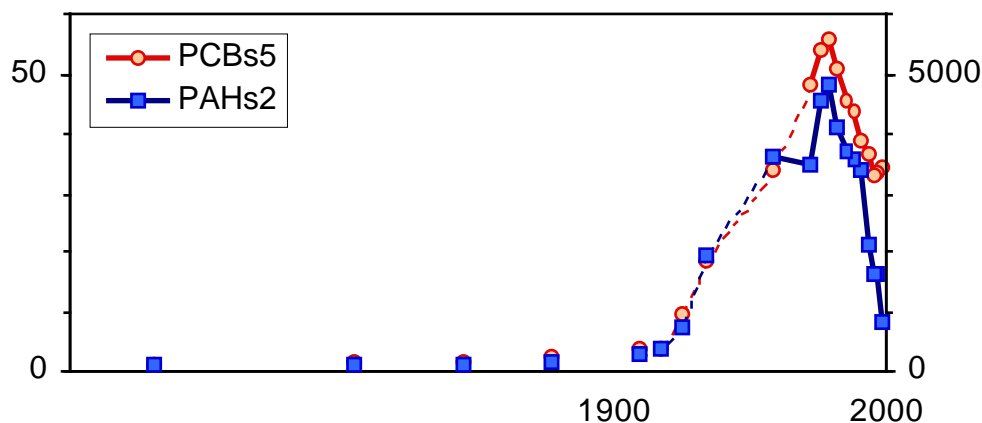


Föroreningshistorik i och utanför Örserumsviken, Västerviks kommun

Hg, PCB och PAH, samt C/N, ^{15}N och ^{13}C i sediment
daterade med ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ och ^{210}Pb



Markus Meili

April 2002



Stockholms universitet
Institutet för tillämpad miljöforskning (ITM)
Laboratoriet för akvatisk miljökemi

**Föroreningshistorik i och utanför Örserumsviken, Västerviks kommun:
Hg, PCB och PAH, samt C/N, $\delta^{15}\text{N}$ och $\delta^{13}\text{C}$ i sediment daterade med
 ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ och ^{210}Pb .**

Rapport till Västerviks kommun

Uppdrag inom

Projekt Örserumsviken

(<http://www.vastervik.se/miljo/orserum>)

Delprojekt Projektering

Kontaktperson:

Pär Elander <par.elander@envipro.se>

Envipro Miljöteknik AB, Linköping

Logo: <http://www.vastervik.se/miljo/orserum/arkiv/logga.htm>

Författare:

Markus Meili

Stockholms universitet,
Institutet för tillämpad miljöforskning (ITM)
106 91 Stockholm

Markus.Meili@itm.su.se

April 2002

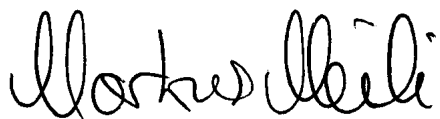
(pdf 2002-10-14)

Förord

En sedimentundersökning har genomförts i Örserumsviken på uppdrag av Västerviks kommun för Projekt Örserumsviken. Vid viken ligger det idag nedlagda Westerviks Pappersbruk, som har orsakat en kraftig förorening med kvicksilverhaltiga fibersediment och organiska miljögifter både i viken och utanför. Samtidigt har föroreningar trängt in i kustområden utifrån Östersjön. Tillförelse av föroreningar avser inte bara miljögifter utan även näringsämnen från olika källor som har lett till en eutrofiering av kustvatten. Denna undersöknings främsta syfte har varit att rekonstruera historiken i spridningen av föroreningar under hela 1900-talet, genom att datera och analysera vertikalkurvor i sediment som har avlagrats under den aktuella tiden utanför Örserumsviken. På så vis kan bland annat rörligheten och omfördelningen av finkorniga bottensediment och miljögifter genom årens lopp belysas. Insatt i kända historiska sammanhang kan den samlade informationen vara till nytta för att belysa långsamma processer och för att göra prognoser om föroreningarnas spridning i olika framtidsscenarioer.

Rapporten baseras på kompletterande analyser för datering av tidigare beskrivna sediment, samt nya mätningar av olika föroreningar i samma vertikalkurva. Analysresultat har genererats vid Uppsala universitet (provtagning och -beredning, basanalyser, ^{137}Cs), IVL i Göteborg (Hg, PCB, PAH), Risø National Laboratory i Roskilde, Danmark (^{210}Pb , ^{226}Ra , $^{239+240}\text{Pu}$), och University of California i Davis, USA (^{15}N , ^{13}C). Christer Ramström (Västerviks kommun), Pia Holmberg och Camilla Andersson (ex Uppsala universitet) samt Per Roos (Risø) har dessutom bidragit med bakgrundsinformation och tolkningar.

Stockholm, mars 2002



Markus Meili

Innehållsförteckning

1 Inledning	2
1.1 Strategi	2
1.2 Områdesbeskrivning och historisk bakgrund	3
1.3 Allmänt om föroreningarna	4
1.4 Sedimentdatering	5
2 Metodik	6
2.1 Provtagning	6
2.2 Urval av sedimentprover för analys	6
2.3 Analysmetodik	9
2.3.1 Tidigare analyser	9
2.3.2 Nya analyser	9
2.3.3 Databearbetning	10
3 Analysresultat	13
3.1 Sedimentets karaktär	13
3.2 Organiskt material: C, N, S, stabila isotoper (¹⁵ N, ¹³ C)	13
3.3 Miljögifter: Kviksilver, PCB, PAH	17
3.4 Radionuklider	18
4 Sedimentdatering	19
4.1 ²¹⁰ Pb-datering	19
4.2 ¹³⁷ Cs-datering	24
4.3 ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu-datering	25
4.4 Slutlig datering	26
5 Tidstrender	29
6 Slutsatser	36
7 Referenser	37
Bilaga 1 Pappersbrukets historia - kronologi	39
Bilaga 2 Sedimentbeskrivning	43

Sammanfattning

En kompletterande sedimentprovtagning och -datering har genomförts i och utanför Örserumsviken på uppdrag av Västerviks kommun för att kvantifiera sedimentationshastigheter i området och för att undersöka möjligheten att kartlägga utsläppshistoriken, spridningen och omsättningen av kvicksilver och organiska miljögifter (PCB och PAH) från Westerviks Pappersbruk. Samtidigt skulle eutrofieringen och dess historik undersökas.

Den 15 april 2000 togs 13 sedimentkärnor på fyra provtagningsstationer, två punkter inne i viken och två punkter i lokala djuphålor strax utanför viken. Kärnorna har beskrivits, fotograferats och delats upp i centimetertjocka skikt för analys av vertikalfiler. Fem av kärnorna har sedan analyserats dels med avseende på radiocesium (^{137}Cs) för att få en uppfattning om sedimentåldern i olika skikt, dels med avseende på porositet samt innehållet av kol, kväve och svavel i alla prover, dels med avseende på isotopsammansättning i ett antal valda prover.

En av kärnorna som visade en medelsedimentation på 2 mm per år samt lovande vertikalfiler utanför Örserumsviken valdes ut för en fördjupad studie genom en rad ytterligare analyser: dels radionuklider för en förbättrad datering (^{210}Pb , $^{239+240}\text{Pu}$), dels förekomsten och isotopsammansättningen av kol och kväve för att undersöka bidraget av organiskt material från olika källor såsom fiberutsläpp och eutrofiering (^{15}N , ^{13}C), dels ett trettio-tal miljögifter (Hg, 7 PCB, 24 PAH).

Nästan alla mätvariabler visar kraftiga förändringar utanför Örserumsviken, bland annat syns en kraftig uppgång och nedgång av en rad föroreningar. Föroreningsgraden utanför Örserumsviken har nått toppvärden som, jämfört med dagens tillstånd i Östersjöns ytsediment, har varit c:a tio gånger högre för Hg och fem gånger högre för PCB och PAH. Därefter har haltskillnaden minskat till hälften för Hg och PCB, och till en tredjedel för vissa PAH. Nedgången på senare år tyder på en naturlig återhämtning genom borttransport (spridning), övertäckning och utspädning med renare sediment. Genom sammanvägning av alla vertikalfiler (radionuklider och andra markörer) gjordes en förnyad sedimentdatering, eftersom sedimentsammansättningen trots viss omblandning verkar återspegla historiken i området. Datering med en rad metoder visar att de största förändringarna inträffade vid olika perioder under mitten och slutet av 1900-talet. En del av föroreningarna (fiber, kvicksilver, PCB, vissa PAH) visar tydliga tecken på lokal påverkan med extremt höga halter och en pågående spridning till Östersjön. Andra föroreningar (övergödning, ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$, vissa PAH) följer däremot samma regionala mönster som hela Östersjön och tyder på en påverkan utifrån havet. Det gäller framför allt eutrofieringen, som verkar ha ökat kraftigt på senare år och inte visar några tecken på avmattning eller nedgång.

1 Inledning

Denna sedimentundersökning av Örserumsviken har utförts på uppdrag av Västerviks kommun för Projekt Örserumsviken, som syftar till en sanering av de förorenade sedimenten i Örserumsviken. Ett viktigt underlag inför saneringen och uppföljningen är en grundlig undersökning av sedimenten både i och utanför Örserumsviken, dels för att beskriva föroreningshistoriken fram till idag, dels för att kvantifiera transporten och spridningen av sediment och föroreningar i framtiden. I denna rapport redovisas framför allt resultaten från en utökad undersökning av en sedimentkärna utanför Örserumsviken med syfte att optimera dateringen och sedan att kvantifiera mänsklig påverkan under hela 1900-talet.

1.1 Strategi

I tidigare sedimentundersökningar i och utanför Örserumsviken togs enbart ytliga prover eller blandprover där varje prov innehöll sediment från många cm sedimentpelare. Ibland har prover dessutom blandats horisontellt, d.v.s. varje prov innehöll sediment från flera olika ställen inom ett visst område. På så vis gick mycket information om sedimentets karaktär och föroreningars fördelning förlorad. Med detta som grund utfördes därför en provtagning av ett fåtal sedimentkärnor med en större vertikal upplösning (1 cm tjocka skikt) som en värdefull komplettering (Holmberg m.fl. 2001). Provtagningen skulle också omfatta områden utanför Örserumsviken för att kartlägga den mera storskaliga spridningen av föroreningar idag, samt bakåt i tiden, som underlag för prognoser. Materialet kan, alltefter behov, användas för diverse analyser.

I föreliggande rapport redovisas ett stort antal mätningar i en och samma sedimentkärna. Kärnan togs utanför Örserumsviken i det området som bedömdes som mest lovande för ostörd kontinuerlig sedimentation, vilket är en förutsättning för att kunna använda sediment som miljöarkiv. Kärnan bedömdes också efter en rad analyser vara den mest ostörda som stod till förfogande.

Mätningar som utförts avser:

- en rad antropogena och naturliga radionuklider (^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{210}Pb , ^{226}Ra) för en optimal datering av alla sedimentskikt oavsett avlagring och omblandning (jfr. Nie m.fl. 2001),
- ett trettiotal miljögifter (Hg, PCB, PAH) med känd spridning från Örserumsviken, för att kartlägga spridningshistoriken (jfr. Axelman m.fl. 1998,
- naturliga isotoper av kväve och kol ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$, $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$), utöver tidigare mätningar av halten kol, kväve och svavel, för att undersöka trender i eutrofiering från olika källor samt eventuella förändringar i det avlagrade materialet (jfr. Meili m.fl. 2000, Zimmerman & Canuel 2000).

1.2 Områdesbeskrivning och historisk bakgrund

Örserumsviken är en havsvik i Östersjön, belägen strax söder om Västerviks tätort, i norra delen av Kalmar län. Viken är knappt 1,5 km lång och 100 till 350 m bred; den är uppdelad i en inre, mycket grund del (<3 m) och en yttre del som är något djupare (Figur 1). Örserumsviken mynnar genom ett "sund" i den ca 25 m djupa Lusärnafjärden, vilken i sin tur står i förbindelse med omkringliggande vatten via flera smala sund. Utanför Örserumsviken börjar Tjusts skärgård som är mycket viktig ur både rekreations- och naturvårdssynpunkt.

(<http://www.vastervik.se/miljo/orserum/viken/lage.htm>)

(<http://www.vastervik.se/miljo/orserum/viken/natur.htm>)

Under åren 1915 till 1980 (undantaget 1919-1923) producerades bl.a. papper vid dåvarande Westerviks Pappersbruk, som hade sin verksamhet lokaliserad i anslutning till den inre delen av Örserumsviken. Stora mängder cellulosafibrer deponerades i sedimentationsbassänger i anslutning till bruket, och fram till 1950-talet släpptes obehandlat avloppsvatten innehållande fibrer direkt ut i vattnet. På så sätt bildades fiberbankar i den inre delen av viken. Ett område i den innersta sydvästra delen fylldes dessutom under pappersbrukets tid med fast avfall, bestående av skrot, omalt papper och rens från pappersbrukets reningsverk. Som råvara i produktionen användes returpapper och däribland självkopierande papper, vilket innehöll PCB. Under en period från början av 1950-talet till 1966 användes fenykvicksilver i produktionen vid pappers bruket. Fenykvicksilvret tillsattes för att bekämpa slembildning i rörsystem och maskiner som användes i produktionen. (<http://www.vastervik.se/miljo/orserum/viken/historik.htm>)

Örserumsviken rensades från fiberbankar inför pappersbrukets nedläggning. Under åren 1978 och 1979 genomfördes en muddring av ca 222 000 m³ fibersediment, vilka avvattnades och deponerades inom fabriksområdet.

(<http://www.vastervik.se/miljo/orserum/viken/miljo.htm>)

Avloppsvattnet från pappers bruket innehöll under en relativt lång period cellulosafibrer och andra partiklar som var förorenade med PCB och kvicksilver (Hg). Flera undersökningar har genomförts där prover från mark, luft, grundvatten, ytvatten, fisk och sediment har analyserats (t.ex. Axelman m.fl., 1998; Palm m.fl. 2001). Västerviks kommun har sedermera beslutat att genomföra en sanering av de förorenade sedimenten i Örserumsviken (Anon., 1998).

Historiken kring Westerviks Pappersbruk redovisas i Bilaga 1.

1.3 Allmänt om föroreningarna

Kvicksilver är en tungmetall med ett komplext biokemiskt kretslopp. Kvicksilver i mark och vatten utgörs mestadels av Hg(II)-föreningar bundna till organiskt material. Kvicksilvers spridning i miljön uppvisar likheter med organiska föreningar som PCB, inte minst i Örserumsviken (Palm m.fl. 2001).

PCB, polyklorerade bifenyler, är en ämnesgrupp som innehåller totalt 209 möjliga kongener med varierande kloreringsgrad. De har låg vattenlöslighet och varierande ångtryck beroende på kloreringsgrad och de är sk semivolatila ämnen vilket innebär att de i atmosfären förekommer både i gas- och partikelfas och i vatten antingen löst i vatten eller bundna till partiklar. Generellt har högklorerade kongener större benägenhet att fastna på partiklar p g a lägre vattenlöslighet och ångtryck (Palm m.fl. 2001). PCB har tidigare använts i omfattande mängder inom industrin, bl a som isoleringsmaterial samt inom pappersindustrin. I Sverige förbjöds den öppna användningen av PCB under 1973, men p g a ämnenas långa livstid förekommer dessa fortfarande vitt spridda i olika delar av miljön (Palm m.fl. 2001).

PAH, polycykliska aromatiska kolväten, består av en lång rad föreningar med två eller flera kondenserade bensenringar, som förekommer inom ett stort kokpunktsintervall, och de är liksom PCB s k semivolatila föreningar. Naftalene (PAH med två ringar) återfinns i luften huvudsakligen i gasfas, medan tyngre PAH framförallt är associerade till partiklar. Liksom PCB har PAH låg vattenlöslighet, med lägst löslighet för de tyngsta föreningarna (Palm m.fl. 2001). PAH emitteras främst via ofullständig förbränning av organiskt material (kol, olja, ved), men även genom väg/däckslitage, oljespill och från produkter som trycksvärta. PAH är vanligt förekommande även naturligt, men i vår miljö domineras de idag av föroreningar från varierande källor. En dominerade men minskande källa är stationär förbränning av fossila bränslen. Bilavgaser och biobränsleanvändning utgör idag betydelsefulla källor. Vanliga källor i kustvatten är industrier baserade på förbränning (t.ex. smältverk), raffinaderier och båtutsläpp.

Eutrofieringen av Östersjön genom utsläpp av näringsämnen under 1900-talet anses vara påtaglig, särskilt i kustområden. Med ny metodik och gynsamma förhållanden kan lokal och regional inverkan av eutrofiering spåras i sediment genom mätning av naturligt förekommande stabila isotoper för kvantifiering av isotopsammansättningen hos kväve och kol (t.ex. Meili et al. 2000a). Det öppnar möjligheter att rekonstruera eutrofieringens historiska utveckling.

1.4 Sedimentdatering

Kända händelser som har lämnat spår i sedimentet kan användas för datering av sedimentskikt för att rekonstruera områdets miljöhistorik: Kärnvapenproven 1963, Tjernobylnedfallet 1986, pappersbrukets utsläpp av cellulosafibrer fram till 1950 samt muddringen som utfördes 1978-79. Ett annat dateringssätt är att utnyttja den naturliga klockan som grundar sig på ett förutsägbart sönderfall av naturligt radioaktiva ämnen, i det här fallet ^{210}Pb .

2 Metodik

2.1 Provtagning

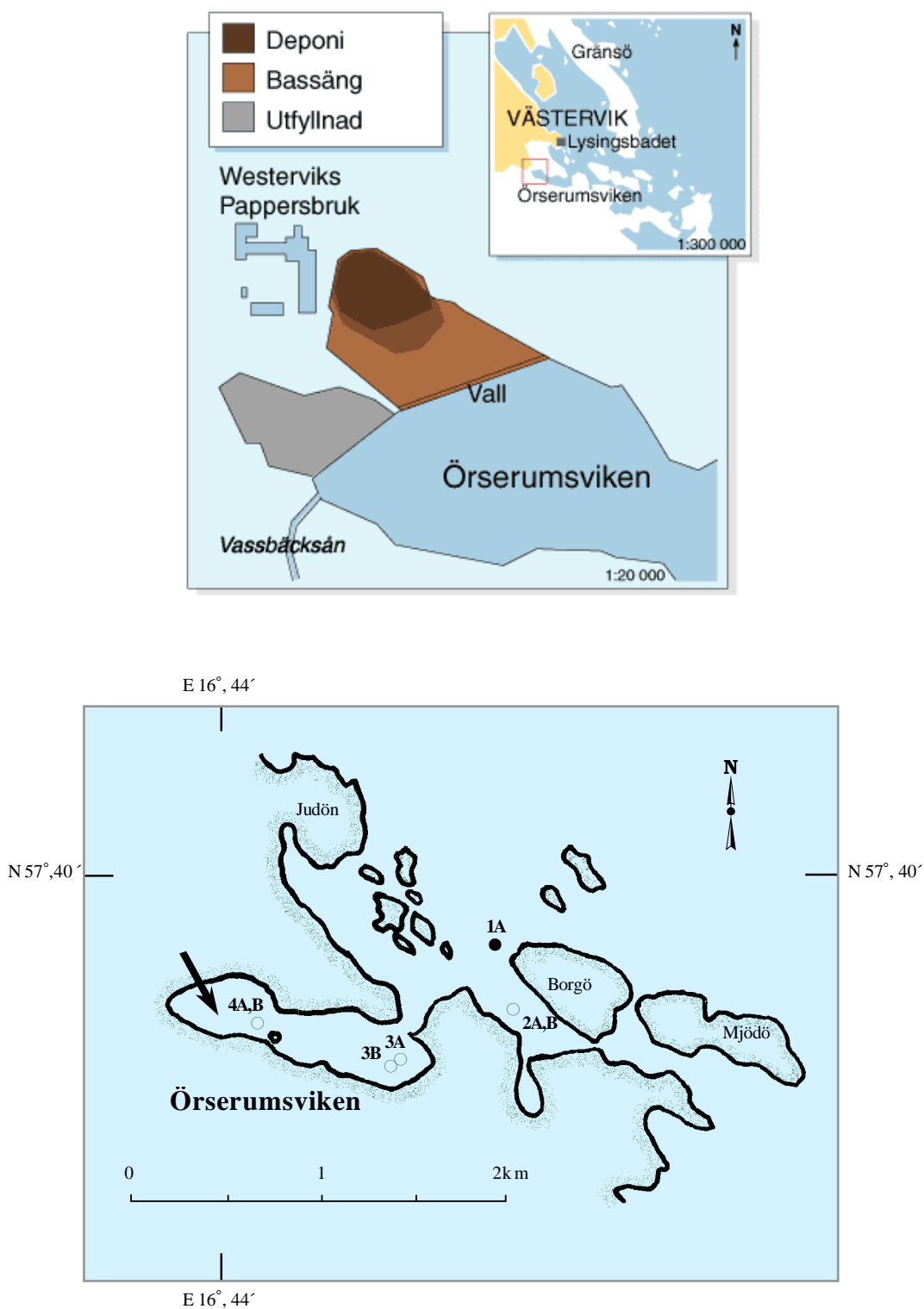
Provtagning av sedimentkärnor utfördes den 15 april 2000 vid fyra stationer (Figur 1). Procedurer har beskrivits utförligt i en tidigare rapport (Holmberg m.fl. 2001). För att täcka in viken och eventuellt kunna läsa ut en gradientskillnad lades en transekt med provtagningspunkter (Figur 1), och flera kärnor togs i varje station. En punkt lades i den inre delen av viken i anslutning till det område som muddrats 1978-79 och en punkt lades i den yttre delen av viken för att visa på spridningen inom viken. För att få en uppfattning om spridningen av föroreningar till utanförliggande vatten, och för att få prover från områden som med större säkerhet bestod av ackumulationsbotten, lades två av provtagningspunkterna i lokala djuphålur utanför viken.

Dubbla sedimentkärnor togs med Geminihämtare som utvecklats av den finske sedimentologen Lauri Niemistö. Provtagaren hämtar samtidigt två i princip likadana sedimentkärnor i genomskinliga plexiglasrör (80 cm långa, inre diameter 80 mm). Den ena tvillingkärnan från varje station skiktades horisontellt i centimetertjocka skikt direkt i fält till prover för analys, medan den andra delades vertikalt för beskrivning av lagerföljder etc. (Holmberg m.fl. 2001). Två tvillingpar som tagits i samma område gavs beteckningarna A respektive B, och varje propp i ett tvillingpar gavs beteckningen 1 respektive 2 (t.ex. 4A1 och 4A2).

2.2 Urval av sedimentprover för analys

Baserat på tidigare mätningar valdes den mest lovande sedimentkärnan (A1A) från stationen A1 utanför Örserumsviken ut för fortsatta analyser. För att nå maximalt utbyte till minimal kostnad gjordes olika urval av prover för olika analyser (se schema med symboler nedan):

- Basanalyser samt analys av ^{137}Cs har utförts tidigare i samtliga skikt (Holmberg m.fl. 2001).
- Analys av miljögifter (Hg, PCB, PAH) utfördes i ett urval av skikten ovan (o): Alla 16 skikt ner till 16 cm (där övriga mätvärdena tyder på förändringar). Samt 4 referensskikt nedanför: 19, 23, 28, 37 cm.
- Analys av naturligt radioaktivt bly (^{210}Pb) utfördes i ett urval av skikten ovan (o): Vartannat skikt ner till 16 cm (där övriga mätvärdena tyder på förändringar) Samt 4 referensskikt nedanför: 19, 23, 28, 37 cm.
Analys av naturligt radioaktivt radium (^{226}Ra) för korrigering av ^{210}Pb (samt kontrollmätning av ^{210}Pb och ^{137}Cs) utfördes i 4 skikt: 1, 3, 11, 19 cm.



Figur 1: Översikt över området kring Örserumsviken (Niclas Jansson, Miljörapportage, <http://www.vastervik.se/miljo/orserum>) och karta över sedimentprovtagningpunkter och deras läge i förhållande till utsläppskällan (pil): huvudstationen 1A samt övriga punkter som berörs i rapporten (se även Holmberg m.fl. 2001).

- Analys av plutonium ($^{239+240}\text{Pu}$) utfördes i ett urval av skikten ovan (\emptyset): 4 skikt i den relevanta zonen med ^{137}Cs och föroreningar: 3, 5, 9, 13 cm.
- Analys av naturliga stabila kväve- och kolisotoper ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ och $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) utfördes i samma skikt som miljögifter (se ovan), och dessutom i ett antal strategiskt valda skikt från övriga tre stationer: upp till 4 skikt med samma förmodade ålder, från 4 kärnor (2B2, 3A2, 3B1, 4B2) längs en transekt in i viken (Figur 1):

Stationer:	2B	3A	3B	4B	
4 ytnära sediment (1-2 cm):	1-	1-	1-	1-	cm
4 "fiberskikt" (C/N-toppar, förmodad max förorening):	8-	10-	9-	14-	cm
4 "svavelskikt" (S/N-toppar):	19-	20-	30-	28-	cm
2 gamla "organiska skikt" (C-toppar) utanför inre viken:	25-	25-	—	—	cm

Strategin kan illustreras med följande schema, där vertikalen visar den förmodade tiden (inte djupet), och där horisontalen visar en transekt in i Örserumsviken (från vänster: 1 + 2 = utanför viken, 3 = yttre viken, 4 = inre viken, se Figur 1):

	1A	2B	3A	3B	4B	
o	-	-	-	-	-	
o	o	o	o	o	o	under ytan (c:a 1995 ?)
o	-	-	-	-	-	
∅	-	-	-	-	-	
o	-	-	-	-	-	
∅	-	-	-	-	-	muddring 1979 ?
o	-	-	-	-	-	
o	-	-	-	-	-	
∅	-	-	-	-	-	
o	o	o	o	o	o	föroreningstoppar
o	-	-	-	-	-	
o	-	-	-	-	-	
∅	o	o	o	o	o	föroreningstoppars början
o	-	-	-	-	-	
o	o	o				förorenings"uppgång"
-	-	-				
o						
-						
o						bakgrund
-						
-						
o						bakgrund
-						
-						
o						bakgrund

2.3 Analyismetodik

2.3.1 Tidigare analyser

En grundläggande sedimentkaraktärisering av flera sedimentkärnor i och utanför Öreserumsviken (Holmberg m.fl. 2001, jfr. Figur 1) har inkluderat följande analyser:

- **Beskrivning** av sedimentets utseende m.m. (se Holmberg m.fl. 2001)
- **Vattenhalt:** frystorkning (se Holmberg m.fl. 2001)
- **Kol:** katalytisk förbränning (se Holmberg m.fl. 2001)
- **Kväve:** katalytisk förbränning (se Holmberg m.fl. 2001)
- **Svavel:** katalytisk förbränning (se Holmberg m.fl. 2001)
- ^{137}Cs : gammaspektrometri (se Holmberg m.fl. 2001, Meili m.fl. 1998)

2.3.2 Nya analyser

I föreliggande rapport redovisas resultat från en rad nya analyser på ett urval av det tidigare insamlade materialet (se Holmberg m.fl. 2001):

- **Kvicksilver:** HNO_3 , CVAAS enligt SS 028175 (se Palm m.fl. 2001).
IVL Stockholm, ansvarig Lennart Kaj <lennart.kaj@ivl.se>
- **PCB:** 7 kongener, soxhlet-extraktion, GC-ECD (se Palm m.fl. 2001).
IVL Göteborg, ansvarig Eva Brorström-Lundén <eva.bl@ivl.se>
- **PAH:** 23 föreningar, GC-MS (se Palm m.fl. 2001).
IVL Göteborg, ansvarig Eva Brorström-Lundén <eva.bl@ivl.se>
- $\delta^{13}\text{C}$: isotopkvots-masspektrometri (se <http://stableisotopefacility.ucdavis.edu>).
University of California Davis Stable Isotope Facility (USA),
ansvarig David Harris <dharris@blue.ucdavis.edu>
- $\delta^{15}\text{N}$: isotopkvots-masspektrometri (se <http://stableisotopefacility.ucdavis.edu>).
University of California Davis Stable Isotope Facility (USA),
ansvarig David Harris <dharris@blue.ucdavis.edu>
- ^{210}Pb : alfa-spektrometri (se Roos et al. 1994), samt gamma-spektrometrisk kontrollmätning av ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{137}Cs .
Risø National Laboratory i Roskilde (Danmark),
ansvarig Per Roos <per.roos@risoe.dk>

- $^{239+240}\text{Pu}$: alfa-spektrometri (se Roos et al. 1994).
Risø National Laboratory i Roskilde (Danmark),
ansvarig Per Roos <per.roos@risoe.dk>

Alla analyser har utförts på frystorkade prov.

2.3.3 Databearbetning

^{137}Cs :

Halter redovisas som relativa halter i förhållande till den högsta halten nära ytan.

^{210}Pb :

Halter av xs- ^{210}Pb (excess, atmosfäriskt överskott) redovisas som relativa halter i förhållande till den högsta halten nära ytan.

En konstant bakgrund av "supported" geogent ^{210}Pb har subtraherats från uppmätta värden av ^{210}Pb (mätt som ^{210}Po). Proceduren har gott stöd i att mätning av ^{226}Ra visat ungefär samma resultat vid ytan och i djupa sedimentskikt, och dessutom samma resultat som mätningen av ^{210}Po i djupa (gamla) skikt, som i sin tur visade rätt konstanta värden. Bakgrunden ligger dessutom i linje med andra studier i Östersjöns sediment.

PCB:

Sju PCB-kongener har ingått i denna studie; dessa anges antingen individuellt som specifika kongener (# = nummer enligt IUPAC), eller som vikts-summan för grupper av kongener:

PCBs7 = summan av 7 kongener: ## 28, 52, 101, 118, 153, 138, samt 180.

PCBs7 enligt HELCOM (dvs i många Östersjöstudier) omfattar i stället en annan kombination av 7 kongener (6 domäner): ## 52, 101, 118, 153+105, 138, samt 180. På avstånd från föroreningskällor utgör dessa PCBs7 ungefär 15-20 % av den totala mängden PCB (## 1...209) (t.ex. Meili et al. 2000a). #105 har dock inte analyserats här och kan ingå i #153, men utgör ändå bara en liten andel av HELCOMs PCBs7 i Östersjösediment (runt 5%). #28 (som utgår i HELCOM) utgjorde här jämna $24 \pm 1\%$ av PCBs7 i de flesta förorenade sedimentskikt (0-13 cm). Det innebär att PCBs7 enligt denna rapport kan utgöra 20-25% av den totala mängden PCB (summan av ## 1...209).

I djupare liggande, relativt rena skikt (14-29 cm) utgjorde PCB#28 däremot inte 24% utan 34-54% av PCBs7 (se resultat). Mätbara mängder av PCB förekom även i de djupaste sedimentskikten, som sannolikt avlagrats innan det producerades några PCB. Det rör sig främst om #28 och i viss mån #52, som tillsammans utgör c:a 50-75% av PCBs7. Förekomsten liksom sammansättningen i gamla sediment kan vara ett tecken på en lätt förorening under provhanteringen, vilket är särskilt vanligt för lättflyktiga kongener som #28 och #52 (t.ex. Söderström et al. 2002). På så sätt kan dessa till synes förekomma i förindustriella sediment, medan den risken för feltolkningar är mycket mindre för tyngre kongener.

Analyser har utförts på frystorkade prov, vilket kan medföra viss risk för inte bara kontaminering (Söderström et al. 2002), utan även förlust av PCB (enligt IVL). Den senare risken har dock bedömts som liten eftersom alla sedimentprover innehöll rikligt (20-25%) med organiskt material, dvs. sorptionsytor för PCB.

Inga korrigeringar av PCBs7 har gjorts för påslag eller förluster av #28 och #52. I stället redovisas här även summan av enbart de fem tyngsta uppmätta kongenerna, dvs utan #28 och #52:

PCBs5 = summan av ## 101, 118, 153, 138, samt 180.

PAH:

Följande 24 PAH-föreningar har analyserats i denna studie:

Nap	naftalen
2mNap	2-metylnaftalen
1mNap	1-metylnaftalen
bPh	bifenyl
dmNap	2,6-dimetylnaftalen (här alltid under detektionsgräns)
Ac	acenaftylen (här oftast under detektionsgräns)
Ace	acenaften
tmNap	2,3,5-trimetylnaftalen
Flu	fluoren
Phe	fenantren
Ant	antracen
1mPh	1-metylfenantren
Fla	fluoranten
Pyr	pyren
BaA	benzo[a]antracen
Chr	chrysen
BbF	benzo[b]fluoranten
BkF	benzo[k]fluoranten
BeP	benzo[e]pyren
BaP	benzo[a]pyren
Per	perylen
Ind	indeno[1,2,3-c,d]pyren
dBAnt	dibenzo[a,h]antracen
BghiP	benzo[g,h,i]perylen

En förening (dmNap) visade aldrig några värden över detektionsgränsen och har utelämnats här.

PAH redovisas som olika summor av föreningsgrupper på grundval av antingen kemisk struktur eller föroreningsmönster:

PAHs23 = summan av 23 mätbara föreningar, 2-6 ringar (molvikt = 128-278).

PAHs15 = summan av 15 tyngre föreningar med 3-6 ringar (molvikt = 178-278).

PAHs2 = fluoranten + pyren: 3-4 ringar, tydligast kopplade till lokala utsläpp

För jämförelse med föreningar som präglas av lokal påverkan kan föreningar med naturliga källor och/eller långväga (global) atmosfärisk spridning användas:

Nap och 2mNap: naturligt + petrokemi, oförbränt, flyktig, långväga spridning

Ind: naturligt + antropogent, förbränning (diesel/olja?), långväga spridning

Per: naturligt biogent, kan ha bildats lokalt i sediment.

3 Analysresultat

3.1 Sedimentets karaktär

Sedimentens karaktär med avseende på struktur (laminering, jfr. Jonsson m.fl. 1990), förekomst av djur och föremål, färg och lukt (förekomst av svavelväte) redovisas i Bilaga 1. Avsaknad av tydliga strukturer och tecken på omblandning genom djur (bioturbation, jfr. Eckh ell m. fl. 2000) försvårar dateringen men tyder på goda livsbetingelser för bottenfauna. Vattenhalten var hög i den översta delen (90 %), f r att sedan som brukligt avta med djupet och uppvisa jämna v rden omkring 84 % från ca 5 centimeters djup (Tabell 1).

3.2 Organiskt material: C, N, S, stabila isotoper ($\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$)

 mnessammans ttning

Analys av kol, kväve och svavel visar en del intressanta mönster (Tabell 1). En minskning i kolhalten i 18-24 cm och ffa. i 11-14 cm djup tyder på viss oregelbundenhet i sedimentationsf rloppet. Kvoten mellan kol och kväve (C/N) har en tydlig topp i 10-11 cm djup. Toppen sammanfaller med en topp i kvicksilverhalt (se nedan) och tolkas som ett utsläpp av förorenad fibermassa från Westerviks Pappersbruk (se även Holmberg m.fl. 2001, Palm m fl. 2001). Resultaten visar dock att fiberutsl ppen utg r enbart en liten del av sedimentet och inte kan ha lett till någon förändring av sedimentationshastigheten utanför Örserumsviken: Även i fibertoppen syns ingen markant ökning i halten organiskt material, som till h lfven består av kol och alltså bara utg r omkring 20% av torrvikten. Och om man utgår från att den normala C/N kvoten  r 7.5 g/g och att fiber inte innehåller något kväve så kan man uppskatta fiberandelen till max. 10-15% av det organiska materialet (C/N max. 8.4 g/g) och till 2-3% av torrvikten.  kande svavelhalter med djupet kan ses som ett resultat av sulfidanrikning i syrefri miljö, vilket innebär att de översta 4 cm kan vara färskt eller omblandat sediment.

Isotopsammans ttning

Även i djupare skikt (13-28 cm) syns en svag förhöjning av C/N-kvoten (Tabell 1), men en samtidig förskjutning i kolets isotopsammansättning (^{13}C)  t det positiva hållet tyder på att det här kan röra sig ett ökat inslag av kalkrika sediment, antingen pga erosion från närliggande land (pga jordbruk?) eller möjligen pga. varierande transport av kalkrika sediment från havet utanför (Nationalatlas). Mest intressant är en förhöjning av ^{15}N från ytan ner till 13 cm, vilket är en typisk effekt ev eutrofiering. De ytliga 2 cm avviker ännu tydligare i isotopsammansättningen, vilket kan ses som en effekt av ofullständig dvs. pågående nedbrytning.

Tabell 1: Sedimentets grundläggande karaktär och sammansättning: valda halter, haltkvoter och isotopsammansättning av svavel, kol och kväve. Notera inverkan av förorening från vänster till höger: ^{15}N återspeglar eutrofiering, och C/N-kvoten återspeglar fiberutsläpp (förutom karbonater).

Skikt cm	Karaktär (tolkning)	vatten % vs	S/C g/g	C % ts	$\delta^{13}\text{C}$ ‰	$\delta^{15}\text{N}$ ‰	C/N g/g	Datum Troligast (medel- ålder inom skikt)
0-1	färskt sed.	92.3	0.06	12.09	-24.2	5.6	7.37	1999
1-2	färskt sed.	89.0	0.05	11.70	-23.1	5.5	7.32	1997
2-3	syresatt	87.6	0.06	11.23	-22.1	4.9	7.55	1996
3-4	syresatt	86.7	0.07	10.63	-22.5	5.2	7.50	1994
4-5	syresatt	86.0	0.10	10.83	-22.9	5.0	7.55	1991
5-6		85.0	0.15	10.79	-22.1	4.9	7.52	1988
6-7		85.0	0.16	10.87	-22.6	4.6	7.80	1985
7-8		85.0	0.15	10.58	-22.2	4.4	7.85	1982
8-9		84.8	0.18	10.53	-22.0	4.0	7.95	1979
9-10	fiberrikt	84.4	0.17	10.35	-21.5	3.8	8.07	1976
10-11	fiberrikt	83.7	0.14	10.55	-22.0	3.8	8.43	(1972)
11-12	fiberrikt	83.2	0.17	9.24	-21.4	3.8	8.11	(1958)
12-13	karbonater?	83.6	0.23	9.00	-20.7	3.1	7.84	(1934)
13-14	sulfider?	84.1	0.28	9.14	-20.5	2.7	7.72	(1926)
14-15	karbonater?	85.1	0.20	9.47	-20.9	2.6	7.66	(1918)
15-16	karbonater?	85.6	0.17	10.03	-20.7	2.6	7.65	(1909)
16-17	karbonater?	85.7	0.16	9.95			7.69	(1901)
17-18	karbonater?	85.4	0.15	9.88	-21.0	2.5	7.74	((1893?))
18-19	karbonater?	85.0	0.17	9.52			7.73	((1885?))
19-20	karbonater?	84.3	0.19	9.18	-20.6	2.4	7.71	((1877?))
20-21	karbonater?	83.9	0.19	9.36			7.70	((1869?))
21-22	karbonater?	83.6	0.22	9.52	-20.7	2.3	7.67	((1861?))
22-23	karbonater?	83.9	0.19	10.21			7.68	((1853?))
23-24	karbonater?	84.1	0.16	10.38	-20.5	2.0	7.77	((1845?))
24-25	karbonater?	83.8	0.17	10.43			7.73	((1837?))
25-26	karbonater?	83.8	0.18	10.54	-21.1	2.3	7.73	((1829?))
26-27		83.5	0.18	10.43			7.59	((1821?))
27-28		84.0	0.17	10.81			7.60	((1813?))
28-29		84.4	0.16	10.90	-21.4	2.6	7.54	((1805?))
29-30		84.2	0.17	10.73			7.48	
30-31		83.6	0.18	10.99			7.37	
31-32		84.0	0.17	10.86	-22.3	2.5	7.52	
32-33		83.8	0.19	10.84			7.48	
33-34		84.1	0.17	11.33			7.48	
34-35		84.3	0.15	10.98	-21.8	2.5	7.47	
35-36		83.8	0.15	11.69			7.41	
36-37		83.8	0.15	11.07			7.38	
37-38		82.7	0.17	11.05	-21.0	2.2	7.33	
38-39		81.7	0.16	11.05			7.26	

Tabell 3: Halten av valda polyaromatiska kolväten från olika källor: fluoranten och pyren kan knytas bäst till lokala utsläpp, naftalen följer mönstret för lokala fiber- och Hg-utsläpp, medan indeno[1,2,3-c,d]pyren följer regionala/globala föroreningsmönster. Perylen och 2-metylnaftalen visar inte någon föroreningsprofil; perylen är tung och anses kunna bildas naturligt i sediment, medan 2-metylnaftalen är lättflyktig och visar en viss förhöjning i färsk sediment (jfr. Tabell 1).

Skikt cm	PAHs2 ng/g ts	PAHnaf ng/g ts	PAHind ng/g ts	PAHper ng/g ts	PAH2mn ng/g ts	Datum Troligast
	3-4-ring fluoranten +pyren	naftalen	indeno- pyren	perylen	2-metyl- naftalen	(medel- ålder inom skikt)
	AF 60x!	AF 3x!	AF 3x!	AF 1-2x	AF 1x	
0-1	779	134	351	121	81	1999
1-2	1608	122	208	56	88	1997
2-3	1607	97	175	40	67	1996
3-4	2093	109	320	90	66	1994
4-5	3377	135	252	75	68	1991
5-6	3544	116	311	92	43	1988
6-7	3711	111	200	57	40	1985
7-8	4110	110	226	72	36	1982
8-9	4802	122	219	73	39	1979
9-10	4512	140	177	57	46	1976
10-11	3472	155	224	58	48	(1972)
11-12	3607	154	222	52	45	(1958)
12-13	1930	89	232	69	38	(1934)
13-14	713	45	303	83	23	(1926)
14-15	335	47	205	61	34	(1918)
15-16	286	46	186	61	53	(1909)
16-17						(1901)
17-18						((1893?))
18-19						((1885?))
19-20	115	33	113	49	25	((1877?))
20-21						((1869?))
21-22						((1861?))
22-23						((1853?))
23-24	69	45	76	44	49	((1845?))
24-25						((1837?))
25-26						((1829?))
26-27						((1821?))
27-28						((1813?))
28-29	78	59	73	43	48	((1805?))
29-30						
30-31						
31-32						
32-33						
33-34						
34-35						
35-36						
36-37						
37-38	77	41	50	57	34	
38-39						

3.3 Miljögifter: Kvicksilver, PCB, PAH

Alla sedimentskikt ned till 20 cm visar en påtaglig och ibland kraftig höjning av halten miljögifter (Tabell 2 och 3). Halterna når sitt maximum i 8-12 cm djup, men djupet är olika för olika ämnen: Först uppträder en topp av fiber och kvicksilver, sedan av PCB och PAH. Vissa PAH visar avvikande mönster som kan förklaras med regionala och naturliga källor (Tabell 3).

En sammanfattning av centrala data ges i Tabell 4. Hg och PCB visar en väntad gradient i systemet. Anmärkningsvärt är dock att halterna PAH är högre utanför viken än i yttre Örserumsviken. En förklaring skulle kunna vara att PAH utanför viken har ytterligare en källa förutom Westerviks Pappersbruk. En annan förklaring skulle kunna vara att sedimentet i yttre viken har en avvikande sammansättning även i andra avseenden (t ex grövre sediment med lägre halter), men det finns inte mycket stöd för det. Förhållandet mellan Hg och PCB utanför viken (c:a 20:1) avviker från förhållandet i yttre viken (c:a 5:1) och inre viken (c:a 3:1), vilket kan vara ett tecken på olika mobilitet (störst för Hg), eller möjligen olika källor även här.

Tabell 4: Halter av miljögifter i föreliggande studie, samt typiska jämförelsedata för ytsediment (från olika källor: Palm m.fl. 2001, Bernes 1998, m.fl.).

Miljögifter i sediment	Hg	PCBs7 typiska halter	PAHs23 (mg/kg ts)	PAHs2
Utanför viken, 0-3 cm	0.9	0.05	4	1.6
Utanför viken, max. halt vid 8 cm	1.6	0.08	9	5
Inre Örserumsviken, 0-20 cm	4-7	1-3	5-20	2-10
Yttre Örserumsviken, 0-20 cm	0.5-1	0.1-0.2	1-2	0.5-1
Östersjön, ytsed.	0.1-0.3	0.01-0.02	1-4	0.1-0.3

3.4 Radionuklider

Tabell 5: Halten av radionuklider i olika sedimentdjup: cesium-137 (från Tjernobyl-olyckan 1986, samt kärnvapenprov omkring 1963), plutonium-239+240 (från kärnvapenprov, max 1963), bly-210 (naturligt, kontinuerlig tillförsel, halveringstid 22.3 år). Även en trolig ålder ges för varje skikt (se datering).

Skikt cm	Cs-137 %max	Pu-239+ mBq/g ts	Pb-210 %max (överskott)	Datum Troligt (medelålder inom sedimentskikt)	Datum Troligast
0-1	100%			1997-2000	1999
1-2	100%		97%	1996-2000	1997
2-3	87%			1995-1999	1996
3-4	92%	2.64	100%	1993-1999	1994
4-5	92%			1990-1998	1991
5-6	82%	4.50	82%	1987-1995	1988
6-7	74%			1984-1993	1985
7-8	58%		71%	1980-1991	1982
8-9	46%			1976-1988	1979
9-10	27%	5.40	55%	1972-1984	1976
10-11	18%			1965-1975	(1972)
11-12	16%		32%	1955-1965	(1958)
12-13	7%			1930-1955	(1934)
13-14	9%	0.64	12%	1920-1940	(1926)
14-15	<7%			1910-1930	(1918)
15-16	<7%		7%	1890-1925	(1909)
16-17	<7%			1880-1920	(1901)
17-18	<7%			1870-1910	((1893?))
18-19	<7%			<1900	((1885?))
19-20	<7%		<2%	<1900	((1877?))
20-21	<7%			<1900	((1869?))
21-22	<7%			<1900	((1861?))
22-23	<7%			<1900	((1853?))
23-24	<7%		<2%	<1900	((1845?))
24-25	<7%			<1900	((1837?))
25-26	<7%			<1900	((1829?))
26-27	<7%			<1900	((1821?))
27-28	<7%			<1900	((1813?))
28-29	<7%		<2%	<1900	((1805?))
29-30	<7%			<1900	
30-31	<7%			<1900	
31-32	<7%			<1900	
32-33	<7%			<1900	
33-34	<7%			<1900	
34-35	<7%			<1900	
35-36	<7%			<1900	
36-37	<7%			<1900	
37-38	<7%		<2%	<1900	
38-39	<7%			<1900	

4 Sedimentdatering

4.1 ^{210}Pb -datering

^{210}Pb -profil

Sedimentskikten för analys av ^{210}Pb visade sig vara välvalda såtillvida att mätdata som planerat täcker hela den väntade gradienten väl (Figur 2), inklusive ett säkert bakgrundsvärde för icke-atmosfäriskt (supported) ^{210}Pb som också stämmer överens med mätningar av ^{226}Ra . ^{210}Pb -profilen bekräftar också den väntade bilden med gammalt sediment utan föroreningar överlagrat av nytt förorenat sediment.

Profilen av ^{210}Pb visar dock oregelbundenheter och avslöjar att sedimentavlagringen troligen inte varit konstant under 1900-talet, vilket skulle ha resulterat i en exponentiell avklingning och i en rak linje på log-skala (Figur 3). Tre skikt kan urskiljas:

- (1) Ett färskt och/eller omblandat ytskikt, som sammanfaller väl med tidigare observationer baserat på ^{137}Cs -profilen samt med andra mätningar.
- (2) Nyare sediment med tilltagande medelålder som har avlagrats under de senaste decennierna, med en hög tillväxthastighet som verkar ha varit ganska konstant.
- (3) Äldre sediment med en lägre tillväxthastighet, som kan ha varit antingen konstant eller varierande.

Ytskiktet (0-4 cm) har en jämn koncentration ^{210}Pb , medan flera andra variabler (PAH, organiskt material) visar gradienter som tyder på att ytskiktet inte är helt omblandat. De nya data bekräftar att omblandningsdjupet bara är 1-2 cm, vilket noterats tidigare utifrån ^{137}Cs -profilerna (Holmberg et al. 2001). Detta samt den höga vattenhalten i de ytligaste 1-2 cm tyder på att ytskiktet snarare består av färskt material som avlagrats mycket snabbt. En sedimentation på flera centimeter per år är inte ovanlig i skyddade skärgårdsmiljöer, även under längre tid (Meili m.fl. 2000b). Det ytliga lagret av löst material kan avlägnas efter en tid vid erosionstillfällen som kan vara mer eller mindre sällsynta.

Flera mätningar tyder på en förändring i sedimentationen eller till och med ett brott i lagerföljden vid 12 cm djup. Initiala mätningar (^{137}Cs , vattenhalt, organiskt material) visade tidigare enbart en mycket svag antydning av en sådan händelse i en annars regelbunden profil av enbart finsediment, samt en relativt ostörd avlagring av nyare sedimentlager efter 1965 (Holmberg m fl. 2001). ^{210}Pb -mätningen som ger möjlighet till datering även av äldre skikt tyder på en gradvis ackumulering av sediment också i djupare skikt, men med en lägre medelhastighet (Figur 3).

²¹⁰Pb-databehandling

Utifrån befintliga data kan två extrema fall beskrivas för både äldre och nya sediment, medan mellanliggande sediment antas följa den givna trenden (Figur 3):

(1) Maximala skillnader i sedimenttillväxt under olika perioder men inget brott i lagerföljden: Tillväxten kan ha varit kontinuerlig och konstant även före 1960, men mycket långsammare än därefter. Det skulle vara kompatibelt med den minimala sedimenttillväxten i äldre sediment som ryms inom mätosäkerheten för ²¹⁰Pb i äldre skikt, och skulle leda till en obruten lagerföljd. För att maximera tillväxtskillnaden mellan ytligt och djupt sediment ytterligare kan sedimenttillväxten i ytskiktet sättas till ett maximum på 2 cm/år, vilket samstämmer med observationer i andra delar av Östersjön samt med de ytliga kol- och kvävegradienterna som kan tillskrivas nedbrytningen av organiskt material under de första 1-2 åren.

(2) Minimala skillnader i sedimenttillväxt under olika perioder men ett brott i lagerföljden: Sedimenttillväxten kan ha varit relativt snabb även före 1960 (men ändå långsammare än därefter), om man i gengäld antar att ett skikt med upp till 20 års sedimentation är mycket tunt eller saknas helt pga av en erosionsepisod. Det skulle vara kompatibelt med att många andra variabler visar synnerligen branta gradienter i samma zon som ²¹⁰Pb. Omfattningen av erosionen kan begränsas med hjälp av den maximala sedimenttillväxten i äldre sediment som ryms inom mätosäkerheten för ²¹⁰Pb i äldre skikt. I ytskiktet kan den minimalt möjliga sedimenttillväxten bestämmas på samma sätt med syftet att få den minimalt möjliga tillväxtskillnaden mellan ytligt och djupt sediment.

(3) Utöver dessa två extremfall har också en förutsättningslös interpolering av ²¹⁰Pb gjorts mellan intilliggande sedimentskikt i vilka ²¹⁰Pb har mätts, utan antagande av konstant sedimentation under längre perioder.

Dessa tre fall har utgjort grunden för olika interpoleringar mellan data i olika zoner, som sedan har kombinerats med olika dateringsmodeller.

²¹⁰Pb-sedimentationsmodell

För dateringen av olika sedimentskikt har vedertagna dateringsmodeller med olika utgångspunkter tillämpats:

(1) CIC1 (constant initial concentration), där man utgår ifrån att sedimentterande partiklar har en konstant koncentration av ²¹⁰Pb.

(2) CIC2 där man utgår ifrån samma ansats men lägger till att ytligt sediment är omblandat och/eller helt färskt, vilket leder till en jämn koncentration och eventuellt nedtransport av nytt sediment till äldre skikt. En fullständig

omblandning kan dock anses orealistisk pga gradienter i andra variabler, och om ytskiktet består av nya avlagringar så tas detta om hand av CIC1.

(3) CRS1 (constant rate of supply), där man utgår ifrån att tillförseln av ^{210}Pb är konstant medan koncentrationen kan variera med sedimentationen som en effekt av varierande utspädning. För att få en rimlig datering i den möjligen brutna profilen har förlusten av ^{210}Pb från det totala inventariet uppskattats utifrån ^{210}Pb -koncentrationen ovanför och nedanför brottet (jfr. CIC).

(4) CRS2 där man utgår ifrån samma ansats men lägger till att ytligt sediment är omblandat och/eller helt färskt, vilket leder till jämn koncentration och eventuell nedtransport av nytt sediment till äldre skikt. En fullständig omblandning kan anses orealistisk pga gradienter i andra variabler. Däremot kan ytskiktet vara en tillfällig avlagring, som inte bidrar varaktigt till totalmängden deponerat ^{210}Pb och därför kan bortses ifrån vid dateringen.

Alla ansatser ger en medelålder för allt sediment inom ett skikt, oavsett om skiktet har påverkats av omblandning eller inte efter avlagring. Den beräknade åldern avser skiktets mitt. Vissa mindre justeringar som kan göras för omblandade sediment (vertikala skillnader i blandingshastighet, effekt av sönderfall på medelåldern) anses vara av underordnad betydelse jämfört med övriga osäkerheter.

^{210}Pb -datering

Kombinationen av tre olika datainterpoleringar och tre olika modellansatser har resulterat i 9 olika varianter till blydatering. Resultaten för olika ansatser ger avsevärda skillnader i datering (Figur 4).

- CIC ger en mycket låg sedimentålder, ffa i medelgamla skikt.
- CRS1 däremot ger mycket hög sedimentålder, dels nära ytan, dels för skikten med föroreningsstopparna i 8-12 cm djup, dels för föroreningsens början vid 12-16 (-20?) cm.
- CRS2 dateringar ligger mellan CRS1 och CIC.

Den resulterande sedimenttillväxten varierar mellan 0.1 och 0.2 $\text{kg m}^{-2} \text{år}^{-1}$ under tiden före 1960, men mellan 0.2 och över 2 $\text{kg m}^{-2} \text{år}^{-1}$ under tiden efter 1980.

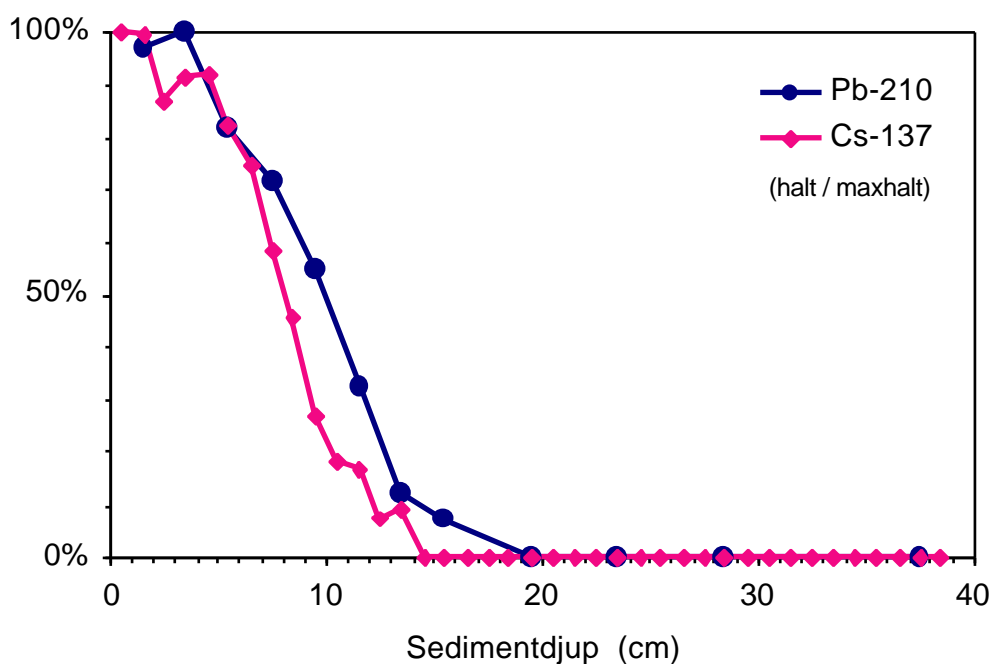
CIC-modellen ger som väntat en medelålder på sediment som ökar med sedimentdjupet, men på ett sätt som är allt annat än linjärt. Det kan bero antingen på en kraftig nedblandning av ytligt sediment med flera cm eller på stora långtidsfluktuationer i sedimenttillväxt. Det senare kan inkludera episoder med kraftig tillväxt eller erosion. I CIC-modellen är den viktigaste förutsättningen att blydepositionen är proportionell mot sedimentdepositionen, dvs att koncentrationen av ^{210}Pb i sedimentande material är konstant, och att

koncentrationen minskar med djupet enbart pga radioaktivt sönderfall. Den förutsättningen kan vara uppfylld i ett system som Östersjön, där sedimentationen domineras av stora mängder resuspenderat material, ffa längs kustområden. Sedimenterande material har då haft lång tid på sig att nå jämvikt med omgivande vatten, även när det gäller ^{210}Pb . Medan sedimentationen i ett sådant system kan uppvisa stora variationer kan karaktären av materialet vara ganska konstant, i viss mån jämförbart med vandrande sanddyner. Liknande förhållanden har beskrivits från andra kustområden, t ex Laholmsbukten och Chesapeake Bay i USA. I vårt fall består hela profilen genomgående av finsedimentet med mycket hög vattenhalt och porositet som varierar inom mycket smala intervall ($v = 83\text{-}86\%$ och $p = 92.8\text{-}93.8\%$) om man bortser från det färskaste ytskiktet som inte konsoliderats och de nedersta två skikten vars vattenhalt kan ha påverkats av provtagningen då rören tätades med en kork.

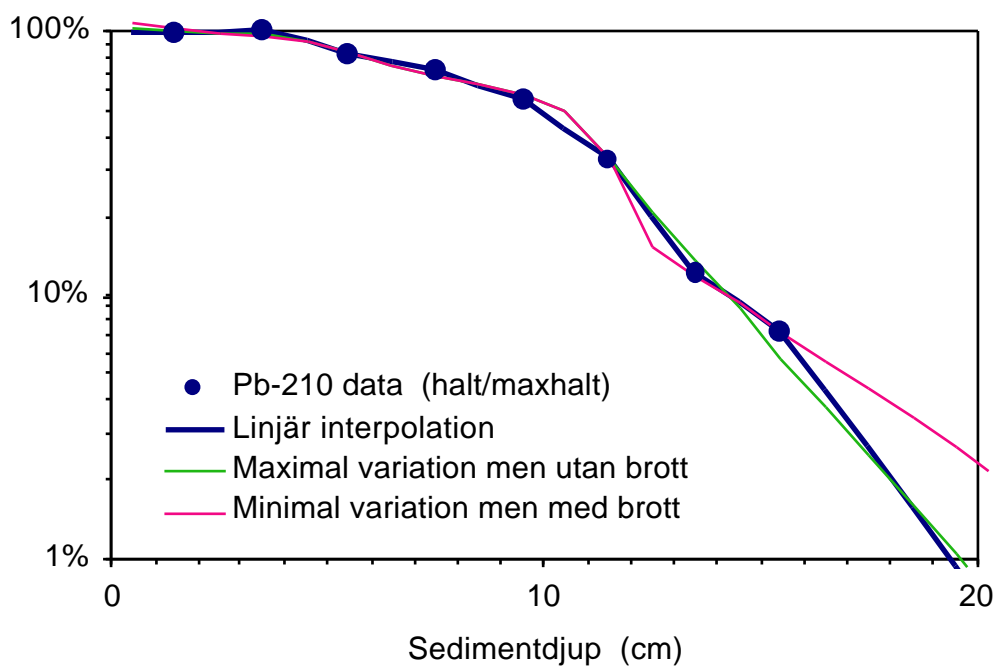
CRS-modellen förutsätter att ^{210}Pb -koncentrationen minskar när sedimentationen ökar. Så kan vara fallet i system där varierande erosion mobiliserar varierande mängder av antingen rent eller grovkornigt material med liten sorptionskapacitet, som i varierande grad späder ett konstant flöde med finkornigt sediment som bär merparten av bly (och föroreningar). Exempel är sjöar med varierande biologisk eller kemisk produktion av finsediment i vattnet och/eller varierande tillflöde av rent eller grovt sediment från land. Den förutsättningen är knappast uppfylld i vårt sediment som består genomgående av mycket löst finkornigt sediment som nästan inte visar någon variation i stuktur och sammansättning (vattenhalt, kol). Deponerat sediment utgörs dessutom troligen till största del av resuspenderat sediment som redan tidigare jämviktats med ^{210}Pb i vattnet och på så vis inte kan bidra till utspädning av nytillfört atmosfäriskt ^{210}Pb . Resuspension kan däremot orsaka stora variationer i avlagringen av ^{210}Pb , vilket också stöds av ^{210}Pb -profilen och andra mätningar som tyder på stora variationer i sedimentationsförhållanden, liksom i övriga Östersjön.

^{210}Pb kommentarer

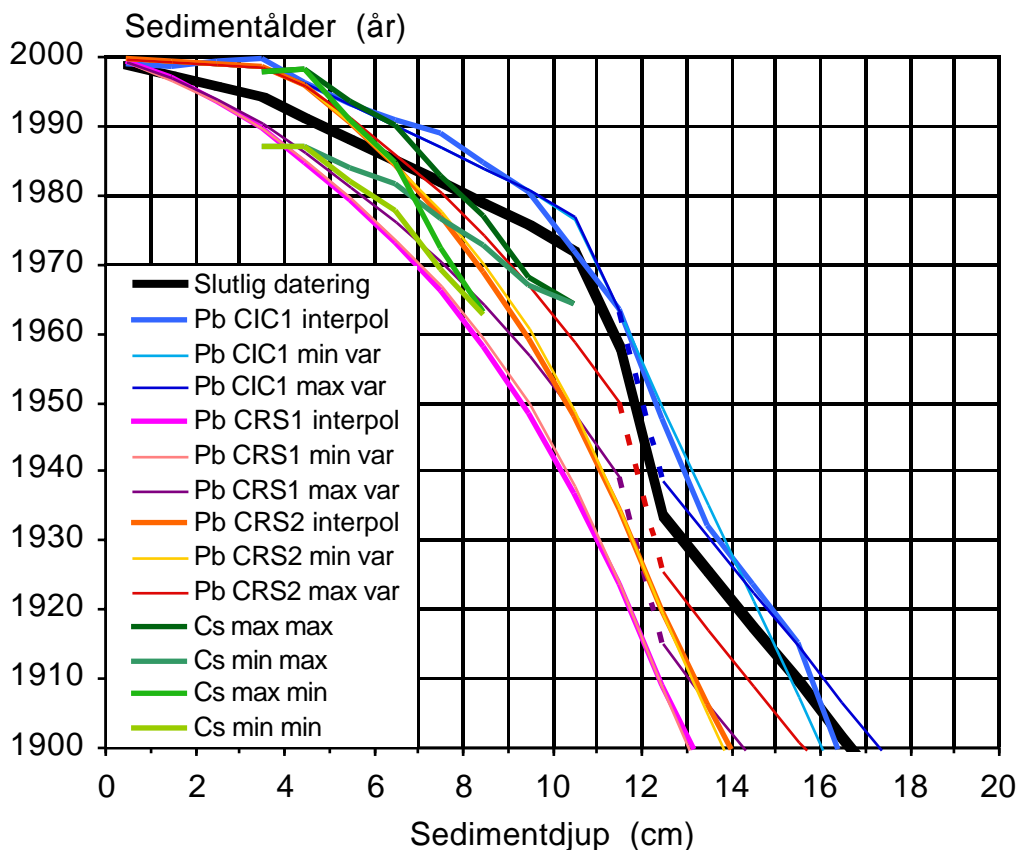
Mätning av ^{210}Pb har gett viktig ny information om Örserumsvikens sedimentarkiv. Antalet ^{210}Pb mätningar har varit tillräckligt för att avslöja och i viss mån kvantifiera oregelbundenheter i sedimentarkivet. Men på grund av samma oregelbundenheter kan inte någon detaljerad rekonstruktion av den tidiga utsläppshistoriken ges utan att några fler mätningar genomförs för en noggrannare datering av fler sedimentskikt. Det gäller i synnerhet två mellanliggande skikt i zonen 10-13 cm för att kartlägga erosionszonen och tiden för föroreningstopparna, samt två djupare skikt för att validera antagandet av konstant sedimentation före 1950 och för att kunna förbättra dateringen för första halvan av 1900-talet samt början på föroreningarna i Örserumsviken (Figur 3).



Figur 2: Sedimentprofiler för ^{137}Cs och ^{210}Pb (överskott): mätdata (Bq g^{-1} ts) uttryckt som andel av maximal halt. Detektionsgränser (3 σ) är 4% för ^{210}Pb och 7% för ^{137}Cs , och mätosäkerheten (1 σ) i ytliga skikt är 4% för båda nuklider.



Figur 3: Sedimentprofil av ^{210}Pb : mätdata samt olika interpoleringar för olika skikt (se text). Interpoleringarna har tagits fram genom stegvisa anpassningar inom givna zoner och variation av lutningen inom mätosäkerhetens gränser.



Figur 4: Sedimentålder enligt olika dateringsmodeller (se text) tillämpade på olika interpoleringar av mätdata (jfr. Figur 3).

4.2 ^{137}Cs -datering

Profilen för ^{137}Cs visar en profil som är typisk för en sedimentavlagring under samtidig ytlig omblanding genom bioturbation ned till ett djup på 1-2 cm. Medelåldern för varje skikt kan ändå uppskattas med en enkel blandningmodell, eftersom nedfallet av ^{137}Cs 1986 har lett till flerdubbelt högre koncentrationer än nedfallet 1963, och eftersom båda nedfall har lett till en långvarig kontaminering av vattenmassan i Östersjön. Jämna halter av ^{137}Cs finns dels nedanför det färskaste materialet (2-5 cm) som kan antas representera tiden efter nedfallet 1986, dels i ett djupare skikt (10-12 cm). Där är koncentrationerna ungefär 6 gånger lägre och kan representera tiden för nedfallet 1963, eller strax innan dess om bioturbation har lett

till en nedblandning, vilket stöds av den något låga ^{137}Cs koncentrationen. Medelåldern i mellanliggande skikt kan enkelt uppskattas genom att anta att andelen nedblandat nytt sediment återspeglas av motvarande haltförhöjning i ^{137}Cs . Nedblandningen av sediment med höga ^{137}Cs halter måste ha skett någon gång mellan 1987 och 1998, vilket ger två extremfall för dateringen för den övre delen av ^{137}Cs -profilen; dessa sammanfaller med ^{210}Pb -dateringar enligt CIC och CRS nära ytan (Figur 4). Extremfall för den nedre delen ges av en nedblandningsdjup på 0 eller 2 cm, även dessa sammanfaller rätt väl med ^{210}Pb -dateringar enligt CIC och CRS.

Kombinationen av dessa extremfall resulterar i olika dateringar som visar den maximala osäkerheten i ^{137}Cs -dateringen utifrån en ansats med långsam ytlig omblandning. Resultaten för olika ansatser ger avsevärda skillnader i datering (Figur 4), men alla ligger inom variationen för olika ^{210}Pb dateringar.

4.3 $^{239+240}\text{Pu}$ -datering

Ett fåtal skikt har analyserats med avseende på $^{239+240}\text{Pu}$ för att få en optimal datering av tiden omkring 1963 (Tabell 5).

Mätosäkerheten är ungefär 5%, utom i djupaste skiktet (10%). Inget av proven innehöll några detekterbara halter av ^{238}Pu .

Andra studier i Östersjön har visat korta toppar omkring 20-40 mBq g⁻¹ ts, följd av långa svansar med 2-10 mBq g⁻¹ ts. Mönstret i föreliggande sediment (Tabell 5) tyder därför på att det högsta uppmätta värdet inte är någon topp utan början på svansen mot ytan. Toppen ligger troligen någonstans mellan 10-13 cm, d.v.s. i skikt som inte analyserats. Med tanke på det sannolika lagerföljdsbrottet vid 12 cm borde året 1963 ligga mellan 10-12 cm. Det skulle kunna valideras med ytterligare analyser.

Även för $^{239+240}\text{Pu}$, som är ett av de minst mobila ämnena i sediment, finns det tydliga tecken på vertikal omblandning genom att det finns mätbara halter även i skiktet 13-14 cm, d.v.s. i mycket äldre sediment (Tabell 5).

Analys av $^{239+240}\text{Pu}$ visade sig ändå vara ett mycket värdefullt komplement eftersom ett fåtal värden kunde ge avgörande fingervisningar om att ett fåtal av möjliga tolkningar baserade på ^{137}Cs och ^{210}Pb är fullt rimliga medan flertalet förefaller orimliga (Figur 4).

4.4 Slutlig datering

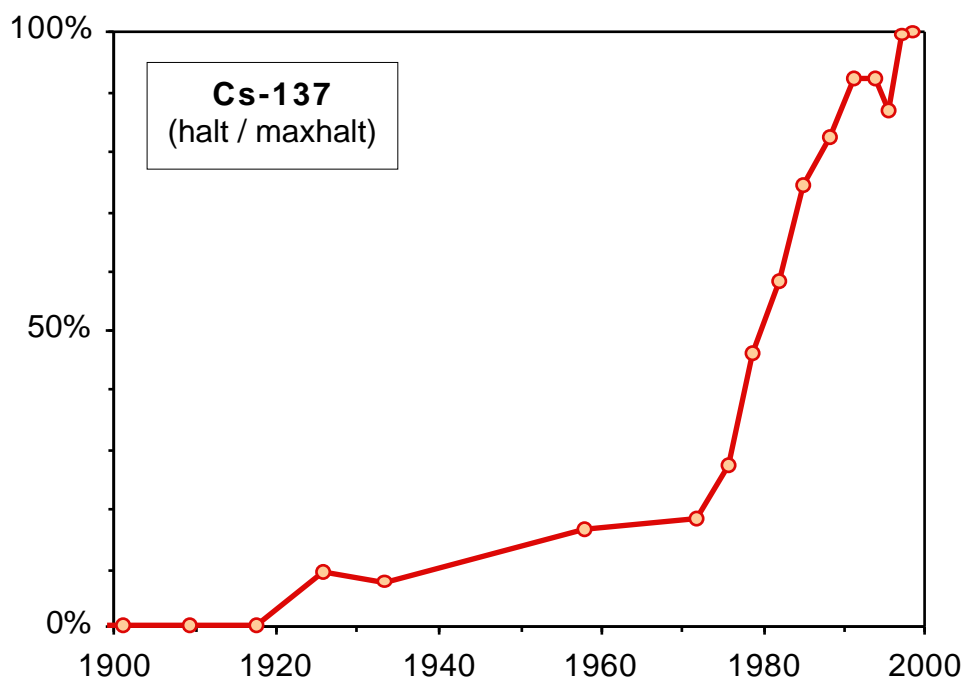
Genom jämförelse av olika ansatser för blydatering med övrig dateringsinformation går det att utesluta vissa ansatser som orimliga. Även med ett stort brott i lagerföljden går det inte att förklara halterna av ^{137}Cs och $^{239+240}\text{Pu}$ (eller miljögifter) på ett rimligt sätt med någon CRS-modell. Det innebär att man inte kan förutsätta någon konstant avlagring av ^{210}Pb under någon längre period under 1900-talet. CRS-modellen är dessutom känslig för resuspension av yngre ^{210}Pb -haltiga sediment, som utgör merparten av sedimentationen även långt utanför kusten. Resuspensionen av yngre sediment kan variera kraftigt, inte bara som en följd av oregelbundna stormepisoder utan även som en följd av långtidsvariationer i klimatet, som även på andra ställen i Östersjön har lämnat spår i sedimenten och försvårat sedimentdateringen. CIC-modellen tar hänsyn till resuspensionen men förutsätter i stället att sedimentets karaktär inte förändras kraftigt genom till exempel varierande tillförsel av rent sediment. Den förutsättningen är vanligtvis uppfylld i ett system med frekvent sedimentresuspension och begränsad erosion på land eller produktion/utfällning av partiklar i vattnet, och den stöds i föreliggande fall också av jämnheten i sedimentets porositet och halten organisk material. Dateringen med CIC-modellen är inte bara rimligare utan även robustare, eftersom osäkerheten kan anses vara begränsad till den statistiska mätosäkerheten för ^{210}Pb inom olika tidsintervall, vilket också gäller omfattningen och effekten av ett brott i lagerföljden (Figur 4). Viss osäkerhet finns dock nära sedimentytan, där det är oklart i vilken utsträckning halterna av ^{210}Pb kan påverkas av variationer i nedbrytning och redoxgradienter.

Den slutliga dateringen utgår från CIC-modellen med ett brott i lagerföljden, men startåldern har förflyttats något för att ta hänsyn till en viss ytlig resuspensionsinblandning eller sedimentomblandning, som stöds av ^{137}Cs -profilen, och som minskar avvikelserna från CRS-modellerna. Det har resulterat i den troligaste medelåldern för sedimentet inom varje sedimentskikt (Tabell 5), som stöds även av de övriga mätningarna, som har sedan använts som tidskala för figurer (Figur 5-12).

Notera att den slutliga dateringen avser medelåldern av sedimentpartiklarna inom varje skikt, vilket i själva verket kan bestå av en blandning av sediment med olika ålder. Det är särskilt problematiskt för tolkningen av branta koncentrationsgradienter, d.v.s. dateringen av snabba förändringar såsom utsläpp. Föroreningar kan då blandas ner och dyka upp i sedimentskikt med högre medelålder (Figur 5). Därför blir dateringen av en förorenings början alltid mycket osäkrare än åldersbestämningen av själva sedimentet och problematisk eftersom startdatum systematiskt hamnar för långt tillbaka i tiden. Däremot är dateringen av föroreningstoppar lika (o)säker som åldersbestämningen av själva sedimentet.

Tabell 5: Dateringar baserade på olika ämnen och olika ansatser (se text). Variationsbredden avser den sammanlagda osäkerheten i både mätningar och antaganden.

Skikt cm	Datum Pb-210 CIC	Datum Pb-210 CRS1	Datum Pb-210 CRS2	Datum Pu-239+240 1963	Datum Cs-137 1986/87 1963	Datum C,N,S	Datum Hg	Datum PCB	Datum Troligast (medel- ålder inom skikt)
0-1	1998-2000	1998-2000	1998-2000	>1965	>1986	>1998			1999
1-2	1997-2000	1995-1998	1998-2000	>1965	>1986	>1998			1997
2-3	1995-2000	1992-1995	1997-2000	>1965	>1986	>1960			1996
3-4	1994-2000	1988-1992	1997-2000	>1965	>1986	>1960			1994
4-5	1993-1998	1983-1987	1994-1998	>1965	>1986	>1960			1991
5-6	1989-1995	1977-1984	1989-1993	>1965	1985-1990	>1960			1988
6-7	1986-1993	1971-1978	1982-1988	>1965	1980-1990	>1960			1985
7-8	1982-1991	1963-1973	1974-1983	>1965	1970-1985	>1960			1982
8-9	1978-1988	1954-1967	1966-1977	>1965	1960-1980	>1950			1979
9-10	1976-1984	1943-1960	1956-1971	>1965	<1980	>1950			1976
10-11	1968-1980	1930-1955	1940-1965		<1975	>1950			(1972)
11-12	1957-1967	1915-1945	1925-1960		<1975	>1950			(1958)
12-13	1930-1955	1895-1930	1905-1935		<1960		(nedblandning?)		(1934)
13-14	1920-1940	1875-1920	1880-1930	<1960	<1960	<1930	(nedblandning?)		(1926)
14-15	1910-1930	1850-1910	1860-1920	<1960	<1960	<1930	(nedblandning?)		(1918)
15-16	1890-1925	<1900	1840-1910	<1960	<1960	<1930	(nedblandning?)		(1909)
16-17	1880-1920	<1900	<1900	<1960	<1960	<1930	(nedblandning?)		(1901)
17-18	1870-1910	<1900	<1900	<1960	<1960	<1930	(nedblandning?)		((1893?))
18-19	<1900	<1900	<1900	<1960	<1960	<1930	(nedblandning?)		((1885?))
19-20	<1900	<1900	<1900	<1960	<1960	<1930	(nedblandning?)		((1877?))
20-21	<1900	<1900	<1900	<1960	<1960	<1930			((1869?))
21-22	<1900	<1900	<1900	<1960	<1960	<1930			((1861?))
22-23	<1900	<1900	<1900	<1960	<1960	<1930			((1853?))
23-24	<1900	<1900	<1900	<1960	<1960	<1930	<1880	<1930	((1845?))
24-25	<1900	<1900	<1900	<1960	<1960	<1930	<1880	<1930	((1837?))
25-26	<1900	<1900	<1900	<1960	<1960	<1930	<1880	<1930	((1829?))
26-27	<1900	<1900	<1900	<1960	<1960	<1930	<1880	<1930	((1821?))
27-28	<1900	<1900	<1900	<1960	<1960	<1930	<1880	<1930	
28-29	<1900	<1900	<1900	<1960	<1960	<1930	<1880	<1930	
29-30	<1900	<1900	<1900	<1960	<1960	<1930	<1880	<1930	
30-31	<1900	<1900	<1900	<1960	<1960	<1930	<1880	<1930	
31-32	<1900	<1900	<1900	<1960	<1960	<1930	<1880	<1930	
32-33	<1900	<1900	<1900	<1960	<1960	<1930	<1880	<1930	
33-34	<1900	<1900	<1900	<1960	<1960	<1930	<1880	<1930	
34-35	<1900	<1900	<1900	<1960	<1960	<1930	<1880	<1930	
35-36	<1900	<1900	<1900	<1960	<1960	<1930	<1880	<1930	
36-37	<1900	<1900	<1900	<1960	<1960	<1930	<1880	<1930	
37-38	<1900	<1900	<1900	<1960	<1960	<1930	<1880	<1930	
38-39	<1900	<1900	<1900	<1960	<1960	<1930	<1880	<1930	

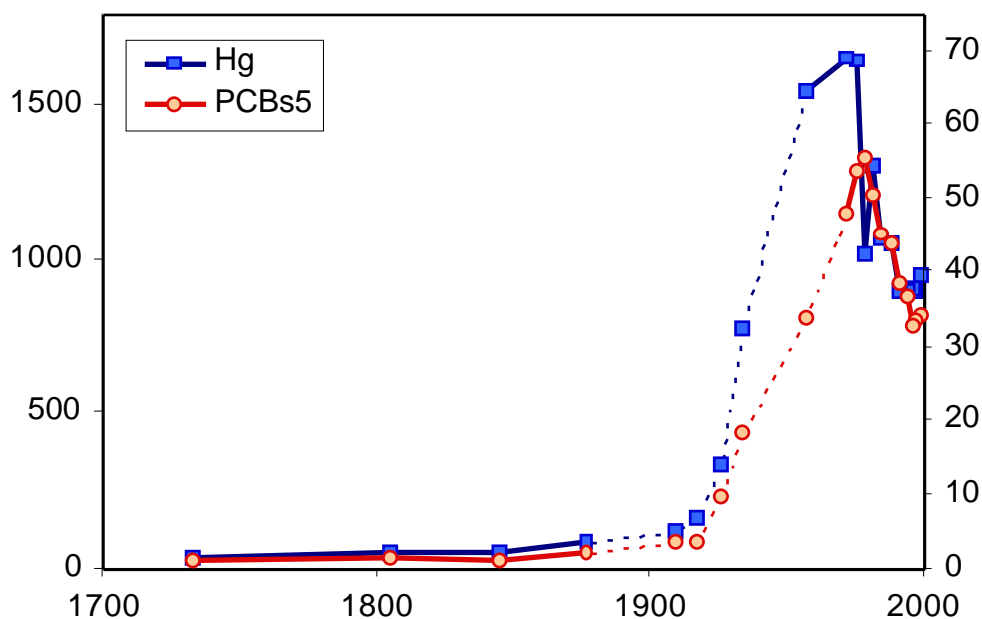


Figur 5: Relativ halt av ^{137}Cs (halt/maxhalt i Bq/g ts) i daterade kustsediment utanför Örserumsviken som funktion av den troligaste medelåldern inom varje sedimentskikt. Figuren exemplifierar effekten av en begränsad ytlig sedimentomblandning när det gäller snabba förändringar som t.ex. en skarp koncentrationshöjning efter startpunkten för ett utsläpp: ^{137}Cs har inte börjat spridas i miljön förrän efter 1950 och brukar inte uppträda tydligt förrän efter 1960, och den dominerande tillförseln har skett under åren efter Tjernobylnedfallet 1986. Föreliggande sediment skulle kunna förespegla en annan historik: En partiell ytlig omblandning ner till 2 cm kan här ha varit tillräcklig för att resultera i en förflyttning motsvarande 40 år bakåt i tiden i närheten av lagerföljdsbrottet strax före 1960, och med upp till 20 år bakåt under senare decennier. Däremot är topphalterna ungefär de förväntade under tiden för själva tillförseln (1963 och 1987). Mönstret kan antas gälla även för andra föroreningar.

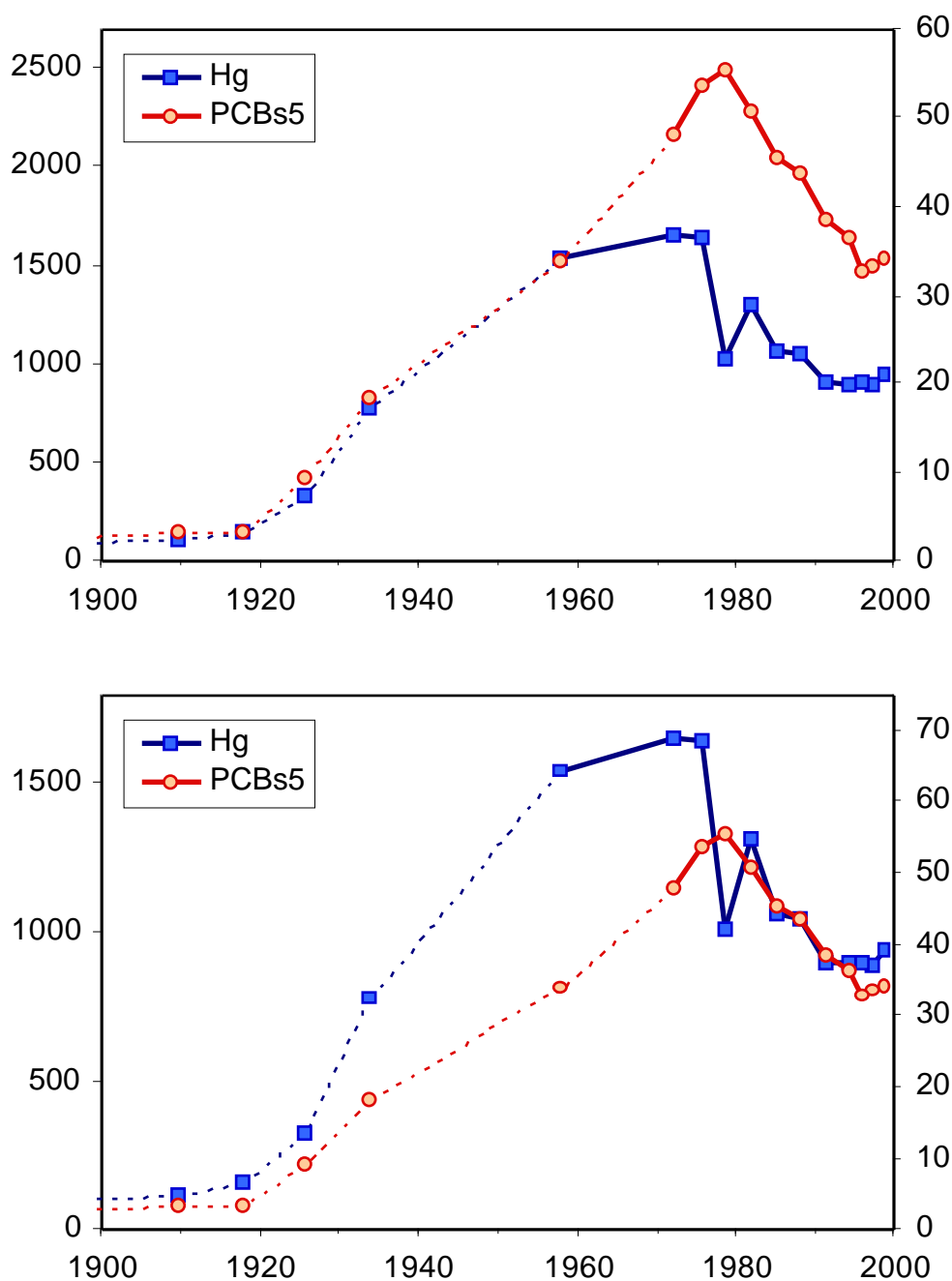
5 Tidstrender

Här redovisas uppmätta halter i sediment som tidstrender, baserat på sedimentdateringen. Observera att halter i djupare sediment är säkra mätvärden men har osäker datering och verkar dessutom vara förhöjda pga. sedimentomblandning.

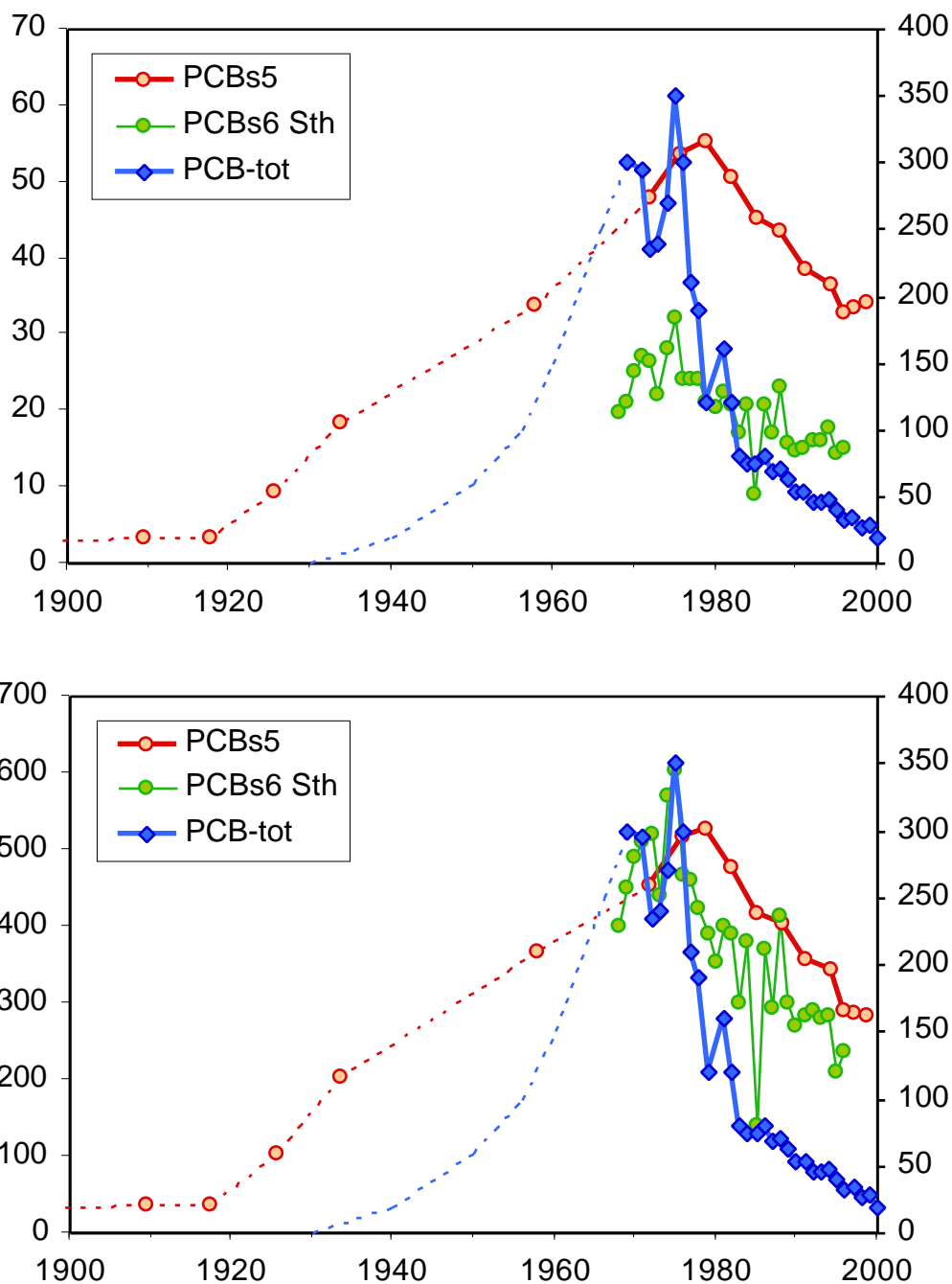
Tidstrenderna kan jämföras med känd historik (se även Bilaga 1). Enligt datering når kvicksilverhalterna toppvärden tidigast. Spridningen av utsläpp antas vara störst mellan 1960-78, dvs. efter att invallningen från 1955 inte fungerade längre. PCB når toppvärden ungefär samtidigt som resten av Östersjön, möjligen något senare vilket skulle kunna förklaras med att returpappershanteringen hade en fördröjd PCB-nedgång, eller att en stor spridning förekom i samband med muddringen 1979, eller att den slutliga dateringen är något missvisande och ligger på annat ställe inom osäkerhetsintervallet (Tabell 5).



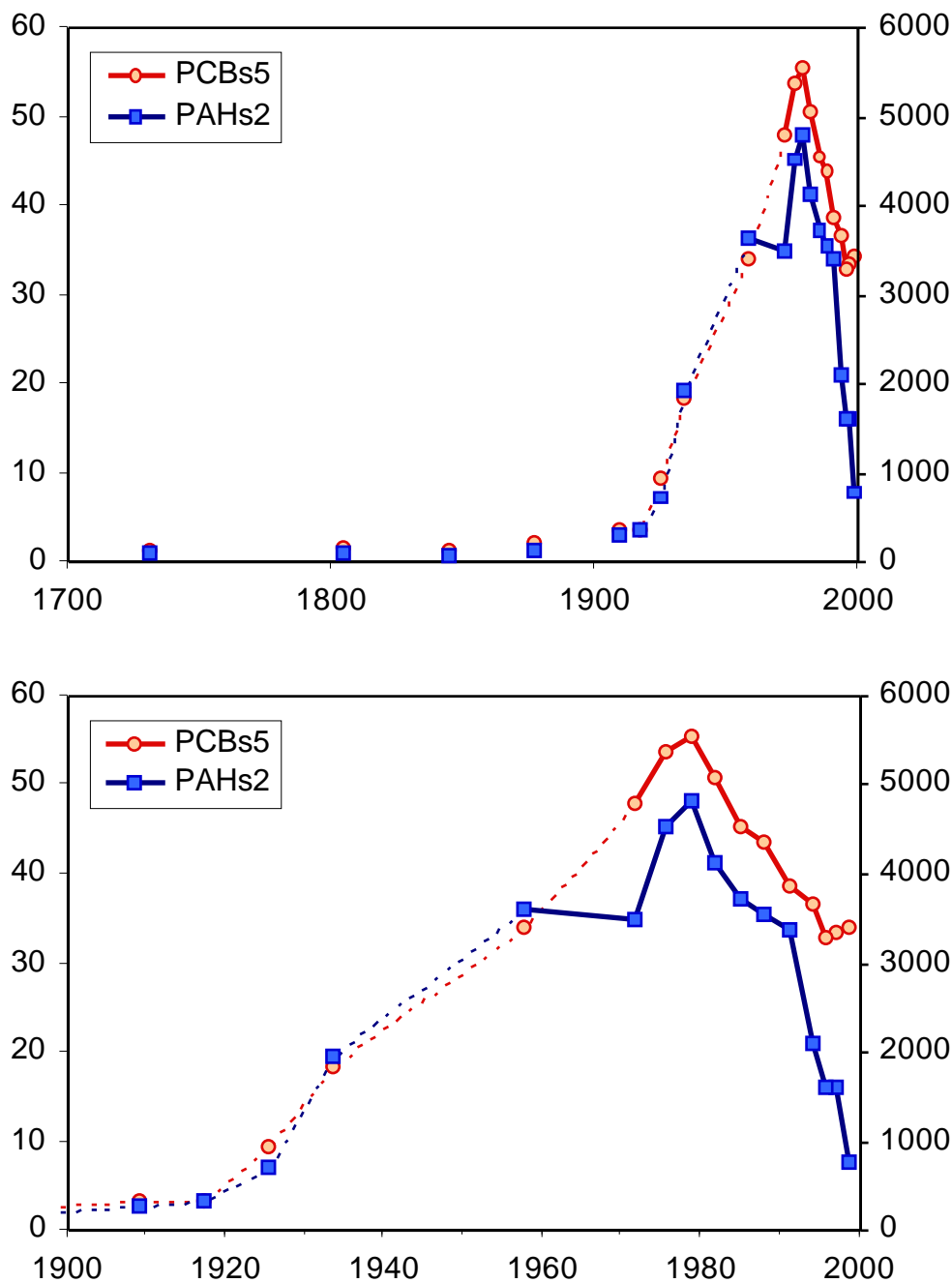
Figur 6: Kviksilver (vänster skala, ng/g ts) och PCB (höger skala, ng/g ts) i daterade kustsediment utanför Örserumsviken (Västervik). Halter i djupare sediment är säkra mätvärden men har osäker datering och verkar dessutom vara förhöjda pga. sedimentomblandning.



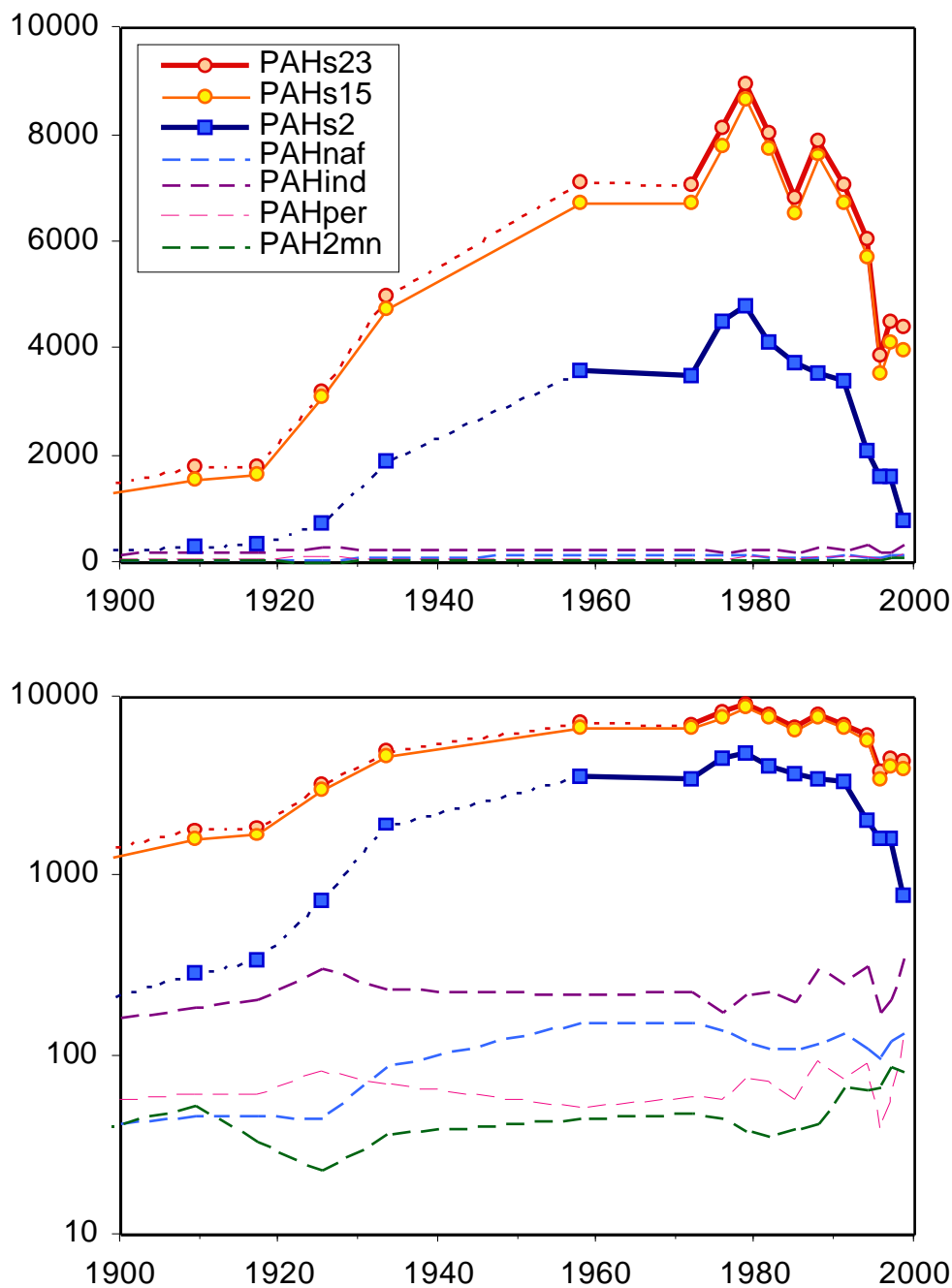
Figur 7: Kvikksilver (vänster skala, ng/g ts) och PCB (höger skala, ng/g ts) i daterade kustsediment utanför Örserumsviken (Västervik), visad med olika skalning. Halter i djupare sediment är säkra mätvärden men har osäker datering och verkar dessutom vara förhöjda pga. sedimentomblandning.



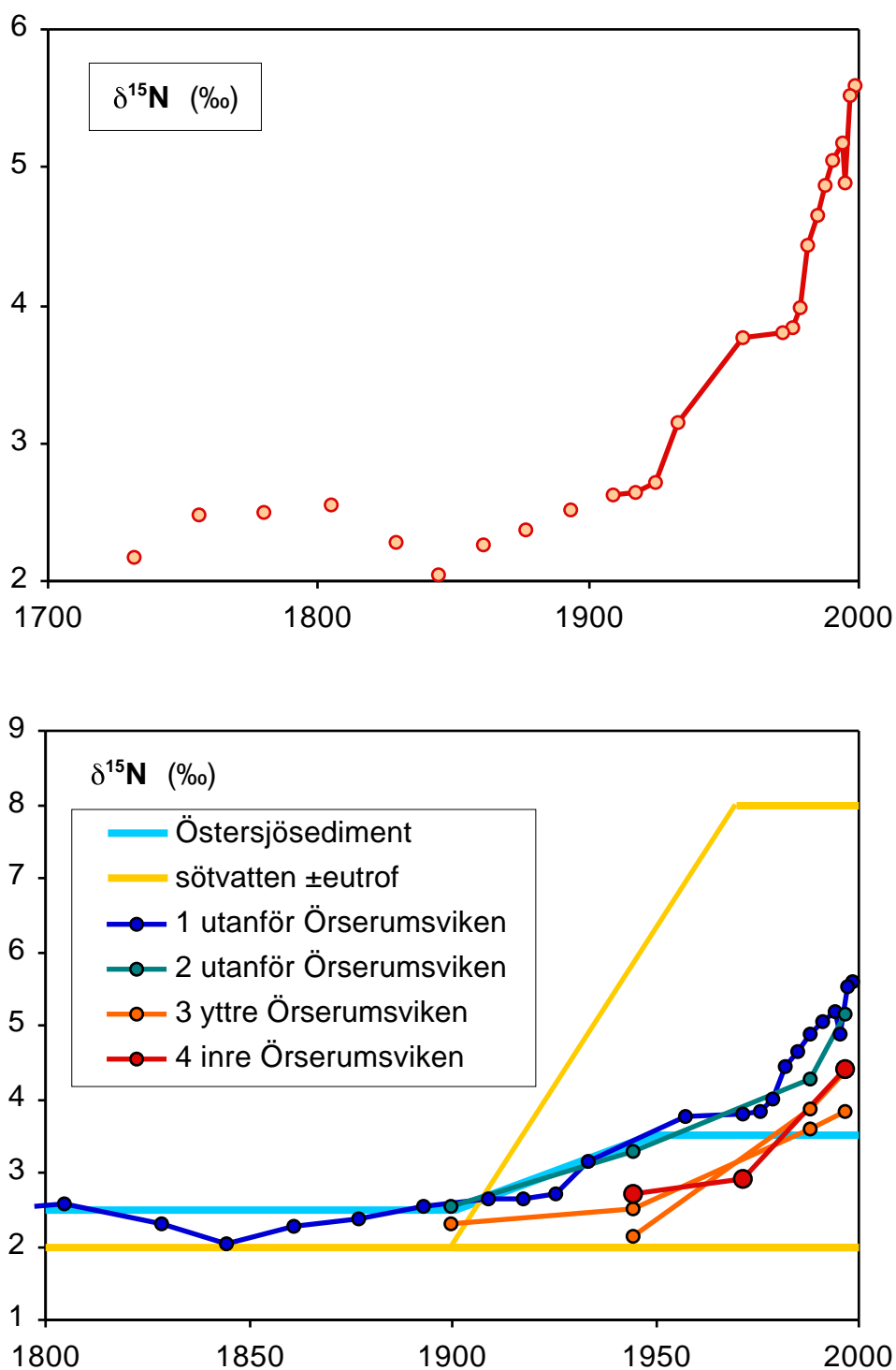
Figur 8: PCB i daterade kustsediment (vänster skala, övre som ng/g ts, nedre som ng/g C) utanför Örserumsviken, Västervik (rött, PCBs5) och utanför Stockholm (Erstaviken, grönt, PCBs6) samt i sillgrisslägg utanför Gotland som jämförelse (höger skala, total-PCB, $\mu\text{g/g}$ fett, inkl. uppskattad uppgång). Halter i djupare sediment är säkra mätvärden men har osäker datering och verkar dessutom vara förhöjda pga. sedimentomblandning.



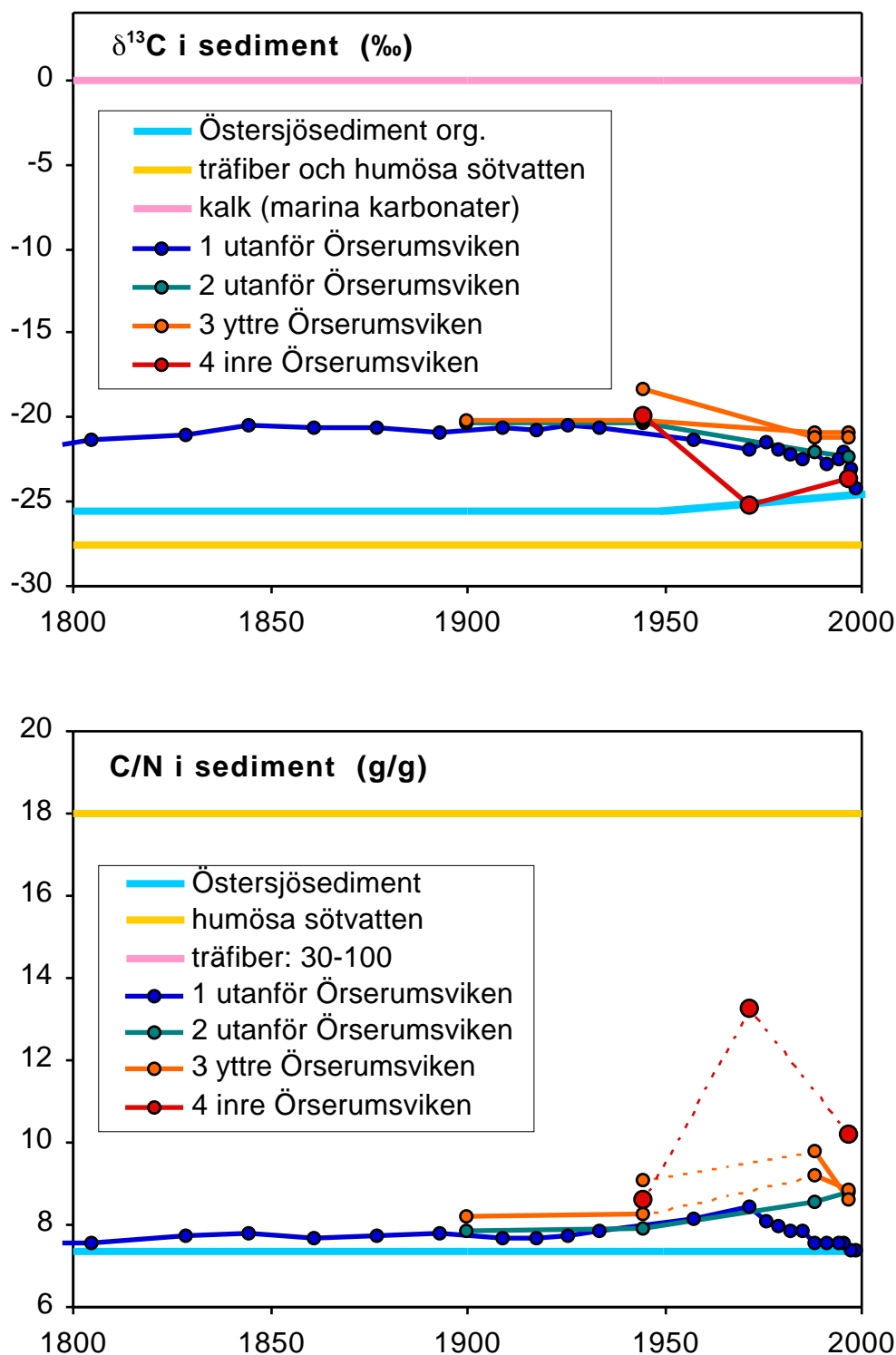
Figur 9: PCBs5 (vänster skala, ng/g ts) och PAHs2 (höger skala, ng/g ts) i daterade kustsediment utanför Örserumsviken (Västervik), visad med olika skalning. Halter i djupare sediment är säkra mätvärden men har osäker datering och verkar dessutom vara förhöjda pga. sedimentomblandning.



Figur 10: Olika PAH (ng/g ts) i daterade kustsediment utanför Örserumsviken (Västervik), visad med olika skalning. Halter i djupare sediment är säkra mätvärden men har osäker datering och verkar dessutom vara förhöjda pga. sedimentomblandning.



Figur 11: Kväveeutrofieringens omfattning och historik i daterade kustsediment utanför Örserumsviken (Västervik), visad som ökningen i kvävet isotopsammansättning (^{15}N , ‰, relativ skala), med olika skalning, och med jämförelse-data. Den nedre panelen inkluderar data från själva Örserumsviken (jfr. Figur 1).



Figur 12: Organiskt material från olika källor i daterade kustsediment i och utanför Örserumsviken (jfr. Figur 1), visad som förändringen i kolets isotopsammansättning (^{13}C , ‰, relativ skala) och kol/kväve-kvoten (C/N, g/g), med olika jämförelsedata.

6 Slutsatser

Undersökningen visar att daterade sediment i viss mån återspeglar både historiken och dynamiken i spridningen av föroreningar från Westerviks Pappersbruk och från andra källor. Nästan alla mätvariabler visar kraftiga förändringar även utanför Örserumsviken, bland annat syns en kraftig uppgång och nedgång av en rad föroreningar. Föroreningsgraden utanför Örserumsviken har nått toppvärden som, jämfört med dagens tillstånd i Östersjöns ytsediment, har varit c:a tio gånger högre för Hg och fem gånger högre för PCB och PAH. Därefter har haltskillnaden minskat till hälften för Hg och PCB, och till en tredjedel för vissa PAH. Nedgången på senare år tyder på en naturlig återhämtning genom borttransport (spridning), övertäckning och utspädning med renare sediment.

Kombination av en rad olika dateringsmetoder har gett värdefull information för tidsbestämning, men har också uppdatat variationer och osäkerheter i sedimentlagerföljden. Undersökningen visar att en sedimentdatering i ett dynamiskt kustsystem kräver omtanke och bör baseras på ett flertal oberoende metoder. Ytlig sedimentomblandning kan dessutom leda till feltolkning av föroreningsprofiler när det gäller tidsförlopp, omfattning och källfördelning. Här verkade sedimentsammansättningen trots viss omblandning återspegla föroreningshistoriken i området. Därför gjordes en sedimentdatering genom sammanvägning av alla vertikalfiler (radionuklider och andra markörer). Den resulterande tidsskalan visar att de största förändringarna inträffade vid olika perioder under mitten och slutet av 1900-talet.

En del av föroreningarna (fiber, kvicksilver, PCB, vissa PAH) visar tydliga tecken på lokal påverkan med extremt höga halter och en pågående spridning till Östersjön. Andra föroreningar (övergödning, ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$, vissa PAH) följer däremot samma regionala mönster som hela Östersjön och tyder på en påverkan utifrån havet. Det gäller framför allt eutrofieringen, som verkar ha ökat kraftigt på senare år och inte visar några tecken på avmattning eller nedgång.

7 Referenser

Anon. (1998): Projekt Örserumsviken: Huvudstudie. Arbetsgruppens sammanfattande rapport med åtgärdsförslag. — Projekt Örserumsviken, Västerviks kommun, 1998-08-06, 35 s. Baserat på 6 underlagsrapporter och 5 övriga referenser. (<http://www.vastervik.se/miljo/orserum/rapport/huvuds.pdf>)

Axelmann, J., Åkerman, G., Tjärnlund, U., Balk, L. & Broman, D. (1998): PCB- och kvicksilverundersökning i Örserumsviken - Underlag för fördjupad riskbedömning. — Stockholms universitet, Rapport till Projekt Örserumsviken, Västerviks kommun, 91 s.

(<http://www.vastervik.se/miljo/orserum/rapport/surapp1.pdf>,
<http://www.vastervik.se/miljo/orserum/rapport/surapp2.pdf>)

Bernes, C. (1998): Persistent organic pollutants. A Swedish view of an international problem. — Swedish Environmental Protection Agency, Monitor 16, 152 p.

Eckhéll, J., Jonsson, P., Meili, M. & Carman, R. (2000): Storm influence on the accumulation and lamination of sediments in deep areas of the northwestern Baltic proper. — *Ambio* 29:238-245.

Holmberg, P., Andersson, C. & Meili, M. (2001): Sediment i och utanför Örserumsviken, Västerviks kommun: Beskrivning, kemisk analys, datering. — Uppsala universitet, Institutionen för geovetenskaper, Rapport till Västerviks kommun, 16+9 s.

Jonsson, P., Carman, R. & Wulff, F. (1990): Laminated sediments in the Baltic - a tool for evaluating nutrient mass balances. — *Ambio* 19:152-158.

Meili, M., Jonsson, P. & Carman, R. (1998): ¹³⁷Cs dating of laminated sediments in Swedish archipelago areas of the Baltic Sea. — In: Dating of sediments and determination of sedimentation rate (ed. Ilus, E.). STUK - Radiation and Nuclear Safety Authority (Finland), Helsinki, STUK-A145, pp. 127-130. (ISBN 951-712-226-8)

Meili, M., Jonsson, P., Lindström, M. & Holmberg, P. (2000b): Accumulation of Chernobyl ¹³⁷Cs in coastal archipelagos of the Baltic Sea. — In: The radiological exposure of the population of the European Community to radioactivity in the Baltic Sea – Marina-Balt project (ed. Nielsen, S.P.), Official Publications of the European Communities EUR 19200. European Commission, Luxembourg, Radiation Protection 110, pp. 415-420. (ISBN 92-828-7864-3)

Meili, M., Jonsson, P. & Carman, R. (2000a): PCB levels in laminated coastal sediments of the Baltic Sea along gradients of eutrophication revealed by stable isotopes (¹⁵N and ¹³C). — *Ambio* 29: 282-287.

Palm, A., Wängberg, I. & Brorström-Lundén, E. (2001): Kvicksilver och organiska miljögifter i Örserumsviken: Utvärdering av mätresultat. — IVL Rapport B1433, 98 s. (<http://www.vastervik.se/miljo/orserum/rapport/B1433A.pdf>)

Roos, P., Holm, E., Persson, R.B.R., Aarkrog, A. & Nielsen, S.P. (1994): Deposition of ^{210}Pb , ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{238}Pu and ^{241}Am in the Antarctic Peninsula Area. — *Journal of Environmental Radioactivity* 24:235-251.

Nie, Y.H., Suayah, I.B., Benninger, L.K. & Alperin, M.J. (2001): Modeling detailed sedimentary ^{210}Pb and fallout $^{239+240}\text{Pu}$ profiles to allow episodic events: An application in Chesapeake Bay. — *Limnology and Oceanography* 46:1425-1437.

Zimmerman, A.R. & Canuel, E.A. (2000): A geochemical record of eutrophication and anoxia in Chesapeake Bay sediments: anthropogenic influence on organic matter composition. — *Marine Chemistry* 69:117-137.

Söderström, M., Nylund, M., Järnberg, U., Alsberg, T. & Asplund, L. (2002): Contamination risks in analysis of PCBs in sediment. — In: Söderström, M., Ph.D. Thesis, Institute of Applied Environmental Research, Stockholm University.

Bilaga 1 Pappersbrukets historia - kronologi

Sammanställning: Christer Ramström och Christer Hermansson, Västerviks kommun.

Källor:

- Gunnar Ulvaeus: En kort historik över pappersbruket i Västervik 1913–1973 (Jubileumsskrift över 50 års drift vid fabriken),
- Div material ur Västerviks kommunarkiv,
- Intervju med Henry Åkerlund, produktionschef 1961-79.

23 mars 1914 bildades Aktiebolaget Kartongpappfabriken i Göteborg.

11 juni 1914 erbjöd stadsfullmäktige bolaget att köpa marken vid Örserumsviken (ca 5 Ha) för 5000:-.

2 januari 1915 tecknades kontrakt mellan ägarna till Horn och Västerviks stad angående ledande av vatten att ”i fabriksdrift förbrukas” från Hästhagsjön till Aktiebolaget kartongpappfabriken. I kontraktet stadgas bl a att ”Västerviks stad ansvarar för att icke på något ställe inom stadens eller dess fastighet Örserums rågång mot Horn från fabrik, verk eller inrättning utsläppes affall, vare sig i fast eller flytande form, hvaraf fisket inom Horns rågång i Örserumsviken och denna viks angränsande områden kan skadas, eller annan olägenhet å fastigheten Horn förorsakas”.

20 mars 1915 undertecknades köpeavtalet

1915 ändrades namnet till AB Westerviks Pappersbruk. Styrelsen hade sitt säte i Stockholm.

12 augusti 1916 kördes pappersmaskinen igång. Produktionen av papper angavs till ca 20 ton per dygn i Västerviks Veckoblads Julnummer 1916.

8 april 1919 - 12 juli 1923 var arbetet i pappersbruket nedlagt på grund av restriktioner i försäljningen till och import av varor från förlorarna i 1:a världskriget.

12 juli 1923 nystartades bruket av Smålands enskilda bank m. fl. Dock hade en maskin körts sedan den 17 maj samma år.

31 augusti 1923 registreras Westerviks Pappersbruks Aktiebolag

I juni 1925 drabbades kontoret av ett blixtnedslag och brann ner till grunden. Alla orderböcker, korrespondens, lagerböcker och kalkyler förstördes i branden.

21 oktober 1937 såldes bruket till disponenten Esbjörn Ulfsäter, som varit medarbetare (disponent) vid bruket sedan december 1932. Esbjörn Ulfsäter köpte bruket tillsammans med Nils Troedsson och Axel Edström. De ägde 1/3 var fram till början av 1950-talet, då Ulfsäter köpte ut sina medägare.

3 juni 1946 påtalade professor Herbert Olivecrona, som 1945 köpt Horn vid Örserumsviken, att utsläpp från pappers bruket skadar fisket och förstör viken. Han begärde att Västerviks stad skulle göra något åt det hela.

11 juni 1946 lovade pappers bruket att installera fiberåtervinnare med 95-100% verkningsgrad.

14 oktober 1947 bedömde Statens institut för folkhälsan vattnet i Örserumsviken som "hälsovådligt såsom friluftsbad" på grund av höga bakteriehalter.

16 december 1947. Vattenprovtagningar av stadens hälsovårdsnämnd kom till samma slutsats.

1948 startades PM II, en i kriget skadad pappersmaskin som köpts från Köpenhamn och reparerats. Sedan den kommit igång ordentligt gav den fabriken fördubblad kapacitet.

7 september 1948 kom Olivecrona och bruket överens om att utsläppen skulle sänkas med 50% samt att prov fortlöpande skulle tas på vattnet. Det skulle även göras en utredning om en eventuell bank i viken.

30 mars 1950 stämde Olivecrona Västerviks stad enligt punkt 7 i avtalet mellan staden och dåvarande ägarna till Horn angående stadens ansvar för utsläpp i viken. (Se 2 januari 1915).

22 juni 1950 gjorde bruket en ansökan till Vattendomstolen om att få släppa ut avloppsvatten i Örserumsviken. De mängder man då angav att man släppte ut var 5800 liter vatten/minut och utsläppen av suspenderade ämnen uppgavs till 1350 kilo/dygn. Man angav att man planerat rening så att max 3000 liter/minut och 325 kg suspenderade ämnen per dygn släpptes ut. Ansökan gjordes under den pågående rättegången med Olivecrona.

30 juni 1954 meddelades dom av Vattendomstolen. Pappersbruken ålades bl a att valla in en vik för att använda den som sedimenteringsbassäng innan vattnet släpptes ut till Örserumsviken. Efter ca 10 år hade bassängen fyllts och processvattnet strömmade åter rakt ut i viken.

1966 och 1967 förbjöds användningen av fenyolkvicksilveracetat inom cellulosaindustrin sedan man uppmärksammat de stora riskerna med kvicksilverpreparat som bekämpningsmedel. Kvicksilverpreparaten användes för konservering av slipmassa samt slembekämpning i pappersmaskinerna. Enligt äldre uppgifter användes kvicksilver i pappersbrukets verksamhet från början av 1950-talet fram till 1966.

20 december 1967 befalldes att man skulle ta kvicksilverprov vid bl a Örserumsviken som ett led i Statens institut för folkhälsans systematiska undersökningar av kvicksilverhalten i fisk.

1969 påtalade Västerviks hälsovårdsnämnd att Örserumsviken var i behov av sanering. Sommaren 1969 uppmättes upp till över 80 centimeter mäktiga fibersediment i Örserumsvikens inre delar.

8 augusti 1970 kom en deldom från Vattendomstolen, där pappersbruket gavs tillstånd att under tre år eller till dess Vattendomstolen slutgiltigt prövat villkoren att släppa ut industriellt avloppsvatten från en årsproduktion av 50 000 ton papper till Örserumsviken. I deldomen ställdes flera villkor för utsläppandet av avloppsvatten i avsikt att minska utsläppen av suspenderade ämnen. Där konstateras även att föroreningssituationen i viken förvärrats kraftigt sedan 1954 års dom. Avloppsvattnet uppgavs innehålla bl a ”sand, grus och andra mineralföreningar, plast och konstfibernmaterial i små partiklar samt pappersfibrer”. I domen gavs pappersbruket även tillstånd att genomföra en utfyllnad med avfallsmassor i Örserumsvikens inre, västliga del – det idag så kallade utfyllnadsområdet.

1974 köptes Westerviks Pappersbruk AB av PLM. Företaget fick behålla sitt namn.

1975 åtog sig Westerviks pappersbruk efter samråd med SNV att utreda metoder för sanering. Saneringen skulle ske med särskild inriktning på att få bort kvicksilver som lagrats i bottensedimenten.

21 juni 1976 erhöles tillstånd att fortsätta att släppa ut industriellt avloppsvatten på samma villkor som i domen 8 augusti 1970 fram till 19 augusti 1980.

31 januari 1977 kom ett domslut där det bl a sägs att Örserumsviken skall saneras före utgången av 1979.

1978 och 1979 muddrades Örserumsviken på ca 200 000 kubikmeter fibrer som avvattnades och lades upp på deponi. Totalt muddrades ca 15 hektar av botten i viken.

Under perioden 1977 – 1984 genomfördes flera undersökningar på bl a fisk och vattengråsugga med avseende på kvicksilverinnehåll. Örserumsviken var under många år svartlistad, d v s fisken i viken klassades som otjänlig som människoföda. Så småningom togs svartlistningsgränsen bort och man införde istället kostrekommendationer. I viken har metylkvicksilverhalterna i de mindre gäddorna (ca 1 kg) inte minskat sedan saneringen 1979.

1986-87 uppmärksammades att ett annat farligt miljögift, PCB (polyklorerade bifenyler), förekom i stora mängder i och vid Örserumsviken. Fångade mörtar och gäddor visade sig innehålla PCB. Det PCB som finns i området härstammar från självkopierande papper som ingick i det returpapper som användes vid pappersproduktionen. PCB i självkopierande papper förbjöds 1972, men självkopierande papper fanns då redan i mängder i arkiven. Vid arkivrensningar kom PCB- haltigt papper in i returpappersprocessen och PCB släpptes ut flera år efter förbudet.

1995 beviljades Västerviks kommun 3 Mkr i bidrag från Naturvårdsverket för att genomföra en inventering och undersökning av Örserumsviken. Kontrakt tecknades med Stockholms Universitet som fick i uppdrag att utreda miljösituationen i viken.

1997 genomfördes miljöundersökningar av Stockholms Universitet. Utredningen visar att det finns ca 1000 kg PCB och 600 kg kvicksilver i området. Den årliga spridningen till luft och vatten beräknas till ca 1 kg/år av resp förorening. En annan slutsats var att giftigheten i vikens inre del var hög. Man fann även en tredje typ av miljögift, PAH (polyaromatiska kolväten), som bidrog till giftigheten. Slutsatsen av undersökningarna blev att djuren i Örserumsviken sannolikt har märkbara effekter av miljögifterna i området.

1999 beviljades Västerviks kommun 68 875 000 kr i lokalt investeringsbidrag för att genomföra en sanering av Örserumsviken.

Bilaga 2 Sedimentbeskrivning

Örserumsviken 1A (övriga stationer se Holmberg m.fl. 2001).

Datum provtagning: 2000-04-15

Djup: 23 m



Beskrivning utförd av: Pia Holmberg och Camilla Andersson

Nivå (cm):

- | | |
|-----------|---|
| 0-1,2 | Brun, mycket lös gyttja. Homogen. |
| 1,2-2,5 | Något fastare men fortfarande lös, homogen gyttja. Något gråare än ovan. Inslag av detritus. |
| 2,5-7,2 | Allt fastare, mörkare grå gyttja med inslag av fin detritus. Mycket svag antydning till struktur. |
| 7,2-10,5 | Allt ljusare, något lösare i nedre delen av partiet. Grågrön lergyttja med svag antydning till mm-tjocka band vid 8,8 och 9,7 cm. |
| 10,5-14,4 | Ljusare, lösare homogen lergyttja med vassrester. Olivgrönbrun. |
| 14,4-18,9 | Allt mörkare, fastare lergyttja. Ljusgrå till mellangrå med antydning till struktur vid 14,4 ; 15,7 ; 17 och 17,5 cm. Bandens tjocklek ca. 3 mm. |
| 18,9-23 | Mörkt grå, något fastare, tämligen homogen lergyttja med inslag av detritus. Ljusnar och blir något lösare längst ner i partiet. |
| 23-28,5 | Brun något lösare lergyttja med diffusa lamina här och där. Mörka, ca 1,5 mm tjocka band vid 23,3 ; 24,2 ; 24,8 ; 25,5 ; 25,7 och 26,1 cm. |
| 28,5-39 | Fastare mörkbrun lergyttja med antydning till grå band. Vassrester vid 33 cm. Mörkgrå band vid 28,6-28,9 och 29,6-29,9 cm. Mycket svag antydning till varvstruktur från 31,7 cm. Ca 4 mm tjocka lamina, ca 11 st. |

(slut)