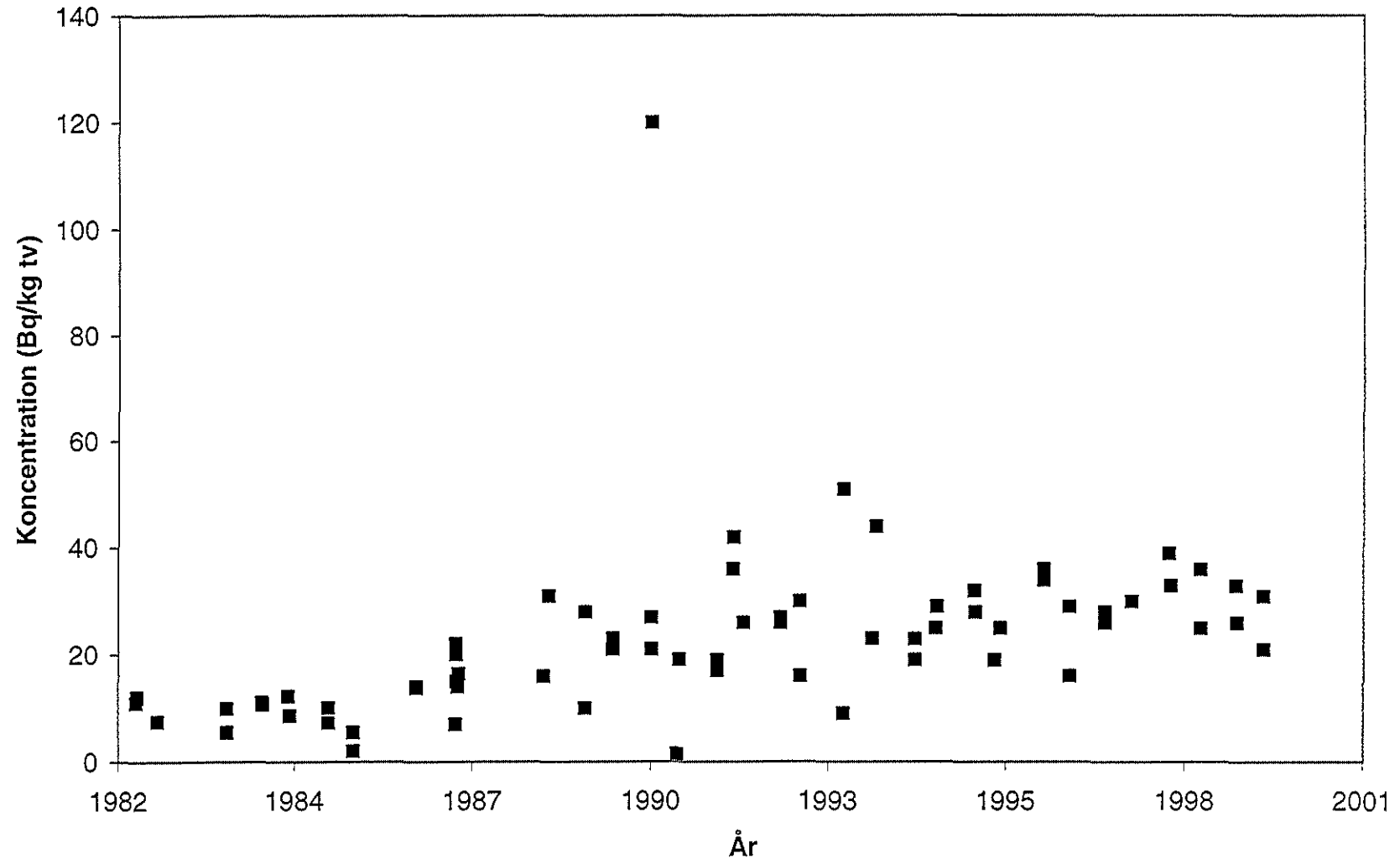
Totalutsläpp per år av Cs-137 i processvattnet
Barsebäck 90-99



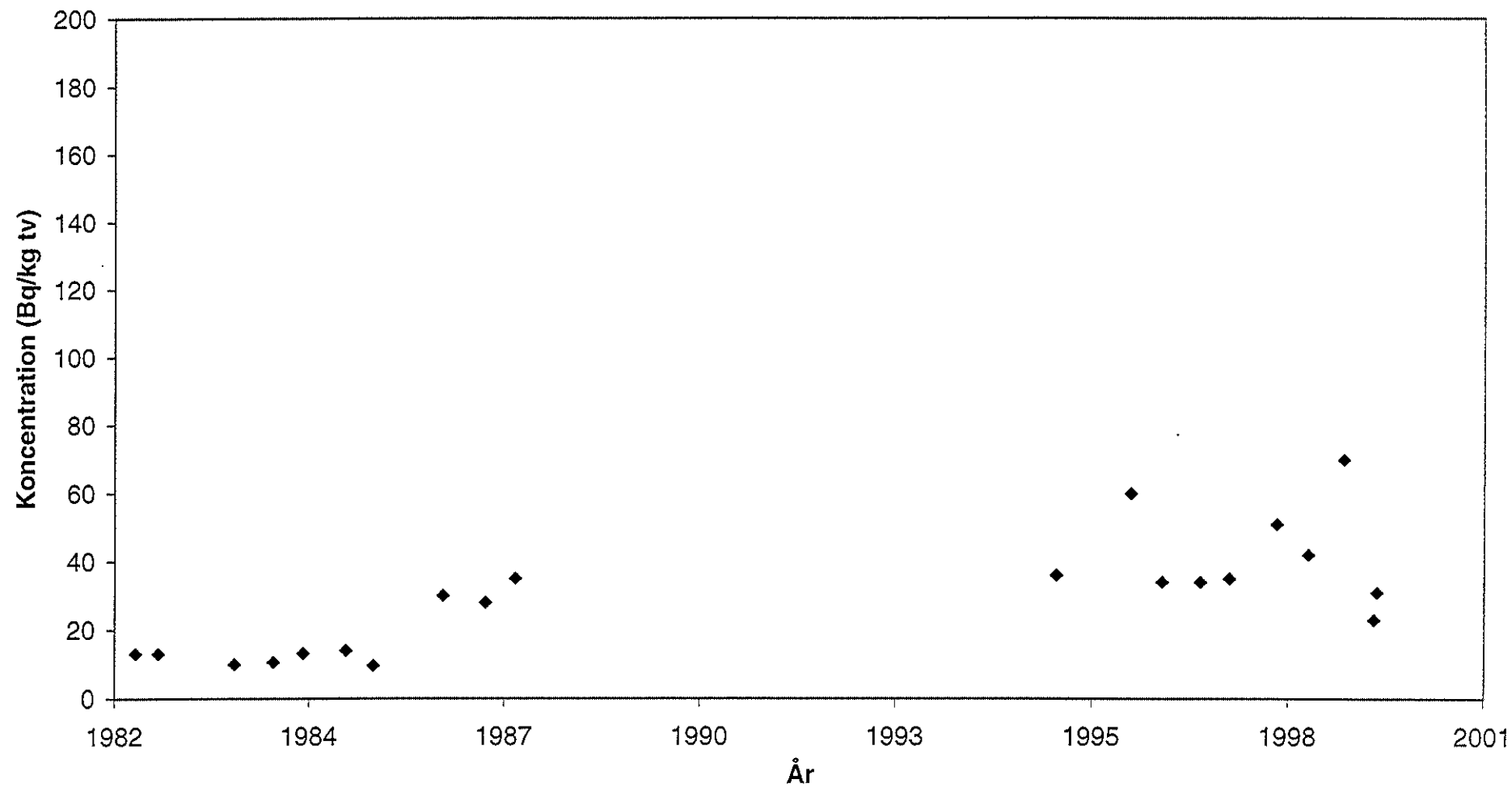
Koncentration av Cs-137 i torsk Barsebäck 81-99

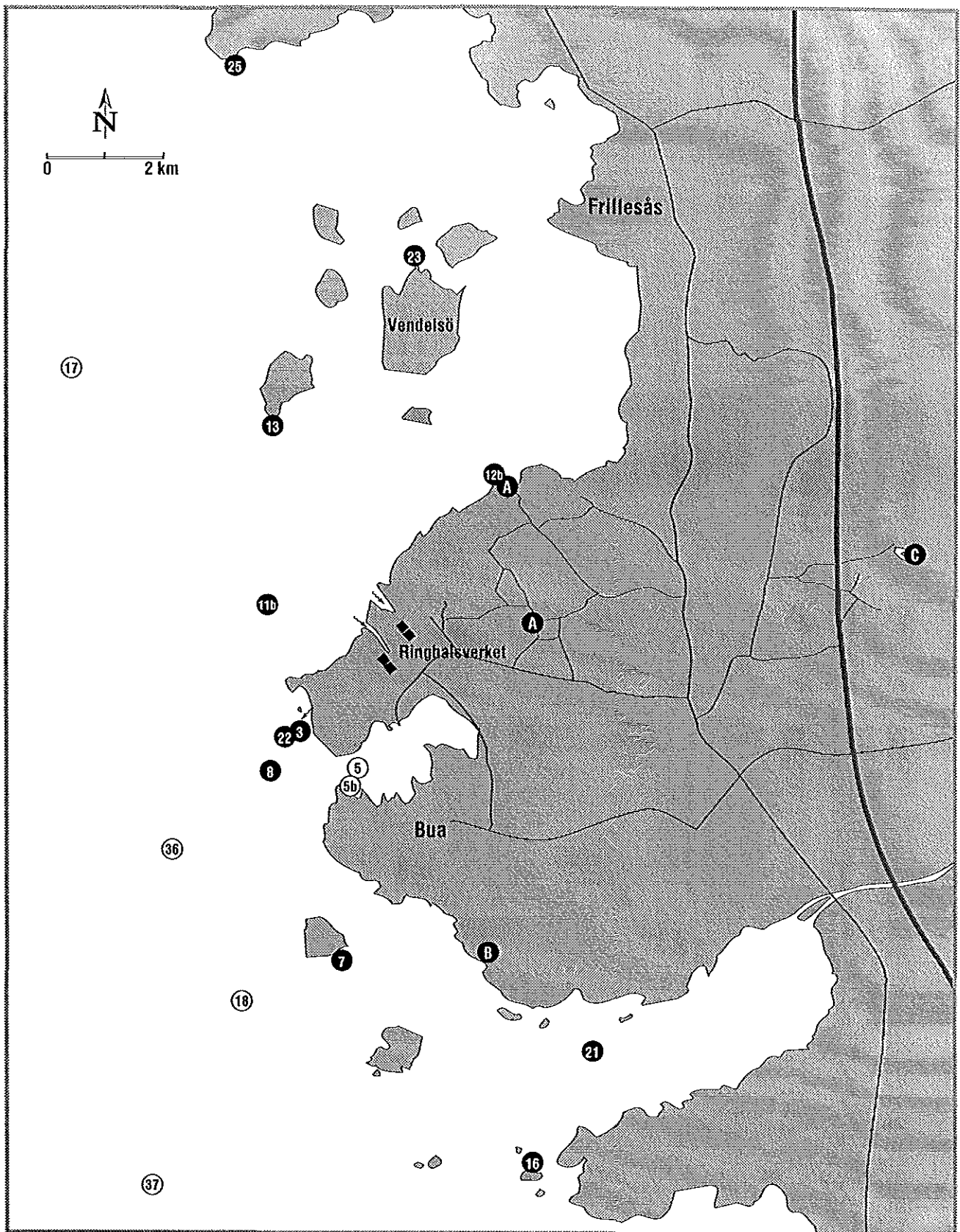


Koncentration av Cs-137 i gulål
Barsebäck 81-99



Koncentration av Cs-137 i skrubbskädada Barsebäck 81-99





Statens strålskyddsInstitut 1998. Godkänd från sekretessynpunkt för spridning. Lantmäteriverket 1996-08-14.

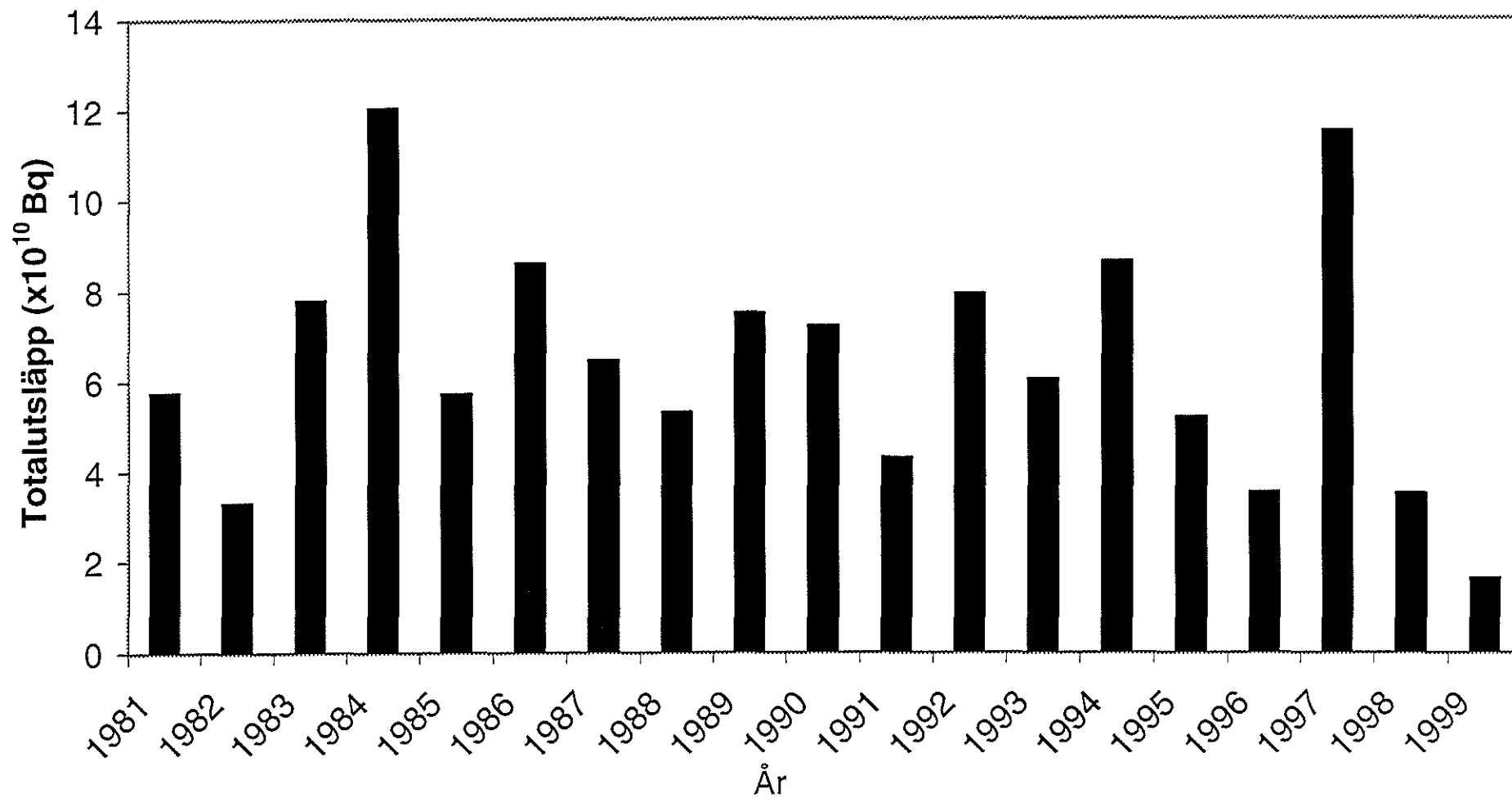
Ringhals

provtagningspunkter

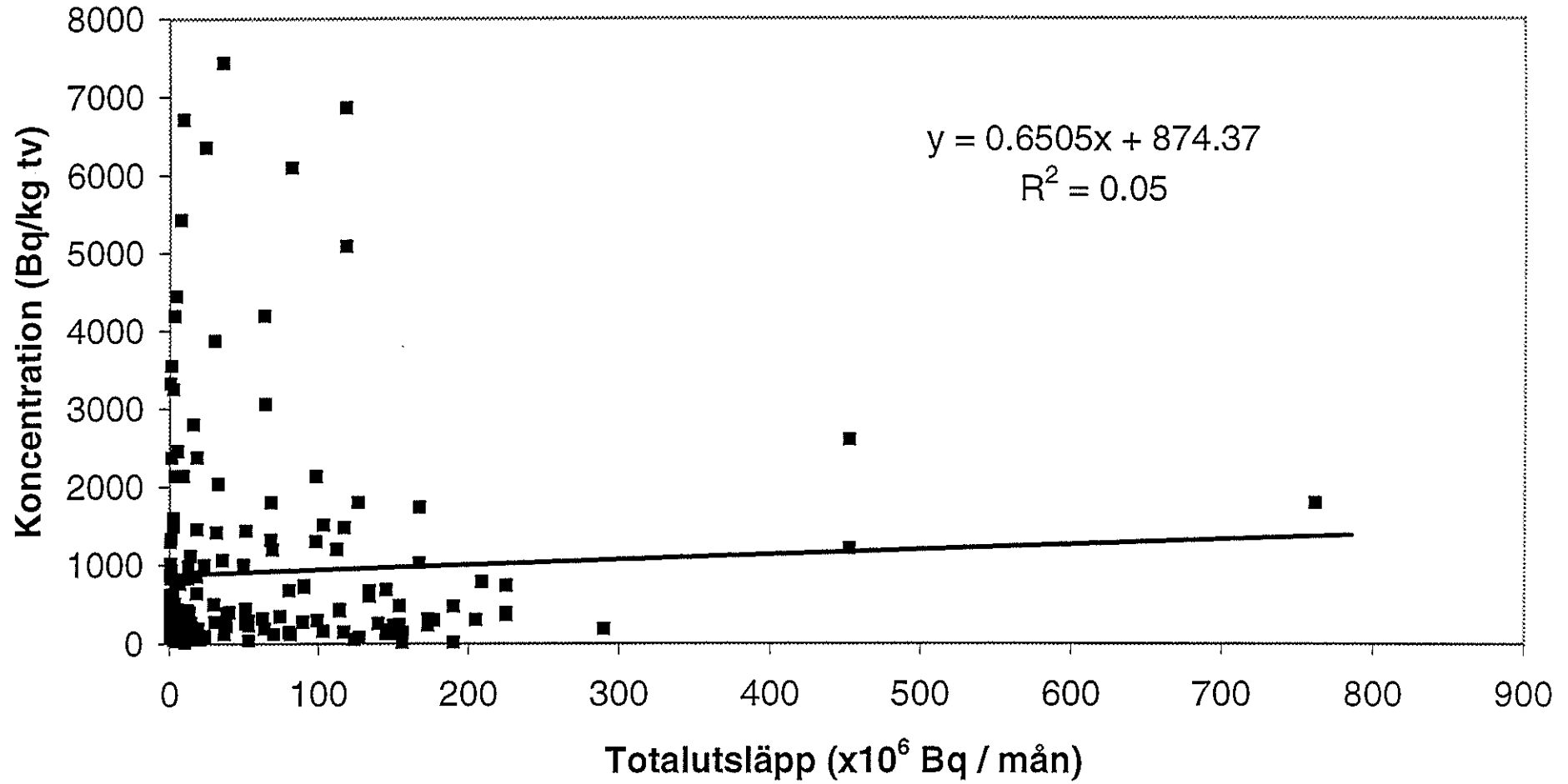
① grundprogram

① intensivprogram

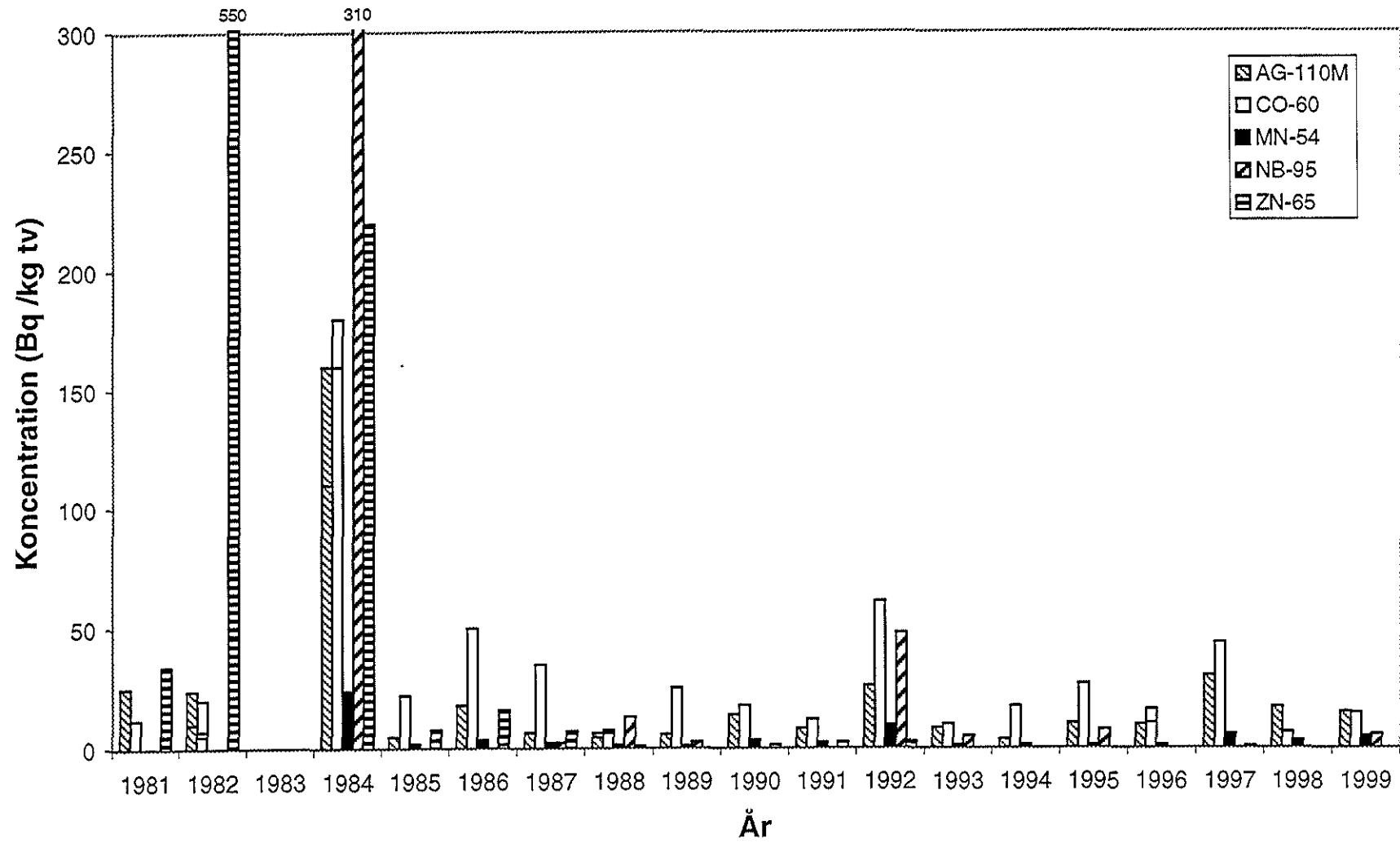
Totalutsläpp av Co-60 i processvattnet
Ringhals 81-99



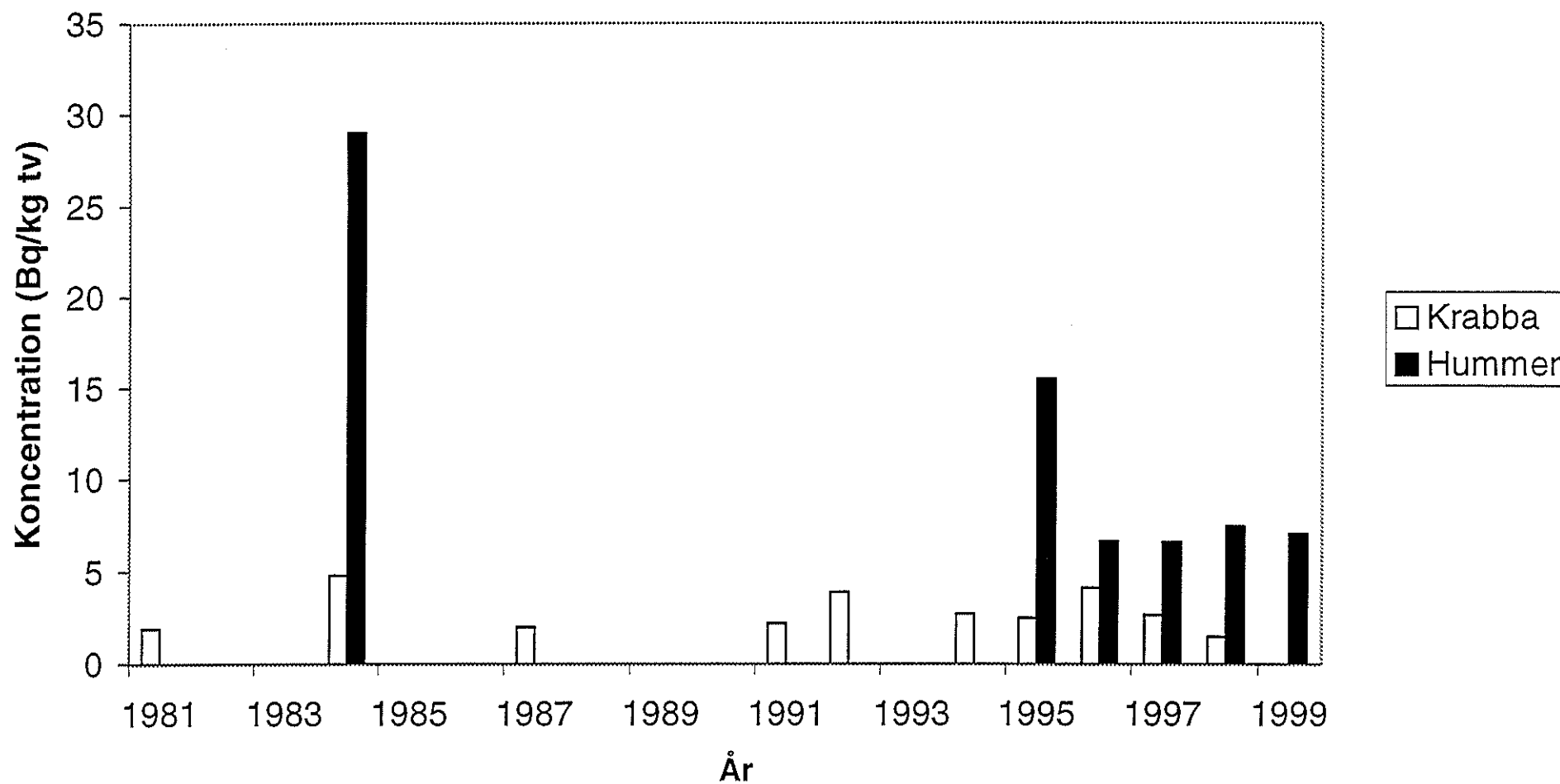
Korrelation mellan totalutsläpp av Co-60 och halt i påväxtprov Station 3 Ringhals 90-99



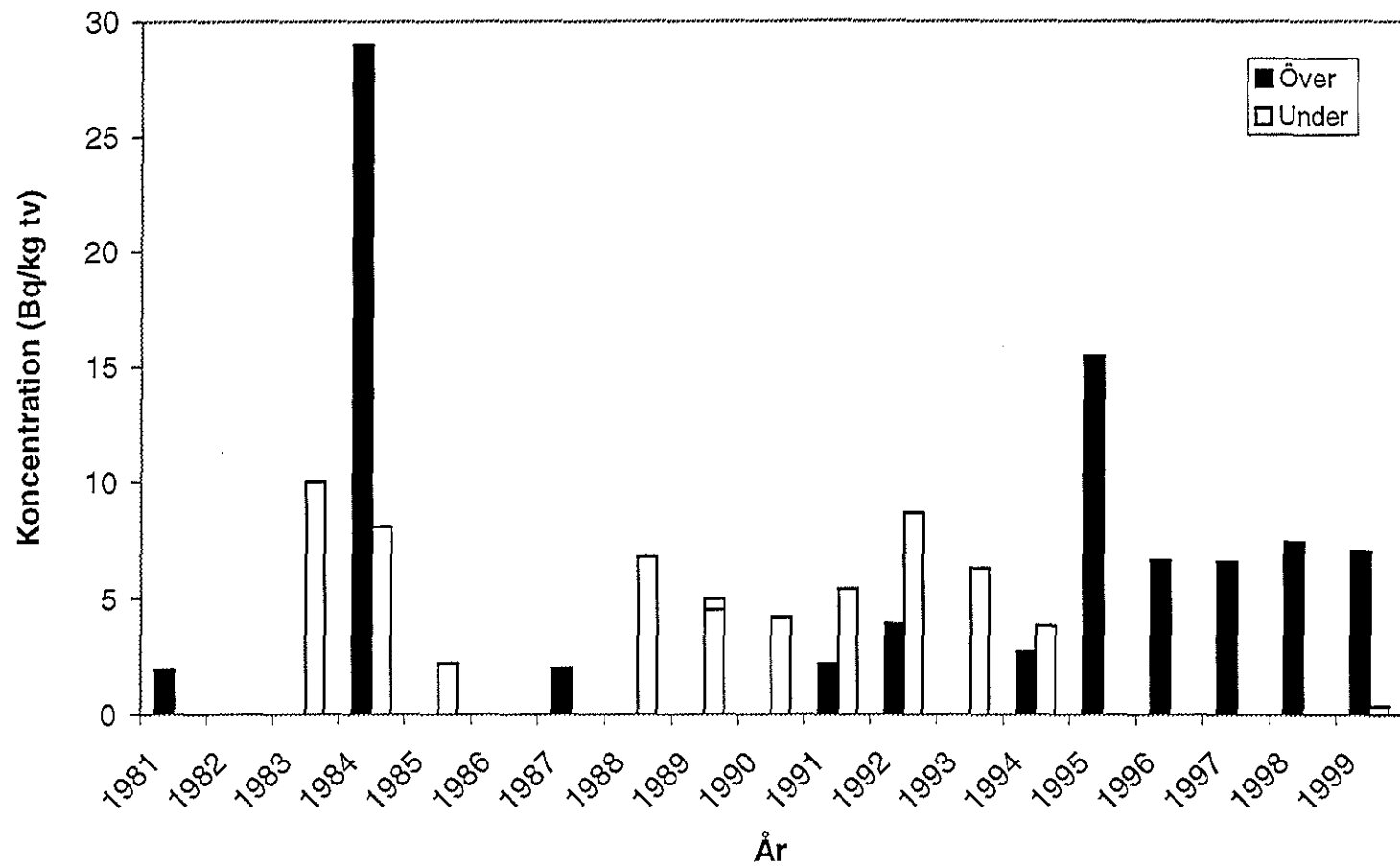
Koncentration av olika radionuklider i strandsnäckor vid station 3 Ringhals 81-99



Koncentration av Co-60 i krabba och hummer vid vattenutsläppet Ringhals 81-99



Jämförelse mellan värden över och under detektionsgränsen i hummer och krabba Ringhals 81-99



SSI-rapporter 2000

SSI reports 2000

2000:01 Isotopkommittérapporter 1997

Avdelningen för personal- och patientstrålskydd.
Mauricio Alvarez 60 SEK

2000:02 Personalstrålskydd inom kärnkraftindustrin under 1998.

Avdelningen för personal- och patientstrålskydd.
Thommy Godås, Ann-Christin Hägg, Peter Hofvander,
Ingemar Lund, Lars Malmqvist och Erik Welleman

2000:03 Radon removal equipment based on aeration. A literature study of tests performed in Sweden between 1981 and 1996.

Avdelningen för miljöövervakning och mätning.
Lars Mjönäs 100 SEK

2000:04 Utsläpps- och omgivningskontroll vid de kärntekniska anläggningarna 1997 och 1998.

Avdelningen för Avfall och Miljö. 100 SEK

2000:05 Doskoefficienter för beräkning av interna doser

Avdelningen för personal- och patientstrålskydd. 70 SEK

2000:06 Tanning and risk perception in adolescents

Lennart Sjöberg, Lars-Erik Holm, Henrik Ullén
och Yvonne Brandberg 80 SEK

2000:07 Strålskydd vid kärnkraft i Frankrike – en reserapport.

Avdelningen för patient- och personalstrålskydd.
Thommy Godås, Ingemar Lund och Lars Malmqvist 60 SEK

2000:08 Ethical Issues in Radiation Protection – an International Workshop

Editor Lars Persson 60 SEK

2000:09 Avfall och miljö vid de kärntekniska anläggningarna. Tillsynsrapport 1999

Avdelningen för avfall och miljö 60 SEK

2000:10 Säkerhets- och strålskyddsläget vid de svenska kärnkraftverken 1999

Statens strålskyddsinstitut

2000:11 Liquid Discharges from the Ringhals and Barsebäck Nuclear Power Plants Report to the OSPAR Commission in accordance with PARCOM Recommendation 91/4 on radioactive discharges

Avdelningen för Avfall och Miljö. 80 SEK

2000:12 Kalibrerings- och normaliseringsarbetet vid Riksmätplats 06 under 1999

Miljöövervakning och Mätning
Jan-Erik Grindborg, Karl-Erik Israelsson, Jan-Erik Kyllönen
och Göran Samuelson 70 sek

2000:13 Utvärdering av omgivningskontrollprogrammet vid kärnkraftverken och Studsvik.

Avfall och miljö
Petra Wallberg och Leif Moberg 100 sek



STATENS STRÅLSKYDDSinSTITUT, SSI, är en central tillsynsmyndighet med uppgift att skydda människor, djur och miljö mot skadlig verkan av strålning. SSI arbetar för en god avvägning mellan risk och nytta med strålning, och för att öka kunskaperna om strålning, så att individens risk begränsas.

SSI sätter gränser för stråldoser till allmänheten och till dem som arbetar med strålning, utfärdar föreskrifter och kontrollerar att de efterlevs, bland annat genom inspektioner. Myndigheten informerar, utbildar och ger råd för att öka kunskaperna om strålning. SSI bedriver också egen forskning och stöder forskning vid universitet och högskolor.

Myndigheten medverkar i det internationella strålskyddssamarbetet. Därigenom bidrar SSI till förbättringar av strålskyddet i främst Baltikum och Ryssland. SSI håller beredskap dygnet runt mot olyckor med strålning. En tidig varning om olyckor fås genom svenska och utländska mätstationer och genom internationella varnings- och informationssystem.

SSI har idag ca 120 anställda och är beläget i Stockholm.

THE SWEDISH RADIATION PROTECTION INSTITUTE (SSI) is a government authority with the task of protecting mankind and the living environment from the harmful effects of radiation. SSI ensures that the risks and benefits inherent to radiation and its use are compared and evaluated, and that knowledge regarding radiation continues to develop, so that the risk to individuals is minimised.

SSI decides the dose limits for the public and for workers exposed to radiation, and issues regulations that, through inspections, it ensures are being followed. SSI provides information, education, and advice, carries out research and administers external research projects.

SSI participates on a national and international level in the field of radiation protection. As a part of that participation, SSI contributes towards improvements in radiation protection standards in the former Soviet states.

SSI is responsible for co-ordinating activities in Sweden should an accident involving radiation occur. Its resources can be called upon at any time of the day or night. If an accident occurs, a special emergency preparedness organisation is activated. Early notification of emergencies is obtained from automatic alarm monitoring stations in Sweden and abroad, and through international and bilateral agreements on early warning and information.

SSI has 120 employees and is situated in Stockholm.



Statens strålskyddsinstitut
Swedish Radiation Protection Institute

Adress: Statens strålskyddsinstitut; S-171 16 Stockholm;

Besöksadress: Karolinska sjukhusets område, Hus Z 5.

Telefon: 08-729 71 00, Fax: 08-729 71 08

Address: Swedish Radiation Protection Institute;

SE-171 16 Stockholm; Sweden

Telephone: + 46 8-729 71 00, Fax: + 46 8-729 71 08

www.ssi.se