SOLLENTUNA KOMMUN
Kommunstyrelsen
2015 -04- 07
Dnr: KS 2015/0693

Miljögifter i sediment i Stockholms skärgård och östra Mälaren 2013

Förord

Länsstyrelsen i Stockholm och Miljöförvaltningen Stockholms stad bedriver övervakning av miljögifter för att få en bild av tillståndet i miljön och för att följa förändringar i miljögiftsbelastningen. Resultaten ger underlag för uppföljning av miljömålet Giftfri miljö samt möjlighet att följa de långsiktiga effekterna av arbetet med att minska utsläpp av miljöfarliga ämnen i miljön. De används även för att identifiera behov av åtgärder för att nå god ekologisk och kemisk status i länets vattenförekomster samt för att följa upp åtgärdsarbetet.

Föroreningsinnehållet i sediment ger viktig information om spridningen av miljögifter från samhället. Under 1990- och 2000-talen har flera undersökningar av föroreningar i sediment genomförts i olika provlokaler i de östra delarna av Mälaren, Stockholms innerstad och utanförliggande kustvatten.

Sedimentundersökningen som presenteras i den här rapporten har utförts som en uppföljning till tidigare undersökningar, och omfattar 34 provpunkter i samma geografiska områden. Resultaten ger oss en bild av nuvarande miljögiftsbelastning och även en uppfattning om trender sedan 1990-talet.

Stockholm, april 2015

Cathy Hill

Maria Svanholm
Enhetschef för miljöanalys
Miljöförvaltningen Stockholms stad

Cathy Hill
Enhetschef för miljöanalys
Länsstyrelsen i Stockholms län

Innehållsförteckning

SAMMANFATTNING **11**

SUMMARY **14**

1. UPPDRAG OCH SYFTE **17**

1.1 Beställare/finansiär **17**

1.2 Syfte **17**

2. OMRÅDESBESKRIVNING **18**

2.1 Översiktligt **18**

2.2 Nya stationer **19**

2.2.1 Iakttagelser och slutsatser från side scan sonarunderlaget 20

2.2.1.1 Bällstaviken/Ulvsundasjön *20*

2.2.1.2 Edsviken *22*

3. MATERIAL OCH METODER **24**

3.1 Sedimentprovtagning **24**

3.2 Snittning för uttag av prover **25**

3.3 Dokumentation av sedimentkärnor **26**

3.4 Datering **27**

3.4.1 Varvräkning 27

3.4.2 Cesiumdatering 27

3.4.3 Fysikaliska och kemiska analysmetoder 28

4. RESULTAT **32**

4.1 Datering av sedimentkärnor **32**

4.2 Sedimentologiska basparametrar **37**

4.2.1 Torrsubstanshalt 37

4.2.2 Organisk halt 38

4.2.2.1 Glödgningsförlust (LOI) och totalt organiskt kol (TOC) *38*

4.3 Föroreningar **43**

4.3.1 Metaller 43

4.3.1.1 Bedömningsgrunder metaller *43*

4.3.1.2 Gränsvärden för god kemisk status *44*

4.3.1.3.8 Zink *52*

4.3.1.3.9 Nickel *53*

4.3.1.3.10 Samvariation mellan metaller *54*

4.3.2 Organiska miljögifter 57

4.3.2.1 Bedömningsgrunder organiska miljögifter *57*

4.3.2.3 Organiska tennföreningar *59*

4.3.2.4 PAH *65*

4.3.2.5 PCB *69*

4.3.2.6 sDDT *71*

4.3.2.7 HCB *72*

4.3.2.8 Ftalater *73*

4.3.2.9 Bromerade difenyletrar *74*

4.4 Tidstrender ytsediment **75**

4.4.1 Metaller 75

4.4.2 Olika uppslutningsmetoder – interkalibrering 75

4.4.3 Metalltrender 78

4.4.3.1 Arsenik *78*

4.4.3.2 Bly *79*

4.4.3.3 Kadmium *80*

4.4.3.4 Koppar *81*

4.4.3.5 Krom *83*

4.4.3.6 Kvicksilver *85*

4.4.3.7 Silver *86*

4.4.3.8 Zink ... *87*
4.4.4 Organiska miljögifter ... 88
4.4.4.1 PAH ... *88*
4.4.4.2 PCB ... *89*
4.4.4.3 Hexaklorbensen ... *90*

4.5 Tidstrender sedimentkärnor ... 91
4.5.1 Metaller ... 91
4.5.1.1 Södra Björkfjärden ... *91*
4.5.1.2 Riddarfjärden ... *91*
4.5.1.3 Strömmen ... *93*
4.5.1.4 Käppala ... *94*
4.5.1.5 Bergholmen ... *95*
4.5.1.6 Koppar ... *95*
4.5.2 Organiska miljögifter ... 99
4.5.2.1 Organiska tennföreningar ... *99*
4.5.2.2 PAH ... *102*
4.5.2.3 PCB ... *103*
4.5.2.4 Hexaklorbensen (HCB) ... *104*
4.5.2.5 sDDT ... *105*
4.5.2.6 Polybromerade difenyletrar (PBDE) ... *106*
4.5.2.7 Nonylfenol ... *107*

5. VÄRDERING AV INSAMLADE SEDIMENTDATA ... 109

REFERENSER ... 110

BILAGOR ... 113

APPENDIX 1 Analysprotokoll ... 113

APPENDIX 2 Datering av sedimentkärnor ... 113

APPENDIX 3 Provtagningsrapport ... 113

Sammanfattning

Länsstyrelsen i Stockholm, Stockholms miljöförvaltning, Edsviken vattensamverkan och Stockholms läns landsting har genomfört en sedimentundersökning i ett område som sträcker sig från de östra delarna av Mälaren, genom Stockholms innerstad och ut till utanförliggande kustvatten. Undersökningen omfattar 34 provpunkter och har utförts som en uppföljning till tidigare undersökningar som utfördes åren 1997–2001 och 2007. I den här studien har två nya stationer etablerats i Ulvsundasjön och Edsviken. Syftet med undersökningen var att undersöka nuvarande miljögiftsbelastning i sedimenten samt att få en uppfattning om trender sedan 1990-talet.

Provtagningen gjordes under september/oktober år 2013. Vid alla stationer togs ytsediment (0–2 cm) och vid fem av provlokalerna samlades även sediment in från flera djupare liggande nivåer för att studera hur belastning förändrats med tid. Ytsedimentprover uttogs i fält med hjälp av en utskjutnings-anordning speciellt utformad för Geminikärnor. Sedimentkärnorna som skulle analyseras retrospektivt snittades iland. För att undersöka föroreningshistoriken på olika platser i undersökningsområdet daterades kärnor från fem stationer med 137Cs-teknik. Mycket tydliga pikar erhölls från tiden ett år efter Tjernobylolyckan i alla de undersökta kärnorna utom i kärnan från Riddarfjärden. Sediment-tillväxten i skärgården varierar mellan 10 och 14 mm/år, men är påtagligt lägre i S Björkfjärden med ca 5 mm/år.

Ytsediment från alla provlokaler analyserades med avseende på metaller, tributyltennföreningar, halt av vatten och organiskt innehåll. Vid elva utvalda provlokaler analyserades även halt av ett ytterligare ett antal organiska miljögifter, och vid fem av dessa analyserades såväl metaller som organiska miljögifter på ytterligare fyra nivåer ned i kärnorna.

Uppmätta halter har klassats utifrån Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sediment. För de ämnen det har varit möjligt, har resultaten även utvärderats gentemot Havs- och vattenmyndighetens förslag på nya effektbaserade bedömningsgrunder från år 2014 för bedömning av ekologisk och kemisk status.

Resultaten visar generellt på högre halter in mot centrala Stockholm. Ämnen som kvicksilver, kadmium, bly, koppar, polycykliska aromatiska kolväten (PAH), polyklorerade bifenyler (PCB), hexaklorbensen (HCB) och TBT återfinns alltjämt år 2013 i höga till mycket höga halter i detta område.

Blyhalterna i Stockholmsområdet är mycket förhöjda i förhållande till bakgrundsvärdet. Det högsta värdet noterades i Strömmen, men även i Årstaviken och Riddarfjärden är halterna mycket höga. Även kadmiumhalterna är mycket förhöjda i förhållande till bakgrundsvärdet men har en något annorlunda spridningsbild än bly. De högsta kadmiumhalterna uppmättes i Brunnsviken, Årstaviken, Strömmen och Ulvsundasjön. Den högsta kopparhalten, 100 gånger högre än bakgrunden, noterades i Riddarfjärden utanför Långholmens östra udde. Vid de övriga mest förorenade stationerna, Årstaviken, Ulvsundasjön, Strömmen och Brunnsviken, var halten 12–18 högre än bakgrunden. Kvicksilverhalterna var mycket förhöjda i Strömmen, Riddarfjärden och Årstaviken. De högsta silverhalterna i Mälaren noterades i Ulvsundasjön och Årstaviken. På skärgårdssidan erhölls den

särklassigt högsta halten i Brunnsviken. Det tydligt påverkade området är av samma storleksordning för bly, kadmium, koppar, kvicksilver och silver, och sträcker sig inifrån Mälaren ut i skärgården till Oxdjupet och Kodjupet. Uppmätta halter av bly och kadmium överskrider i flera fall de av Havs- och vattenmyndigheten förslagna nya bedömningsgrunderna för kemisk status.

Påverkansområdet för de organiska ämnena påminner om det för metallerna. Halterna av PAH är mycket höga i Strömmen, Riddarfjärden och Lilla Värtan, och höga halter noterades i Årstaviken, Ulvsundasjön, Käppala, Bergholmen, Edsviken och Lilla Värtan. För antracen överskrids den föreslagna bedömningsgrunderna för kemisk status vid nästan alla undersökta provlokaler. Mycket höga halter av PCB uppmättes i samtliga områden utom i mellan/ytterskärgården och på Södra Björkfjärden där medelhöga halter noterades. I centrala Stockholm är halterna PCB mer än sex gånger högre än gränsvärdet för mycket hög halt, med ett extremvärde i Riddarfjärden, som med 36 gångers marginal överskrider denna gräns. Hög eller mycket hög halt av HCB uppmättes i åtta av de elva studerade stationerna. För polybromerade difenyletrar (PBDE) och ftalaten DEHP finns inga bedömningsgrunder att relatera till, men klart mätbara nivåer observerades i centrala Stockholm av båda dessa ämnen. Halten tributyltenn (TBT) är mycket hög i hela det undersökta området och den föreslagna bedömningsgrunden för god kemisk status överskrids vid alla stationer utom Kobbfjärden.

Försök att detektera tidstrender har gjorts på två olika sätt i undersökningsmaterialet, dels genom att jämföra halter i ytsediment från de olika provtagningarna 1997–2001, 2007 och 2013, dels genom retrospektiva analyser av sedimentkärnor.

Haltjämförelser mellan de olika undersökningarna visar inga tydliga skillnader för varken bly, kadmium, kvicksilver eller zink. Kromhalterna är genomgående lägre vid undersökningen 2013 än vid tidigare undersökningar, troligen beroende på att olika uppslutningsmetoder använts. Silverhalterna visar en tydlig nedåtgående trend i hela undersökningsområdet.

Resultaten av de retrospektiva studierna av sedimentkärnor visar över lag tendens till sjunkande halter av bly, kadmium, krom, kvicksilver och zink. Vid Riddarfjärden ökar dock kromhalterna och blyhalterna är oförändrade förutom en tydlig haltökning i ytsedimenten. Vid Strömmen noteras oförändrade kvicksilverhalter medan de ökar i S Björkfjärden. I S Björkfjärden noteras till skillnad från övriga stationer oförändrade halter av krom och zink.

Mönstret för koppar är mycket tydligt i hela undersökningsområdet vid jämförelse av de olika undersökningarna, med nästan genomgående ökande kopparhalter på alla de undersökta stationerna, vilket visar på en stor regional ökning av kopparhalterna i sediment. En tänkbar anledning till de ökande halterna kan vara är den på senare tid ökade användningen av koppar som aktivt ämne i bottenfärger. De retrospektiva undersökningarna av sedimentkärnor visar dock tendens till sjunkande kopparhalter vid fyra av de fem undersökta stationerna sedan 1980-talet. Vid Riddarfjärden syns en tydlig haltökning i ytsedimenten.

Haltjämförelser mellan de olika undersökningarna visar inga tydliga skillnader för PAH. Däremot visar de retrospektiva studierna av sedimentkärnor sjunkande halter av PAH under samma period. Orsaken till denna diskrepans är okänd. De uppmätta halterna av PCB och HCB i den här undersökningen är avsevärt lägre jämfört med undersökningen 1997–2002 vid alla undersökta platser. De retrospektiva studierna av sedimentkärnor visar att PCB-halterna har sjunkit påtagligt vid såväl

Käppala som Bergholmen sedan 1980-talet, medan de ökat påtagligt i ytsedimenten i Riddarfjärden. Haltförändringen av HCB i sedimentkärnorna ser olika ut vid de olika stationerna, i Riddarfjärden har halterna ökat påtagligt sedan 1980-talet medan de är relativt oförändrade i Bergholmen.

PBDE, TBT, nonylfenol och klorparaffiner har inte analyserats i de tidigare studierna, men ingick i de retrospektiva studierna av sedimentkärnor i denna undersökning. Mätbara halter av PBDE har noterats i sedimentkärnorna från Strömmen, Käppala och Riddarfjärden, och visar vid alla tre stationerna ökande halter mot sedimentytan. Högst halter av PBDE uppmättes i ytsediment från Strömmen. TBT-halterna är i samtliga kärnor avsevärt högre längre ned i kärnorna än i ytsedimenten, med högsta halter i de lager som representerar perioden 1985–1992. Det stämmer överens med användningen av TBT som antifoulingämne i båtbottenfärger som var störst under 1980-talet och sedan förbjöds stegvis från 1989 fram till totalförbudet 2008. Halterna av nonylfenol visar klart sjunkande halter från 1980/90-talen fram till idag på fyra av fem undersökta stationer. Såväl kortkedjiga (SCCP) som mellankedjiga (MCCP) klorparaffiner har minskat påtagligt de senaste decennierna.

Sammantaget visar utvärderingen av trender att halterna i sediment verkar ha minskat över tid för PCB, HCB, TBT, nonylfenol samt kort- och mellankedjiga klorparaffiner, medan belastningen av koppar och PBDE har ökat sedan millennieskiftet.

Summary: Contaminants in sediment from the Stockholm archipelago and eastern Lake Mälaren in 2013

The Stockholm County Administrative Board, the Stockholm Environment and Health Administration, the Edsviken Water Cooperation Group and the Stockholm County Council have conducted a sediment survey in an area that stretches from eastern Lake Mälaren to the Stockholm city centre, and then out to the Stockholm archipelago. The survey includes 34 sampling stations and was performed as a follow up of previous surveys conducted in 1997-2001 and 2007. In the present survey, two new stations were established in Ulvsundasjön and Edsviken. The aim of the survey was to examine current levels of contaminants in the sediments, and estimate trends since the late1990s.

Sampling was performed in September/October 2013. Surface sediment (sediment depth 0-2 cm) was collected at all stations, and at five of the stations samples from deeper levels in the sediment were also collected for a retrospective study. Surficial sediment samples were taken in the field by using a special extruder designed for Gemini cores. The sediment cores that were analysed retrospectively were sliced in the laboratory. To investigate the historical development of pollutants in the study area, cores from five stations were dated with the 137Cs technique. Very clear peaks of Cs activity, which date from one year after the Tjernobyl nuclear accident in 1986, were registered at all stations except Riddarfjärden in central Stockholm. The annual sediment accumulation rate in the archipelago varies between 10 and 14 mm/year, but is significantly lower at S Björkfjärden in Lake Mälaren, where it was about 5 mm/year.

Surficial sediment from all sampling stations was analysed for metals, tributyltin compounds, dry matter and organic content. At eleven selected sampling stations, levels of an additional number of organic contaminants were also analysed, and at five of these stations both metals and organic pollutants were analysed at four deeper levels in the sediment cores.

Sediment concentrations were classified on the basis of the Environmental Protection Agency's criteria for sediment. When possible, the results have also been evaluated according to the Swedish Agency for Marine and Water Management's proposals for new effects-based criteria from 2014 for the assessment of ecological and chemical status.

The results show generally higher levels of contaminants closer to the centre of the city of Stockholm. Substances such as mercury, cadmium, lead, copper, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), polychlorinated biphenyls (PCBs), hexachlorobenzene (HCB) and TBT were still detected at high or very high levels in this area in 2013.

Lead concentrations in the Stockholm area were elevated in relation to background levels. The highest value was recorded at Strömmen in central Stockholm, but concentrations were also very high at Årstaviken and Riddarfjärden . The cadmium concentrations were elevated in relation to background levels, but the distribution was slightly different compared to that of lead. The

highest cadmium concentrations were measured at Brunnsviken, Årstaviken, Strömmen and Ulvsundasjön. A very high concentration of copper, 100 times higher than the background level, was noted at Riddarfjärden just off the eastern point of Långholmen Island. At Årstaviken, Ulvsundasjön, Strömmen and Brunnsviken, the copper concentration was 12-18 times higher than the background level. Mercury concentrations were highly elevated at Strömmen, Riddarfjärden and Årstaviken. The highest silver concentrations in Lake Mälaren were observed at Ulvsundasjön and Årstaviken. In the archipelago the highest concentration of silver was detected at Brunnsviken. The area influenced by heavy metals was about the same for lead, cadmium, copper, mercury and silver, and extended from Lake Mälaren out to Oxdjupet and Kodjupet in the archipelago. In many cases, measured levels of lead and cadmium exceeded the new evaluation criteria for chemical status proposed by the Swedish Agency for Marine and Water Management.

The area influenced by the organic contaminants was similar to that influenced by heavy metals. The concentrations of PAHs were very high at Strömmen, Riddarfjärden and Lilla Värtan, and high levels were detected at Årstaviken, Ulvsundasjön, Käppala, Bergholmen, Edsviken and Lilla Värtan. The levels of anthracene exceeded the proposed evaluation criterion for good chemical status at almost all sampling points. Very high concentrations of PCBs were detected at all sampling sites except in the central and outer archipelago and at S Björkfjärden in Lake Mälaren, where relatively high concentrations were noted. In central Stockholm, the levels of PCBs were more than six times higher than the limit for "very high concentrations", with an extremely high value at Riddarfjärden, where this limit was exceeded with a 36-fold margin. High or very high levels of HCB were detected at eight out of eleven sampling stations. For polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and the phthalate DEHP there are no criteria to relate to, but these substances were detected at clearly measurable levels in central Stockholm. The concentration of tributyltin (TBT) was very high throughout the study area, and the proposed evaluation criterion for good chemical status was exceeded at all stations except Kobbfjärden channel in the archipelago.

Attempts to detect time trends in the investigation area were made using two different approaches. The first was to compare concentrations in surficial sediments from the surveys performed in 1997-2001, 2007 and 2013. The second approach was to evaluate trends in deeper levels of dated sediment cores.

Comparisons between the three surveys show no significant differences in levels of lead, cadmium, mercury or zinc. Chromium concentrations were consistently lower in the survey from 2013 than in previous surveys, most likely due to different methods of analysis. Silver concentrations showed a clear downward trend with time throughout the study area. In general, the results of the retrospective studies of sediment cores showed decreasing concentrations of lead, cadmium, chromium, mercury and zinc towards the sediment surface. However, at Riddarfjärden, chromium concentrations increased with time, while the lead concentrations remained unchanged except for a clear increase in the surface sediments. Levels of mercury remained unchanged at Strömmen in central Stockholm, while they increased at S Björkfjärden in Lake Mälaren. Unlike at other sampling stations, unchanged levels of chromium and zinc were noted at S Björkfjärden.

Comparison of the different surveys showed a clear time trend for copper in the entire investigation area. Copper concentrations increased consistently at almost all the investigated stations. This indicates a significant regional increase in copper concentrations in sediments since the turn of the millennium. A possible reason for the higher levels may be the recent increase in the use of copper as

an active agent in antifouling paints. However, the retrospective studies of sediment cores show that since the 1980s, copper concentrations seem to have decreased at four out of five investigated stations. At Riddarfjärden concentrations of copper increased clearly in the surface sediments.

Comparisons between the three surveys showed no clear differences in PAH concentrations over time. In contrast, the retrospective studies of sediment cores indicated declining levels of PAHs during the same period. The reason for this discrepancy is unknown. The concentrations of PCBs and HCB found in this study were considerably lower compared to the survey of 1997-2002 at all investigated sites. The retrospective studies of sediment cores show that PCB levels have dropped significantly at both Käppala and Lilla Värtan since the 1980s, while they increased significantly in the surface sediments at Riddarfjärden. The trends in concentrations of HCB in the sediment cores varied widely at the different sampling stations. At Riddarfjärden levels have increased significantly since the 1980s, while they were relatively unchanged at Bergholmen.

PBDEs, TBT, nonylphenol and chlorinated paraffins were not analysed in the previous surveys, but were included in the retrospective studies of sediment cores in 2013. Measurable concentrations of PBDEs were noted in sediment cores from Strömmen, Käppala and Riddarfjärden, and levels increased towards the sediment surface. The highest concentrations of PBDEs were found in surface sediments from Strömmen. In all cores, TBT concentrations were significantly higher in deeper layers compared to surficial sediments, and the highest concentrations were found in layers from 1985-1992. The results are consistent with the historical use of TBT as an active agent in antifouling paints. The use of TBT peaked in the 1980s and was then phased out gradually from 1989 until a total ban was imposed in 2008. The concentrations of nonylphenol clearly decreased from the 1980/90s until 2013 at four out of five sampling stations. Both short-chain (SCCP) and medium-chain (MCCP) chlorinated paraffins have decreased substantially in recent decades.

Overall, the trend analyses show that sediment concentrations of PCBs, HCB, TBT, nonylphenol and short-chain and medium-chain chlorinated paraffins have decreased over time, whereas the loads of copper and PBDEs have increased since the millennium shift.

1. Uppdrag och syfte

1.1 Beställare/finansiär

Länsstyrelsen i Stockholms län
Miljöförvaltningen, Stockholms stad
Edsvikens Vattensamverkan
Landstingets miljöbidrag

1.2 Syfte

Syftet med undersökningen är att:
att samla in sediment från 32 tidigare studerade och två nya provtagningsstationer inom Stockholms län.
att analysera ytskiktets halter av metaller vid alla dessa provpunkter
att analysera ytskiktets halter av organiska miljögifter vid 11 av dessa

- att analysera halterna metaller och miljögifter i flera skikt från ytan och nedåt i sedimentet vid fem av dessa provtagningsstationer
- att utvärdera hur olika metodiker för uppslutning av sediment påverkar uppmätta halter av metaller.
- att utvärdera miljögiftsbelastningens förändring med tiden utifrån erhållen retrospektiv haltinformation från daterade sedimentkärnor som skiktas i vertikalt led
- att utvärdera förändringar med tiden utifrån dagens ytsedimenthalter i relation till tidigare utförda haltbestämningar vid de provlokaler där detta är möjligt att utföra
- att beskriva den areella utbredningen av föroreningar i undersökningsområdet
- att utföra en bedömning av sedimentens miljöstatus i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet i kust och hav (Naturvårdsverket 1999) eller mot av Naturvårdsverket eventuellt nya publicerade bedömningsgrunder för sediment.
- att sammanfatta resultaten i en rapport som publiceras i Länsstyrelsens rapportserie

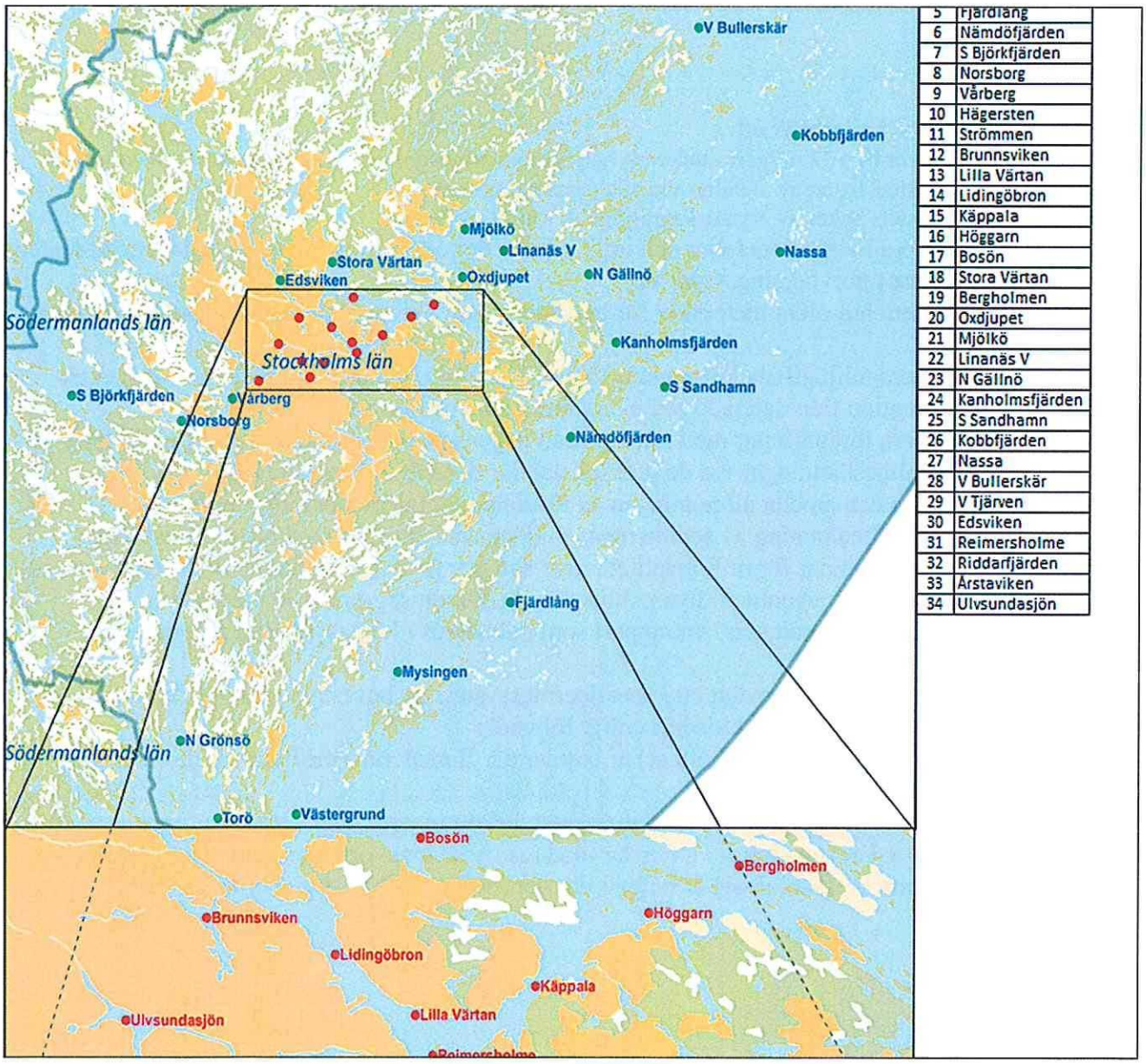
I denna undersökning har vi använt ett klassificeringssystem av bottentyper enligt Håkanson and Jansson (1983). Bottnarna karaktäriseras enligt följande:

- Ackumulationsbottnar (A-bottnar) är bottnar där finmaterial (medium silt, kornstorlek < 6 μm) deponeras kontinuerligt.
- Transportbottnar (T-bottnar) är bottnar med diskontinuerlig deposition av finmaterial, dvs. där perioder med ackumulation omväxlar med resuspensions- och transportperioder.
- Erosionsbottnar (E-bottnar) är bottnar där deposition av finmaterial ej sker.

2. Områdesbeskrivning

2.1 Översiktligt

I SGU:s rapport Metaller och miljögifter i sediment – inom Stockholms stad och Stockholms län 2007 (Cato och Apler 2011) beskrivs undersökningsområdet översiktligt och de enskilda stationernas sedimentdynamik och karaktäristik. För tidigare undersökta stationer hänvisas därför till denna rapport. Provtagningsstationernas lägen framgår av figur 1.



Figur 1. Undersökningsområdet med provtagningsstationerna inlagda. Källa: Länsstyrelsen.

2.2 Nya stationer

De två nya stationerna i Ulvsundasjön och Edsviken har undersökts med side scan sonar och ekolod och resultaten från dessa studier redovisas nedan under avsnitt 2.2.1.

I avsikt att identifiera goda ackumulationsbottnar för finsediment i två nya provtagningsområden (Bällstaviken alt Ulvsundasjön och Edsviken) karterades de tilltänkta provtagningsområdena med side scan sonar. I denna studie användes en Side scan sonar av typ DeepVision (340 KHz) med towfish DeepEye 340 SS (DeepVision, 2009; Fig. 2). Svepvidden går att variera mellan 30–300 meter åt varje håll beroende på bottentopografi och områdets djupförhållanden. Man kan även välja att bara scanna antingen åt styrbord eller babord. I detta arbete användes svepvidden 30 m åt varje sida i Bällstaviken, 70 m i Ulvsundasjön och 100 m i Edsviken.

En sidtittande sonar använder ljudvågor för att registrera olika bottentyper. Ordet sonar är en förkortning av "sound navigation and ranging". I en torpedliknande "fisk" som bogseras efter båten sitter två uppsättningar sändare/mottagare, som läser av babords respektive styrbords sida (vinkelrätt mot instrumentets färdriktning). Ljudvågor utsändes från sändaren i fisken och reflekteras mot bottnen. I fisken omvandlas dessa till elektriska impulser, som går till datorn ombord på båten, varvid en horisontell skalriktig bild av bottnen erhålles. Starka reflektioner (hårda bottnar och hårda föremål) avbildas som ljusa partier i sonarplottet och svaga reflektioner (mjuka bottnar) avbildas mörkare. I mitten av sonartransekten syns ett mörkare bälte med ett ljusare band i mitten. Detta band uppkommer genom att en "blind" sektor uppkommer rakt under fisken. Ju bredare detta band är desto större vattendjup. Sonarkarteringen ger en ytriktig "flygbild" över bottnen.

Figur 2. Portabel side scan sonar av typ DeepVision (340 KHz).

Figur 3. Side scan sonar-utrustning ombord på R/V Perca.

Sonarfiskens kabel gjordes fast i styrbord akterknap på R/V Perca. För att på ett så ytriktigt sätt som möjligt sammanföra kartbild och sonarplott placerades GPS-mottagaren på samma plats (Fig. 3 vänster). Felet i kartbilden bedömdes bli minimal härigenom och totalfelet inkluderande GPS-noggrannhet och horisontellt avstånd mellan sonarfisken och GPS-antennen uppskattas till ± 5 m. Sonarutrustningen placerades i Percas hytt (Fig. 3 mitten) och sonarbilden utvärderades kontinuerligt under karteringen (Fig. 3 höger).

2.2.1 Iakttagelser och slutsatser från side scan sonarunderlaget

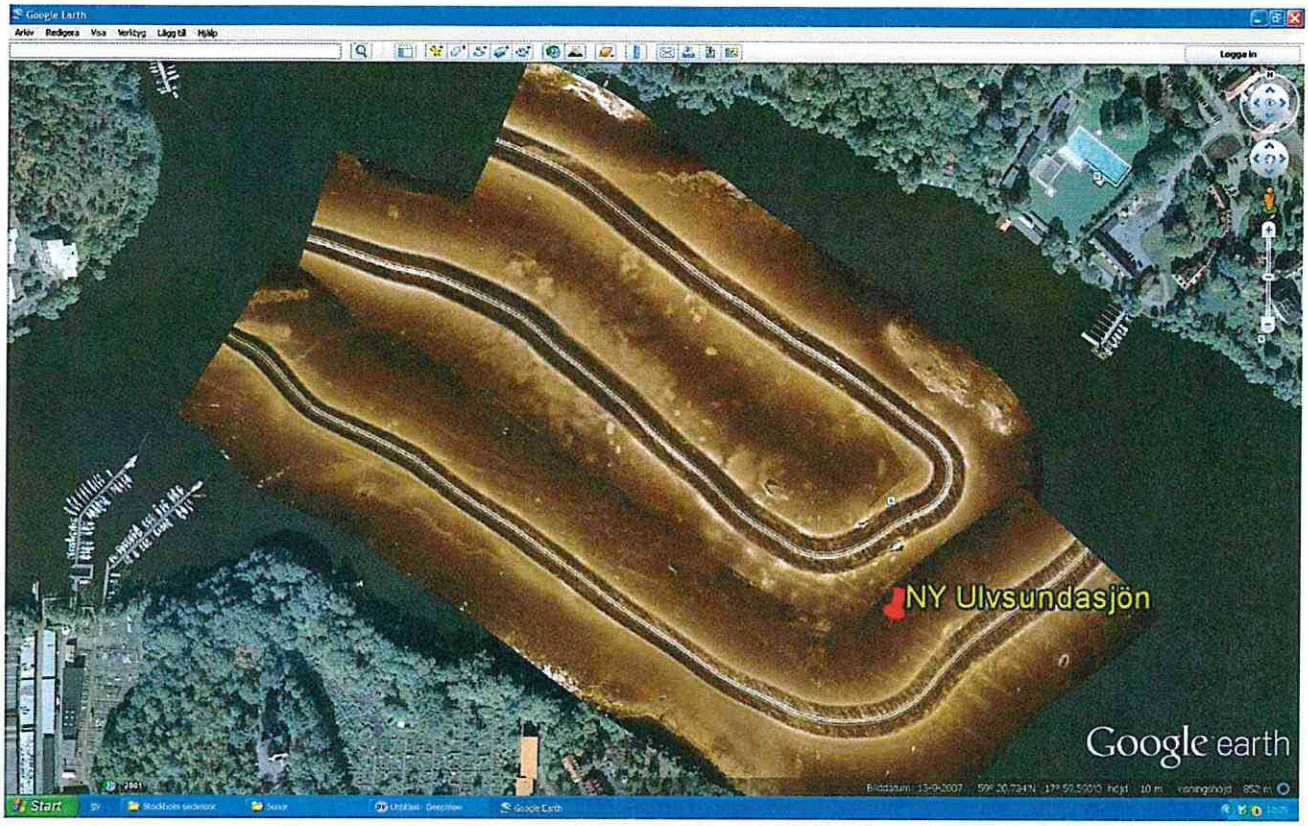
I det följande visas undersökningens sonarplott inlagda i Google Earth. Man kan med fördel förstora bilderna i Word för att studera detaljer. Emellertid begränsas upplösningen i denna typ av fil. Vill man komma längre i detaljupplösning kan man studera separata kmz-filer som har samma geografiska utbredning som bilderna nedan. Behövs ännu högre detaljrikedom kan man studera de enskilda sonarfilerna som har en avsevärt bättre upplösning. För att kunna göra detta måste man dock få tillgång till programvaran DeepView SE via www.deepvision.se.

2.2.1.1 Bällstaviken/Ulvsundasjön

I området Bällstaviken/Ulvsundasjön var första prioritet att lokalisera en lämplig provtagningsstation i Bällstaviken. Side scan sonar-kartering genomfördes längs transekter från Huvudstabron och nordostvart i viken (Fig. 4). Området karaktäriseras av tämligen hårda områden, vilket framgår av den ljusare färgen på plottet. Botten är mycket variabel och med största sannolikhet påverkad av dels muddringsverksamhet och fartygstrafik i sundet. Inga ackumulationsbottnar för finsediment finns i området som därför bedöms olämpligt för sedimentmonitoring.

Figur 4 Tänkbart provtagningsområde nordväst Huvudstabron. Side scan sonar-plott inlagt i GoogleEarth visar över-vägande förhållandevis hårda bottnar i hela området. Kompassen i övre högra hörnet visar norr snett upp mot vänster. Sonarens svepvidd var 30 m åt vardera hållet.

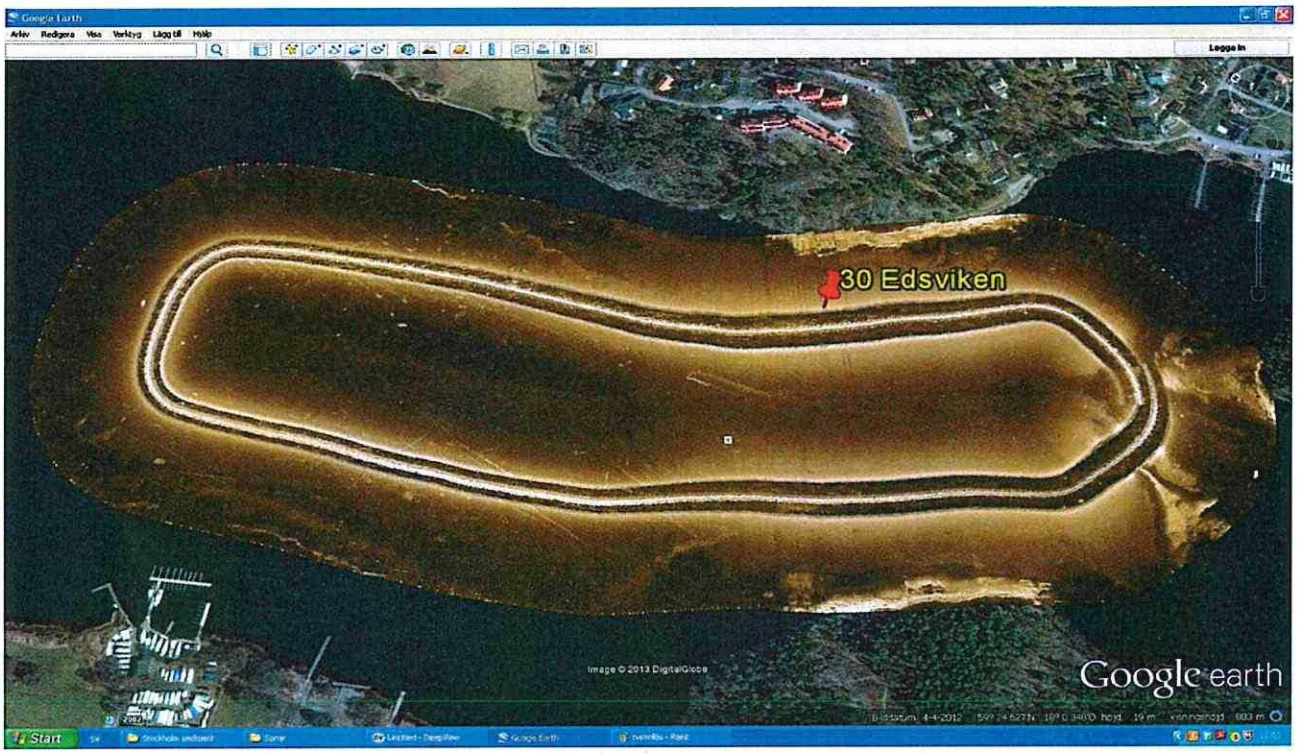
Det bedömdes sålunda som utsiktslöst att finna bra ackumulationsbottnar för finsediment i Bällstaviken. Istället karterades även Ulvsundasjön för att utröna om bottenförhållandena är mer tjänliga för sedimentprovtagning här (Fig. 5). I stora delar av fjärden är sedimenten förhållandevis störda och det är uppenbart att tippning av muddermassor skett i området. Detta visas av mängden av mer eller mindre runda ljusa fläckar, vilka sannolikt var och en utgör en tippningsplats av massor. I den södra och djupare delen av fjärden har vi bedömt att sedimentförhållandena är någorlunda ostörda och därför lagt en provtagningsstation här.



Figur 5. Side scan sonar-plott från Ulvsundasjön med ny provtagningsstation inlagd i GoogleEarth. Kompassen i övre högra hörnet visar norr rakt upp. Sonarens svepvidd var 70 m åt vardera hållet.

2.2.1.2 Edsviken

Sonarplottet över den del av Edsviken som var tänkbar som sedimentprovtagningsplats visar förhållandevis goda ackumulationsbottnar i den södra delen av undersökningsområdet (Fig. 6). De norra delarna är påtagligt grundare vilket framgår av den relativt sett betydligt smala "blinda" sektorn i plottet. En provtagningsplats för sediment utvaldes i den sydöstra delen av viken.



Figur 6. Side scan sonar-plott från Edsviken med ny provtagningsstation inlagd i GoogleEarth. Kompassen i övre högra hörnet visar norr snett upp till vänster. Sonarens svepvidd var 100 m åt vardera hållet.

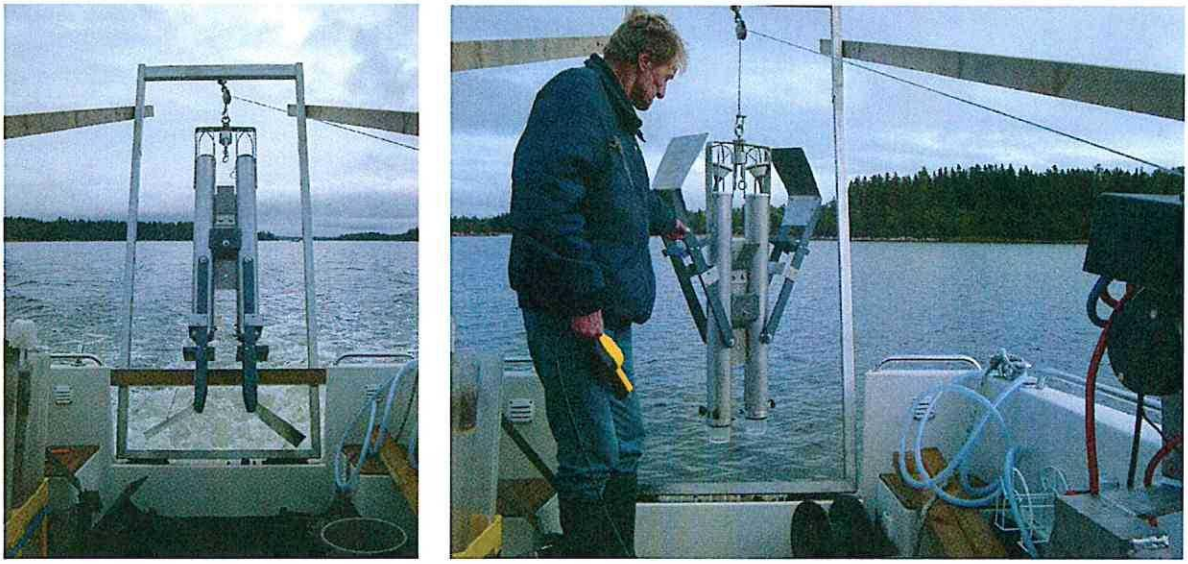
3. Material och metoder

3.1 Sedimentprovtagning

Sedimentprovtagning skedde med Geminihämtare (Fig. 7) på sammanlagt 34 stationer (Fig. 1) med R/V Perca den 17–19, 23, 25 och 26 september samt den 1 oktober 2013. Kompletterande insamling av ytterligare sedimentkärnor på tidigare provtagna lokaler (NY Ulvsundasjön, 15 Käppala, 32 Riddarfjärden) utfördes den 17/10 2013.

Hämtaren som även benämns Gemax (Winterhalter, 1998), utvecklades under början av 1990-talet av den finske sedimentologen Lauri Niemistö. Hämtaren består av ett metallskelett i vilken man fäster två plaströr som medger fri vattenpassage på nedvägen. Två utfällda armar fungerar som låsmekanismer och slår igen då provtagaren tas upp. Detta förhindrar att sedimenten rinner ur provtagaren. Den är lätt att använda, framförallt på mjukbottnar, men kan även nyttjas på något hårdare sediment då det går att hänga på extra vikter. Provtagningsrören är genomskinliga, vilket medger en första kontroll av sedimentkärnornas utseende på plats i fält. Rören är 80 cm långa och har en innerdiameter på 80 mm, vilket medger att relativt stora mängder prov, 50 ml per cm från varje kärna, kan tas ut för analys. Den stora fördelen med Geminihämtaren är att den tar två sedimentkärnor samtidigt. Därmed erhålles en dubbelt så stor mängd material från varje nivå, något som är viktigt när materialkrävande analyser skall utföras för att erhålla tidstrender.

Sedimentrören korkades igen i botten och ytan, förseglades med tape (Fig. 8). Kärnorna förvarades svalt ombord och transporterades efter provtagningen till kylrum i land och förvarades i + 4° C i avvaktan på dokumentation och provuttag.

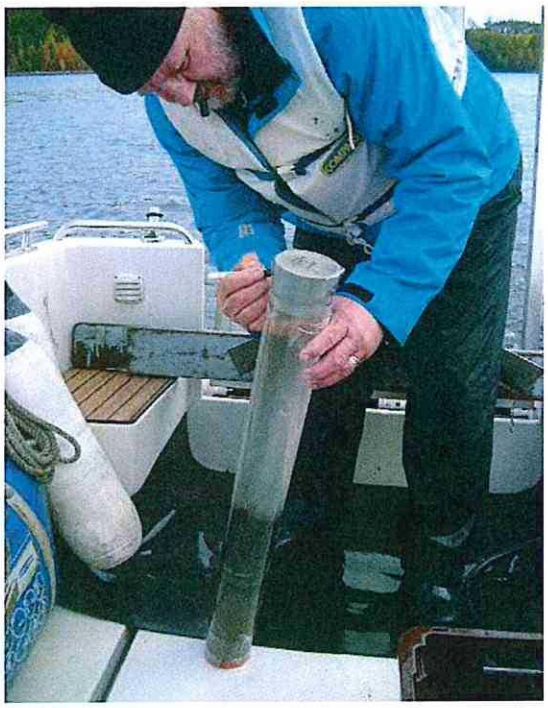


Figur 7. Vänstra bilden: Gemini-hämtaren surrad för transport. Högra bilden: Gemini-hämtaren laddad och redo för hugg.

3.2 Snittning för uttag av prover

Ytsedimentprover (0–2 cm) uttogs i fält med hjälp av en utskjutningsanordning speciellt utformad för Geminikärnor (Fig. 9). Utifrån tidigare insamlade prover hade en bedömning gjorts hur många kärnor som behövde tas på respektive station för att tillräcklig mängd torrsubstans skulle erhållas för analyserna. Antalet kärnor som togs på varje lokal varierade mellan 4 och 10. Varje prov är sålunda ett blandprov på mellan 4 och 10 kärnor. Proverna förvarades i kylbox ombord och därefter i kylskåp iland tills de transporterades till ALS i Täby för analys.

Sedimentkärnorna som skulle analyseras retrospektivt med avseende på metaller och organiska miljögifter snittades iland enligt nedanstående snittningsschema (Tab. 1). Varje prov ned i kärnorna är ett blandprov på mellan 4 och 10 kärnor. De uttagna proverna förvarades i kylskåp iland tills de transporterades till ALS i Täby för analys.



Figur 8. Preparering av sedimentkärna för transport.

Tabell 1 . Provuttag i sedimentkärnor för analys av metaller och miljögifter.

Provtagningslokal	Skikt (Sedimentdjup cm)
07 S. Björkfjärden	0–2, 2–4, 7–9, 13–15, 17–19, 23–25
11 Strömmen	0–2, 3–5, 9–11, 16–18, 21–23, 26–28
15 Käppala	0–2, 6–8, 16–18, 29–31, 39–41
19 Bergholmen	0–2, 2–4, 7–9, 13–15, 17–19, 23–25
32 Riddarfjärden	0–2, 4–6, 8–10, 14–16, 20–22

Figur 9. Utrustning för snittning av Geminikärnor.

3.3 Dokumentation av sedimentkärnor

En kärna från varje provtagningsstation har använts för att dokumentera lagerföljden. För att undvika att löst sediment rann ut i samband med utskjutningen placerades sedimentkärnorna avsedda för dokumentation i frysbox i drygt 2 timmar så att de yttersta 3–4 mm frös till. Efter en snabb spolning med varmt vatten pressades sedimentkärnan ut ur röret med en utskjutare. Ett tunt isskikt både på ytsedimentet och på sidorna hindrade härigenom utflytning av löst sediment. Efter utskjutning av kärnan klövs den på mitten och de båda kärnhalvorna placerades i två rännor. De två halvorna fotograferades med digitalkamera. Bilderna överfördes sedan till dator för vidare bildanalys med avseende på laminering, varvantal, varvtjocklek, färg och struktur. Fotografierna redovisas i denna rapport i APPENDIX 3 Provtagningsrapport

3.4 Datering

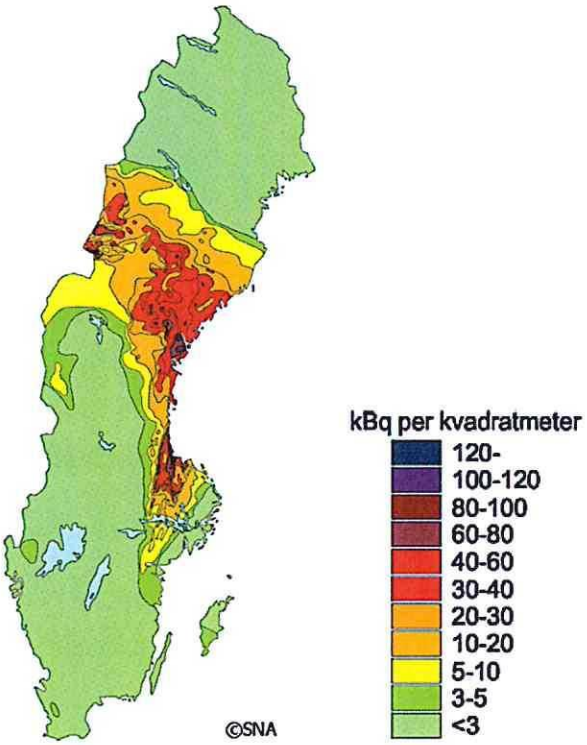
3.4.1 Varvräkning

När syrehalterna vid bottnarna är så höga att bottendjur kan leva där, får bottensedimenten en speciell karaktär. Sedimenten avspeglar de miljöförhållanden som rådde då de bildades. Finns det bottendjur så gräver och bökar de i det lösa ytsedimentet och blandar om det (s.k. bioturbation) så att sedimentet från denna tid är en i stort sett homogen lera, utan synliga varv eller andra strukturer (Jonsson et al., 2003). Om däremot syreförhållandena varit så dåliga att bottendjuren inte kan leva där (<2–3 mg syrgas/l), finner man oftast varviga (laminerade) sediment. Detta kommer sig av att det material som uppifrån vattenmassan regnar ner till bottnen varierar i sammansättning från årstid till årstid. Eftersom inga djur funnits på bottnarna, har inte heller materialet blandats och då kvarstår skillnaderna. Ett årsvarv bildas. Lamineringen behöver inte innebära att djur saknas helt. Ofta finner man diffusa varvstrukturer som indikerar ett djurfattigt bottensamhälle som inte förmår blanda om sedimentet helt.

Åldersbestämningen av sedimenten genom varvräkning bygger på att varje lamina (varv) antas representera ett års deposition (Jonsson et al., 1990; Persson and Jonsson, 2000; Jonsson et al., 2003).

3.4.2 Cesiumdatering

Ett användbart hjälpmedel för att datera sediment är att analysera ^{137}Cs-aktiviteten i de olika varven. ^{137}Cs började uppträda i atmosfären först efter atombombstesterna i början av 1960-talet (med toppar runt 1963–64). Det största nedfallet av radiocesium skedde i slutet av april 1986 när en reaktor i atomkraftverket Tjernobyl i Ukraina exploderade. Nedfallet av ^{137}Cs blev tämligen ojämnt fördelat över Sverige (Fig. 10).



Figur 10. Nedfall av 137Cesium över Sverige efter Tjernobylolyckan i april 1986.

I sediment från sjöar och kustområden i Sverige brukar Tjernobylolyckan 1986 avspegla sig tydligt som en markant topp (Meili et al., 1998). När nivån i sedimentet med maximal ^{137}Cs aktivitet identifierats beräknas den genomsnittliga sedimentationshastigheten i områden som fick direkt atmosfäriskt nedfall under antagandet att den maximala ^{137}Cs-aktiviteten representerar år 1986. I Stockholms skärgård, som emottog ett begränsat direktnedfall, nåddes de högsta halterna med en tidsfördröjning på ett år, det vill säga 1987.

Prover för datering med $^{137}Cesium$ uttogs från 5 kärnor i encentimetersskikt på varannan centimeter enligt Tabell 2.

Tabell 2. Uttag av prover för cesiumdatering

Station	Provtagningsdjup
07 S Björkfjärden	0-33 cm
11 Strömmen	0-49 cm
15 Käppala	0-49 cm
19 Bergholmen	0-35 cm
32 Riddarfjärden	0-29 cm

Dessa prover (100 st) torkades i 105 °C i drygt 12 timmar innan de sändes till Institutionen för Tillämpad Miljövetenskap - ITM, Stockholms universitet för datering. Beskrivning av förfaringssättet vid dateringen framgår av APPENDIX 2 Datering av sedimentkärnor.

3.4.3 Fysikaliska och kemiska analysmetoder

Analysdata finns redovisade i bilagorna 1–2. Analyserna har utförts av ALS Laboratory Group om inte annat har specificerats. Följande metoder har använts:

Torrsubstans (TS).
Bestämning genom torkning av frystorkade prover
i enlighet med metod DIN 38414-S22.

Vattenhalten (W).
Beräknades som skillnaden mellan vikterna av vått och torrt prov och uttrycks i procent av det ftorkade provets vikt.

Glödförlust (LOI).
Bestämning utfördes efter glödgning vid 550°C enligt DIN EN 12879 genom vägning före och efter glödgning.

Totalt organiskt kol (TOC).
Beräknas utifrån bestämd glödförlust baserad på "Van Bemmelen" factor.

Metaller.
Bestämning har utförts av ALS Laboratory Group enligt två olika uppslutningsförfarande. Analys har utförts för alla 34 provlokaler om inte annat har specificerats för en specifik analys.

Uppslutningsförfarande 1: Uppslutningen utfördes enligt det uppslutningsförfarande som användes för undersökningarna år 1997/2001 och år 2007 vilken motsvarar Internationella havsforskningsrådets (ICES) rekommendationer. För järn, mangan, krom, skandium och vanadin utfördes haltbestämning efter det att sediment smälts med LiBO2 och sedan upplösts i 5 % HNO3. För silver, kobolt, koppar, nickel, bly och zink skede uppslutningen med HF/HClO4/HNO3 innan haltbestämning. (Övriga metaller/ämnen upplöstes med 7 M HNO3.

Utfördes vid 10 stycken provlokaler: 2, 8, 11, 13, 14, 15, 16, 18, 19, 27.

Uppslutningsförfarande 2: Uppslutning utfördes med 7 M HNO3 för metallerna/ämnena silver, arsenik, kadmium, kobolt, krom, koppar, järn, kvicksilver, mangan, nickel, bly, skandium och zink innan haltbestämning i enlighet med Naturvårdsverkets undersökningstyp för metaller i sediment.

I miljöövervakning bör uppslutningsmetodiken i Naturvårdsverkets undersökningstyp följas då denna uppslutning inte löser upp metaller sittande hårt inne i sedimentets olika mineraler.

Slutbestämning av metaller oavsett uppslutningsmetodiker har skett med ICP-AES alternativt ICP-SFMS.

Haltbestämning av alla organiska miljögifter har utförts av ALS Laboratory Group kontrakterad underkonsult GBA i Tyskland. Analys av organiska miljögifter har utförts vid de 11 provlokalerna 7, 11, 13, 15, 19, 24, 27, 30, 32, 33 och 34.

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH).
Bestämning utfördes av PAH (16 föreningar enligt EPA) med GC-MS.

Polyklorerade bifenyler PCB (7 kongener).
Bestämning utfördes enligt EN DIN ISO 10382 utfördes med GC-MS. Proven homogeniseras och extraheras med n-hexan/cyklohexan/aceton. Extra upprening av extraktet utfördes innan analys.

Ftalater.
Bestämning utfördes enligt metod DIN EN 19742.

Bromerade flamskyddsmedel.
Bestämning utfördes enligt metod DIN EN ISO 22032 med GC-MS.

Hexaklorbensen + pesticider.
Bestämning av utfördes med GC-MS.

Oktyl- och nonylfenoler.
Bestämning utförd enligt metod DIN EN ISO 18857-2 med GC-MS.

Organiska tennföreningar.
Bestämning utfördes enligt egen metod med GC-ICP-SFMS. Utfördes vid alla 34 provlokalerna.

Klorparaffiner.
Bestämning av utfördes med GC-MS.

Cesium-137.
Bestämningen av aktiviteten av radiocesium (137Cs) utfördes vid institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet. Aktiviteten av 137Cs bestämdes med en vertikal upplösning av 1 cm. Bestämningen skedde på torrt sediment i en gammaspektrofotometer (NaI-detektor). Utfördes vid provlokalerna 7, 11, 15, 19 och 32.

I Tabell 3 har en matris sammanställts för att visa vilka analyser som genomförts på de enskilda stationerna.

Tabell 3. Analysmatris

Nr	Provlokal	Fysikalisk-kemiska grund-parametrar[1]	Metaller[2] (Uppslutn. 7 M HNO_3)	Metaller[3] (Uppslutn. $LiBO_2$ alt. $HF/HClO_4/HNO_3$)	Organiska miljögifter[4]	Tributyl-tenn-föreningar
1	Västergrund	X	X			X
2	Torö	X	X	X		X
3	N Grönsö	X	X			X
4	Mysingen	X	X			X
5	Fjärdlång	X	X			X
6	Nämdöfjärden	X	X			X
7	S Björkfjärden	X	X		X	X
8	Norsborg	X	X	X		X
9	Vårberg	X	X			X
10	Hägersten	X	X			X
11	Strömmen	X	X	X	X	X
12	Brunnsviken	X	X			X
13	Lilla Värtan	X	X	X	X	X
14	Lidingöbron	X	X	X		X
15	Käppala	X	X	X	X	X
16	Höggarn	X	X	X		X
17	Bosön	X	X			X
18	Stora Värtan	X	X	X		X
19	Bergholmen	X	X	X	X	X
20	Oxdjupet	X	X			X
21	Mjölkö	X	X			X
22	Linanäs V	X	X			X
23	N Gällnö	X	X			X
24	Kanholmsfjärden	X	X		X	X
25	S Sandhamn	X	X			X
26	Kobbfjärden	X	X			X
27	Nassa	X	X	X	X	X
28	V Bullerskär	X	X			X
29	V Tjärven	X	X			X
30	Edsviken	X	X		X	X
31	Reimersholme	X	X			X
32	Riddarfjärden	X	X		X	X
33	Årstaviken	X	X		X	X
34	Ulvsundasjön	X	X		X	X

1) Torrsubstans, vattenhalt, glödförlust, totalt organiskt kol

2) Silver, arsenik, kadmium, kobolt, krom, koppar, järn, kvicksilver, mangan, nickel, bly, skandium, zink

3) Silver, kobolt, koppar, nickel, bly, zink

4) Polycykliska aromatiska kolväten (PAH), polyklorerade bifenyler (PCB), ftalater, bromerade flamskyddsmedel, hexaklorbensen, pesticider, oktyl- och nonylfenoler, klorparaffiner

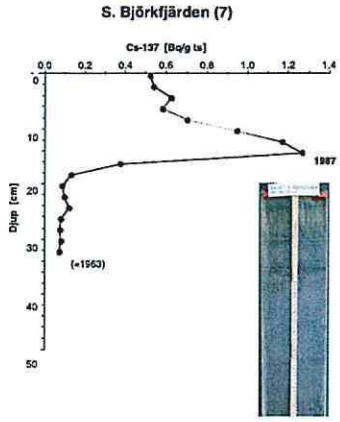
4. Resultat

4.1 Datering av sedimentkärnor

För att undersöka föroreningshistoriken på olika platser i undersökningsområdet togs sedimentkärnor från 5 stationer; 07 S. Björkfjärden, 11 Strömmen, 15 Käppala, 19 Bergholmen och 32 Riddarfjärden. Sedimentkärnorna daterades av Institutionen för Tillämpad Miljövetenskap - ITM, Stockholms universitet med ^{137}Cs-teknik där de tydliga pikarna från Tjernobylolyckan 1986 antogs med ett års fördröjning motsvara 1987 (Fig. 11).

Mycket tydliga pikar erhölls från tiden ett år efter Tjernobylolyckan i alla de undersökta kärnorna utom station 32 Riddarfjärden. I kärnan från Bergholmen erhölls även en typisk pik som antas representera 1963 då det atmosfäriska nedfallet från atombombsproven nådde sitt maximum. Utifrån de registrerade pikarna har tidsskalor upprättats för de fyra sedimentkärnorna där datering varit möjlig. Sedimenttillväxten har förutsatts vara kontinuerlig, vilket i och för sig normalt inte är fallet i skärgårds- och sjösediment (Jonsson et al. 2003). Eftersom vi inte på föreliggande underlag kan bedöma hur sedimenttillväxten varierat med tiden i alla de provtagna sedimentkärnorna är vi hänvisade till att anta att tillväxten är lika stor varje år. Nedan beskrivs hur årstillväxten kan variera mellan enskilda år i såväl öppna Östersjön som i Östersjöns skärgårdar.

Utifrån studier av laminerade utsjösediment i nordvästra Egentliga Östersjön fann (Eckhéll et al., 2000) att ackumulationen av sediment på djupbottnarna huvudsakligen styrs av vinden (Fig.12) och att den bästa korrelationen erhölls vid vindstyrkor $\geq$ 14 m/s. Sedimentackumulationen varierade i dessa utsjöbottnar under de senaste decennierna av 1900-talet inom så vida gränser som med en faktor 3–5. Under lugna år sker mycket mindre erosion i strandnära områden. Under stormiga år sker en stor erosion/resuspension av grundområdenas sediment som så småningom sedimenterar i de lugnare djupområdena.

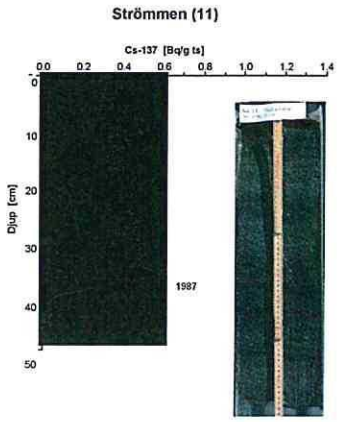


- Högst halt av Cs137
- Profilen närmast idealisk
- Avlagringen troligtvis ostörd

- 1987 ≈ 14 cm
  —> ≈ 0.55 cm/år i övre delen

- 1963 ≥ 33 cm (≈andra data)
  —> ≥ 0.8 cm/år i nedre delen
  —> nederst yngre än 1960

- Datering lätt/tillförlitlig
- Föroreningshistorik lovande

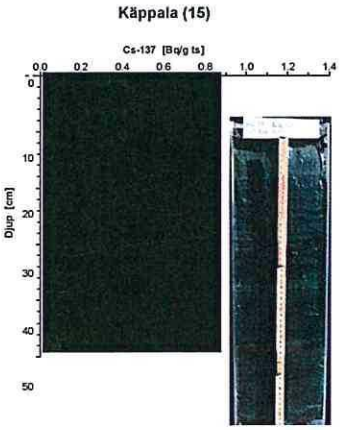


- Typiska halter av Cs137
- Profilen närmast idealisk
- Avlagring kan vara ostörd

- 1987 ≈ 36 cm
  —> ≈ 1.4 cm/år i övre delen

- kanske samma dessförinnan?
  —> nederst yngre än 1970

- Datering lätt/tillförlitlig
- Föroreningshistorik lovande
  (viss risk för mindre störningar)

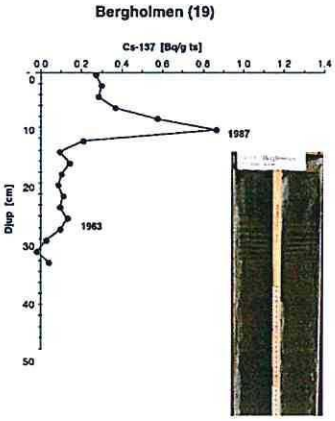


- Typiska halter av Cs137
- (mätt 2 gg)
- Profilen närmast idealisk
- Avlagring verkar vara störd

- 1987 ≈ 28 cm
  —> ≈ 1.1 cm/år i övre delen

- kanske samma dessförinnan?
  —> nederst yngre än 1960

- Datering lä/Pllförlitlig
- Föroreningshistorik lovande

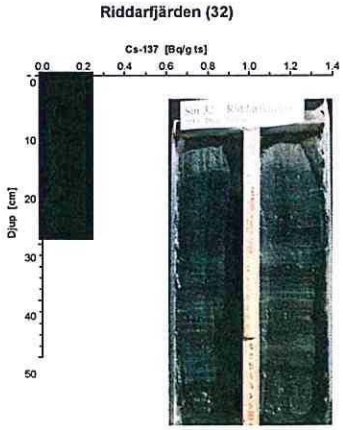


- Typiska halter av Cs137
- Profilen närmast idealisk
- Avlagringen verkar vara ostörd
- (Märklig laminering)

- 1987 ≈ 10 cm
  —> ≈ 0.4 cm/år i övre delen

- 1963 ≈ 27 cm (≈andra data)
  —> ≈ 0.7 cm/år i nedre delen
  —> nederst yngre än 1950

- Datering lätt/tillförlitlig
- Föroreningshistorik lovande



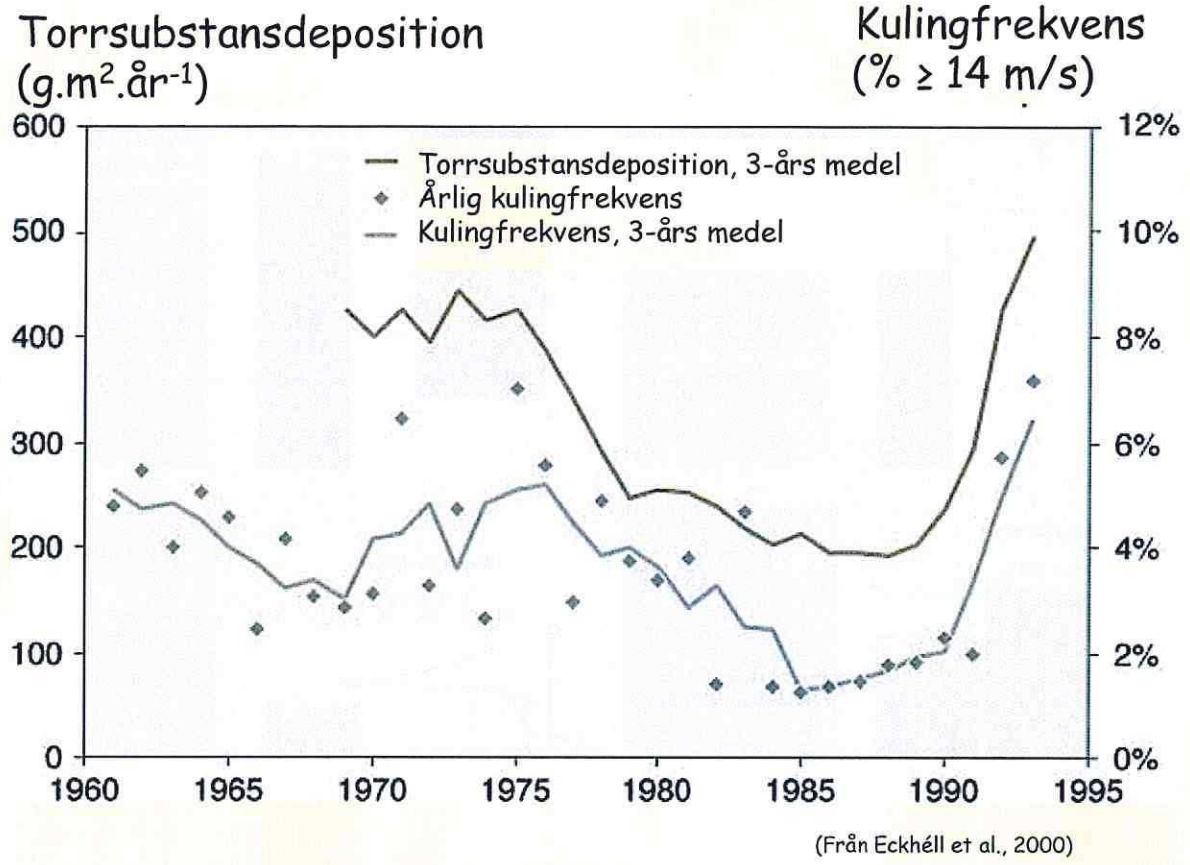
- Lägst halt av Cs137 (mätt 2x)
- Profilen närmast obefintlig
- Avlagringen mycket störd

- Översta 5 cm troligen avlagrade efter 1987, men oklart när?
  —> mosvarande 0.2 cm/år ?

- Nedersta 25 cm troligen avlagrade mellan 1963---86, troligen kontinuerligt laminerad men oklart när?
  —> ≥ 1.0 cm/år i nedre delen ?
  —> nederst yngre än 1960 ?

- Datering ej tillförlitlig
- Föroreningshistorik oklar

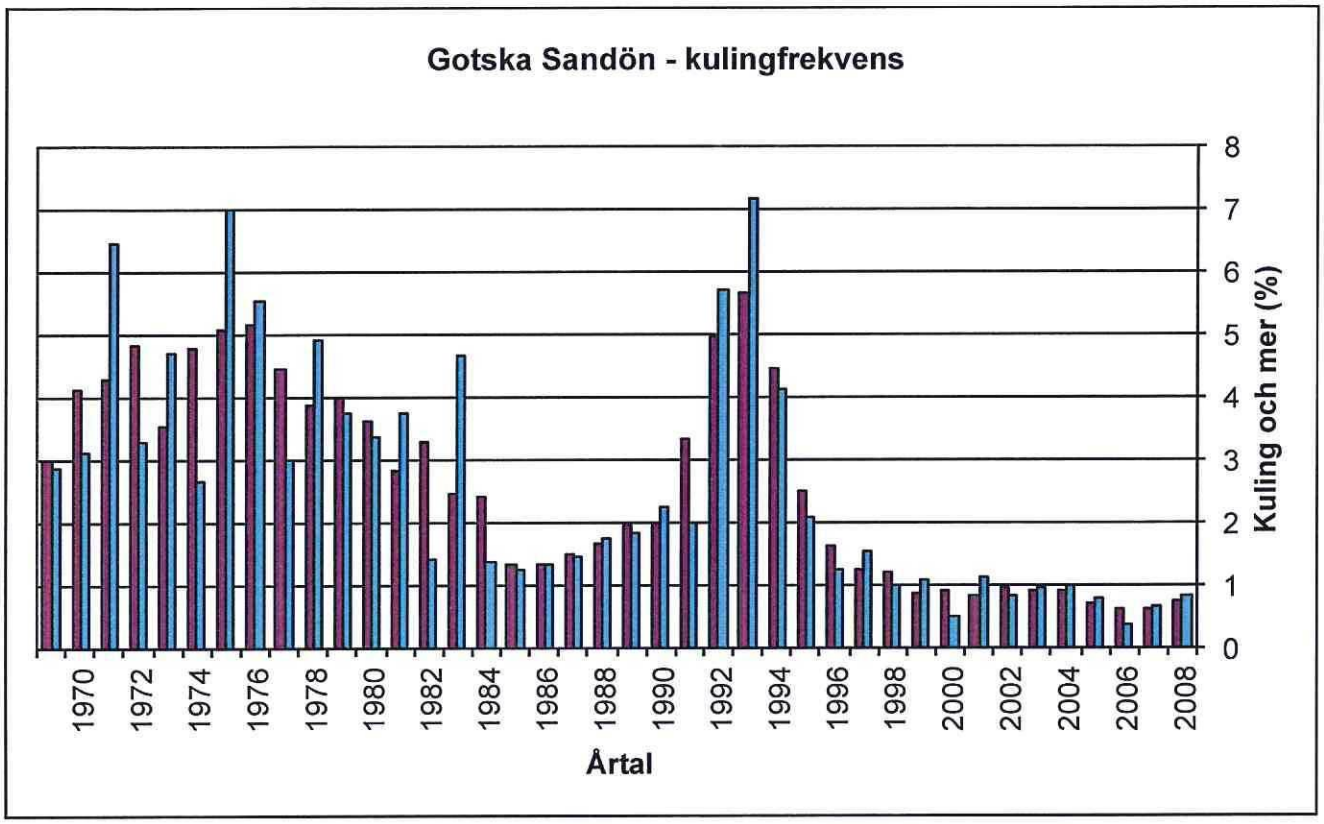
Figur 11. Datering av fem sedimentkärnor från området med hjälp av ^{137}Cs-teknik (Meili 2014).



Figur 12. Samband mellan sedimentackumulation (torrsubstansdeposition) i nordvästra egentliga Östersjön och vind (kulingfrekvens) vid Gotska Sandön. (Från Eckhéll et al. 2000).

Liknande resultat har visats även för S:t Anna skärgård (Persson och Jonsson, 2000), med den skillnaden att sedimentationen inomskärs är många gånger högre än ute till havs. I Stockholms skärgård fann Andersson (2001), utifrån detaljerade studier av 17 sedimentkärnor från 6 olika fjärdar, att variationen i deposition mellan år var mindre i skärgården än i utsjön och att torrsubstansdepositionen var bättre korrelerad till frekvensen vindstyrkor ≥ 7 m/s än till ≥ 14 m/s, vilket ansågs bero på det frekventa nötande som vågpåverkan vid vindstyrkor ≥ 7 m/s utför på grunda bottnar och stränder. Detta resulterar i att stora mängder material eroderas för att sedan deponeras på fjärdarnas ackumulationsbottnar.

I skärgårdarna varierar sedimenttillväxten typiskt mellan år med en faktor 1–2. Extremfall på upp till en faktor 3 har undantagsvis noterats, till exempel på östra Saxarfjärden. Variationen i sedimenttillväxt är en viktig faktor för bedömningen av retrospektiva trender i sedimentkärnor och kan leda till feltolkningar. Ett blåsigt år med hög erosion och påföljande höga sedimenttillväxt i de djupa ackumulationsbottnarna tillförs sedimenten en större andel gammalt icke förorenat huvudsakligen



Figur 13
Kulingfrekvens på Gotska Sandön 1969 – 2008. Blåa staplar symboliserar diskreta år medan de röda staplarna står för löpande treårsmedelvärden. (Data från SMHI)

minerogent material än under lugna år. Detta medför att en given föroreningstillförsel till en fjärd späds ut i en större del opåverkat material vilket leder till sjunkande halt i relation till torrsubstanshalten.

Tiden sedan millenieskiftet har dock i norra Östersjön karaktäriserats av extremt lugna förhållanden i jämförelse med 1960- och 1970-talen (Fig. 13) och vi lever idag i den lugnaste tidsperioden sedan SMHI:s mätningar startade för drygt 100 år sedan (Anon. 2011). Av denna anledning kan vi antaga att sedimenttillväxten under den period som utvärderas i denna undersökning har varit tämligen konstant. Vid kommande uppföljningar bör dock variationer i sedimenttillväxt beaktas om indikationer finns på ökande frekvens av vindstyrkor kuling eller mer (≥ 14 m/s).

Sedimenttillväxten i S. Björkfjärden är påtagligt lägre, 5,5 mm/år, än i de nu undersökta kärnorna från skärgården, där den varierar mellan 10 och 14 mm/år. Jonsson et al. (2003) fann att i de översta 5 cm av sedimentkärnorna var tillväxten i medeltal 17 mm för 27 fjärdar längs den svenska östersjökusten. Om man korrigerar de uppmätta värdena i kärnorna från Strömmen, Käppala och Bergholmen till att gälla för de översta 5 cm av sedimentpelaren torde ungefär likartade sedimenttillväxter erhållas.

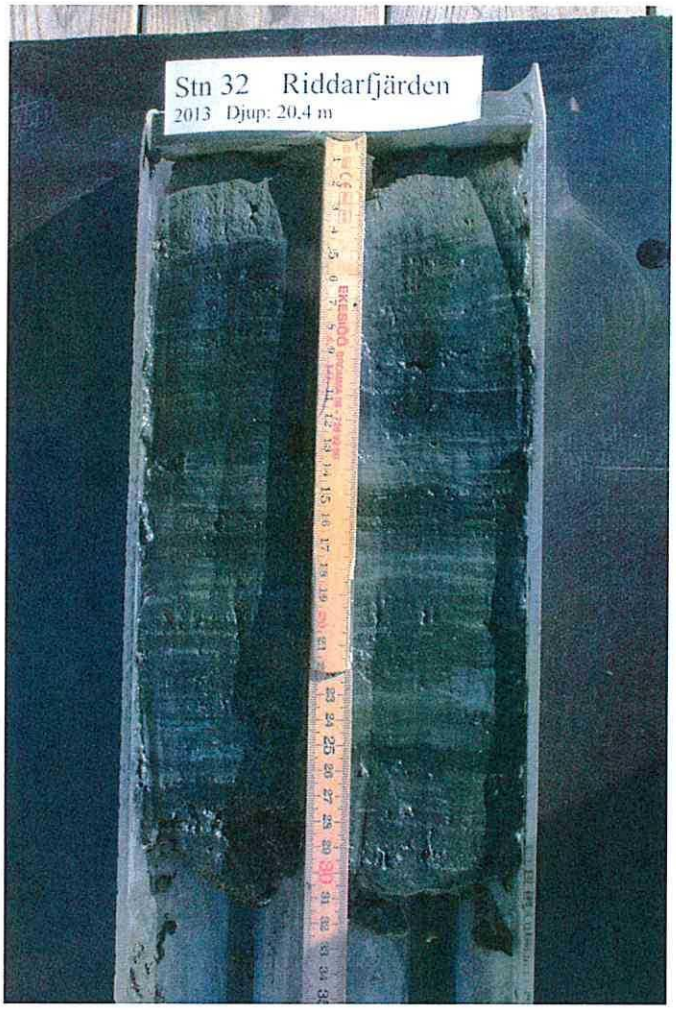


Fig. 14. Laminerad sedimentkärna från Stn 32 Riddarfjärden.

Kärnan från Riddarfjärden har inte kunnat dateras med ^{137}Cs. Emellertid är kärnan tydligt laminerad (Fig. 14) och lagerföljden har karaktäriserats som följer:

0 – 4,5 cm ljust ytskikt med svaga varvsstrukturer. Uppskattat 7 varv	Oxiderat
4,5 – 12,5 cm diffusa varv på mörk bakgrund	Ca 15
12,5 – 19,5 cm tydliga varv på ljusare bakgrund	13 relativt
19,5 – 30 cm diffusa varv	15–20

Utifrån denna lagerföljdsbeskrivning har en tidsskala upprättats även för denna station.

4.2 Sedimentologiska basparametrar

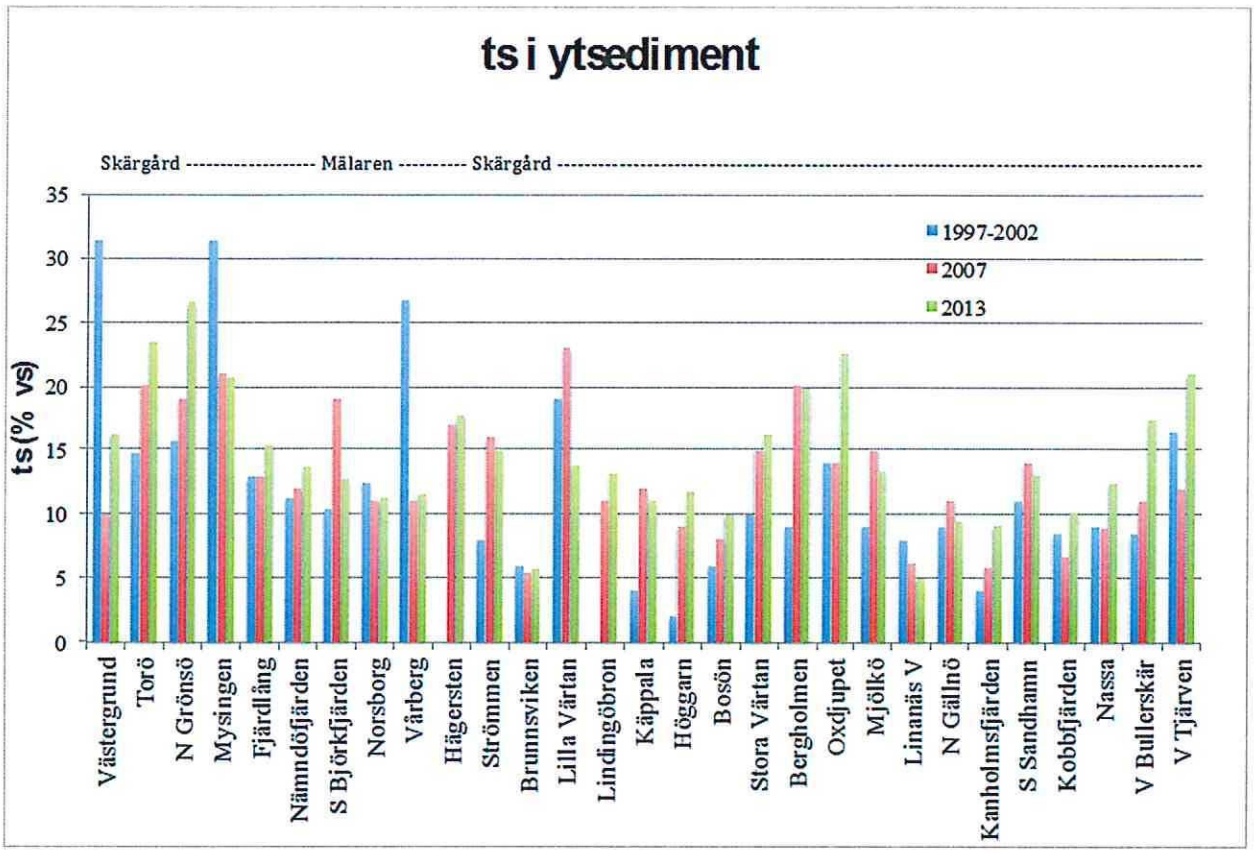
4.2.1 Torrsubstanshalt

Vattenhalt och glödgningsförlust är två grundläggande sedimentparametrar som ofta används för att separera ut ackumulationsbottnar (A-bottnar) från erosions- och transportbottnar (E/T-bottnar). En tumregel är att vattenhalten (W) i ytsediment bör vara > 75 % för att sedimentet skall kunna karaktäriseras som en A-botten (Håkanson and Jansson, 1983). På motsvarande sätt bör glödgningsförlusten (LOI) överstiga 10 % för att det med säkerhet skall röra sig om A-bottensediment. Empiriska undersökningar i kustområden och insjöar (Jonsson et al., 2003), där sedimenttillväxten till stor del är beroende av hög erosion av gamla glacial- och postglacialleror med låga organiska halter, visar dock att A-bottnar uppträder med LOI-halter ända ned mot 5 %.

I avsnitt 4.2.1 och 4.2.2 redovisas data endast för stationer som har provtagits vid alla tre provtagningstillfällena. För de nya stationerna Ulvsundasjön och Edsviken hänvisas till primärdata i Bilaga 1.

Torrsubstanshalterna varierar kraftigt mellan de olika provtagningsomgångarna (Fig. 15). Några tänkbara orsaker till detta är 1/ olika provtagningsdjup, 2/ antal duplikat som blandats, 3/ grad av uttorkning vid analys, 4/ blandningsgrad vid sub-sampling.

Vid provtagningarna 1997–2002 och 2013 togs prov ut från 0–2 cm, medan vid 2007 års provtagning gjordes analyserna på 0–1 cm. 1997–2002 togs ytsedimentprov från 4 replikat. Hur många replikat som blandades framgår inte vid provtagningen 2007. 2013 togs mellan 4 och 10 replikat beroende på bedömd vattenhalt. Graden av uttorkning kan inte uppskattas eftersom analysgången inte beskrivits tillfredsställande vid provtagningarna 1997–2002 och 2007. Inte heller graden av omblandning kan uppskattas utifrån redogörelserna för provtagning och analys. Det bör dock påpekas att torrsubstanshalten främst är en viktig parameter för bedömning av sedimentdynamiken på provtagningsplatsen och inte har avgörande betydelse för övriga analyser som relateras till torrsubstansen.



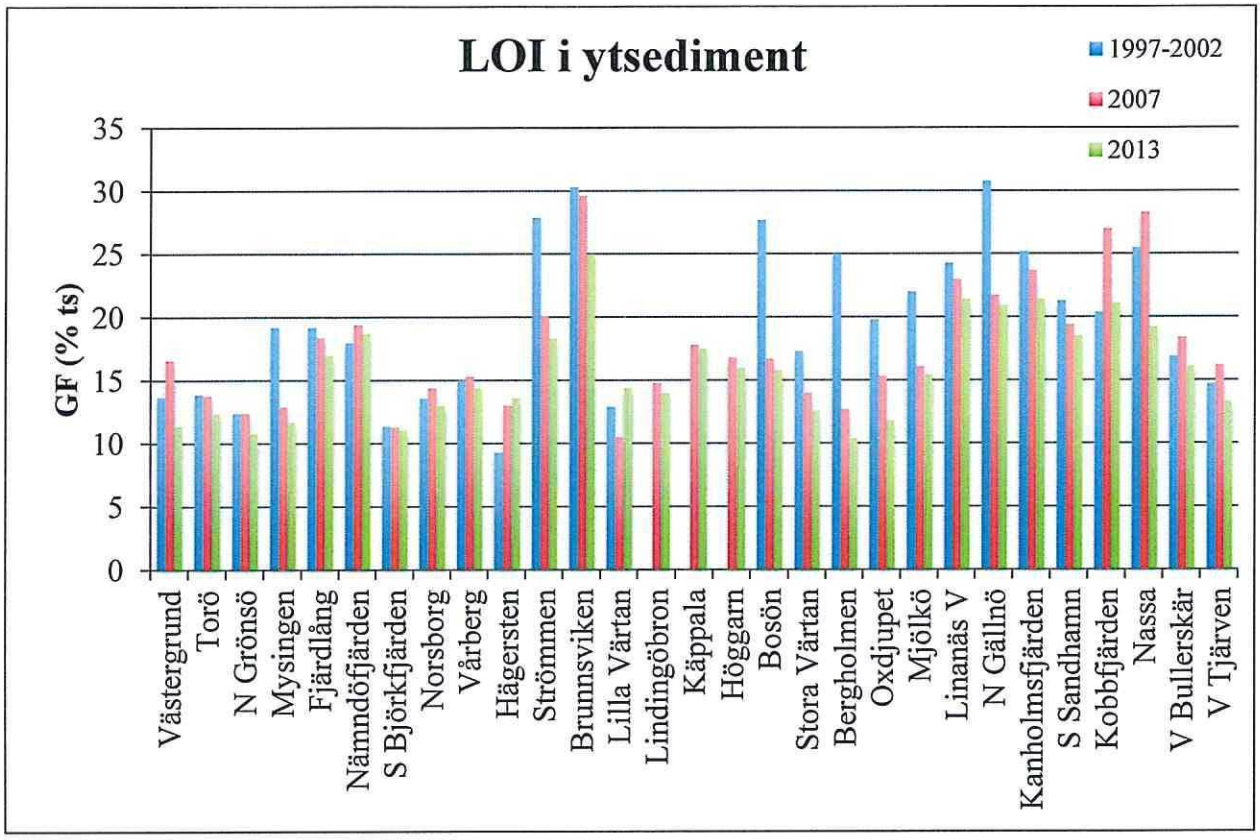
Figur 15
Torrsubstanshalt i ytsediment från provtagningar genomförda 1997–2002, 2007 och 2013.

4.2.2 Organisk halt

4.2.2.1 Glödgningsförlust (LOI) och totalt organiskt kol (TOC)

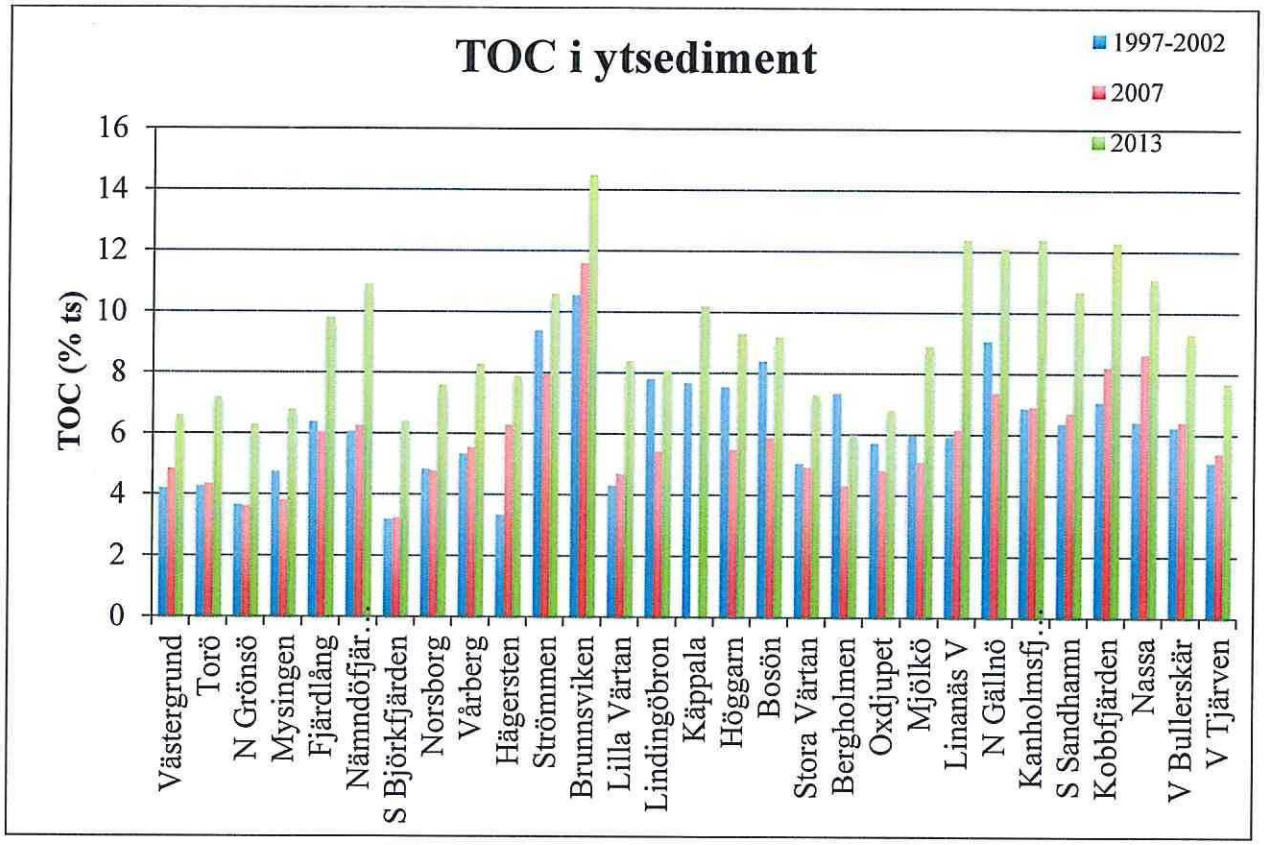
Glödgningsförlusten (LOI) är nästan genomgående något lägre 2013 i förhållande till provtagningen 2007 (Fig. 16). LOI från provtagningarna 1997–2002 uppvisar mer varierande haltförhållanden i förhållande till 2007 och 2013. Närmast Stockholm är LOI 1–2 procentenheter högre än vid provtagningarna 2007 och 2013.

Även TOC uppvisar betydande skillnader mellan provtagningsperioderna (Fig. 17). Framför allt avviker proverna från 2013 genom att uppvisa avsevärt högre (20–100 %) värden 2013. Orsaken till detta är sannolikt att 2013 års värden inte bygger på analys av TOC, utan att TOC har av ALS framräknats som en relation mellan LOI och TOC enligt Van Bemmelen där LOI/TOC = 1,724 (Van Bemmelen 1891). Detta förhållande har framräknats från jordprover från hela världen och har mycket lite att göra med det samband som råder för LOI/TOC i Östersjön och Mälaren.



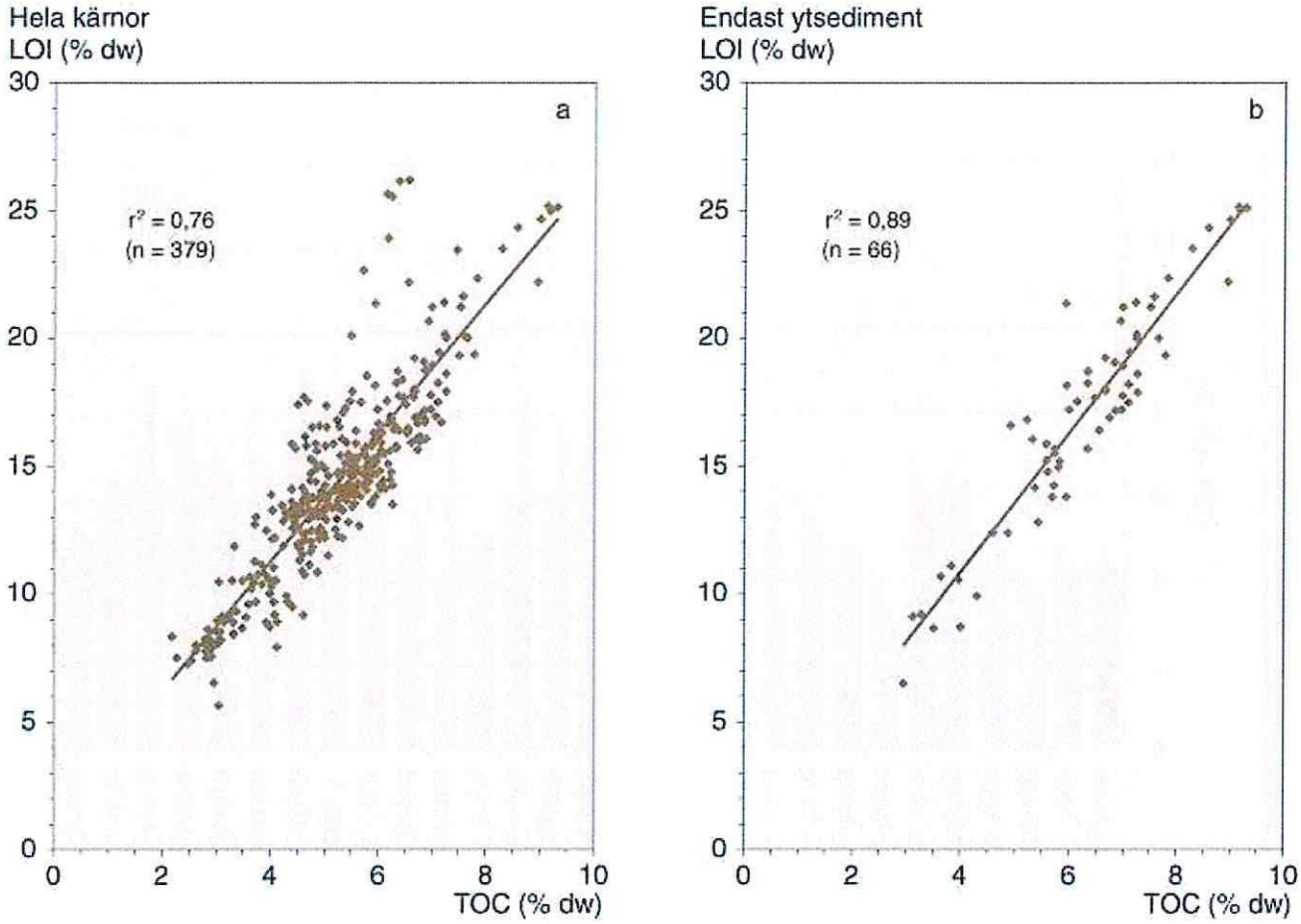
Figur 16. Glödgningsförlust (LOI) i undersökningsområdets ytsediment.

Av lång tradition har LOI varit en sedimentologisk standardparameter i Östersjön. I andra havsområden med stort innehåll av karbonatkol i sedimenten har man redan tidigt gått över från LOI till att analysera TOC. Eftersom innehållet av karbonatkol generellt sett är lågt i Östersjösedimenten, fungerar LOI bra som indikator på det organiska innehållet i Östersjöns sediment, vilket framgår av regressionerna i figur 18, där analysresultaten från ett stort empiriskt material (n = 379) redovisas. Sambandet mellan LOI och TOC grundas på data från 62 kärnor tagna i 13 fjärdar längs Ålands havs och Egentliga Östersjöns nordvästra kust (Jonsson et al., 2003).



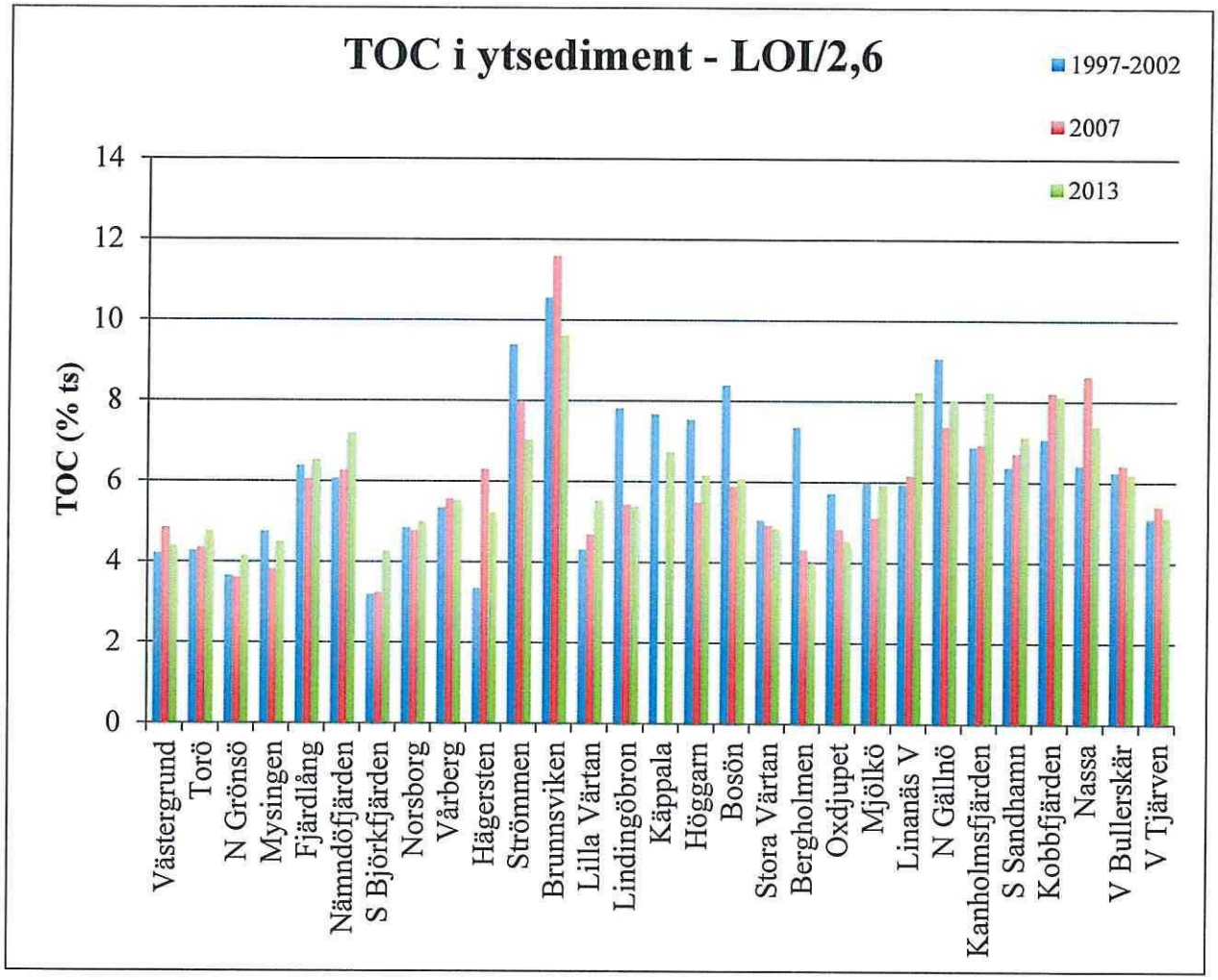
Figur 17 . Totalt organiskt kol (TOC) i undersökningsområdets ytsediment. 2013 års resultat redovisade efter omräkning från glödgningsförlust (LOI) med Van Bemmelen´s faktor där LOI/TOC = 1,724. Vid provtagningarna 1997–2002 och 2007 analyserades TOC enligt LECO.

Trots den stora geografiska spridningen erhålls ett gott samband mellan LOI och TOC (Fig. 18 vänster; $r^2 = 0,76$). Då enbart ytsedimenten (0–4 cm, vilket i genomsnitt motsvarar drygt två års sedimentation) jämförs erhålls en ytterligare bättre korrelation (Fig. 18 höger; $r^2 = 0,89$). Förhållandet LOI/TOC är således 2,5–2,7 för skärgårdssediment i nordvästra Egentliga Östersjön. Samma förhållande har redovisats för Ångermanfjorden (Persson et al., 1999). Förhållandet mellan LOI och TOC i skärgårdarna skiljer sig påtagligt från utsjön. Persson och Jonsson (2000) fann utifrån ett stort empiriskt underlag (n = 298) att förhållandet mellan LOI och TOC är ungefär 2,2 i nordvästra Egentliga Östersjöns utsjöområden.



Figur 18. Samband mellan totalt organiskt kol (TOC) och glödgningsförlust (LOI) i dels hela sedimentkärnor (vänstra diagrammet), dels endast ytsediment (högra diagrammet) från kustområden i nordvästra egentliga Östersjön och Ålands hav (Från Jonsson et al., 2003).

Om vi därför istället för Van Bemmelen´s samband räknar fram TOC-halten i 2013 års prover utifrån Jonsson et al. (2003) och använder oss av förhållandet LOI/TOC = 2,6 jämnas skillnaderna mellan åren ut påtagligt (Fig. 19). Emellertid är det inte möjligt att utifrån de tre provtagningsperioderna utvärdera eventuella trender vad gäller TOC. Osäkerheterna vad gäller främst provtagningsdjup och analysmetoder omöjliggör en sådan utvärdering.



Figur 19. Totalt organiskt kol (TOC) i undersökningsområdets ytsediment. 2013 års resultat redovisade efter omräkning från glödgningsförlust (LOI) enligt Jonsson et al. (2003) där LOI/TOC = 2,6. Vid provtagningarna 1997–2002 och 2007 analyserades TOC enligt LECO.

Karlsson et al (2010) konstaterade att redoxförhållandena i Stockholms skärgårds sediment innanför Oxdjupet och Kodjupet förbättrats påtagligt sedan undersökningar under 1990-talet. I de fjärdar där förbättringar inträffat påträffades havsborstmasken *Marenzelleria neglecta* i sedimenten. *Marenzelleria* är tålig för låga syreförhållanden och kan orsaka oxidering av tidigare reducerade sediment. Jonsson (2010) visade att sedimenten i Saltsjön var väl bioturberade och oxiska även i Beckholmsdjupet (Fig. 20). Bioturberade förhållanden har i Östersjön visats ha avsevärt lägre sedimenthalter av organiskt material (Jonsson et al. 1990; , Jonsson and Carman 1994) än anoxiska/hypoxiska sediment. De lägre LOI-halterna som noterades såväl 2007 som 2013 kan sålunda vara orsakade av en övergång från laminerade sediment (1997–2002) till oxiderade och bioturberade förhållanden 2007 och 2013.

Figur 20. Typisk sedimentkärna från Saltsjön utanför Beckholmen. Oxiderat ytskikt på några cm överlagrande mörkt reducerat sediment. Notera djurgångarna i ytskiktet.

4.3 Föroreningar

4.3.1 Metaller

4.3.1.1 Bedömningsgrunder metaller

Som grund för bedömningen av föroreningssituationen i undersökningsområdet har vi använt oss av Naturvårdsverkets rapport 4914, Bedömningsgrunder för miljökvalitet - Kust och hav (Naturvårdsverket 1999). I Tabell 4 har ett utdrag av de studerade metallerna sammanställts och de erhållna mätresultaten kommer till dels att värderas i förhållande till dessa bedömningsgrunder.

Vad gäller metaller anges i rapport 4914 endast ett jämförvärde per metall som gäller för hela Sverige. Tanken är att detta värde skall representera den förindustriella situationen. Med detta värde som grund klassas metallerna utifrån avvikelser från dessa jämförvärden. De på detta sätt framräknade klassgränserna för metaller i mg/kg TS framgår av Tabell 4.

Tabell 4. Svenska bedömningsgrunder för metaller i mg/kg TS (analys enl. svensk standard SIS) i kust- och havssediment (Naturvårdsverket, 1999).

Ämne	Klass I **Ingen avvikelse**	Klass II Liten avvikelse	Klass III Tydlig avvikelse	Klass IV Stor avvikelse	Klass V Mycket stor avvikelse
Arsenik (SIS)	<10	10–17	17–28	28–45	>45
Bly (SIS)	<25	25–40	40–65	65–110	>110
Kadmium (SIS)	<0,2	0,2–0,5	0,5–1,2	1,2–3	>3
Kobolt (SIS)	<12	12–20	20–35	35–60	>60
Koppar (SIS)	<15	15–30	30–50	50–80	>80
Krom (SIS)	<40	40–48	48–60	60–72	>72
Kvicksilver (SIS)	<0,04	0,04–0,12	0,12–0,4	0,4–1	>1
Nickel (SIS)	<30	30–45	45–66	66–99	>99
Zink (SIS)	<85	85–128	128–204	204–357	>357

4.3.1.2 Gränsvärden för god kemisk status

Som ett led i Sveriges implementering av EU:s vattendirektiv har Havs- och vattenmyndigheten utarbetat förslag till ändring i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten. Detta förslag är i november 2014 ute på remiss hos berörda intressenter (HaV 2014). De flesta av de föreslagna gränsvärdena för uppnående av god kemisk status rör prioriterade ämnen som skall analyseras i vatten och för ett mindre antal även i biota. Endast för ett fåtal ämnen föreslås nationella gränsvärden i föreliggande remissversion analyseras i sediment. Dessa ämnen är bly, kadmium, antracen, fluoranten och TBT. För dessa ämnen görs särskilda värderingar av huruvida god kemisk status uppnås på de enskilda stationerna.

Vad gäller bly anges i remissförslaget ett gränsvärde på 120 mg/kg ts. För kadmium skall gränsvärdet 2,3 mg/kg ts ökas på med den naturliga bakgrunden. Den naturliga bakgrunden varierar påtagligt i olika delar av landet främst beroende på olika berggrund och jordart. För att invändningsfritt kunna ange en naturlig bakgrund bör således regionala bakgrundsvärden tas fram för olika delar av länet genom att analysera halterna i långa sedimentkärnor från nivåer som kan antas representera preindustriella förhållanden för flera hundra år sedan. Jonsson (2014) analyserade prover i Västeråsfjärden som bedömdes vara från tiden före år 1500 (Tabell 5). För vissa ämnen är skillnaderna betydande mellan lokalt uppmätta bakgrundsnivåer och de referensvärden som anges i NV Rapport 4914. I föreliggande rapport har vi i brist på lokala bakgrundsvärde för kadmium använt oss av referensvärdet 0,2 mg/kg ts från NV Rapport 4914.

Tabell 5. Sammanställning av framtagna bakgrundsvärden för sediment från, dels NV Rapport 4914, som ger ett referensvärde för hela Sveriges kustområden, dels från en studie av minst 500 år gamla sediment i Västeråsfjärden. (Från Jonsson 2014).

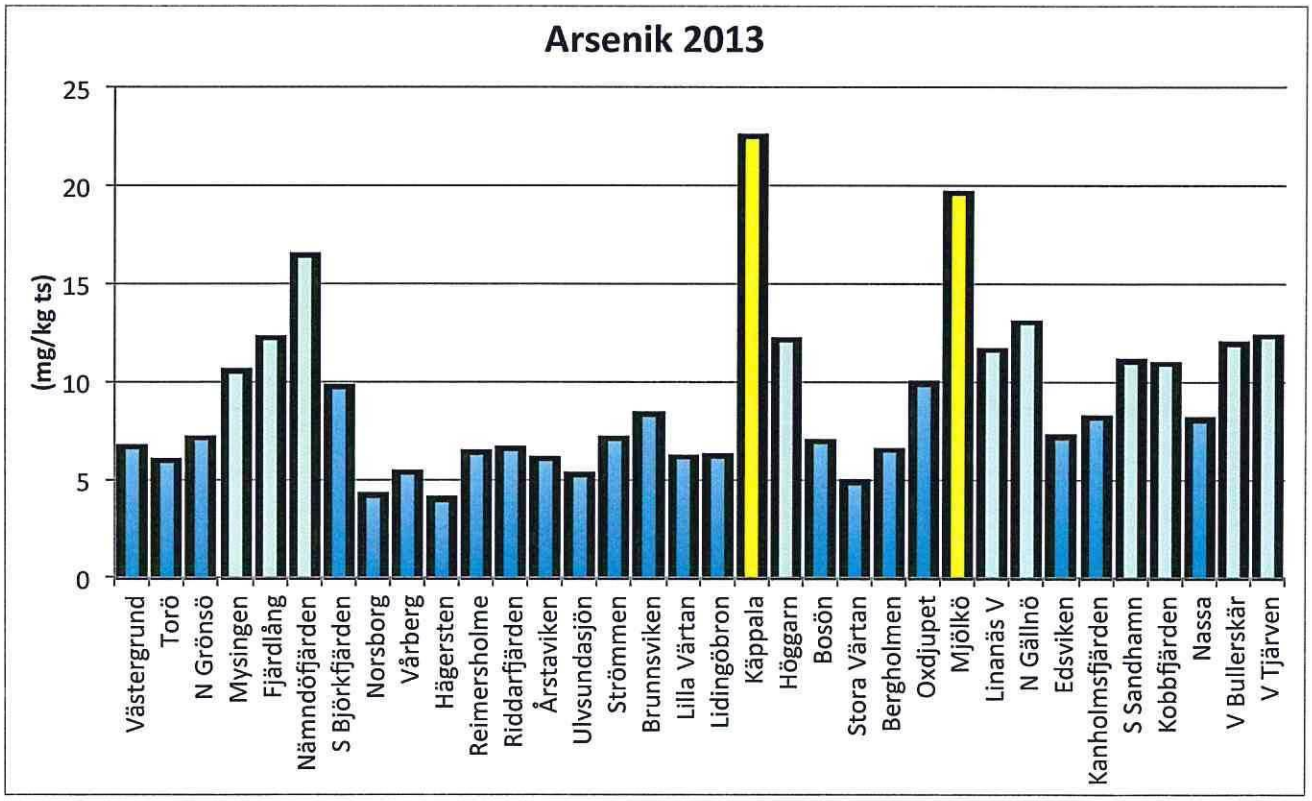
	Jämförvärde NV Rapport 4914 Marin miljö Ref-prov 55 cm (mg/kg ts)	**Bakgrund 5 kärnor 2014 års studie Västeråsfjärden Prov 100–160 cm** (mg/kg ts)	**Jämförelse bakgrund Västeråsfjärden 2014 i förhållande till jämförvärde NV Rapport 4914** (Skillnad %)
Arsenik	10	7,1	-30 %
Kadmium	0,2	0,23	+10 %
Kobolt	12	18	+50 %
Krom	40	53	+30 %
Koppar	15	26	+70 %
Nickel	30	34	+10 %
Bly	25	30	+20 %
Zink	85	134	+60 %
Kvicksilver	0,04	<0,04	Samma

4.3.1.3 Areell utbredning av metaller 2013

I figur 21-26 och 28–30 redovisas ytsedimenthalterna för 2013 års provtagning. I detta avsnitt kommenteras endast de metaller som har tydliga haltförhöjningar i undersökningsområdet. Fler metaller diskuteras under avsnitt 4.4 Tidstrender ytsediment. Färgerna på staplarna i figurerna anger avvikelseklassning i enlighet med Tabell 4.

4.3.1.3.1 Arsenik

Halterna av arsenik i ytsediment (0–2 cm) är generellt sett låga med en antydan till högre halter i saltare miljöer jämfört med Mälaren och de inre skärgårdsdelarna (Fig. 21). Tydlig avvikelse från bakgrunden noteras endast vid Käppala och Mjölkö.



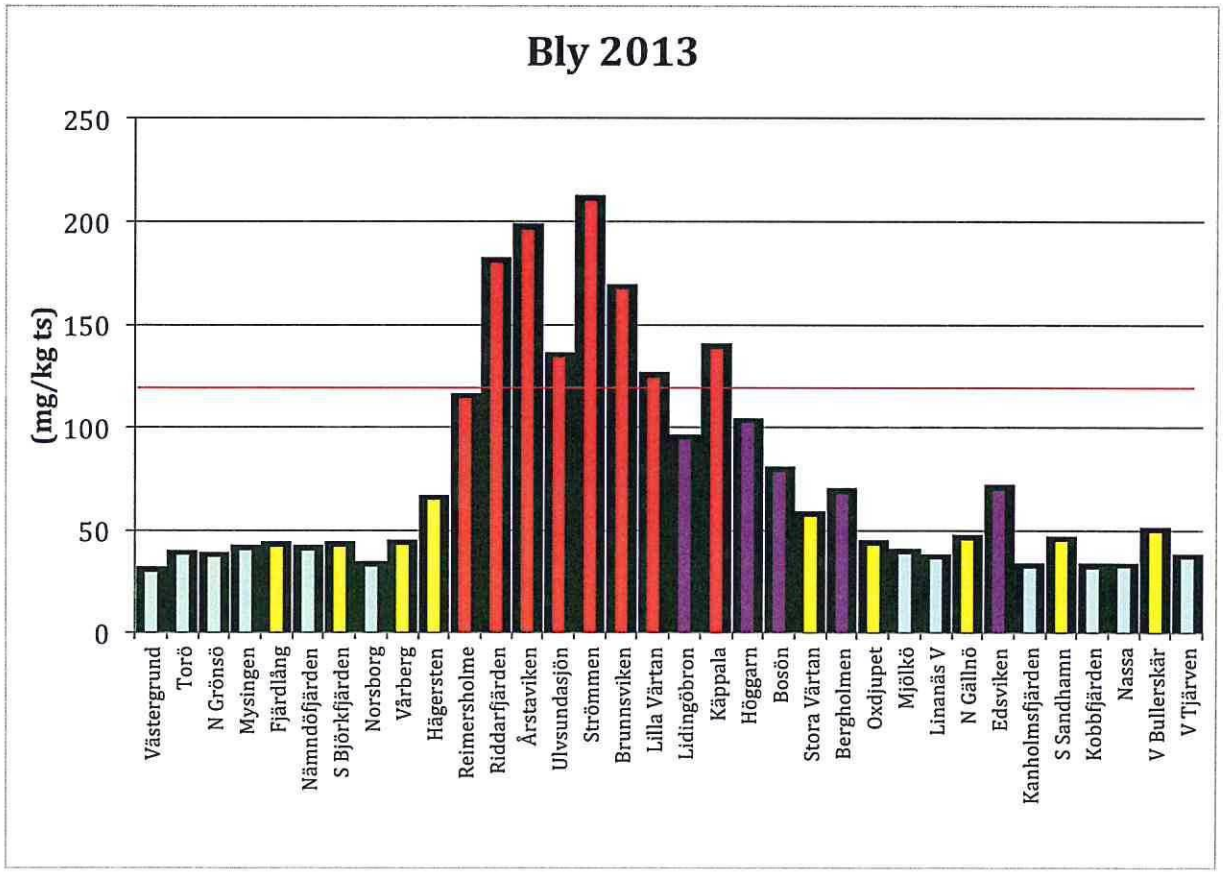
Figur 21. Halter i ytsediment (0–2 cm) av arsenik i undersökningsområdet.

4.3.1.3.2 Bly

Blyhalterna i Stockholmsområdet (Fig. 22) är förhöjda mellan fyra och åtta ggr i förhållande till bakgrundsvärdet och faller i klasserna stor eller mycket stor avvikelse (Klass IV och V). Det högsta värdet noterades i Strömmen (210 mg/kg ts), men även i Årstaviken (196 mg/kg ts) och Riddarfjärden (180 mg/kg ts) är halterna mycket höga.

Halterna avtar med avståndet från centrala Stockholm (Slussen) både in i Mälaren och ut mot skärgården. Det tydligt förhöjda området är i Mälaren begränsat till ca 10 km från Slussen, medan haltförhöjningarna i skärgården kan tydligt noteras ut till ett avstånd av ca 20 km, dvs fjärdarna innanför Oxdjupet och Kodjupet.

I fig. 22 har det av HaV föreslagna gränsvärdet för god kemisk status 120 mg/kg ts lagts in. Det är bara stationerna i Stockholms omedelbara närhet som inte uppfyller villkoret på god kemisk status.

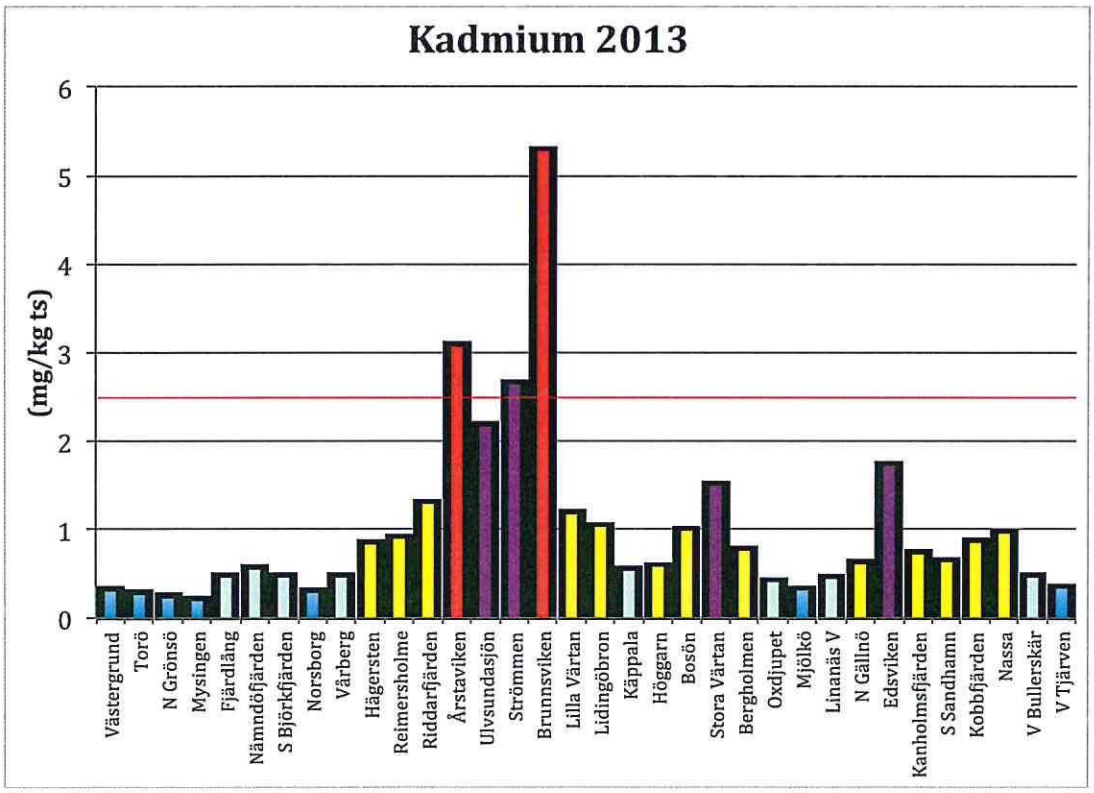


Figur 22. Halter i ytsediment (0–2 cm) av bly i undersökningsområdet. HaV:s föreslagna gränsvärde för god kemisk status har lagts in som en röd linje i diagrammet motsvarande en halt på 120 mg/kg ts.

4.3.1.3.3 Kadmium

Kadmium beskriver en något annorlunda spridningsbild än bly (Fig. 23). De högsta halterna uppmättes i Brunnsviken (4,5 mg/kg ts), Årstaviken (3,1 mg/kg ts), Strömmen (2,6 mg/kg ts) och Ulvsundasjön (2,2 mg/kg ts) som hamnar i klass IV och V. Förhöjningarna är här 10–15 ggr högre än bakgrunden. Höga halter (klass IV) noteras även främst Edsviken och St. Värtan. Påverkansområdet utbredning runt Stockholm är av samma storlek som för bly.

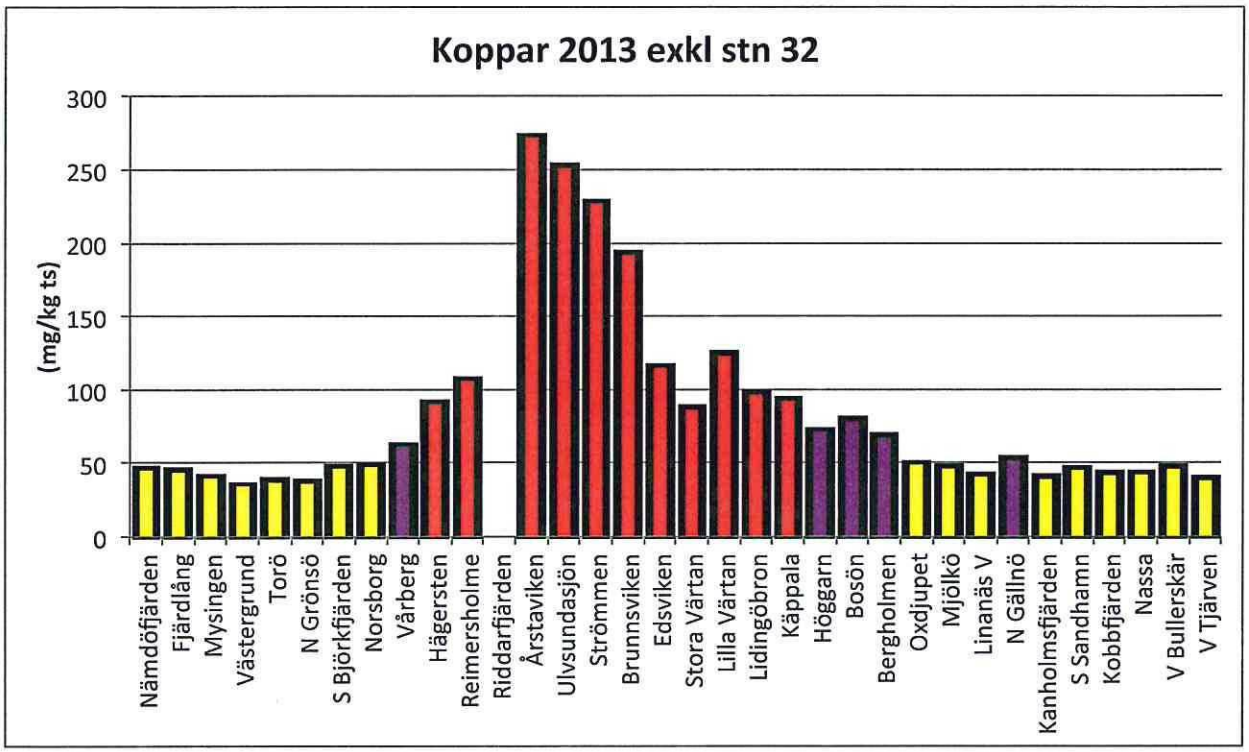
HaV:s gränsvärde för god kemisk status för kadmium i sediment har lagts in i Fig. 23 på 2,5 mg/kg ts. Detta värde grundar sig på ett föreslaget gränsvärde på 2,3 mg/kg ts plus bakgrunden 0,2 mg/kg ts som hämtats från NV Rapport 4914.



Figur 23. Halter i ytsediment (0–2 cm) av kadmium i undersökningsområdet. HaV:s gränsvärde för god kemisk status för kadmium i sediment har lagts in som en röd linje i diagrammet på 2,5 mg/kg ts.

4.3.1.3.4 Koppar

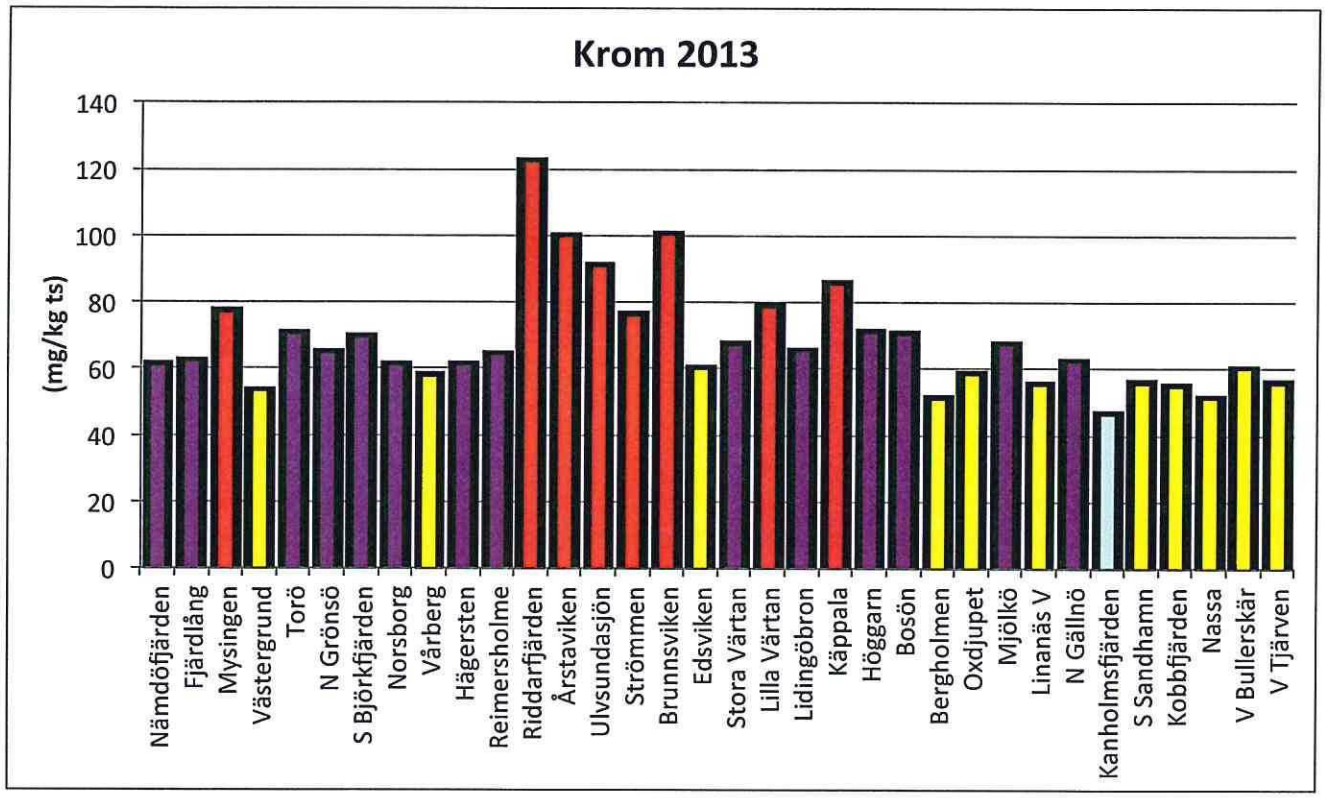
Den särklassigt högsta kopparhalten 1520 mg/kg ts noterades i Riddarfjärden utanför Långholmens östra udde vilket är 100 gånger högre än bakgrunden. Av framställningstekniska skäl har detta värde uteslutits i figur 24. Kopparhalterna på de övriga mest förorenade stationerna Årstaviken, Ulvsundasjön, Strömmen och Brunnsviken är 12–18 högre än bakgrunden och rankas med mycket god marginal i klass V. Edsviken har en halt som är förhöjd ca åtta ggr. Kopparföroreningen kan tydligt skönjas 10 km in i Mälaren och 20 km ut i skärgården.



Figur 24. Halter i ytsediment (0–2 cm) av koppar i undersökningsområdet. Station 32 Riddarfjärden är exkluderad av framställningstekniska skäl på grund av extremt högt värde 1520 mg/kg ts.

4.3.1.3.5 Krom

Kromhalterna är genomgående klart förhöjda i förhållande till jämförvärdet (Fig. 25), med mycket stor avvikelse i närheten av Stockholm City. Generellt sett är det inte fråga om några stora haltskillnader utan de högsta värdena inne i Stockholm överstiger halterna från Mälaren och mellan- och ytterskärgården med en faktor av ungefär 2.

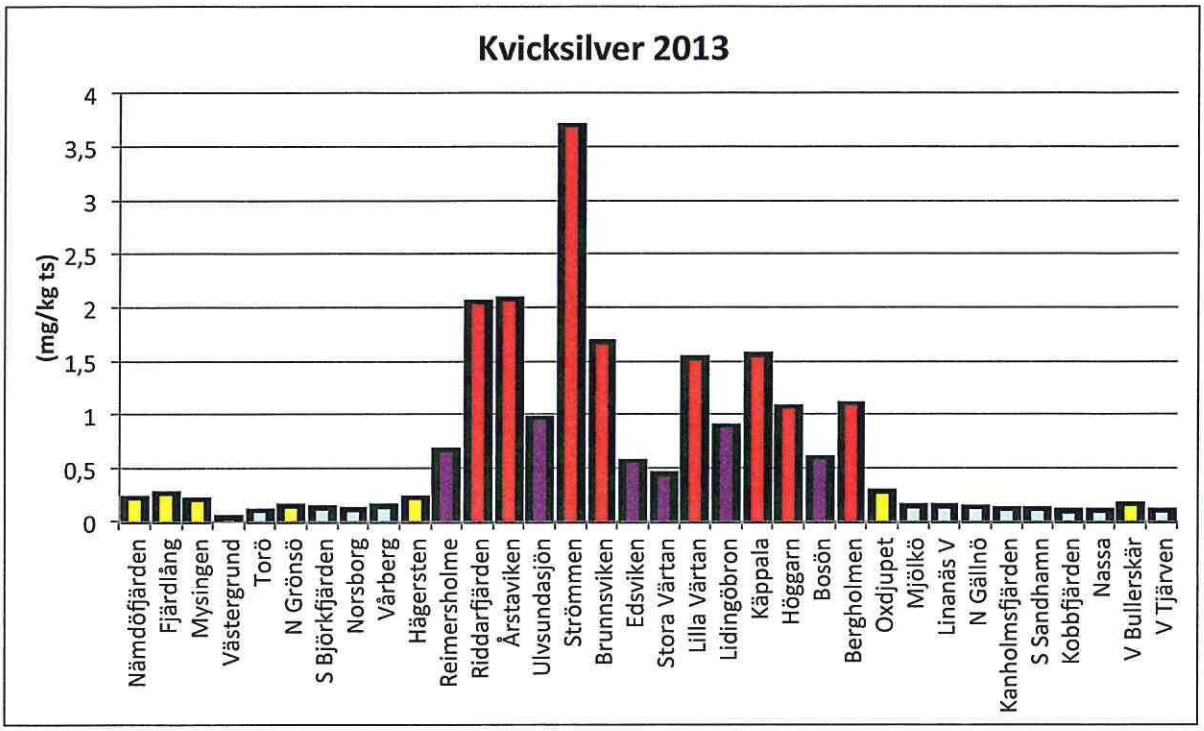


Figur 25. Halter i ytsediment (0–2 cm) av krom i undersökningsområdet.

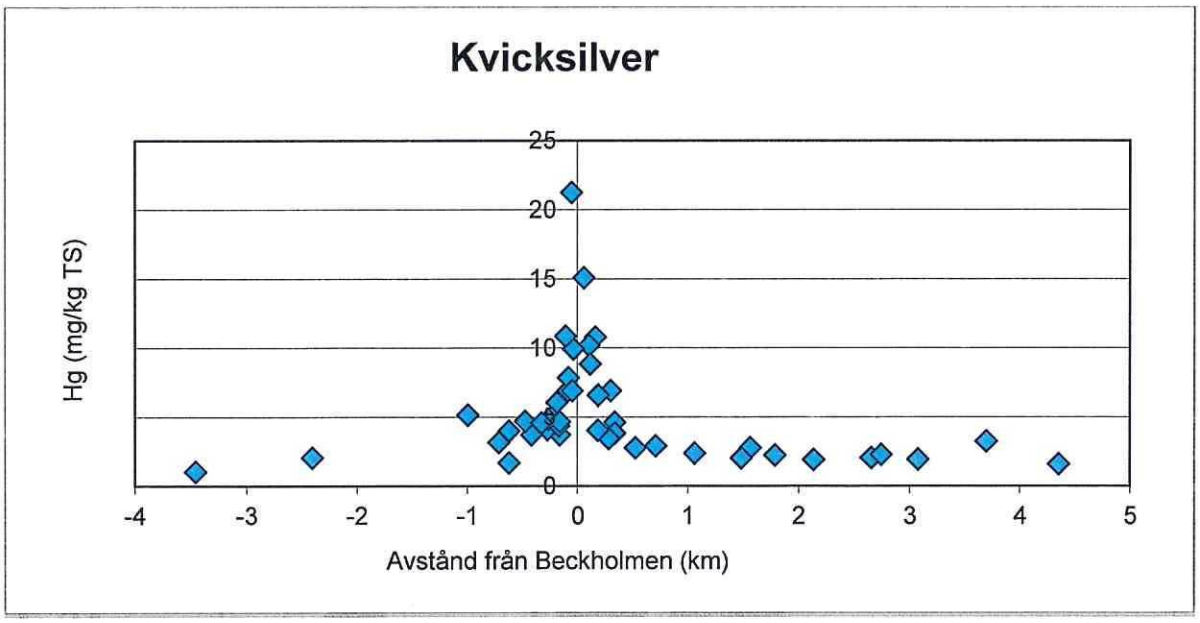
4.3.1.3.6 Kvicksilver

Kvicksilver (Fig. 26) uppvisar en mycket hög halt i Strömmen (3,7 mg/kg ts), vilket är mer än 90 gångers förhöjning i förhållande till bakgrunden 0,04 mg/kg ts. Jonsson (2010) fann att Beckholmen var den i särklass dominerande källan för kvicksilver i området och noterade kvicksilverhalter i Beckholmens närhet på 200–550 över bakgrunden (Fig. 27).

Kvicksilverhalterna är även mycket förhöjda i Riddarfjärden och Årstaviken. Det tydligt påverkade området är av samma storleksordning som för bly, kadmium och koppar och sträcker sig i skärgården ut till Oxdjupet och Kodjupet.



Figur 26. Halter i ytsediment (0–2 cm) av kvicksilver i undersökningsområdet.

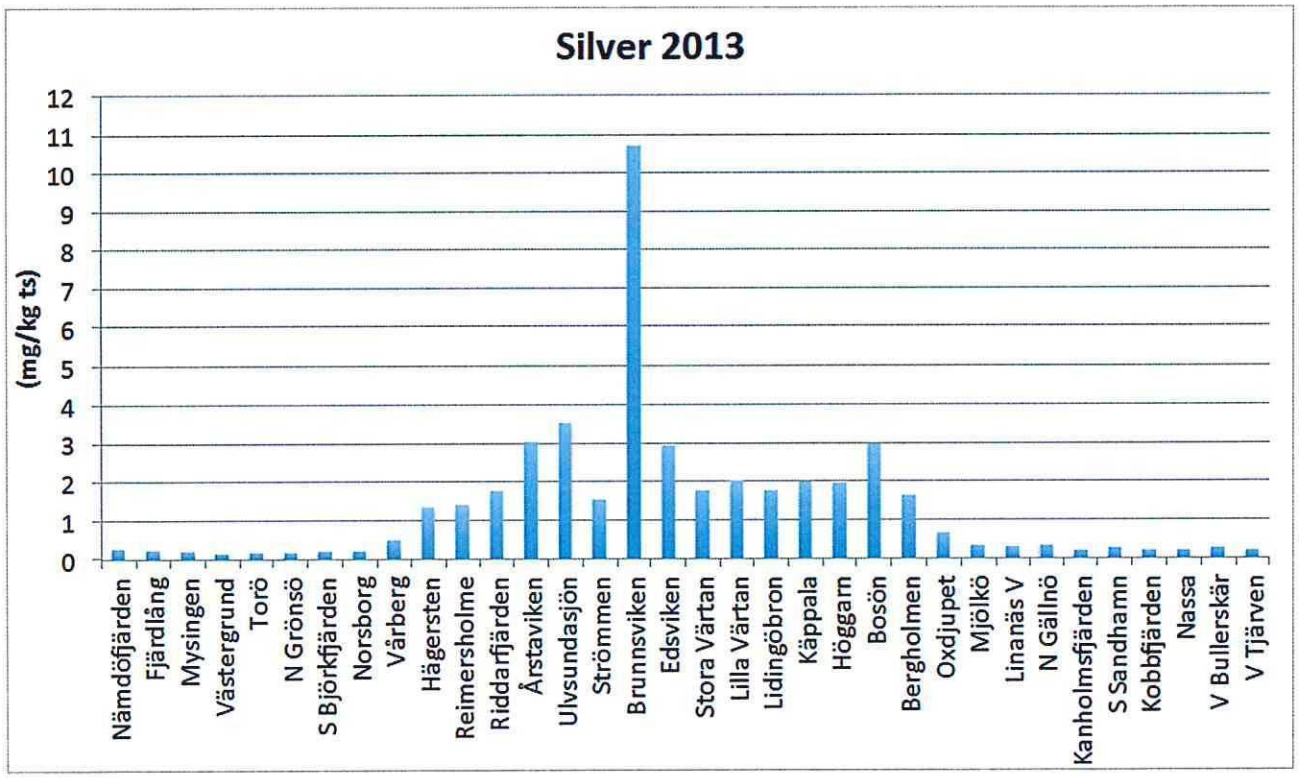


Figur 27. Halter i ytsediment (0–2 cm) av bly kvicksilver i förhållande till avståndet från Beckholmen. Minusvärden på avståndet representerar stationer i den västra halvcirkeln från Beckholmen, plusvärden representerar den östra halvcirkeln. Figur 16 i Jonsson (2010) exkluderade av framställningstekniska skäl Station 30 och 34 i diagrammet på grund av mycket höga halter. I diagrammet ovan ingår dock även dessa två stationer. (Data från Jonsson 2010).

4.3.1.3.7 Silver

Ingen bedömningsgrund finns för silverförorening. Silver är ett ämne som främst under 1900-talet användes i tryckerier och vid fotoframställning. Betydande mängder har tidigare tillförts kommunala avloppsvatten vilket inneburit substantiell utsläpp från de kommunala reningsverken (Sjögren 2011). Tillförseln har under 2000-talet minskat substantiellt vilket också stöds av haltprofilerna av silver i denna undersökning (se vidare avsnitt 4.5 Tidstrender sedimentkärnor).

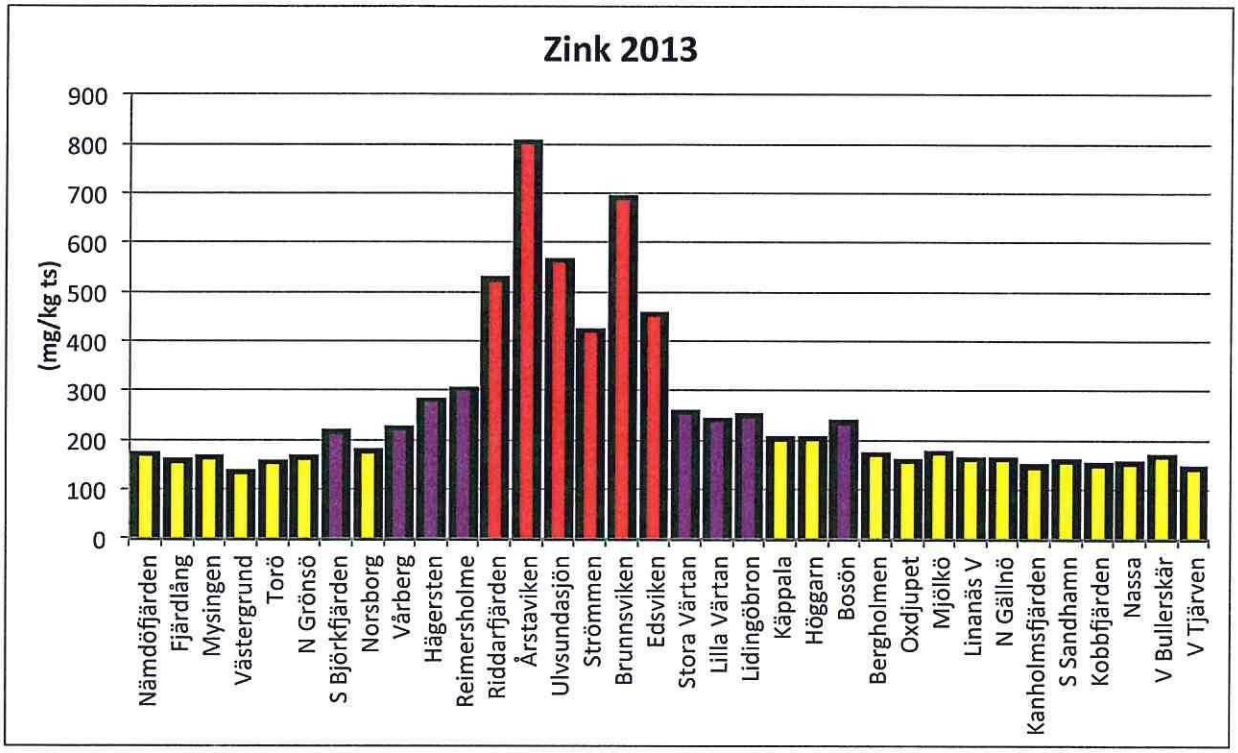
De högsta halterna i Mälaren noterades i Ulvsundasjön (3,5 mg/kg ts) och Årstaviken (3,0 mg/kg ts)(Fig. 28). På skärgårdssidan erhölls den särklassigt högsta halten i Brunnsviken (10,7 mg/kg ts), men även i Edsviken (2,9 mg/kg ts) och vid Bosön (3,0 mg/kg ts) uppmättes höga halter. Influensområdet tycks sträcka sig ca 20 km inåt Mälaren och ut till Oxdjupet och Kodjupet i skärgården.



Figur 28. Halter i ytsediment (0–2 cm) av silver i undersökningsområdet.

4.3.1.3.8 Zink

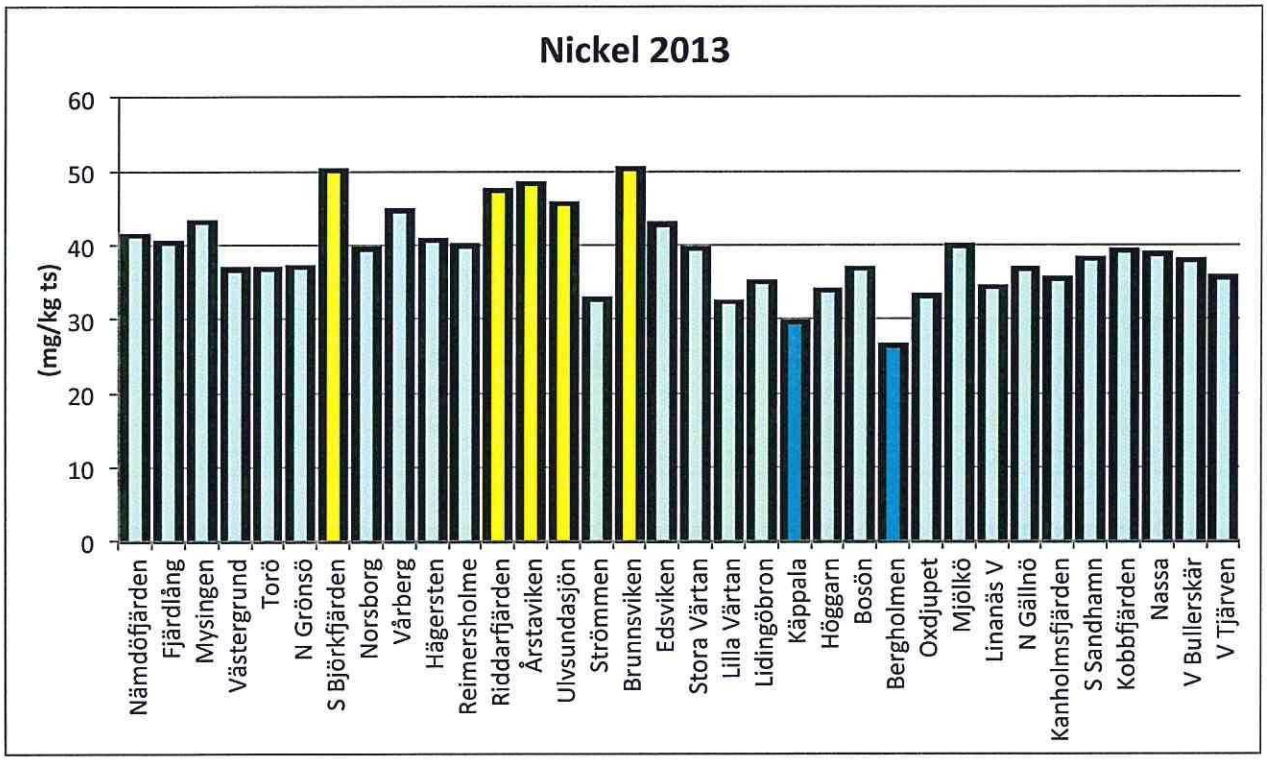
Zink uppvisar ett fördelningsmönster som liknar koppar och kvicksilver (Fig. 29). Stor eller mycket stor avvikelse från jämförvärdet noterades i närheten av Stockholm. I Mälaren, mellan- och ytterskärgården är avvikelsen att klassificera som tydlig.



Figur 29. Halter i ytsediment (0–2 cm) av zink i undersökningsområdet.

4.3.1.3.9 Nickel

Nickel beskriver ett jämnt fördelningsmönster med liten eller ingen avvikelse från jämförvärdet på alla stationer utom fem, där det noteras tydlig avvikelse (Fig. 30). Avvikelsen är dock mindre än en faktor 2.



Figur 30. Halter i ytsediment (0–2 cm) av nickel i undersökningsområdet.

4.3.1.3.10 Samvariation mellan metaller

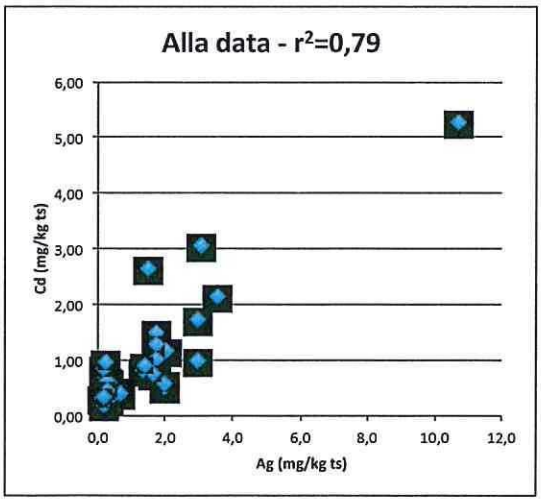
För att undersöka om det eventuellt finns någon samvariation mellan metaller i undersökningsområdet har en matris över halter av de föroreningsrelaterade metallerna sammanställts (Fig. 31) utifrån alla 34 stationerna. I figuren har samband med r^2-värden mellan 0,5 och 0,75 gulmarkerats och de där r^2-värdet är större än 0,75 har rödmarkerats.

	Ag	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	V	Zn	GF
Ag	1													
As	-0,04	1												
Cd	0,79	-0,08	1											
Co	0,01	0,03	0	1										
Cr	0,32	0	0,32	0,04	1									
Cu	0,04	-0,03	0,06	0	0,53	1								
Fe	0,01	0,41	-0,01	0,19	0,14	0	1							
Hg	0,23	-0,02	0,41	0	0,44	0,23	0	1						
Mn	-0,05	0,12	-0,04	0,16	-0,02	-0,01	0,01	-0,05	1					
Ni	0,12	-0,04	0,17	0,06	0,23	0,11	0,01	0	0,05	1				
Pb	0,38	-0,03	-0,03	0	0,64	0,3	0,03	0,88	-0,07	0,03	1			
V	0	0,01	0	0,26	0,04	-0,05	0,16	-0,1	0,08	0,35	-0,03	1		
Zn	0,55	-0,12	0,74	0,03	0,55	0,24	0	0,44	-0,04	0,32	0,67	0,02	1	
GF	0,12	0,1	0,17	0	-0,01	-0,03	0	0	0	0	0,01	-0,01	0,02	1

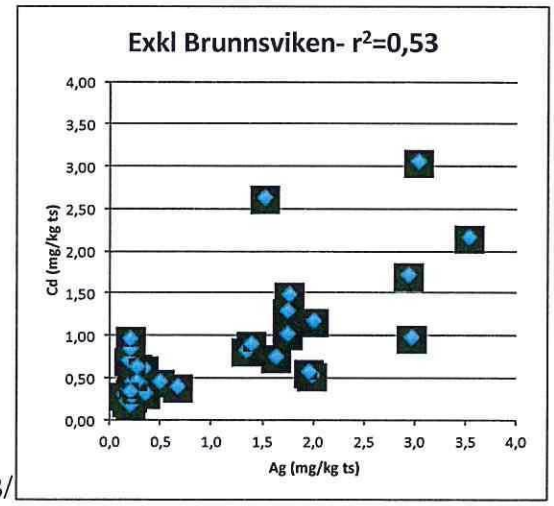
Figur 31. Korrelationsmatris (r^2-värden) för föroreningsrelaterade metaller och glödgningsförlust på samtliga stationer 2013 (n=34).

Sambanden har testats i diagramform för att utröna om enstaka värden ger upphov till en alltför god korrelation (Fig. 32 A). Det goda sambandet mellan Ag och Cd (r^2=0,79) minskar påtagligt om data från Brunnsviken exkluderas (Fig. 32 B; r^2=0,53).

A/

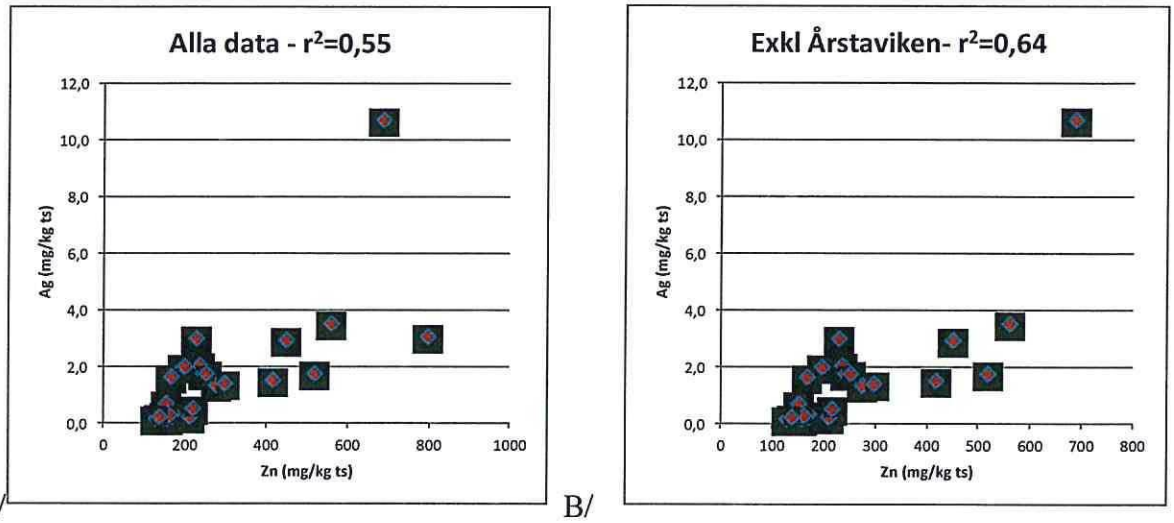


B/



Figur 32. Samband mellan kadmium och silver på A/ samtliga stationer (n=34) och B/ exklusive Brunnsviken (n=33).

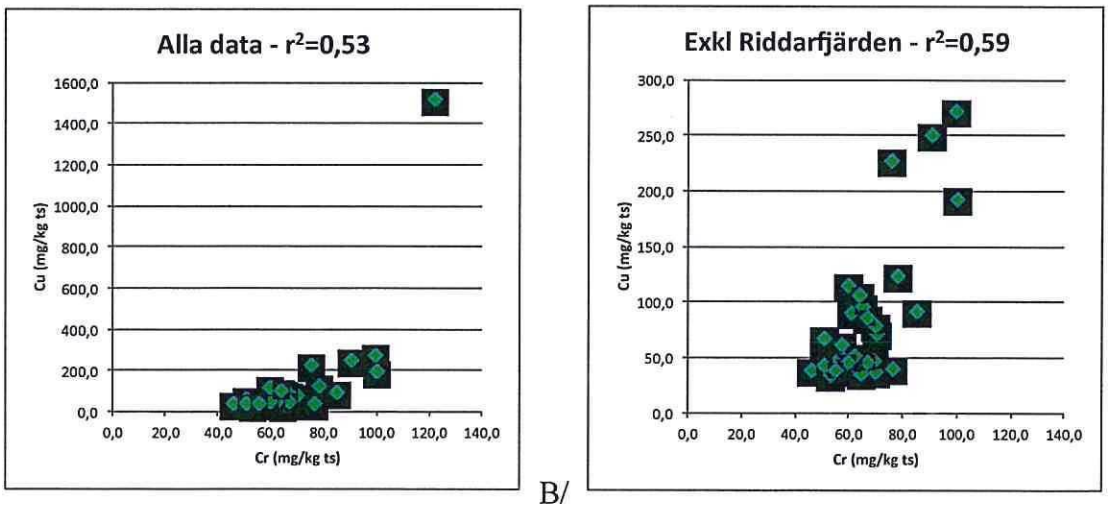
När det gäller Ag och Zn (Fig. 33 A) ökar sambandet till r^2=0,64 om data från Årstaviken utesluts (Fig. 33 B).



A/ B/

Figur 33. Samband mellan silver och zink på A/ samtliga stationer (n=34) och B/ exklusive Årstaviken (n=33).

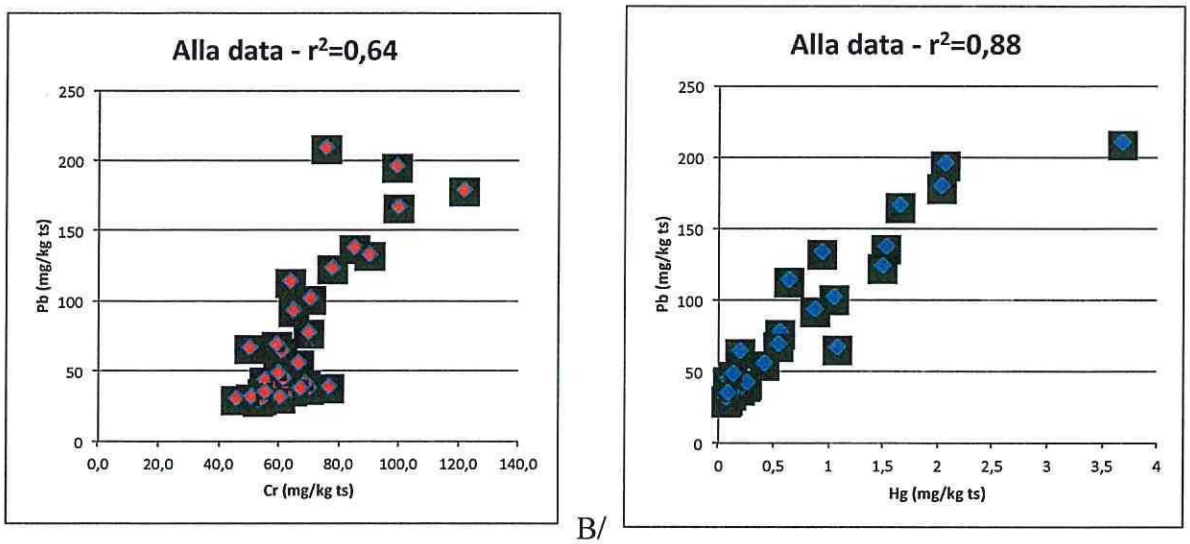
Halterna av såväl koppar som krom är mycket höga i Riddarfjärden, 1520 respektive 122 mg/kg ts. Korrelationen ökar från r^2=0,53 (Fig. 34 A) till r^2=0,59 om Riddarfjärden utesluts (Fig. 34 B) och visar en tydlig men ganska spridd bild som inte enbart beror på ett värde.



A/ B/

Figur 34. Samband mellan koppar och krom på A/ samtliga stationer (n=34) och B/ exklusive Riddarfjärden (n=33).

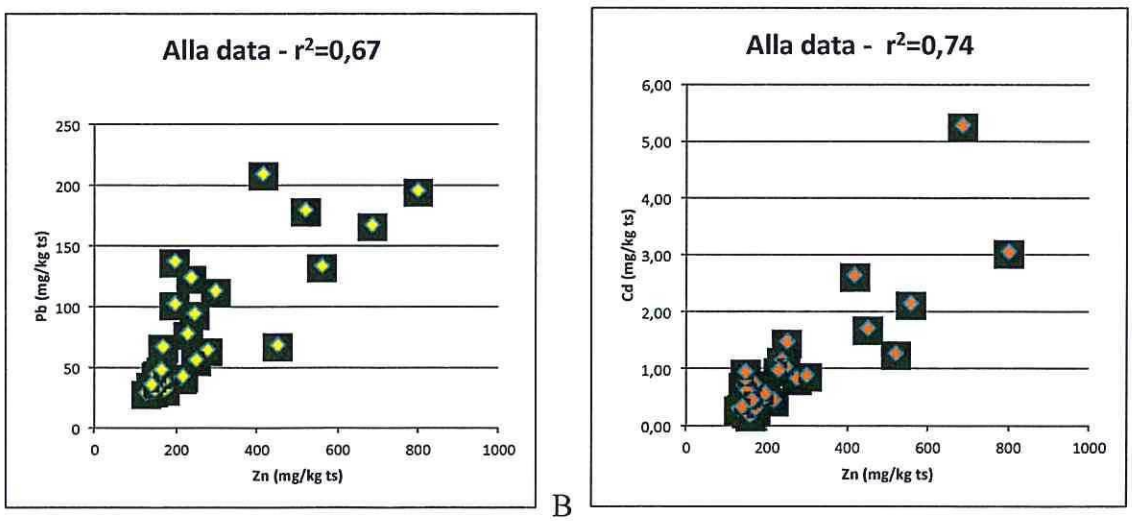
Ett tydligt samband finns mellan Pb och Cr (Fig 35 A). Om Strömmen utesluts ökar sambandet till r^2=0,74. Ett ännu bättre samband finns mellan Pb och Hg (Fig. 35 B). Om man även här utesluter Strömmen ökar sambandet till r^2=0,92.



A/ B/

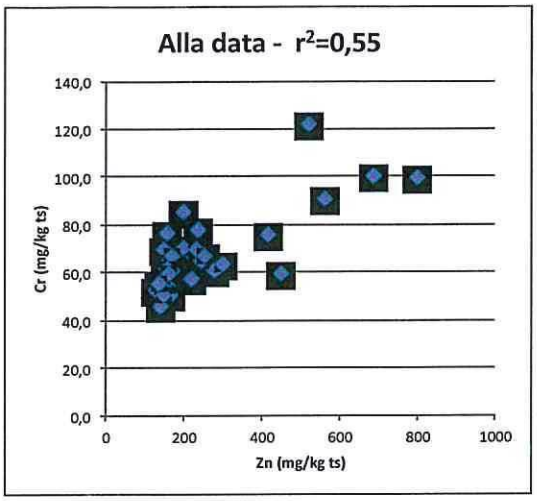
Figur 35. Samband mellan A/ bly och krom och B/ bly och kvicksilver på samtliga stationer (n=34).

Vad gäller korrelationen mellan Pb och Zn (Fig. 36 A) är spridningen större vid högre halter. Även om man separerar Mälardata från skärgården sker ingen förbättring av sambandet. Något mindre spridning upp visas av sambandet Cd och Zn (Fig. 36 B). Inte heller här ökar korrelationen om Mälardata skiljs från skärgårdsdata.



A/ B

Figur 36. Samband mellan A/ bly och zink B/ kadmium och zink på samtliga stationer (n=34).



Figur 37. Samband mellan krom och zink på samtliga stationer (n=34).

Ett ytterligare sämre samband noteras mellan Cr och Zn (Fig. 37). Tydliga samband har sålunda noterats mellan metaller i undersökningsområdet. I ett storskaligt regionalt perspektiv kan man se sådana samband för ett flertal metaller (främst Cd, Cu, Hg, Pb och Zn), vilket är vanligt i närheten av stora städer med ett komplext utsläpp av många parametrar.

I Stockholmsområdet kan dessutom mer specifika punktkällor misstänkas främst i Saltsjön, Riddarfjärden och Brunnsviken. I Saltsjön visade Jonsson (2010) att Beckholmen är en substantiell källa av främst Cd, Cu, Hg, Pb och Zn. Föreliggande undersökning visade att samvariationen mellan dessa metaller också är påtaglig i västra delen av Riddarfjärden, indikerande en påtaglig källa i detta område. I Brunnsviken är halterna mycket höga av silver indikerande att här finns eller har funnits en påtaglig silverkälla. Även halterna av Hg, Cd, Cu, Pb och Zn är mycket höga i vikens ytsediment.

4.3.2 Organiska miljögifter

4.3.2.1 Bedömningsgrunder organiska miljögifter

Bedömningsgrunder för miljökvalitet Kust och hav (Naturvårdsverket 1999) fungerar som referensverktyg vid expertbedömningar av sedimentens föroreningshalt. I denna Naturvårdsverkets rapport 4914 finns dock vissa fel i Tabell 30. Det anges i rapporten att data i tabellen är normerade till en kolhalt av 1 % organiskt kol vilket inte stämmer för de organiska miljögifterna. Data är redovisade enbart till torrvikt utan någon normalisering till kolhalt. Denna tabell har sedermera (Naturvårdsverket 2013) reviderats och våra bedömningar vad gäller organiska föroreningar kommer att baseras på denna reviderade Tabell (Tab. 6).

Tabellen visar statistisk tillståndsklassning av organiska miljögifter i sediment längs Sveriges kust (µg/kg torrvikt). Halterna ska inte normaliseras för kolhalten som angavs i den ursprungliga rapporten (NV 4914).

Tabell 6. Reviderad Tabell 30 i Naturvårdsverkets rapport 4914 (1999). Bedömningsgrunder för miljökvalitet – Kust och hav.

Statistisk tillståndsklassning av organiska miljögifter i sediment längs Sveriges kust (µg/kg torrvikt)					
Ämne	**Klass 1 Ingen halt**	**Klass 2 Låg halt**	**Klass 3 Medelhög halt**	**Klass 4 Hög halt**	**Klass 5 Mycket hög halt**
Fenantren	0	0–10	10-30	30-100	>100
Antracen	0	0-2	2-8	8-30	>30
Fluoranten	0	0-20	20-80	80-270	>270
Pyren	0	0-12	12-50	50-200	>200
Bens(a)antracen	0	0-10	10-35	35-110	>110
Chrysen	0	0-13	13-50	50-180	>180
Bens(b)fluoranten	0	0-50	50-150	150-400	>400
Bens(k)fluoranten	0	0-20	20-50	50-160	>160
Bens(a)pyren	0	0-20	20-60	60-180	>180
Bens(ghi)perylen	0	0-30	30-100	100-350	>350
Indeno(cd)pyren	0	0-50	50-170	170-600	>600
Summa id11 PAH	**0**	**0-280**	**280-800**	**800-2500**	**>2500**
HCB	**0**	**0-0,04**	**0,04-0,2**	**0,2-1**	**>1**
PCB 28	0	0-0,06	0,06-0,2	0,2-0,6	>0,6
PCB 52	0	0-0,06	0,06-0,2	0,2-0,8	>0,8
PCB 101	0	0-0,16	0,16-0,6	0,6-2	>2
PCB 118	0	0-0,15	0,15-0,6	0,6-2	>2
PCB 153	0	0-0,03	0,03-0,3	0,3-3,5	>3,5
PCB 138	0	0-0,3	0,3-1,2	1,2-4,1	>4,1
PCB 180	0	0-0,1	0,1-0,4	0,4-1,9	>1,9
Summa PCB 7 dutch	**0**	**0-1,3**	**1,3-4**	**4-15**	**>15**
Total PCB	**0**	**0-5**	**5-20**	**20-75**	**>75**
a-HCH	0	0-0,01	0,01-0,07	0,07-0,3	>0,3
b-HCH	0	0-0,03	0,03-0,3	0,3-3	>3
g-HCH	0	0-0,01	0,01-0,1	0,1-1,3	>1,3
Summa HCH	**0**	**0-0,03**	**0,03-0,3**	**0,3-3**	**>3**
γ-klordan	0	0-0,01	0,01-0,04	0,04-0,1	>0,1
α-klordan	0	0-0,02	0,02-0,04	0,04-0,1	>0,1
trans-nonaklor	0	0-0,02	0,02-0,05	0,05-0,15	>0,15
Summa klordan	**0**	**0-0,02**	**0,02-0,08**	**0,08-0,3**	**>0,3**
p,p´-DDT	0	0-0,02	0,02-0,1	0,1-0,7	>0,7
p,p´-DDE	0	0-0,2	0,2-0,7	0,7-2,5	>2,5
p,p´-DDD	0	0-0,13	0,13-0,8	0,8-5	>5
Summa DDT	**0**	**0-0,2**	**0,2-1**	**1-6**	**>6**
EOCl	**0**	**0-600**	**600-4000**	**4000-30000**	**>30000**
EOBr	**0**	**0-400**	**400-1000**	**1000-3000**	**>3000**
EPOCl	**0**	**0-150**	**150-700**	**700-3000**	**>3000**
EPOBr	**0**	**0-90**	**90-250**	**250-800**	**>800**

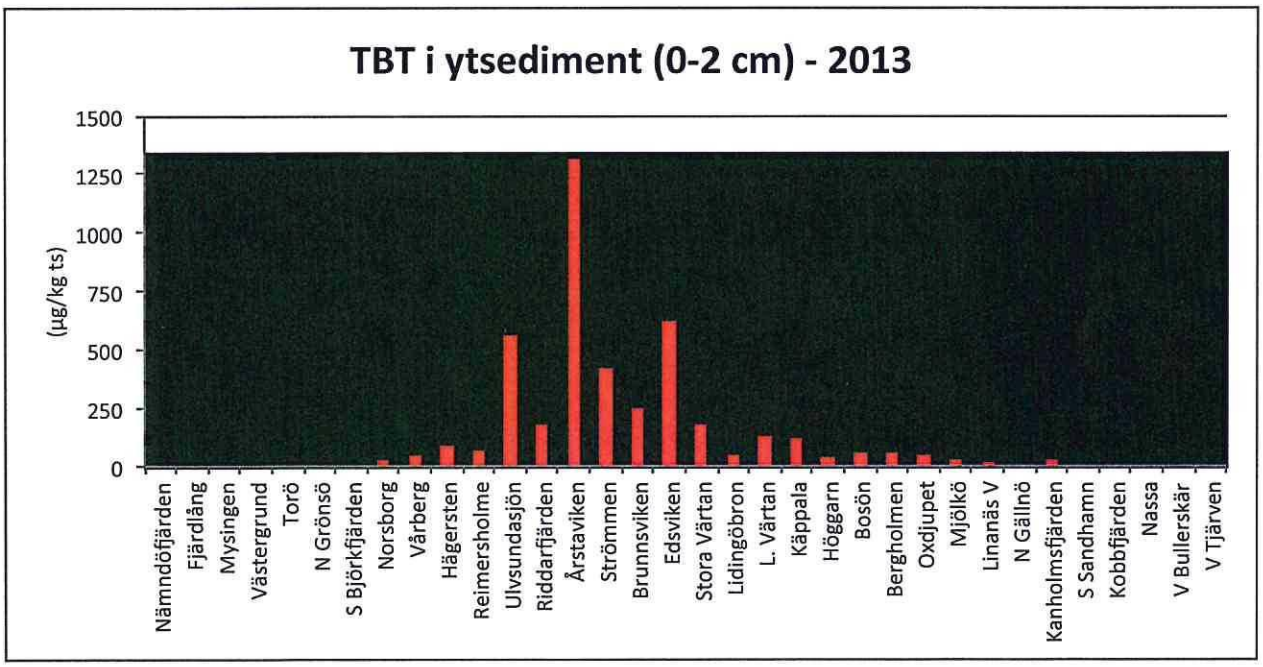
Gränsen mellan klass 2 och 3 motsvarar ungefärliga minimihalter i utsjösediment. Gränsen mellan klass 4 och 5 utgörs av 95-percentilen (vad gäller EOCl: 90-percentilen) av insamlade data. Dessa halter och klassgränser är inte kopplade till några effektbaserade värden, utan visar fördelningen av miljögiftshalter i svenska sediment. Naturvårdsverket har sedan 2011 arbetat med att uppdatera denna tabell baserat på nya data, inklusive tillägg av några ytterligare ämnen samt att ta fram en tabell för effektbaserade värden. Emellertid har ännu inget sammanställts som kan användas för haltvärdering.

4.3.2.2 Gränsvärden för god kemisk status

I Havs- och vattenmyndighetens utarbetat förslag till ändring av klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (HaV 2014) föreslås att gränsvärdena för uppnående av god status i sediment skall ligga på 24 µg/kg ts för antracen, 2000 µg/kg ts för fluoranten och 1,6 µg/kg ts för TBT normerat till 5 % kolhalt (TOC).

4.3.2.3 Organiska tennföreningar

Halterna av tributyltenn (TBT) i ytsediment (0–2 cm) varierar mycket mellan de olika stationerna (Fig. 38). Låga värden omväxlar med höga värden upp till 1310 µg/kg ts. Det högsta värdet noterades i Årstaviken och det näst högsta (620 µg/kg ts) uppmättes i Edsviken.



Figur 38. TBT i ytsediment (0–2 cm) i undersökningsområdet. Torö och Grönsö ligger längs Södertäljeleden, S. Björkfjärden – Riddarfjärden ligger i Mälaren, Strömmen till Oxdjupet ligger i Stockholms inre skärgård, Mjölkö – Kanholmsfjärden i mellanskärgården och S Sandhamn – Västergrund ligger i ytterskärgården.

Det är endast Kobbfjärden (1,4 µg/kg ts)som uppvisar en lägre halt än Havs- och vattenmyndighetens remissförslag gränsvärde 1,6 µg/kg ts och därför kan anses uppnå god status vad gäller TBT. Alla övriga stationer har högre halter än gränsvärdet. På 21 av de 34 undersökta stationerna är halterna mer än tio gånger förhöjda och på 7 av dessa är halterna mer än 100 gånger förhöjda.

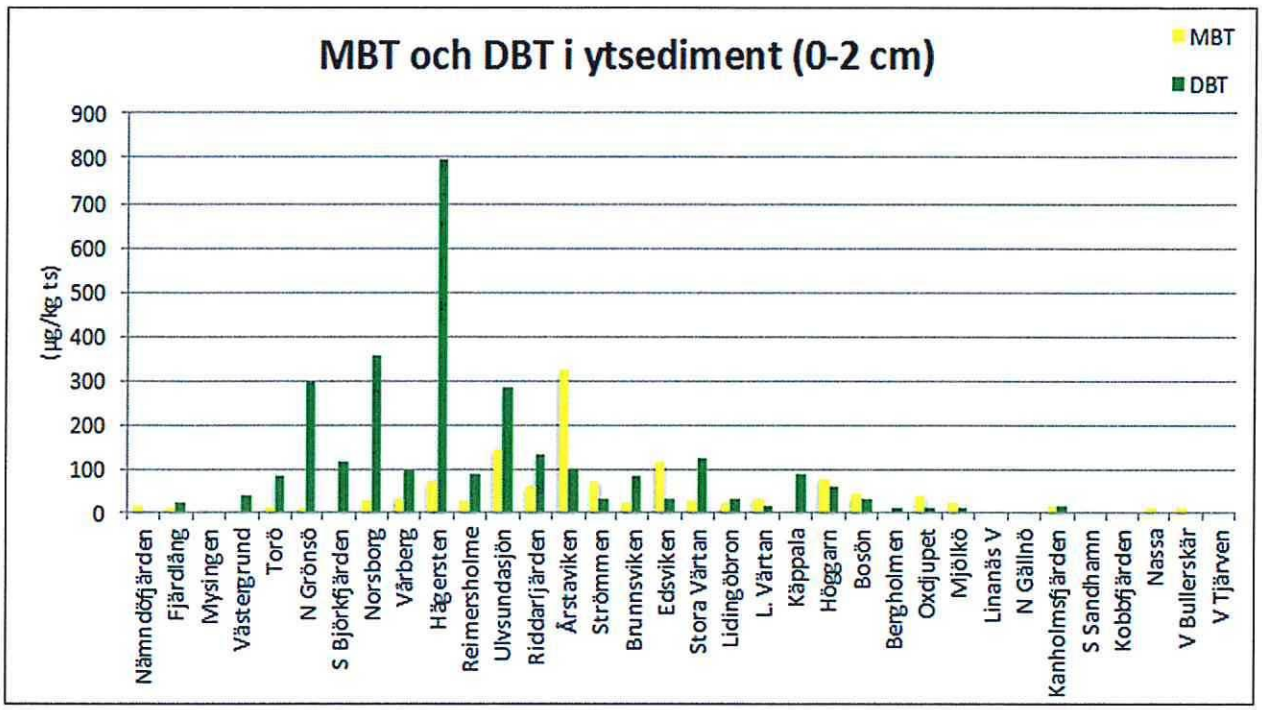
Under 2000-talet har Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) haft i uppdrag att analysera organiska tennföreningar i våra havsområden. Resultaten har sammanställts i Tabell 7 (Cato 2003; Cato and Kjellin 2008; Cato opubl. material). I den övre delen av tabellen redovisas halterna av TBT i sediment från "opåverkade" havsområden och skärgårdar. TBT är en alltigenom antropogen förening och skall överhuvudtaget inte finnas i sediment. Det är därför mycket oroande att den finns i stort sett överallt och i vissa områden i halter som är nära eller över den nivå vid vilken subletala effekter i form av hormonstörningar kan förväntas uppstå. I marinor och hamnar är halterna avsevärt högre och i dessa områden är risken för betydande effekter överhängande.

Halterna i Stockholms hamnområde varierar mellan 67 och 421 µg/kg ts, vilket är i det lägre avsnittet av vad man brukar finna i svenska hamnar (Tab. 7). Hög halt noterades i såväl Brunnsviken som St. Värtan, vilket sannolikt kan förklaras med den höga tätheten av fritidsbåtar och –varv. I ytterskärgården är halterna genomgående < 10 µg/kg ts.

De organiska tennföreningarnas viktigaste och mest omdebatterade användningsområde är som aktiva antifouling-substanser i båtbottenfärger (Magnusson och Samuelsson 2012.) I vattenmiljön kan den relativa fördelningen av monobutyltenn (MBT), dibutyltenn (DBT) respektive tributyltenn (TBT) användas som en indikation på nedbrytningstillståndet. MBT och DBT är oftast nedbrytningsprodukter av ursprungssubstansen TBT. En förhållandevis hög andel MBT och DBT i förhållande till TBT indikerar således en längre gången nedbrytning än om huvuddelen förekommer som TBT. MBT och DBT har dock även använts som stabilisatorer i PVC-plast och emitteras ibland till vatten vid plasttillverkning. I undersökningsområdet finns fler mindre plastindustrier som möjligen skulle kunna ha förorsakat de ibland höga MBT- och DBT-halterna i sedimenten (Fig. 39).

Tabell 7. Koncentrationen av tributyltenn (TBT) i ytsediment från svenska kustområden, marinor och hamnar. Om annat inte anges är data från Cato (2003, samt opubl.).

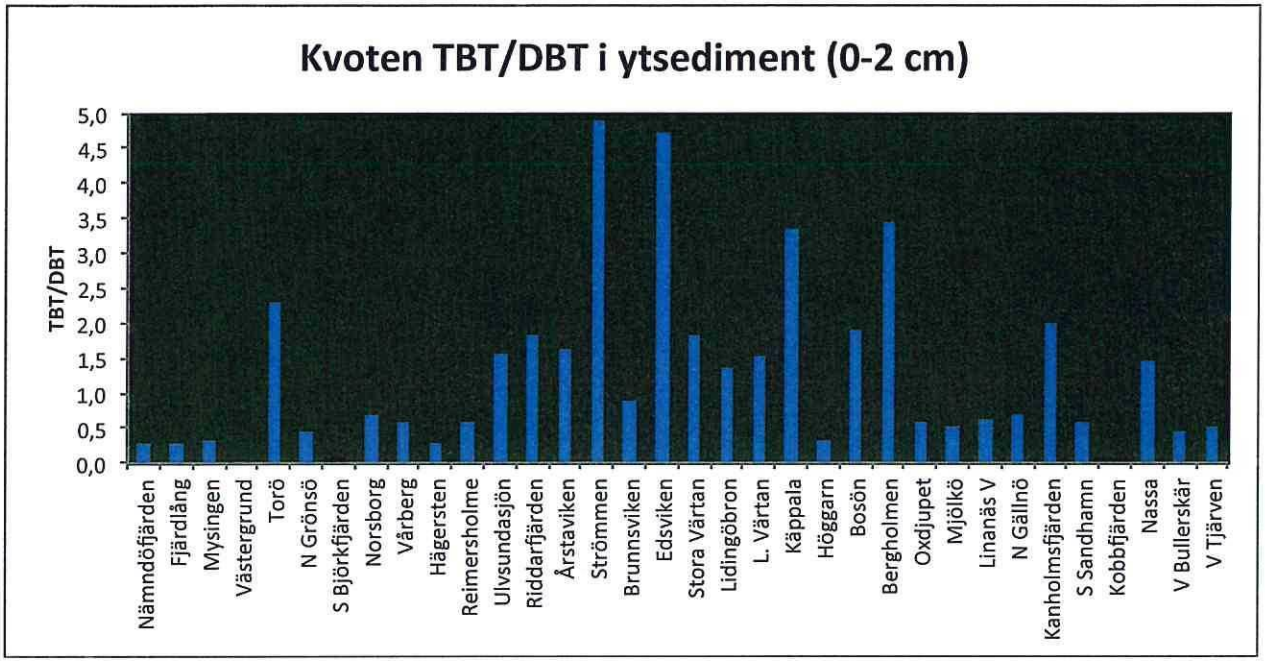
Område	Antal prov	TBT µg/kg torrvikt	Referens
Bohuskusten, Skagerrak	21	1 -86	
Hallandskusten, Kattegat	11	<1 - 11	
Öresund		5 -14	OSPAR / MON, 2001
Sydkusten, SW Östersjön	10	<1 - 25	
Öppet hav svensk EEZ	16	<1 - 110	
Smålandskusten	2	39 - 78	
Sörmlands skärgård	11	4 - 40	
Stockholms skärgård	42	<1 - 99	
Rönnängs marina	1	69	Jacobsen, 1998
Dyröns marina	1	150	
Åstols marina	1	350	
Björlanda Kile marina	2	1 700	
Strömstads marinor	3	170 - 400	
Grebbestads marina	1	820	
6 st marinor i Stockholm	6	380 – 4 300	
Oxelösunds marina	1	8 100	
Berga örlogsbas	4	<1-76	
Muskö örlogsbas	1	20 - 220	
Glommens fiskehamn	1	22	
Oxelösunds fiskehamn	1	130 – 2 000	
Scanraffs produkthamn, Brofj.	2	160 - 230	
Göteborgs hamnar	6	540 – 6 400	
Uddevalla hamn, Byfjorden	1	550	
Studseröds varv, Saltkällefj.	1	1 000	
Trelleborgs hamn	1	1 400	
Falkenbergs hamn	5	39 - 2600	
Helsingborgs hamn	4	74 - 120	
Simrishamns hamn	1	2 400	
Norrtälje hamn	2	130 - 1300	
Hälleviks hamn	1	730 - 1800	
Skelleftehamn	1	320	
Umeå hamn (Hörnefors)	1	42	
Karlsborgs hamn	1	72	
Rotterdam hamn		50 - 70	OSPAR / COM, 2000
Western Scheldt, Holland		3,6 - 46	OSPAR / COM, 2000
Belgiens kust		- 81	OSPAR / COM, 2000
Open Nordsjön		<1 - 2	Thomas et al., 2000
Irländska sjön		<1 - 2	Thomas et al., 2000
Norges, kust and hamnar		10 – 1 000	OSPAR / COM, 2000
Southamptons estuarie		50 - 540	Thomas et al., 2000



Figur 39. MBT och DBT i ytsediment (0–2 cm) i undersökningsområdet. Torö och Grönsö ligger längs Södertäljeleden, S. Björkfjärden – Riddarfjärden ligger i Mälaren, Strömmen till Oxdjupet ligger i Stockholms inre skärgård, Mjölkö – N Gällnö i mellanskärgården och S Sandhamn – Västergrund ligger i ytterskärgården.

Kvoten TBT/DBT varierar i undersökningsområdet mellan 0,3 och 4,9 (Fig. 40). I Strömmen, Edsviken, Halvkakssundet (utanför Käppala) och vid Bergholmen ligger kvoten på mellan 3,3 och 4,9, vilket kan jämföras med förorenade områden i Southhampton-estuariet under 1990-talet (Thomas et al. 2000), där medelvärdet på kvoten då var ca 5. Detta tyder på en förhållandevis färsk förorening i delar av Stockholmsområdet. En annan tolkning kan vara att de speciella förhållandena i undersökningsområdet med till exempel varierande syreförhållanden ger upphov till långsammare nedbrytningsförlopp än i det väl syresatta Southhamptonestuariet.

I längre ut liggande skärgårdsstationer är kvoterna vanligen 0,3–0,6, vilket indikerar att butyltennföroreningen här är förhållandevis långt nedbruten och således inte av färsk karaktär.



Figur 40. Kvoten TBT/DBT i ytsediment (0–2 cm) i undersökningsområdet. Torö och Grönsö ligger längs Södertäljeleden, S. Björkfjärden – Riddarfjärden ligger i Mälaren, Strömmen till Oxdjupet ligger i Stockholms inre skärgård, Mjölkö – N Gällnö i mellanskärgården och S Sandhamn – Västergrund ligger i ytterskärgården.

De organiska tennföreningarna har karaktäriserats som bland de mest toxiska föroreningar som någonsin släppts ut i miljön (Müller et al., 1989; Stewart et al., 1992) och är följaktligen högprioriterade s.k. "hazardous substances" i såväl Östersjö- och Nordsjöområdet som i svenska inlandsvatten. Exponering av organismer för organiska tennföreningar har visat sig ge upphov till tydliga hormonstörningar hos ett antal organismer, innefattande framförallt imposex hos snäckor. Det som anses vara en av de allvarligare störningarna med bäring på reproduktionsstörningar, är utveckling av sexuella karaktärer, som till exempel utveckling av penis hos honor av purpursnäckan (Nucella lapillus). I områden som saknar purpursnäckor används ofta strandsnäckan (Littorina littorea), som är vanlig i Östersjöområdet.

Utifrån en sammanställning av reproduktionsstörningar (imposex) för mollusker (OSPAR/SIME 02/06/1) kan man dra slutsatsen att sedimenthalterna av TBT i undersökningsområdet ligger på en nivå där effekter på reproduktionsförmågan hos mollusker börjar uppträda. I samband med framtagande av nya bedömningsgrunder för organiska ämnen i sediment gjordes en genomgång av effektbaserade riktvärden och triggervärden för miljögifter i marina sediment (Naturvårdsverket 2011, remissversion; Lilja 2011). Ännu (våren 2014) har dock ingen slutlig version publicerats. En typ av parameter som är framtagen för bedömning av ett sediments giftighet för sedimentlevande organismer (bentisk toxicitet) är riktvärde för sediment och representerar den halt av ett ämne som inte förväntas ge upphov till negativa effekter på dessa organismer. För TBT är riktvärdet så lågt som 0,011 µg/kg ts.

De s.k. Triggervärdena har tagits fram för att skydda inte bara sedimentlevande organismer utan även skydda vattenlevande organismer, samt toppredatorer och människa från indirekt förgiftning. Triggervärdena har beräknats utifrån EQS-direktivets övergripande gränsvärde (Lepper 2005) eller det övergripande gränsvärde som presenterats i NV rapport 5799 (i vissa fall utifrån ett uppdaterat dataunderlag). Triggervärdet är tänkt att vara en gräns ovanför vilken särskild försiktighet bör vidtagas. För TBT är triggervärdet detsamma som riktvärdet (0,011 µg/kg ts) och visar hur allvarligt man ser på TBT-förorening i sediment. Utifrån detta synsätt ligger halterna i undersökningsområdet långt över den haltnivå vid vilken effekter kan tänkas uppstå.

I Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten föreslås i remissversionen ett gränsvärde för uppnående av god kemisk status på 1,6 µg/kg ts i sediment. Även utifrån detta synsätt är de uppmätta sedimenthalterna av TBT långt över det föreslagna gränsvärdet. Endast en station (Kobbfjärden) uppvisar en halt under detta värde.

Nedbrytningstiden för TBT varierar men i svenska vatten är det normalt med 1–5 år beroende på syretillgång. Vid ogynnsamma förhållanden kan halveringstiden i sediment vara så lång som 90 år. Omrörning av sedimenten på grund av exempelvis båttrafik ökar spridningen markant, liksom underhållsmuddringar i hamnar och marinor. Tillståndsgivning för muddring och dumpning styrs ofta av hur mycket TBT som finns på platsen.

Den bedömt stora farligheten vad gäller organiska tennföreningar i miljön gör det således högst angeläget att mer i detalj följa upp föroreningssituationen i undersökningsområdet och på likartade referensområden i närheten.

4.3.2.4 PAH

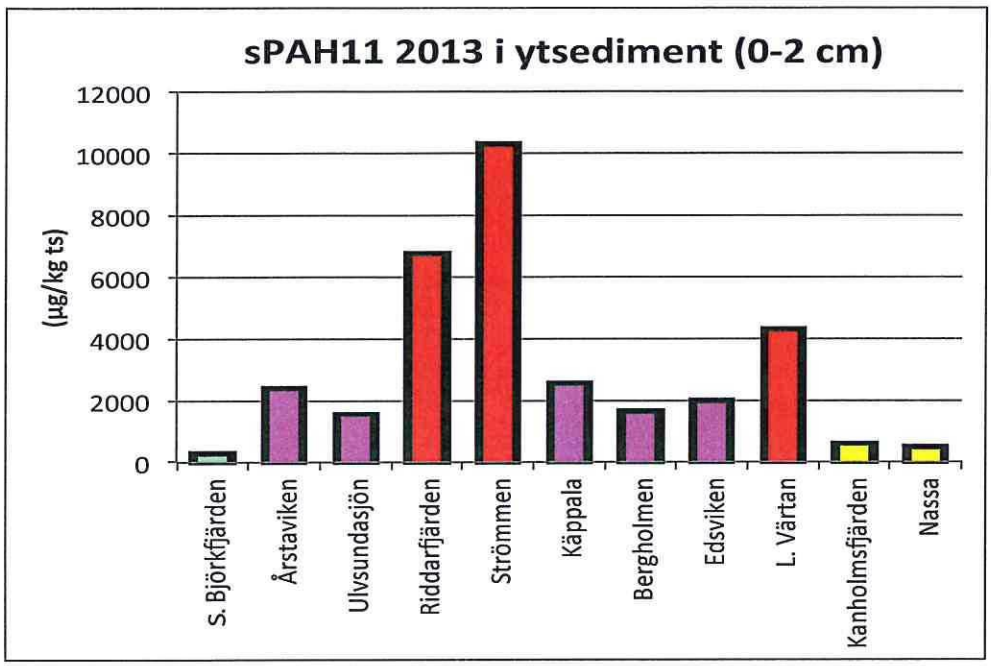


Fig 41. sPAH11 i ytsediment från undersökningsområdet från provtagningsomgången 2013. Halterna är färgklassade utifrån Tabell 8.

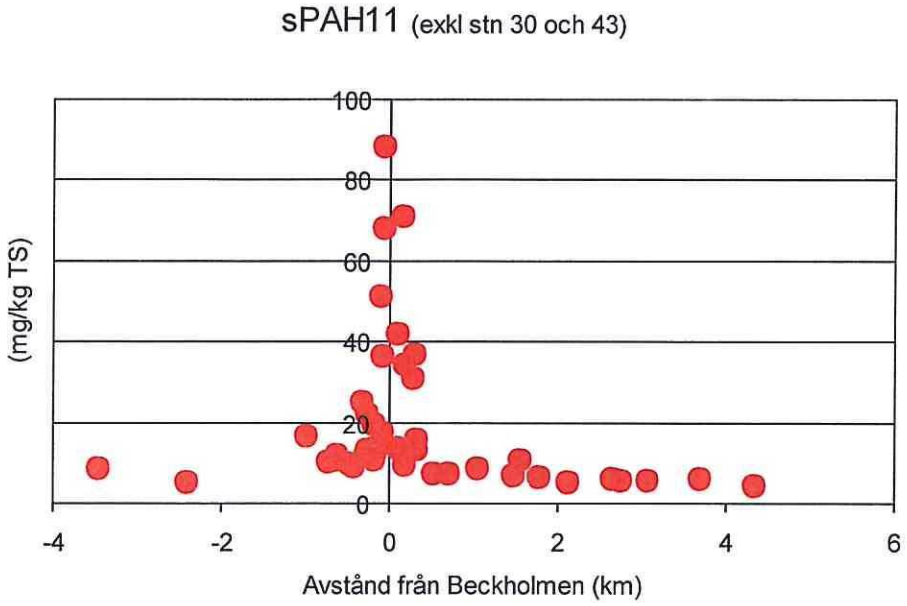
Polycykliska aromatiska kolväten har analyserats i ytsediment (0–2 cm) under provtagningen 2013. För att värdera föroreningssituationen har sedimenthalterna för sPAH11 klassats utifrån den reviderade Tabell 30 i NV Rapport 4914. Utdrag or denna redovisas nedan som Tab 8.

Tabell 8. Bedömningsgrunder för sPAH11 utifrån den reviderade Tabell 30 i NV Rapport 4914 (Naturvårdsverket 2011).

	Klass 1 Ingen halt (µg/kg ts)	Klass 2 Låg halt (µg/kg ts)	Klass 3 Medelhög halt (µg/kg ts)	Klass 4 Hög halt (µg/kg ts)	Klass 5 Mycket hög halt (µg/kg ts)
sPAH11 (µg/kg ts)	0	0-280	280-800	800-2500	>2500

Halterna är mycket höga i Strömmen, Riddarfjärden och Lilla Värtan (Fig. 41). Höga halter noterades i Årstaviken, Ulvsundasjön, Käppala, Bergholmen, Edsviken och Lilla Värtan. Medelhöga halter uppmättes i mellan- och ytterskärgården på Kanholmsfjärden och i Nassa skärgård. Endast på Södra Björkfjärden var sPAH11-halterna låga.

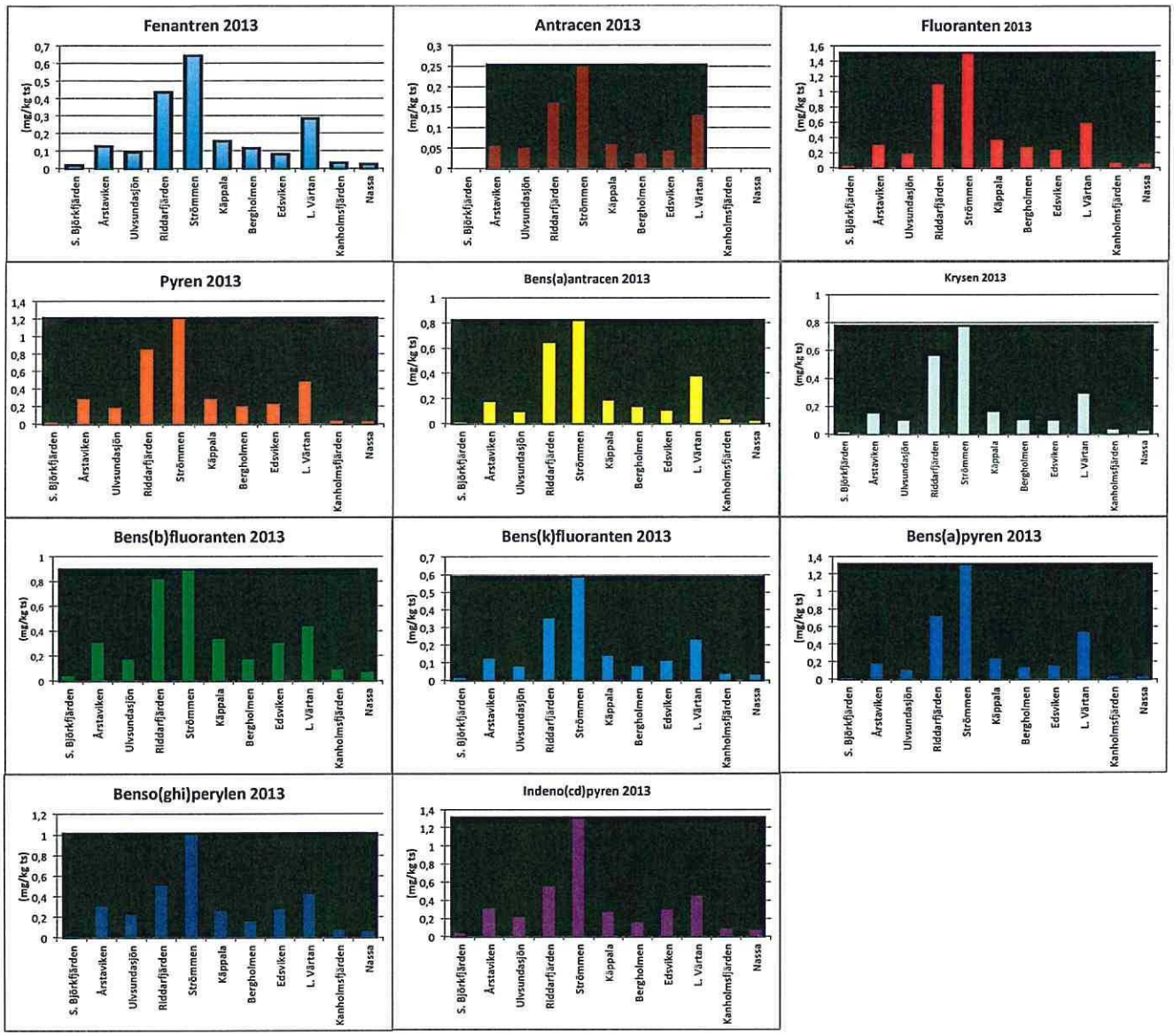
Jonsson (2010) undersökte fördelningen av sPAH11 i gradienter i Saltsjön. Mycket tydliga haltökningar noterades in emot Beckholmen (Fig. 42). Observera att halterna i denna figur är uttryckta i mg/kg ts. Värdet för Strömmen i 2013 års undersökning, 10240 µg/kg ts, är sålunda representativt för halterna på ett par hundra meters avstånd från Beckholmen i Fig. 38. Närmare Beckholmen är sålunda halterna mer än en tiopotens högre. Ingen tvekan synes därför föreligga om att Beckholmen utgör den största källan i området till sPAH11-föroreningen.



Figur 42. Halter i ytsediment (0–2 cm) av sPAH11 i förhållande till avståndet från Beckholmen från undersökningen 2009 (Jonsson 2010). Observera att haltskalan är uttryckt i mg/kg ts. Minusvärden på avståndet representerar stationer i den västra halvcirkeln från Beckholmen, plusvärden representerar den östra halvcirkeln. (Station 30 och 43, som ligger mycket nära Beckholmen, har av framställningstekniska skäl exkluderats i diagrammet p g a mycket höga halter, 141 respektive 175 mg sPAH11/g TS).

De enskilda PAH-kongenerna har mycket lika fördelningsbilder som sPAH11 (Fig. 43).Genomgående erhölls de högsta halterna i Strömmen följt av Riddarfjärden. Lilla Värtan har höga halter som är ungefär hälften av halterna på Strömmen.

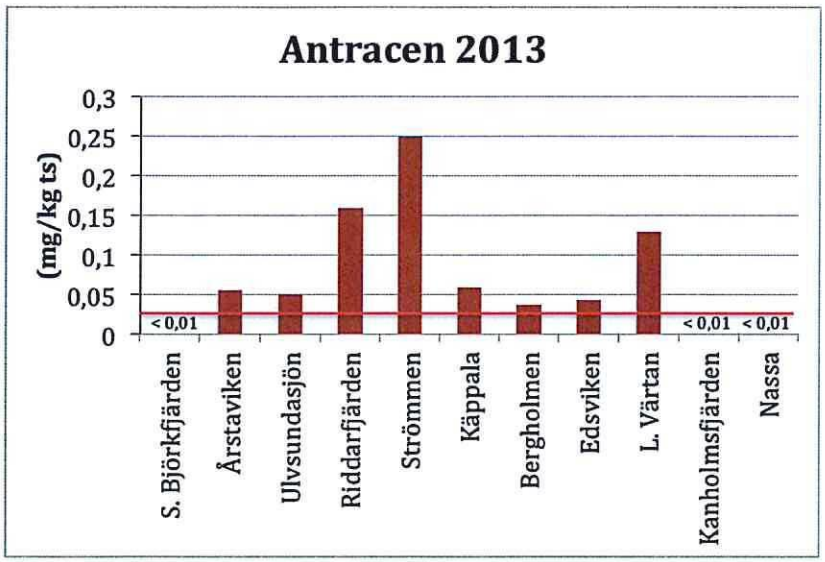
I Havs- och vattenmyndighetens remissförslag till ändring av klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (HaV 2014) lämnas förslag på gränsvärden för antracen och fluoranten; 24 respektive 2 000 µg/kg ts normerat till 5 % kolhalt (TOC).



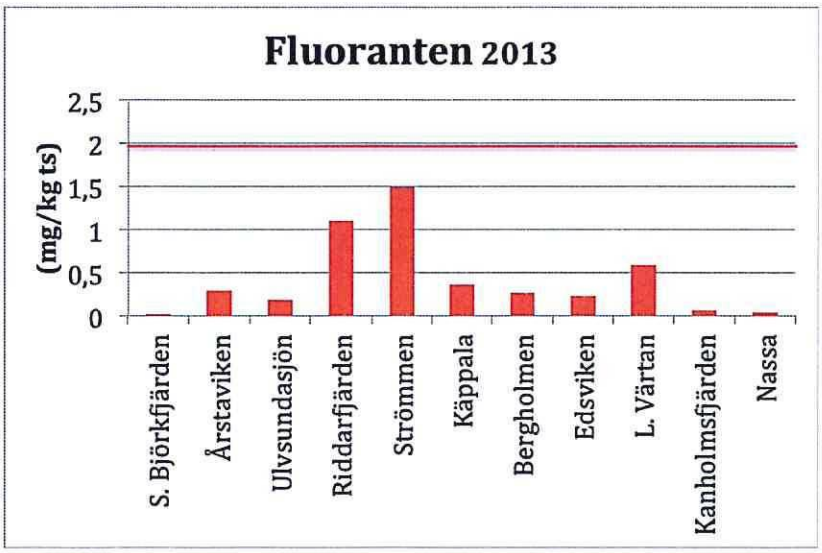
Figur 43. PAH-kongener i ytsediment från undersökningsområdet från provtagningsomgången 2013.

I Figur 44 redovisas haltfördelningen för antracen och HAV:s remissförslag beträffande god kemisk status. S Björkfjärden, Kanholmsfjärden och Nassa har antracenhalter som understiger 24 µg/kg ts, vilket innebär att dessa stationer är de enda som uppnår god status. De övriga stationerna har halter som överstiger gränsvärdet med två till tio gånger, där Strömmen, Riddarfjärden och L Värtan uppvisar de högsta halterna.

Vad gäller fluoranten ligger alla stationer under gränsvärdet (Fig. 45).



Figur 44. Halter av antracen i en gradient från S Björkfjärden via Stockholm till ytterskärgården. Röd linje: HaV:s gränsvärde på 24 µg/kg ts.



Figur 45. Halter av fluoranten i en gradient från S Björkfjärden via Stockholm till ytterskärgården. Röd linje: HaV:s gränsvärde på 2 000 µg/kg ts.

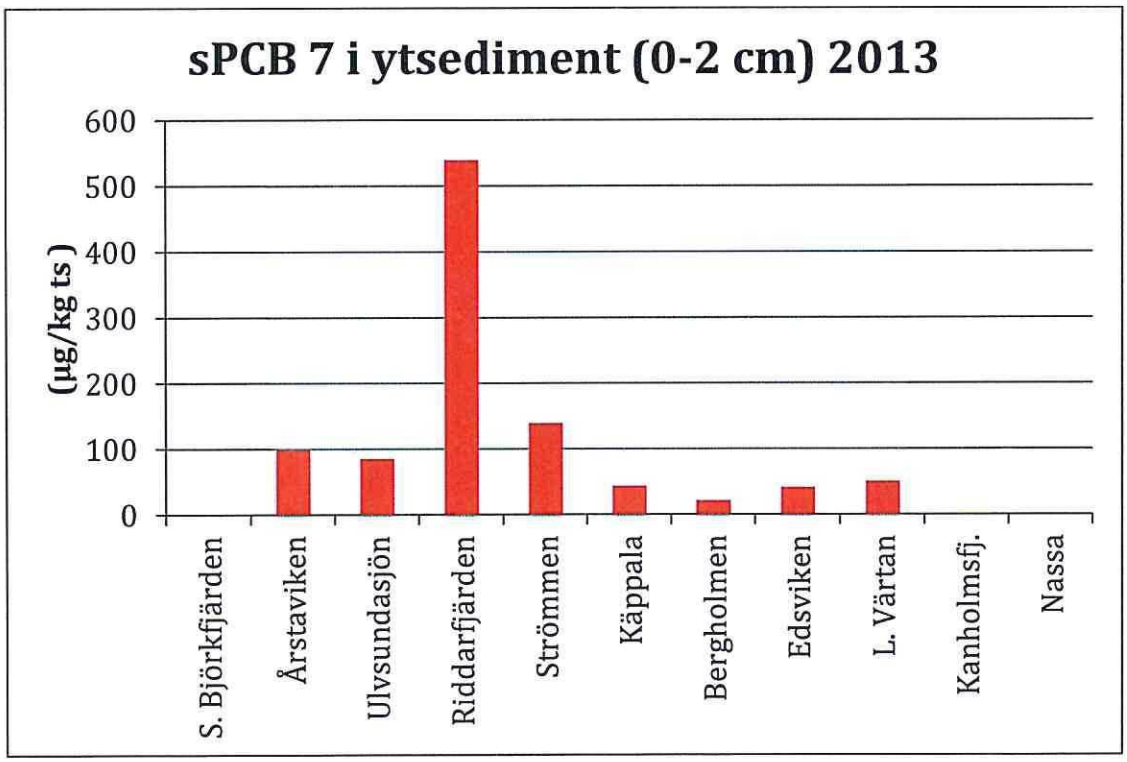
4.3.2.5 PCB

PCB har analyserats i ytsediment (0–2 cm) under provtagningen 2013. För att värdera föroreningssituationen har halterna klassats utifrån reviderad Tabell 30 i NV Rapport 4914 (Naturvårdsverket 2011) (Tab. 9).

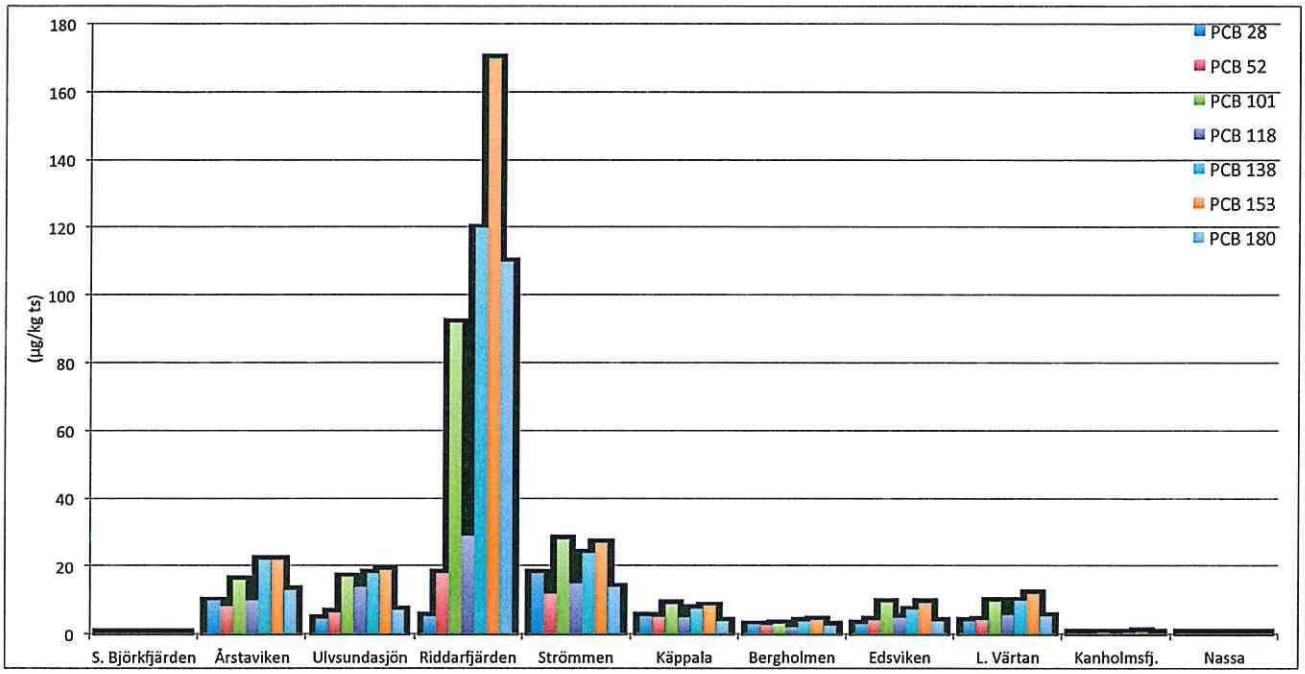
Tabell 9. Bedömningsgrunder för sPCB 7 utifrån den reviderade Tabell 30 i NV Rapport 4914 (Naturvårdsverket 2011).

	Klass 1 Ingen halt (µg/kg ts)	Klass 2 Låg halt (µg/kg ts)	Klass 3 Medelhög halt (µg/kg ts)	Klass 4 Hög halt (µg/kg ts)	Klass 5 Mycket hög halt (µg/kg ts)
sPCB 7 (µg/kg ts)	0	0-1,3	1,3-4	4-15	>15

Mycket höga halter av sPCB 7 uppmättes i samtliga områden utom i mellan/ytterskärgården och på Södra Björkfjärden där medelhöga halter noterades (Fig. 46). I alla andra områden är halterna mer än 1,5 gånger högre än gränsvärdet för mycket hög halt. I centrala Stockholm är halterna > sex gånger högre än denna gräns, med ett extremvärde i Riddarfjärden (540 µg/kg ts), som med 36 gångers marginal överskrider denna gräns. Detta är det högsta värde som, vad vi känner till, uppmätts i Stockholms ytsediment. Inte ens vid provtagningen 1996–1997 (Östlund et al. 1998) uppmättes så hög halt även om man i Årstaviken uppmätte ökande halter nedåt i sedimenten med ett maxvärde på 1282 µg/kg ts på 28–30 cm djup i sedimentpelaren.



Figur 46. sPCB 7 i ytsediment från undersökningsområdet vid provtagningsomgången 2013. Halterna är färgklassade utifrån Tabell 9.



Figur 47. PCB-kongener i ytsediment från undersökningsområdet vid provtagningsomgången 2013.

Kongenersammansättningen är ganska likartad i alla områden utom i Riddarfjärden (Fig. 47). Här dominerar kongenerna 101, 138, 153 och 180, vilket indikerar en annan källa och en mindre nedbruten ursprungsförorening.

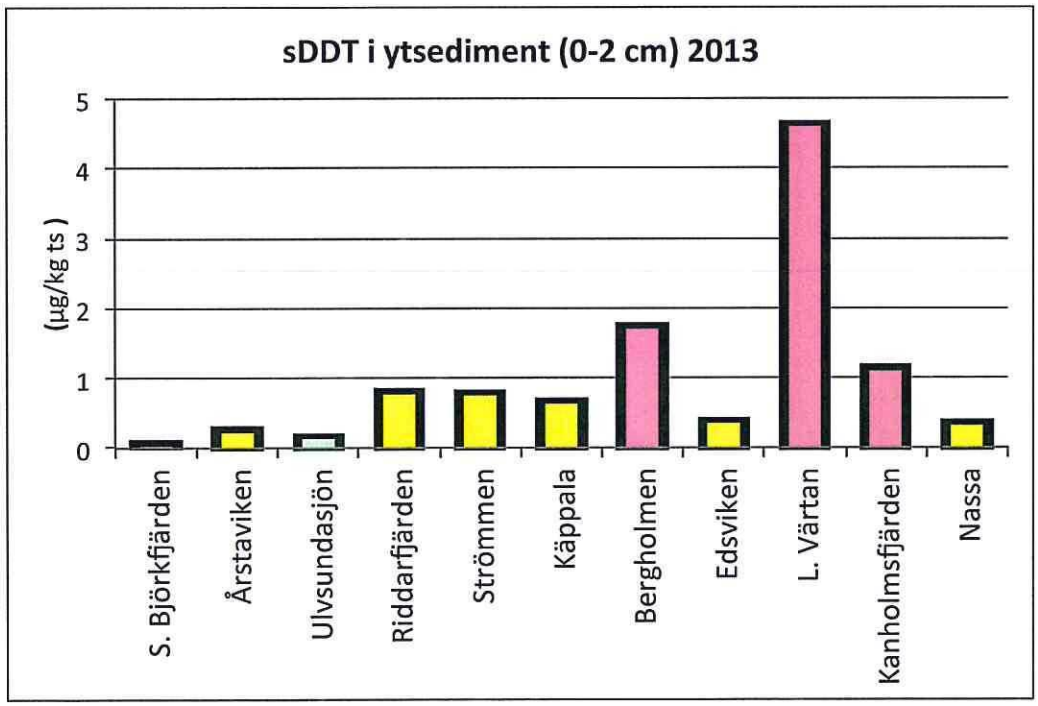
4.3.2.6 sDDT

DDT har analyserats i ytsediment (0–2 cm) under provtagningen 2013. För att värdera föroreningssituationen har sedimenthalterna klassats utifrån reviderad Tabell 30 från NV Rapport 4914 (Naturvårdsverket 2011) (Tab. 10).

Låg halt eller ingen halt uppmättes i S. Björkfjärden och i Ulvsundasjön vid provtagningen 2013 (Fig. 48). Medelhög halt noterades i de flesta av de andra lokalerna och hög halt registrerades i Kanholmsfjärden, Bergholmen och Lilla Värtan med den klart högsta halten i Lilla Värtan.

Tabell 10. Bedömningsgrunder för sDDT utifrån den reviderade Tabell 30 i NV Rapport 4914 (Naturvårdsverket 2011).

	Klass 1 Ingen halt (µg/kg ts)	Klass 2 Låg halt (µg/kg ts)	Klass 3 Medelhög halt (µg/kg ts)	Klass 4 Hög halt (µg/kg ts)	Klass 5 Mycket hög halt (µg/kg ts)
sDDT (µg/kg ts)	0	0-0,2	0,2-1	1-6	>6



Figur 48. sDDT i ytsediment från undersökningsområdet vid provtagningsomgången 2013. Halterna är färgklassade utifrån Tabell 10.

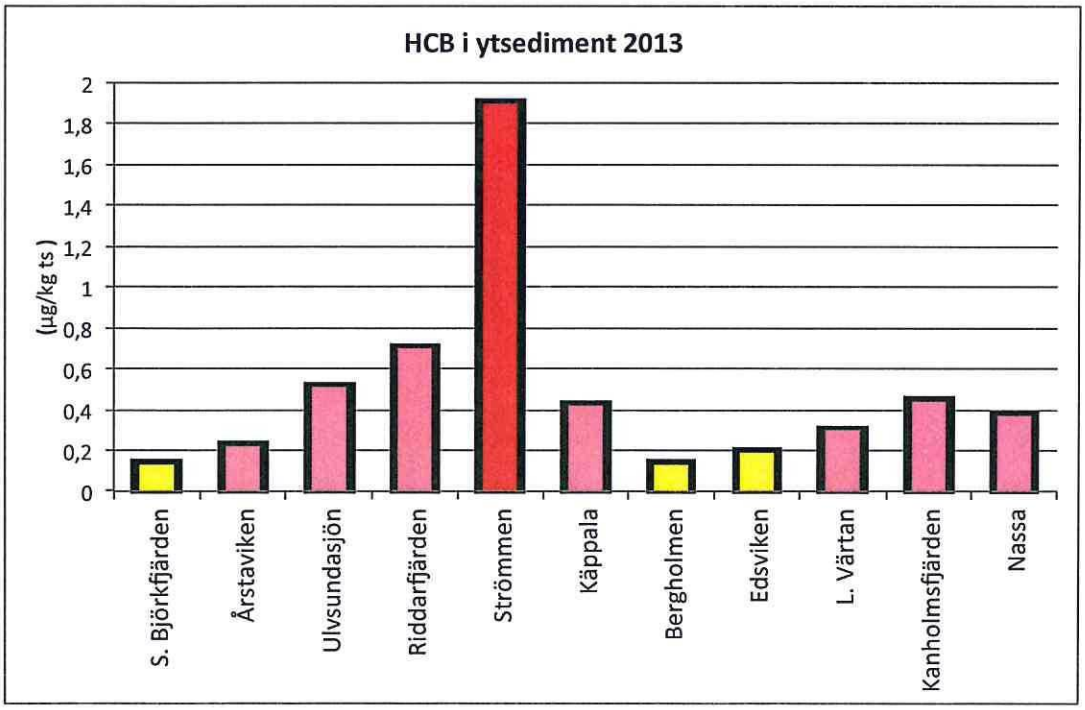
4.3.2.7 HCB

HCB har analyserats i ytsediment (0–2 cm) under provtagningen 2013. För att värdera föroreningssituationen har sedimenthalterna klassats utifrån reviderad Tabell 30 från NV Rapport 4914 (Naturvårdsverket 2011) (Tab. 11).

Hög eller mycket hög halt uppmättes i 8 av de 11 studerade stationerna (Fig. 49). Högsta halten noterades i Strömmen med ca 1,9 µg/kg ts. Detta kan jämföras med halter i öppna norra Östersjön och södra Bottenhavet, där man vid den nationella miljöövervakningen av föroreningar i sediment 2003 (Cato & Kjellin 2008) uppmätte 0,5–1 µg/kg ts.

Tabell 11. Bedömningsgrunder för HCB utifrån den reviderade Tabell 30 i NV Rapport 4914 (Naturvårdsverket 2011).

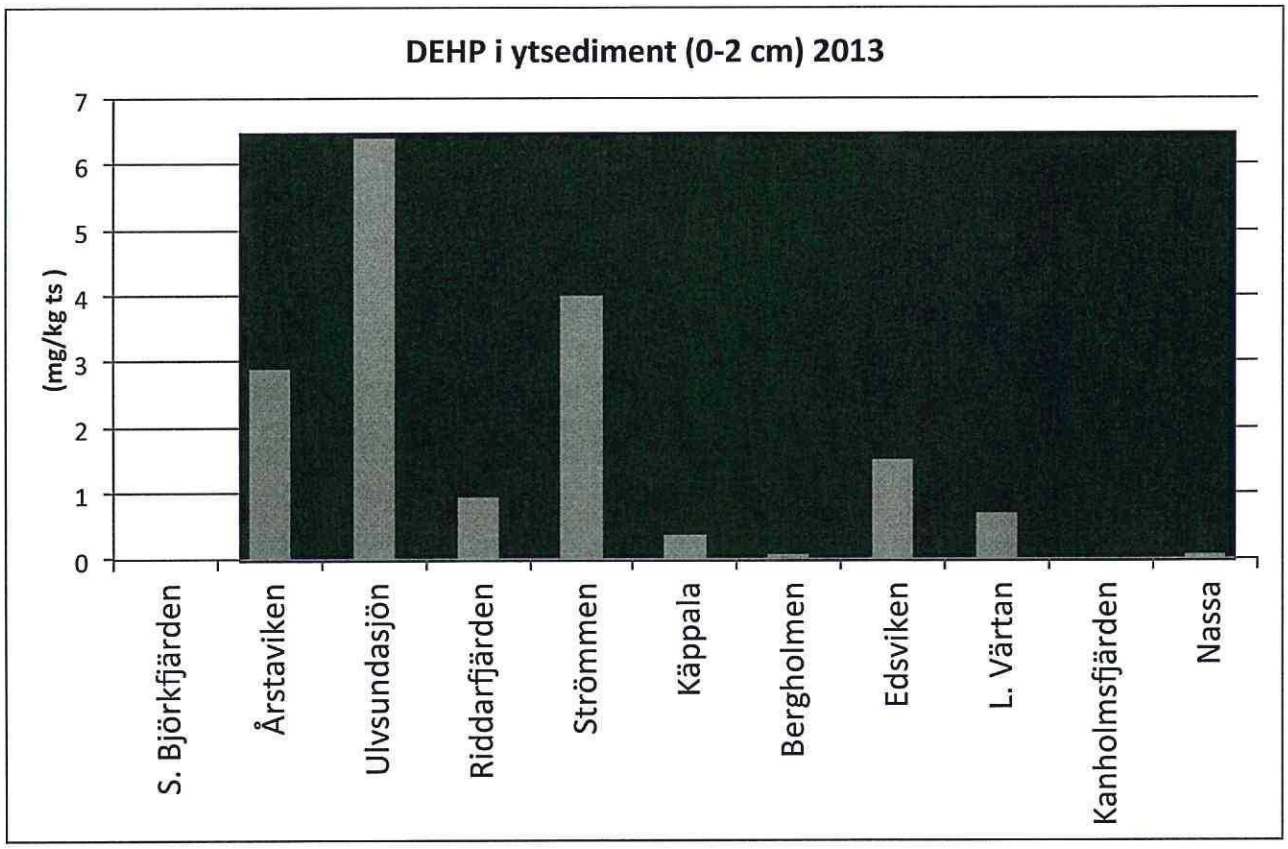
	Klass 1 Ingen halt (µg/kg ts)	Klass 2 Låg halt (µg/kg ts)	Klass 3 Medelhög halt (µg/kg ts)	Klass 4 Hög halt (µg/kg ts)	Klass 5 Mycket hög halt (µg/kg ts)
HCB (µg/kg ts)	0	0,04	0,04-0,2	0,2-1	>1



Figur 49. HCB i ytsediment från undersökningsområdet vid provtagningsomgången 2013. Halterna är färgklassade utifrån Tabell 11.

4.3.2.8 Ftalater

De flesta enskilda ftalaterna var endast detekterbara på någon enstaka lokal. Den enda som kunde användas för att beskriva ett mönster var DEHP, som är en förkortning av di-(2-etylhexyl)ftalat. Halterna är låga i mellan- och ytterskärgård samt Södra Björkfjärden (Fig. 50). De högsta halterna uppmättes i Årstaviken, Strömmen och allra högst i Ulvsundasjön.

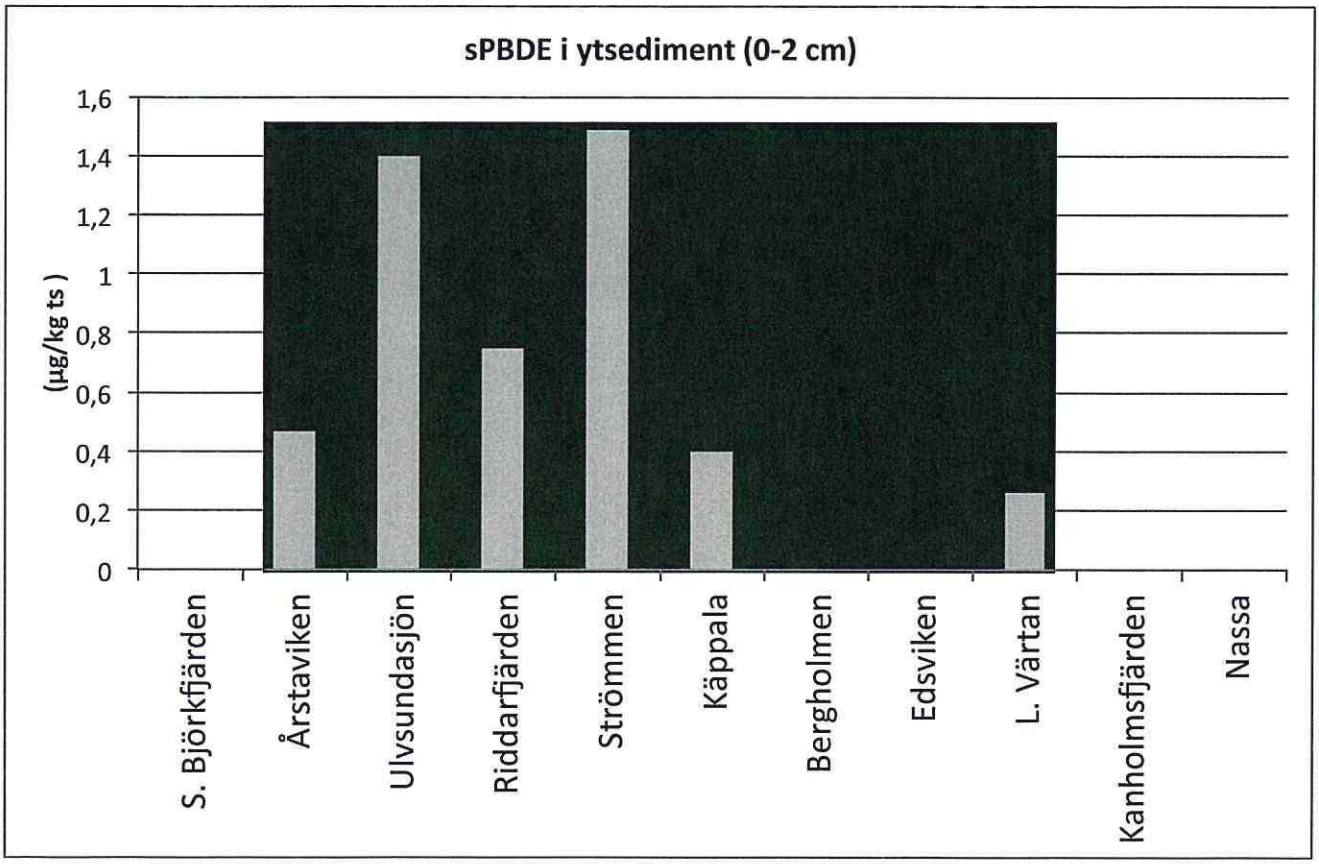


Figur 50. DEHP(di-(2-etylhexyl)ftalat) i ytsediment från undersökningsområdet vid provtagningsomgången 2013.

4.3.2.9 Bromerade difenyletrar

De polybromerade difenyletrarna (PBDE) används för behandling av brännbara material, framför allt plaster, för att fördröja eller minska omfattningen vid en brand. PBDE har under senare delen av 1900-talet ersatt PCB som flamskyddsmedel efter att detta ämne förbjudits i Östersjöregionen under 1970-talet. Nylund et al. (1992) fann att i samband med att halterna av PCB sjönk i en laminerad sedimentkärna från södra Östersjön så ökade istället PBDE. Under 2000-talet har användningen av polybromerade ämnen fasats ut inom ramen för EU:s miljöarbete.

I figur 51 har sPBDE, uttryckt som summan av kongenerna #28, #47, #99, #100, #153, #154, plottats. Fördelningsmönstret är något likartat mönstret för DEHP med klart mätbara nivåer i närheten av Stockholm. I Södra Björkfjärden och i mellan- och ytterskärgården, liksom vid Bergholmen och i Edsviken, är halterna inte detekterbara (<0,4 µg/kg ts).



Figur 51. sPBDE (summa #28, #47, #99, #100, #153, #154) i ytsediment från undersökningsområdet vid provtagningsomgången 2013.

4.4 Tidstrender ytsediment

4.4.1 Metaller

4.4.2 Olika uppslutningsmetoder – interkalibrering

Metallhalter i sediment har vid undersökningarna 1997–2001 och 2007 analyserats med avseende på totalhalt i enlighet med Internationella havsforskningsrådets (ICES) rekommendationer förutom för As, Cd och Hg, vilka uppslutits med 7 M HNO_3 vid alla treprovtagningstillfällena. Totalhalt innebär att sedimentprovet smälts med $LiBO_2$ och därpå följande upplösning med 5 % HNO_3 alt. uppslutning med $HF/HClO_4/HNO_3$. Analys har skett enligt modifierade EPA–metoder 200.7 (ICP-AES) och 200.8 (ICP-SFMS). I jämförelsen nedan kallas de två senare metoderna för "Hård".

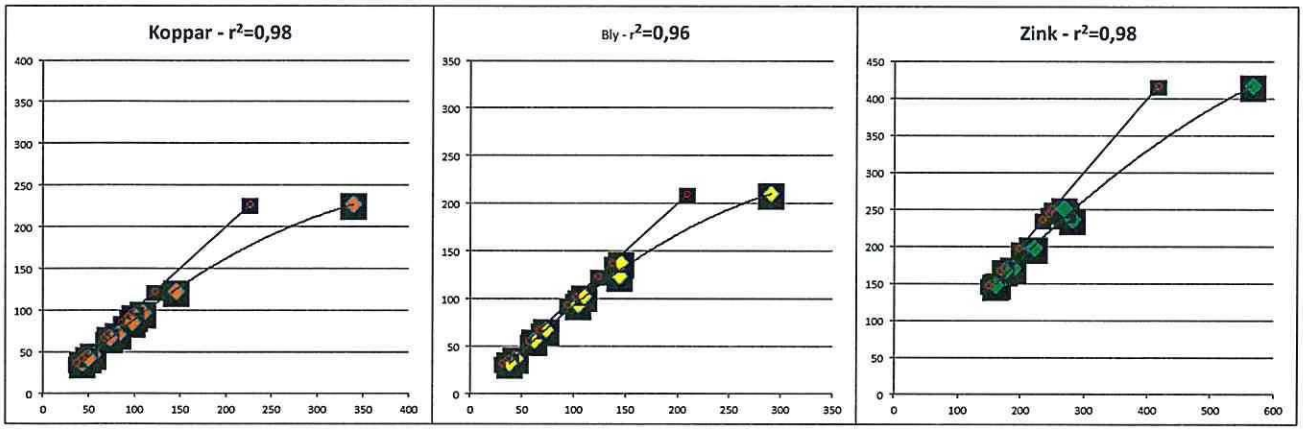
Vid 2013 års provtagning har en lösare uppslutningsmetod använts som innebär att provet först torkats vid 105°C enligt svensk standard SS028113. Analysprovet har torkats vid 50°C och elementhalterna TS-korrigerats. Upplösning har sedan skett med mikrovågsugn i slutna teflonbehållare med HNO3/vatten 1:1. Slutanalysen har skett på samma sätt som tidigare provtagningsomgångar nämligen enligt EPA –metoder (modifierade) 200.7 (ICP-AES) och 200.8 (ICP-SFMS). Denna metod benämnes i jämförelsen nedan för "Lös".

För att undersöka om de olika provtagningsårens data vad gäller metaller kan jämföras sammanställdes data från provtagningen 2013 på stationer där de båda uppslutningsmetoderna använts vid analyserna av Cu, Pb och Zn (Tab. 12). Den hårda uppslutningsmetoden ger genomgående högre halter som förväntat. Vid lägre halter erhålles 5–10 % högre halter med den hårdare metoden. I det högre haltavsnittet är skillnaden större, 30–50 %.

Tabell 12. Jämförelse mellan "Hård" och "Lös" uppslutningsmetod för metallerna Cu, Pb och Zn.

Uppslutningsmetod Parameter Sort	ts (% vs)	GF (% ts)	Hård Cu (mg/kg ts)	Lös Cu (mg/kg ts)	Hård/Lös Cu	Hård Pb (mg/kg ts)	Lös Pb (mg/kg ts)	Hård/Lös Pb	Hård Zn (mg/kg ts)	Lös Zn (mg/kg ts)	Hård/Lös Zn
Station											
Torö	23,4	12,4	43	37	1,17	44	38	1,17	164	150	1,09
Norsborg	11,3	13,0	56	48	1,17	38	32	1,19	188	171	1,10
Strömmen	15,0	18,3	340	227	1,50	291	210	1,39	566	417	1,36
Lilla Värtan	13,8	14,4	146	123	1,19	145	124	1,17	282	236	1,19
Lidingöbron	13,2	14,0	110	97	1,14	105	94	1,12	272	244	1,11
Käppala	11,0	17,5	101	92	1,09	146	138	1,06	218	197	1,11
Höggarn	11,8	16,0	83	71	1,16	110	102	1,08	222	198	1,12
Stora Värtan	16,2	12,6	97	86	1,13	63	57	1,11	269	251	1,07
Bergholmen	19,8	10,4	73	67	1,09	74	67	1,09	176	167	1,05
Nassa	12,4	19,2	50	42	1,19	38	32	1,20	161	148	1,09
Medianvärde					**1,17**			**1,14**			**1,10**

Förhållandena synes vara i det närmaste linjära med r^2-värden på 0,96–0,98 (Fig. 52). Om extremvärdena från Strömmen exkluderas närmar sig sambanden 1. För Cu, Pb och Zn finns det sålunda förutsättningar för att använda dessa regressioner för att jämföra data från 2013 med 2007 och 1997–2002. Emellertid är regressionerna inte rätlinjiga utan ett relativt sett större utbyte erhålles med den hårda metoden vid högre halter. Den bästa anpassningen till den uppmätta haltfördelningen erhålles om man infogar ett polynom av ordningen 2. När det gäller Cu och Pb noterades, förutom ett extremvärde på Cu i Riddarfjärden (1520 mg/kg ts), de högsta halterna i Strömmen. Om extremen i Riddarfjärden exkluderas representerar Strömmen de högsta värdena i regressionsdiagrammen (Fig. 52) för både Cu och Pb. De högsta uppmätta halterna av Zn uppnåddes dock inte vid station Strömmen (417 mg/kg ts). Fem stationer, nämligen Edsviken (450 mg/kg ts), Riddarfjärden (520 mg/kg ts), Ulvsundasjön (559 mg/kg ts), Brunnsviken (686 mg/kg ts) och Årstaviken (799 mg/kg ts), har påtagligt högre halter än i regressionsdiagrammet för Zn (Fig. 52). Detta medför att det vid interkalibreringen saknas information om halter som erhålles på många stationer i undersökningsområdet. Därför har bedömningen gjorts att endast Cu- och Pb-data kan kalibreras om för att gälla den hårdare uppslutningsmetoden (Se vidare avsnitt Koppar och Bly nedan).



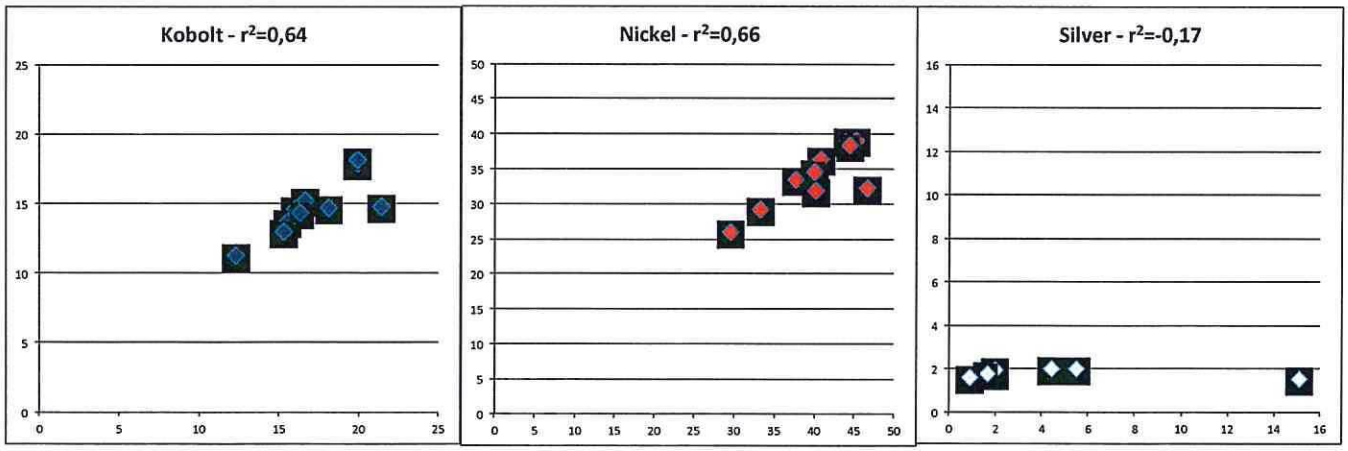
Figur 52. Samband mellan "Hård" respektive "Lös" uppslutningsmetod för Cu, Pb och Zn. Trendlinjer inlagda dels för 1/ ett rätlinjigt förhållande för om båda metoderna gett samma resultat, dels 2/ det verkliga förhållandet mellan uppslutningsmetoderna. Bästa anpassningen för detta ger ett polynom av ordningen 2.

För Co, Ni och Ag är variationen mellan de olika uppslutningsteknikerna påtagligt större (Tab. 13) och den hårda uppslutningstekniken ger generellt sett ett större utbyte.

Tabell 13. Jämförelse mellan "Hård" och "Lös" uppslutningsmetod för metallerna Ag, Co och Ni.

Uppslutningsmetod			Hård	Lös	Hård/Lös	Hård	Lös	Hård/Lös	Hård	Lös	Hård/Lös
Parameter	ts	GF	Co	Co	Co	Ni	Ni	Ni	Ag	Ag	Ag
Sort	(% vs)	(% ts)	(mg/kg ts)	(mg/kg ts)		(mg/kg ts)	(mg/kg ts)		(mg/kg ts)	(mg/kg ts)	
Station											
Torö	23,4	12,4	16	14,6	1,10	40,9	36,4	1,12		0,177	
Norsborg	11,3	13	15,5	13,7	1,13	44,2	39,1	1,13		0,218	
Strömmen	15	18,3	21,4	14,8	1,45	46,7	32,3	1,45	15,1	1,52	9,93
Lilla Värtan	13,8	14,4	18,1	14,7	1,23	40,3	32	1,26	5,5	2,01	2,74
Lidingöbron	13,2	14	19,9	17,9	1,11	40	34,7	1,15	1,98	1,75	1,13
Käppala	11	17,5	16,6	15,3	1,08	33,4	29,2	1,14	4,42	1,99	2,22
Höggarn	11,8	16	19,9	18,2	1,09	37,7	33,5	1,13	1,96	1,96	1,00
Stora Värtan	16,2	12,6	15,3	13	1,18	45,2	39,2	1,15	1,65	1,76	0,94
Bergholmen	19,8	10,4	12,3	11,3	1,09	29,5	26	1,13	0,89	1,63	0,55
Nassa	12,4	19,2	16,3	14,4	1,13	44,5	38,4	1,16		0,211	
Medianvärde					**1,12**			**1,15**			**1,13**

Vad gäller Co och Ni finns någorlunda samband mellan de olika metoderna; r^2=0,64 respektive r^2=0,66 (Fig. 53). För Ag varierar resultaten osystematiskt och inget samband finns mellan de olika teknikerna (r^2=-0,17). För Co och Ni är förutsättningarna dåliga för att jämföra 2013 års resultat med data från 1997–2002 och 2007. Spridningen är alltför stor för att säkert kunna detektera haltförändringar som är mindre än ca 50 %.



Figur 53. Samband mellan "Hård" respektive "Lös" uppslutningsmetod för Co, Ni och Ag.

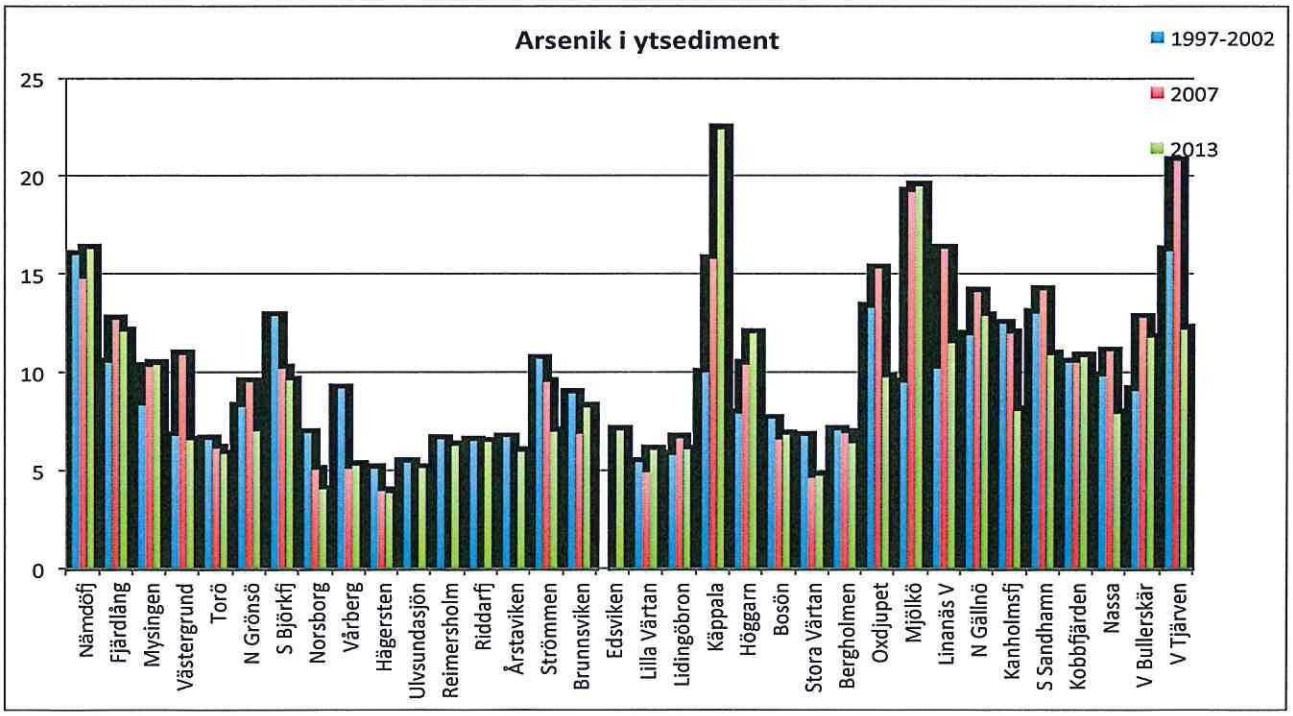
4.4.3 Metalltrender

För att undersöka om några tydliga trender föreligger i datamaterialet från upprepade ytsediment-provtagningar som omspänner tiden 1997–2002, 2007 och 2013 har de olika provtagnings-omgångarnas data redovisats i samma diagram. Geografiskt sträcker sig diagrammen från södra ytterskärgården, inloppet till Södertälje, Mälaren från S. Björkfjärden till centrala Stockholm, via Saltsjön och innerskärgård till den norra och mellersta mellan- och ytterskärgården.

Eftersom interkalibreringen omfattar endast Ag, Co, Cu, Ni, Pb och Zn kan teoretiskt endast tids-trender för dessa metaller i ytsediment utvärderas efter justering utifrån uppslutningseffektivitet. Ovan har emellertid konstaterats att omräknade data för Cu, Pb och Zn från provtagningen 2013 kan använ-das för jämförelser med data från 1997–2002 och 2007. Även för As, Cd och Hg kan eventuella tids-trender utvärderas eftersom samma uppslutningsmetod använts vid alla tre provtagningstillfällena. För övriga studerade metaller visas endast de erhållna diagrammen utan några genomgående försök till tolkning av tidstrender.

4.4.3.1 Arsenik

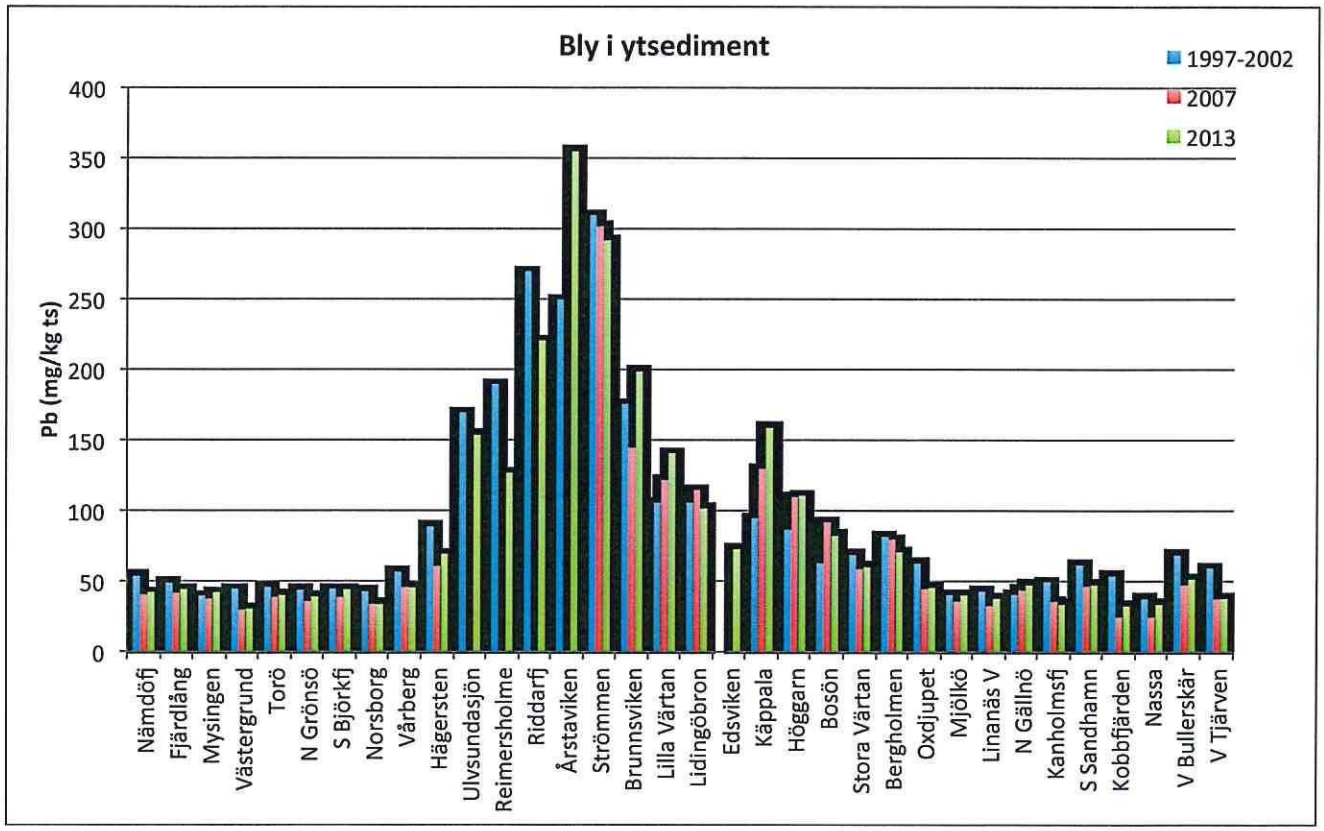
Fördelningsmönstret för arsenik avviker påtagligt från övriga studerade metaller och karaktäriseras med ett par undantag av lägre halter i närheten av Stockholm än i skärgården (Fig. 54). De högsta halterna finns utanför Käppala. Halterna där är också avsevärt högre 2013 (22,4 mg/kg ts) än vid provtagningarna 1997–2002 (10,0 mg/kg ts) och 2007 (15,8 mg/kg ts). På de flesta stationer i skär-gården och i Mälaren är halterna 2013 något lägre eller lika med tidigare års provtagningar. Trenden vid Käppala är dock tydligt ökande. Även vid stationen strax utanför, Höggarn, är trenden tydligt ökande.



Figur 54. Arsenik i ytsediment från undersökningsområdet vid provtagningsomgångarna 1997–2002, 2007 och 2013.

4.4.3.2 Bly

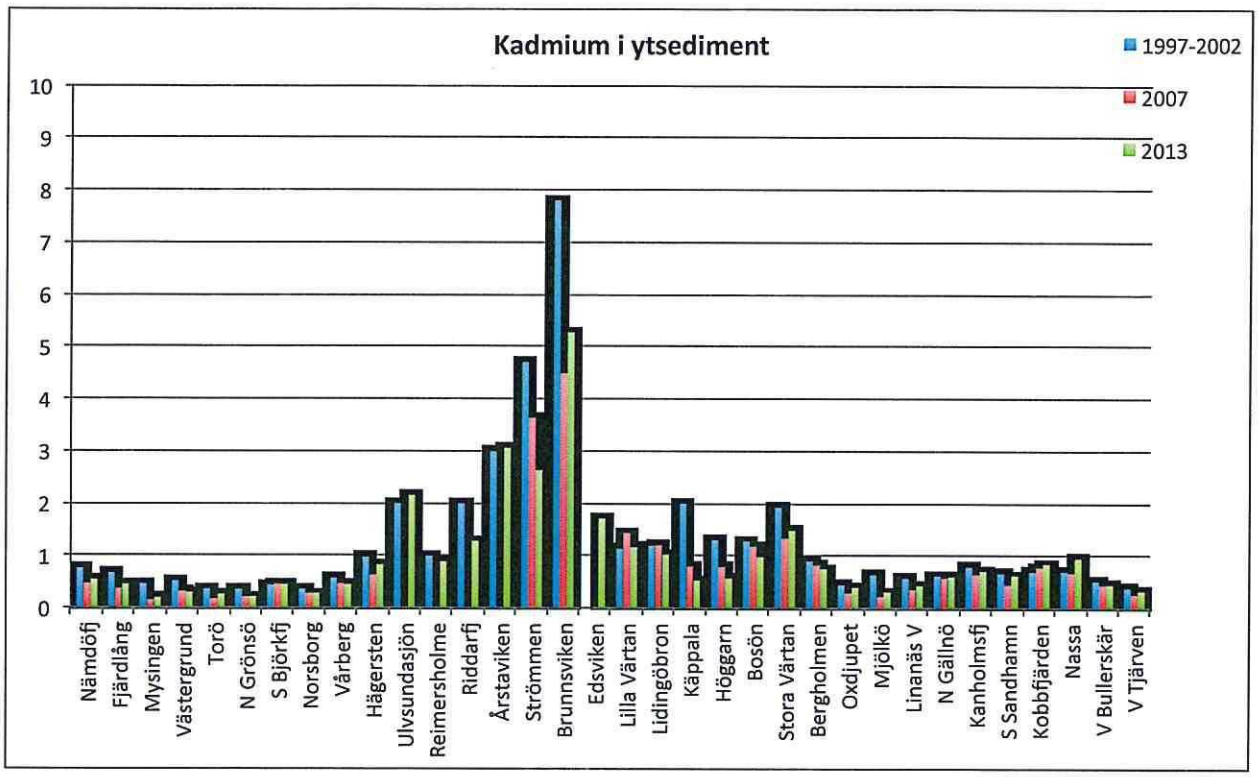
Halterna av Pb har kalibrerats utifrån samband mellan hård och lös uppslutning. I Fig. 55 har 2013 års data omräknats till att gälla för totaluppslutning som användes 1997–2002 och 2007. Inga tydliga skillnader kan urskiljas på de allra flesta stationerna i Mälaren och skärgården. Ökningar kan dock noteras på stationerna Lilla Värtan och Käppala. Det är dock vanskligt att beräkna signifikansen för dessa ökningar eftersom resultaten inte bygger på data framtagna med samma analysmetod utan för 2013 är beräknade utifrån interkalibrering av mätmetoder.



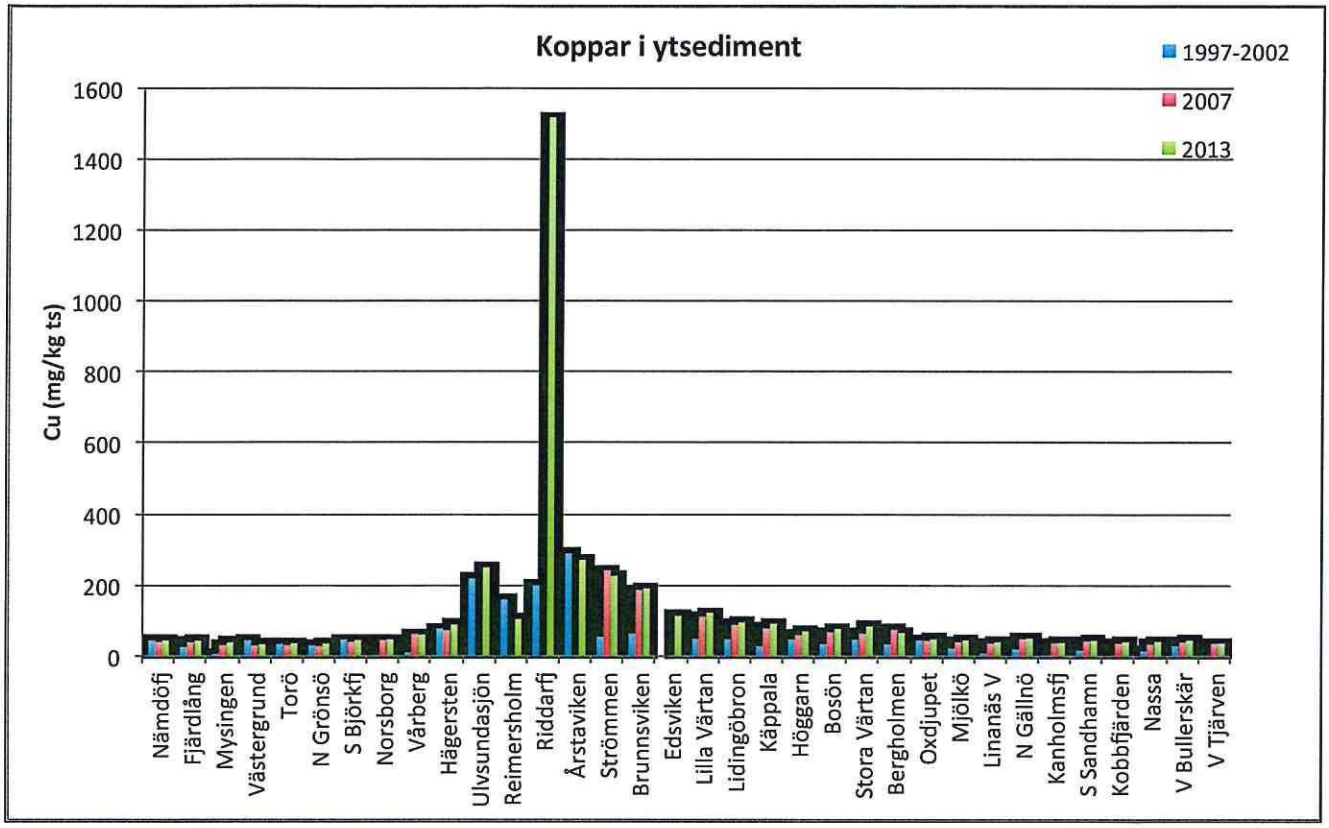
Figur 55. Bly i ytsediment från undersökningsområdet vid provtagningsomgångarna 1997–2002, 2007 och 2013. 2013 års data har räknats om efter interkalibrering till motsvarande totaluppslutning.

4.4.3.3 Kadmium

Inga tydliga trender kan utläsas av haltfördelningarna (Fig. 56). Man kan dock konstatera att kadmiumhalten är fortsatt mycket hög i Brunnsviken även om en viss förbättring skett under mätperioden.



Figur 56. Kadmium i ytsediment från undersökningsområdet vid provtagningsomgångarna 1997–2002, 2007 och 2013.



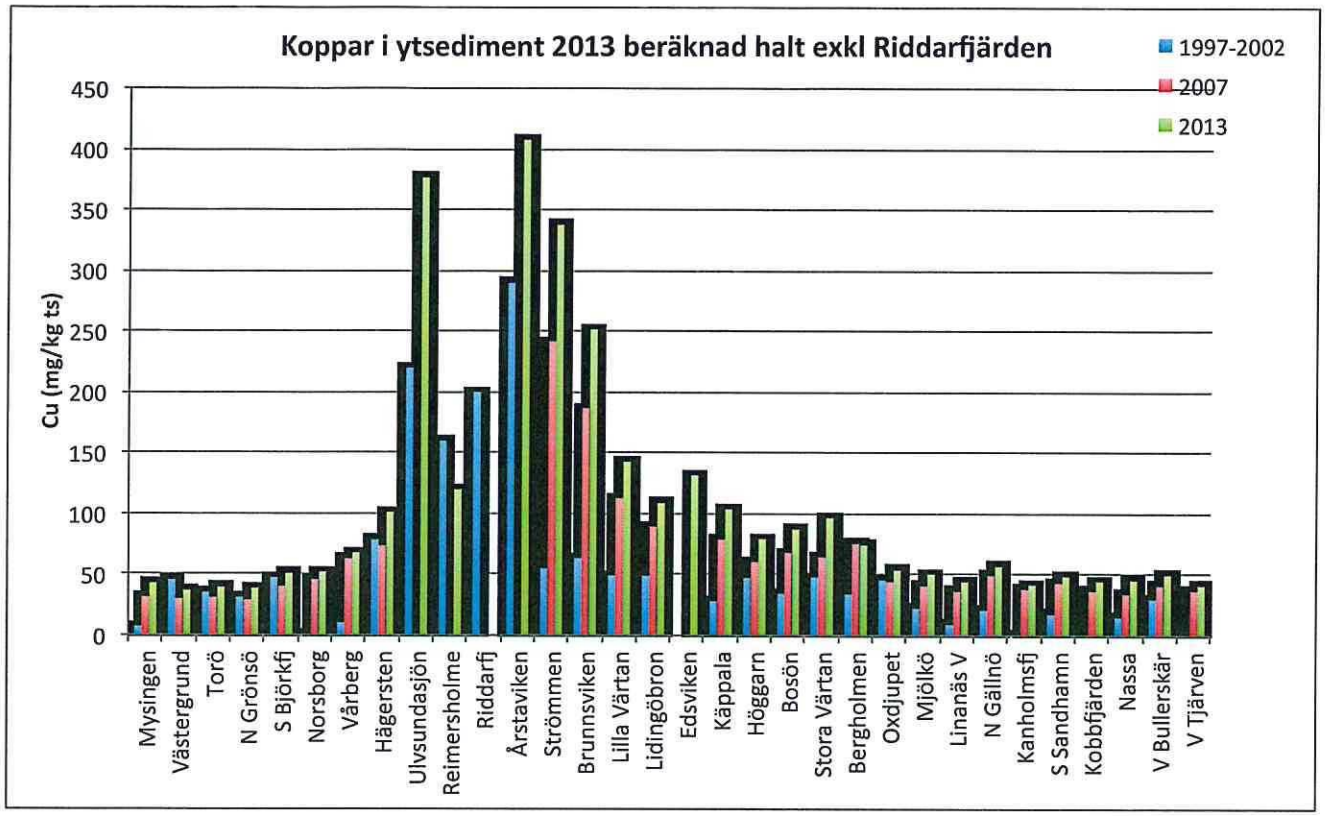
Figur 57.Koppar i ytsediment från provtagningsomgångarna 1997–2002, 2007 och 2013 utan kompensation för olika uppslutningsmetoder. 1997–2002 och 2007 totaluppslutning, 2013 uppslutning med HNO3/vatten 1:1.

4.4.3.4 Koppar

Koppar (Fig. 57) uppvisar en extremt hög halt på Riddarfjärden (1520 mg/kg ts) vilket är drygt fem gånger högre än det näst högsta värdet som härrör från Årstaviken. I detta diagram redovisas halter som för 1997–2002 och 2007 bygger på totaluppslutning medan 2013 års data grundar sig på en uppslutning med HNO3/vatten 1:1.

Som diskuterats ovan under avsnitt 4.4.2 kan 2013 års data räknas om till vad en totaluppslutning skulle ha gett. I Figur 58 har en sådan beräkning gjorts som grundar sig på regressionen i Fig 52. Det extremt höga värdet från Riddarfjärden har av rent diagramtekniska och pedagogiska skäl uteslutits ur figuren. Det innebär inte att den höga halten nödvändigtvis skall ses som en outlier. Den kan vara det, men det är klokt att, innan mer data erhållits från området, snarare se den som en varningssignal på en lokalt mycket hög kopparbelastning.

Mönstret är mycket tydligt i hela undersökningsområdet med nästan genomgående ökande kopparhalter på de undersökta stationerna. Gränsen mellan hög och mycket hög halt går enligt NV Rapport 4914 (Naturvårdsverket 1999) vid 80 mg Cu/kg ts. Detta är halter som samtliga stationer från Hägersten via centrala Stockholm till Bergholmen (syd Vaxholm) nu har. Den största ökningen kan

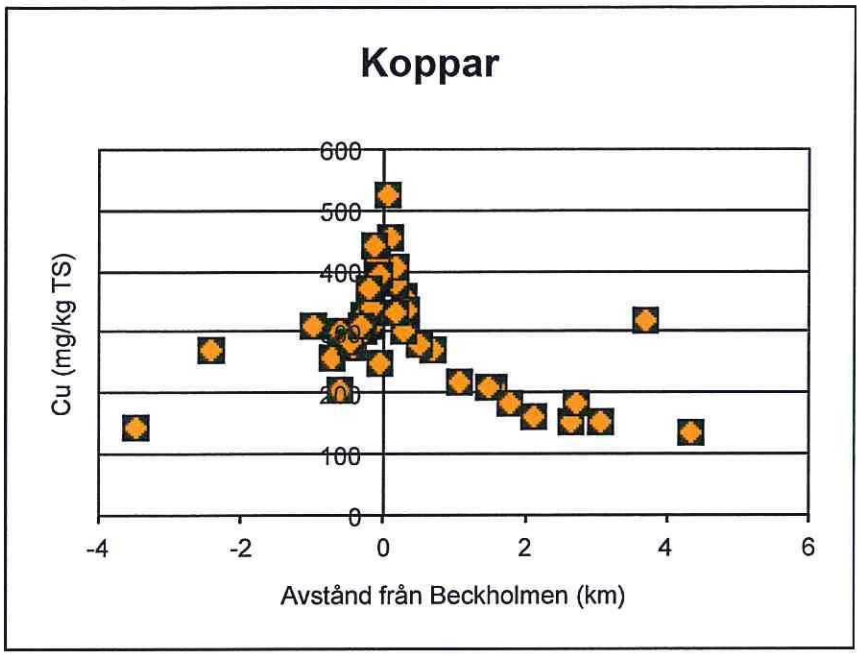


Figur 58. Koppar i ytsediment från provtagningsomgångarna 1997–2002, 2007 och 2013. 2013 års data har räknats om efter interkalibrering till motsvarande totaluppslutning.

lätt urskiljas i Stockholmsområdet med successivt allt högre halter från 1997 och fram till idag på alla dessa stationer. Likadana tydliga ökningar kan även noteras på så gott som samtliga skärgårdsstationer.

Redan vid undersökningen 2007 konstaterades att tydliga ökningar av kopparhalterna hade skett mellan 1997–2002 fram till 2007 (Cato & Apler 2011). Dessa ökningar ifrågasattes då och tveksamhet rådde huruvida orsaken snarare var att söka i analysförfarandet Vi ser nu efter undersökningen 2013 att ökningen av kopparhalterna fortsatt sedan 2007. Förbudet 2008 mot användning av tennorganiska föreningar i båtbottenfärger har lett till att kopparföreningar idag används som anti-foulingkemikalier på 90 % av världens fartyg. Detta kan vara en förklaring till att man nu kan konstatera en generell storskalig (?) eller åtminstone regional ökning i ett område så stort som Stockholms skärgård och östra Mälaren.

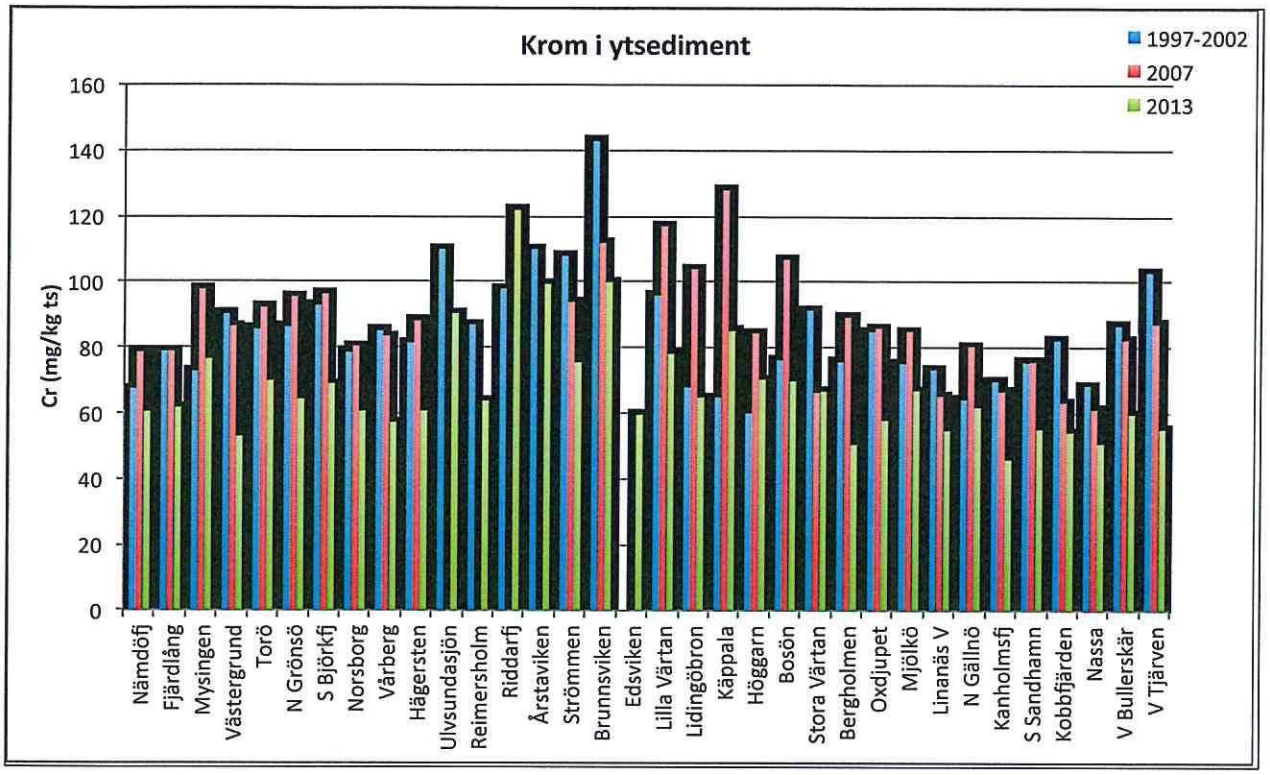
Den högsta halten noterades på station Riddarfjärden strax utanför Långholmen. På holmens sydöstra sida finns ett reparationsvarv för upp till 500 tons fartyg. Jonsson (2011) noterade mycket höga kopparhalter (400–1400 mg/kg ts) alldeles utanför varvsön Beckholmen. Gradienten var mycket tydlig in emot Beckholmen (Fig. 59). Vid både Beckholmen och Långholmen används blästring för borttagning av gammal bottenfärg från fartyg. Liksom vid Beckholmen är även andra metaller som Cr, Hg, Pb och Zn påtagligt förhöjda i Riddarfjärden.



Figur 59.Halter i ytsediment (0–2 cm) av koppar i förhållande till avståndet från Beckholmen. Minusvärden på avståndet representerar stationer i den västra halvcirkeln från Beckholmen, plusvärden representerar den östra halvcirkeln. (Station 30 och 34 närmast Beckholmen har av framställningstekniska skäl exkluderats i diagrammen p g a mycket höga halter. (Från Jonsson 2011).

4.4.3.5 Krom

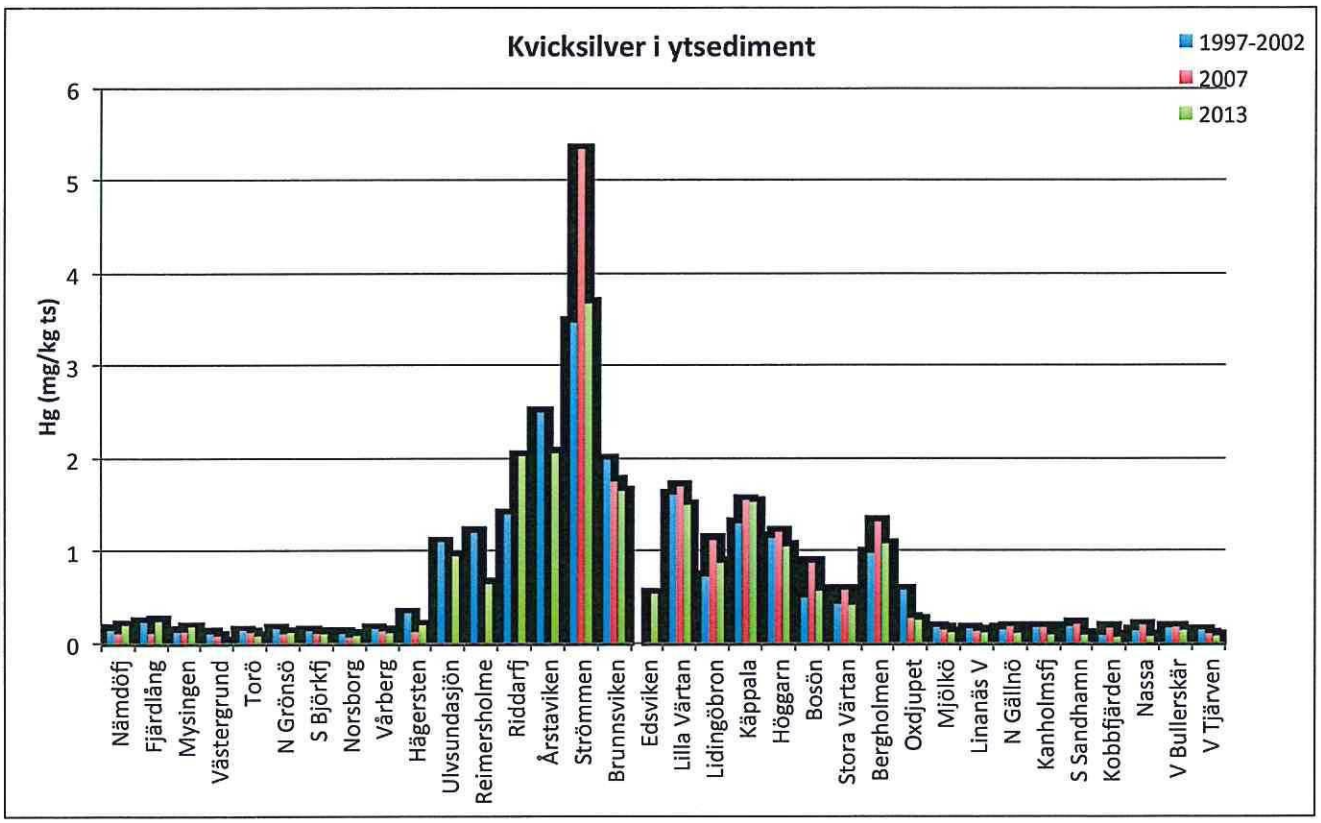
Kromhalterna är genomgående avsevärt lägre vid provtagningen 2013 än vid tidigare provtagningar (Fig. 60), troligen beroende på den lösare uppslutningstekniken. Halterna från 2013 ligger i haltintervallet 46–76 mg/kg ts i Mälaren och mellan/ytterskärgården. Detta innebär liten till mycket stor avvikelse från jämförvärdet (Tab. 4). Jonsson (2014) visade att det regionala bakgrundsvärdet för krom i Västeråsfjärdens sediment ligger på 53 mg/kg ts, vilket är drygt 30 % högre än jämförvärdet för krom utifrån uppslutning enligt svensk standard. Utifrån fördelningsbilden på krom är det troligt att bakgrundshalterna i vårt studieområde också är högre än jämförvärdet för hela Sveriges kustvatten. Om bakgrundsvärdet 53 från Västeråsfjärdens sediment appliceras på vårt material hamnar de flesta stationerna i Klass 1 eller 2 (ingen eller liten avvikelse). I Stockholms närhet är halterna påtagligt mindre förhöjda för krom än för övriga föroreningsmetaller.



Figur 60.Krom i ytsediment från provtagningsomgångarna 1997–2002, 2007 och 2013.

4.4.3.6 Kvicksilver

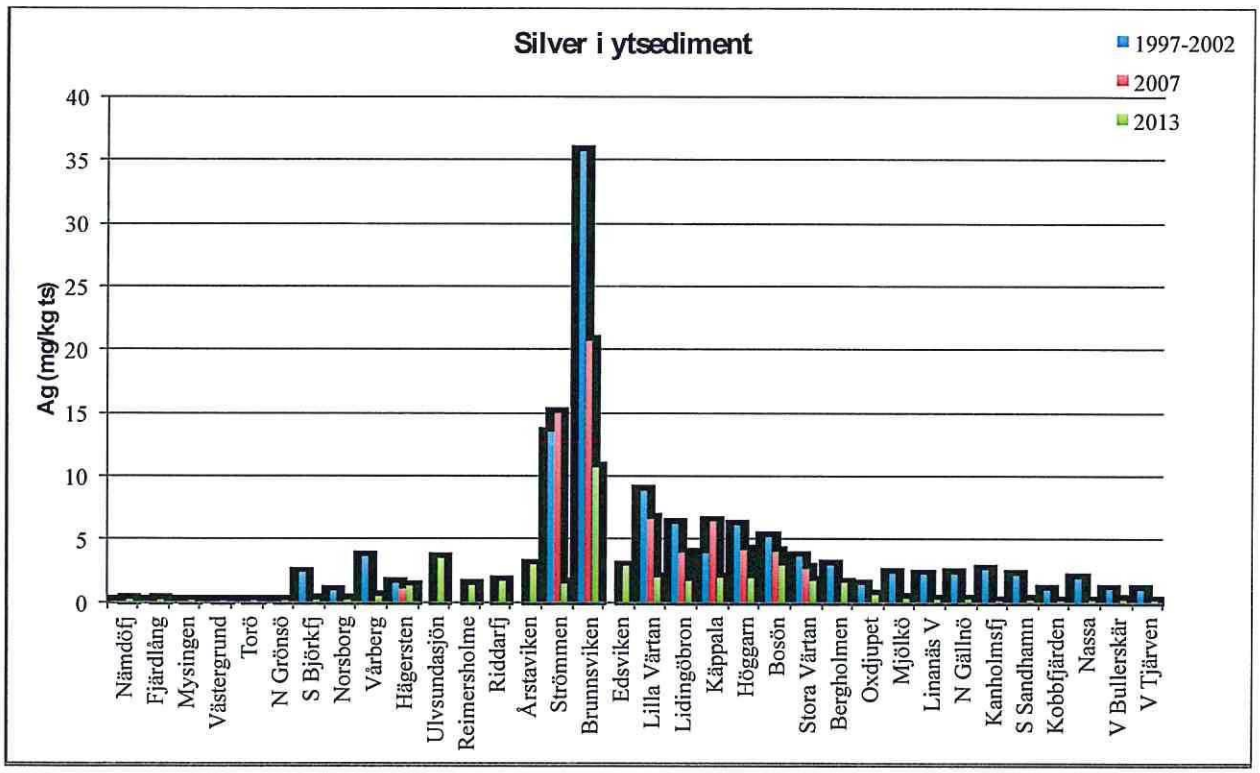
Kvicksilverhalterna är mycket tydligt förhöjda i Stockholms närhet (Fig. 61). Det högsta värdet noterades på Strömmen med mycket förhöjda värden även på Riddarfjärden och i Årstaviken. En tydlig gradient noterades från Strömmen och vidare ut i skärgården. 2013 års data är ungefär i nivå med 2007 års data och i många fall högre än data från 1997–2002, vilket gör att man kan dra den övergripande slutsatsen att ingen påtaglig minskning tycks ha skett under mätperioden. I skärgården finns en tendens till minskande halter.



Figur 61. Kvicksilver i ytsediment från provtagningsomgångarna 1997–2002, 2007 och 2013.

4.4.3.7 Silver

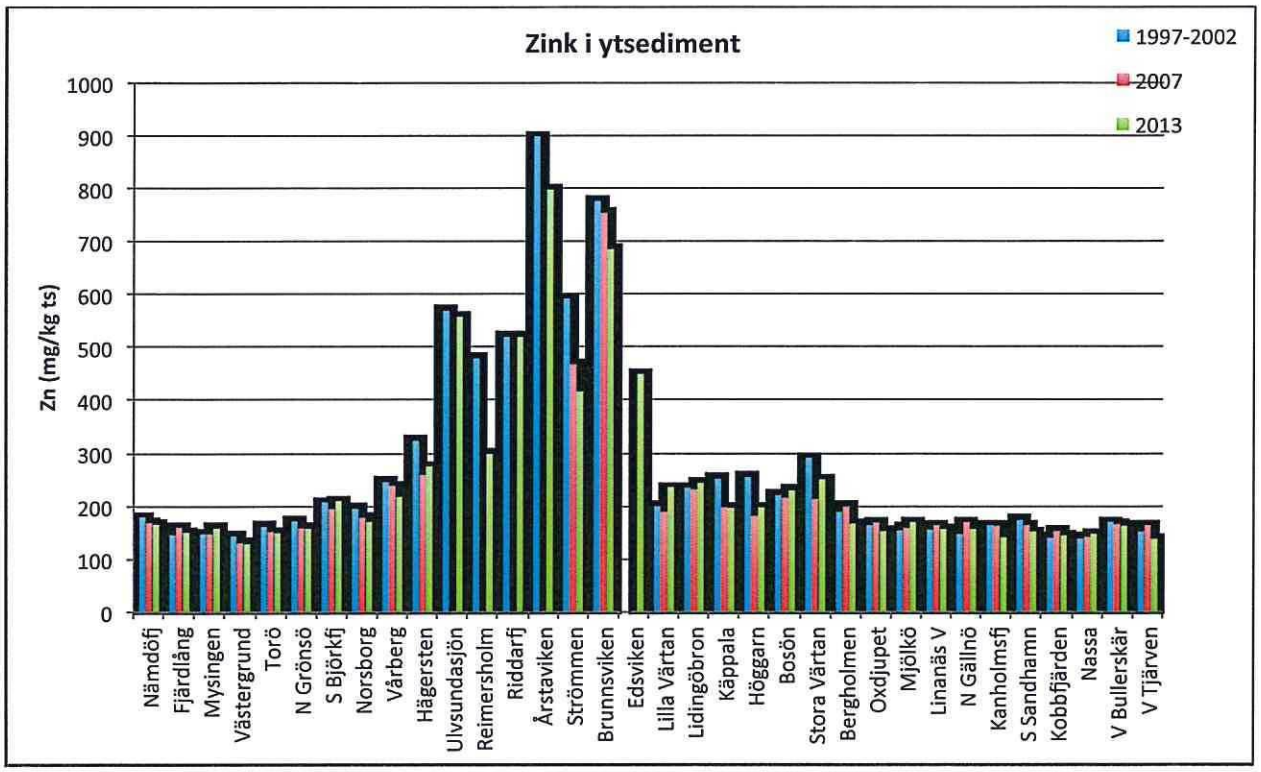
Silver uppvisar inga systematiska skillnader för lös respektive hård uppslutning. Om man antar att data från alla provtagningsomgångarna är jämförbara kan en påtaglig minskning noteras (Fig. 62) under mätperioden. Silver har tidigare haft en stor användning i tryckerier och vid fotolaboratorier. I samband med övergång till digital teknik har utsläppen minskat, vilket sannolikt tidstrenden i ytsediment visar.



Figur 62. Silver i ytsediment från provtagningsomgångarna 1997–2002, 2007 och 2013.

4.4.3.8 Zink

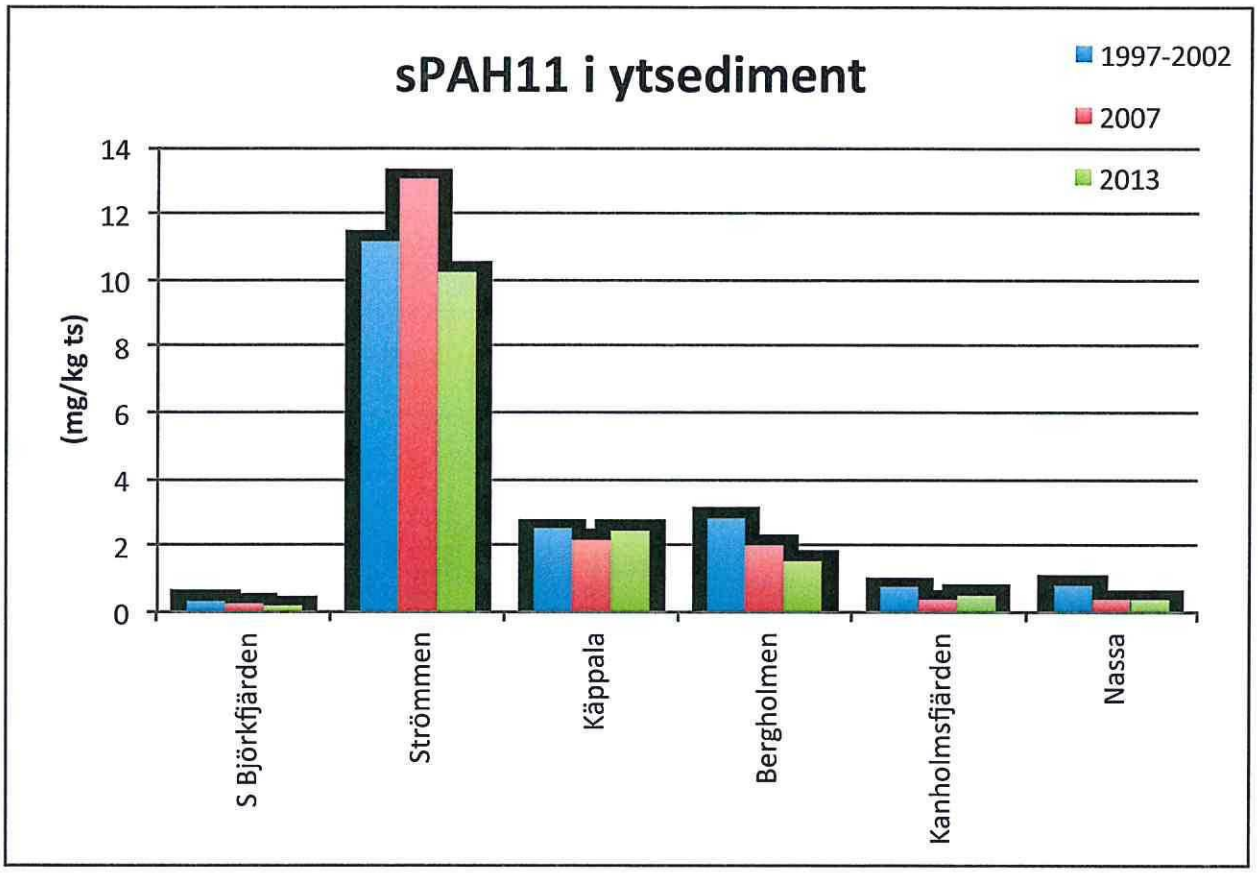
Underlaget för att kunna kalibrera resultaten för hård och lös uppslutningsteknik är bristfälligt för halter över 400 mg/kg ts. Vid halter upp till 250 mg/kg ts ger den hårda uppslutningstekniken 5–19 % större utbyte med ett medianvärde på 10 %. Om data med halter < 250 mg/kg ts som redovisas i Fig. 63 räknas om utifrån diagrammet i Fig. 52 indikeras att zinkhalterna har ökat något i hela undersökningsområdet. Signifikansen för detta kan dock ej beräknas.



Figur 63. Zink i ytsediment från provtagningsomgångarna 1997–2002, 2007 och 2013.

4.4.4 Organiska miljögifter

Under provtagningen 2013 har endast prover från 6 stationer av de som tidigare besökts analyserats med avseende på organiska miljögifter.



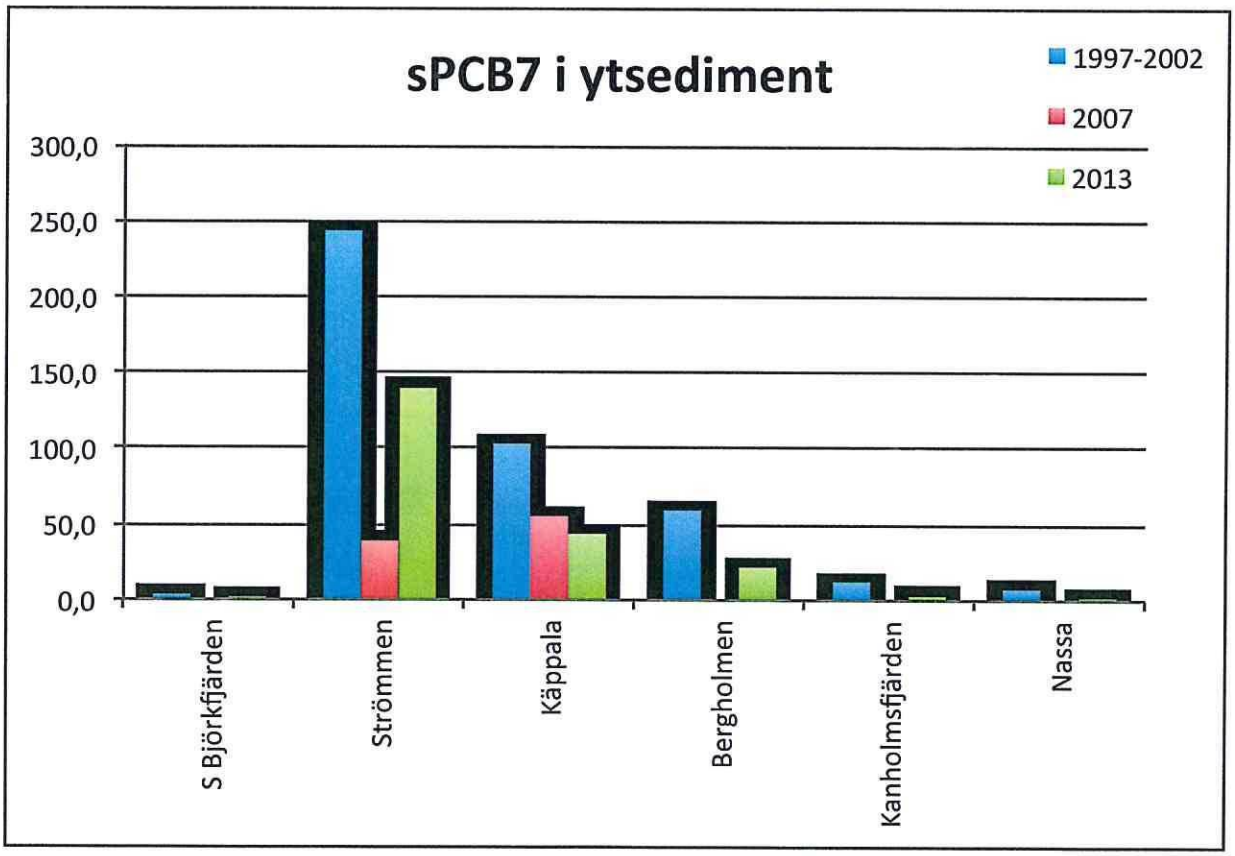
Figur 64. sPAH11 i ytsediment från undersökningsområdet vid provtagningsomgångarna 1997–2002, 2007 och 2013.

4.4.4.1 PAH

Inga dramatiska förändringar har skett under undersökningsperioden vad gäller sPAH11 (Fig. 64). Underlaget är för litet för att möjliggöra någon trovärdig statistisk utvärdering av en eventuell trend.

4.4.4.2 PCB

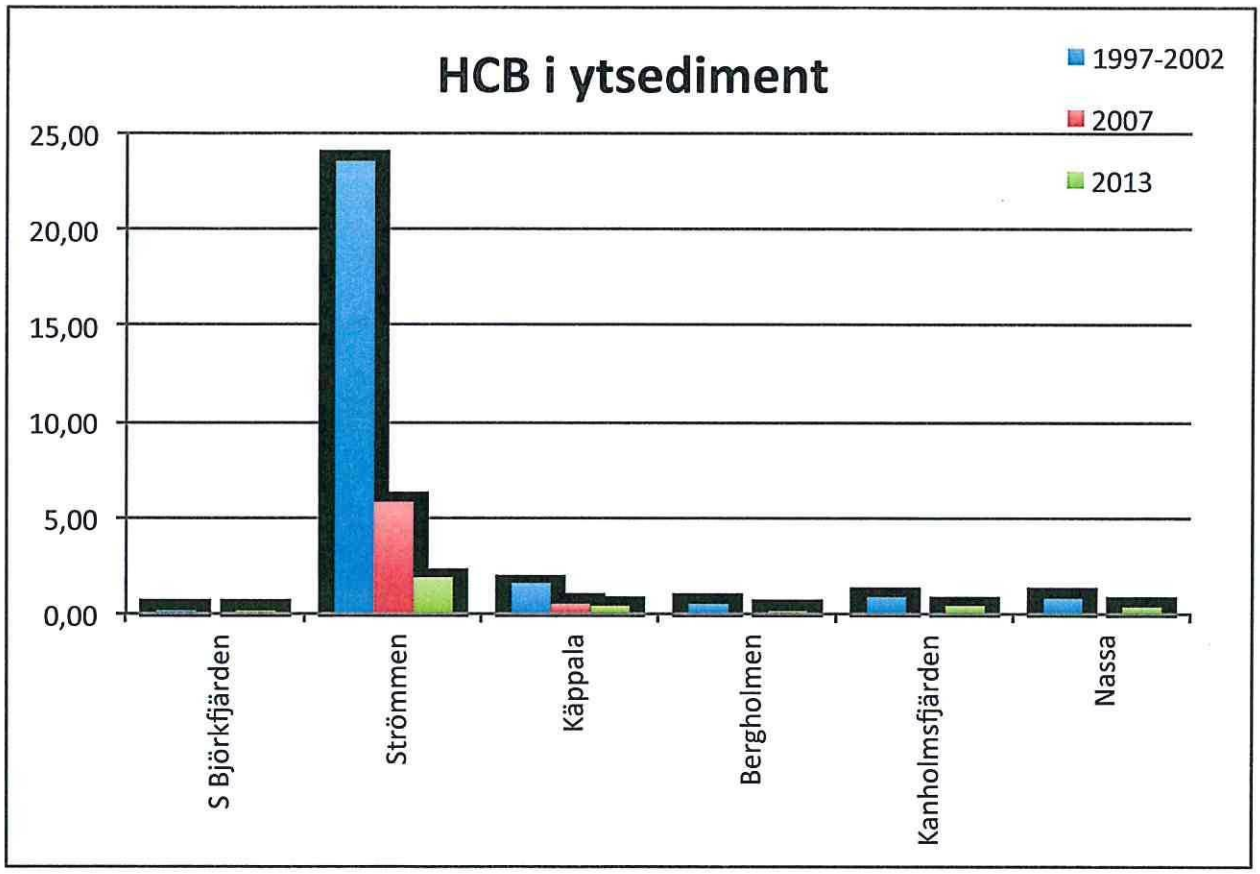
Jämfört med halterna som uppmättes 1997–2002 är halterna avsevärt lägre 2013 (Fig. 65). Vid provtagningen 2007 analyserades PCB endast på 2 av de utvärderade stationerna. Vid Käppala noterades en successivt minskande halt. Vid station Strömmen var PCB-halten år 2007 avsevärt lägre än 1997–2002. Utifrån haltutvecklingen på övriga stationer är det sannolikt att värdet för Strömmen 2007 är att betrakta som en outlier. Slutsatsen är sålunda att sPCB7-halten har sjunkit med en faktor 2–5 sedan 1997–2002. Wiberg et al. (2009) fann att sPCB7-halterna i Egentliga Östersjön i genomsnitt sjunkit med en faktor 4,6 mellan 1989–1993 och 2003–2007.



Figur 65. sPCB7 i ytsediment från undersökningsområdet vid provtagningsomgångarna 1997–2002, 2007 och 2013.

4.4.4.3 Hexaklorbensen

Hexaklorbensen (HCB) är ett ämne som använts som bekämpningsmedel inom jordbruket, fyrverkerimaterial och som bildas som biprodukt vid plastframställning (PVC). Halterna i ytsediment från 2013 varierar mellan 0,1 och 1,9 µg/kg ts (Fig. 66) . Gränsen mellan Klass 4 Hög halt och Klass 5 Mycket hög halt går vid 1 µg/kg ts. Halterna har sjunkit påtagligt sedan 1997–2002.



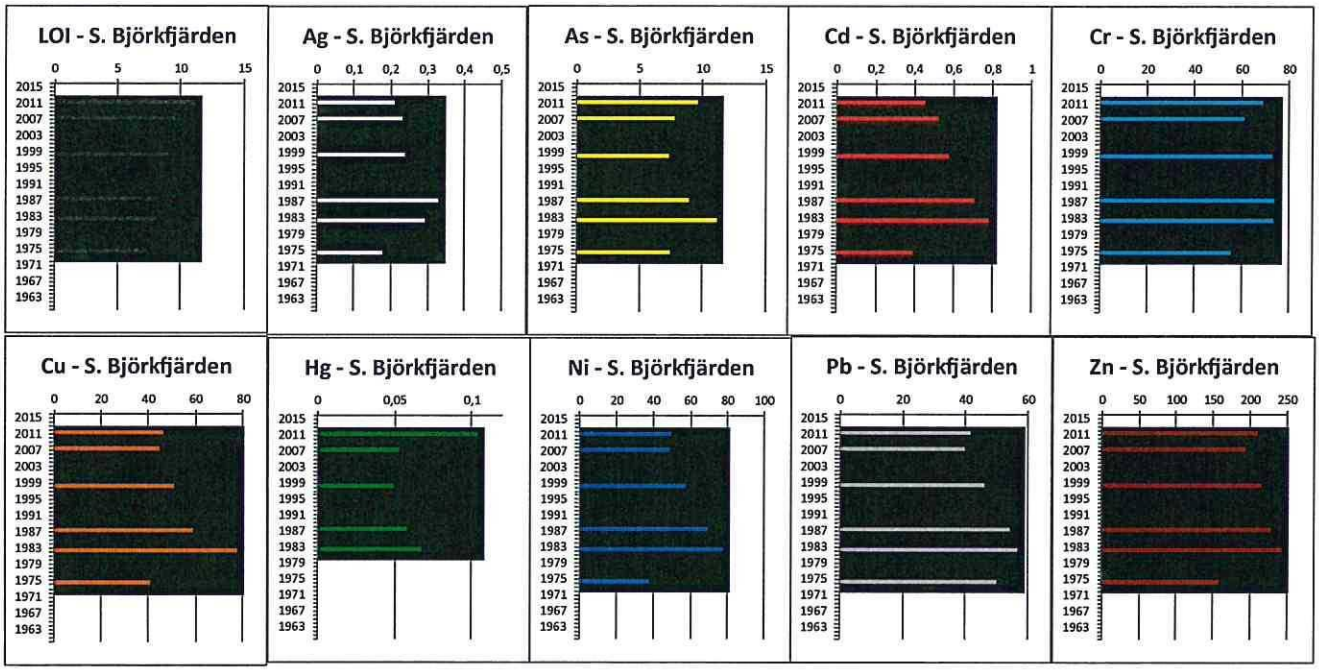
Figur 66. HCB i ytsediment från undersökningsområdet vid provtagningsomgångarna 1997–2002, 2007 och 2013.

4.5 Tidstrender sedimentkärnor

4.5.1 Metaller

4.5.1.1 Södra Björkfjärden

Inga dramatiska förändringar noteras i den daterade sedimentkärnan från Södra Björkfjärden (Fig. 67). I stort sett alla föroreningsmetaller följer en likartad trend som karaktäriseras av de högsta halterna i slutet på 1980-talet och därefter sjunkande halter med 10–70 % fram till 2013. För arsenik och kvicksilver noterades förhöjningar i ytsedimentet.



Figur 67. Glödgningsförlust och grundämnen i den daterade (radiocesium) sedimentkärnan från Södra Björkfjärden.

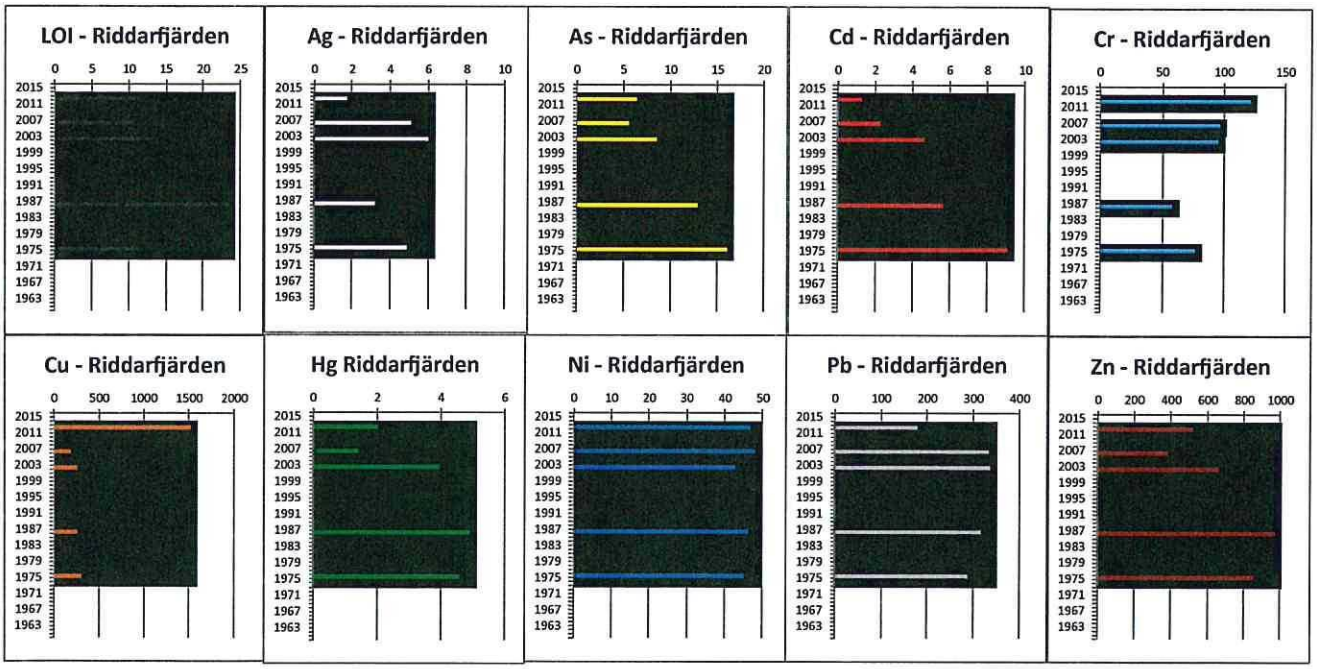
4.5.1.2 Riddarfjärden

De flesta metaller utom krom, nickel och koppar har mycket likartade haltfördelningar ned i sedimentet (Fig. 68). Silver är påtagligt högre (3,5-6 mg/kg ts) en bit ned i kärnan och avtar mot ytan till ca 2 mg/kg ts. Arsenik och kadmium uppvisar successiva haltminskningar från 1975 fram till idag. Krom ökar mot sedimentytan och halten i ytsedimentet är att klassa som mycket stor avvikelse från jämförvärdet, vilket avviker klart från övriga 4 studerade kärnor. Halterna minskar i tre av kärnorna och är ganska konstant i kärnan från Södra Björkfjärden, där dock halterna är avsevärt lägre.

Mycket hög kopparhalt (1500 mg/kg ts) noterades i ytsedimentet. Frågan är om detta är ett representativt värde eller en outlier. Detta har diskuterats mer ingående i avsnitt 4.4.3.4 Koppar. Halterna under perioden 1975 ligger på 190–308 mg/kg ts, vilket nästan är lika högt som i kärnan från Strömmen. Kvicksilver och zink har i det närmaste identiska fördelningsmönster med maximivärden under 1980-talet och minskande under 2000-talet och något ökande igen under 2010-talet. Bly avviker från de flesta av de övriga metallerna med undantag för silver som har enlikartad haltutveckling.

Genom att jämföra sedimentprofilerna för koppar och TBT på station Riddarfjärden (se vidare avsnitt 4.5.2.1) kan man konstatera att TBT-halterna minskar tydligt mot sedimentytan samtidigt som kopparhalterna ökar tydligt. Slutsatserna bygger dock på endast en kärna varför resultaten skall betraktas med vederbörlig försiktighet. För att säkra slutsatser skall kunna dras bör en liknande gradientstudie genomföras som genomförts vid Beckholmen.

Nickel- och arsenikhalterna är låga och har ingen eller liten avvikelse från bakgrundshalten för svenska kust- och havssediment. Koppar-, kvicksilver-, bly och zinkhalterna i ytsedimenten är trots minskningarna under 2000-talet mycket höga och klassas som mycket stora avvikelser från jämförelsevärdena. Kadmium har stor avvikelse i ytsedimentet.

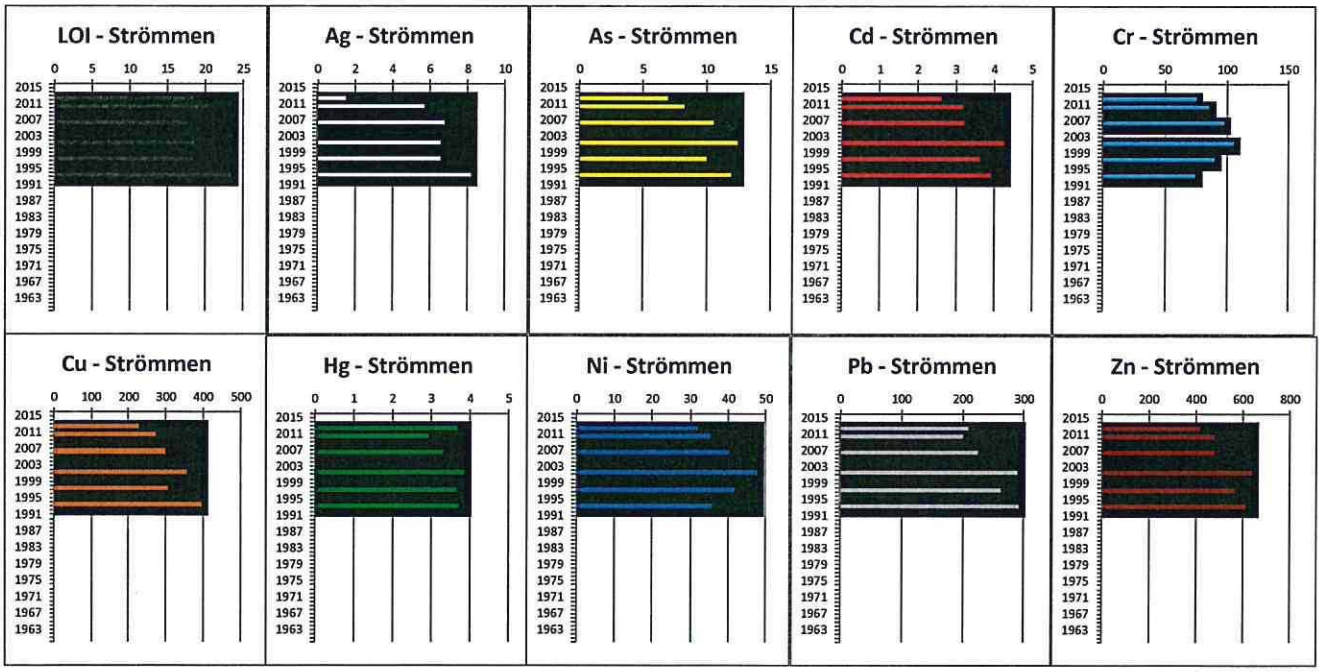


Figur 68. Glödgningsförlust och grundämnen i den daterade (varvräkning) sedimentkärnan från Riddarfjärden.

4.5.1.3 Strömmen

Den höga sedimentackumulationen i Strömmen har inneburit att den undersökta perioden är kortare än för alla andra analyserade kärnor och representerar 20 år dvs tiden 1993–2013 (Fig. 69). Silver, arsenik, kadmium, koppar bly och zink har mycket likartade haltmönster som karaktäriseras av sjunkande halter från omkring 2000. Den tydligaste reduktionen noterades för silver med en reduktion på fyra till fem gånger. Krom och nickel har likartade haltförlopp med en haltpik omkring 2000 och därefter avtagande halter. Halterna för nickel har liten avvikelse från jämförvärdet och närmar sig bakgrundsnivåer i ytsedimentet.

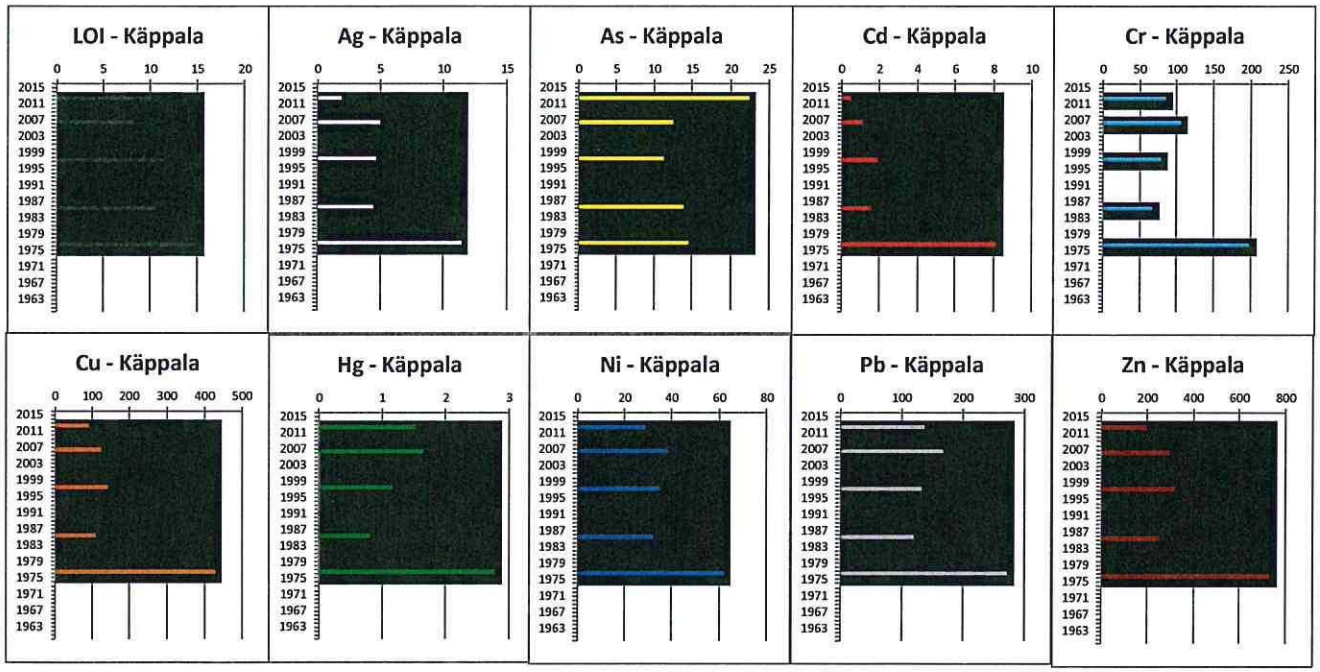
Mycket stor avvikelse från jämförvärdet registreras för kadmium, koppar, kvicksilver, bly och zink i ytsedimentet. För alla dessa metaller utom för kvicksilver har halterna minskat påtagligt sedan 2000. Kvicksilverhalterna sjönk under 2000-talet men nu tycks halterna öka igen under de senaste åren.



Figur 69. Glödgningsförlust och grundämnen i den daterade (radiocesium) sedimentkärnan från Strömmen.

4.5.1.4 Käppala

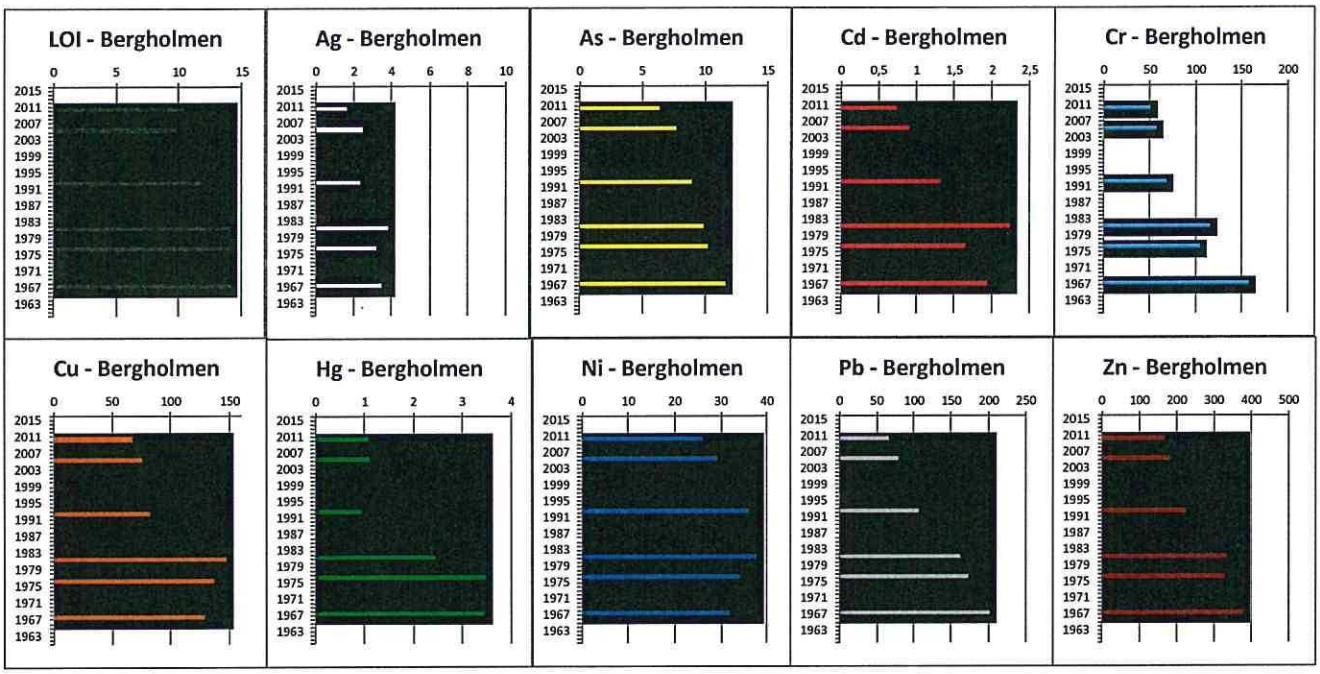
Generellt kan haltfördelningarna av metaller i kärnan från Käppala (Fig. 70) liknas vid mönstret från kärnan från Strömmen med undantag för arsenik. Övriga metaller följer haltmönstren från Strömmen dock med upp till tre gånger lägre halter i kärnan från Käppala. Vad gäller krom och nickel är halterna ungefär desamma. Tydligt är att halterna av alla de analyserade grundämnena utom arsenik var betydligt högre under 1970-talet. Denna generella bild stöds av haltmönstren från Bergholmen (avsnitt 4.5.1.5). Halterna minskade under 1980-talet men ökade åter under 1990-talet och nådde under slutet av 1990-talet eller början av 2000-talet ett andra haltmaximum, för att sedan åter minska fram till idag. Arsenik avviker från de övriga grundämnena med att fortsätta öka ända fram till idag.



Figur 70. Glödgningsförlust och grundämnen i den daterade (radiocesium) sedimentkärnan från Käppala.

4.5.1.5 Bergholmen

Haltutvecklingen vid Bergholmen (Fig. 71) följer ett något annorlunda mönster än vid Stn Käppala. Nästan genomgående är halterna högst under 1960- och 1970-talen för att därefter successivt minska fram till idag. Minskningarna är för arsenik och silver ungefär en halvering. Kadmium, krom, koppar, kvicksilver, bly och zink minskar med en faktor 3–4 från 1970-talet till idag.



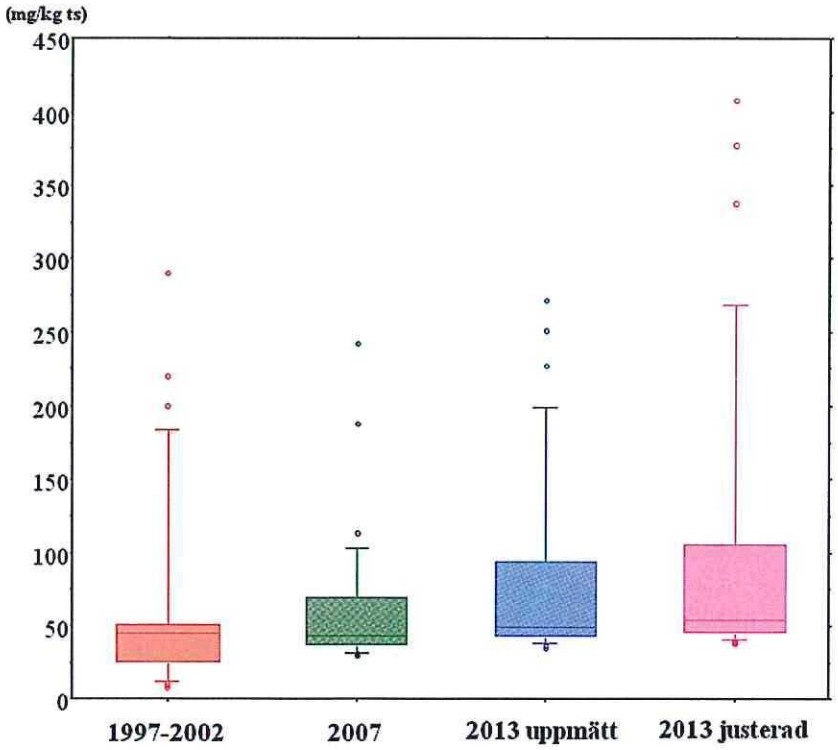
Figur 71.Glödgningsförlust och grundämnen i den daterade (radiocesium) sedimentkärnan från Bergholmen.

4.5.1.6 Koppar

För att utröna om de tidigare beskrivna haltökningarna av koppar i ytsediment med tiden (Avsnitt 4.4.3.4) är signifikanta görs här beräkningar på olika sätt för att belägga eller falsifiera denna trend.

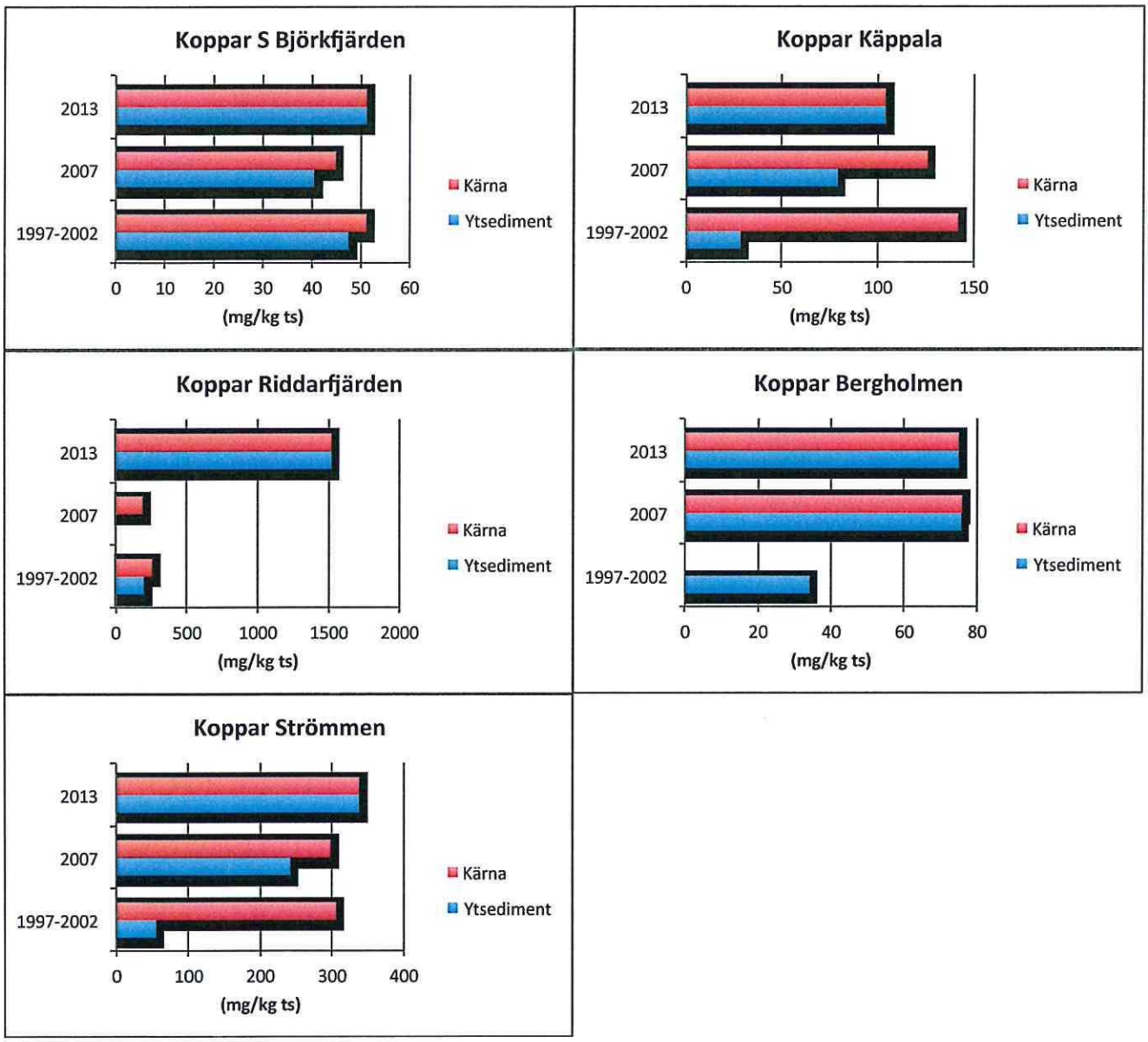
Ett sätt att grafiskt beskriva hela datamaterialet är att redovisa de olika provtagningsomgångarna i form av boxplot i en och samma figur (Fig. 72). Med önskvärd tydlighet visas att betydande skillnader av haltfördelningarna finns vid de olika åren som karaktäriseras av ökande halter från 1997–2002 och fram till 2013. I diagrammet redovisas data från 2013 dels rakt av som uppmätta värden med en mjukare uppslutningsmetod 2013 i förhållande till provtagningarna 1997–2002 och 2007. För att korrigera 2013 års data till att gälla för den hårdare uppslutningsmetoden har data från 2013 korrigerats i enlighet med framtagen regression i avsnitt 4.4.2. Okorrigerade data från 2013 (2013 uppmätt) visar tydligt förhöjda halter relativt provtagningarna 1997–2002 och 2007. Korrigerade data från 2013 (2013 justerad) visar på ännu tydligare haltökning.

Att beräkna om den synbara trenden är statistiskt signifikant är ett annat sätt att belysa trovärdigheten av de framförda slutsatserna. Data från de olika provtagningsomgångarna har sålunda testats med parat Student's T-test. Stationerna Ulvsundasjön, Edsviken har uteslutits pga att de är nya och Lilla Värtan och Riddarfjärden har exkluderats pga att positionerna är olika vid de olika provtagningstillfällena. Mätvärdena för provomgången 2007 är signifikant (p=0,004) högre än 1997–2002, och provomgången 2013 (uppmätta värden) är högre än 2007 på en högre signifikansnivå (p=0,0007). Om de justerade värdena för 2013 används i den senare jämförelsen stiger signifikansen ytterligare (P=0,0002). Sålunda har signifikanta ökningar detekterats mellan de tre olika provtagningsomgångarna, vilket stödjer slutsatsen att kopparhalterna ökat med tiden från 1997–2002 (medel 50 mg/kg ts) → 2007 (medel 61 mg/kg ts) → 2013 (medel 89 mg/kg ts). Den totala ökningen under mätperioden har sålunda varit omkring 80 % sett över alla stationer. Om man av skälet att mätdata från 1997–2002 visar för låga värden utesluter dessa data har ändå en ökning skett på motsvarande sätt mellan 2007 och 2013 på ca 46 %.



Figur 72. Boxplotdiagram över kopparhalter i ytsediment vid de olika provtagningsomgångarna. Boxplottet för "2013 uppmätt" redovisar okorrigerade kopparhalter. I boxplottet "2013 justerad" har 2013 års data korrigerats till att gälla för en hårdare uppslutningsteknik ienlighet med avsnitt 4.4.2. Denna typ av diagram visar medianvärdet, 10-, 25-, 75- och 90-percentilerna samt extremvärden som avviker mer än 80 % från medianvärdet.

Ett tredje sätt att kunna belysa trovärdigheten i slutsatsen att kopparhalterna ökat påtagligt under mätperioden är att jämföra data från ytsediment från de olika provtagningsomgångarna med retrospektiva trendstudier som genomfördes 2013 på 5 stationer (Fig. 73).



Figur 73. Tidsmässig fördelning av kopparhalter i ytsediment och sedimentkärnor från 5 stationer i undersökningsområdet. Kopparhalterna för 2013 är korrigerade för hårdare uppslutningsmetod i enlighet med beskrivning under avsnitt 4.4.2.

Utifrån de tidsperspektiv som ges för varje provtagningsomgång respektive daterad nivå i sedimentkärnorna framgår det att överensstämmelsen i halter är god på S Björkfjärden, Riddarfjärden och Bergholmen. På stationerna Käppala och Strömmen noteras betydande avvikelser mellan halterna i ytsediment och kärnor. I kärnan från Strömmen är halterna ungefär desamma eller något lägre på nivåerna motsvarande 2007 och 1997–2002 och i kärnan från Käppala ökar halterna tydligt nedåt i sedimentet.

I den inre delen av Stockholms skärgård har redoxförhållandena i djupvattnet varierat påtagligt sedan slutet av 1990-talet (Lücke 2013). Periodvis har påtagligt förbättrade syreförhållanden i det bottennära vattnet lett till oxidering av ytsedimenten i skärgården innanför Oxdjupet/Kodjupet (Karlsson et al. 2010). Ända inne på Stockholms ström var sedimenten väl syresatta vid provtagningar utanför Beckholmen 2009 (Jonsson 2010). Samtliga besökta stationer vid denna studie uppvisade oxiska förhållanden i de översta 2–5 centimeterna av sedimentpelaren. En av de tänkbara orsakerna till sedimentförbättringen är kolonisering av havstborstmasken Marenzelleria sp. (Karlsson et al. 2010).

Det är allmänt känt att redoxförhållandena i sedimenten har en avgörande betydelse för fastläggningen av främst de s.k. "sulfidmetallerna" varav koppar är en. Den variation av redoxsituationen som belagts inne i Stockholms inre skärgård under de senaste ca 15 åren har troligtvis haft avgörande betydelse för metallfastläggningen i sedimenten. Av denna anledning finns det anledning att vara skeptisk mot att dra för stora slutsatser av retrospektiva metallstudier i sedimentkärnor från de innersta delarna av Stockholms skärgård. I mellanskärgården och ytterskärgården fann Karlsson et al. (2010) att förändringarna sedan 1990-talet varit marginella.

Den övergripande slutsatsen utifrån ovanstående diskussion kring tidstrenden för koppar i undersökningsområdet är att vi kan belägga en storskalig/regional ökning av kopparhalterna i undersökningsområdet. Den är framför allt giltig i mellan- och ytterskärgården medan flera retrospektiva undersökningar av sedimentkärnor från Stockholms hamnområden visat sjunkande kopparhalter under det senaste decenniet. Detta är glädjande och är sannolikt resultatet av åtgärder i Stockholms stad för att minska kopparutsläppen till vatten.

En tänkbar anledning till de ökande kopparhalterna i det regionala/storskaliga perspektivet är den på senare tid påtagligt ökande användningen av koppar som aktivt ämne i bottenfärger. I Stockholms hamnområden går det inte att urskilja om halterna av koppar som härrör från bottenfärger har ökat. Inne i staden utgör bottenfärgerna bara en av många olika kopparkällor och har sålunda mindre betydelse för de totala kopparhalterna. Det går inte att beräkna hur stor den är i förhållande till andra källor, men våra resultat talar för att bidraget från bottenfärger är litet i relation till andra källor. I mellan- och ytterskärgården däremot är det troligt att bottenfärgerna kan vara den dominerande källan. De tidigare använda organiska tennföreningarna ökade snabbt i de öppna havsvidderna i takt med den ökade användningen under andra halvan av 1900-talet, men har minskat påtagligt under 1990-talet och 2000-talet som en följd av förbud mot användning av dessa ämnen. Koppar används nu i de flesta antifoulingfärger och det är inte osannolikt att vi idag efter 10–20 års användning av dessa färger är på väg att notera påtagligt ökande halter i områden långt från kända punktkällor som en följd av denna användning.

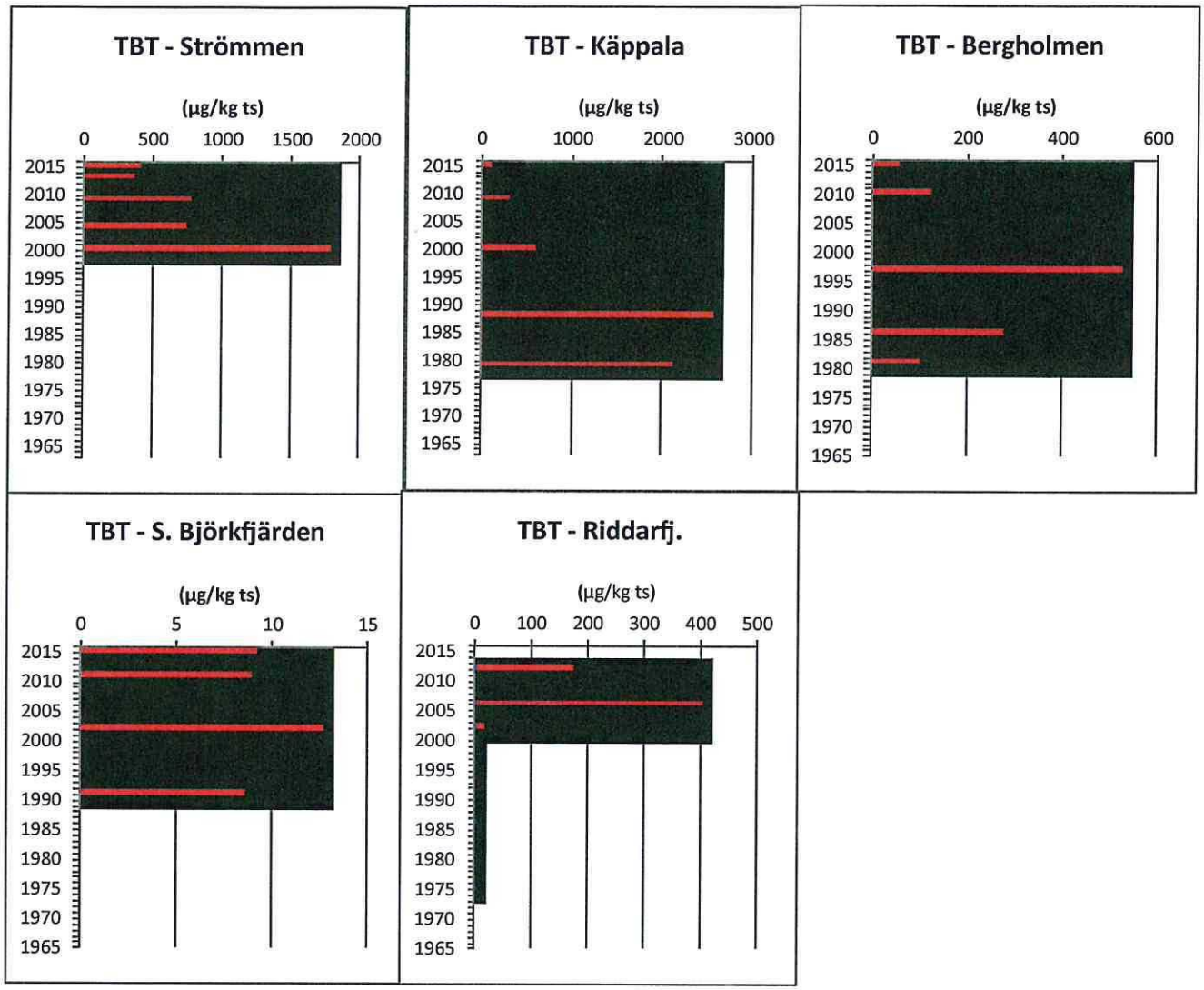
4.5.2 Organiska miljögifter

4.5.2.1 Organiska tennföreningar

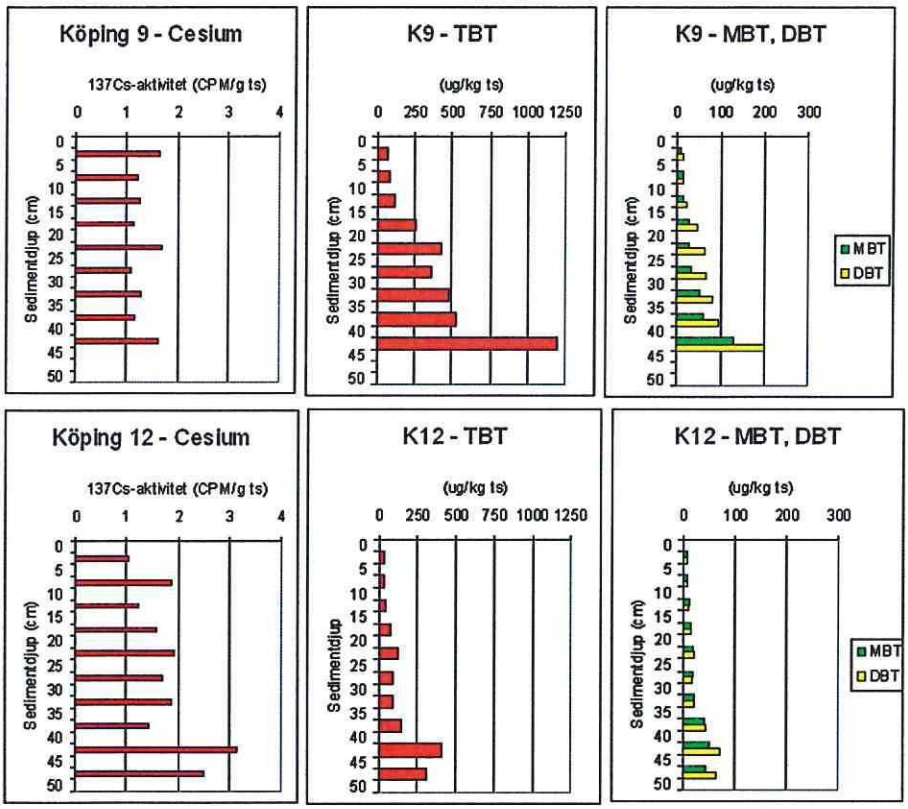
Resultaten av studierna av sedimentkärnor visar att halterna av TBT i samtliga kärnor är avsevärt högre längre ned i kärnorna än i ytsedimenten (Fig. 74). Observera att skalorna är olika i de olika diagrammen.. Den högsta halten i ytsedimenten finns i Strömmen (421 µg/kg ts) och halterna avtar i gradienten Strömmen – Käppala – Bergholmen.

Dessvärre motsvarar haltprofilen i Strömmen endast tiden 1997–2013, medan profilerna från såväl Käppala som Bergholmen motsvarar tidsperioden 1976–2013. I dessa senare kärnor uppnås haltmaxima under perioden 1985–1992, vilket synes stämma väl med den förväntade haltutvecklingen utifrån användningen av organiska tennföreningar i antifoulingfärger. TBT (tributyltenn) är klassat som ett av de prioriterade ämnena i EU:s vattendirektiv. Det förbjöds i båtbottenfärger för icke oceangående båtar under 25 meter i Sverige redan 1989, vilket tycks stämma väl överens med tidsskalan i de studerade sedimentkärnorna från Stockholmsområdet. För fartyg > 25 m trädde liknande förbud i kraft inom EU under perioden 2003–2007. Sedan 2008 råder ett totalförbud mot TBT i båtbottenfärger. Förbudet har lett till att andra båtbottenfärger används idag, men underliggande färglager kan fortfarande ge höga utsläpp i samband med till exempel skrovunderhåll.

Om kärnan från Strömmen följer samma profilutseende som i kärnorna från Käppala och Bergholmen torde ett haltmaximum motsvarande år 1990 ligga på ca 35 cm djup ned i sedimenten och ha halter av storleksordningen 5–6 000 µg/kg ts. Detta skulle i så fall vara likvärdigt med de högst uppmätta halterna i hamnområden och marinor (Tab. 5). Likartade sedimentprofiler har beskrivits från Köpings hamnområde (Fig. 75) i Mälaren (Jonsson 2013). De högsta halterna (ca 1 200 µg/kg ts) enligt denna undersökning härrör från slutet av 1980-talet.



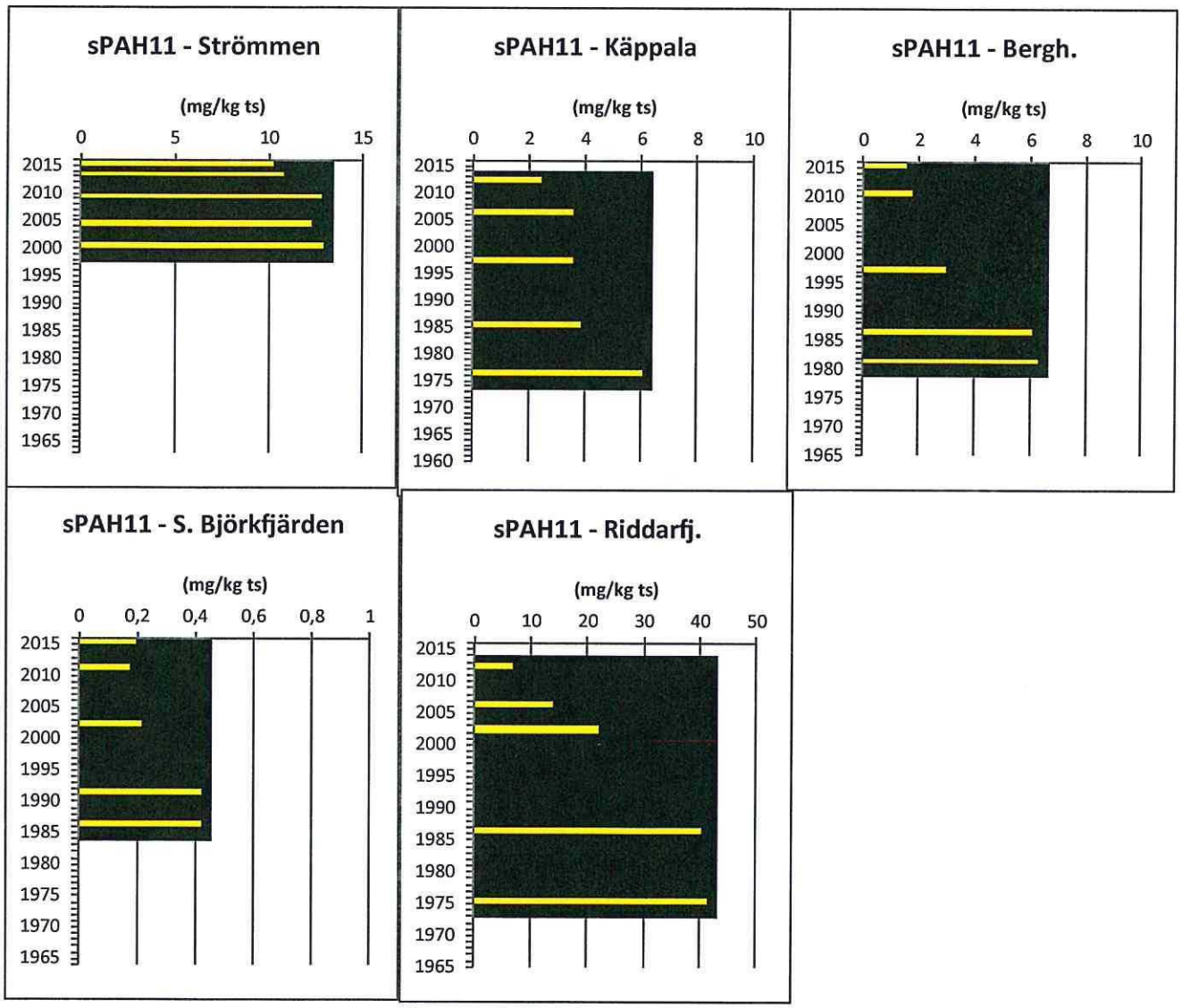
Figur 74. Haltprofiler av TBT i fem sedimentkärnor från undersökningsområdet.



Figur 75. Sedimentprofiler av 137Cesiumaktivitet och organiska tennföreningar (MBT, DBT och TBT) i 2 sedimentkärnor (K9 och K12) från Köpings hamn. (Från Jonsson 2013).

4.5.2.2 PAH

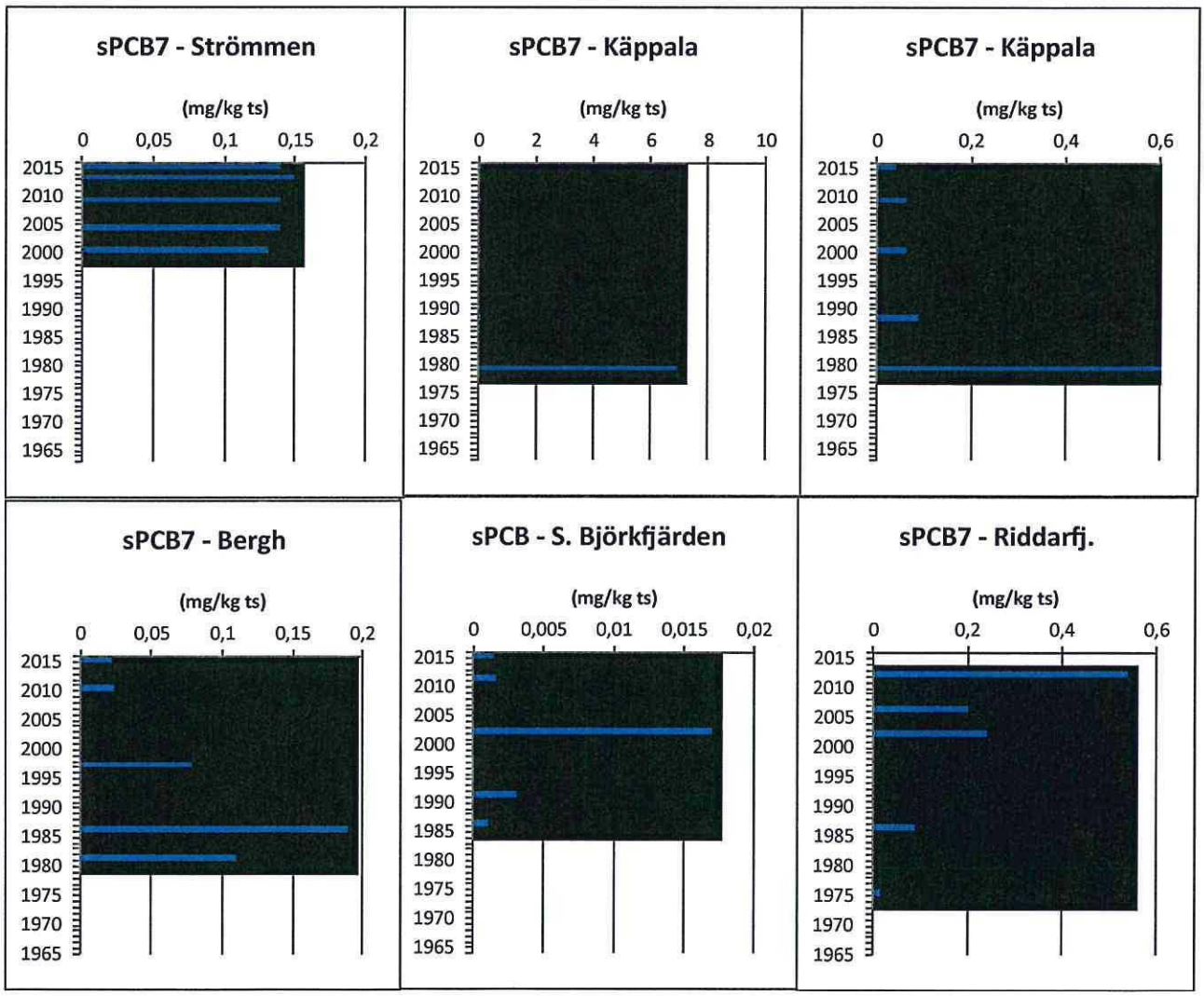
Halterna av sPAH11 är höga eller mycket höga på alla stationer utom S. Björkfjärden där halterna sjunkit från medelhög halt under 1980- och 1990-talen till låg halt efter milleniumskiftet (Fig. 76). Halterna är högst på Strömmen, men även Riddarfjärden har mycket höga halter i ytsedimenten även om halterna sjunkit med en faktor 6 sedan 1980-talet. Substantiella minskningar sedan 1970- och 1980-talen uppvisas även vid Käppala (drygt två ggr) och Bergholmen (fyra ggr).



Figur 76. Haltprofiler av sPAH11 i fem sedimentkärnor från undersökningsområdet.

4.5.2.3 PCB

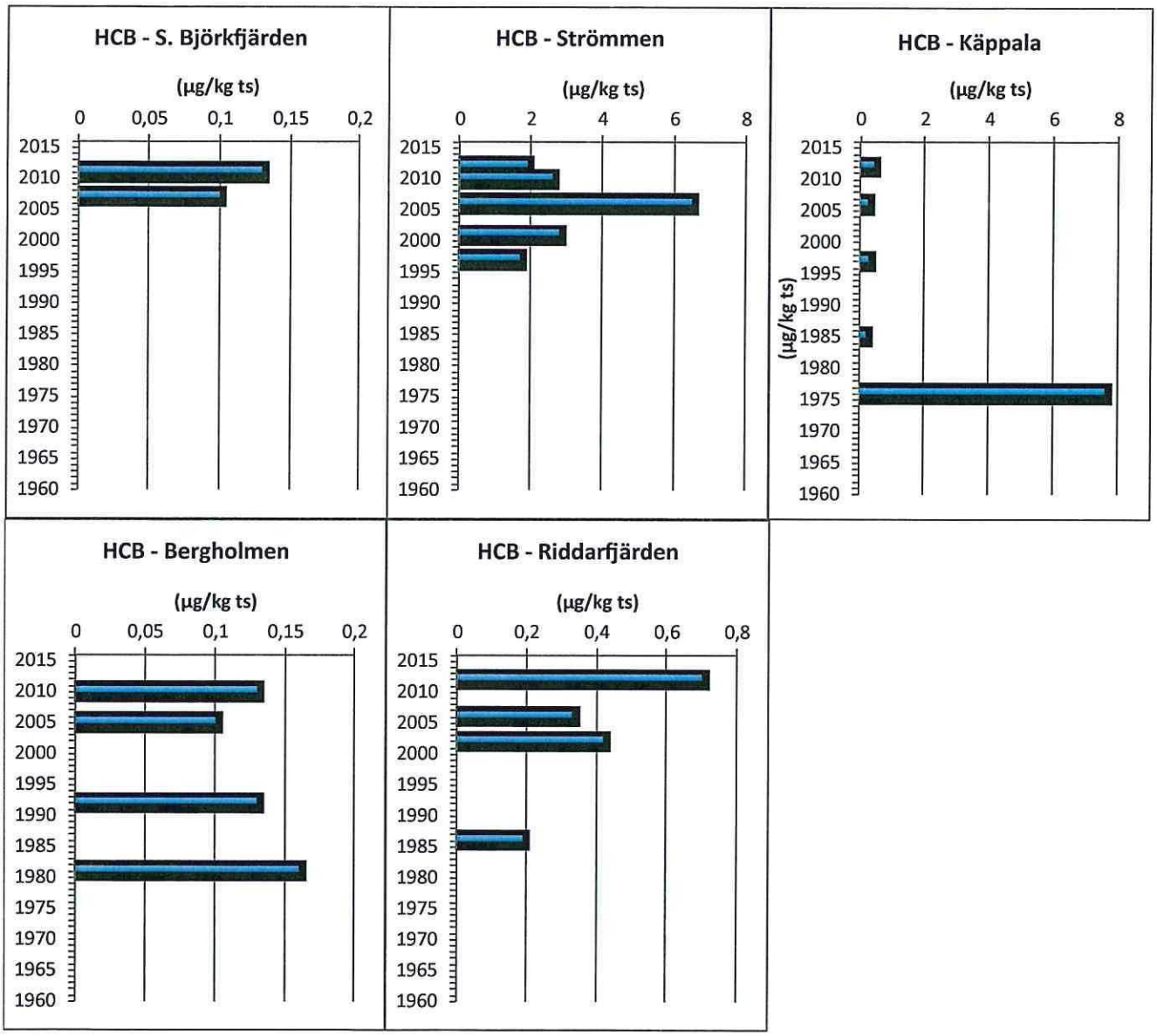
sPCB7-halterna har sjunkit mycket påtagligt vid såväl Käppala som Bergholmen sedan 1980-talet. sPCB7-halterna är att klassificera som mycket höga i samtliga stationers ytsediment förutom i Södra Björkfjärden där medelhöga halter uppmättes (Fig. 77). Ett extremt högt värde (6,9 mg/kg ts) uppmättes i skiktet som representerar 1980-talet vid station Käppala. I Riddarfjärden har halterna dock ökat mycket påtagligt mot ytan. Som påtalats i avsnitt 4.3.2.5 avviker kongener-sammansättningen i Riddarfjärden från alla andra områden genom att kongenerna #101, #138, #153 och #180 dominerar, vilket indikerar en mindre nedbruten ursprungsförorening. Sålunda tyder haltökningen och kongenersammansättningen i Riddarfjärden på en pågående PCB-förorening i området. Halterna i ytsedimentet är 540 µg/kg ts vilket överskrider klassgränsen mellan Klass 4 Hög halt och Klass 5 Mycket hög halt med en faktor 36. På samma station har även noterats mycket höga halter av Cu, Cr, Hg och Pb i ytsedimentet vilket klart indikerar en betydande källa av PCB och nämnda metaller i västra Riddarfjärden.



Figur 77. Haltprofiler av sPCB7 i fem sedimentkärnor från undersökningsområdet.

4.5.2.4 Hexaklorbensen (HCB)

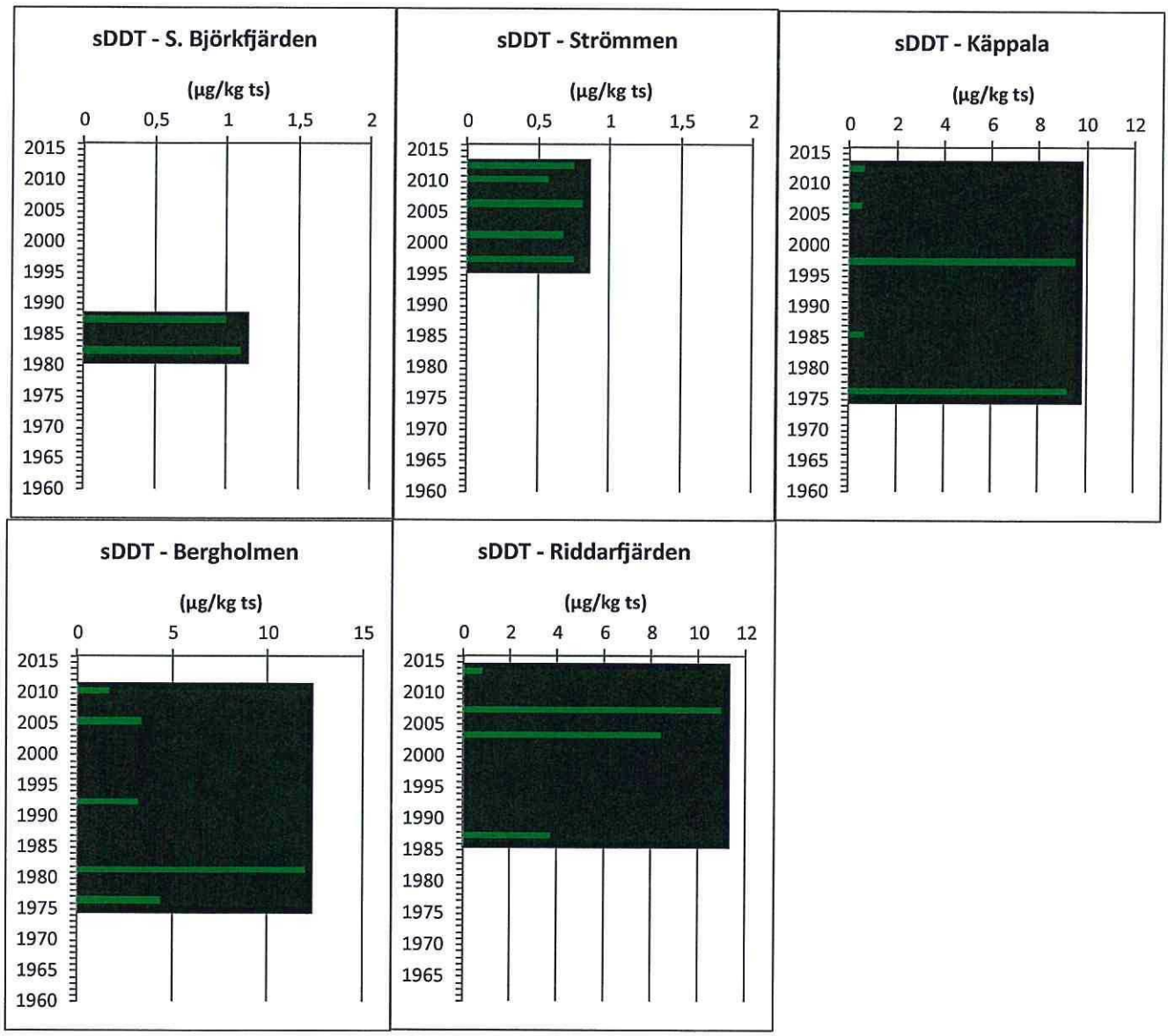
Ytsedimenthalter över 1 µg/kg ts noterades endast på station Strömmen där halterna har sjunkit de senaste 10 åren (Fig. 78). I Riddarfjärden däremot ökar halterna klart från slutet av 1980-talet och fram till idag.



Figur 78. Haltprofiler av hexaklorbensen (HCB) i fem sedimentkärnor från undersökningsområdet.

4.5.2.5 sDDT

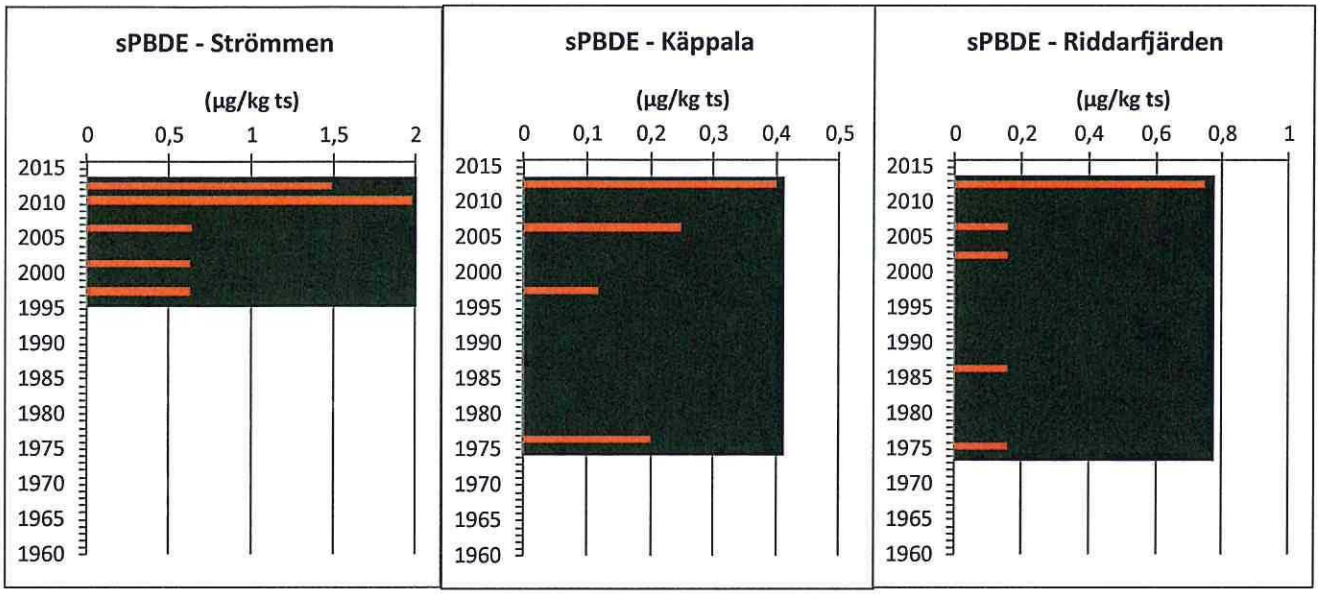
Sedimenthalterna av insektsgiftet sDDT bildar ett svårtydbart mönster (Fig. 79). Halterna i ytsedimenten ligger generellt sett i Klass 3 Medelhög halt utom vid stn Bergholmen där sDDT-halten hamnar i Klass 4 Hög halt. Vid Bergholmen var halterna mycket höga under 1970- och början av 1980-talet och har sedan dess successivt avtagit i likhet med den generella DDT-trenden i strömming och grisslor från Egentliga Östersjön (Anon., 2008). Halterna vid stn Käppala har varierat mycket och beskriver inte någon tydlig tidstrend. Vid stn Riddarfjärden har halterna ökat påtagligt sedan slutet av 1980-talet och fram till slutet av 2000-talet. Halten i ytsedimentet som representerar 2012–2013 är dock mer än en tiopotens lägre än 2007–2008, vilket är svårförklarligt.



Figur 79. Haltprofiler av sDDT i fem sedimentkärnor från undersökningsområdet.

4.5.2.6 Polybromerade difenyletrar (PBDE)

Mätbara halter har noterats i kärnorna från Strömmen, Käppala och Riddarfjärden (Fig. 80) och visar i dessa tre kärnor klart ökande halter mot sedimentytan, med de högsta halterna på stn Strömmen. Halterna var ej mätbara i kärnorna från S Björkfjärden och Bergholmen (<0,4 µg/kg ts).

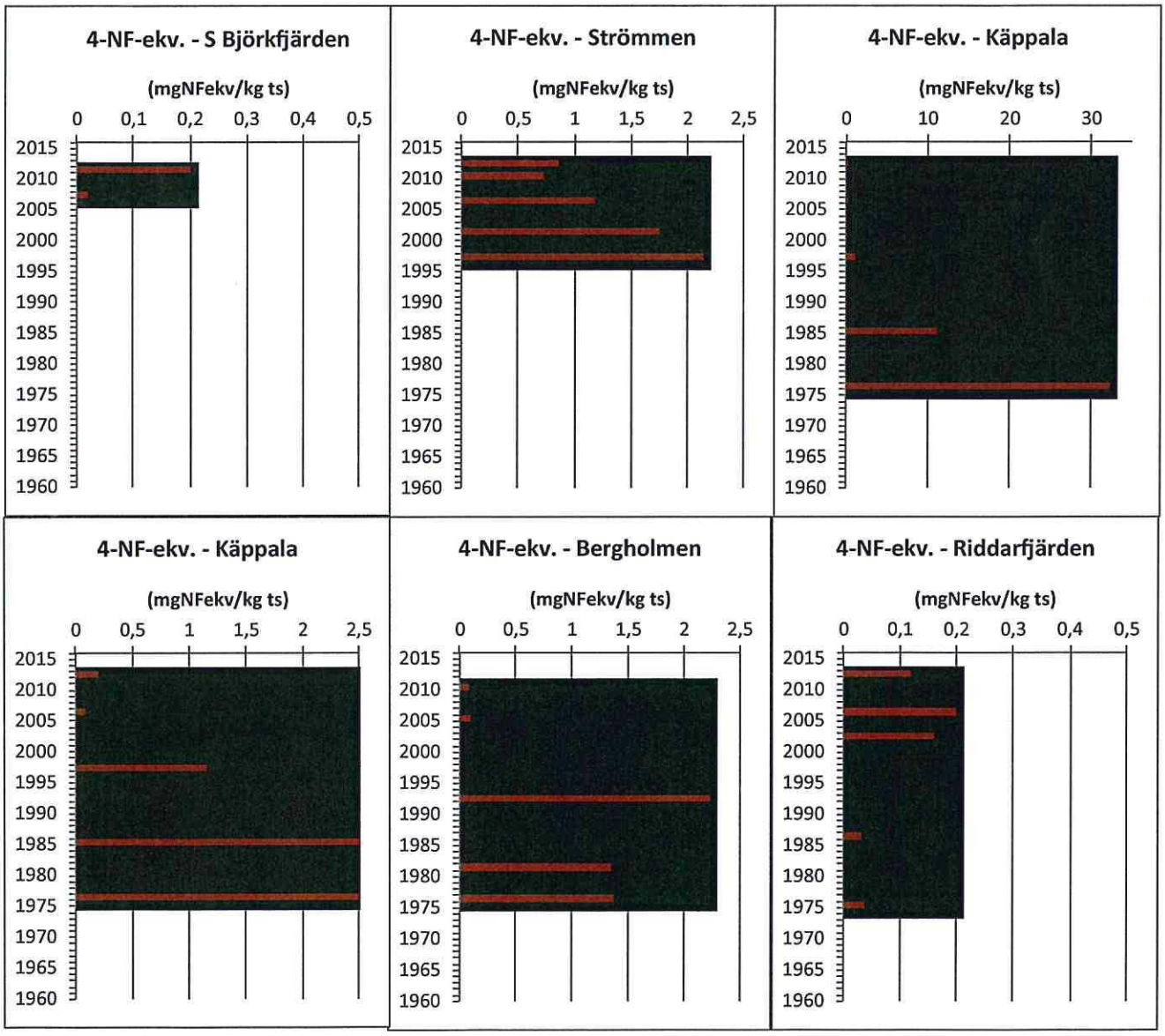


Figur 80. Haltprofiler av sPBDE (summan av kongenerna #28, #47, #99, #100, # 153 och #154) i tre sedimentkärnor från undersökningsområdet.

4.5.2.7 Nonylfenol

Halterna av 4-NF-ekvivalenter, som är en summaparameter för värdering av ämnesgruppens ekologiska riskfaktor, visar klart sjunkande halter i ytsedimenten från 1980/90-talen fram till idag på fyra stationer av fem (Fig. 81). Den femte stationen, S. Björkfjärden har, generellt låga halter men en viss ökning har noterats i ytsedimentet.

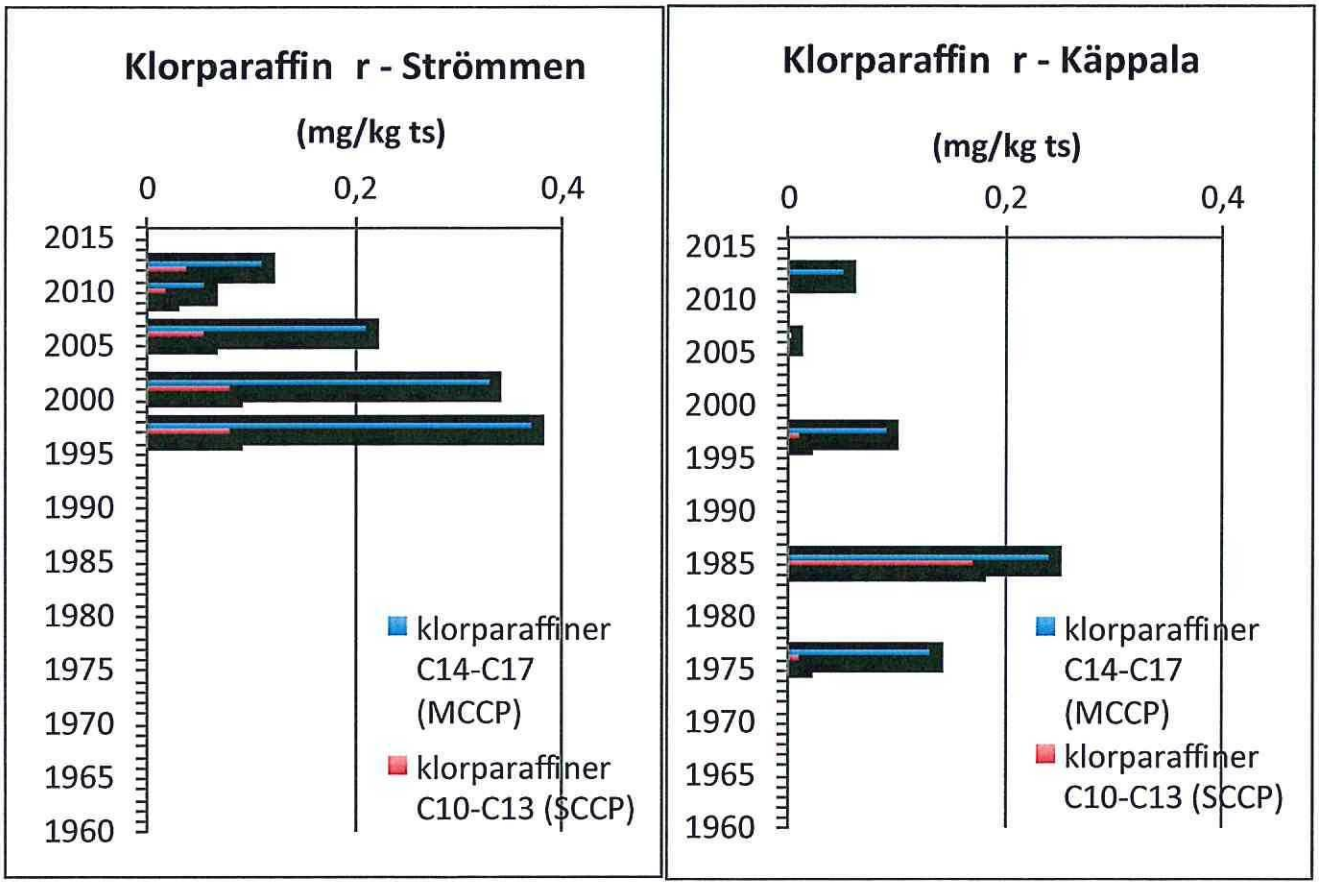
De högsta halterna noteras vid stn Käppala representerande slutet av 1970-talet. Halterna har dock sjunkit mycket kraftigt med en faktor > 150. I Figur 69 har skalan ändrats för stn Käppala i nedre raden längst till vänster. Där framgår det att tidsutvecklingen varit likartad i stationerna Käppala och Strömmen sedan slutet på 1990-talet, vilket leder till analogin att nonylfenolhalten vid stn Strömmen sannolikt är mycket hög i sedimenten djupare än 26–28 cm.



Figur 81. Haltprofiler av nonylfenoler (4-NF-ekvivalenter) i fem sedimentkärnor från undersökningsområdet.

4.5.2.8 Klorparaffiner

På 6 av 10 stationer där klorparaffiner analyserats i ytsedimenten var de ej detekterbara, dvs halterna var lägre än 0,1 mg/kg ts. På stationerna Strömmen och Käppala har detektionsgränsen varit lägre och haltutvecklingarna är likartade i de båda kärnorna (Fig 82). Kärnan från Strömmen representerar endast tiden från slutet av 1990-talet till idag medan Käppalakärnan spänner över tiden från mitten av 1970-talet till idag. Tydligt är att såväl kortkedjiga (SCCP) som mellankedjiga (MCCP) klorparaffiner har minskat påtagligt de senaste decennierna.



Figur 82. Haltprofil av kortkedjiga (SCCP) och mellankedjiga (MCCP) klorparaffiner isedimentkärnorna från stn Strömmen och stn Käppala.

5. Värdering av insamlade sedimentdata

För att fastläggningen av olika föroreningar i sedimenten skall kunna fastställas med god precision krävs att följande viktiga kriterier är uppfyllda:

- Analyser av grundläggande sedimentparametrar samt föroreningar skall ha gjorts med hög precision.
- Endast säkra ackumulationsbottnar för finsediment skall ha använts
- Mätpunkternas fördelning skall ha en god fördelning inom undersökningsområdet för att kunna fånga upp haltvariationer som beror på enskilda punktkällor.
- Gränsdragningen mellan vilka områden de enskilda provtagningspunkterna representerar skall ha genomförts på ett stringent sätt.

Vi kan konstatera att en del av dessa kriterier är uppfyllda.

- Analysdata är kvalitetssäkrade och i tveksamma fall förkastade.
- Utifrån grundläggande sedimentparametrar och fotografisk dokumentation har vi kunnat konstatera att alla stationer utom en (Riddarfjärden) utgörs av goda ackumulationsbottnar.
- Mätpunkternas fördelning är relevant för att översiktligt bedöma föroreningssituationen i länet.
- Olika områden har olika haltfördelningar som kan misstänkas bero på lokala källor
- Utifrån datering av sedimentkärnor med hjälp av ^{137}Cs på fem stationer har föroreningshistoriken nöjaktigt kunnat beskrivas på 4 av dessa

Följande brister i undersökningsmaterialet har konstaterats:

- TOC i provtagningsomgången 2013 är framräknat utifrån LOI med användning av Van Bammelens faktor
- Gränsdagning mellan mellan provtagningspunkterna med hjälp av objektiv datorstödd gränsdragning skulle kunna förbättra de olika stationernas representativitet
- Stationernas lägen divergerar på flera stationer, vilket gjort att tidstrender i ytsediment kunnat bestämmas på ett begränsat antal stationer
- Analysmetodiken har varierat mellan de olika provtagningsomgångarna främst vad gäller uppslutningsteknik för metaller

Referenser

- Andersson, C., 2001. *The influence of wind-induced resuspension on sediment accumulation rates. A study of archipelago and offshore areas in the NW Baltic proper.* Master thesis, Uppsala University, Dept of Earth Science, Uppsala, Sweden, 34 p.
- Anonymous, 2008. *Effekter av miljögifter på däggdjur, fåglar och fiskar i akvatiska miljöer.* Naturvårdsverket Rapport 5908, ISBN 978-91-620-5908-8, ISSN 0282-7298, 106 sid.
- Anonymous, 2011. *Vind och storm i Sverige 1901–2010.* Faktablad nr 51-2011. SMHI Norrköping, 4 sid.
- Cato, I., 2003. *Organotin compounds in Swedish sediments - an overlooked environmental problem.* FoU-seminarium vid SGU 11–12 mars 2003, Dokumentation. Geological Survey of Sweden, SGU-rapport 2003:4, s 6–8.
- Cato, I. & Kjellin, B., 2008: *The National Swedish Status and Trend Monitoring Programme based on Chemical Contamination in Offshore Sediment – An overview of the results from 2003.* An updated version 2008. Sveriges geologiska undersökning, SGU-rapport 2008:19, 31 p. Uppsala.
- Cato, Ingemar, Sveriges Geologiska Undersökning - SGU, Uppsala. Opublicerat material.
- Cato, I. och Apler, A., 2011. *Metaller och miljögifter i sediment – inom Stockholms stad och Stockholms län 2007.* Länsstyrelsen i Stockholms län Rapport 2011:19, Stockholm, Sverige, 136 s.
- DeepVision, 2009. DeepEye Sonar System - User's Guide, 8 sid. http://www.deepvision.se/
- Eckhéll, J., Jonsson, P., Meili, M. and Carman, R., 2000. *Storm influence on the accumulation and lamination of sediments in deep areas of the northwestern Baltic proper.* Ambio 29:238-245.
- HaV, 2014. *Havs- och vattenmyndighetens remiss om ändring i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten.* REMISSVERSION. Havs- och vattenmyndighetens författningssamling HVMFS 2014:XX
- Håkanson, L. and Jansson, M., 1983. *Principles of lake sedimentology.* Springer-Verlag, Berlin, 316 p.
- Jacobsen, J.A.,1998. *Organotin species in sediments: Dyrön, Rönnäng and Åstol.* National Environmental Research Institute of Denmark. Laboratory Report, 3 p.
- Jonsson, P., Carman, R. and Wulff, F., 1990. *Laminated sediments in the Baltic – A tool for evaluating nutrient mass balances.* Ambio Vol. 19 No. 3, May 1990, p 152–158.
- Jonsson, P. and Carman, R., 1994. *Changes in sediment deposition of organic matter and nutrients in the Baltic Sea during the twentieth century.* Marine Pollution Bulletin 28:417–426.
- Jonsson, P. (Red.), Persson, J. och Holmberg, P., 2003. *Skärgårdens bottnar.* Naturvårdsverket Rapport 5212, Stockholm, ISBN 91-620-5212-8, ISSN 0282-7298, 112 sid. English summary.
- Jonsson, P., 2010. *Spridning av föroreningar från Beckholmen – Sediment-undersökning i Stockholms hamn.* Rapport JP Sedimentkonsult.
- Jonsson, P., 2013. *Sonarkartering och sedimentprovtagning i Köpings hamn och på fjärden Galten.* JP Sedimentkonsult Rapport 2013:3, 48 sid.
- Jonsson, P., 2014. *Regionala bakgrundshalter av metaller i Västeråsfjärden.* JP Sedimentkonsult Rapport 2014:2, 27 sid.
- Karlsson, M. O., Jonsson, P., Lindgren, D., Malmaéus, M and Stehn, A. 2010. *Indications of recovery from hypoxia in the inner Stockholm archipelago.* Ambio 39: 486–495

- Lepper, P., 2005. *Manual on the Methodological Framework to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances in accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC).*Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology. Schmallenberg. Germany. Hämtad på CIRCAs hemsida: http://circa.europa.eu(sökväg: Priority substances library; supporting background documents; Fraunhofer Institute EQS Methodology).
- Lilja, K., 2011. *Effektbaserade riktvärden och triggervärden för miljögifter i marina sediment. Rapport som underlag för remissversion av revidering av bedömningsgrunder för organiska föroreningar i kust och hav.* Naturvårdsverket.
- Lücke, J., 2013. *Undersökningar i Stockholms skärgård 2013. Vattenkemi och växtplankton.* Stockholm Vatten Rapport Dnr 14MB108, 75 sid.
- Magnusson, M. och Samuelsson, P.-O., 2012. *TBT-forskning ger bättre hantering av förorenade sediment.* I HAVET – om miljötillståndet i svenska havsområden, sid 89–92. ISBN 978-91-87025-12-9 (Havs- och vattenmyndigheten).
- Meili, M., Jonsson, P. & Lindström, M. (1998b): *Accumulation of Chernobyl Cs-137 in coastal archipelagos of the Baltic Sea.* - Presentation and Abstract at the International Seminar of Marina-Balt/Commission of the European Community on the Radiological Exposure of the Population of the European Community to Radioactivity in the Baltic Sea, Stockholm, June 9–11, 1998
- Meili, M., 2014. REV TITEL Prel rapport rörande datering av fem sedimentkärnor från Stockholms skärgård och östra Mälaren.
- Naturvårdsverket, 1999. *Bedömningsgrunder för miljökvalitet - Kust och hav.* Naturvårdsverkets rapport 4914, ISBN 91-620-4917-8, ISSN 0282-7298, 134 sid.
- Naturvårdsverket, 2011. *Remissversion av revidering av Bedömningsgrunder för miljökvalitet Kust och hav.*
- Naturvårdsverket, 2011. *Bedömningsgrunder för miljökvalitet - Kust och hav.* Revidering av Tabell 30 i Naturvårdsverkets rapport 4914. (http://www.naturvardsverket.se/Start/Tillstandet-i-miljon/Bedomningsgrunder/Sediment/).
- Naturvårdsverket, 2013. Tabell 30 i Naturvårdsverkets rapport 4914 (1999). *Bedömningsgrunder för miljökvalitet – Kust och hav har ändrats.* http://www.naturvardsverket.se/Stod-imiljoarbetet/ Vagledningar/Miljoovervakning/Bedomningsgrunder/Sediment/
- Nylund, K., Asplund, L., Jansson, B., Jonsson, P., Litzén, K. and Sellström, U., 1992. *Analysis of some polyhalogenated organic pollutants in sediment and sewage sludge.* Chemosphere 24:1721-1730.
- OSPAR / MON *Ad Hoc Group on Monitoring, 2001.* Summary record.
- OSPAR Commission, 2000: *Quality Status Report 2000, Region II – Greater North Sea.* OSPAR Commission, London. 136 + xiii s.
- OSPAR/SIME *Working Group on Concentrations, Trends and Effects of Substances in the Marine Environment, 2002.* Document 02/06/1
- Persson, J. and Jonsson, P. 2000. *Historical development of laminated sediments - an approach to detect soft sediment ecosystem changes in the Baltic Sea.* Mar.Pollut. Bull. 40, 122–134.
- Persson, J., Jonsson, P., Agås, P. och Sorelius, A., 1999. *Laminerade bottnar i Ångermanfjorden – en effekt av organisk belastning.* Länsstyrelsen i Västernorrlands län, Publ. 1999:3, 95 sid.
- Sjögren, A., 2011. *Silver i avloppsslam – bidrag från olika delområden och potentiella källor i Stockholms innerstad.* Examensarbete vid Linnéuniversitetet, Kalmar, Miljövetenskap, Rapport Nr: 2011:M13, 21 sid.

- Stewart, C., de Mora, S.J., Jones, M.R.L. and Miller, M.C., 1992. *Imposex in New Zealand neogastropods.* Mar. Pollut. Bull. 24:204–209.
- Thomas, K.V., Blake, S.J. and Waldock, M.J., 2000. *Antifouling paint booster bicide contamination in UK marine sediments.* Mar. Pollut. Bull. 40:739–745.
- van Bemmelen, J. M., 1891. *Ueber die Bestimmungen des Wassers, des Humus, des Schwefels, der in den Colloidalen Silikaten gebunden Kieselsaeuren, des mangans, u.s.w. im Ackerboden.* Landwirtschaftliche Versuch Station. 1891;37:279–290.
- Wiberg, K., McLachlan, M., Jonsson, P. and Johansson, N., 2009. *Sources, transport, reservoirs and fate of dioxins, PCBs and HCB in the Baltic Sea environment.* Swedish Environmental Protection Agency Report 5912,143 p., Stockholm, Sweden. ISBN 978-91-620-5912-5, ISSN 0282-7298.
- Winterhalter, B., 1998.*The Gemax corer for soft sediments,* 9 sid. Geological Survey of Finland, Espoo. http://www.kolumbus.fi/boris.winterhalter/GEMAX.pdf
- Östlund, P., Sternbeck, J. & Brorstöm-Lundén, E., 1998: M*etaller, PAH, PCB och total- kolväten i sediment runt Stockholm – flöden och halter.* IVL-rapport B 1297, 97 s.

BILAGOR

APPENDIX 1 Analysprotokoll

APPENDIX 2 Datering av sedimentkärnor

APPENDIX 3 Provtagningsrapport