



Sedimentkonsult HB

Metaller och organiska miljöföroreningar i Årstaviken 2018

av
Per Jonsson



Mottagare:
Miljöförvaltningen
Stockholms Stad

Sollenkroka den 28 februari 2019

JP Sedimentkonsult Rapport 2019:2

Adress

JP Sedimentkonsult HB
Västernäsvägen 17
130 40 Djurhamn

Telefon

08-57163744
070-5208057

Kontakt

per@jpsedimentkonsult.se
www.jpsedimentkonsult.se

Org.nr

969720-0815

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING		3
1	BAKGRUND	5
2	UPPDRAK OCH SYFTE	6
2.1	Beställare	6
2.2	Syfte	6
2.3	Arbetsmoment	6
2.4	Områdesbeskrivning	6
3	MATERIAL OCH METODER	7
3.2	Fältarbeten	7
3.2.1	Utrustning	7
3.2.1.1	Undersökningsbåten R/V Perca	7
3.2.1.2	Positionering	8
3.2.1.3	Djupmätning	8
3.2.1.4	Sedimentprovtagning	8
3.2.1.4.1	Sedimentprovtagare	9
3.2.1.4.1.1	Ponarhämtare	9
3.2.1.4.1.2	Geminihämtare	10
3.2.1.4.2	Provhantering	10
3.2.1.5	Laboratoriearbete	10
3.2.1.5.1	Dokumentation av sedimentkärnor	10
3.2.1.5.2	Snittning av sedimentkärnor	11
3.2.1.5.3	Datering	11
3.2.1.5.4	Analyser	12
4	BEDÖMNINGSGRUNDER	12
4.1	Bedömningsgrunder metaller	12
4.2	Bedömningsgrunder organiska miljögifter	13
5	RESULTAT	15
5.1	Sedimentkärnor	15
5.2	Sedimentologiska basparametrar	15
5.3	Föroreningar	16
5.3.1	Areell fördelning	16
5.3.1.1	Metaller	16
5.3.1.2	Organiska föroreningar	18
5.3.1.2.1	Polyaromatiska kolväten – PAH	18
5.3.1.2.2	Organiska tennföreningar	19
5.3.2	Föroreningshistorik	20
5.3.2.1	Metaller	20
5.3.2.2	Organiska föroreningar	22
5.3.2.2.1	Polyaromatiska kolväten – PAH	22
5.3.2.2.2	Organiska tennföreningar	22
5.3.2.2.3	Polyklorerade bifenyler – PCB	23
5.3.2.2.4	Polybromerade difenyletrar – PBDE	24
5.3.3	Datering	25
6	REFERENSER	26
Bilaga 1	Analysmetoder	
Bilaga 2	Protokoll från sedimentprovtagning i Årstaviken	

ANALYSRESULTATAnalysresultaten redovisas på Miljöbarometern Stockholm
(<http://miljobarometern.stockholm.se/>)

SAMMANFATTNING

JP Sedimentkonsult HB har under 2018 av Stockholms Stad fått i uppdrag att komplettera bottendynamikstudien från 2017 med en undersökning av metaller och miljögifter i sedimentkärnor och ytsediment från Årstaviken. Syftet med föreliggande undersökning var:

- att utifrån resultaten från 2017 års kartering genomföra en utvidgad undersökning av Årstavikens sediment
- att samla in ytsediment (0-2 cm) och sedimentkärnor från 10 stationer i Årstaviken
- att utifrån ytsedimentprover beskriva utbredningen av föroreningar i Årstaviken
- att analysera Årstaviken föroreningshistorik utifrån retrospektiva prover i en representativ sedimentkärna

Sedimentprovtagning genomfördes på 9 stationer med R/V Perca den 19 september 2018. På varje station togs ytsediment (0-2 cm) med en modifierad Ponarhämtare och kärnor för dokumentation av lagerföljd med Geminihämtare. I redovisningen inkluderas även sedimentkärnan Å4 som togs i oktober 2017. På en station togs Geminikärnor för retrospektiv analys av metaller och miljögifter.

I Årstavikens ytsediment är torrsubstanshalten i genomsnitt 18,3 % VS och glödförlusten 12,4 % TS, vilket mycket klart indikerar recent A-bottenmaterial. Profilerna av TS, LOI och TOC i sedimentkärnan Å9, som analyserats för att utröna Årstavikens föroreningshistorik, visar klart att denna kärna är tagen från en god ackumulationsbotten.

Kadmium- och kromhalterna visar stor eller tydlig avvikelse från bakgrundshalterna i de flesta av stationerna från Årstaviken. Arsenik-, kobolt- och nickelhalterna har ingen eller liten avvikelse. Silverhalterna är mycket höga i förhållande till det regionala bakgrundsvärdet.

Polycykliska aromatiska kolväten i form av sPAH11 uppvisar i relation till de svenska bedömningsgrunderna mycket höga halter i Årstavikens ytsediment. Av de enskilda kongenerna har antracen höga eller mycket höga halter och även fluoranten ligger för alla stationer utom en över gränsen för mycket hög halt enligt de svenska bedömningsgrunderna. Enligt HaV:s riktlinjer ligger halterna av antracen i ytsedimenten klart över gränsvärdet för god kemisk status på åtta av de nio undersökta stationerna. Fluorantehalterna ligger för alla stationer klart under gränsvärdet.

Gränsvärdet för TBT enligt HaV:s riktlinjer blir 2,4 µg/kg TS. Medelhalten i Årstavikens ytsediment är 397 µg/kg TS, vilket är 165 gånger högre än det normaliserade gränsvärdet för god kemisk status. I Årstavikens ytsediment varierar kvoten TBT/MBT+DBT mellan ca 0,16 och 0,65, vilket indikerar att tillförseln av TBT idag är liten.

Fenyltennföreningar är några andra organiska föreningar som tidigare har använts som antifoulingmedel på båtbottnar samt som växtskyddsmedel. De anses i det närmaste lika giftiga som butyltennföreningarna. Oftast ligger halterna i sediment under detektionsgränsen. I Årstaviken ligger TFT-halterna på de flesta stationer under gränsvärden på 2-3 ng/g TS. I den östra delen ligger halterna på mellan 2,6 och 11 ng/g TS. Halterna av MFT och DFT är högre än TFT. Såväl MFT-halternas som DFT-halternas spridningsmönster visar på en högre förorening i den östra delen jämfört med den västra.

I sedimentkärnan från station Å9 uppvisar bly-, koppar-, kvicksilver- och zinkhalterna mycket stor avvikelse från bakgrundsvärdena genom hela profilen. I stort sett alla metallerna visar

maxvärden vid 20-25 cm, därefter avtagande mot sedimentytan. Haltreduktionerna är dock tämligen måttliga och halterna i ytsedimenten av bly, koppar, kvicksilver och bly är 2-3 gånger högre än klassgränsen mellan klass 4 och 5. Haltminskningarna för nickel och kobolt är små. Silverhalten beskriver ett likartat förlopp som de flesta föroreningsmetallerna. Pikvärdet för silver är ca 160 gånger högre än bakgrundsvärdet men avtar uppåt mot sedimentytan och är i ytsedimentet förhöjt med cirka en faktor 60 över bakgrunden.

sPAH11 beskriver likartade och karaktäristiska haltprofiler i kärnan Å9 från Årstaviken som de enskilda kongenerna antracen och fluoranten. Halterna är mycket höga på 25-30 cm djup men avtar påtagligt mot sedimentytan. Halten i ytsedimentet är dock fortfarande att karaktärisera som mycket hög.

Halten av tributyltenn är mycket hög i de övre 20 cm av sedimentpelaren. TBT-profilen karaktäriseras av en snabb ökning uppåt i kärnan och halten når ett extremt högt pikvärde (1250 ng/g TS) på 15-20 cm:s djup, därefter successivt minskande mot sedimentytan till ca 800 ng/g TS, vilket överstiger HaV:s gränsvärde för god kemisk status med mer än en faktor 300.

Ytsedimenthalten av sPCB7 är av samma storleksordning som noterats i öppna Ulvsundasjöns ytsediment men påtagligt högre än i Riddarfjärden. Halten är idag 5-10 gånger högre än vad sPCB7-halterna låg på i Östersjöns ytsediment omkring 1970, då mycket allvarliga effekter på biota registrerades i Östersjön. Halten i ytsedimentet 1996 var drygt dubbelt så hög som idag, vilket styrker slutsatsen att sPCB7-halten sjunker. Den är dock fortfarande så hög att risken för skador på biota är överhängande.

Halten av sPBDE är ungefär 2 ggr högre än i Riddarfjärden, men ca hälften så höga som i Ulvsundasjön. Halterna av den enskilda kongenern #BDE 209 är avsevärt mycket högre och är att klassificera som höga eller mycket höga.

Kärnan Å9 från Årstaviken uppvisar på vissa nivåer svaga lamineringar, men inga är så tydliga att de kan användas vid utarbetandet av en tidsskala. Kärnan uppvisar däremot tydliga tidstrender vad gäller metaller, organiska tennföreningar, sPCB7 och sPBDE vilket innebär att en översiktlig datering har kunnat göras utifrån kända storskaliga generella tidstrender för dessa föroreningar. Baserat på dessa tidstrender har den genomsnittliga sedimenttillväxten sedan 1960 i sedimentkärnan Å9 kunnat fastställas till ca 5,2 mm/år.

JP Sedimentkonsult HB genomförde under 2017 på uppdrag av Miljöförvaltningen, Stockholms Stad, en undersökning av bottenförhållanden i Årstaviken. Karteringen genomfördes i oktober oktober 2017 och rapporterades i november samma år (Jonsson 2017).

Undersökningen genomfördes för att utreda sedimentationsförhållandena i Årstaviken som underlag för andra mer ämnesorienterade undersökningar. Syftet med undersökningen har varit att med side scan sonar kartlägga sedimenten i Årstaviken med avseende på bottendynamiska förhållanden och med verifierande sedimentprovtagning fastställa gränsen mellan ackumulationsbottnar å den ena sidan och erosionsbottnar/transportbottnar å den andra. Förhoppningen var också att utifrån studium av några sedimentkärnor från A-bottnar kunna uppskatta sedimentackumulationen.

Tack vare det ringa vattendjupet i Årstaviken genererar fartyg med djupgående ned mot 6 m som passerar genom vattenområden med vattendjup om 8-10 m tryckvågor som kan iakttas på dessa djup i Årstavikens sediment. Det mjuka finkorniga materialet spolats bort och kvar blir ett hårdare material som ger en starkare akustisk reflektion. Dessa erosionslinjer kan iakttas längs hela farledens sträckning från Liljeholmsbron och vidare söder om Årsta holmar ända bort till Hammarbysslussen.

I den västra delen av Årstaviken finns tydliga indikationer på mudderdeponering. Tipplatserna kan iakttas som runda ljusa fläckar av 10-30 meters utbredning i den västligaste delen av bassängen. Bottnen har här en mycket oregelbunden struktur som sannolikt orsakats av tömningen av muddringspråmar på olika platser inom området.

I en opåverkad fjärd av Årstavikens storlek skulle sannolikt gränsen mellan erosions- och transportbottnar (E/T-bottnar) å den ena sidan och ackumulationsbottnar (A-bottnar) å den andra legat på mellan 2 och 4 meter. Årstavikens bottnar är dock i många delområden tämligen omblandade genom mänsklig påverkan som anläggande av kajer, muddring och muddertippning samt erosion orsakad av fartygstrafik. Det är därför inte möjligt att utifrån sonarkartering i kombination med sedimentprovtagning i djuptransekter från grunda områden mot större djup på vanligt sätt bestämma djupgränsen mellan A- och E-/T-bottnar.

Sonarkarteringen indikerade tämligen hårda bottenförhållanden i alla delar av Årstaviken förutom i ett område som begränsas av ett grundområde öster om Årsta holmar, djupkurvan 6 m söder om Södersjukhuset, bort mot Eriksdal i öster och söderut mot det turbulenta farledstråket. I detta område visar sonarundersökningen på i huvudsak mjuka bottnar vilket indikerar ackumulation av finsediment. Detta styrks av tidigare tagna sedimentkärnor från detta område som visar att de är tagna från en god ackumulationsbotten.

Genomgången av äldre sedimentkärnors resultat visar att tämligen störda sedimentförhållanden råder i den västra delen av Årstaviken. I området söder om Södersjukhuset noterades dock goda ackumulationsbottnar inom ett begränsat område på större djup än 6 m.

2 UPPDRAG OCH SYFTE

JP har under 2018 av Stockholms Stad fått i uppdrag att komplettera studien från 2017 med en undersökning av metaller och miljögifter i sedimentkärnor och ytsediment från Årstaviken. JP tackar för förtroendet och har glädjen att härmed redovisa slutrapporten för projektet. Rapporten bygger på karteringen från 2017 (Jonsson 2017).

2.1 Beställare

Miljöförvaltningen, Stockholms Stad

2.2 Syfte

Syftet med föreliggande undersökning var:

- att utifrån resultaten från 2017 års kartering genomföra en utvidgad undersökning av Årstavikens sediment
- att samla in ytsediment (0-2 cm) och sedimentkärnor från 10 stationer i Årstaviken
- att utifrån ytsedimentproverna beskriva utbredningen av föroreningar i Årstaviken
- att analysera Årstavikens föroreningshistorik utifrån retrospektiva prover i en representativ sedimentkärna

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 $< 6 \mu\text{m}$) 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.

2.3 Arbetsmoment

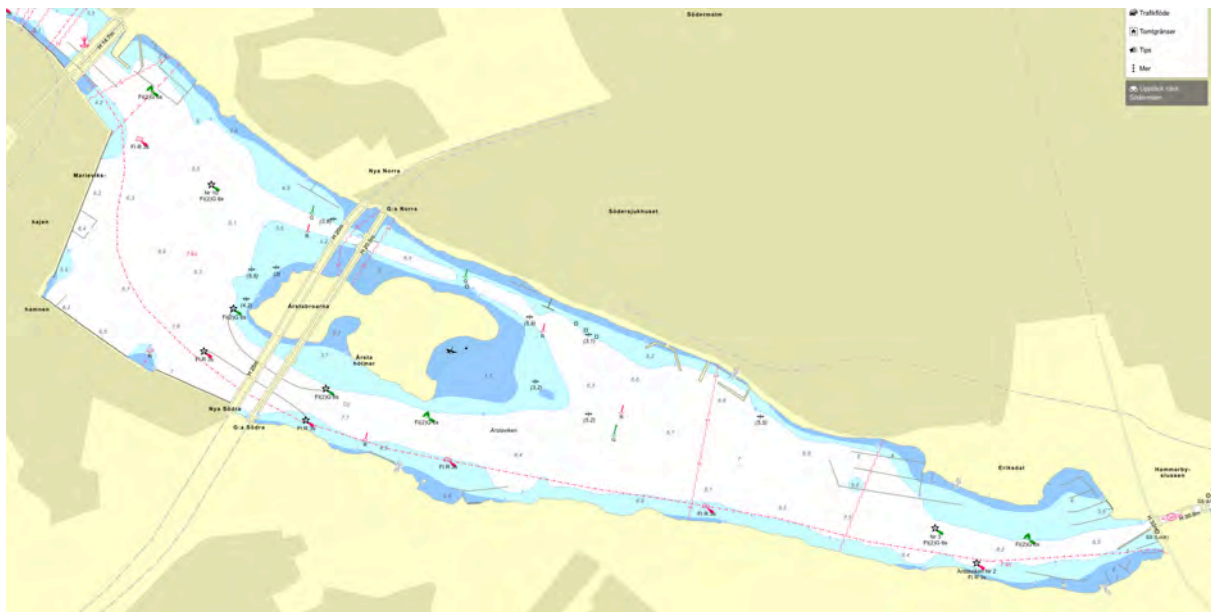
Arbetet har utförts på följande sätt:

- Genom sedimentprovtagning verifiera resultaten från sonarkarteringen 2017 på 10 stationer i Årstaviken
- Genom studium av 10 sedimentkärnor från A-bottnar uppskatta sedimentackumulationen
- Upprättande av bottendynamisk karta för Årstaviken
- Genom provtagning och analys av ytsediment och kärnor fastställa miljöföroreningarnas fördelning i tid och rum
- Bearbetning av data och utvärdering av analysresultat som en grund för en sammanfattande slutrapport för Årstaviken

2.4 Områdesbeskrivning

Årstaviken är en Mälarvik som begränsas av Liljeholmsbron i väster och Hammarbyslussen i öster (Fig. 1). Tillrinningen till viken utgörs till ungefär en fjärdedel av avrinning från Södermalm och tre fjärdedelar kommer från den södra sidan av viken (Miljöbarometern Stockholm). Viken avvattnas genom Hammarbyslussen till Hammarby Sjö. Före 1920 saknade Årstaviken förbindelse med Saltsjön och var då Stockholms viktigaste vattentäkt. Hammarbyslussen byggdes på

1920-talet vilket medförde att saltvatten i viss omfattning tillförs Årstaviken i samband med slussning.



Figur 1 Sjökartautdrag över Årstaviken

Tillrinningsområdets yta är 737 hektar varav sjöytan utgör 111 hektar. Sjövolymen är $7,8 \text{ Mm}^3$ och den teoretiska omsättningstiden är mer än tre år. Den verkliga uppehållstiden är dock kortare framförallt genom utflöde till Saltsjön via slussningar och utbyte med övriga delar av Mälaren pga. vattenståndsväxlingar. Det största uppmätta djupet är ca 10 m och medeldjupet beräknas till 6,0 m.

3 MATERIAL OCH METODER

3.2 Fältarbeten

3.2.1 Utrustning

3.2.1.1 Undersökningsbåten R/V Perca

Sedimentprovtagningen genomfördes från undersökningsbåten R/V Perca (Fig. 2) den 19 september 2018.



Figur 2 Undersökningsbåten R/V Perca.

Data för undersökningsbåten R/V Perca

Längd 7,0 m, bredd 2,4 m, maxfart 23 knop, marschfart 17 knop. Maskin: 4-cylindrig Yanmar diesel, 100HK. Gångvärme samt Webasto dieselvärmare. Provtagningsutrustning: Eldriven provtagningsvinsch som klarar Gemini-hämtare, tillgång till många typer av provtagningsutrustning, kylskåp/frysbox. Elsystem: 12V, 240V portabelt elverk. Navigatorisk utrustning: Radar av märket Furuno, ekolod, Garmin GPS/kartplotter, VHF-radio. Kan ombaseras sjöledes eller på trailer.

3.2.1.2 Positionering

Positionering genomfördes med en GPS-utrustning av märket No: BU-353 kopplad direkt till dator. Utrustningen medger en positionsnoggrannhet av 2-3 meter.

3.2.1.3 Djupmätning

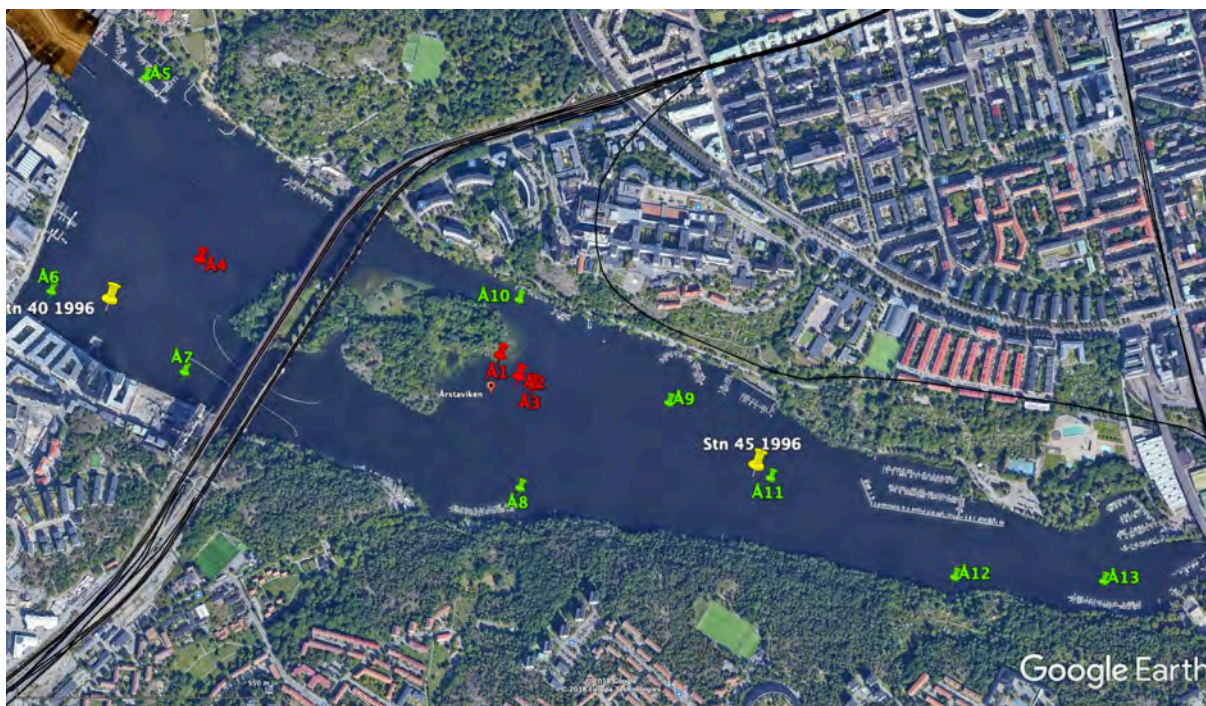
Djupkartering skedde med ett ekolod av märket Garmin 400C. Ekolodet registrerade djupet kontinuerligt och resultaten framställdes med dataprogrammet DrDepth. GPS-mottagaren var placerad rakt ovanför ekolodsgivaren.

3.2.1.4 Sedimentprovtagning

Sedimentprovtagning genomfördes på 9 stationer med R/V Perca den 19 september 2018 (Fig. 3). På varje station togs ytsediment (0-2 cm) med en modifierad Ponarhämtare (Håkanson and Jansson 1983) och kärnor för dokumentation av lagerföljd med Geminihämtare (Winterhalter 1988). I redovisningen inkluderas även sedimentkärnan Å4 som togs i oktober 2017.

På station Å9 togs 3 Geminikärnor för retrospektiv analys av metaller och miljögifter. Vid provuttag kombinerades proverna från dessa kärnor för att erhålla tillräckligt material på varje nivå för det tämligen omfattande kemisk/fysikaliska analysprogrammet.

Vid provtagningen upprättades ett fältprotokoll för varje provtagningsstation där positionen i WGS-84, sedimentkaraktistik, provtagningsdjup och övriga observationer noterades. I efterhand har positionerna omräknats till SWEREF 99 1800.

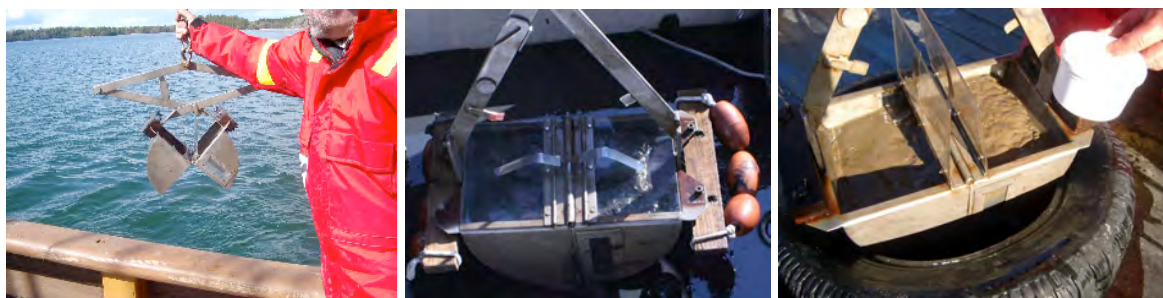


Figur 3 Sedimentstationer i Årstaviken 1996 (gula), 2017 (röda) och 2018 (grön).

3.2.1.4.1 Sedimentprovtagare

3.2.1.4.1.1 Ponarhämtare

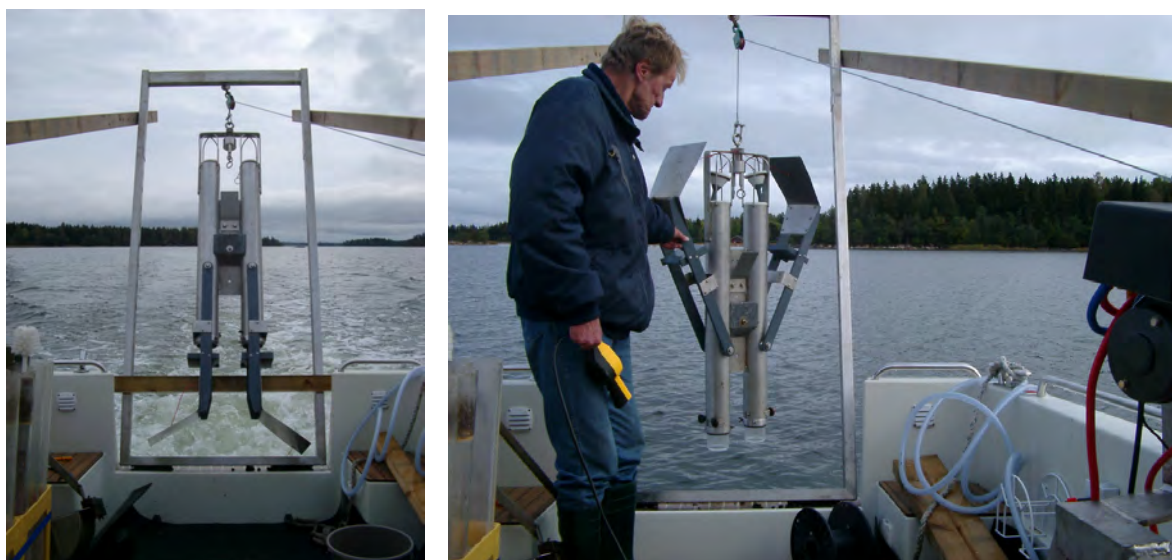
För ytsedimentprovtagning på E- och T-bottnar samt på grunt vatten användes den välbeprövade och för ytsedimentprovtagning ofta nyttjade modifierade Ponarhämtaren (Håkanson och Jansson 1983: Fig. 4). Den har en enkel och funktionellt tillförlitlig konstruktion. Löstagbara vikter gör att den kan användas på såväl mjuka som hårda bottnar. För att inte nedsjunkningen av hämtaren skulle bli för djup i lösa sediment modifierades den ytterligare genom att flytkroppar applicerades på hämtaren (Fig. 4 Mitten). Hämtaren medger fri vattenpassage under nedfiring. När den nått botten och draget i vajern upphör frisläpps låsmekanismen varvid hämtaren stänger när uppfirning påbörjas. Stor vikt lades vid att kontrollera att hämtaren inte var toppfylld, vilket kan medföra att delar av ytsedimentet gått förlorat. I förekommande fall gjordes provtagningen om. Från Ponarhämtaren uttogs prov som representerar de översta 0-2 cm av sedimentet.



Figur 4 Vänster: Ponarhämtaren laddad och redo för hugg. Mitten: Försedd med flytkroppar för att minska nedsjunkning. Höger: Uttag av ytsedimentprover.

3.2.1.4.1.2 Geminihämtare

Provtagning av sedimentkärnor genomfördes med Geminihämtare (Winterhalter 1998; Fig. 5). Hämtaren som även benämns Gemax, 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 användas 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.



Figur 5 Vänstra bilden: Gemini-hämtaren surrad för transport. Högra bilden: Geminihämtaren laddad och redo för hugg.

3.2.1.4.2 Provhantering

Kärnorna och ytsedimentproverna förvarades så svalt som möjligt ombord och transporterades efter provtagningen till kylrum och förvarades i + 4° C i avvaktan på dokumentation, provuttag och vidare transport till ALS för analys.

3.2.1.5 Laboratoriearbete

3.2.1.5.1 Dokumentation av sedimentkärnor

För att undvika att löst sediment rann ut i samband med utskjutningen placerades sedimentkärnorna avsedda för dokumentation i frysbox i ca 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 kärnhälvorna placerades i två rännor. De två halvorna fotograferades med digitalkamera. Bilderna överfördes sedan till dator för vidare bildanalys. I datorn analyserades kärnorna noggrant med avseende på bland annat laminering, varvantal, varvtjocklek, färg och struktur.

3.2.1.5.2 Snittning av sedimentkärnor

Kärnorna som skulle användas för analys av metaller och miljögifter snittades med snittningsutrustning för Gemini-hämtaren (Fig. 6 vänster). Prover uttogs på 5-10, 10-15, 15-20, 20-25, 25-30, 30-35, 35-40 o.s.v. ned till kärnans maxdjup. Den kärna delades för dokumentation användes även för provuttag för miljögiftsanalys (Fig. 6 höger).



Figur 6 Vänster: Direkt snittning av Gemini-kärna. Höger: Provtagning av utskjuten Geminikärna.

3.2.1.5.3 Datering

I de flesta av de studerade kärnorna noterades mer eller mindre tydliga varv. Laminerade sediment bildas om syrgasförhållandena varit så dåliga att bottendjuren inte kunnat leva där (Jonsson 1992). Detta kommer sig av att det material som uppiifrån vattenmassan regnar ner till botten varierar i sammansättning från årstid till årstid (Renberg, 1981). Om inga djur finns på botten blandas inte materialet och då kvarstår skillnaderna. Denna gräns vid vilken de flesta bottendjur slås ut brukar ligga vid en syrgashalt lägre än 2-3 mg O₂/l.

Även på laminerade bottenar kan det finnas bottendjur. Om det finns tillräckligt med bottendjur för att fullständigt blanda om det sedimenterande materialet uppstår ett homogent sediment utan synliga strukturer. Den andra extremen är att det inte finns några högre

bottendjur över huvud taget. Då uppstår mycket tydligt laminerade sediment. Men om det finns en liten mängd bottenbjur kan dessa inte fullständigt blanda om vad som ”regnar ned” till bottenarna från ovanföriggande vattenmassa, varvid diffust laminerade sediment uppstår. Är sedimentackumulationen låg räcker det med en betydligt mindre mängd bottenbjur för att totalt blanda om sedimentet än i sjöar med en högre årlig sedimenttillväxt.

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). I Årstavikens sediment finns inga kontinuerliga lamineringar som kan användas för datering. Däremot finns, som framgår av avsnitt 5.3.2, tydliga tidstrender av föroreningar som kan användas för upprättande av en översiktlig tidsskala.

3.2.1.5.4 Analyser

Analysmetoder för sedimentologiska basparametrar och föroreningar redovisas i Bilaga 1.

4 BEDÖMNINGSGRUNDER

4.1 Bedömningsgrunder metaller

För att klassificera föroreningsgraden av metaller finns flera olika strategier att tillgå. Det är väl dokumenterat att det finns en betydande geografisk variation i sedimenten beroende på variationer i berggrund och mark. Eftersom sedimenthalterna av metaller i olika delar av landet är beroende av de lokala/regionala halterna i berggrund och lösa avlagringar (morän, lera etc.) är det därför lämpligt att ta fram regionala jämförvärden att jämföra de recenta halterna med. I föreliggande rapport har vi sålunda valt att bygga vår beräkning på prover från östra Mälaren, Stockholms mellanskärgård och en sjö i Stockholmsområdet (Jonsson 2018a).

Resultaten från denna undersökning från 2018 har använts för att bygga upp ett klassningsschema för Stockholmsområdet (Tabell 1). Gränsen mellan klass 1 och 2 (jämförvärdet) har satts till det medelvärde som uppmätts i de sex kärnornas djupsediment. Övriga klassgränser bygger på tabell 36 i NV Rapport 4914 där avvikelser från jämförvärdet varierar för de olika grundämnena.

Tabell 1 Klassning utifrån principen grundad på regionala bakgrundsvärden i Stockholmsområdet. Analys enligt svensk standard. (Från Jonsson 2018a).

	Klass 1 Ingen/obetydlig avvikelse (mg/kg ts)	Klass 2 Liten avvikelse (mg/kg ts)	Klass 3 Tydlig avvikelse (mg/kg ts)	Klass 4 Stor avvikelse (mg/kg ts)	Klass 5 Mycket stor avvikelse (mg/kg ts)
Arsenik	≤ 6,8	6,8 - 12	13 - 19	20 - 31	≥ 32
Bly	≤ 20	21 - 32	33 - 52	53 - 88	≥ 89
Kadmium	≤ 0,37	0,37 - 0,93	0,94 - 2,2	2,3 - 5,6	≥ 5,7
Kobolt	≤ 15	15 - 26	27 - 44	45 - 75	≥ 76
Krom	≤ 56	56 - 67	68 - 84	85 - 101	≥ 102
Koppar	≤ 35	36 - 70	71 - 116	117 - 186	≥ 187
Kviksilver	≤ 0,05	0,06 - 0,15	0,16 - 0,5	0,6 - 1,3	≥ 1,4
Nickel	≤ 39	40 - 59	60 - 86	87 - 129	≥ 130
Zink	≤ 121	122 - 182	183 - 290	291 - 508	≥ 509

Vid klassificeringen av Riddarfjärdens sediment har JP utifrån diskussionen ovan bedömt denna regionala bakgrundsklassificering mer relevant att använda än Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för kust och hav (Naturvårdsverket 1999).

Som ett led i Sveriges implementering av EU:s vattendirektiv har Havs- och vattenmyndigheten utarbetat en föreskrift om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2013:19 kompletterad med ändringar i HVMFS 2015:4). De flesta av 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 skall nationella gränsvärden gälla för sediment. Dessa ämnen är bly, kadmium, antracen, fluoranten och TBT. Dessa ämnen har analyserats i föreliggande undersökning och, förutom den nationella klassificeringen, görs särskilda värderingar av huruvida god kemisk status enligt HVMFS 2013:19 och 2015:4 uppnås på de enskilda stationerna. För bly anges i HVMFS 2015:4 ett gränsvärde på 130 mg/kg TS för inlandsvatten. För kadmium anges gränsvärdet till 2,3 mg/kg TS.

4.2 Bedömningsgrunder organiska miljögifter

Havs- och vattenmyndighetens riktlinjer för klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2013:19) anger gränsvärdena för uppnående av god kemisk status i sediment vad gäller antracen och fluoranten till 24 resp. 2000 µg/kg TS normerat till 5 % TOC-halt. Medelkolhalten i ytsediment (0-2 cm) från samtliga ytsedimentstationer är 7,6 %, vilket leder till att gränsvärdet för antracen blir 36 µg/kg TS och för fluoranten 3040 µg/kg TS.

Naturvårdsverket har i samarbete med SGU (Josefsson 2017) tagit fram en uppdaterad tabell där fördelningen av halter av organiska miljögifter i svenska marina sediment presenteras. Motsvarande tabell fanns tidigare publicerad i Naturvårdsverkets rapport 4914 (1999) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav. Den uppdaterade tabellen (Tab. 2) omfattar prover tagna mellan 1986 och 2014 i marina sediment och inkluderar fler ämnen än tidigare t.ex. tennorganiska föreningar och PBDE. Nyttan av att använda tabellen som bedömningsgrund kan för många miljögifter diskuteras. I tillämpliga fall görs detta för de olika ämnena i kommande kapitel.

TBT (tributyltenn) är klassat som ett av de prioriterade ämnena i EU: s vattendirektiv. Användningen förbjöds i båtbottnfärger för icke oceangående båtar under 25 meter i Sverige redan 1989. Liknande förbud för båtar över 25 m trädde i kraft i EU under perioden 2003–2007 och sedan 2008 råder ett totalförbud mot TBT i båtbottnfärger (Magnusson och Samuelsson, 2012).

För TBT anges i Havs- och vattenmyndighetens riktlinjer för klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2013:19) att gränsvärdet för uppnående av god kemisk status i sediment skall ligga på 1,6 µg/kg TS för TBT normerat till 5 % kolhalt (TOC). Medelkolhalten (TOC) i ytsediment (0-2 cm) från samtliga ytsedimentstationer i Årstaviken är 7,6 %, vilket leder till att gränsvärdet blir 2,4 µg/kg TS.

Tabell 2

Fördelning av uppmätta halter organiska miljögifter i marina sediment i svenska havsområden och ekonomisk zon ($\mu\text{g/kg}$ torrsvikt) under 1986-2014.

Ämne	Klass 1 Mycket låg halt	Klass 2 Låg halt	Klass 3 Medelhög halt	Klass 4 Hög halt	Klass 5 Mycket hög halt
Naftalen		<4,9	4,9-19	19-63	≥ 63
Acenaften			<5,5	5,5-33	≥ 33
Fluoren		<2,0	2,0-9,4	9,4-36	≥ 35
Fenantren	<7,0	7,0-17	17-50	50-150	≥ 150
Antracen	<1,0	1,0-3,1	3,1-11	11-45	≥ 45
Fluoranten	<18	18-45	45-140	140-390	≥ 390
Pyren	<12	12-30	30-100	100-380	≥ 380
Bens(a)antracen	<7,5	7,5-19	19-62	62-180	≥ 180
Krysen	<11	11-26	26-67	67-200	≥ 200
Bens(b)fluoranten	<32	32-69	69-200	200-440	≥ 440
Bens(k)fluoranten	<11	11-28	28-79	79-180	≥ 180
Bens(a)pyren	<12	12-31	31-99	99-240	≥ 240
Dibens(ah)antracen	<4,4	4,4-8,9	8,9-27	27-79	≥ 79
Bens(ghi)perylene	<22	22-62	62-180	180-400	≥ 400
Indeno(1,2,3-	<24	24-76	76-220	220-530	≥ 530
Summa PAH 11	<170	170-440	440-1200	1200-2800	≥ 2800
Summa PAH 15	<250	250-440	440-1200	1200-4700	≥ 4700
Summa PAH M1	<57	57-110	110-320	320-1700	≥ 1700
Summa PAH H2	<180	180-320	320-940	940-2600	≥ 2600
HCb	<0,020	0,020-0,15	0,15-0,45	0,45-1,6	$\geq 1,6$
PCB 28		<0,066	0,066-0,30	0,30-1,3	$\geq 1,3$
PCB 52		<0,12	0,12-0,40	0,40-1,9	$\geq 1,9$
PCB 101	<0,10	0,10-0,34	0,34-1,1	1,1-5,5	$\geq 5,5$
PCB 118	<0,084	0,084-0,31	0,31-0,84	0,84-3,6	$\geq 3,6$
PCB 138	<0,21	0,21-0,67	0,67-2,0	2,0-9,1	$\geq 9,1$
PCB 153	<0,20	0,20-0,61	0,61-2,0	2,0-7,9	$\geq 7,9$
PCB 180	<0,081	0,081-0,29	0,29-0,90	0,90-4,9	$\geq 4,9$
Summa PCB 7	<0,81	0,81-2,5	2,5-7,6	7,6-34	≥ 34
α -HCH	<0,006	0,006-0,04	0,04-0,17	0,17-0,36	$\geq 0,36$
β -HCH	<0,003	0,003-0,11	0,11-0,57	0,57-1,2	$\geq 1,2$
γ -HCH	<0,006	0,006-0,034	0,034-0,12	0,12-0,30	$\geq 0,30$
Summa HCH	<0,025	0,025-0,21	0,21-0,87	0,87-2,0	$\geq 2,0$
γ -klordan		<0,018	0,018-0,090	0,090-0,39	$\geq 0,39$
α -klordan		<0,006	0,006-0,082	0,082-0,30	$\geq 0,30$
trans-nonaklor		<0,021	0,021-0,088	0,088-0,30	$\geq 0,30$
Summa klordan		<0,063	0,063-0,27	0,27-0,81	$\geq 0,81$
p,p'-DDT		<0,019	0,019-0,29	0,29-2,0	$\geq 2,0$
p,p'-DDD	<0,029	0,029-0,32	0,32-1,7	1,7-5,3	$\geq 5,3$
p,p'-DDE	<0,057	0,057-0,32	0,32-1,2	1,2-3,6	$\geq 3,6$
Summa DDT	<0,32	0,32-0,89	0,89-3,5	3,5-10	≥ 10
PBDE 47		<0,045	0,045-0,11	0,11-0,37	$\geq 0,37$
PBDE 100			<0,041	0,041-0,14	$\geq 0,14$
PBDE 99		<0,047	0,047-0,13	0,13-0,47	$\geq 0,47$
PBDE 85			<0,15	0,15-0,55	$\geq 0,55$
PBDE 209 (Deca)			<2,4	2,4-13	≥ 13
EOCI	<200	200-830	830-2700	2700-5600	≥ 5600
EOBr	<180	180-590	590-1900	1900-3000	≥ 3000
EPOCI		<100	100-560	560-2100	≥ 2100
EPOBr		<88	88-480	480-700	≥ 700
monobutylenn,		<1	1-10	10-20	≥ 20
dibutylenn, DBT		<1	1-10	10-26	≥ 26
tributylenn, TBT		<1	1-19	19-55	≥ 55

¹PAH M = fem PAH med medelhög molekylvikt

²PAH H = åtta PAH med hög molekylvikt

5

RESULTAT

5.1

Sedimentkärnor

Sedimentkärnor och ytsedimentprover togs på 10 stationer i Årstaviken (Fig. 3). Kärnorna delades och dokumenterades i enlighet med metodik beskriven ovan. Samtliga kärnor redovisas i Bilaga 2. En av sedimentkärnorna (Å9) togs ut för retrospektivt studium av föroreningshistoriken.

5.2

Sedimentologiska basparametrar

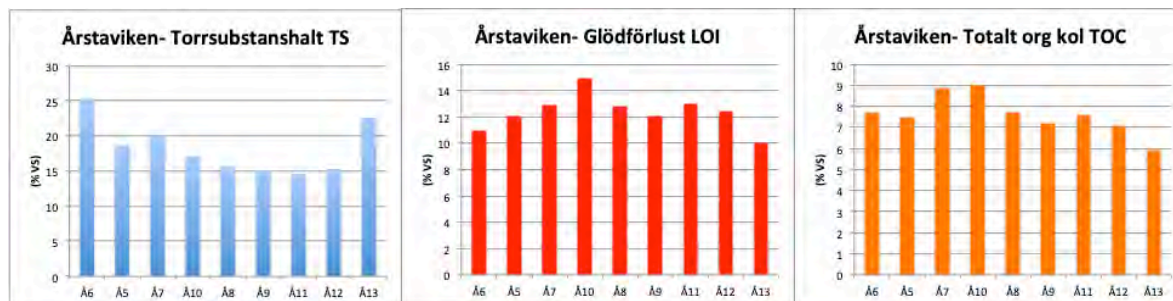
Vattenhalt och glödförlust är två grundläggande sedimentparametrar som ofta används för att separera ackumulationsbottnar (A-bottnar) från erosions- och transportbottnar (E/T-bottnar). En tumregel är att vattenhalten (W) i ytsediment bör vara $> 75\%$ och följaktligen torrsubstanshalten $< 25\%$ för att sedimentet skall kunna karaktäriseras som en A-botten (Håkanson and Jansson, 1983). På motsvarande sätt bör glödförlusten (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 postglacialeror, visar att A-bottnar uppträder med LOI-halter ända ned mot 5% .

I Årstavikens ytsediment (0-2 cm; Fig. 7) är torrsubstanshalten i genomsnitt $18,3\%$ VS och glödförlusten $12,4\%$ TS, vilket mycket klart indikerar recent A-bottenmaterial.

Glödförlusten i Årstavikens ytsediment är en faktor 1,6 högre än TOC. Persson och Jonsson (2000) fann utifrån ett stort empiriskt underlag ($n = 298$) att förhållandet mellan LOI:TOC i nordvästra Egentliga Östersjöns utsjöområden är ungefär 2,2, vilket är påtagligt högre än i Årstaviken. I nordvästra Egentliga Östersjön skärgårdar är förhållandet LOI/TOC ännu högre; 2,5–2,7 (Jonsson et al. 2003).

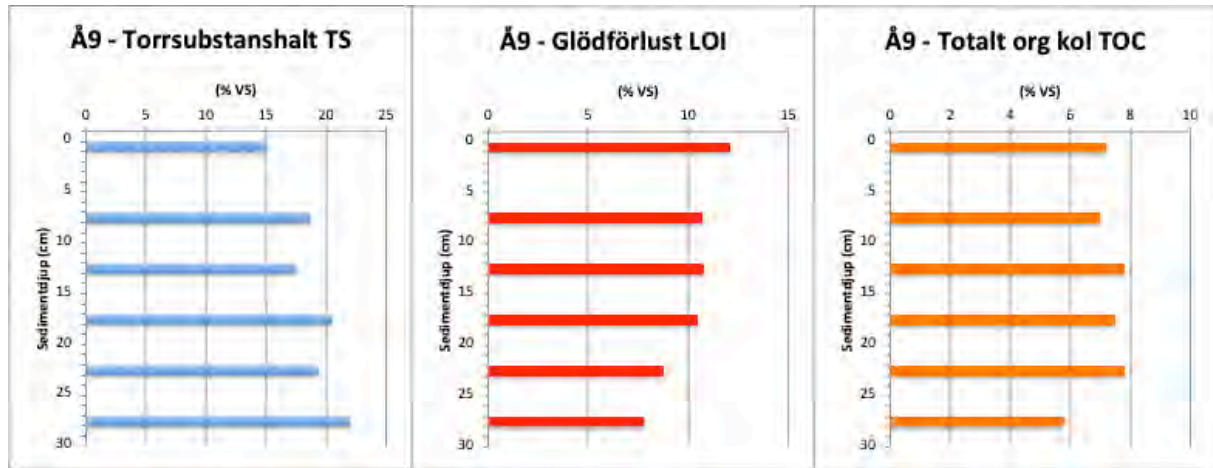
Orsakerna till skillnaden mellan Årstaviken å ena sidan och skärgård/öppet hav å den andra är inte utredd, men är sannolikt att söka i skillnader i sammansättning av det organiska materialet. Skillnaden kan ha att göra med hur stor andel av kolet som är alloktont ($\approx$ tillfört från omgivningarna) respektive autoktont ($\approx$ bildat i sjön).



Figur 7

Vattenhalt, glödförlust och TOC i ytsediment (0-2 cm) från Årstaviken 2018. Stationerna har ordnats i väst/östlig riktning med den västligaste stationen längst till vänster.

Profilerna av TS, LOI och TOC i sedimentkärnan Å9 (Fig. 8) visar klart att denna kärna är tagen från en god ackumulationsbotten. TS-halten ökar gradvis med sedimentdjupet som en följd av sedimentkompaktionen. Glödförlusten LOI minskar med ökat sedimentdjup, vilket är det normala utseendet i en A-botten.



Figur 8 Torrsubstanshalt, glödförlust (LOI) och totalt organiskt kol (TOC) i sedimentkärna Å9 från Årstaviken.

5.3 Föroreningar

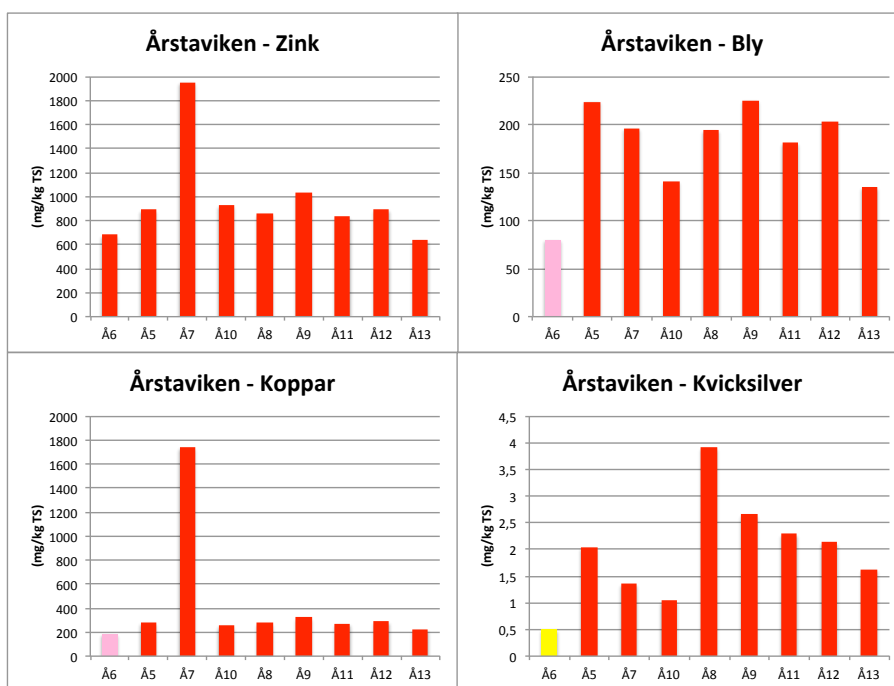
5.3.1 Areell fördelning

I Årstaviken har samtliga ytsediment analyserats med avseende på sedimentologiska basparametrar (torrsubstanshalt, glödförlust, totalt organiskt kol), grundämnen och organiska tennföreningar.

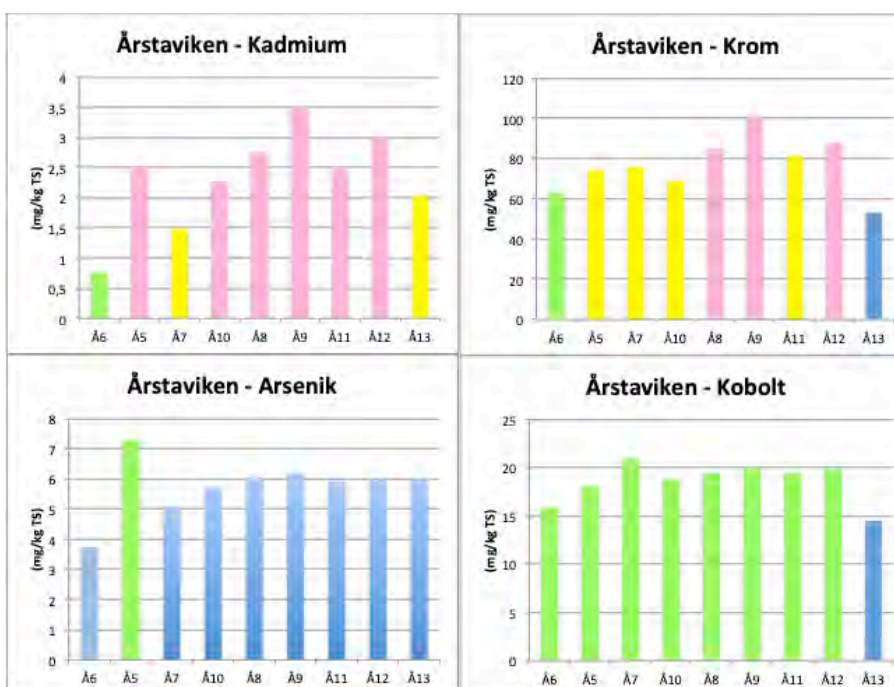
5.3.1.1 Metaller

I figurerna nedan har metallhalterna i Årstavikens ytsediment arrangerats i fallande skala. Längst upp till vänster finns metallen med den högsta halten och längst ned till höger den med de lägsta halterna. Zink-, bly-, koppar- och kvicksilverhalterna uppvisar stor avvikelse från bakgrundsvärdena (Fig. 9).

Kadmium- och kromhalterna (Fig. 10) visar stor eller tydlig avvikelse från bakgrundshalterna i de flesta av stationerna från Årstaviken. Arsenik-, kobolt- och nickelhalterna (Fig. 10) har ingen eller liten avvikelse.

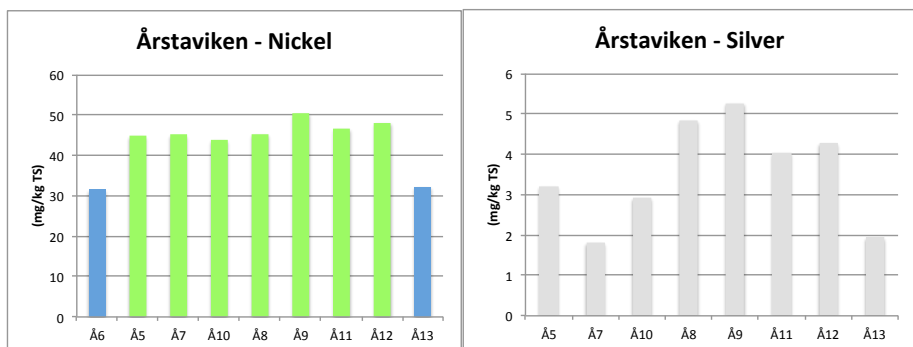


Figur 9 Zink, bly, koppar och kvicksilver i ytsediment (0-2 cm) från Årstaviken 2018. Halterna är klassade enligt färgskalan i tabell 1. Provtagningsstationerna är från vänster till höger ordnade i väst-östlig riktning.



Figur 10 Kadmium, krom, arsenik och kobolt i ytsediment (0-2 cm) från Årstaviken 2018. Halterna är klassade enligt färgskalan i tabell 1. Provtagningsstationerna är från vänster till höger ordnade i väst-östlig riktning.

Silverhalterna (Fig. 11) är mycket höga (20-60 ggr) i förhållande till det regionala bakgrundsvärdet (0,1 mg/kg TS).



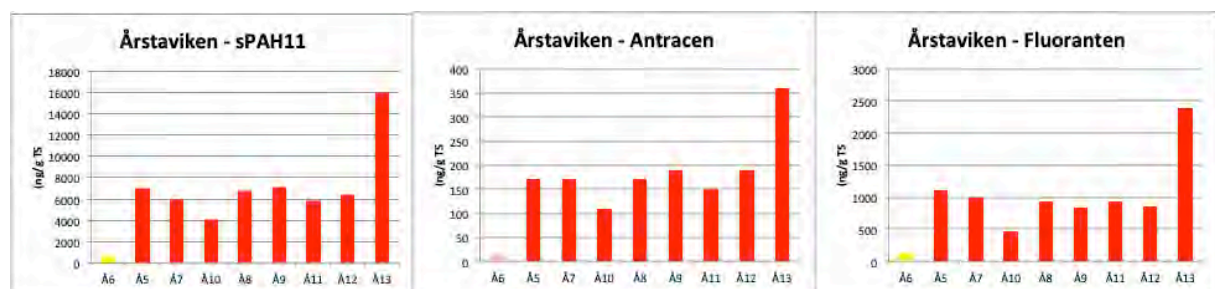
Figur 11 Nickel och kvicksilver i ytsediment (0-2 cm) från Årstaviken 2018. Nickelhalterna är klassade enligt färgskalan i tabell 1. Provtagningsstationerna är från vänster till höger ordnade i väst-östlig riktning.

5.3.1.2 Organiska föroreningar

I ytsedimenten har PAH-er, MBT, DBT, TBT, PCB-er och polybromerade difenyletrarna registrerats i stort sett i alla ytsediment från Årstaviken. Klorparaffiner har analyserats på kärnan från Å9 men halten ligger under detektionsgränsen 0,010 mg/kg TS.

5.3.1.2.1 Polyaromatiska kolväten – PAH

Polycykliska aromatiska kolväten i form av sPAH11 (d.v.s. fenantren, antracen, fluoranten, pyren, bens(a)antracen, chrysen, bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten, bens(a)pyren, bens(ghi)perylen och indeno(cd)pyren) uppvisar i relation till de svenska bedömningsgrunderna mycket höga halter i Årstavikens ytsediment (Fig. 12). Det är endast på station Å6 som halten är medelhög. Av de enskilda kongenerna har antracen höga eller mycket höga halter och även fluoranten ligger för alla stationer utom Å6 över gränsen för mycket hög halt.



Figur 12 sPAH11, antracen och fluoranten i ytsediment (0-2 cm) från Årstaviken.

Havs- och vattenmyndighetens riktlinjer för klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2013:19) anger dock avsevärt högre gränsvärden för uppnående av god kemisk status i sediment än de svenska bedömningsgrunderna vad gäller antracen och fluoranten, nämligen 24 resp. 2000 µg/kg TS normerat till 5 % TOC-halt. Den genomsnittliga TOC-halten i Årstavikens ytsediment är 7,6 % TS. Efter normering blir gränsvärdena i Årstavikens sediment för antracen 36 µg/kg TS och för fluoranten 3040 µg/kg TS. Detta innebär att halterna av antracen i ytsedimenten ligger klart över gränsvärdet för god kemisk status på åtta av de nio undersökta stationerna. Fluorantenhalterna ligger för alla stationer klart under gränsvärdet.

5.3.1.2.2 Organiska tennföreningar

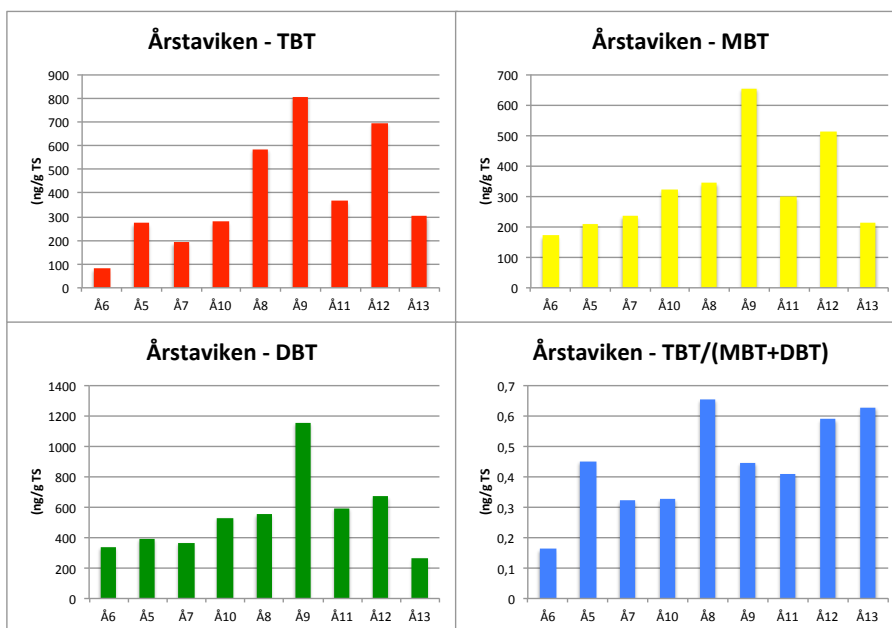
Vad gäller organiska tennföreningar har vi i denna undersökning valt att inte använda bedömningsgrunderna i Tabell 2 från 2017. Orsaken är att tabellen helt grundar sig på uppmätta halter i ytsediment (0-2 cm) och på intet sätt relateras till miljöfarligheten hos de olika kongenerna. Naturvårdsverket har 2016 i samarbete med Kemakta och Karolinska Institutet (Institutet för Miljömedicin) upprättat ett Datablad för Organiska Tennföreningar (Naturvårdsverket 2016). I detta datablad redovisas haltkriterier för ytvatten för gruppen organiska tennföreningar (Tabell 3).

Tabell 3 Parametervärdet i riktvärdesmodellen, haltkriterium för organiska tennföreningar i ytvatten. (Från Naturvårdsverket 2016).

TBT	Ccrit_sw	0,0005	µg/l
DBT	Ccrit_sw	0,07	µg/l
MBT	Ccrit_sw	0,8	µg/l
Organiska tennföreningar	Ccrit_sw	0,004	µg/l

Haltkriteriet för TBT är 140 gånger lägre än för DBT och 1600 gånger lägre än för MBT. Det syns därför inte rimligt att värdera enligt en bedömningsgrund som har en klassgräns mellan klass 4 och 5 som har en omvänd rangordning av kongenerna ($TBT \geq 55$, $DBT \geq 26$, $MBT \geq 20$) än kriterierna i Tabell 3. I figur 14 och 15 har inte färgskalan något med klasser att göra.

För TBT anges i Havs- och vattenmyndighetens riktlinjer för klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2015:4) att gränsvärdet för uppnående av god kemisk status i sediment skall ligga på 1,6 µg/kgTS för TBT normerat till 5 % kolhalt (TOC). Medelkolhalten i ytsediment (0-2 cm) från Årstaviken är 7,6 %, vilket leder till att gränsvärdet för TBT blir 2,4 µg/kgTS. Medelhalten i Årstavikens ytsediment är 397 µg/kg TS (Fig. 13), vilket är 165 gånger högre än det normaliserade gränsvärdet för god kemisk status.

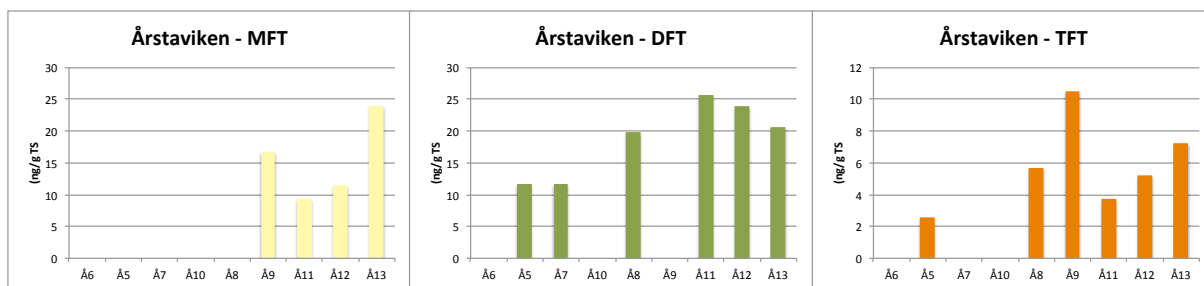


Figur 13 MBT, DBT, TBT i ytsediment (0-2 cm) från Årstaviken.

Bengtsson och Cato (2011) hävdar att kvoten tributyltenn (TBT) / (monobutyltenn (MBT) + dibutyltenn (DBT)) i sediment är ett bra uttryck för om nytillskott av TBT sker eller ej. En kvot <0,8 innebär inte ett nytillskott medan kvoter i intervallet 0,8-1,0 och 1,0-1,5 innebär ett litet respektive märkbart nytillskott. Är kvoten >1,5 anses nytillskottet vara stort. Kvoten används för att diskutera eventuellt nytillskott av TBT. I Årstavikens ytsediment varierar kvoten mellan ca 0,16 och 0,65 (Fig. 13), vilket indikerar att tillförseln idag är liten av TBT.

Fenyltennföreningar är några andra organiska föreningar som tidigare har använts som antifoulingmedel på båtbottnar samt som växtskyddsmedel. De anses i det närmaste lika giftiga som butyltennföreningarna. Monofenyltenn (MFT) och difenyltenn (DFT) är nedbrytningsprodukter av trifenyltenn (TFT). Oftast ligger halterna i sediment under detektionsgränsen, men har i skärgård, insjöar, hamnar och i bakgrundsmiljöer uppmätts till halter mellan 0,1 och 170 ng/g TS (Tjus 2014). I Oxelösunds marina låg TFT-halten så högt som 1 600 ng/g TS (Apler & Josefsson 2016).

I Årstaviken ligger TFT-halterna på de flesta stationer under detektionsgränsen på 2-3 ng/g TS. I den östra delen ligger halterna på mellan 2,6 och 11 ng/g TS (Fig. 14). Halterna av MFT och DFT är högre än TFT. Såväl MFT-halternas som DFT-halternas spridningsmönster visar på en högre förorening i den östra delen jämfört med den västra.

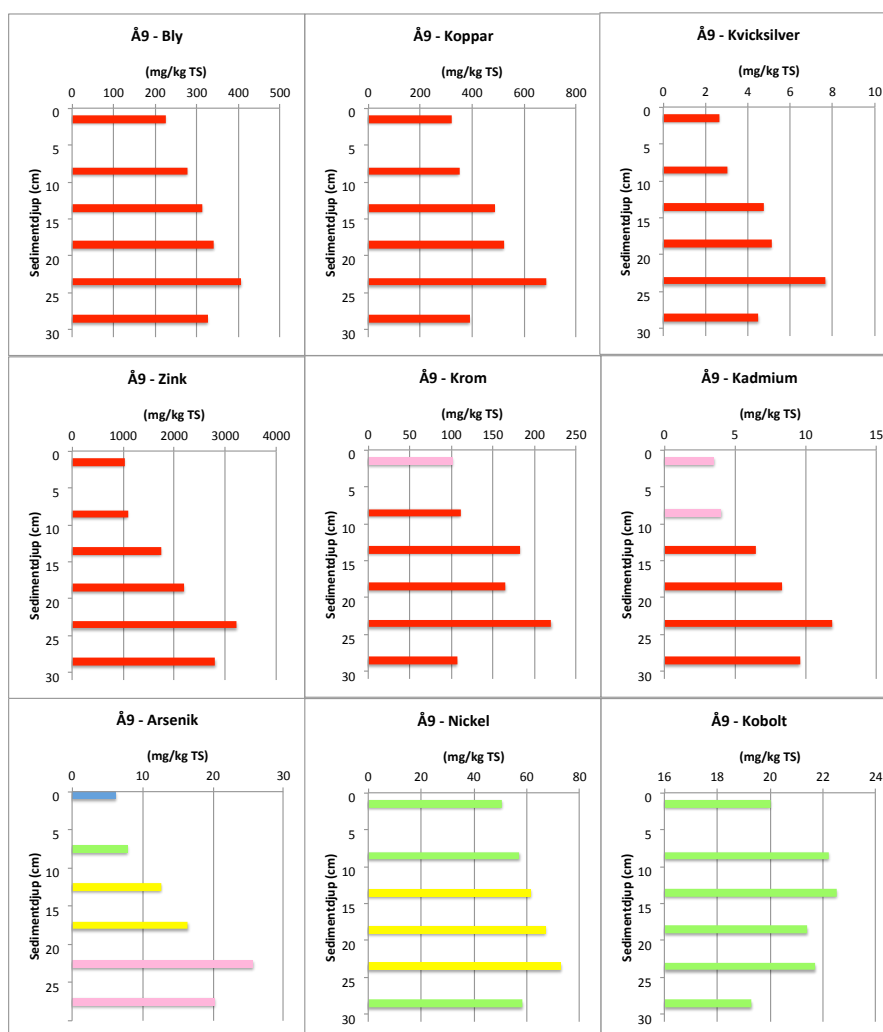


Figur 14 MFT, DFT, TFT i ytsediment (0-2 cm) från Årstaviken.

5.3.2 Föroreningshistorik

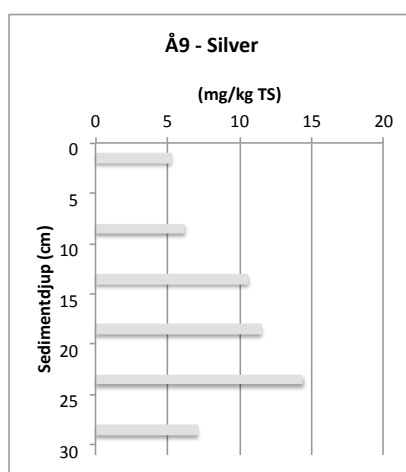
5.3.2.1 Metaller

I figur 15 har metallhalterna i kärnan Å9 från Årstaviken arrangerats i fallande skala. Längst upp till vänster finns metallen med den högsta avvikelsen från bakgrundsvärdet och längst ned till höger den med den lägsta. Bly-, koppar-, kvicksilver- och zinkhalterna uppvisar mycket stor avvikelse från bakgrundsvärdena genom hela profilen. I stort sett alla metallerna visar maxvärden vid 20-25 cm, därefter avtagande mot sedimentytan. Haltreduktionerna är dock tämligen måttliga och halterna i ytsedimenten av bly, koppar, kvicksilver och bly är 2-3 gånger högre än klassgränsen mellan klass 4 och 5. Haltminskningarna för nickel och kobolt är små.



Figur 15 Metaller i sedimentkärnan Å9 från Årstaviken.

Silverhalten beskriver ett likartat förlopp som de flesta föroreningsmetallerna (Fig. 16). Pikvärdet för silver är ca 160 gånger högre än bakgrundsvärdet men avtar uppåt mot sedimentytan och är i ytsedimentet förhöjt med cirka en faktor 60 över bakgrunden (Jfr Jonsson 2018a).



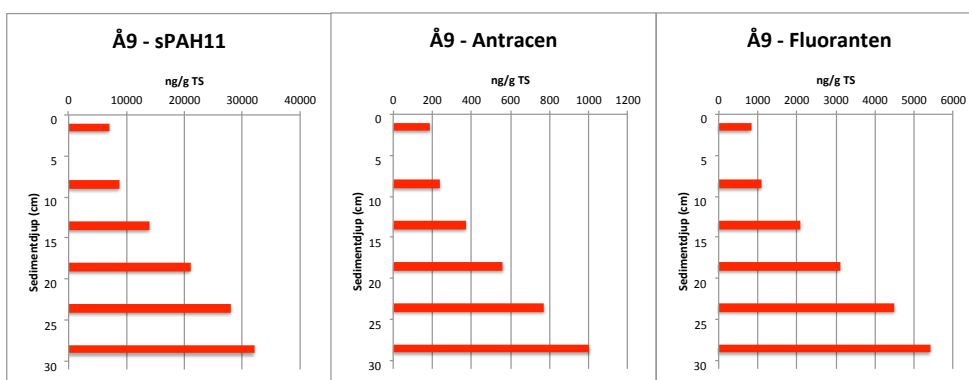
Figur 16 Silver i sedimentkärnan Å9 från Årstaviken.

5.3.2.2 Organiska föroreningar

I sedimentkärnan Å9 har PAH-er, MBT, DBT, TBT, PCB-er och polybromerade difenyletrarna analyserats. HBCD har analyserats på kärnan från Å9 men halten ligger under detektionsgränsen 0,050 mg/kg TS på samtliga nivåer.

5.3.2.2.1 Polyaromatiska kolväten – PAH

De polycykliska aromatiska kolvätena uttryckta som summaparametern sPAH11 beskriver likartade och karaktäristiska haltprofiler i kärnan Å9 från Årstaviken som de enskilda kongenerna antracen och fluoranten (Fig. 17). Halterna är mycket höga på 25-30 cm djup men avtar påtagligt mot sedimentytan. Halten i ytsedimentet är dock fortfarande att karaktärisera som mycket hög och överstiger klart HaV:s gränsvärden för god kemisk status både vad gäller antracen och fluoranten.

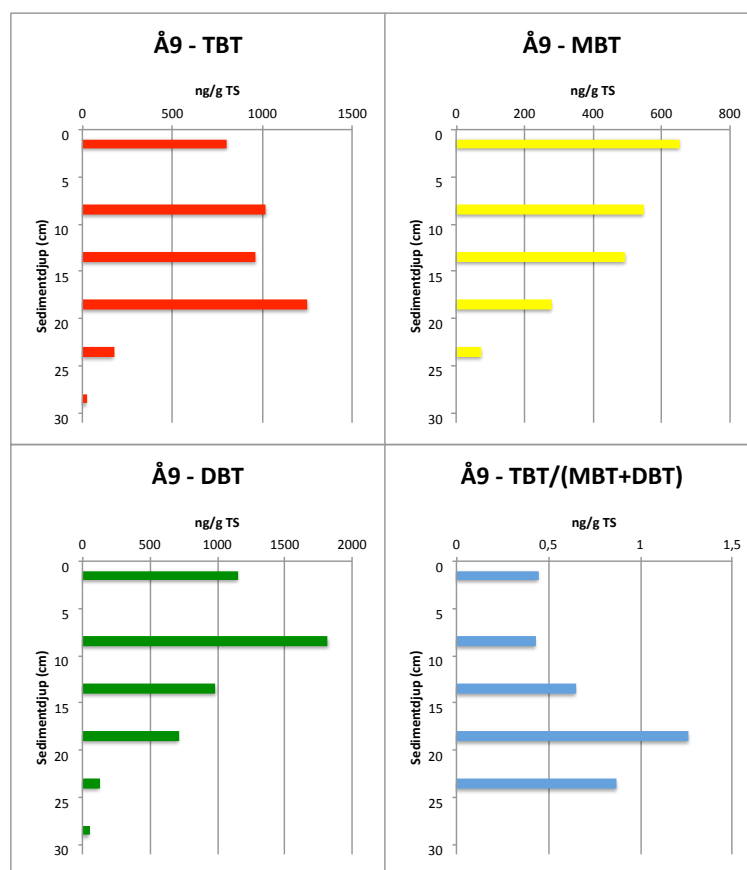


Figur 17 sPAH11, antracen och fluoranten i kärnan Å9 från Årstaviken.

5.3.2.2.2 Organiska tennföreningar

TBT (tributyltenn) är ett av de prioriterade ämnena i EU:s vattendirektiv. I Årstaviken är halten av tributyltenn mycket hög i de övre 20 cm av sedimentpelaren (Fig. 18). Halten i de djupare delarna är ca 30 ng/g TS. TBT-profilen karaktäriseras av en snabb ökning uppåt i kärnan och halten når ett extremt högt pikvärde (1250 ng/g TS) på 15-20 cm:s djup, därefter successivt minskande mot sedimentytan till ca 800 ng/g TS, vilket överstiger HaV:s gränsvärde för god kemisk status med mer än en faktor 300.

Nedbrytningsprodukterna MBT och DBT uppvisar ökande haltprofiler uppåt i sedimentpelaren (Fig. 18). DBT når ett pikvärde på 5-10 cm:s djup.



Figur 18 MBT, DBT, TBT och TBT/(MBT+DBT) i sedimentkärnan Å9 från Årstaviken.

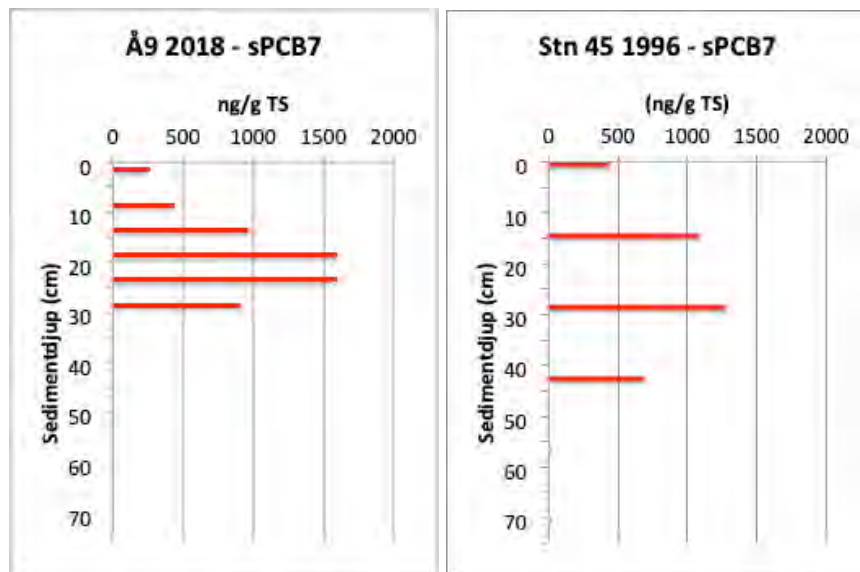
5.3.2.2.3 Polyklorerade bifenyler - PCB

Polyklorerade bifenyler - PCB – är ett samlingsnamn för 209 olika giftiga och svårnedbrytbara kongener. Ofta uttrycker man dem som sPCB7, vilket är summan av 7 av de mest miljöfarliga kongenerna, nämligen #28, #52, #101, #118, #138, #153 och #180.

Ytsedimenthalten av sPCB7 i Å9 från Årstaviken (Fig. 19 vänster) är av samma storleksordning som noterats i öppna Ulvsundasjöns ytsediment (Jonsson 2018b) men påtagligt högre än i Riddarfjärden (Jonsson 2019). sPCB7-halten i Årstavikens ytsediment är idag 5-10 gånger högre än vad sPCB7-halterna låg på i Östersjöns ytsediment (25-50 ng/g TS) omkring 1970 (Jonsson and Kankaanpää 2003; Wiberg et al. 2009; Armitage et al. 2009), då mycket allvarliga effekter på biota registrerades i Östersjön (Bernes 2000).

Vid en undersökning av sedimenten i Stockholms sjöar och fjärdar 1996 (Östlund et al. 1998) togs en sedimentkärna i Årstaviken (Stn 45) i samma område som Å9 i vår undersökning. I figur 19 jämförs halterna mellan dessa kärnor. Halterna av sPCB7 i kärnan från Å9 i Årstaviken från 2018 är mycket höga. Ett haltmaximum noteras på 15-25 cm:s djup. Därovanför minskar halterna påtagligt mot sedimentytan och halten i ytsedimentet är 6 gånger lägre än pikvärdet, vilket ändå är nästan 8 ggr högre än klassgränsen mellan klass 4 och 5 i Tabell 2. Haltprofilen från Stn 45 1996 har ett likartat utseende som i Å9 men pikvärdet är lägre. Detta kan bero på att man med 15 cm provintervall 1996 kan ha missat piken som med 5 cm intervall noterats i Å9. Halten i ytsedimentet 1996 var drygt dubbelt så hög som idag,

vilket styrker slutsatsen att sPCB7-halten sjunker. Den är dock fortfarande så hög att risken för skador på biota är överhängande.

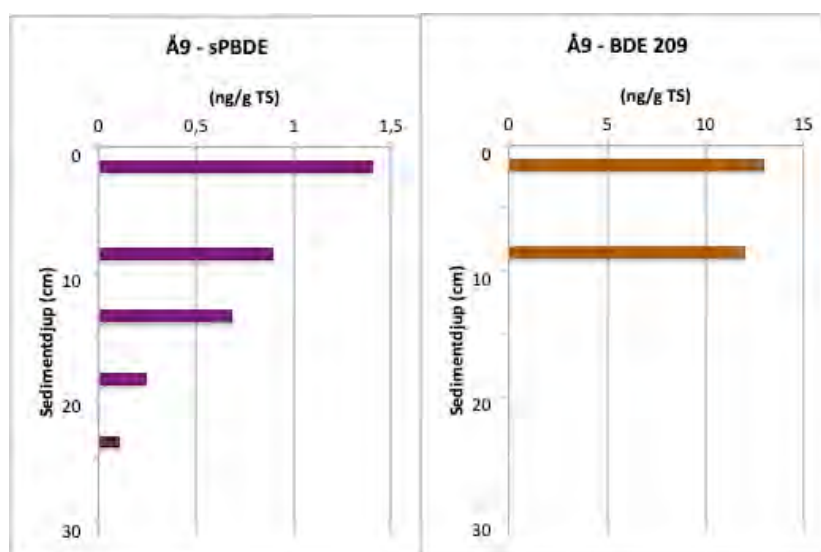


Figur 19 sPCB7 i sedimentkärnan Å9 från 2018 i Årstaviken och i kärnan från Stn 45 1996 (Östlund et al. 1998).

5.3.2.2.4 Polybromerade difenyletrar - PBDE

PBDE har under senare delen av 1900-talet ersatt PCB som flamskyddsmedel efter att detta ämne förbjudits i Östersjöregionen under 1970-talet (Bernes 2000). Halten av sPBDE i Årstavikens ytsediment (1,4 ng/g TS; Fig. 20) är ungefär 2 ggr högre än i Riddarfjärden (Jonsson manuskript), men ca hälften så höga som i Ulvsundasjön (Jonsson 2018b).

Halterna av kongeneren #BDE 209 (Fig. 20) är avsevärt mycket högre och är enligt tabell 2 att klassificera som höga eller mycket höga.



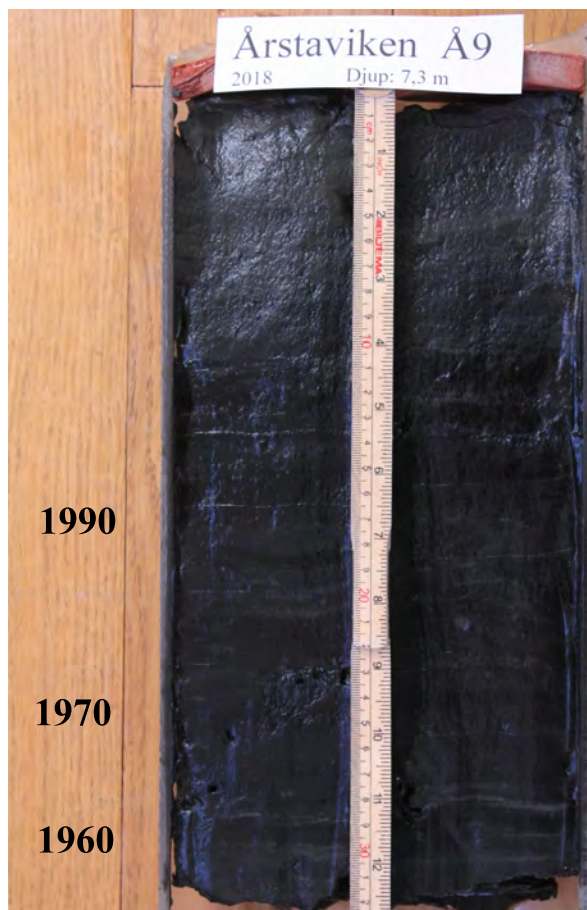
Figur 20 sPBDE och kongeneren #BDE 209 i sedimentkärnan Å9 från 2018.

5.3.3 Datering

Kärnan Å9 från Årstaviken uppvisar på vissa nivåer svaga lamineringar, men inga är så tydliga att de kan användas vid utarbetandet av en tidsskala (Fig. 21). Kärnan uppvisar däremot tydliga tidstrender vad gäller metaller, organiska ämnen, sPCB7 och sPBDE vilket innebär att en översiktlig datering kan göras utifrån kända storskaliga generella tidstrender för dessa föroreningar.

I figur 21 görs ett försök till datering av sedimentkärnan Å9 utifrån följande antaganden:

- PCB introducerades under 1930-talet
- TBT introducerades i början av 1960-talet
- PBDE introducerades under 1970-talet
- PCB nådde maxhalter i början av 1970-talet
- Många metaller nådde maxhalter under 1970-talet
- TBT nådde maxhalter under 1990-talet



Figur x Försök till datering av sedimentkärnan Å9 från Årstaviken.

PCB nådde pikvärde i början av 1970-talet vilket motsvarar ungefär 18-23 cm i Å9 (Fig. 19). Även metallerna nådde max-värden på 1970-talet, d v s 20-25 cm (Fig. 15). TBT uppträdde första gången på 1960-talet, som motsvaras av nivån kring 25-30 cm (Fig. 18) och nådde max-värden i början på 1990-talet motsvarande ca 18 cm.

Utifrån dessa tidstrender kan den genomsnittliga sedimenttillväxten i sedimentkärnan Å9 sedan 1960 fastställas till ca 5,2 mm/år.

6 REFERENSER

- Apler, A. & Josefsson, S., 2016. Chemical contamination in offshore sediments 2003– 2014. Swedish status and trend monitoring programme. SGU-rapport 2016:04.
- Armitage, J. M., McLachlan, M. S., Wiberg, K. and Jonsson, P., 2009. A Model Assessment of polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran sources and fate in the Baltic Sea. *Science of the Total Environment* 407 (2009) 3784-3792.
- Bengtsson, H. & Cato, I., 2011. TBT i småbåtshamnar i Västra Götalands län 2010 – en studie av belastning och trender. Länsstyrelsen i Västra Götalands län Rapport 2011:30.
- Bernes, C., 2000. Persistent organic pollutants – A Swedish view of an international problem. Naturvårdsverket Monitor 16, 152 sid. ISBN 91-620-1189-8, ISSN 1100-231X.
- HVMFS 2013:19, 2015. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter.
- HVMFS 2015:4, 2015. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter.
- Håkanson, L. and Jansson, M., 1983. Principles of lake sedimentology. Springer-Verlag, Berlin, 316 p.
- Jonsson, P., 1992. Large-scale changes of contaminants in Baltic Sea sediments during the twentieth century. Doctoral thesis at Uppsala university. ISBN 91-554-2997-1.
- Jonsson 2016
- Jonsson, P., 2017. Kartering och verifierande sedimentprovtagning i Årstaviken. JP Sedimentkonsult Rapport 2017:6, 21 sidor.
- Jonsson, P., 2018a. Regionala bakgrundshalter av metaller, PAH-er och dioxiner/furaner i Stockholmsområdet. JP Sedimentkonsult Rapport 2018:5, 26 sidor plus bilagor.
- Jonsson, P., 2018b. Metaller och organiska miljöföroreningar i Ulvsundasjön, Karlbergskanalen och Bällstaviken 2017. JP Sedimentkonsult Rapport 2018:7, 56 sidor plus bilagor.
- Jonsson, P., 2019. Metaller och organiska miljöföroreningar i Riddarfjärden 2018. JP Sedimentkonsult Rapport 2019:1, 40 sidor plus bilagor.
- 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. (Red.), Persson, J. och Holmberg, P., 2003. Skärgårdens bottenar. Naturvårdsverket Rapport 5212, Stockholm, ISBN 91-620-5212-8, ISSN 0282-7298, 112 sid. English summary.
- Jonsson, P., & Kankaanpää, H., 2003. Organic contaminants. In: Perttilä, M. (Ed.), Contaminants in the Baltic Sea Sediments, Results of the 1993 HELCOM/ICES Baltic Sea Sediment Baseline Study, p 45-57. No. 50 2003, MERI, Report Series of the Finnish Institute of Marine Research. ISSN 1238-5328, ISBN 951-53-2557-9.
- Josefsson, A., 2017. Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment. SGU rapport 2017:12
- 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).
- Miljöbarometern Stockholm. <http://miljobarometern.stockholm.se/vatten/sjoar/arstaviken/>
- Myrica, 1999. Djupkartering av Magelungen. Myrica AB 1999.
- Naturvårdsverket, 1999. Rapport 4914. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Kust och hav. Naturvårdsverket, Stockholm, ISBN 91-620-4917-8, ISSN 0282-7298, 136 sid.
- Naturvårdsverket, 2013. Tabell 30 i Naturvårdsverkets rapport 4914 (1999). Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav har ändrats. <http://www.naturvardsverket.se/Stod-imiljoarbetet/>
- Naturvårdsverket, 2016. <https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/fororenade-omraden/organiskatenforeningar.pdf>. 16 sidor.

- 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.
- Renberg, I., 1981. Formation, structure and visual appearance of iron-rich, varved lake sediments. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 21, 94-101.
- Tjus, S. E., 2014. Biociders spridning i miljön och deras hälso- och miljörisker. Screening år 2000-2013. En kunskapsöversikt. NV RAPPORT 6634, ISBN 978-91-620-6634-5, ISSN 0282-7298, 366 sid.
- 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. & Brorström-Lundén, E., 1998: Metaller, PAH, PCB och total-kolväten i sediment runt Stockholm – flöden och halter. IVL-rapport B 1297, 97 s.

Bilaga 1 Analyismetoder

1.1 Sedimentologiska basparametrar

1.1.1 Vattenhalt

Vattenhalten bestämdes av ALS efter frystorkning enligt metod DIN 38414-S22.

1.1.2 Glödförlust

Glödförlust bestämdes av ALS enligt DIN EN 15169.

1.1.3 Totalt organiskt kol (TOC)

Bestämning av TOC enligt DIN ISO 10694.

1.1.4 Densitet

Bulkdensiteten är ett mått på densiteten hos det våta provet och kallas ibland också för våtdensitet. Formeln för denna är, enligt Håkanson and Jansson (1983) :

$$r = 100 * r_m / (100 + (W + LOI) (r_m - 1))$$

där r = bulkdensitet (g/cm^3 ws),
 r_m = densiteten av oorganiska partiklar (g/cm^3)
 W = vattenhalt (% ws),
 LOI = glödningsförlust (% ds).

För ovanstående formel krävs att r_m -värdet är känt. Sedimenten är till största delen uppbyggda av ler och silt med densitet mellan 2,6-2,85 g/cm^3 (Håkanson and Jansson, 1983). Då r_m -värdet inte antas påverka r -värdet nämnbart i okonsoliderade (lösa) sediment med mer än 75 % vattenhalt, sätts r_m -värdet som regel till 2,6 g/cm^3 . Med hjälp av detta kan en enklare formel användas:

$$r = 260 / (100 + 1.60 (W + LOI))$$

1.2 Metaller

Bestämning av metaller enligt ALS analyspaket M-2. Provet har torkats vid 50°C och elementhalterna torrsbstanskorrigerats. Upplösning har skett med salpetersyra och slutbestämning har skett med ICP-SFMS enligt SS EN ISO 17294-1, 2 (mod) samt EPA-metod 200.8 (mod).

1.3 Tennorganiska föreningar

Bestämning har skett enligt metod ISO 23161:2011 med sur extraktion och slutbestämning har skett med GC-ICPMS.

1.4 Bromerade flamskyddsmedel

Bestämning enligt metod DIN EN ISO 22032. Bestämning av terbutryn, isoproturon, irgarol, MCP (mekoprop) och diuron enligt metod analog med DIN 38407-35. Slutbestämning har skett med GC-MS.

1.5 Klorparaffiner

Bestämning av klorparaffiner enligt ISO 12010. Mätning utfördes med GC-MS.

1.6 Polyklorerade bifenyler

Bestämning av polyklorerade bifenyler PCB (7 kongener) har skett enligt DIN ISO 10382. Slutbestämning har skett med GC-MS.

1.7 Bromerade flamskyddsmedel

Bestämning av Bromerade flamskyddsmedel (BDE28, 47, 99, 100, 153, 154, 209, HBCD) enligt DIN EN ISO 22032.

1.8 Bestämning av terbutryn, isoproturon, irgarol, MCPP, diuron

Bestämning av terbutryn, isoproturon, irgarol, MCPP (mekoprop) och diuron enligt metod analog med DIN 38407-35.

1.9 Polycykliska aromatiska kolväten

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

PAH cancerogena utgörs av benso(a)antracen, krysen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(a)pyren, dibenso(ah)antracen och indeno(123cd)pyren.

PAH summa M: fluoren, fenantren, antracen, fluoranten och pyren

PAH summa H: benso(a)antracen, krysen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(a)pyren, indeno(1,2,3-c,d)pyren, dibenso(a,h)antracen och benso(g,h,i)perylene
Enligt direktiv från Naturvårdsverket oktober 2008.

PAH summa 11 utgörs av fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benso(a)antracen, krysen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(a)pyren, benso(ghi)perylene och indeno(123cd)pyren.
Enligt naturvårdsverkets rapport 4914.

1.10 Perfluorerade karboxylsyror, perfluorerade alkylsulfonater, s perfluoroktansulfonamid

Bestämning av perfluorerade karboxylsyror, perfluorerade alkylsulfonater samt perfluoroktansulfonamid enligt DIN 38414-14.

1.11 PFOS, PFHxS, PFOSA

PFOS, PFHxS och PFOSA; Summan grenade och linjära rapporteras. Mätning utfördes med LC-MS/MS.

Bilaga 2 Protokoll från sedimentprovtagning i Årstaviken

Positionsangivelser i WGS-84 (grader/minuter,decimal) och SWEREF 99 1800.
Djupen korrigerade till aktuellt vattenstånd vid provtagningarna.

Sedimentprovtagning 2017

Station Å1

Position

WGS-84	Lat N 59 18,407	Long E 18 02,956
--------	-----------------	------------------

SWEREF 99 1800	6576845.104	152806.387
----------------	-------------	------------

Djup: 2,2 m

Provtagare: Ponar

Karaktäristik: Hämtaren full av sjögräs. E-botten

Station Å2

Position

WGS-84	Lat N 59 18,382	Long E 18 03,000
--------	-----------------	------------------

SWEREF 99 1800	6576798.719	152848.195
----------------	-------------	------------

Djup: 2,9 m

Provtagare: Gemini

Karaktäristik: Sjögräs ovanpå postglacial lera. E-botten.

Station Å3

Position

WGS-84	Lat N 59 18,370	Long E 18 03,034
--------	-----------------	------------------

SWEREF 99 1800	6576776.463	152880.492
----------------	-------------	------------

Djup: 4,0 m

Provtagare: Gemini

Karaktäristik: Ca 10 cm recent material ovanpå postglaciallera. T-botten.

Station Å4

Position

WGS-84	Lat N 59 18,524	Long E 18 02,238
--------	-----------------	------------------

SWEREF 99 1800	6577061.893	152124.606
----------------	-------------	------------

Djup: 7,7 m

Provtagare: Gemini

Karaktäristik: Kärnans längd ca 17 cm. Mörk förhållandevis fast lergyttja med svaga lamineringsstrukturer. T-botten?



Sedimentprovtagning 2018

Station Å5

Position

WGS-84

Lat N 59 18,748

Long E 18 02,110

SWEREF 99 1800

6577477.722

152002.872

Djup: 6,5 m

Provtagare: Gemini och Ponar



Station Å6

Position

WGS-84

Lat N 59 18,487

Long E 18 01,884

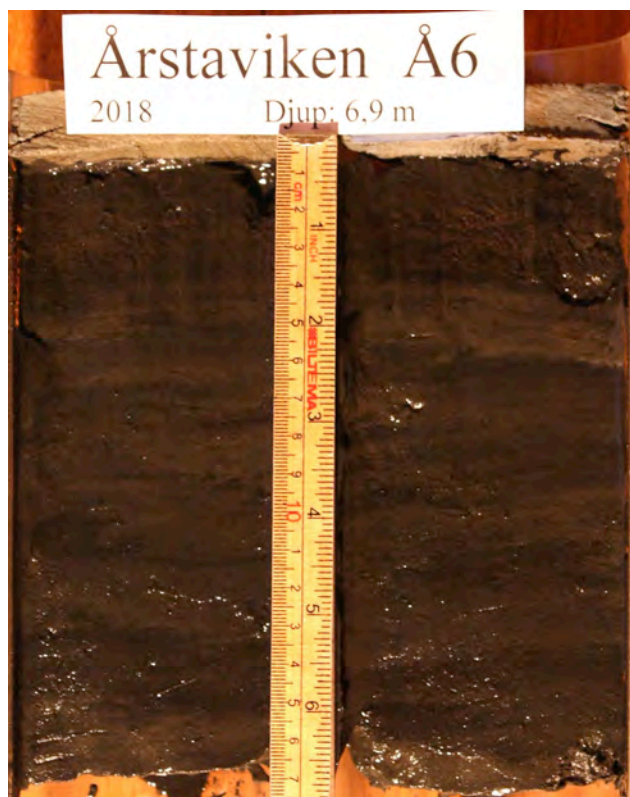
SWEREF 99 1800

6576993.022

151788.575

Djup: 6,9 m

Provtagare: Gemini och Ponar



Station Å7

Position

WGS-84

Lat N 59 18,389

Long E 18 02,203

SWEREF 99 1800

6576811.223

152091.517

Djup: 7,7 m

Provtagare: Gemini och Ponar



Station Å8

Position

WGS-84

Lat N 59 18,248

Long E 18 03,005

SWEREF 99 1800

6576549.928

152853.129

Djup: 6,7 m

Provtagare: Gemini och Ponar



Station Å9

Position

WGS-84

Lat N 59 18,352

Long E 18 03,361

SWEREF 99 1800

6576743.291

153190.975

Djup: 7,3 m

Provtagare: Gemini och Ponar



Station Å10

Position

WGS-84

SWEREF 99 1800

Djup: 6,5 m

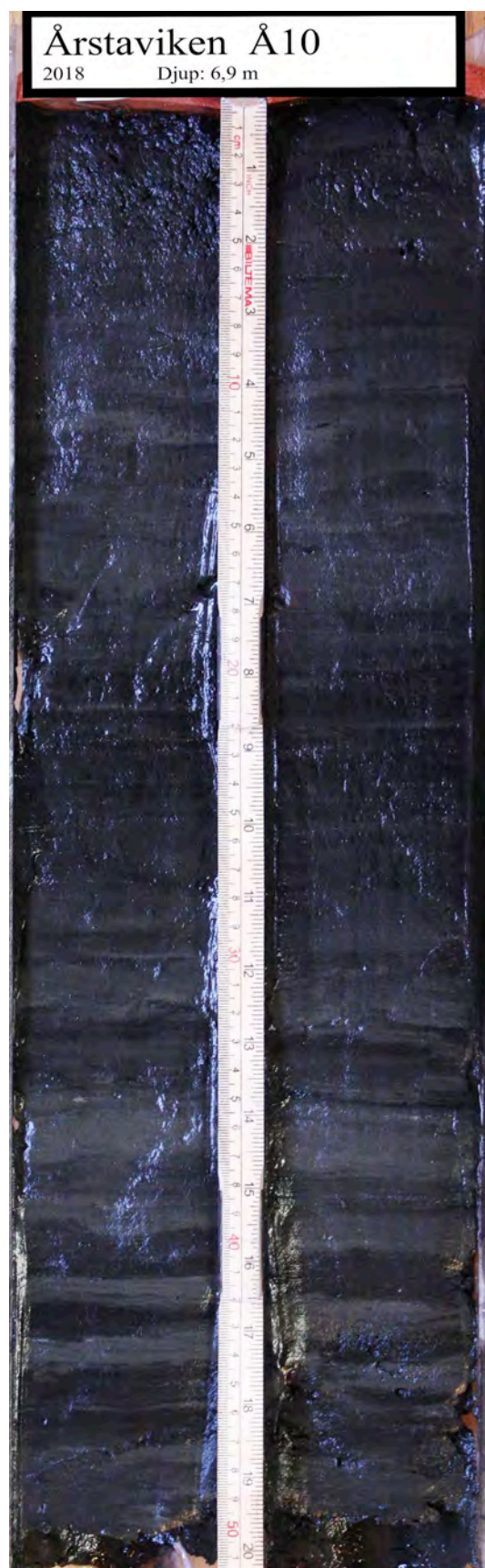
Provtagare: Gemini och Ponar

Lat N 59 18,477

6576975.105

Long E 18 03,003

152850.911



Station Å11

Position

WGS-84

Lat N 59 18,260

Long E 18 03,604

SWEREF 99 1800

6576572.678

153421.836

Djup: 7,3 m

Provtagare: Gemini och Ponar



Station Å12

Position

WGS-84

Lat N 59 18,139

Long E 18 04,044

SWEREF 99 1800

6576348.421

153839.823

Djup: 6,5 m

Provtagare: Gemini och Ponar



Station Å13

Position

WGS-84

Lat N 59 18,134

Long E 18 04,400

SWEREF 99 1800

6576339.494

154177.859

Djup: 6,9 m

Provtagare: Gemini och Ponar



	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P
1	From: ALS Scandinavia AB															
2	To: Stockholms Miljöförvaltning															
3	Program: JORD															
4	Ordernumber: T1829583 (INK3169000562; Årstaviken)															
5	Report created: 2018-11-26															
6																
7	ELEMENT	SAMPLE	Å5 (0-2)	Å6 (0-2)	Å7 (0-2)	Å8 (0-2)	Å10 (0-2)	Å11 (0-2)	Å12 (0-2)	Å13 (0-2)	Å9 (0-2)	Å9 (5-10)	Å9 (10-15)	Å9 (15-20)	Å9 (20-25)	Å9 (25-30)
8	Sampling Date															
9	TS, 105°C	%	18,7	25,3	20,1	15,7	17,1	14,6	15,3	22,6	15,1	18,7	17,5	20,5	19,4	22
10	As	mg/kg TS	7,31	3,72	5,09	6,05	5,69	5,91	5,94	5,99	6,19	7,89	12,6	16,4	25,6	20,2
11	Cd	mg/kg TS	2,52	0,772	1,49	2,77	2,27	2,5	3,02	2,04	3,5	4,01	6,44	8,31	11,9	9,58
12	Co	mg/kg TS	18,1	16	20,9	19,4	18,7	19,4	19,8	14,5	20	22,2	22,5	21,4	21,7	19,3
13	Cr	mg/kg TS	74,8	63,5	75,9	85,6	69,1	81,5	87,9	53,1	101	111	182	165	220	107
14	Cu	mg/kg TS	282	184	1740	276	260	273	292	225	321	350	486	522	684	392
15	Hg	mg/kg TS	2,04	0,5	1,36	3,91	1,04	2,29	2,13	1,63	2,66	3,05	4,73	5,1	7,65	4,5
16	Ni	mg/kg TS	44,8	31,5	45,1	45,3	43,8	46,6	48,1	32,2	50,4	57,1	61,3	67,1	73	58,1
17	Pb	mg/kg TS	224	79,8	196	194	141	181	203	135	225	277	313	341	406	326
18	V	mg/kg TS	65,6	75,2	93,5	72,8	70,4	74	74	47,4	82	90,9	105	110	113	83,8
19	Zn	mg/kg TS	892	683	1950	860	930	833	896	640	1030	1090	1740	2190	3210	2800
20	Ag	mg/kg TS	3,21	0,809	1,82	4,84	2,93	4,04	4,28	1,95	5,27	6,21	10,6	11,5	14,4	7,11
21	Fe	mg/kg TS	42600	35300	43400	42400	38100	43900	46800	31200	47900	47800	60300	67300	82500	78200
22	P	mg/kg TS	2210	987	1530	2110	1540	2080	2200	1590	2010	1640	2590	3870	4820	4430
23	S	mg/kg TS	3160	3870	4680	4380	5290	4290	3520	2890	4450	7020	9500	13000	14300	9340
24	Sn	mg/kg TS	26,5	20,1	28,9	28,2	21,1	22,7	24,5	16,7	27,5	30,6	41,5	47,8	57	39,6
25	glödförlust	% av TS	12,1	11	12,9	12,8	14,9	13	12,4	10	12,1	10,7	10,8	10,5	8,8	7,8
26	TOC	% av TS	7,5	7,7	8,9	7,7	9	7,6	7,1	5,9	7,2	7	7,8	7,5	7,8	5,8
27	tryckstörkning		ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja
28	TS, 105°C	%	17,4	28,3	19,2	15	16,2	14,6	14,9	21,1	15	17,2	17,3	18,6	17,8	21,1
29	naftalen	mg/kg TS	0,14	0,0069	0,099	0,14	0,081	0,13	0,12	0,1	0,1	0,13	0,18	0,27	0,36	0,55
30	acenaftilen	mg/kg TS	0,087	0,0057	0,083	0,069	0,053	0,088	0,1	0,16	0,11	0,12	0,17	0,23	0,28	0,3
31	acenaften	mg/kg TS	0,034	<0,0050	0,048	0,033	<0,020	0,026	0,038	0,15	0,032	0,045	0,071	0,11	0,11	0,14
32	fluoren	mg/kg TS	0,078	<0,0050	0,064	0,078	0,04	0,074	0,07	0,14	0,07	0,091	0,21	0,3	0,41	0,48
33	fenantren	mg/kg TS	0,52	0,056	0,38	0,38	0,18	0,38	0,34	0,82	0,36	0,43	0,75	1,2	1,8	2,5
34	antracen	mg/kg TS	0,17	0,014	0,17	0,17	0,11	0,15	0,19	0,36	0,19	0,24	0,37	0,56	0,77	1
35	fluoranten	mg/kg TS	1,1	0,13	1	0,93	0,47	0,93	0,86	2,4	0,83	1,1	2,1	3,1	4,5	5,4
36	pyren	mg/kg TS	0,9	0,11	1,2	0,86	0,42	0,83	0,83	2	1,9	2,8	3,7	4,9	6,7	7,9
37	bens(a)antracen	mg/kg TS	0,56	0,055	0,48	0,55	0,35	0,46	0,58	1,7	0,57	0,7	1,1	1,8	2,4	2,6
38	krysen	mg/kg TS	0,6	0,055	0,48	0,55	0,35	0,44	0,48	1,4	0,52	0,62	1,3	2	2,9	3,1
39	bens(b)fluoranten	mg/kg TS	0,75	0,057	0,68	0,96	0,62	0,68	0,8	1,8	0,7	1,1	1,6	2,5	2,7	2,9
40	bens(k)fluoranten	mg/kg TS	0,46	0,031	0,37	0,45	0,28	0,33	0,43	0,89	0,45	0,53	0,79	1,3	1,7	1,8
41	bens(a)pyren	mg/kg TS	0,67	0,058	0,55	0,65	0,41	0,53	0,69	1,7	0,73	0,88	1,2	1,9	2,2	2,4
42	dlbens(a,h)antracen	mg/kg TS	0,15	0,015	0,079	0,19	0,13	0,15	0,16	0,45	0,27	0,3	0,39	0,66	0,83	1
43	bens(g,h)perylene	mg/kg TS	0,67	0,054	0,37	0,65	0,47	0,53	0,56	1,3	0,93	1	1,2	1,9	2,3	2,6
44	indeno(1,2,3-cd)pyren	mg/kg TS	0,58	0,059	0,27	0,69	0,44	0,56	0,61	1,5	1	1,1	1,4	2,3	2,9	3,3
45	PAH, summa 16	mg/kg TS	7,4	0,7	6,2	7,3	4,4	6,2	6,8	17	7,6	9,4	15	23	30	34
46	PAH, summa cancerogena	mg/kg TS	3,8	0,33	2,9	4	2,6	3,2	3,8	9,4	4,2	5,2	7,8	12	16	17
47	PAH, summa övriga	mg/kg TS	3,7	0,38	3,4	3,3	1,8	3,1	3,1	7,4	3,5	4,3	7	10	14	17
48	PAH, summa L	mg/kg TS	0,26	0,013	0,23	0,24	0,13	0,24	0,26	0,41	0,24	0,3	0,42	0,61	0,75	0,99
49	PAH, summa M	mg/kg TS	2,8	0,31	2,8	2,4	1,2	2,4	2,3	5,7	2,3	3	5,3	8	11	13
50	PAH, summa H	mg/kg TS	4,4	0,38	3,3	4,7	3,1	3,7	4,3	11	5,2	6,2	9	14	18	20
51	PAH, summa 11	mg/kg TS	7	0,88	6	6,8	4,1	5,8	6,4	16	7,1	8,8	14	21	28	32
52	monobutyltenn	µg/kg TS	211	171	237	344	322	299	511	212	653	548	495	280	74,9	<2
53	dibutyltenn	µg/kg TS	393	337	366	551	531	594	669	268	1150	1820	988	712	126	50,6
54	tributyltenn (TBT)	µg/kg TS	272	82,2	193	584	278	365	693	301	803	1020	962	1250	175	23,8
55	tetrabutyltenn	µg/kg TS	<2	<2	<2	<3	<3	<3	<3	<2	<3	<2	100	110	70,4	<2
56	monooktyltenn	µg/kg TS	<2	12	12,5	<3	10,5	<3	<3	<2	<3	<2	<3	<2	<2	<2
57	dioctyltenn	µg/kg TS	4,31	9,51	11,6	4,75	8,92	<3	<3	<2	<3	<2	<3	<2	<2	<2
58	tricyklohexyltenn	µg/kg TS	<2	<2	<2	<3	<3	<3	<3	<2	<3	<2	<3	<2	<2	<2
59	monofenyltenn	µg/kg TS	<2	<2	<2	<3	<3	9,34	11,4	23,9	16,7	25,5	<3	24,9	<2	<2
60	difenyltenn	µg/kg TS	11,7	<2	11,7	19,8	<3	25,6	23,9	20,7	<3	51,7	41,9	37,2	<2	<2
61	trifenyltenn	µg/kg TS	2,6	<2	<2	5,66	<3	3,73	5,22	7,23	10,5	<2	<3	<2	<2	<2
62	PCB 28	mg/kg TS									0,022	0,09	0,26	0,37	0,24	0,026
63	PCB 52	mg/kg TS									0,025	0,059	0,13	0,23	0,2	0,11
64	PCB 101	mg/kg TS									0,042	0,057	0,12	0,21	0,27	0,21
65	PCB 118	mg/kg TS									0,027	0,038	0,084	0,15	0,18	0,14
66	PCB 138	mg/kg TS									0,054	0,07	0,14	0,24	0,27	0,18
67	PCB 153	mg/kg TS									0,058	0,078	0,15	0,24	0,27	0,19
68	PCB 180	mg/kg TS									0,036	0,048	0,088	0,13	0,12	0,054
69	PCB, summa 7	mg/kg TS									0,26	0,44	0,97	1,6	1,6	0,91
70	BDE 28	µg/kg TS									<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
71	BDE 47	µg/kg TS									0,34	<0,50	0,26	0,11	0,056	<0,050
72	BDE 99	µg/kg TS									0,6	0,49	0,33	0,14	0,052	<0,050
73	BDE 100	µg/kg TS									0,15	0,13	0,099	<0,050	<0,050	<0,050
74	BDE 153	µg/kg TS									0,17	0,14	<0,10	<0,10	<0,070	<0,050
75	BDE 154	µg/kg TS									0,15	0,14	<0,10	<0,10	<0,050	<0,050
76	BDE 209 (DeBDE)	µg/kg TS									13	12	<50	<5,0	<5,0	<5,0
77	hexabromcyklodekan(HBCD)	µg/kg TS									<50	<50	-----	-----	-----	<50
78	terbutryn	mg/kg TS									<0,0010					
79	irgarol (cybutryn)	mg/kg TS									<0,0010					
80	isoprotruron	mg/kg TS									<0,0010					
81	MCCP (mekoprop)	mg/kg TS									<0,0010					
82	diuron	mg/kg TS									<0,010					
83	klorparaffiner C10-C13 (SCCP)	mg/kg TS									<0,010					
84	klorparaffiner C14-C17 (MCCP)	mg/kg TS									<0,010					

	A	B	C	D	E	F	G
1	From: ALS Scandinavia AB						
2	To: Stockholms Miljöförvaltning						
3	Program: JORD						
4	Ordernumber: T1829618 (INKxx; Riddarfjärden)						
5	Report created: 2018-10-24						
6							
7	ELEMENT	SAMPLE	L3 (0-2) PFAS	R4 (0-2) PFAS	R5 (0-2) PFAS	R8 (0-2) PFAS	Å9 (0-2) PFAS
8	Sampling Date						
9	TS_105°C	%	12,3	17,1	15,8	16,2	15,2
10	PFBA perfluorbutansyra	mg/kg TS	<0.0020	<0.0020	<0.0020	<0.0020	<0.0010
11	PFPeA perfluorpentansyra	mg/kg TS	<0.0020	<0.0010	<0.0020	<0.0020	<0.0010
12	PFHxA perfluorhexansyra	mg/kg TS	<0.0020	<0.0010	<0.0020	<0.0010	<0.0010
13	PFHpA perfluorheptansyra	mg/kg TS	<0.0020	<0.0010	<0.0020	<0.0010	<0.0010
14	PFOA perfluoroktansyra	mg/kg TS	<0.0020	<0.0010	<0.0020	<0.0010	<0.0010
15	PFNA perfluornonansyra	mg/kg TS	<0.0020	<0.0010	<0.0020	<0.0010	<0.0010
16	PFDA perfluordekansyra	mg/kg TS	<0.0020	<0.0010	<0.0020	<0.0010	<0.0010
17	PFUnDA perfluorundekansyra	mg/kg TS	<0.0020	<0.0010	<0.0020	<0.0010	<0.0010
18	PFDoDA perfluordodekansyra	mg/kg TS	<0.0020	<0.0010	<0.0020	<0.0010	<0.0010
19	PFBS perfluorbutansulfonsyra	mg/kg TS	<0.0020	<0.0010	<0.0020	<0.0010	<0.0010
20	PFHxS perfluorhexansulfonsyra	mg/kg TS	<0.0020	<0.0010	<0.0020	<0.0010	<0.0010
21	PFOS perfluoroktansulfonsyra	mg/kg TS	<0.0020	0,0024	<0.0020	0,0016	<0.0010
22	PFDS perfluordekansulfonsyra	mg/kg TS	<0.0020	<0.0010	<0.0020	<0.0010	<0.0010
23	FOSA perfluoroktansulfonamid	mg/kg TS	<0.010	<0.0020	<0.0030	<0.0030	<0.010
24	6:2 FTS fluortelomersulfonat	mg/kg TS	<0.0020	<0.0010	<0.0020	<0.0010	<0.0010