



Sedimentkonsult HB

Metaller och organiska miljöföroreningar i Ulvsundasjön, Karlbergskanalen och Bällstaviken 2017

av
Per Jonsson



Mottagare:
Miljöförvaltningen
Stockholms Stad

Sollenkroka den 10 oktober 2018

JP Sedimentkonsult Rapport 2018:7.

Adress

JP Sedimentkonsult HB
Västernäsvägen 17
130 40 Djurhamn
per@jpsedimentkonsult.se
www.jpsedimentkonsult.se

Telefon

08-57163744
070-5208057

Postgiro

219638-4

Bankgiro

5943-4704

Org.nr

969720-0815

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING		4
1	UPPDRAG OCH SYFTE	8
1.1	Beställare	8
1.2	Syfte	8
1.3	Arbetsmoment	8
1.4	Rapportens uppläggning	9
2	BEDÖMNINGSGRUNDER	10
2.1	Bedömningsgrunder metaller	10
2.2	Bedömningsgrunder organiska miljögifter	11
3	ULVSUNDASJÖN/BÄLLSTAVIKEN	13
3.1	Områdesbeskrivning	13
3.2	Djupkartering	14
3.3	Kartering med side scan sonar	14
3.1.3.1	Iakttagelser från sonarunderlaget	15
3.1.3.1.1	Översiktligt	16
3.1.3.1.2	Detaljer	17
3.1.3.1.2.1	Rörledningar	17
3.1.3.1.2.2	Rad av ekon	19
3.1.3.1.2.3	Vrak	20
3.1.4	Sedimentprovtagning	23
3.1.5	Sedimentkärnor	25
3.1.6	Torrsubstanshalt och organisk halt	26
3.1.7	Bottendynamik	28
3.1.8	Föroreningar	30
3.1.8.1	Areell fördelning	30
3.1.8.1.1	Metaller	30
3.1.8.1.2	Organiska föroreningar	32
3.1.8.1.2.1	Polycykliska aromatiska kolväten – PAH	32
3.1.8.1.2.2	Organiska tennföreningar	32
3.1.8.1.2.3	Polyklorerade bifenyler – PCB	35
3.1.8.1.2.4	Polybromerade flamskyddsmedel	36
3.1.8.1.2.5	Perfluoroktansulfonsyra – PFOS	36
3.1.8.2	Föroreningshistorik	37
3.1.8.2.1	Metaller	37
3.1.8.2.2	Organiska föroreningar	39
3.1.8.2.2.1	Polyaromatiska kolväten – PAH	39
3.1.8.2.2.2	Organiska tennföreningar	40
3.1.8.2.2.3	Polyklorerade bifenyler - PCB	41
3.1.8.2.2.4	Bromerade flamskyddsmedel	42
3.1.9	Datering	42
4	KARLBERGSKANALEN	45
4.1	Områdesbeskrivning	45
4.2	Djupkartering	45
4.3	Kartering med side scan sonar	46
4.3.1	Översiktligt	46
4.3.1.1	Iakttagelser från sonarunderlaget	46
4.3.1.2.1	Rörledningar	46
4.3.1.2.2	Brofästen, vrak etc.	48

4.4	Sedimentprovtagning	49
4.5	Sedimentkärnor	50
4.6	Torrsubstanshalt och organisk halt	51
4.7	Bottendynamik	51
4.8	Föroreningar	51
4.8.1	Areell fördelning	51
4.8.1.1	Metaller	51
4.8.1.2	Organiska föroreningar	52
4.8.1.2.1	Polyaromatiska kolväten – PAH	52
4.8.1.2.2	Organiska tennföreningar	53
4.8.1.2.3	Polyklorerade bifenyler – PCB	53
4.8.1.2.4	Bromerade flamskyddsmedel	54

REFERENSER	55
------------	----

- Bilaga 1 Material och metoder
- Bilaga 2 Protokoll inkluderande positioner och djup, fotografier av sedimentkärnor

ANALYSRESULTAT

Analysresultaten redovisas på Miljöbarometern Stockholm

(<http://miljobarometern.stockholm.se/>)

SAMMANFATTNING

Sonarkarteringen genomfördes den 7 september 2017 inom navigeringsbara delar av Ulvsundasjön, Bällstaviken och Karlbergskanalen längs transekter av varierande längd. Sedimentprovtagning genomfördes samma dag i Ulvsundasjön (5 stationer), Bällstaviken (2 stationer) och Karlbergskanalen (7 stationer) efter genomförd sonarkartering. En kompletterande provtagning genomfördes på tre stationer i Ulvsundasjön den 4 oktober 2017.

Sonarundersökningen visade på en stor mängd ekon förorsakade av mänsklig aktivitet av olika slag som t.ex. muddertippningsplatser, rörledningar, vrak etc. I öppna Ulvsundasjöns östra del syns tydligt fjäderformade omväxlande ljusa och mörka band som sträcker sig från Tranebergsbron och in emot den nordvästra delen av Hornsberg och in emot Karlbergskanalen. De tydliga svängda spåren i sydöstra Ulvsundasjön härrör sannolikt från tiden när djupt nedlastade grusbåtar passerade in till Hornsbergsterminalen. Vid sedimentprovtagningen i detta område var det mycket svårt att få sedimenthämtdaren att stänga. Ofta satt sand/grus eller slagg i stängningsanordningen för Geminihämtdaren, vilket omintetgjorde provtagning med denna typ av hämtare. Under ångfartygsepoken var det normal rutin att rengöra eldstäderna från stenkolsslaggen och skicka den i sjön innan man förtöjde för lossning/lastning och ombordtagning av nytt kol.

I den nordvästra delen av Ulvsundasjön finns talrika indikationer på mudderdeponering. Bottnen har här en mycket oregelbunden struktur som sannolikt orsakats av tömningen av muddringspråmar på olika platser inom området. Rörledningar kan också iaktas på flera håll i Ulvsundasjön. En rad tydliga och ganska stora (några meter) ekon uppträder utanför Traneberg i östra Ulvsundasjön. Utifrån de tydliga svarta skuggorna kan man också konstatera att de sticker upp en eller annan meter ovanför botten. Troligt är att det är fråga om en rad av fästen för någon form av gammalt ledverk.

Många vrak av varierande storlekar upptäcktes i Ulvsundasjön. I den centrala delen av nordvästra Ulvsundasjön visade sonarplottet två något större vrak och strax utanför Huvudsta gård ligger ett ca 20 m långt vrak. Ytterligare ett vrak konstaterades västsydväst om Pampas Marina.

Sonarkarteringen visade att en stor del av bottenarean utgörs av mjukbottnar. I Ulvsundasjöns ytsediment är torrsubstanshalten i genomsnitt 17 % VS och glödningsförlusten ca 13 % TS. På station U14 och U17 är torrsubstanshalten påtagligt högre än på övriga stationer, vilket indikerar erosions- eller transportsediment. I Bällstavikens ytsediment är TS-halten på de två provtagna stationerna U8 och U9 14 respektive 21 % VS. Bilder på kärnorna visar att det inte är fråga om ackumulationsbottnar utan snarare transportbottnar.

Vid utskjutningen av sedimenten från kärnorna konstaterades kraftig oljelukt från samtliga stationer i Karlbergskanalen. Sedimentens utseende varierar en del, men på de flesta stationer utgörs de övre delarna av kärnorna av mörka, näst intill svarta, tämligen lösa sediment. Den förhållandevis höga TS-halten indikerar att det ingenstans i kanalen är fråga om utpräglade ackumulationsbottnar. Samtliga stationer uppvisar någorlunda höga glödförluster, vilket gör att dessa stationer kan karaktäriseras som transportbottnar och kan användas vid beskrivning av den nuvarande storskaliga föroreningssituationen.

Ulvsundasjöns, Bällstavikens och Karlbergskanalens bottnar är i många delområden tämligen omblandade genom mänsklig påverkan. Det är därför inte möjligt att utifrån sonarkartering i

kombination med sedimentprovtagning i djuptransekter från grunda områden mot djupare på vanligt sätt bestämma gränsen mellan ackumulation och erosion/transport. Sonarkarteringens resultat visar att Ulvsundasjöns botten huvudsakligen täcks av mjuka sediment. Utifrån denna information i kombination med djupinformation från sjökort och en detaljerad djupkarta över fjärden kan konstateras att gränsen mellan A-botten och E/T-botten i öppna Ulvsundasjön och Bällstaviken går vid ca 3 ± 1 m. I den grunda Karlbergskanalen gör omblandningen från båttrafiken att inga typiska A-botten förekommer här.

Koppar-, bly- och zinkhalterna uppvisar stor till mycket stor avvikelse från bakgrunden i Ulvsundasjön och Bällstaviken. Kvicksilver, kadmium och krom har tydlig till mycket stor avvikelse medan nickel, kobolt och arsenik har liten eller obetydlig avvikelse från bakgrundsvärdena. De flesta av de undersökta metallerna uppvisar de högsta värdena i Bällstaviken, vilket indikerar en hög tillförsel av dessa metaller främst via Bällstaån. Margretelundsvikens mynningsområde utmärker sig också med höga eller mycket höga värdena för de flesta av metallerna. I Karlbergskanalen uppvisar koppar, zink, bly och kvicksilver mycket stor avvikelse från bakgrunden. Även kadmium uppvisar klart förorenade förhållanden genom tydlig eller stor avvikelse. Halten av silver i Ulvsundasjön ligger kvar på samma höga halt som uppmättes 2013. Silverhalterna i Bällstaviken är högre än i Ulvsundasjön, men de högsta värdena noterades i Karlbergskanalen (200 gånger bakgrundsvärdet), vilket indikerar möjliga källor i Bällstaåns och Karlbergskanalens dräneringsområden.

sPAH11 uppvisar mycket höga halter i Ulvsundasjöns, Bällstavikens och Karlbergskanalens ytsediment i relation till de svenska bedömningsgrunderna. De enskilda kongenerna antracen och fluoranten uppvisar samma fördelningsbild som sPAH11 och halterna på de undersökta stationerna är mycket höga. Halterna vid mynningen av Margretelundsviken indikerar en betydande källa av såväl PAH-er som metaller. Halten av såväl sPAH11 som antracen och fluoranten är mycket höga på station U1 utanför Blekholmsterrassen, där extremt höga halter tidigare noterats. Trots att området vid U1 har muddrats 2003/2004 är dock sPAH11 fortfarande 13 gånger högre än klassgränsen mellan klass 4 och 5 i NV:s bedömningsgrunder. Antracen överskrider motsvarande klassgräns med en faktor 31 och fluoranten med en faktor 18.

Halten av TBT i öppna Ulvsundasjön varierar mellan 135 och 700 $\mu\text{g/kg TS}$ med ett medelvärde på 334 $\mu\text{g/kg TS}$ och är att karaktärisera som mycket hög i Ulvsundasjöns ytsediment med det högsta värdet på station U16 där såväl metaller som PAH-er uppvisar de högsta värdena. Det höga kravet på sedimentkvalitet vad gäller TBT medför att halterna i Karlbergskanalen överstiger gränsvärdet för god kemisk status med en faktor 30-130.

De särklassigt högsta halterna av sPCB7 noterades i Bällstavikens ytsediment med halter på mellan 580 och 1000 ng/g TS . Även i öppna Ulvsundasjöns och Karlbergskanalens ytsediment är halterna mycket höga och varierar mellan 130 och 560 ng/g TS . Halterna är sålunda mellan 4 och 29 gånger högre än klassgränsen mellan klass 4 och 5 i de svenska bedömningsgrunderna. Medelhalten i öppna Ulvsundasjöns ytsediment 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.

sPBDE är högst i Karlbergskanalen med avtagande halter ut i öppna Ulvsundasjön. Även i Bällstaviken är sPBDE-halterna högre än i Ulvsundasjön. Kongenern #209 (DeBDE) analyserades i halter som var ungefär 10-30 gånger högre än sPBDE och är enligt de nya

bedömningsgrunderna från NV att karaktärisera som mycket höga. Haltmönstren var likartade för sPBDE och #BDE209.

PFOS-halterna i fyra stationer från Ulvsundasjön, Bällstaviken och Karlbergskanalen ligger på mellan 1,5 och 2,4 ng/g TS, vilket är något lägre än vad som uppmättes i Magelungen. Detta kan jämföras med halterna i Halmsjön vid Arlanda där man fann 2008 PFOS-halter på 20-80 ng/g TS. I Norge har man ett riktvärde på 220 ng/g TS. I jämförelse med detta är halterna i Ulvsundasjön att betrakta som låga.

Endast en representativ sedimentkärna har analyserats i Ulvsundasjön. Bly- och kopparhalterna visar tydliga trender på minskande halter mot sedimentytan. Zinkhalterna har en mindre tydlig trend som karaktäriseras av något avtagande halter från ca 50 cm och upp mot 35-40 cm därefter ökande igen till ett pikvärde vid ca 25 cm. Där ovanför sjunker halterna igen och är i ytsedimentet ungefär lika högt som på 35-40 cm. Kvicksilver, kadmium och krom beskriver också minskande halter mot sedimentytan. Arsenik, nickel och kobolt minskar alla mot sedimentytan och uppvisar ingen eller obetydlig avvikelse från bakgrundsvärdena i ytsedimentet. Tillförseln av silver har under 2000-talet minskat substantiellt, vilket också stöds av haltprofilen av silver i Ulvsundasjön.

En jämförelse mellan haltprofilerna från vår undersökning och en studie som genomfördes för 20 år sedan visar på mycket likartade haltförlopp. Sedan 1997 har tydliga minskningar skett vad gäller bly- och kopparhalterna, medan zinkhalterna bara har minskat marginellt.

sPAH11, antracen och fluoranten beskriver likartade och karaktäristiska haltprofiler i alla de tre undersökta kärnorna. Genom hela kärnan är halterna att klassificera som mycket höga. Tydliga haltavtaganden sker stegvis och halterna är lägst i ytsedimenten.

Jämförelsen med PAH-er i kärnan från 1997 visar att haltprofilerna är något olika. Om man bortser från ett enskilt mycket högt värde på 30-35 cm sedimentdjup i kärnan från 1997 är huvudtrenden ett tydligt haltavtagande i de nedre delarna av båda kärnorna. Tydligt är också att ingen haltminskning skett i ytsedimenten under de senaste 20 åren.

Tributyltenn finns i mätbara halter i de övre ca 50 centimeterna av sedimentpelaren. Halterna i de djupare delarna är mindre än 0,5 – 1 ng/g TS. TBT-profilen karaktäriseras av tydlig ökning uppåt i kärnan och TBT-halterna når mycket höga pikvärden på 15-25 cm:s sedimentdjupdjup. Nedbrytningsprodukterna MBT och DBT uppvisar likartade haltprofiler som TBT, men vissa mindre skillnader finns i haltfördelningarna. Pikvärdena representerar sannolikt 1990-talet. Ovanför piken avtar halterna ned till ca 400 ng/g TS i ytsedimentet.

Halterna av sPCB7 i Ulvsundasjöns ytsediment är mycket höga. Halterna i de djupare delarna av sedimentpelaren är ännu högre och kan jämföras med klassgränsen mellan klass 4 och 5 i NV:s bedömningsgrunder som de överstiger med en faktor 12-20. Lika höga halter noterades i kärnan från 1997. Halten i ytsedimentet 1997 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.

PBDE har under senare delen av 1900-talet ersatt PCB som flamskyddsmedel. Halterna av sPBDE i Ulvsundasjön är ungefär 10 gånger högre än i Långsjön men av samma storleksordning som i Trekanten. Ingen halt uppmättes djupare än 30 cm, vilket indikerar att detta motsvarar tiden omkring 1970.

Kärnan U11 från Ulvsundasjön uppvisar på vissa nivåer tydliga lamineringar som har använts vid utarbetandet av en översiktlig tidsskala. Kärnan uppvisar dessutom tydliga tidstrender vad gäller metaller, organiska tennföreningar, sPCB7 och sPBDE. Detta i kombination med lamineringarna har gjort att en översiktlig datering har kunnat göras utifrån kända storskaliga generella tidstrender för dessa föroreningar. Sedimenttillväxten sedan 1970 har varit ca 30 cm, vilket innebär att den genomsnittliga årliga tillväxten sedan 1970 har varit 6,4 mm/år för sedimentkärnan U11. Likartade varvtjocklekar kan iaktas i den något omblandade nedre delen av kärnan från 30 cm nedtill kärnans totala längd 46 cm.

1 UPPDRAG OCH SYFTE

1.1 Beställare

Miljöförvaltningen
Stockholms Stad
Hillevi Virgin

1.2 Syfte

Syftet med de genomförda undersökningarna är:

- att inledningsvis i varje vattenområde genomföra en kartering av bottendynamiken med hjälp av side scan sonar och ekolod, dels för att avgöra var provtagningspunkterna lämpligen kan förläggas, dels för att identifiera eventuella främmande föremål på bottenarna.
- att genomföra yttäckande och representativa provtagningar av sediment i varierande antal punkter beroende på vattenområdets storlek, varav minst en sedimentkärna som är representativ för Ulvsundasjön.
- att analysera metaller och organiska miljögifter i ytsediment (0-2 cm), som representerar föroreningsbilden från de senaste åren.
- att analysera 10 skikt i en representativ sedimentkärna så att depositions hastigheten och den historiska föroreningsutvecklingen i sedimenten kan bestämmas.
- att sammanställa resultaten i en rapport som i text, med bilder och figurer beskriver föroreningssituationen i de olika vattenområdena.

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

- Ackumulationsbottenar (A-bottenar) är bottenar där finmaterial (medium silt, kornstorlek $< 6 \mu\text{m}$) deponeras kontinuerligt.
- Transportbottenar (T-bottenar) är bottenar med diskontinuerlig deposition av finmaterial, dvs. där perioder med ackumulation omväxlar med resuspensions- och transportperioder.
- Erosionsbottenar (E-bottenar) är bottenar där deposition av finmaterial ej sker.

1.3 Arbetsmoment

Arbetet har omfattat följande moment:

- Uppstartmöten
- Djupmätning
- Kartering med side scan sonar
- Upprättande av preliminär bottendynamisk karta som grundar sig på djupinformation och i fält insamlat material från side scan sonar och ekolod
- Provtagning av ytsediment från 17 stationer och sedimentkärnor från samma stationer för dokumentation av lagerföljder
- Provtagning av en representativ sedimentkärna för retrospektiv analys av historisk föroreningsutveckling
- Dokumentation av insamlade sedimentkärnor i laboratorium
- Provuttag på olika nivåer i lagerföljden
- Analys av prover (ytsediment samt djupprov i representativ sedimentkärna)
- Bearbetning och utvärdering av resultat
- Slutrapportering

1.4 Rapportens uppläggning

För att så klart och logiskt som möjligt redovisa för hur de olika studierna planerats och genomförts har rapporten disponerats så att Ulvsundasjön och Bällstaviken behandlas tillsammans i Kapitel 3. Karlbergskanalen redovisas separat i Kapitel 4.

Inledningsvis i rapporten redovisas:

- Uppdrag och syfte
- Gällande bedömningsgrunder för föroreningar

För varje vattenområde redovisas sedan följande:

- Områdesbeskrivning
- Kartering med side scan sonar
- Sedimentprovtagning
- Erhållna resultat som rör sedimentens sammansättning och struktur
- Bottendynamik och sedimentackumulation
- Geografisk spridning av föroreningar
- Historisk sedimentutveckling
- Datering av sedimentkärnor

I appendix återfinns följande:

- Bilaga 1 Material och metoder
- Bilaga 2 Protokoll inkluderande positioner och djup, fotografier av sedimentkärnor

2 BEDÖMNINGSGRUNDER

2.1 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 2018).

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 avvikelserna från jämförvärdet varierar för de olika grundämnena.

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

	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 Ulvsundasjöns, Karbergskanalens och Bällstavikens 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.

2.2 Bedömningsgrunder organiska miljögifter

Havs- och vattenmyndighetens riktlinjer för klassificering och miljökvalitetsnormer 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. När det gäller denna normering har vi valt att behandla Ulvsundasjön, Karlbergskanalen och Bällstaviken som ett och samma sjöområde. Medelkolhalten i ytsediment (0-2 cm) från samtliga ytsedimentstationer är 13,1 %, vilket leder till att gränsvärdet för antracen blir 63 µg/kg TS och för fluoranten 5240 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 miljökvalitet – Kust och hav. Den uppdaterade tabellen 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 båtottenfärger 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 båtottenfärger (Magnusson och Samuelsson, 2012).

För TBT anges i Havs- och vattenmyndighetens riktlinjer för klassificering och miljökvalitetsnormer 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 Ulvsundasjön, Karlbergskanalen och Bällstaviken är 13,1 %, vilket leder till att gränsvärdet blir 4,2 µg/kg TS.

Tabell 2 Fördelning av uppmätta halter organiska miljögifter i marina sediment i svenska havsområden och ekonomisk zon (µg/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	≥1,6
PCB 28		<0,066	0,066-0,30	0,30-1,3	≥1,3
PCB 52		<0,12	0,12-0,40	0,40-1,9	≥1,9
PCB 101	<0,10	0,10-0,34	0,34-1,1	1,1-5,5	≥5,5
PCB 118	<0,084	0,084-0,31	0,31-0,84	0,84-3,6	≥3,6
PCB 138	<0,21	0,21-0,67	0,67-2,0	2,0-9,1	≥9,1
PCB 153	<0,20	0,20-0,61	0,61-2,0	2,0-7,9	≥7,9
PCB 180	<0,081	0,081-0,29	0,29-0,90	0,90-4,9	≥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	≥0,36
β-HCH	<0,003	0,003-0,11	0,11-0,57	0,57-1,2	≥1,2
γ-HCH	<0,006	0,006-0,034	0,034-0,12	0,12-0,30	≥0,30
Summa HCH	<0,025	0,025-0,21	0,21-0,87	0,87-2,0	≥2,0
γ-klordan		<0,018	0,018-0,090	0,090-0,39	≥0,39
α-klordan		<0,006	0,006-0,082	0,082-0,30	≥0,30
trans-nonaklor		<0,021	0,021-0,088	0,088-0,30	≥0,30
Summa klordan		<0,063	0,063-0,27	0,27-0,81	≥0,81
p,p'-DDT		<0,019	0,019-0,29	0,29-2,0	≥2,0
p,p'-DDD	<0,029	0,029-0,32	0,32-1,7	1,7-5,3	≥5,3
p,p'-DDE	<0,057	0,057-0,32	0,32-1,2	1,2-3,6	≥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	≥0,37
PBDE 100			<0,041	0,041-0,14	≥0,14
PBDE 99		<0,047	0,047-0,13	0,13-0,47	≥0,47
PBDE 85			<0,15	0,15-0,55	≥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
monobutyltenn,		<1	1-10	10-20	≥20
dibutyltenn, DBT		<1	1-10	10-26	≥26
tributyltenn, TBT		<1	1-19	19-55	≥55

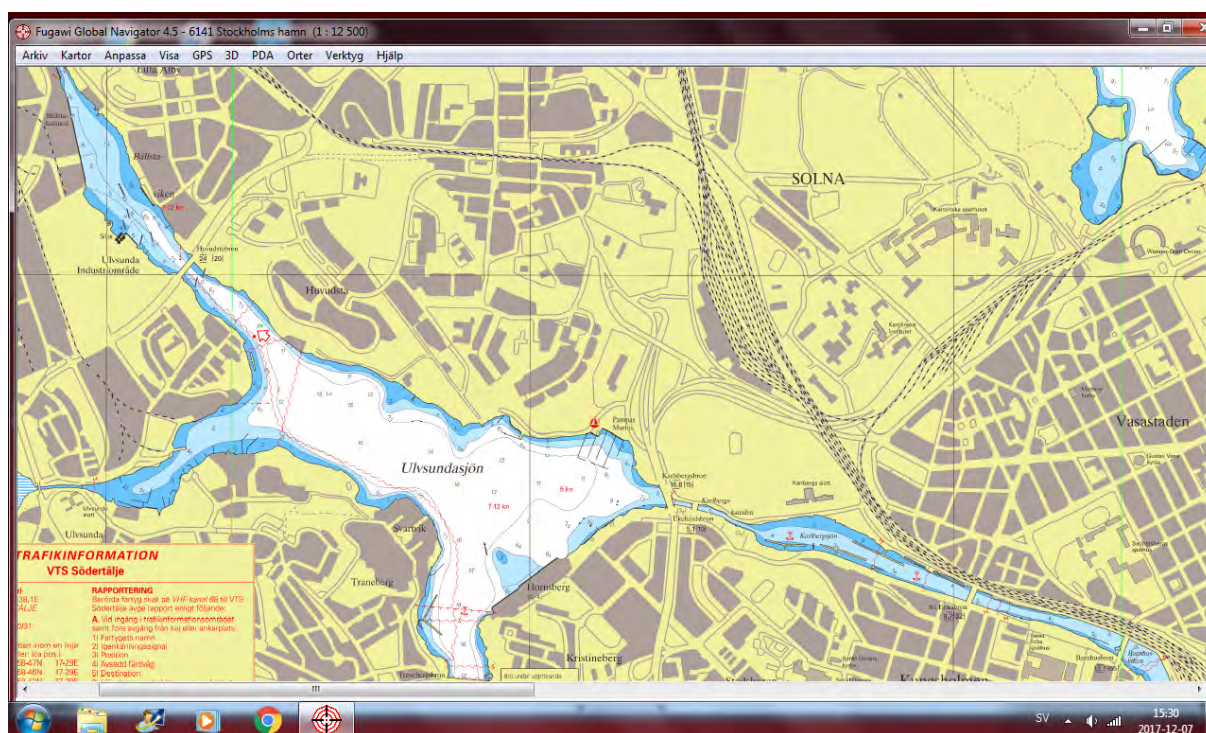
¹PAH M = fem PAH med medelhög molekylvikt

²PAH H = åtta PAH med hög molekylvikt

3 ULVSUNDASJÖN OCH BÄLLSTAVIKEN

3.1 Områdesbeskrivning

Det tekniska tillrinningsområdet till Mälaren/Ulvsundasjön (inkluderar Lillsjön men inte Bällstaån) yta är ca 1 600 ha (Pirard pers. medd.) och sjöytan är ca 150 ha (Miljöbarometern Stockholm). Sjövolymen är 11 Mm³ och den teoretiska omsättningstiden är svår att beräkna pga. vattenutbyte med Mälaren. Djupförhållandena i Ulvsundasjön har tidigare karterats av Sjöfartsverket (Fig. 1) och av Myrica så sent som 1999. Största uppmätta djupet är ca 16 m och medeldjupet ca 7,4 m.



Figur 1 Sjökortsutdrag Bällstaviken, Ulvsundasjön och Karlbergskanalen (Sjökort 6141).

Ulvsundasjön står i förbindelse med Karlbergskanalen i öster och, via Margaretelundsviken, med Lillsjön i väster. Huvudtillflödet till Ulvsundasjön är Bällstaån, som mynnar i den inre delen av Bällstaviken. Förutom tilloppet från Bällstaån kan sjön få tillförsel av vatten via Tranebergssund i samband med högt vattenstånd i Mälaren. Flödet från Bällstaån består huvudsakligen av dagvatten, från bl.a. industriområden, villaområden och Solvalla travbana. Runt Bällstaviken-Ulvsundasjön finns strandpromenader, fritidsbåtshamnar, bad och goda förutsättningar för fiske.

Bällstaviken-Ulvsundasjön har ett större tillrinningsområde än någon annan sjö eller vik i Stockholm. Det sträcker sig från Jakobsberg till Solna och Sundbyberg och omfattar en stor del av nordvästra Stockholm med bl.a. Tensta och Rinkeby, Bromma flygfält samt delar av

Kungsholmen och Ulvsunda. Den totala ytan är ca 5100 ha. 3600 ha avvattnas av Bällstaån, som mynnar i den inre delen av Bällstaviken.

En hel del miljöfarliga verksamheter finns inom tillrinningsområdet bl. a. Bromma flygplats och verksamheter i Ulvsunda industriområde. Ett antal båtklubbar har sina hemmahamnar runt sjön och vid Margretelundsviken finns Margretelundsväret som funnits sedan 1920-talet. Marken vid Margretelundsväret, klassat som miljöfarlig verksamhet, innehåller förhöjda metallhalter av främst bly, koppar, zink och kvicksilver. På motsatta sidan av viken finns en industrifastighet, kvarteret Lyftkranen, där bl.a. stenkolsmjöla, olika oljefraktioner och tungmetaller hanterats från omkring 1920 till slutet av 1980-talet.

I sedimenten har höga halter av kvicksilver och koppar noterats och måttligt höga halter av kadmium, bly, krom, zink och nickel. Av organiska miljögifter påträffas mycket höga halter av PAH och PCB.

3.2 Djupkartering

Området är karterat tidigare dels via Sjöfartsverkets sjökort 6141 och djupmätning av Myrica AB 1999 (Myrica 1999). Av denna anledning utförde inte vi någon djupmätning.

3.3 Kartering med side scan sonar

Sonarkarteringen genomfördes den 7 september 2017 inom navigeringsbara delar av Ulvsundasjön och Bällstaviken längs 4 transekter av varierande längd (Fig. 2). Provtagningsbåten's fart under karteringen var 4-5 knop. Sonarens svepvidd var normalt 2x100 m och sonarfisken bogserades på ett djup av 2-3 m. Det breda omväxlande mörka/ljusa området i mitten på varje transekt representerar en blind sektor rakt under fisken. Ju bredare den blinda sektorn är desto större är vattendjupet.

I översikten 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 kan man gratis ladda ned programvaran DeepView FV från www.deepvision.se.

Undersökningen visade på en stor mängd ekon förorsakade av mänsklig aktivitet av olika slag som t.ex. muddertippningsplatser, rörledningar, vrak etc.



Figur 2 Sonaröversikt över Ulvsundasjön och Bällstaviken.

3.1.3.1 Iakttagelser från sonarunderlaget

I detta avsnitt görs en genomgång av speciella iakttagelser som gjorts från sonarplotten. Dessa har även bl.a. använts som underlag för att ta fram en bottendynamisk karta (Avsnitt 3.1.7).

En stor mängd iakttagelser kan göras beträffande bottenformationer etc. utifrån side scan sonar-underlaget. Alla dessa speciella företeelser kan med fördel studeras genom systematisk genomgång av de enskilda sonar-filerna. I det följande nämns endast några mycket påtagliga iakttagelser som gjorts utifrån sonarplotten.

3.1.3.1.1 Översiktligt

En stor del av bottenarean utgörs av mjukbottnar. Detta framgår av att de största arealerna visar en mörkt brun kulör. Ljusare partier indikerar hårdare, och därmed ofta, grundare bottnar. Bandet i mitten på transekten ligger rakt under sonaren och representerar ljudets gång genom den fria vattenmassan och utgör på detta vis en ”blind” sektor under sonarfisken.

I Figur 3 syns tydligt fjäderformade omväxlande ljusa och mörka band som sträcker sig från Tranebergsbron och in emot den nordvästra delen av Hornsberg och in emot Karlbergskanalen. Dessa spår är sannolikt genererade av fartyg som passerat igenom Ulvsundasjön.

På 1930-talet ersatte Hornsberg Söder Mälarstrand som den stora hamnen och upplaget för grus och sand (Stockholms Hamnars hemsida). År 1932 startade AB Betongindustri en betongfabrik i Hornsberg. I samband med att denna startade, etablerade Sand & Grus AB Jehander en grus- och sandterminal här. Den stod dels för råvaruleveranser till betongfabriken, dels för leveranser av sand och grus till olika byggen i Stockholm. Råvarorna transporterades med pråmar från grustagen på Ekerö. År 1991 stängdes betongfabriken, men fem år senare sattes en mobil betongstation upp i Hornsberg. År 2000 stängdes dock Hornsbergsterminalen för gott och här har nu ett nytt bostadsområde vuxit fram.



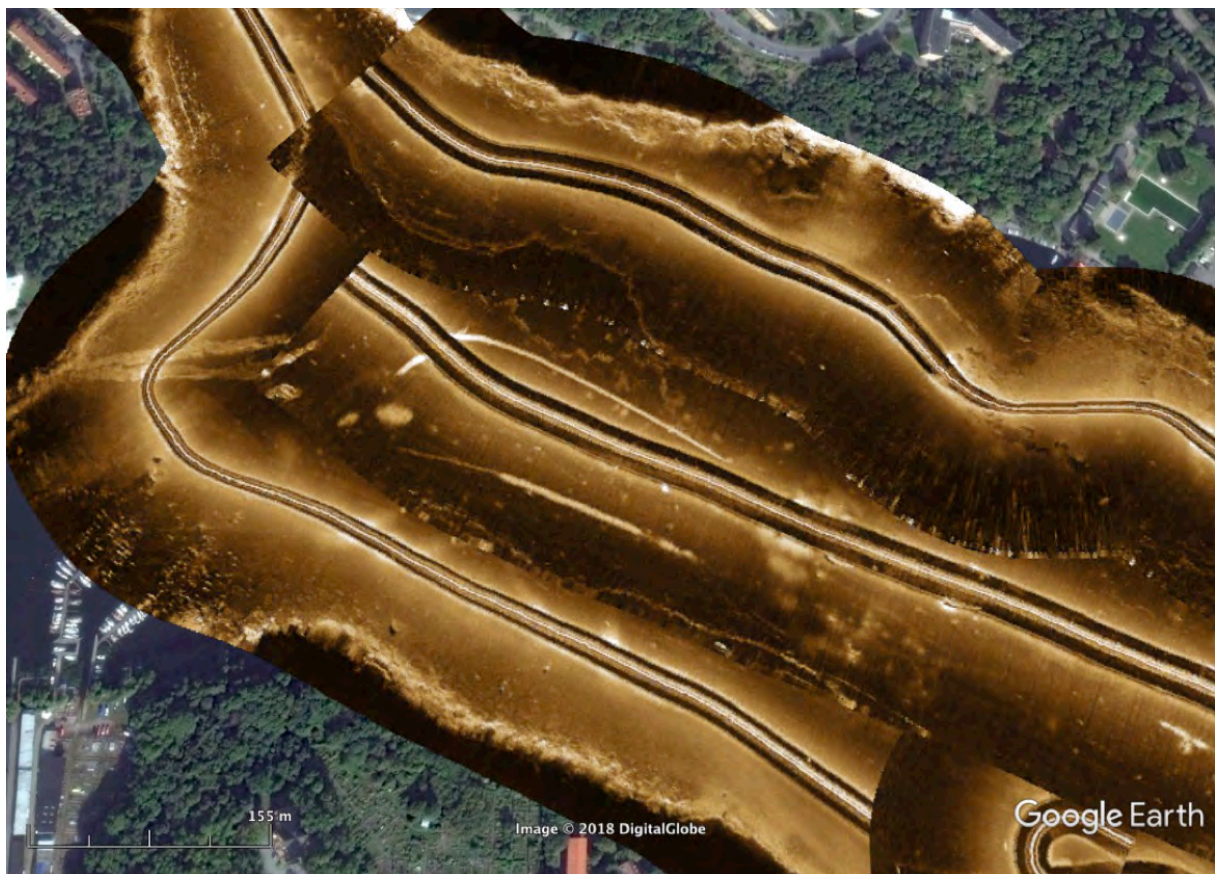
Figur 3 Sonarplott över östra Ulvsundasjön.

De tydliga svängda spåren i sydvästra Ulvsundasjön härrör sannolikt från tiden när djupt nedlastade grusbåtar passerade in till Hornsbergsterminalen. Strukturerna har sannolikt uppkommit genom en kombination av 1/ sand- och grustapp från båtarna 2/ dumpning av

slagg från ångpannor och 3/ från tryckvågor som alstras av fartygen. Det mjuka finkorniga materialet spolats bort och kvar blir ett hårdare material som ger en starkare akustisk reflektion och därför tydligt syns som svängda ljusare linjer.

Vid sedimentprovtagningen i detta område var det mycket svårt att få sedimenthämtern att stänga. Oftast satt sand/grus eller slagg i stängningsanordningen för Geminihämtern, vilket omintetgjorde provtagning med denna typ av hämtare. Slagg som härrör från ångpannor på fartyg har noterats på många ställen i sediment i Stockholmsområdet. Under ångfartygsepoken var det normal rutin att rengöra eldstäderna från stenkolsslaggen och skicka den i sjön innan man förtöjde för lossning/lastning och ombordtagning av nytt kol.

I den nordvästra delen av Ulvsundasjön finns talrika indikationer på mudderdeponering (Fig. 4). Tydliga muddertippningsplatser kan iakttas som runda ljusa fläckar av 10-30 meters utbredning i den västligaste delen av bassängen. Botten har här en mycket oregelbunden struktur som sannolikt orsakats av tömningen av muddringspråmar på olika platser inom området.

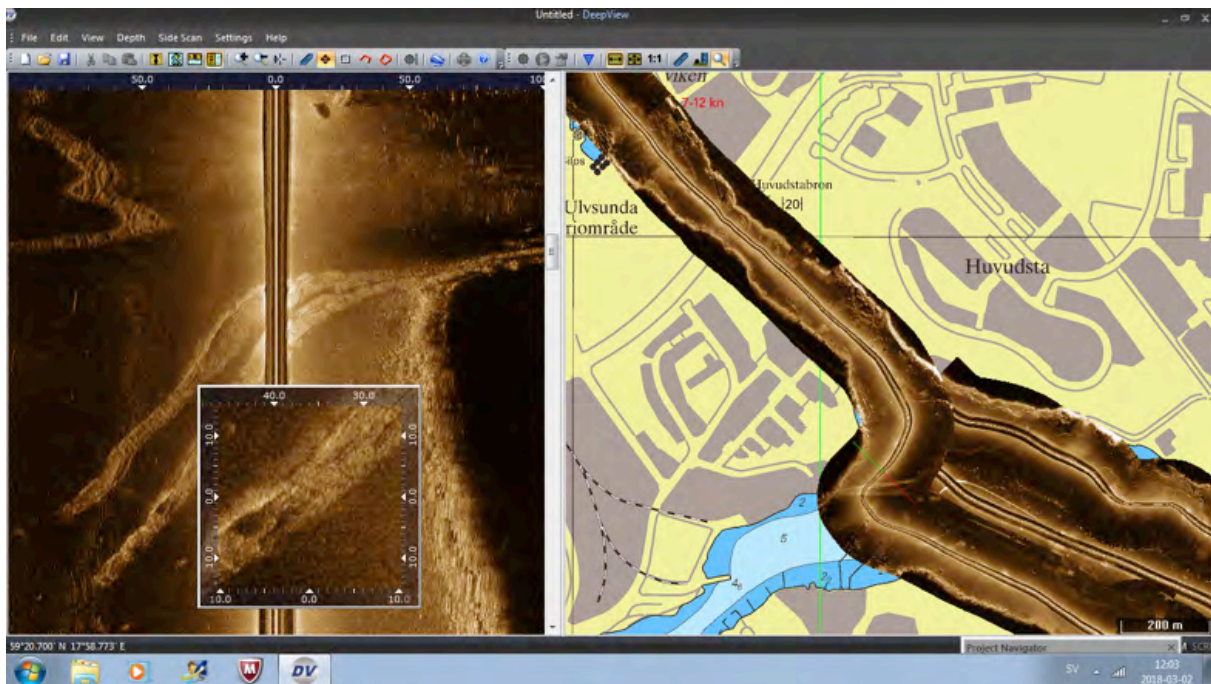


Figur 4 Sonarplott över västra Ulvsundasjön.

3.1.3.1.2 Detaljer

3.1.3.1.2.1 Rörledningar

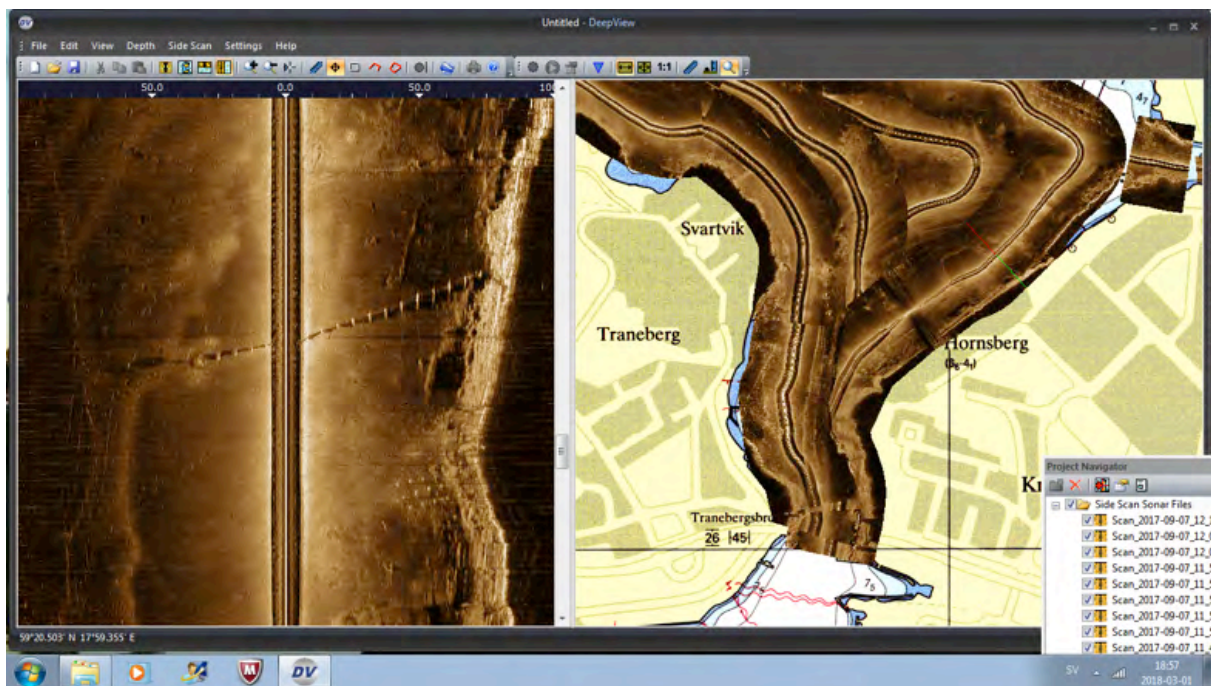
Rörledningar kan iakttas på flera håll i Ulvsundasjön. Från den norra stranden vid Margretelundsvikens mynning finns två spår som sannolikt härrör från två ”nedspolade” rörledningar (Fig. 5). I sjökortet finns symboler för rörledning på denna plats.



Figur 5 Detaljbild från nordvästra Ullsundasjön visande rörledningar ut från Margretelundsvikens mynning.

Den vänstra delen av figuren visar sonarplottet i detalj. Den mindre fyrkanten är en uppförstoring av en del av sonarplottet till vänster. Bilden är ytriktig och fartyget har gått nedifrån i bild och uppåt och det mörka spåret i mitten ligger rakt under sonarfisken. Det representerar en blind sektor rakt under fisken. Skalan i meter ut åt sidan återfinns i plottets övre del och visar avståndet från fartyget i sidled, i detta fall max 100 m styrbord och babord. Rutan i sonarplottet till vänster är en uppförstoring (2 ggr) av plottet. Den högra delen av bilden visar sonarplotten inlagda i sjökortet. Uppförstoringssnittet representeras av ett grönt/rött streck snett upp till vänster och visar positionen för sonarplottet till vänster. Detta streck visar babord i den röda halvan och styrbord i den gröna. Denna typ av streck finns i alla sonarfigurerna nedan, men kan vara svår att hitta. Prova med att förstora texten till 500 % så brukar det gå att hitta var linjen går.

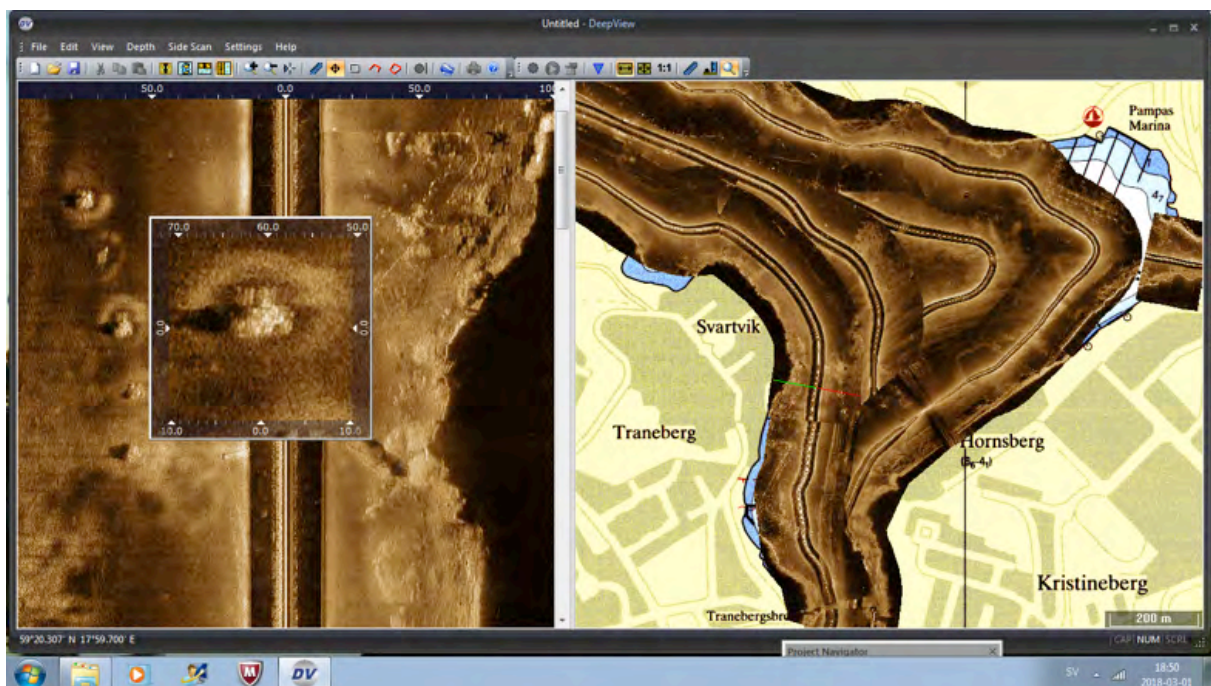
I figur 6 visas en detaljbild från östra Ullsundasjön visande dagvattenledningar ut från Hornsberg. Rören sticker upp en bit ovanför botten, vilket framgår av den mörka skuggan vid sidan av ledningen. På samma sätt som solstrålarna ger skugga på land ger de uppstickande rören en akustisk skugga på botten. Man kan även tydligt se förankringspunkterna på ungefär 5 meters avstånd mellan tyngderna längs ledningen.



Figur 6 Detaljbild från östra Ulvsundasjön visande dagvattenledningar ut från Hornsberg.

3.1.3.1.2.2 Rad av ekon

En rad tydliga och ganska stora (några meter) ekon uppträder utanför Traneberg i östra Ulvsundasjön (Fig. 7). Utifrån de tydliga svarta skuggorna kan man också konstatera att de sticker upp en eller annan meter ovanför botten. Vad det är för något är svårt att svara på

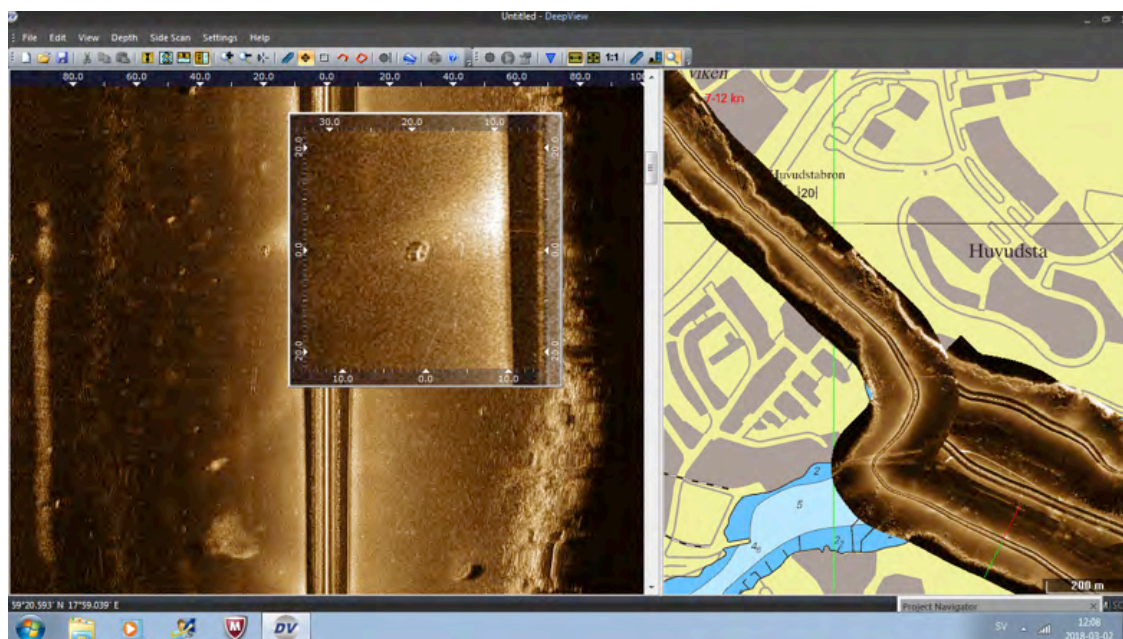


Figur 7 Detaljbild från östra Ulvsundasjön visande en rad av ekon utanför Traneberg.

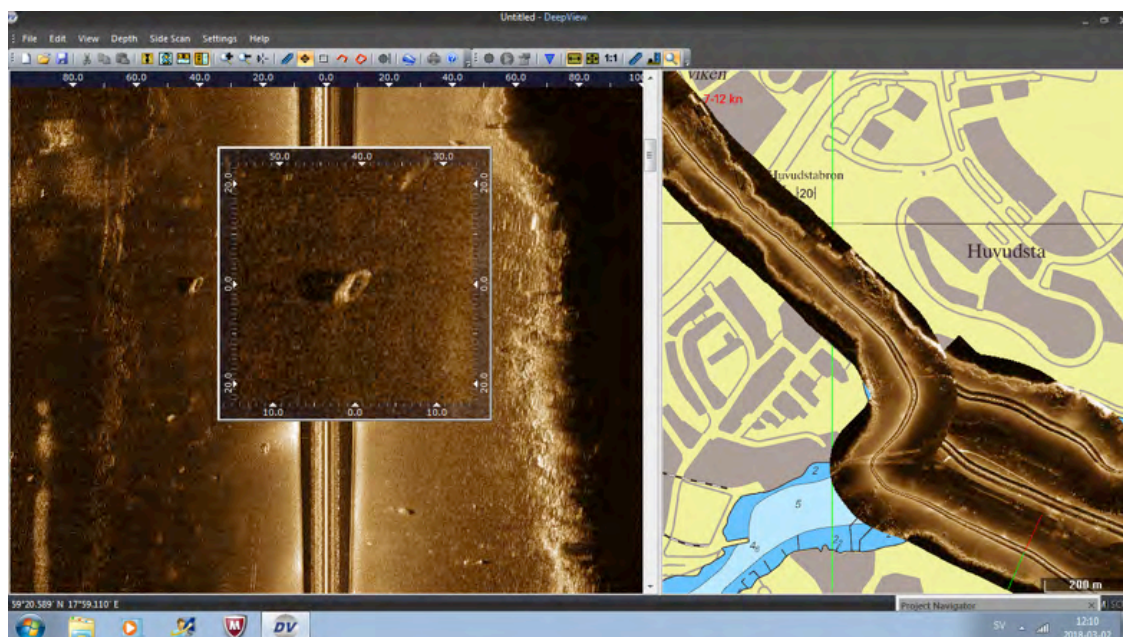
utan en noggrannare scanning. Det troliga är att det är fråga om en rad av fästen för någon form av gammalt ledverk.

3.1.3.1.2.3 Vrak

Många vrak av varierande storlekar upptäcktes i Ulvsundasjön. Endast några visas i avsnittet nedan. I östra Ulvsundasjön noterades ett litet (ca 3 m) vrak (Fig. 8) utanför Missionsvägen i Ulvsunda. I samma område upptäcktes även ett något större (ca 6 m) vrak (Fig. 9).

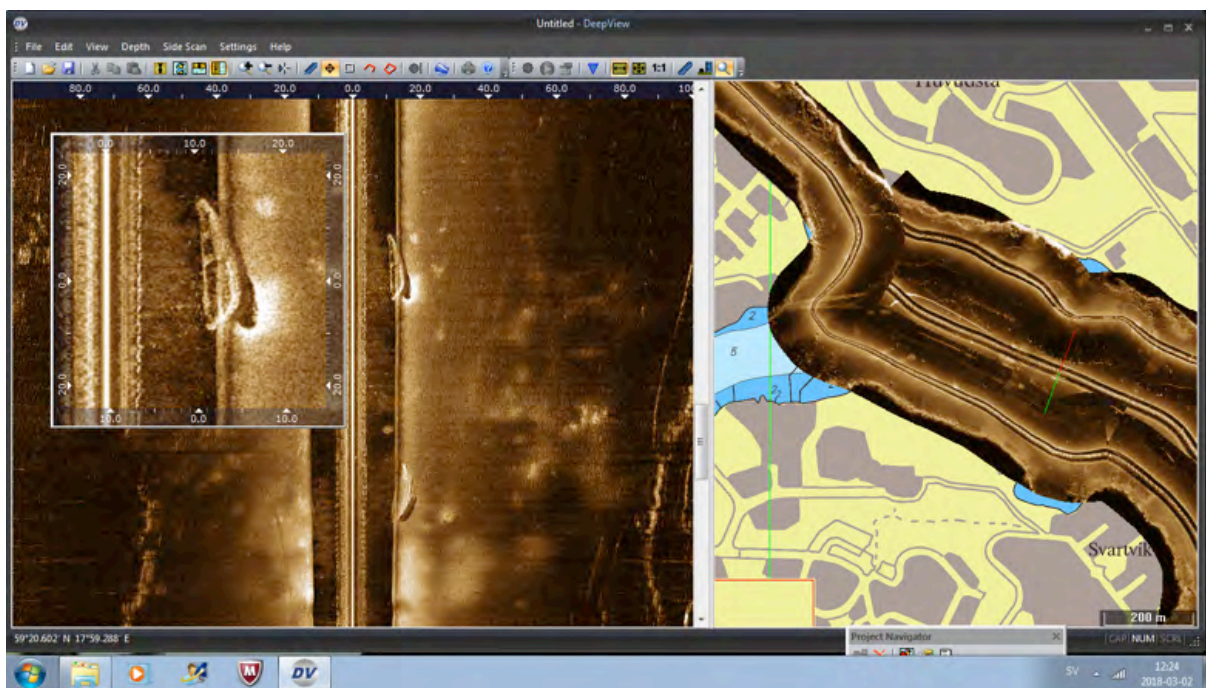


Figur 8 Detaljbild från östra Ulvsundasjön visande ett litet (ca 3 m) vrak utanför Missionsvägen i Ulvsunda.



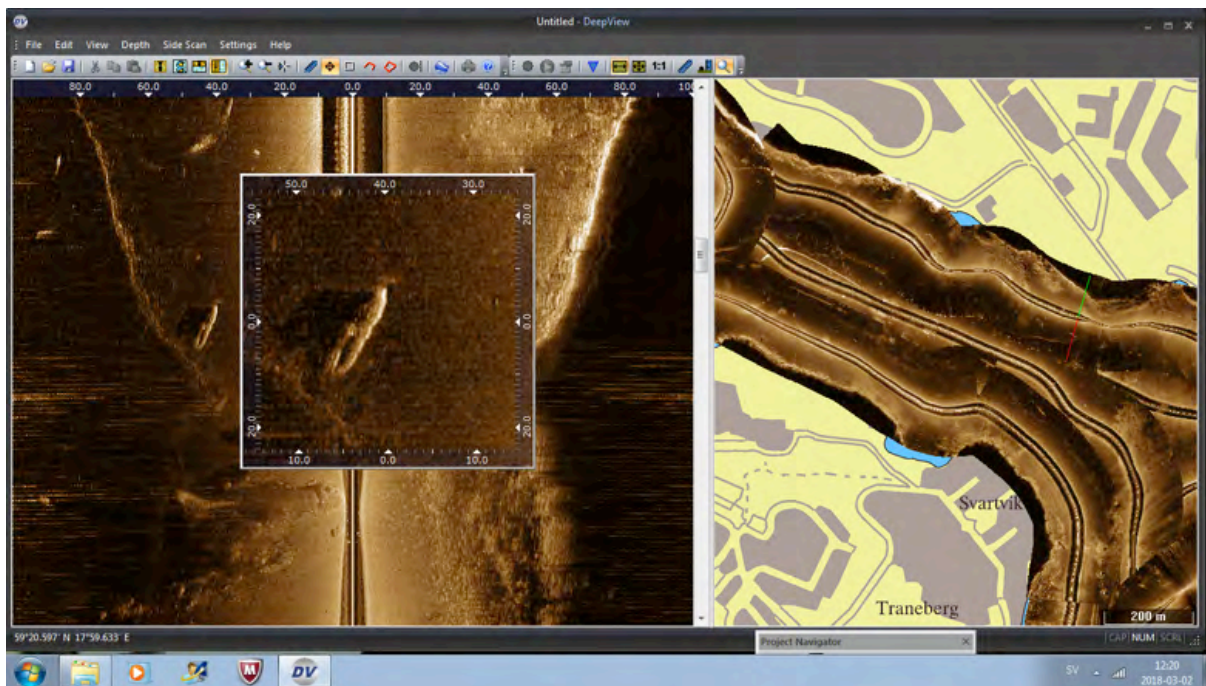
Figur 9 Detaljbild från östra Ulvsundasjön visande ytterligare ett mindre (ca 6 m) vrak utanför Missionsvägen i Ulvsunda.

I den centrala delen av nordvästra Ulvsundasjön visade sonarplottet två något större (12-15 m) vrak nästan rakt under sonaren (Fig. 10).

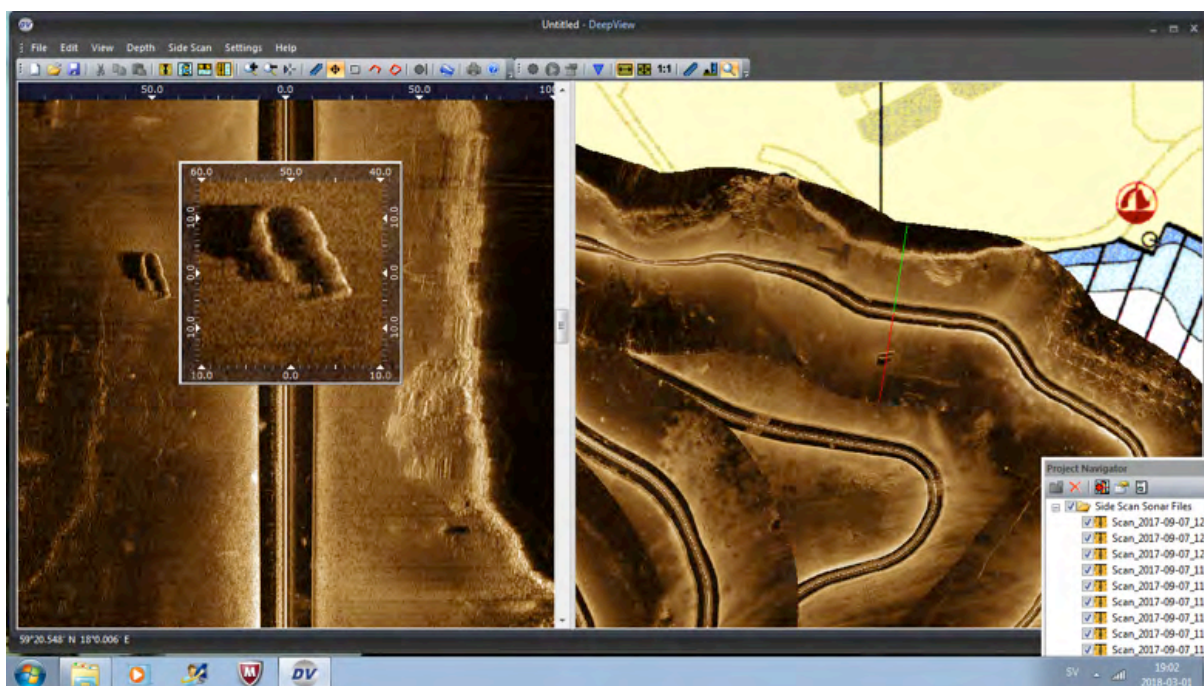


Figur 10 Detaljbild från centrala Ulvsundasjön visande två vrak nästan rakt under sonaren.

Strax utanför Huvudsta gård på 10-12 meters djup ligger ett ca 20 m långt vrak (Fig. 11). Ytterligare ett vrak konstaterades västsydväst om Pampas Marina (Fig. 12).

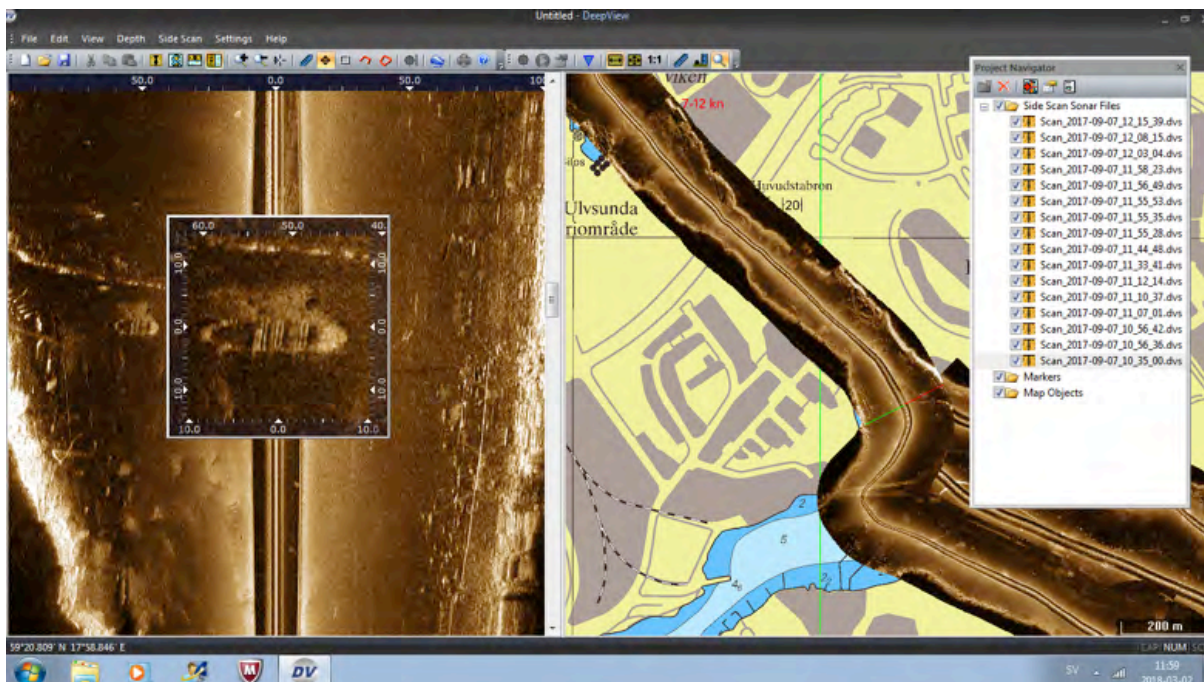


Figur 11 Detaljbild från nordöstra Ulvsundasjön visande ett större (ca 20 m) vrak utanför Huvudsta Gård.



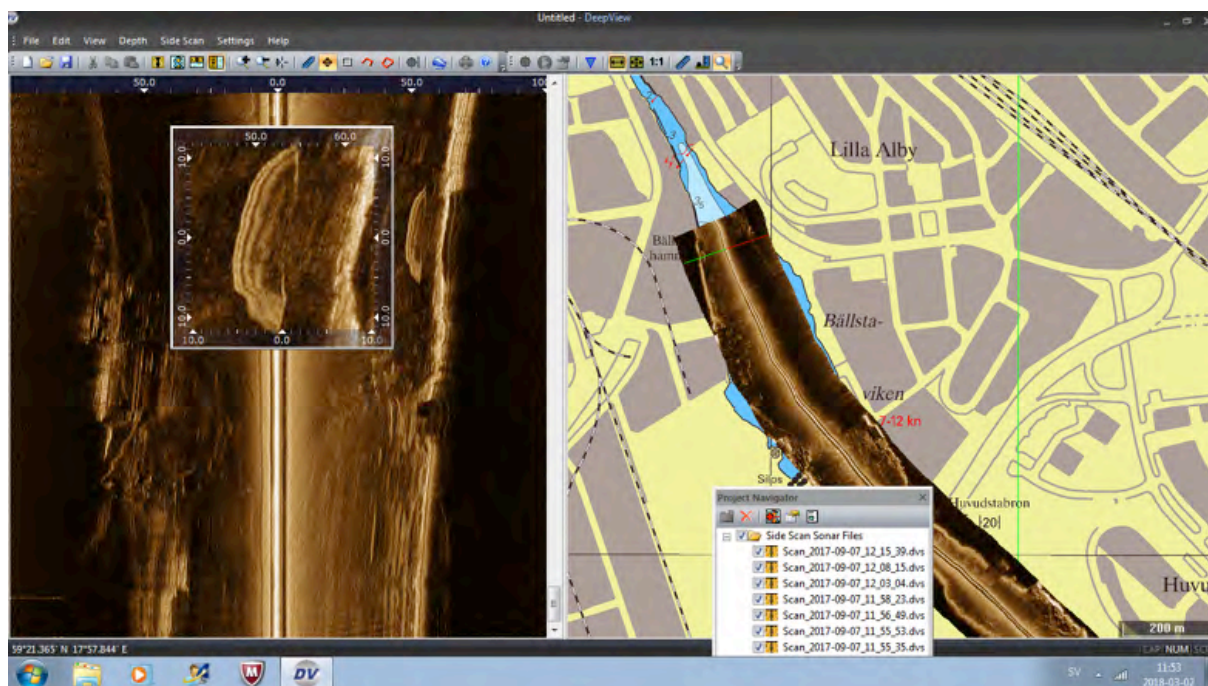
Figur 12 Detaljbild från nordöstra Ulvsundasjön visande del av ett vrak sydväst om Pampas Marina. Notera även raderna av ekon vid marinan.

I mynningen till Bällstaviken ligger ett vrak av 13-14 meters längd (Fig. 13) på ca 10 meters djup.



Figur 13 Detaljbild från mynningen av Bällstaviken i Ulvsundasjön visande ett vrak på ca 10 meters djup utanför Huvudsta Strand.

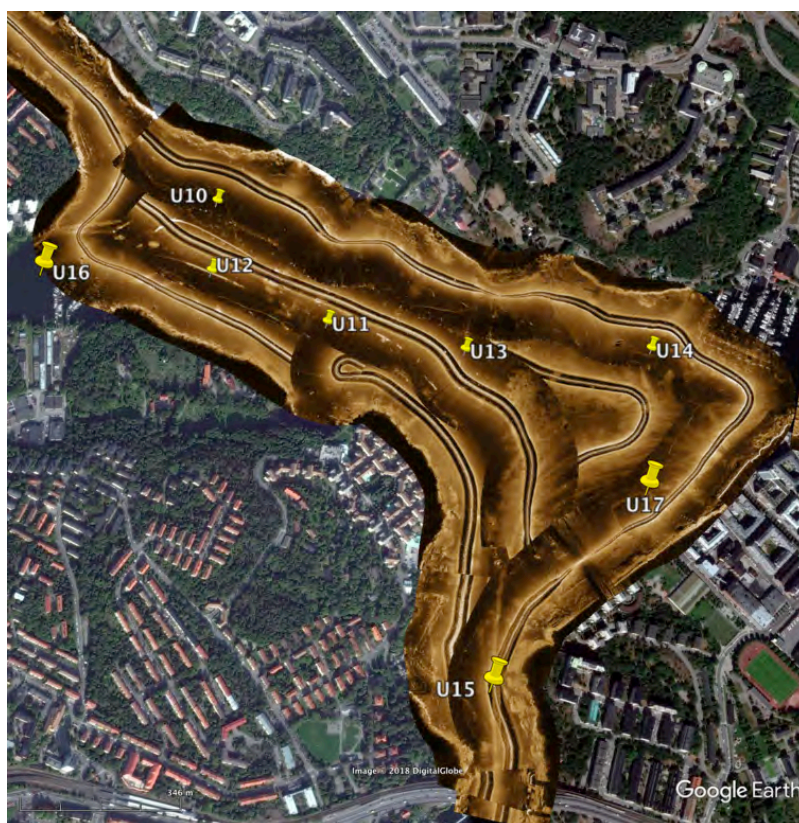
I den inre delen av Bällstaviken vid kajen mot Ekesjö byggvaruhus ses ett eko av en fartygssida med en längd av 25-30 m (Fig. 14).



Figur 14 Detaljbild från den inre västra delen av Bällstaviken visande ett fartyg vid kajen utanför Ekesjö byggvaruhus.

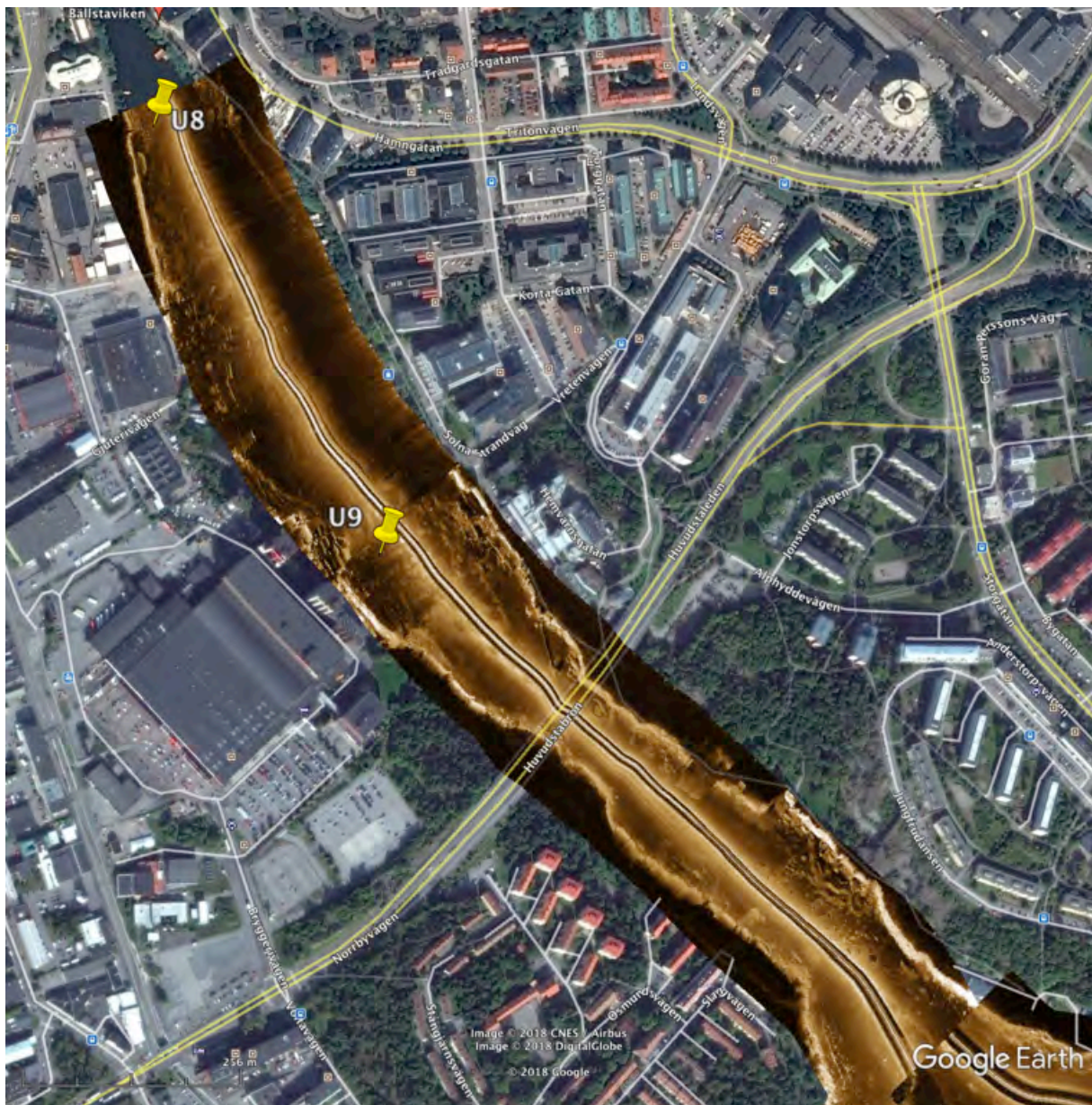
3.1.4 Sedimentprovtagning

Sedimentprovtagning genomfördes den 7 september 2017 på 7 stationer i Ulvsundasjön



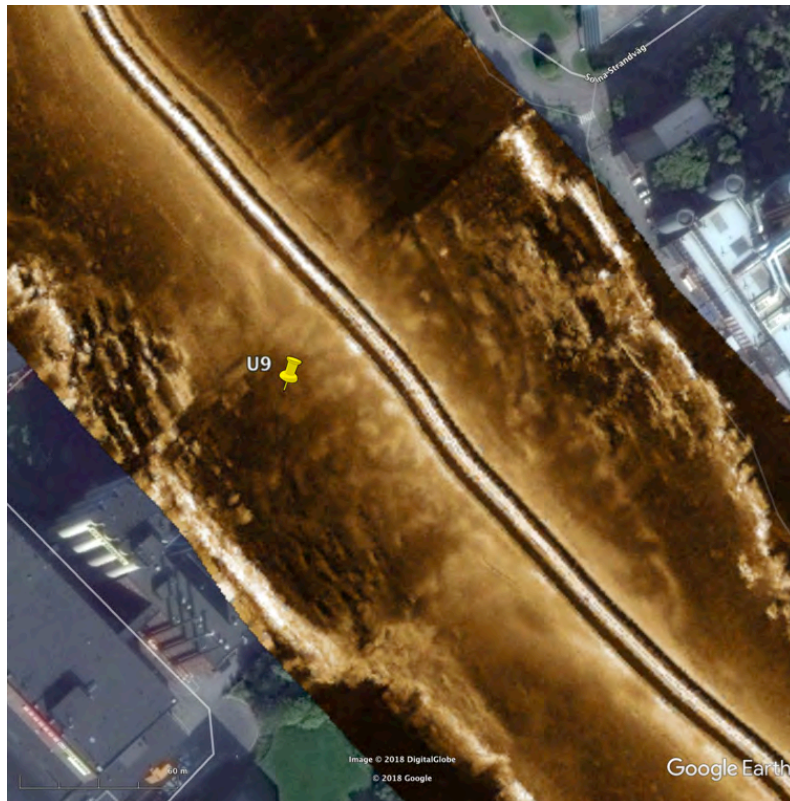
Figur 15 Google Earth-bild över Ulvsundasjön med sedimentprovstationerna inlagda.

(Fig. 15) och Bällstaviken (Fig. 16) efter genomförd sonarkartering. En kompletterande provtagning genomfördes på tre stationer den 4 oktober 2017.



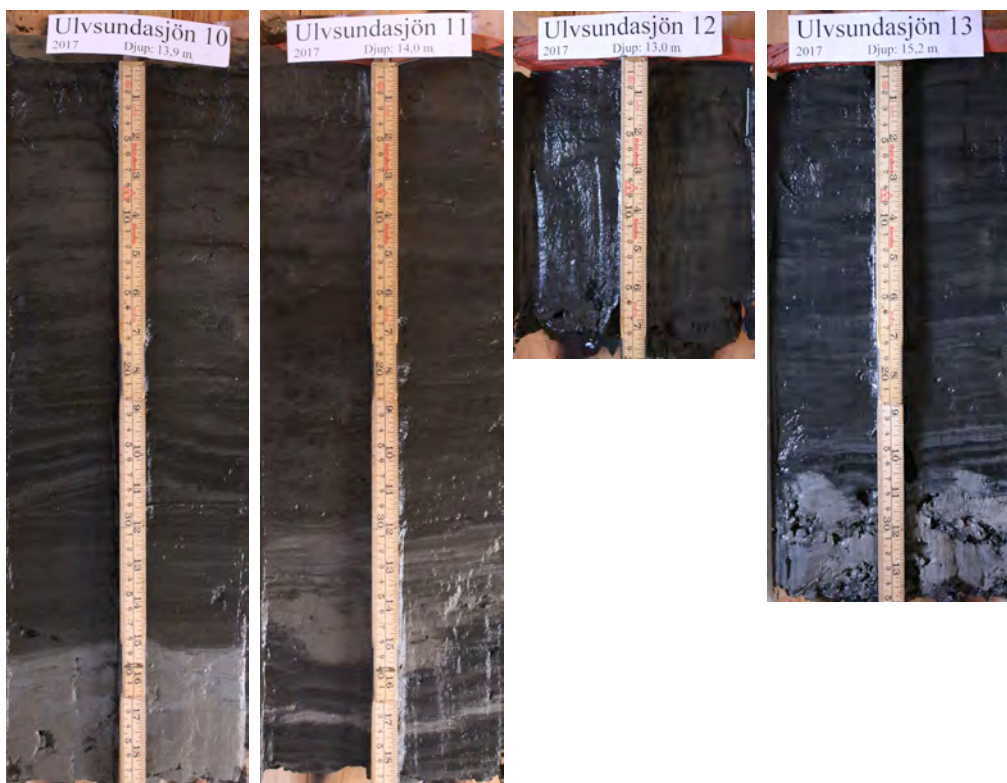
Figur 16 Google Earth-bild över Bällstaviken med sedimentprovstationerna inlagda.

I figur 17 visas en uppförstoring av sonarplottet i närheten av station U9. Det är uppenbart att platsen där U9 är tagen har muddrats för inte alltför länge sedan. Botten är tydligt fördjupad in till kajen och den är omväxlande ljus och mörk, vilket antyder att det finns både hårt och mjukt material i ytan.



Figur 17 Bottenförhållanden i närheten av provtagningsstationen U9 i Bällstaviken.

3.1.5 Sedimentkärnor



Figur 18 Fyra sedimentkärnor från Ulvsundasjön.

Tydliga lamineringar finns i de nedre delarna av kärnorna U10, U11, U12 och U13 (Fig. 18). De nedre delarna karaktäriseras av mycket tydliga omväxlande mörka och mycket ljusa varvstrukturer. Den ljusa grundtonen beror sannolikt på den vid denna tid intensiva muddrings- och muddertippningsaktiviteten i Ulvsundasjön. Djupare än 25-40 cm i kärnorna syns tydligt spåren av detta.

Bilderna på kärnorna U8 och U9 från Bällstaviken (Fig. 19) visar att det inte är fråga om ackumulationsbottnar utan snarare transportbottnar. I de övre 1-4 cm ser man ett sannolikt recent sedimentmaterial som överlagrar en fast lergyttja/gyttjelera.



Figur 19 Två sedimentkärnor från Bällstaviken.

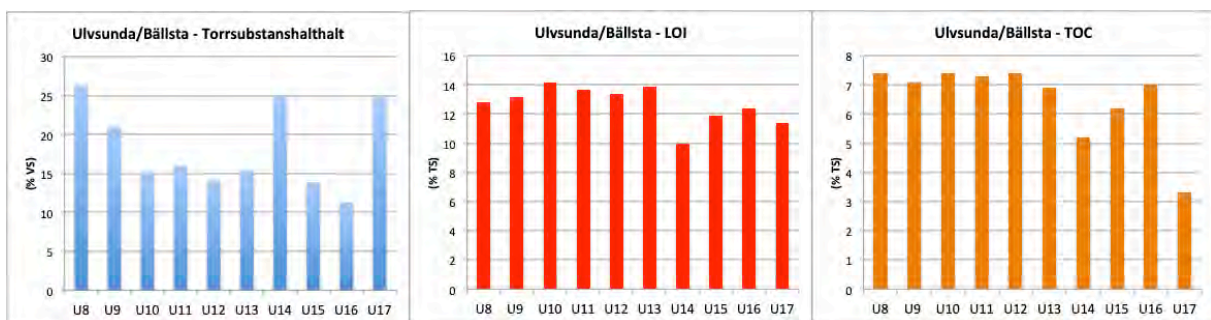
3.1.6 Torrsubstanshalt och organisk halt

Vattenhalt och glödförlust 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 torrsubstanshalten (TS) i ytsediment bör vara < 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 postglacialleror, visar att A-bottnar uppträder med LOI-halter ända ned mot 5 %.

I Ulvsundasjöns ytsediment (0-2 cm; Fig. 20) är torrsubstanshalten i genomsnitt 17,0 % VS och glödningsförlusten 12,6 % TS. På station U14 och U17 är torrsubstanshalten påtagligt högre (ca 25 % VS) än på övriga stationer, vilket indikerar erosions- eller transportsediment. I fältprotokollet för U14 noterades följande: "Försökt ta Geminihugg 5 ggr utan att lyckas. Ponar-provtagningen visat på mycket slagg i sedimentet. Endast ytsediment taget." I fältprotokollet för U17 noterades följande: "Överst ca 5 cm recent material ovanpå siltigt lager. Endast ytsediment taget." Båda dessa stationer uppvisar tämligen hög organisk halt

(LOI ≥ 10 % TS). Detta i kombination med torrsubstanshalterna gör att dessa stationer kan karaktäriseras som transportbottnar. De kan dock användas vid beskrivning av den storskaliga föroreningsituationen. Detsamma gäller för U15 där förekomst av slagg ointetgjort provtagning av sedimentkärna varför endast ytsediment tagits på denna station (Se Bilaga 2). Vid provtagningen av U16 noterades följande: ”10 cm löst recent material, därunder glaciallera. Endast ytsediment taget.” Även denna station är sålunda att karaktäriseras som transportbotten, alternativt att den underliggande glacialleran härrör från en tidigare dumpning i området. Den kan i alla fall användas för den recenta föroreningsbeskrivningen.

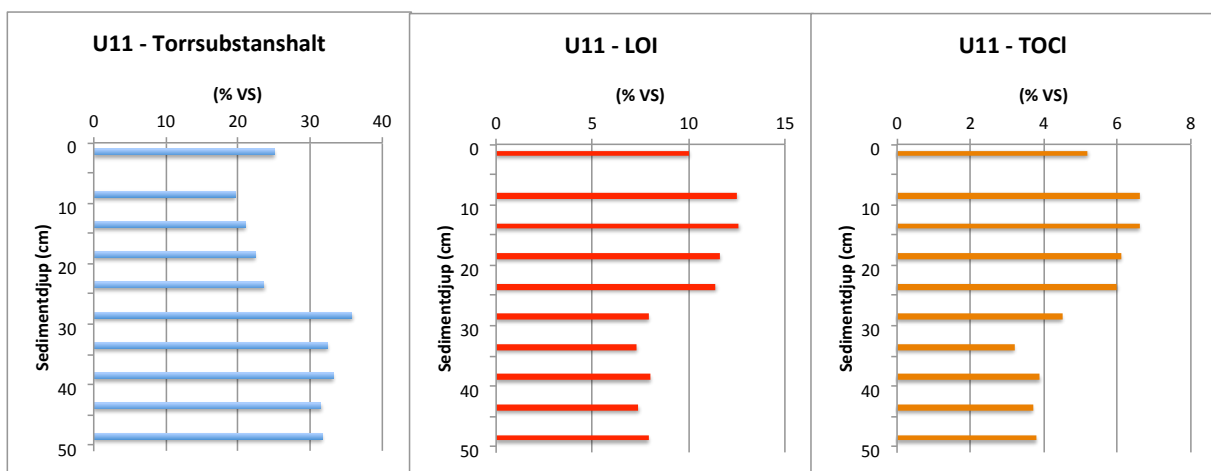
Glödförlusten i öppna Ulvsundasjöns ytsediment är en faktor 2,0 högre än TOC. Persson och Jonsson (2000) fann utifrån ett stort empiriskt underlag ($n = 298$) att förhållandet mellan LOI:TOC i nordvästra Egentliga Östersjöns utsjöområden är ungefär 2,2, vilket är något högre än i Ulvsundasjön.



Figur 20 Torrsustanshalt, glödförlust (LOI) och totalt organiskt kol (TOC) i ytsediment (0-2 cm) från Ulvsundasjön.

I Bällstavikens ytsediment är TS-halten på de två provtagna stationerna U8 och U9 26,4 respektive 21,0 % VS (Fig. 20). TOC-halten är ungefär lika hög på båda stationerna och de ligger i paritet med öppna Ulvsundasjön. Halterna av föroreningar i ytsedimenten från U8 och U9 är höga vilket tyder på att de kan karaktäriseras som transportbottnar.

Profilen av TS, LOI och TOC i sedimentkärnan U11 (Fig. 21) visar att även denna kärna är tagen från en störd botten. I de övre knappt 30 centimeterna indikerar kärnan en god



Figur 21 Torrsustanshalt, glödförlust (LOI) och totalt organiskt kol (TOC) i kärnan U11 från Ulvsundasjön.

ackumulationsbotten. Från ca 30 cm och nedåt ökar torrsubstanshalten påtagligt, samtidigt som den organiska halten minskar. Även sedimentpelarens utseende (Jfr Fig. 18) förändras påtagligt vid ca 30 cm. De översta 30 centimeterna kan dock användas för att beskriva föroreningshistoriken i Ulvsundasjön de senaste decennierna.

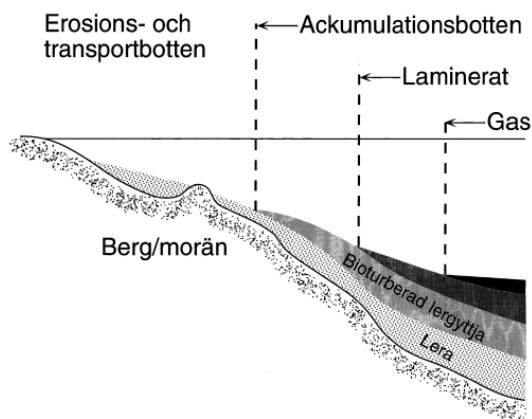
3.1.7 Bottendynamik

Omsättningen och depositionen av finmaterial i akvatiska miljöer är en av nyckelfaktorerna i ekologiska sammanhang eftersom finmaterialet har stor inverkan på såväl funktionen som karaktären hos ett akvatiskt ekosystem. Då man definierar fördelningen mellan olika botten typer (=bottendynamiska förhållanden) utgår man från det mest lätttrörliga finmaterialet (med partikelstorlek < 0,006 mm, eller medium silt), som också är viktigt i ekologiska sammanhang eftersom det generellt har stor förmåga att binda olika typer av föroreningar (Håkanson and Jansson, 1983). För att på ett tillfredsställande sätt genomföra sedimentundersökningar i en fjärd fordras kännedom om vilka bottendynamiska förhållanden som råder på platsen.

Den viktigaste drivande kraften som avgör vid vilka djup olika botten typer uppträder är vinden. Den sträcka som vinden fritt kan påverka vågbildningen kallas för "fetch". Ju längre fetch, desto högre blir vågorna och desto djupare ligger vågbasen. Vågbasen är det djup till vilket vattenvågor på ytan ger upphov till turbulens djupare ned i vattenmassan. Den är av avgörande betydelse för var ackumulationsbotten för finsediment kan uppträda. Generellt kan säjas att ovanför vågbasen uppträder erosions- och transportbotten och under den finner man ackumulationsbotten. Undantag finns där den lokala strömsituationen kan ha stor betydelse för sedimentdynamiken.

Erfarenheten visar att A-botten kan uppträda i skyddade vikar och sjöar/fjärder på endast någon eller några få meters djup. Spännvidden i djup är stor beroende på vattenområdets storlek och varierar från någon meter till 75-80 m i öppna exponerade lägen i Östersjön (Jonsson et al., 1990). Detta leder också till att gränsen mellan A-botten och E/T-botten självfallet varierar beroende på var i fjärden man befinner sig. Orsaken till detta är att den effektiva fetchen (den sträcka som vinden fritt kan påverka vågbildningen) varierar i rummet. Ju större fetch desto djupare vågbas som i sin tur leder till att gränsen för uppträdande av A-botten återfinns djupare ned. Om man mer i detalj önskar kartera detta bör en tätare sonarkartering genomföras kompletterad med mer verifierande insamlingar av sedimentkärnor från ett större antal lokaler runt fjärden. Man kan även teoretiskt (vid skrivbordet) beräkna såväl den effektiva fetchen, som vågbasen och gränsen mellan A-botten och E/T-botten. Metodiken för detta beskrivs i Håkanson and Jansson (1983).

Oftast återfinns E-/T-botten på mindre vattendjup än A-botten. En vanlig lagerföljd kan se ut som i figur 22 där de olika sedimenttyperna börjar uppträda på olika vattendjup. I en opåverkad sjö eller skärgårdsfjärd domineras vanligen A-botten av bioturberade leryggtjesediment. Om syrehalten vid botten längre eller kortare perioder underskrider 2-3 mg O₂/l har ofta bottenfaunan slagits ut mer eller mindre. Då finner man ofta laminerade, årsvarviga sediment (Persson and Jonsson, 2000; Jonsson et al., 2003). Om den organiska belastningen varit mycket hög kan man finna gasrika sediment som innehåller metangas och svavelväte.



Figur 22 Principskiss över en recent lagerföljd från djupområde till strandzon.

I en opåverkad fjärd av Ulvsundasjöns 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 (Jonsson 2012; Jonsson och Karlsson 2012; Jonsson och Karlsson 2013; Jonsson 2014; Rydin et al. 2016; Jonsson 2017).

Som belysts i tidigare avsnitt, är dock Ulvsundasjöns och Bällstavikens bottnar i många delområden tämligen omblandade genom mänsklig påverkan. Aktiviteter som påverkat bottenmiljön är t.ex. anläggande av kajer, muddring/muddertippning, sand- och grustapp från fartygstrafik, slaggdumpning av slagg från ångpannor samt erosion orsakad av tryckvågor som alstras av fartygen. Det är därför inte möjligt att utifrån sonarkartering i kombination med sedimentprovtagning i djuptransekter från grunda områden mot djupare på vanligt sätt bestämma gränsen mellan ackumulation och erosion/transport.

Sonarkarteringens resultat visar att Ulvsundasjöns bottnar huvudsakligen täcks av mjuka sediment. Utifrån denna information i kombination med djupinformation från sjökort och en detaljerad djupkarta över fjärden kan vi konstatera att gränsen mellan A-bottnar och E/T-bottnar i öppna Ulvsundasjön och Bällstaviken går vid ca 3 ± 1 m.

Enligt Miljöbarometern Stockholm upphörde den mer övergödda perioden i Ulvsundasjön vid slutet av 1980-talet. Totalfosforhalten sjönk från knappt $100 \mu\text{g/l}$ under 1980-talet till mindre än $25 \mu\text{g/l}$ under perioden 1990 till idag. I de övre delarna av kärnorna är lamineringarna mindre tydliga, vilket kan vara ett tecken på en förbättrad syrgasstatus i sjöns djupare delar de senaste decennierna.

Varvens mäktighet varierar i runda tal mellan 4 och 8 mm, störst i U11 och minst i U13. Förutsatt att varven är annuella skulle man kunna uppskatta att den omfattande muddrings- och tippningsverksamheten avklingat för 50-60 år sedan.

3.1.8 Föroreningar

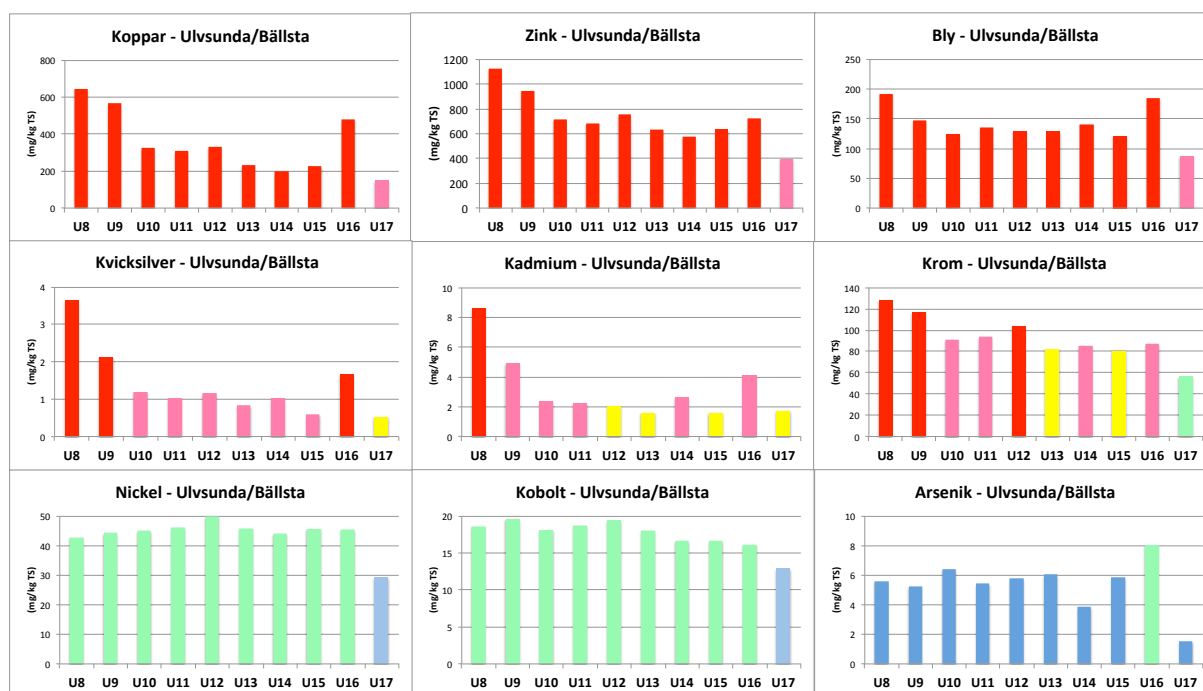
3.1.8.1 Areell fördelning

3.1.8.1.1 Metaller

Koppar-, zink- och blyhalterna uppvisar en mycket stor avvikelse från bakgrunden i Ulvsundasjön och Bällstaviken (Fig. 23). Det är endast U17 (transportbotten) utanför Hornsbergs strand som uppvisar mindre påverkan i form av stor avvikelse. Kvicksilver, kadmium och krom har tydlig till mycket stor avvikelse medan nickel, kobolt och arsenik har liten eller obetydlig avvikelse från bakgrundsvärdena.

De flesta av de undersökta metallerna (Cu, Zn, Pb, Hg, Cd och Cr) uppvisar de högsta värdena på station U8 och U9 i Bällstaviken, vilket indikerar en hög tillförsel av dessa metaller främst via Bällstaån.

Station U16, som ligger i Margretelundsvikens mynningsområde, utmärker sig också med höga eller mycket höga värdena för de flesta av metallerna. Vid viken finns en industri-fastighet där marken enligt Miljöbarometern Stockholm är förorenad av främst koppar.

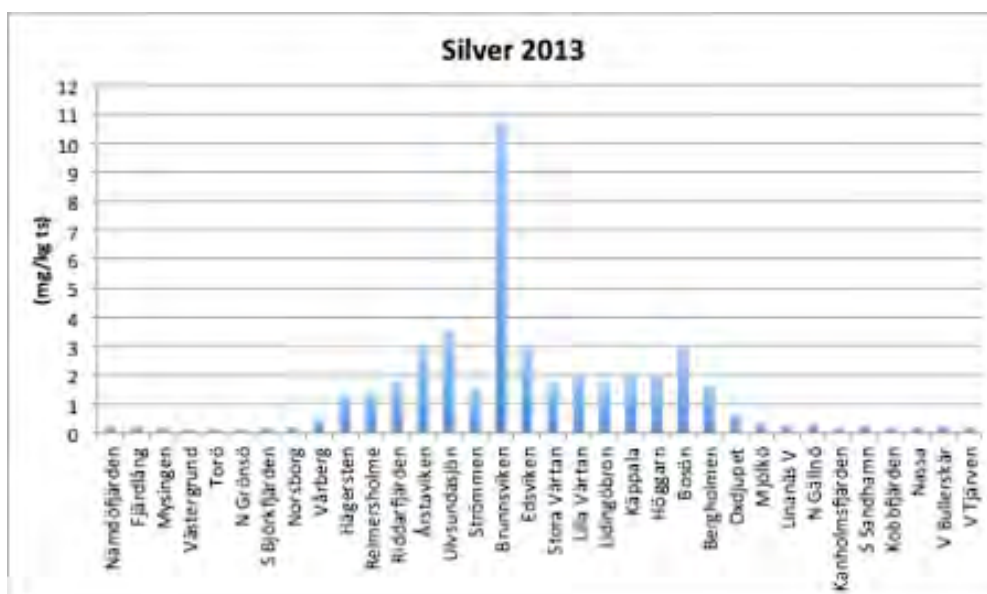


Figur 23 Metaller i ytsediment (0-2 cm) från öppna Ulvsundasjön och Bällstaviken. Halterna är klassade enligt färgskalan i tabell 1.

Ingen bedömningsgrund finns för silver. Vid framtagandet av regionala bakgrundshalter för Stockholmsområdet (Jonsson 2018) konstaterades att bakgrundshalten för silver låg på $0,09 \pm 0,03$ mg/kg TS. Silver är ett ämne som främst under 1900-talet användes i tryckerier och vid fotoframställning. Den största användningen av silver idag, ca 50 %, är industriell (Tjus 2014), som silverbelagda kullager och elektronik (t.ex. kretskort, strömbrytare och tv-skärmar). Silveroxid-batterier börjar ersätta litiumjonbatterier och som katalysator används silver vid tillverkning av plast, polyester och antifrysätska. Silver är också viktigt i legeringar vid svetsning och lödning för att ersätta bl.a. bly, och för dess antiseptiska egenskaper i

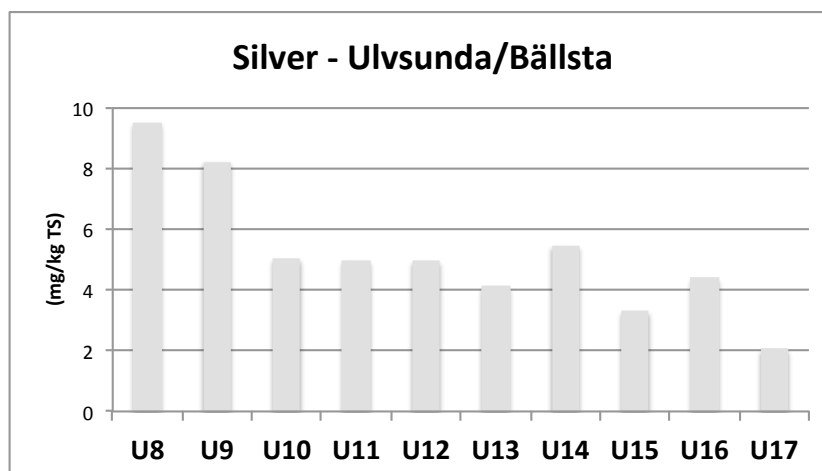
vattenrör och kranar.

Vid en undersökning av Stockholms läns skärgård och delar av östra Mälaren (Jonsson 2015) uppmättes de högsta halterna i Mälaren i Ulvsundasjön (3,5 mg/kg TS) (Fig. 24). På skärgårdssidan erhöles den särklassigt högsta halten i Brunnsviken (10,7 mg/kg TS). Influensområdet bedömdes sträcka sig ca 20 km inåt Mälaren och ut till Oxdjupet och Kodjupet i skärgården.



Figur 24 Halter av silver i ytsediment (0-2 cm) i Stockholms skärgård och Mälaren 2013. (Från Jonsson 2015).

Halten av silver i Ulvsundasjön (Fig. 25) ligger kvar på samma höga halt som uppmättes 2013. Ingen tydlig gradient i öppna Ulvsundasjön kan hjälpa till att spåra källan. De högsta halterna uppmättes i Bällstaviken på station U8 och U9. Som framgår längre fram i denna rapport är halten ännu högre i Karlbergskanalen, vilket indikerar möjliga källor i såväl Bällstaåns som Karlbergskanalens tillrinningsområden.



Figur 25 Silver i ytsediment (0-2 cm) från öppna Ulvsundasjön och Bällstaviken.

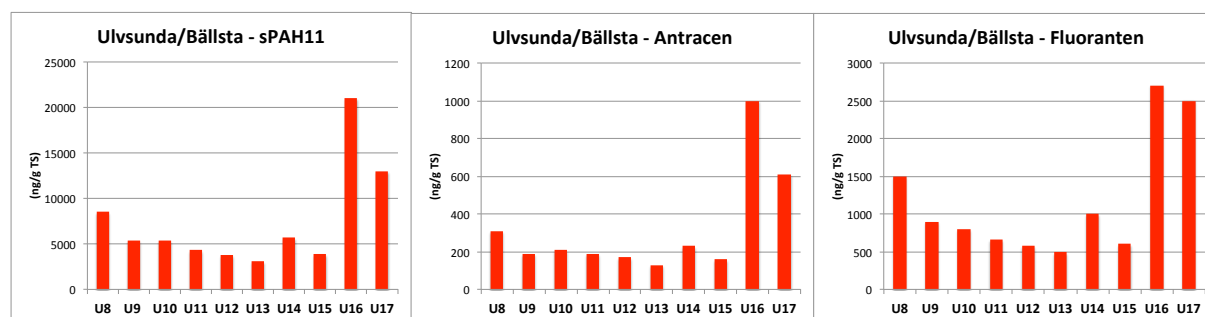
3.1.8.1.2 Organiska föroreningar

I ytsedimenten har PAH-er, MBT, DBT, TBT, PCB-er och PBDE registrerats i stort sett i alla ytsediment från Ulvsundasjön och Bällstaviken. Utöver detta har några specifika ämnen detekterats på en eller några stationer. Dessa är monooktyltenn, dioktyltenn, tetrabutyltenn, monofenyltenn, difenyltenn, trifenyltenn, PFOS, irgarol och klorparaffiner.

3.1.8.1.2.1 Polycykliska aromatiska kolväten – PAH

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 mycket höga halter i Ulvsundasjöns och Bällstavikens ytsediment i relation till de svenska bedömningsgrunderna (Fig. 26). De enskilda kongenerna antracen och fluoranten uppvisar samma fördelningsbild som sPAH11 och halterna på de undersökta stationerna är mycket höga. Stationerna U16 och U17 uppvisar påtagligt högre halter än övriga provtagningsstationer. Halterna i U16 vid mynningen av Margretelundsviken indikerar en betydande källa av såväl PAH-er som metaller (Jfr Fig. 23). Vid viken finns en industrifastighet där bl.a. stenkolstjära, olika oljefraktioner och tungmetaller hanterats från omkring 1920 till slutet av 1980-talet (Miljöbarometern Stockholm). Marken är förorenad och innehåller förhöjda halter av PAH, oljekolväten och koppar. Stationen U17 ligger alldeles utanför en dagvattenledning som avvattnar Hornsberg.

Havs- och vattenmyndighetens riktlinjer för klassificering och miljökvalitetsnormer 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. Medelkolhalten (TOC) i ytsediment (0-2 cm) från samtliga ytsedimentstationer i Ulvsundasjön, Karlbergskanalen och Bällstaviken är 7,7 %. Medelkolhalten i ytsediment (0-2 cm) från samtliga ytsedimentstationer är 13,1 %, vilket leder till att gränsvärdet för antracen blir 63 µg/kg TS och för fluoranten 5240 µg/kg TS. Detta innebär att halterna av antracen i ytsedimenten ligger 2-22 gånger över gränsvärdet för god kemisk status på samtliga undersökta stationer. Halterna av fluoranten ligger dock under gränsvärdet på alla stationer.



Figur 26 sPAH11, antracen och fluoranten ytsediment (0-2 cm) från Ulvsundasjön.

3.1.8.1.2.2 Organiska tennföreningar

I Sverige har en lång diskussion förts angående gränsvärden för TBT. Miljööverdomstolen föreskrev i samband med provning av muddring i Norrtälje hamn (MÖD 2007:12) att endast muddermassor med lägre halt TBT än gränsvärdet 200 µg/kg TS fick dumpas och att massor

med högre halt TBT skulle omhändertas på land. Sedan 2007 har detta varit praxis i miljödomstolarna.

Miljödomstolen i Nacka tingsrätt diskuterar TBT-halter i målarsediment i sin dom för ombyggnad av Södertälje kanal och sluss samt breddning och fördjupning av allmän farled i Mälaren (Nacka Tingsrätt 2015). Man noterade att TBT saknas i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Utifrån vad som kan anses miljömässigt motiverat och ekonomiskt rimligt har domstolen meddelat att haltnivån 100 µg/kg TS för TBT skall gälla som gräns för vilka massor som kräver särskilt omhändertagande istället för tidigare praxis på 200 µg/kg TS.

Bedömningarna av TBT:s farlighet är mycket olika i olika länder. I Finland liksom i Sverige är det tillåtet att dumpa sediment med TBT-halter under 100-200 µg/kg TS i havet, medan gränsen i Belgien är så låg som 7 µg/kg TS. Även andra europeiska länder har avsevärt lägre gränsvärden för dumpning än Sverige.

Havs- och vattenmyndighetens riktlinjer för klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2013:19) anger för TBT ett gränsvärde för uppnående av god kemisk status i sediment till 1,6 µg/kg TS normerat till en TOC-halt av 5 % TS. Diskrepansen mellan å ena sidan det höga kravet på sedimentkvalitet vad gäller TBT enligt HaV:s riktlinjer och hur tributyltenn enligt rättsvärdande myndigheters praxis hanteras i samband med verksamhet i vatten är sålunda stor.

Osäkerheten om vilka bedömningsgrunder som ska gälla har inte blivit mindre av att nya bedömningsgrunder publicerats av Naturvårdsverket 2017. Vad gäller organiska tennföreningar har vi i föreliggande undersökning valt att inte använda de nya bedömningsgrunderna från Naturvårdsverket (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).

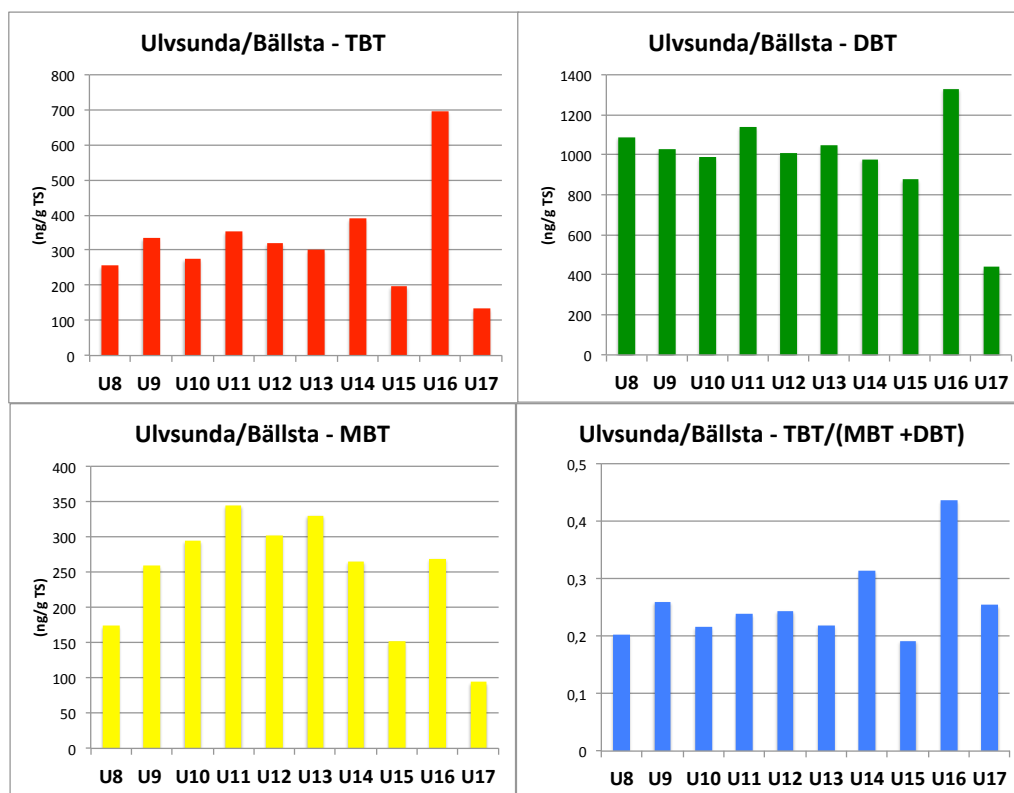
Tabell 3 Parametervärdet i riktvärdesmodellen, haltkriterium för organiska tennföreningar i ytvatten. (Från Naturvårdsverket 2016).

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 uppmätta halter i Ulvsundasjön enligt en bedömningsgrund som har en klassgräns mellan klass 4 och 5 som har en omvänd rangordning av kongenerna (TBT ≥55, DBT ≥26, MBT ≥20) än kriterierna i Tabell 3. I figur 27 har således inte färgskalan något med klassificering att göra.

Halten av TBT i öppna Ulvsundasjön varierar mellan 135 och 700 µg/kg TS med ett medelvärde på 334 µg/kg TS (Fig. 27). Vilken bedömningsgrund som än används resulterar i att halterna av organiska tennföreningar är att karaktärisera som mycket höga i Ulvsundasjöns

ytsediment med det högsta värdet på station U16 där såväl metaller som PAH-er uppvisar de högsta värdena. I figur 27 har inte färgskalan något med klassificering att göra utan färgerna har enbart valts av framställningstekniska skäl.



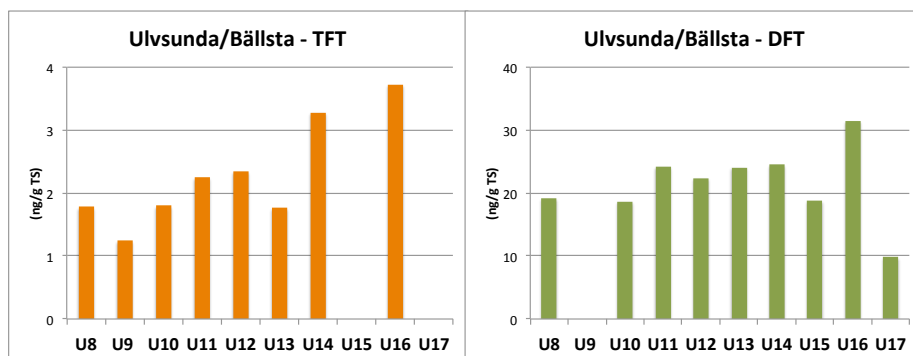
Figur 27 TBT, DBT, MBT och kvoten TBT/(MBT+DBT) i ytsediment (0-2 cm) från Ulvsundasjön.

I Havs- och vattenmyndighetens riktlinjer för klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2015:4) anges att gränsvärdet för uppnående av god 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 Ulvsundasjön, Karlbergskanalen och Bällstaviken är 7,7 %, vilket leder till att gränsvärdet för TBT blir 2,5 µg/kg TS. Det höga kravet på sedimentkvalitet vad gäller TBT enligt HaV:s kriterier medför att halterna i Ulvsundasjön överstiger gränsvärdet för god kemisk status (Fig. 27) med en faktor 50-280.

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 Ulvsundasjöns ytsediment varierar kvoten mellan knappt 0,2 och drygt 0,4 (Fig. 27), vilket skulle indikera att nytillförseln idag är liten av TBT. Sett ur ett sedimentdynamiskt perspektiv är det dock uppenbart att en icke obetydlig tillförsel pågår. Omblandningen av sedimentpelaren kan utifrån dokumentation av sedimentkärnor anses liten i de djupare delarna av Ulvsundasjön. Sedimenttillväxten har uppskattats till 4-8 mm/år och halten av TBT är mycket hög i ytsedimenten. Detta måste rimligen tyda på en icke försumbar nytillförsel.

Fenyltennföreningar är några andra organiska föreningar som tidigare har använts som antifoulingbiocid 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 (SGU).

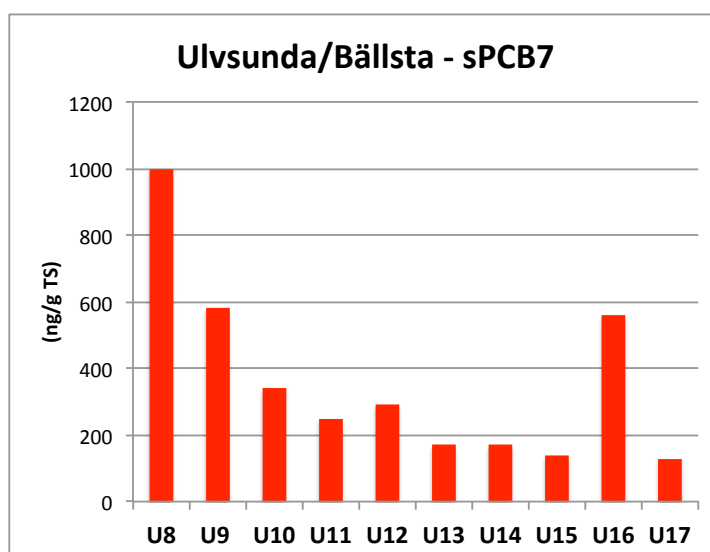
I Ulvsundasjön och Bällstaviken ligger TFT-halterna på mellan 1,3 och 3,7 ng/g TS (Fig. 28). DFT-halterna är ungefär en tiopotens högre. MFT-halterna ligger under detektionsgränsen (1-2 ng/g TS) på alla stationer utom U14 (7,6 ng/g TS).



Figur 28 TFT och DFT i ytsediment (0-2 cm) från Ulvsundasjön.

3.1.8.1.2.3 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. De högsta halterna av sPCB7 noterades i Bällstavikens ytsediment med halter på mellan 580 och 1000 ng/g TS (Fig. 29) och i mynningen av Margretelundsviken där halten var 560 ng/g TS.

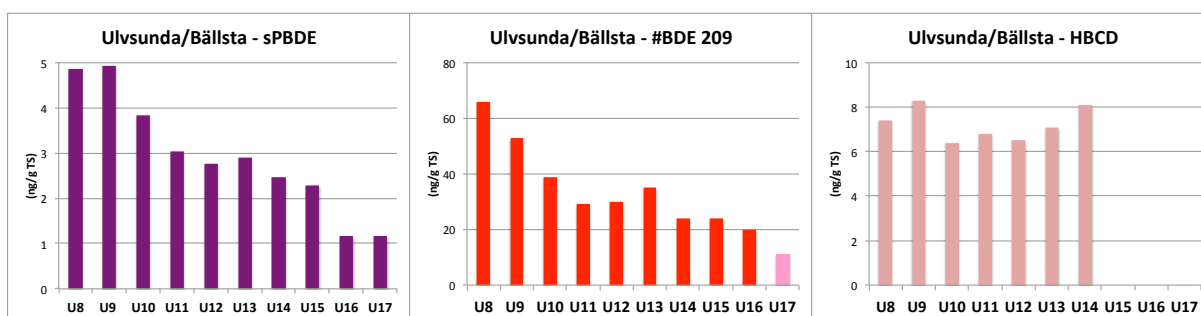


Figur 29 sPCB7 i ytsediment (0-2 cm) från Ulvsundasjön och Bällstaviken.

Maxvärdet i Bällstaviken är högre än i ytsedimenten i Nockebysundet (Karlsson och Jonsson 2018). Halterna av sPCB7 i öppna Ulvsundasjöns ytsediment är också mycket höga och varierar mellan 130 och 560 ng/g TS, med ett medelvärde på 256 ng/g TS. Detta innebär att halterna är mellan 4 och 29 gånger högre än klassgränsen mellan klass 4 och 5 i de svenska bedömningsgrunderna. Medelhalten i öppna Ulvsundasjöns ytsediment är idag ca 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).

3.1.8.1.2.4 Polybromerade flamskyddsmedel

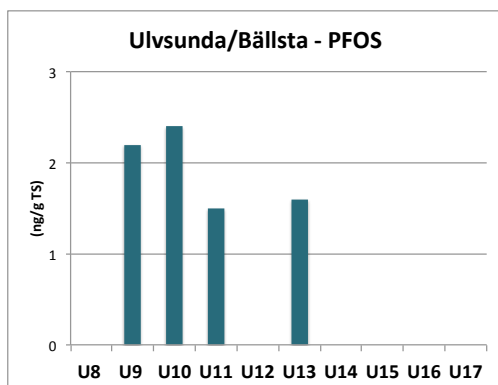
De polybromerade difenyletrarna i form av summaparametern sPBDE är detekterbara i samtliga provtagningsstationer och är högst i Bällstaviken med avtagande halter ut i öppna Ulvsundasjön (Fig. 30). sPBDE utgörs av kongenerna #28, #47, #99, #100, #153 och #154. Dessa ämnen ersatte från 1970-talet PCB som flamskyddsmedel när PCB-användningen förbjöds i Östersjöområdet vid denna tid (Bernes 2000). Kongenen #209 (DeBDE) ingår inte i sPBDE, men detekterades också i samtliga ytprover (Fig. 30), där den analyserades i halter som var ungefär en tiopotens högre än sPBDE och som enligt de nya bedömningsgrunderna från NV (Tab. 2) är att karaktärisera som mycket höga utom för U17 som är hög. Halmönstren på provtagningsstationerna var likartade för sPBDE och #BDE209. Mönstret för hexabromcyklododekan (HBCD) avviker dock från övriga bromerade flamskyddsmedel och visar ett jämnare fördelningsmönster.



Figur 30 sPBDE, #BDE 209 (DeBDE) och hexabromcyklododekan (HBCD) i ytsediment (0-2 cm) från Ulvsundasjön och Bällstaviken.

3.1.8.1.2.5 Perfluoroktansulfonsyra - PFOS

PFOS (perfluoroktansulfonsyra) är ett ämne inom gruppen perfluorerade ämnen. Den är en beståndsdel i bland annat rengöringsmedel, impregneringsmedel samt brandsläckningsmedel. Användningen av PFOS förbjöds i Sverige 2008. PFOS-halterna i tre av stationerna från Ulvsundasjön och Bällstaviken ligger på mellan 1,5 och 2,4 ng/g TS (Fig. 31) vilket är något lägre än vad som uppmättes i Magelungen. Än så länge finns inte så mycket data på PFOS i sediment i Sverige. En undersökning genomfördes dock i Halmsjön vid Arlanda 2008, där man fann PFOS-halter för djupnivån 0-3 cm i sedimenten på mellan 20-80 ng/g TS (Axelström och Axelsson 2008). Att PFOS finns i mark och vatten nära Arlanda beror på att ämnet ingår i det brandsläckningsmedel, AFFF (Aqueous Film Forming Foam), som användes från 1980-talet till 2004-2005 vid övningar på flygplatsens brandövningsplats. Halterna i Halmsjöns sediment är avsevärt mycket lägre än det riktvärde som gäller i Norge på 220 ng/g TS. I jämförelse med detta är halterna i Ulvsundasjön att betrakta som låga.



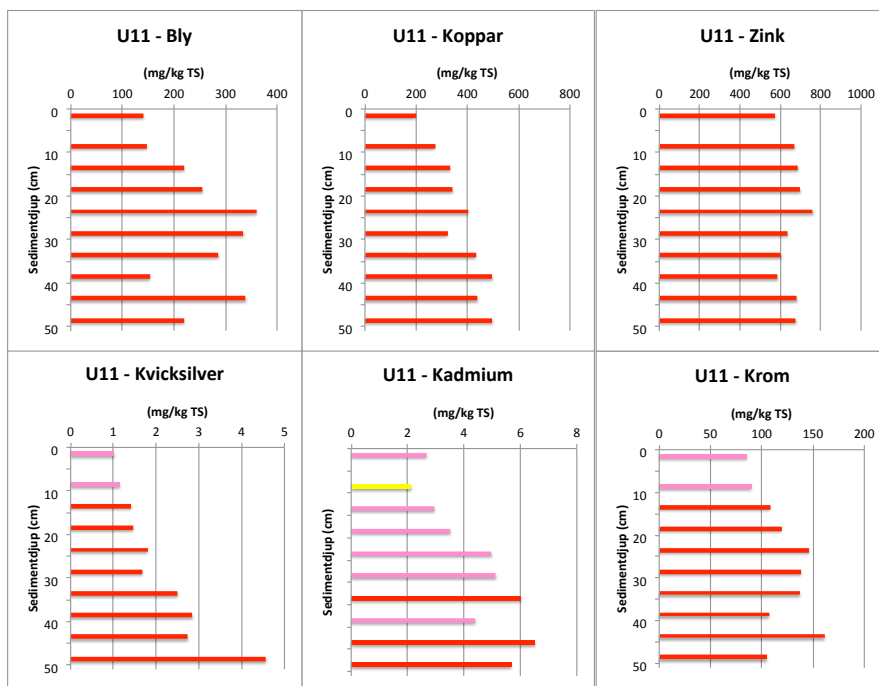
Figur 31 Perfluoroktansulfonsyra (PFOS) i ytsediment (0-2 cm) från Ulvsundasjön.

3.1.8.2 Föroreningshistorik

3.1.8.2.1 Metaller

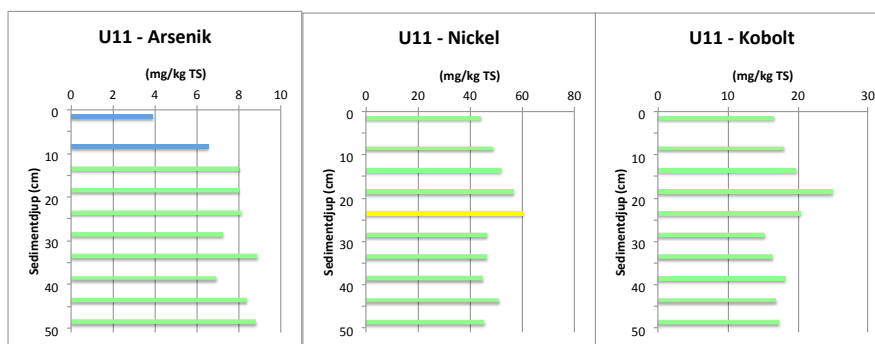
Som påpekats i avsnitt 3.1.8.1.1 Metaller uppvisar koppar-, bly och zinkhalterna stor eller mycket stor avvikelse från bakgrundsvärdena i Ulvsundasjöns ytsediment. Bly- och kopparhalterna visar tydliga trender på minskande halter mot sedimentytan på station U11 (Fig. 32). Zinkhalterna har en mindre tydlig trend som karaktäriseras av något avtagande halter från ca 50 cm och upp mot 35-40 cm därefter ökande igen till ett pikvärde vid ca 25 cm. Där ovanför sjunker halterna igen och är i ytsedimentet ungefär lika högt som på 35-40 cm.

Kvicksilver och kadmium beskriver också tydligt minskande halter mot sedimentytan från mycket stor avvikelse till stor vid ytan. Även krom minskar, speciellt från ca 25 cm och uppåt till stor avvikelse i ytsedimentet.



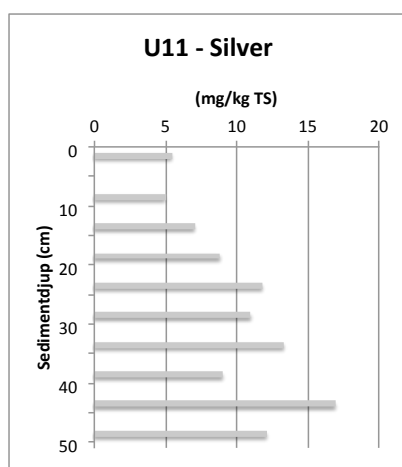
Figur 32 Bly, koppar, zink, kvicksilver, kadmium och krom i sedimentkärnan U11 från Ulvsundasjön.

Arsenik, nickel och kobolt minskar alla mot sedimentytan (Fig. 33) och uppvisar ingen eller obetydlig avvikelse från bakgrundsvärdena i ytsedimentet.



Figur 33 Arsenik, nickel och kobolt i sedimentkärnan U11 från Ulvsundasjön.

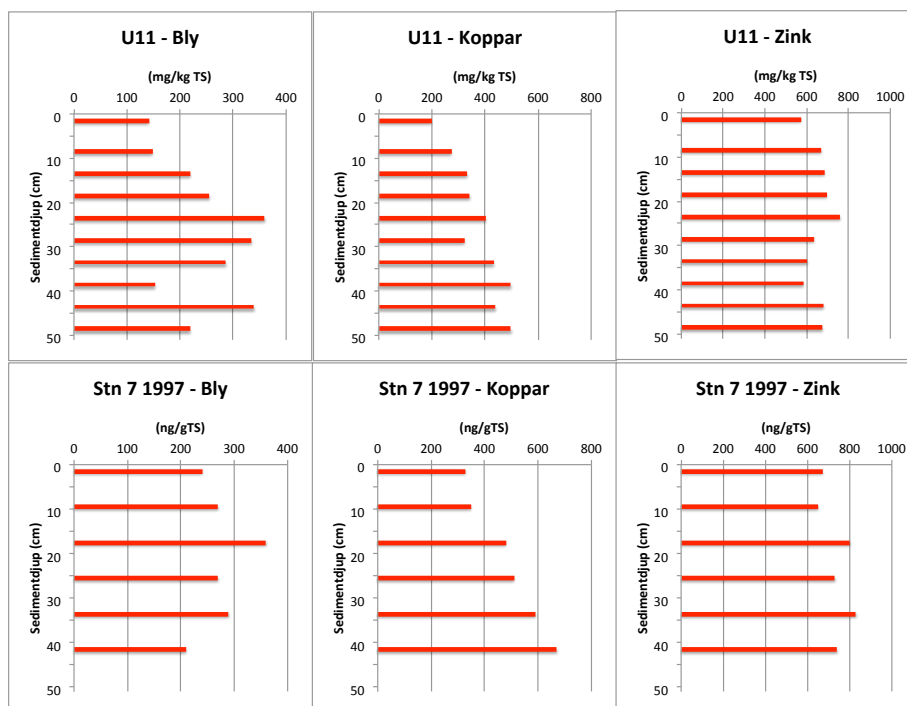
Betydande mängder silver har tidigare tillförts kommunala avloppsvatten vilket inneburit betydande utsläpp från de kommunala reningsverken (Sjögren 2011). Tillförseln har dock under 2000-talet minskat substantiellt, vilket också stöds av haltprofilen av silver i Ulvsundasjön (Fig. 33). Vid en undersökning av Stockholmsområdets bakgrundshalter av grundämnen och polyaromatiska kolväten har bakgrundshalten för silver beräknats till 0,09 mg/kg TS. Detta innebär att halten varit förhöjd närmare 190 gånger i den undre delen av kärnan från station U11. Halten har minskat med i runda tal en faktor tre och ytsedimenthalten är ca 60 gånger högre än bakgrunden.



Figur 33 Silver i sedimentkärnan U11 från Ulvsundasjön.

Vid en undersökning av sedimenten i Stockholms sjöar och fjärdar 1997 (Östlund et al. 1998) togs flera sedimentkärnor i Ulvsundasjön. En av dem (Stn 7) togs på ungefär samma plats som U11 i vår undersökning. Den analyserades på såväl metaller som PAH-er och PCB-er.

För att jämföra haltprofilerna från två undersökningar som genomförts med 20 års mellanrum har resultaten för tre metaller (Pb, Cu och Zn) sammanställts i en och samma figur (Fig. 34).



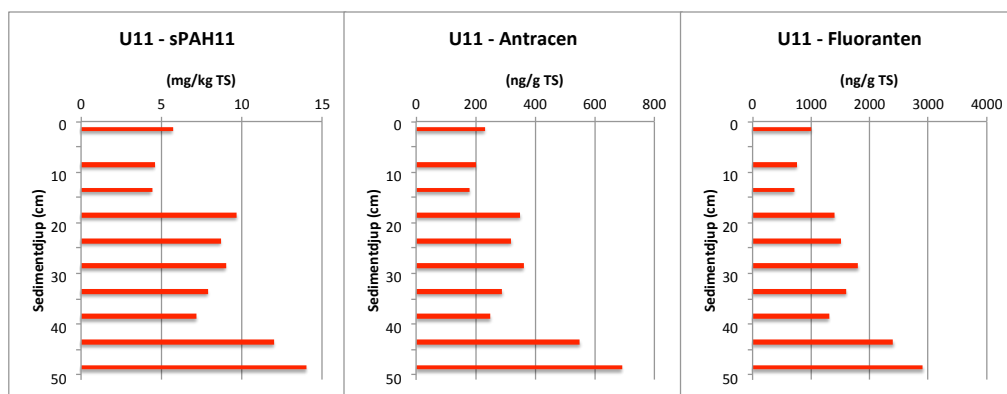
Figur 34 Haltprofiler för bly, koppar, och zink från två undersökningar som genomförts med 20 års mellanrum. Överst: Resultat från kärnan U11 i föreliggande studie 2017. Underst: Resultat från kärnan 7 i undersökningen från 1997 (Östlund et al. 1998).

Mycket likartade haltförlopp kan konstateras om man uppskattar att sedimenttillväxten mellan provtagningarna varit omkring 10 centimeter, d.v.s. ca 5 mm/år. Sedan 1997 har tydliga minskningar skett vad gäller bly- och kopparhalterna medan zinkhalterna bara har minskat marginellt.

3.1.8.2.2 Organiska föroreningar

3.1.8.2.2.1 Polyaromatiska kolväten – PAH

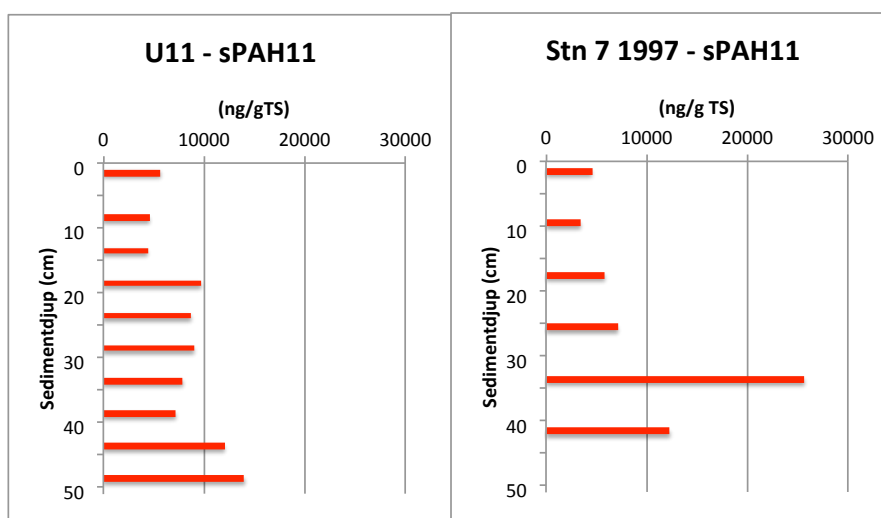
De polycykliska aromatiska kolvätena uttryckta som sPAH11 beskriver likartade och karaktäristiska haltprofiler i kärnan från Ulvsundasjön (Fig. 35). Genom hela kärnan är



Figur 35 sPAH11, antracen och fluoranten i sedimentkärnan U11 från Ulvsundasjön.

halterna att klassificera som mycket höga. Tydliga haltavtaganden sker stegvis och halterna är lägst i ytsedimenten.

Vid en undersökning av sedimenten i Stockholms sjöar och fjärdar 1997 (Östlund et al. 1998) togs en sedimentkärna i Ulvsundasjön på ungefär samma plats som U11 i vår undersökning. För att jämföra haltprofilerna från dessa två undersökningar som genomförts med 20 års mellanrum har resultaten för sPAH11 sammanställts i en och samma figur (Fig. 36). Haltprofilerna är något olika, men om man bortser från ett enskilt mycket högt värde 1997 är huvudtrenden ett tydligt haltavtagande i de nedre delarna av båda kärnorna. Tydligt är att ingen haltminskning skett i ytsedimenten under de senaste 20 åren.

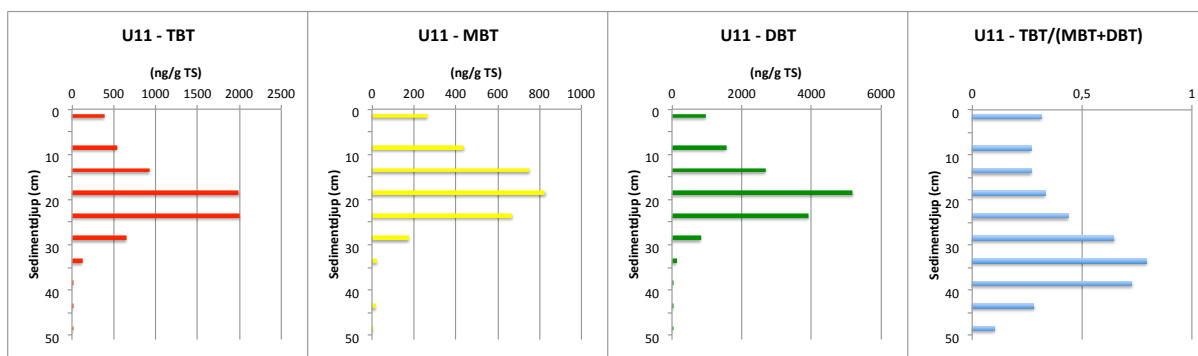


Figur 36 Haltprofiler för sPAH11 från två undersökningar som genomförts med 20 års mellanrum. Till vänstert: Resultat från kärnan U11 i föreliggande studie 2017. Till höger: Resultat från kärnan 7 i undersökningen från 1997 (Östlund et al. 1998).

3.1.8.2.2 Organiska tennföreningar

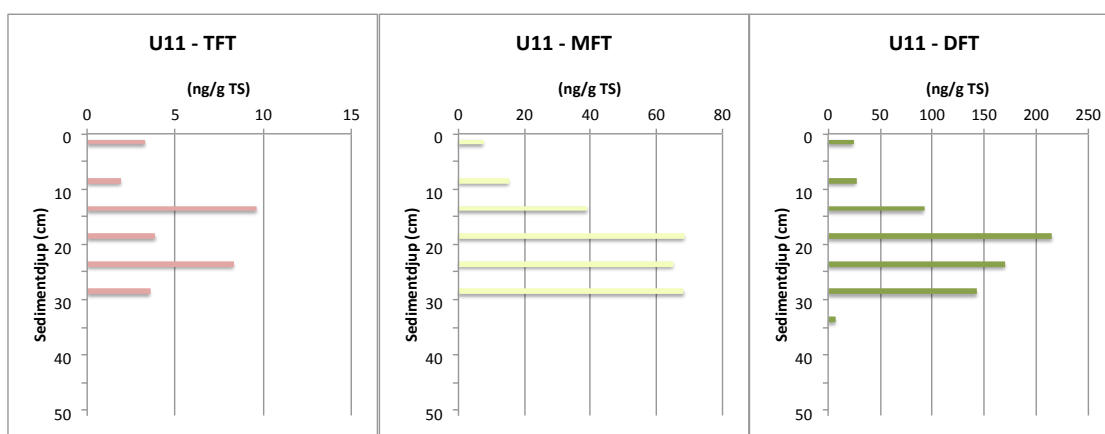
TBT (tributyltenn) räknas som ett av de prioriterade ämnena i EU: s vattendirektiv. Användningen som påväxthämmande ämne i bottenfärger kom igång under 1960-talet (Anon. 2016). Redan 1989 förbjöds organiska tennföreningar i bottenfärger för icke oceangående båtar under 25 meters längd i Sverige. Under perioden 2003–2007 trädde liknande förbud för båtar över 25 m i kraft inom EU. Ett totalförbud mot TBT i båtbottnfärger råder sedan 2008 (Magnusson och Samuelsson, 2012). TBT-profilen i sedimentkärnor bör sålunda karaktäriseras av inga eller mycket låga halter under 1960-talet.

Tributyltenn finns i mätbara halter i de övre knappt 50 centimeterna av sedimentpelaren (Fig. 37). Halterna i de djupare delarna är mindre än 0,5 – 1 ng/g TS. TBT-profilen karaktäriseras av tydlig ökning uppåt i kärnan och TBT-halterna når mycket höga pikvärden (2000 ng/g TS) på 15-25 cm:s sedimentdjup. Pikvärdena representerar sannolikt 1990-talet. Ovanför piken avtar halterna ned till ca 400 ng/g TS i ytsedimentet. Nedbrytningsprodukterna MBT och DBT uppvisar likartade haltprofiler som TBT, men vissa mindre skillnader finns i haltfördelningarna.



Figur 37 TBT, MBT, DBT och kvoten TBT/(DBT+MBT) i sedimentkärna U11 från Ulvsundasjön.

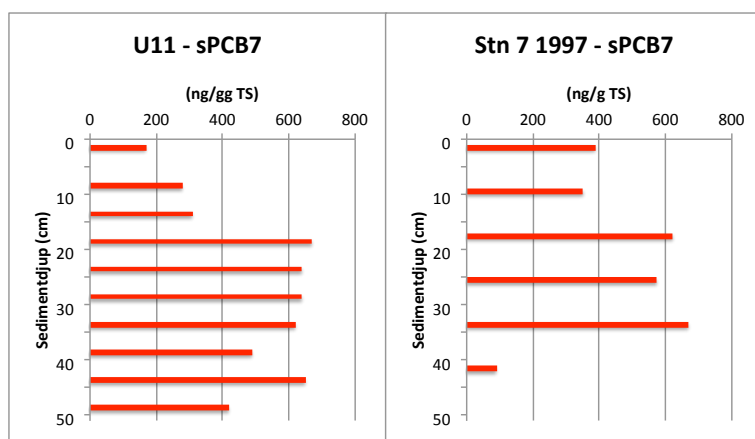
Trifenyltennföreningar har sedan 1960-talet haft en bred användning som bekämpningsmedel mot alg- och molluskpåväxt i båtbottnfärger samt mot svampangrepp. Det är därför inte förvånande att haltfördelningarna i sedimentkärnan U11 är mycket likartade som för TBT, MBT och DBT (Fig. 38).



Figur 38 Trifenyltenn (TFT), monofenyltenn (MFT) och difenyltenn (DFT) i sedimentkärnan U11 från Ulvsundasjön.

3.1.8.2.2.3 Polyklorerade bifenyler - PCB

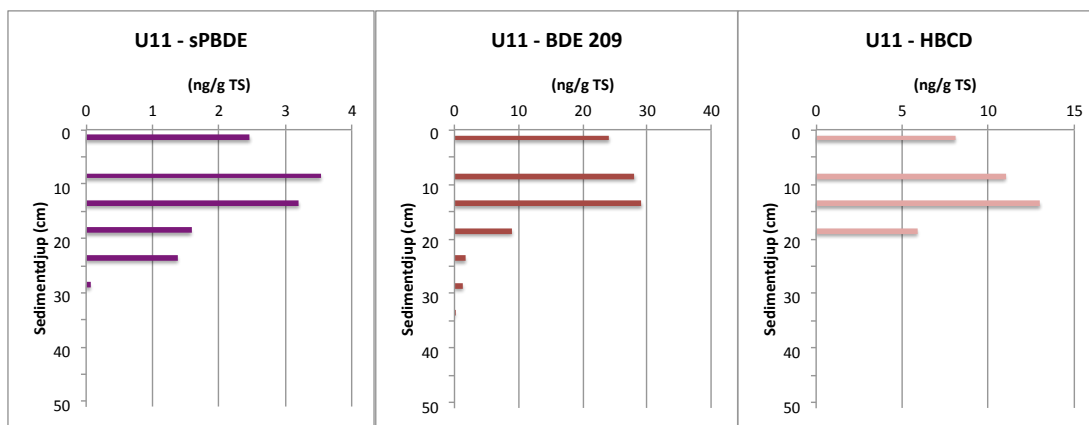
Halterna av sPCB7 i Ulvsundasjöns ytsediment är mycket höga. Halterna i de djupare delarna av sedimentpelaren av kärnan från station U11 (Fig. 39) är ännu högre och kan jämföras med klassgränsen mellan klass 4 och 5 i NV:s bedömningsgrunder (Tab. 2) som de överstiger med en faktor 12-20. Lika höga halter noterades 1997 i kärnan från station 7. Halten i ytsedimentet 1997 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 39 Haltprofiler för sPCB7 från två undersökningar som genomförts med 20 års mellanrum. Till vänstert: Resultat från kärnan U11 i föreliggande studie 2017. Till höger: Resultat från kärnan 7 i undersökningen från 1997 (Östlund et al. 1998).

3.1.8.2.2.4 Bromerade flamskyddsmedel

Polybromerade fenyletrar (PBDE) har under senare delen av 1900-talet ersatt PCB som flamskyddsmedel efter att detta ämne förbjudits i Östersjöregionen under 1970-talet. Halterna av sPBDE i Ulvsundasjön (Fig. 40) är ungefär 10 gånger högre än i Långsjön men av samma storleksordning som i Trekanten. Ingen halt uppmättes djupare än 30 cm, vilket indikerar att detta motsvarar tiden omkring 1970.



Figur 40 sPBDE, BDE 209 och HBCD (hexabromcyklododekan) i sedimentkärnan U11 från Ulvsundasjön.

Kongenern BDE 209 och HBCD beskriver likartade fördelningsprofiler som sPBDE (Fig. 40). Halterna av BDE 209 är ca en tiopotens högre än sPBDE medan HBCD är ca 3 gånger högre än sPBDE.

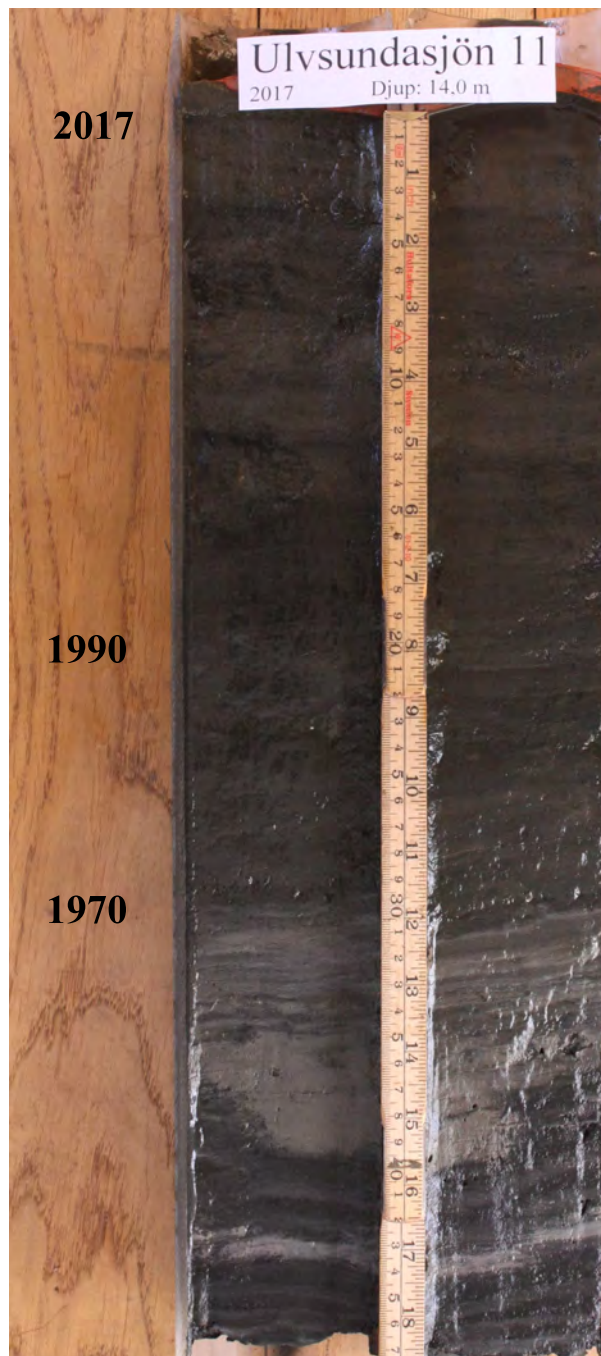
3.1.9 Datering

Kärnan U11 från Ulvsundasjön uppvisar på vissa nivåer tydliga lamineringar som kan användas vid utarbetandet av en översiktlig tidsskala (Fig. 18). Kärnan uppvisar dessutom tydliga tidstrender vad gäller metaller, organiska tennföreningar, sPCB7 och sPBDE vilket i

kombination med lamineringarna gjort att en översiktlig datering har kunnat göras utifrån kända storskaliga generella tidstrender för dessa föroreningar.

I figur 41 görs ett försök till datering av sedimentkärnan U11 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



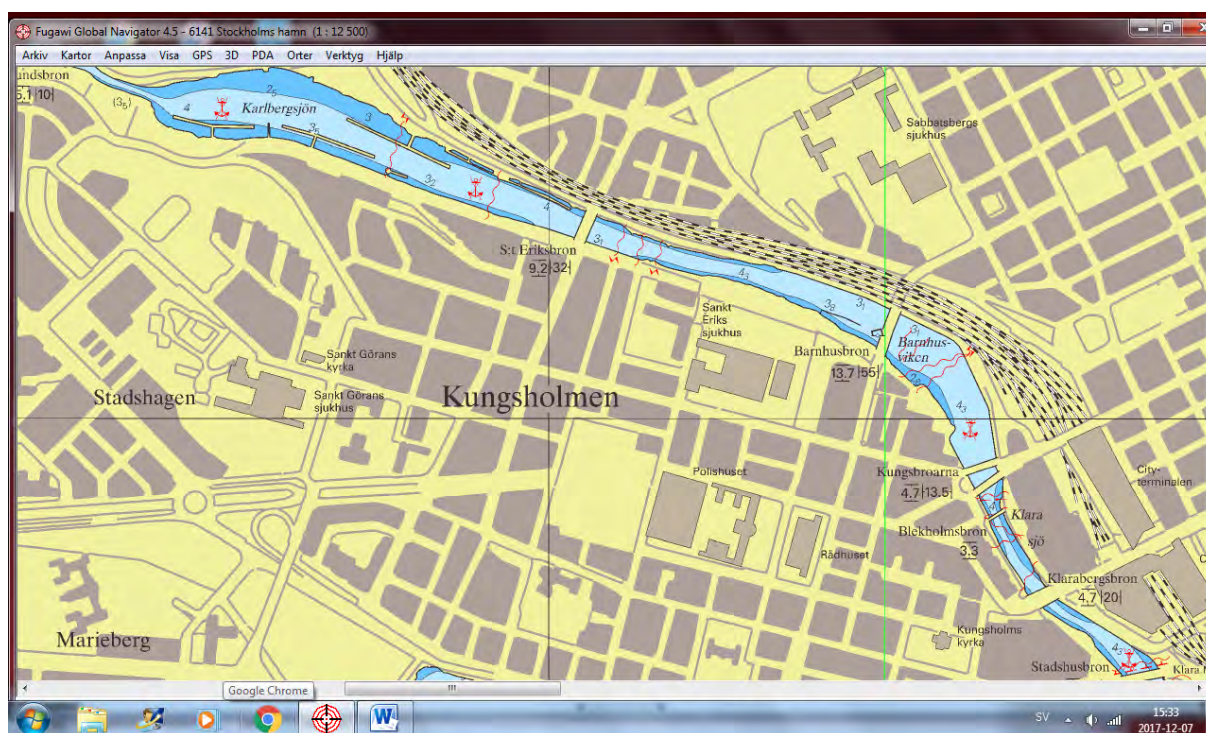
Figur 41 Försök till datering av sedimentkärnan från Ulvsundasjön (U11).

PCB-halterna nådde höga värden i början av 1970-talet vilket motsvarar 30-40 cm. Som framgår av figur 41 är sedimentet på 30-40 cm varvigt med påtagligt lerhaltiga sediment som sannolikt härrör från omfattande konstruktions- och muddring/tippningsarbeten under 1950-60-talen. TBT uppträdde första gången på 1960-talet, som motsvaras av nivån kring 30-35 cm (Fig. 37) och nådde max-värden i början på 1990-talet motsvarande 18-23 cm.

Sedimenttillväxten sedan 1970 har varit ca 30 cm, vilket innebär att den genomsnittliga årliga tillväxten sedan 1970 har varit ca 6,4 mm/år för sedimentkärnan U11. Likartade varvtjocklekar kan iakttas i den något omblandade nedre delen av kärnan från 30 cm ned till kärnans totala längd 46 cm.

4.1 Områdesbeskrivning

Enligt Miljöbarometern Stockholm är tillrinningsområdets yta 161 ha och sjöytan 23 ha. Sjövolymen är 0,25 Mm³. Den teoretiska omsättningstiden har inte beräknats. Medeldjupet är 2,8 m och max uppmätt djup är 4,5 m. Detta kanalliknande vattenområde (Fig. 42) har en längd av 3 km och en största bredd av 120 m. Karlbergskanalen, som även innefattar Karlbergssjön och Barnhusviken, mynnar mot Ulvsundasjön i nordväst och Riddarfjärden i sydost.



Figur 42 Karlbergskanalens delar och djupförhållanden (Från sjökort 6141).

Utefter kanalen finns ett stort antal bräddpunkter och ca 30 % av tillförseln kommer från bräddningar av avloppsvatten. Resten kommer huvudsakligen med dagvatten från centrumbebyggelse. Karlbergskanalen är det mest trafikbelastade vattenområdet i Stockholm i förhållande till vattenytans storlek. Belastningen med metaller, olja och PAH-er är sannolikt mycket stor.

Sedimenten innehåller mycket höga halter av kvicksilver och koppar i Barnhusviken och höga halter i Karlbergskanalen. Halterna av PAH-er är mycket till extremt höga i Barnhusviken och Karlbergskanalen.

4.2 Djupkartering

Området är karterat tidigare dels via Sjöfartsverkets sjökort och djupmätning av Myrica AB 1999. Av denna anledning utförde inte vi någon djupmätning.

4.3 Kartering med side scan sonar

Sonarkarteringen genomfördes den 7 september 2017 längs en transekt (Fig. 43). Provtagningsbåtens fart under karteringen var ca 3 knop. Sonarens svepvidd var normalt 2x50 m i kanalen och 2x70 m i Karlbergssjön. Sonarfisken bogserades på ett djup av 1,2 m.



Figur 43 Sonartransekt genom Karlbergskanalen.

4.3.1 Översiktligt

Undersökningen visade på en stor mängd ekon förorsakade av mänsklig aktivitet av olika slag.

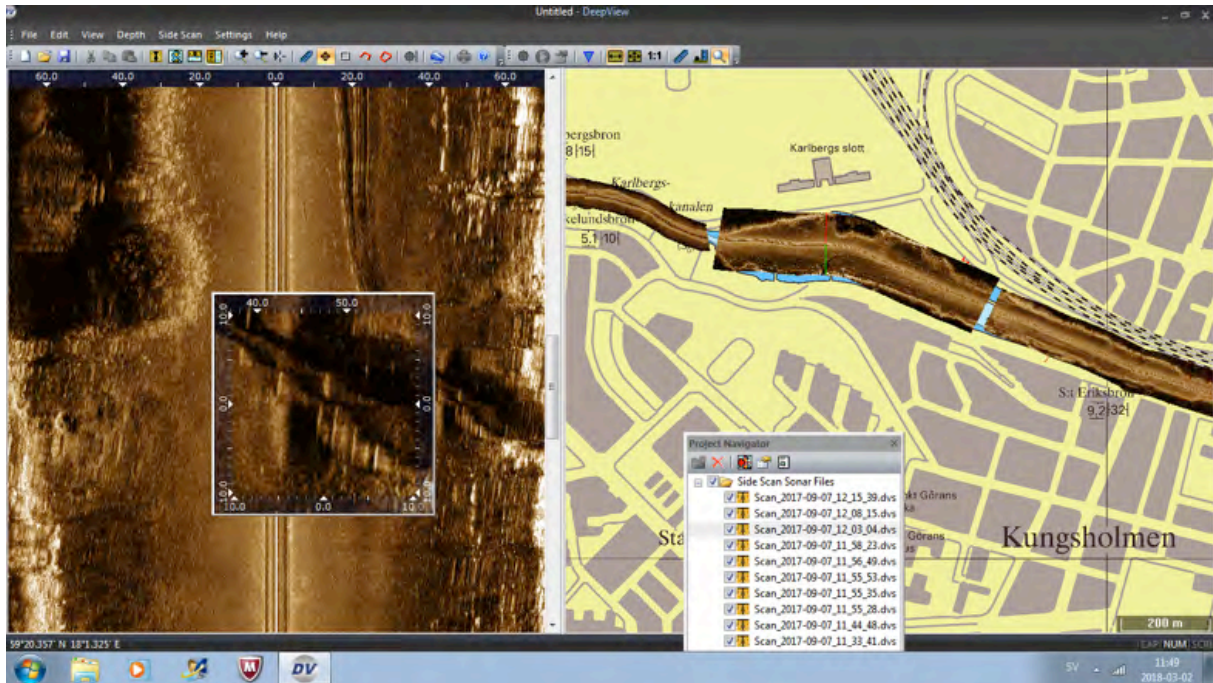
4.3.1.1 Iakttagelser från sonarunderlaget

I detta avsnitt redovisas en genomgång av speciella iakttagelser som gjorts från sonarplotten. Dessa har även använts som underlag för att beskriva områdets bottenodynamik (Avsnitt 4.7). En stor mängd iakttagelser kan göras beträffande bottenformationer etc. utifrån side scan sonar-underlaget. Alla dessa speciella företeelser kan med fördel studeras genom systematisk genomgång av de enskilda sonarfilerna. I det följande nämns endast några mycket påtagliga iakttagelser som gjorts utifrån sonarplotten.

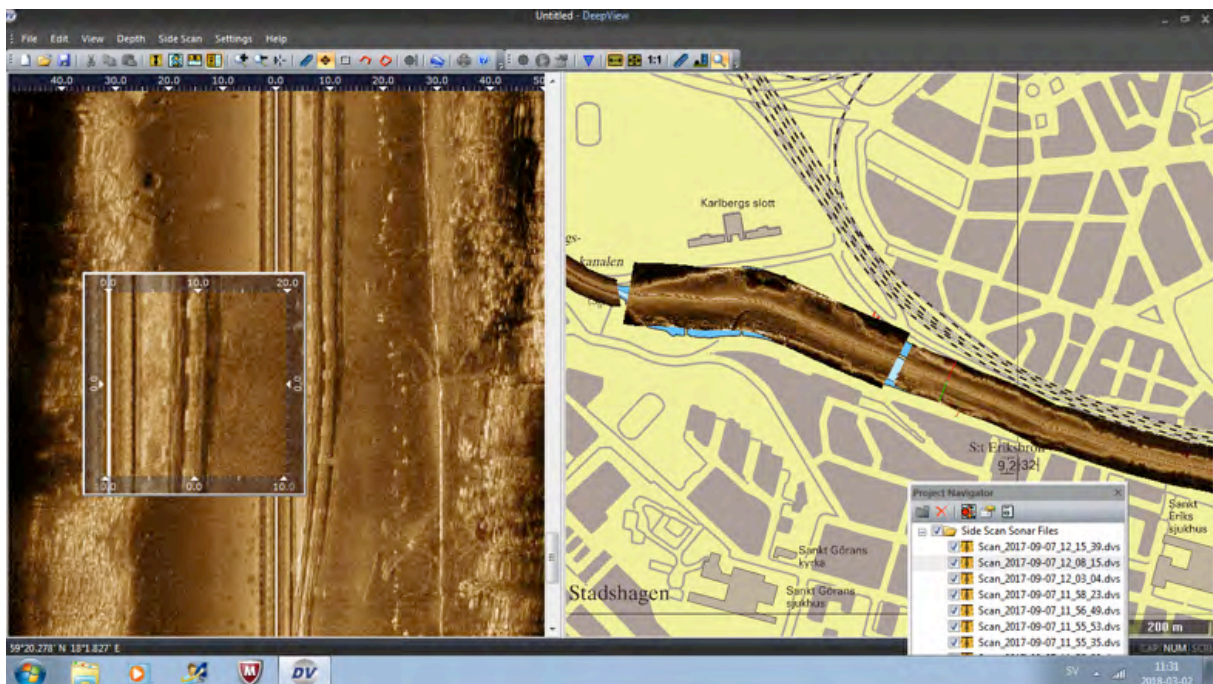
4.3.1.2.1 Rörledningar

Rörledningar kan iakttas på många ställen i Karlbergskanalen. Det är oftast fråga om avlopps-, värme- eller vattenledningar. Om man använt hög upplösning vid karteringen kan man även upptäcka elkablar. Figur 44 visar två närbelägna rörledningar i Karlbergssjön visande landfäste för rörledningar från Kungsholmen mitt för Karlbergs Slott. Den vänstra delen av figuren visar sonarplottet i detalj. Den mindre rutan visar en uppförstoring av plottet till vänster om mittlinjen. Båten har gått nedifrån i bild och uppåt och det mörka spåret till vänster ligger rakt under sonarfisken. Skalan i meter ut åt sidan återfinns i plottets övre del och visar avståndet från båten i sidled, i detta fall max 100 m. Den högra delen av bilden visar sonarplotten inlagda i sjön. Ett **grönt/rött streck** snett upp till höger visar positionen för sonarplottet. Grönt

står för styrbord och rött babord. Det omväxlande mörka/ljusa området i mitten representerar en blind sektor rakt under fisken som motsvarar tiden för sonarljudet genom vattenmassan. Ekon som ligger på gränsen mellan denna sektor och sonarbilden både babord och styrbord har samma position rakt under fisken. I skalan längst upp i den vänstra delen av bilden kan fiskens höjd ovan botten avläsas. I detta fall endast några få meter.



Figur 44 Detaljbild av sonarplottet från Karlbergssjön visande landfäste för rörledningar från Kungsholmen mitt för Karlbergs Slott.

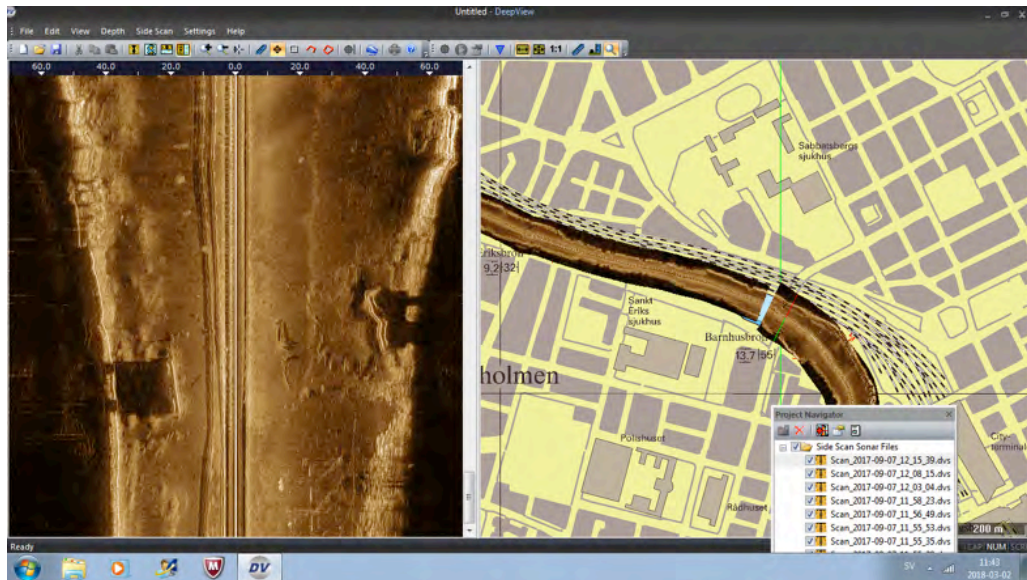


Figur 45 Detaljbild av sonarplottet från Karlbergssjön visande rörledningar strax väster om St. Eriksbron.

Denna dubbla rörledning som huvudsakligen ligger i kanalens mitt kan ses längs i stort sett hela kanalen och syns även tydligt vid såväl strax före St. Eriksbron (Fig. 45) som vid Barnhusbron (Fig. 46). I figur 45 syns också en mängd båtplatsfästen i form av en lång rad med ekon ca 20 m ut om babord.

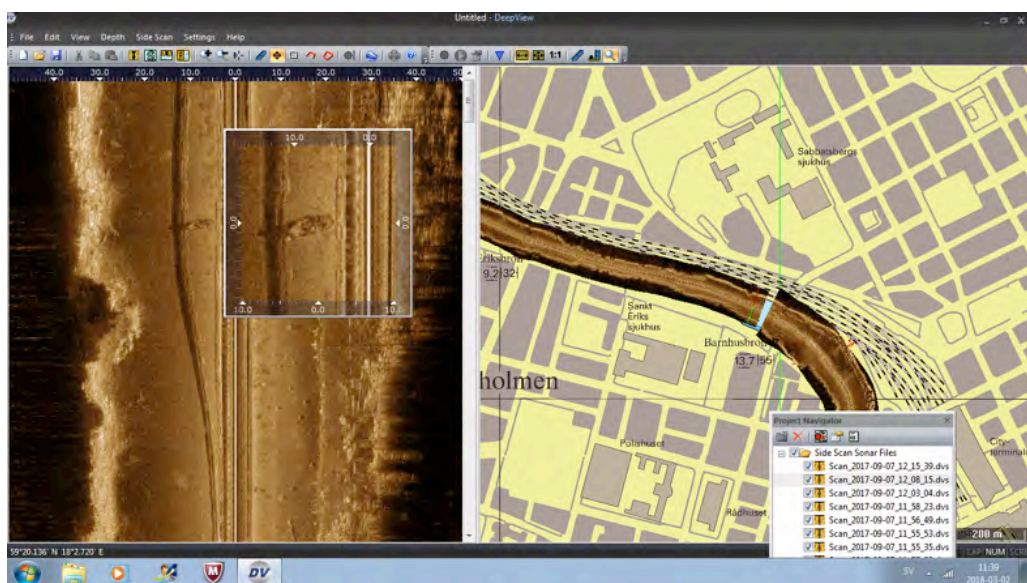
4.3.1.2.2 Brofästen, vrak etc.

Även vid Barnhusbron syns den dubbla rörledningen i mitten av Karlbergskanalen (Fig. 46). Framförallt syns de två stora brofundamenten för Barnhusbron på vardera sidan av kanalen.



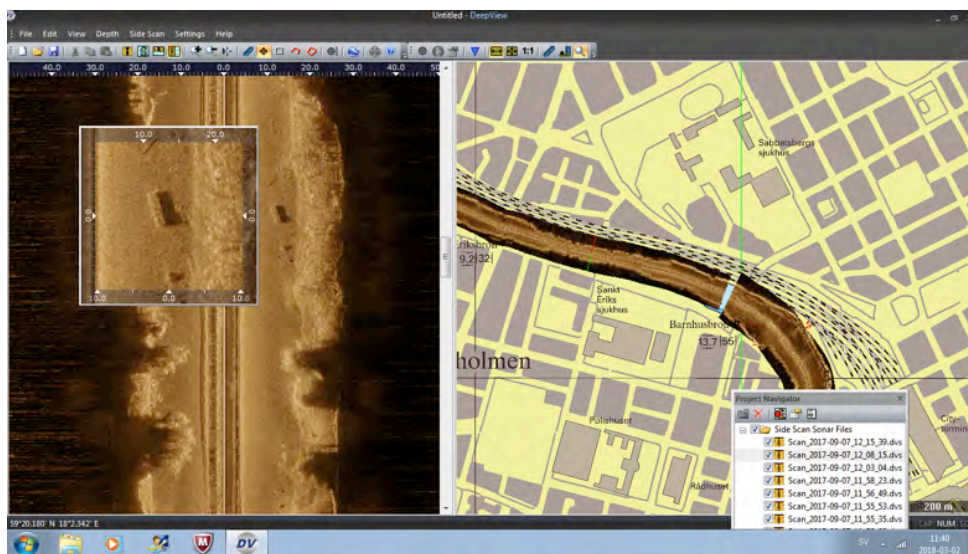
Figur 46 Detaljbild av sonarplottet från Karlbergskanalen visande dels rörledningar, dels brofundament för Barnhusbron.

Strax väster om Barnhusbron syns ett troligt vrak av mindre båt (6x2 m) mellan de två rörledningarna (Fig. 47).



Figur 47 Detaljbild av sonarplottet från kanalen visande ett 6 m långt och 2 m brett vrak.

Mitt för Sankt Eriks Sjukhus noterades ett ca 5 m långt och 2 m brett objekt som sticker upp en hel del ovanför bottnen vilket visas av en tydlig skugga till vänster om objektet (Fig. 48).



Figur 48 Detaljbild av sonarplottet från Karlbergskanalen mitt för Sankt Eriks Sjukhus visande ett ca 5 m långt och 2 m brett objekt.

4.4 Sedimentprovtagning

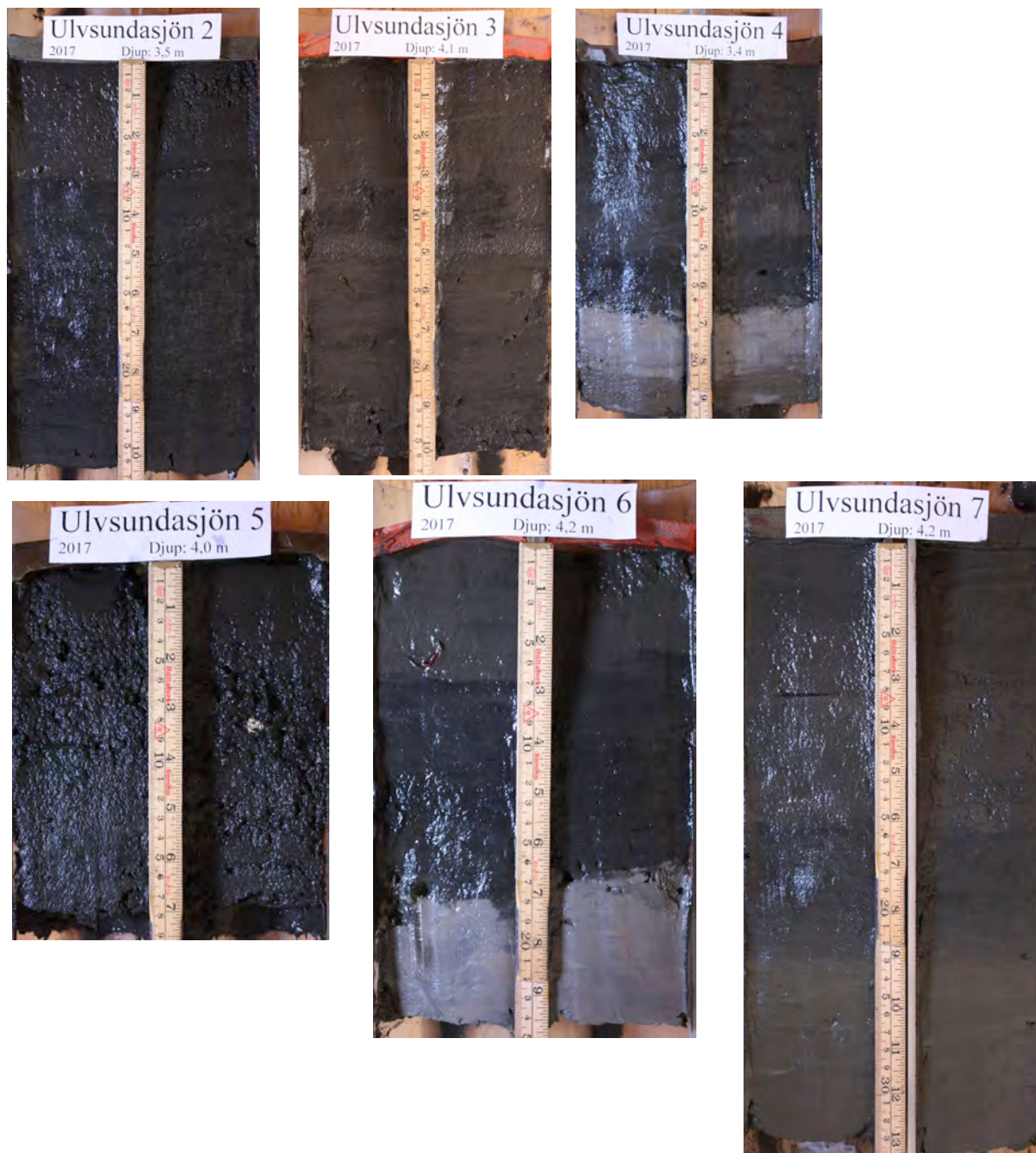
Sedimentprovtagning genomfördes den 7 september 2017 på 7 stationer i Karlbergskanalen (Fig. 49). Endast ytsediment togs för analys av miljögifter. På varje station utom U1 togs även en sedimentkärna för dokumentation av lagerföljden. På U1 var sedimentet för fast för att en sedimentkärna skulle kunna tas.



Figur 49 Sonaröversikt över Karlbergskanalen med sedimentstationer inlagda.

4.5 Sedimentkärnor

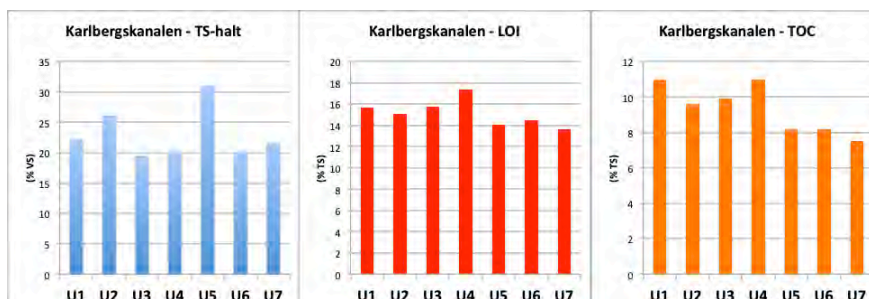
Sex sedimentkärnor av mellan 18 och 33 centimeters längd togs i kanalens centrala delar (Fig. 50). Vid utskjutningen av kärnorna konstaterades kraftig oljelukt från samtliga kärnor. Sedimentens utseende varierar en del, men på de flesta stationer utgörs de övre delarna av kärnorna av mörka, näst intill svarta, tämligen lösa sediment. Ibland kan olika typer av strukturer noteras som sannolikt härrör från ingrepp i eller intill kanalen genom åren. I två av kärnorna (U4 och U6) noterades postglaciallera på 17 cm och nedåt i kärnorna.



Figur 50 Sedimentkärnor från Karlbergskanalen.

4.6 Torrsubstanshalt och organisk halt

Torrsubstanshalten i Karlbergskanalen ytsediment (0-2 cm; Fig. 51) varierar mellan 19,5 och 31,1 % VS med ett medelvärde på 23,0 % VS. Glödförlusten varierar mellan 13,6 och 17,4 % TS med ett medelvärde på 15,2 % TS.



Figur 51 Torrsubstanshalt (TS), glödförlust (LOI) och totalt organiskt kol (TOC) i ytsediment (0-2 cm) från Karlbergskanalen.

4.7 Bottendynamik

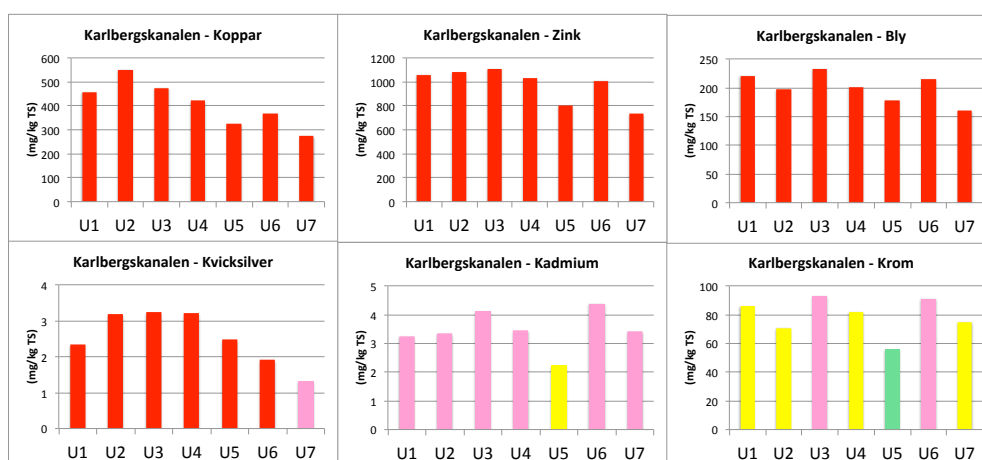
Den förhållandevis höga TS-halten indikerar att det ingenstans i kanalen är fråga om utpräglade ackumulationsbottnar. På station U2 och U5 är torrsubstanshalten påtagligt högre (drygt 25 resp. 30 % VS) än på övriga stationer, vilket indikerar erosions- eller transport-sediment. Samtliga stationer uppvisar någorlunda höga glödförluster (13,6 – 17,4 % TS), vilket gör att dessa stationer kan karaktäriseras som transportbottnar. De kan användas vid beskrivning av den storskaliga föroreningssituationen.

4.8 FÖRORENINGAR

4.8.1 Areell fördelning

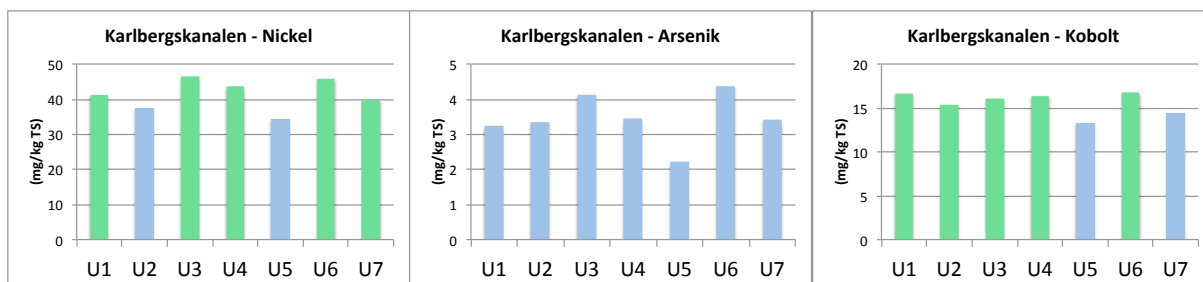
4.8.1.1 Metaller

Koppar, zink, bly och kvicksilver uppvisar en mycket stor avvikelse från bakgrunden i



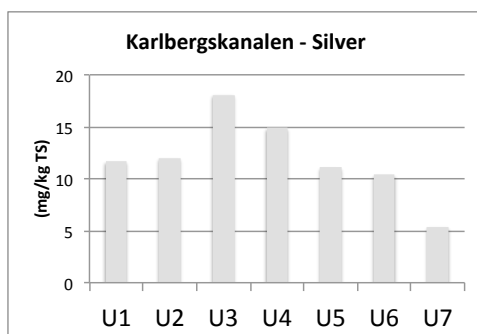
Figur 52 Koppar, zink, bly, kvicksilver, kadmium och krom i ytsediment (0-2 cm) från Karlbergskanalen. Halterna är klassade enligt färgskalan i tabell 1.

Karlbergskanalen (Fig. 52). Även kadmium uppvisar klart förorenade förhållanden genom tydlig eller stor avvikelse. Krom har stor eller tydlig avvikelse medan nickel, arsenik och kobolt har liten eller obetydlig avvikelse från bakgrundsvärdena (Fig. 53).



Figur 53 Nickel, arsenik och kobolt i ytsediment (0-2 cm) från Karlbergskanalen. Halterna är klassade enligt färgskalan i tabell 1.

Silverhalterna i Karlbergskanalen (Fig. 54) är påtagligt högre än i Ulvsundasjön (Jfr Fig. 25). Det högsta värdet som noterades i U3 (Barnhusviken) är dessutom klart högre (200 gånger bakgrundsvärdet) än det högsta värdet som noterades i Brunnsviken vid undersökningen i Stockholms skärgård och Mälaren 2013 (Fig. 24; Jonsson 2015). De påtagligt lägre halterna i U1 och U2 i kombination med den tydliga gradienten med avtagande halter västerut mot Ulvsundasjön indikerar en lokal källa till Barnhusviken.

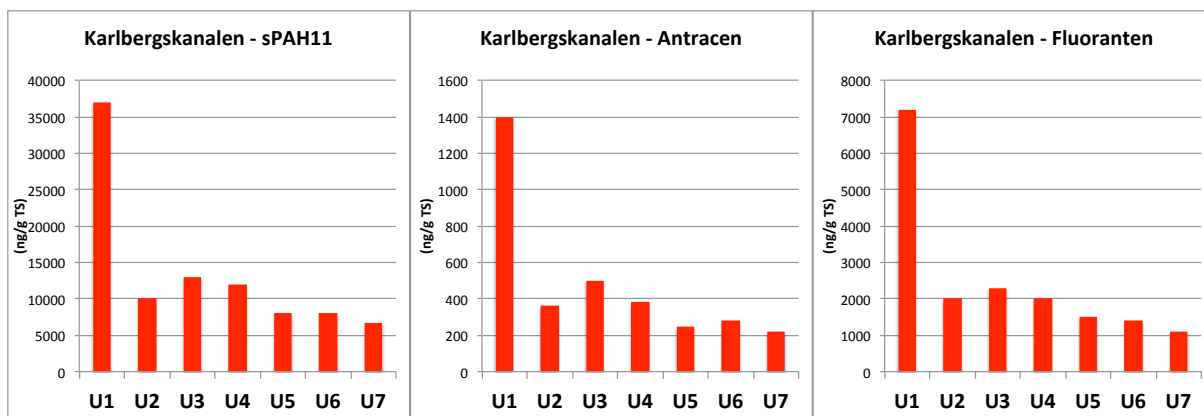


Figur 54 Silver i ytsediment (0-2 cm) från Karlbergskanalen.

4.8.1.2 Organiska föroreningar

4.8.1.2.1 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)perylene och indeno(cd)pyren) uppvisar i relation till de svenska bedömningsgrunderna mycket höga halter i Karlbergskanalens ytsediment (Fig. 55). Även de enskilda kongenerna antracen och fluoranten har på de undersökta stationerna mycket höga halter. Halten av såväl sPAH11 som antracen och fluoranten är mycket höga på station U1 utanför Blekholmsterrassen, där extremt höga halter tidigare noterats. Området vid U1 har muddrats under vintern 2003/2004 och det förorenade sedimentet har enligt uppgift avlägsnats (Golder 2004). Halterna av sPAH11 är dock fortfarande 13 gånger högre än klassgränsen mellan klass 4 och 5 i NV:s bedömningsgrunder från 2017. Antracen överskrider motsvarande klassgräns med en faktor 31 och fluoranten med en faktor 18.



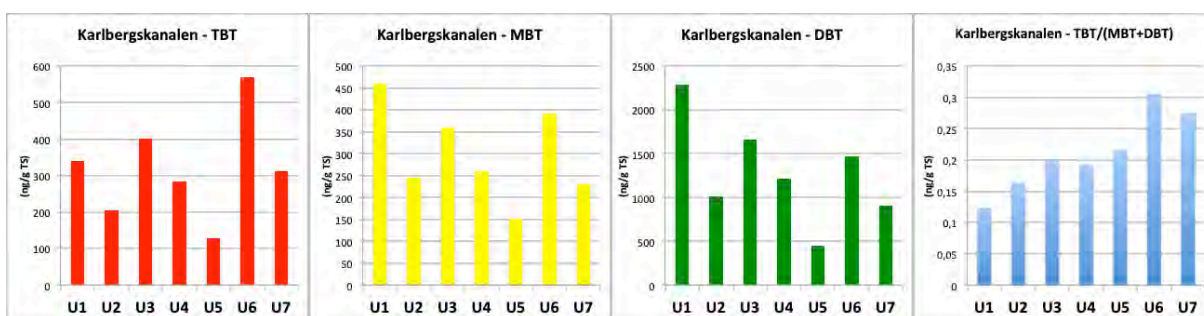
Figur 55 sPAH11, antracen och fluoranten ytsediment (0-2 cm) från Karlbergskanalen.

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. Efter normering blir gränsvärdena i Ulvsundasjöns sediment för antracen 63 ng/g TS och för fluoranten 5240 ng/g TS. Detta innebär att halterna av antracen i Karlbergskanalens ytsediment ligger 3-8 gånger över gränsvärdet för god kemisk status på stationerna U2-U7. Station U1 avviker kraftigt med 22 ggr högre halt än gränsvärdet. Vad gäller fluoranten är det endast station U1 som ligger över (1,4 ggr) gränsvärdet för god kemisk status.

4.8.1.2.2 Organiska tennföreningar

Det höga kravet på sedimentkvalitet vad gäller TBT (normaliserat gränsvärde 4,3 µg/kg TS) medför att halterna i Karlbergskanalen överstiger gränsvärdet för god kemisk status (Fig. 56) med en faktor 30 - 130.

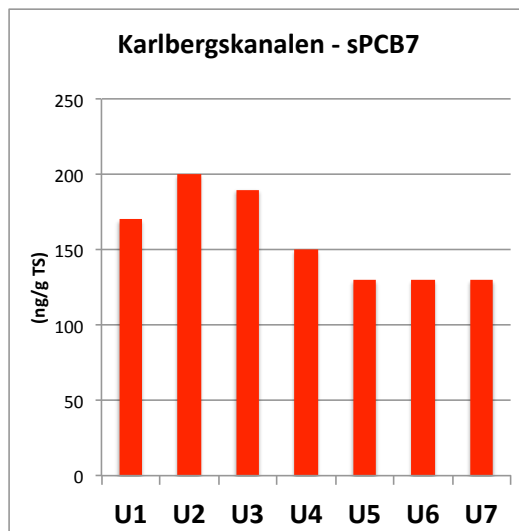
Även i relation till de svenska kriterierna för hantering av muddermassor är halterna avsevärt högre än vad som enligt praxis i miljödomstolarna kan tillåtas deponeras i vatten.



Figur 56 TBT, DBT, MBT och kvoten TBT/(MBT+DBT) i ytsediment (0-2 cm) från Karlbergskanalen.

4.8.1.2.3 Polyklorerade bifenyler - PCB

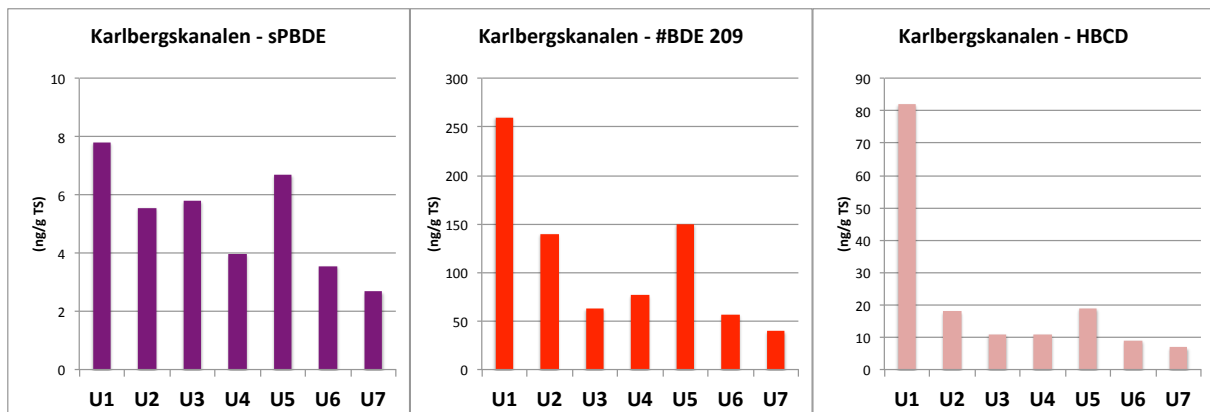
Halterna av sPCB7 är att karaktärisera som mycket höga och är av samma storleksordning som i öppna Ulvsundasjön (Jfr fig. 57).



Figur 57 sPCB7 i ytsediment (0-2 cm) från Karlbergskanalen.

4.8.1.2.4 Bromerade flamskyddsmedel

Halten av sPBDE är detekterbar i samtliga provtagningsstationer, är högst på stn U1 och avtager västerut genom kanalen mot öppna Ulvsundasjön (Fig. 58). Kongenen #209 (DeBDE) ingår inte i sPBDE, men detekterades också i samtliga prover, där den analyserades i halter som var ungefär 10-30 gånger högre än sPBDE och som enligt de nya bedömningsgrunderna från NV (Tab. 2) är att karaktärisera som mycket höga. Halmönstren på provtagningsstationerna var likartade för sPBDE, #BDE209. HBCD är inte klassade i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder, men har halter som är klart högre än sPBDE. Station U1 utmärker sig med en mycket högre halt än övriga stationer.



Figur 58 Polybromerade difenyletrar (sPBDE) och #BDE 209 och hexabromcyklo-dodekan (HBCD) i ytsediment (0-2 cm) från Karlbergskanalen.

REFERENSER

- Anonymous, 2016. Naturvårdsverkets Datablad för Organiska Tennföreningar. Kemakta Konsult AB och Institutet för Miljömedicin. Juni 2016.
- 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.
- Axelström, K. och Axelsson, P., 2008. PFOS på Arlanda. Föredrag hållet vid nätverket Renare Marks möte i Linköping 2011-02-16.
- 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.
- DeepVision, 2009. DeepEye Sonar System - User's Guide, 8 sid. <http://www.deepvision.se/>
- Golder, 2004. Muddring av PAH-förorenade sediment i Klara Sjö. Golder associates Rapport 15 juli 2004, Nr 0270404. 13 sidor samt bilagor.
- GoogleEarth, 2018.
- 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., 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., 2012. Bottenkartering av Västeråsfjärden. Rapport JP Sedimentkonsult 2012:01, 39 sid.
- Jonsson, P., 2014. Sonarkartering av objekt på Oxundasjöns botten. JP Sedimentkonsult Rapport 2014:4, 43 sid.
- Jonsson, 2015. Miljögifter i sediment i Stockholms skärgård och östra Mälaren 2013. Länsstyrelsen Stockholm Rapport 2015:3. ISBN 978-91-7281-626-8. 113 sidor och bilagor.
- Jonsson, P., 2017. Kartering och verifierande sedimentprovtagning i Norrviken inom LIFE IP Rich Waters (LIFE IPE SE 015 Rich Waters). JP Sedimentkonsult Rapport 2017:4, 36 sidor.
- Jonsson, P., 2018. Regionala bakgrundshalter av metaller, PAH-er och dioxiner/furaner i Stockholmsområdet. JP Sedimentkonsult Rapport 2018:5, 24 sid plus bilagor.
- 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.
- Jonsson, P. och Karlsson, M. O., 2012. Björnöfjärdens historiska utveckling. JP Rapport 2012:02, 45 sid.
- Jonsson, P. och Karlsson, M. O., 2013. Sonarkartering och sedimentprovtagning i Grycken. JP Sedimentkonsult Rapport 2013:4, 36 sid.
- Josefsson, A., 2017. Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment. SGU rapport 2017:12
- Karlsson, M. och Jonsson, P., manuskript. Föroreningssituationen i sediment från östra Mälaren söder om Nockebybron. JP Sedimentkonsult Rapport 2018:x.
- 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/magelungen/>
 - Myrica, 1999. Djupkartering av Magelungen. Myrica AB 1999.
 - MÖD 2007:12. Miljööverdomstolens dom.
 - Nacka Tingsrätt, 2015. M 1492-14 Dom 2015-06-16.
 - 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-omiljoarbetet/>
 - Naturvårdsverket, 2016. <https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/fororenade-omraden/organiskaforeningar.pdf>. 16 sidor.
 - Naturvårdsverket, 2017. Organiska miljögifter i sediment. Naturvårdsverkets bedömningsgrunder Rapport 4913.
 - 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.
 - Pirard, J. Miljöförvaltningen Stockholm. Personligt meddelande.
 - Rydin, E., Jonsson, P., Karlsson, M. & Gustafsson, A., 2016. Läckagebenägen fosfor i Brunnsvikens sediment 2016. Underlag för lokalt åtgärdsprogram. Naturvatten AB Rapport 2016:34, 45 sidor samt bilagor.
 - 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.
 - Stockholms Hamnars hemsida, 2018. <https://www.stockholmshamn.se/historia/platser/stockholm/hornsberg/>
 - 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.
 - 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

Material och metoder

Medarbetare vid fältarbetena har i de flesta undersökningar varit CG Velin, Uppsala och/eller Ove Lindroth, Sollenkroka. JP Sedimentkonsult HB är dem skyldiga stort tack för utomordentliga arbetsinsatser i alla väder och ibland på annorlunda tider.

1 Utrustning

Två båtar av olika storlek och utrustningsnivå har använts vid undersökningarna.

1.1 Provtagningsbåtar

1.1.1 Provtagningsbåten Rana

I småsjöarna skedde fältstudierna normalt från en öppen 4 m lång roddbåt av märket Rana med elektrisk utombordsmotor (Fig. 1a). Undersökningen var i hög grad väderberoende främst vad gäller sonar- och djupkartering (Fig. 1b).



Figur 1 a/ Provtagningsbåten Rana b/ Side scan sonar och djupekolod i Rana.

1.1.2 Undersökningsbåten R/V Perca

I de större sjöarna genomfördes huvuddelen av fältinsatserna från undersökningsbåten R/V Perca (Fig. 2). I Trekanten genomfördes sedimentprovtagningen från R/V Perca som sjösattes vid badplatsen i sjöns nordvästra del. För att inte konkurrera med badande om sjösättningsplatsen genomfördes provtagningen nattetid den 14 juni 2017.



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.

1.2 Positionering

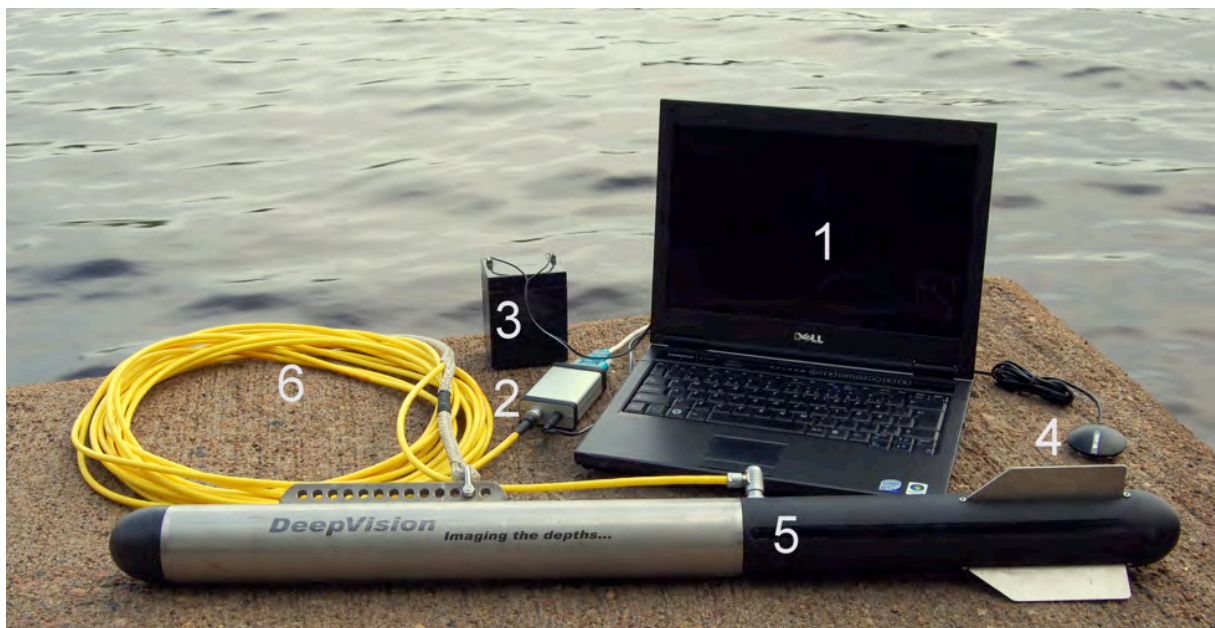
Positionering genomfördes med en GPS-utrustning av märket No: BU-353 kopplad direkt till dator. Utrustningen medger en positionsnoggrannhet av några få meter.

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.

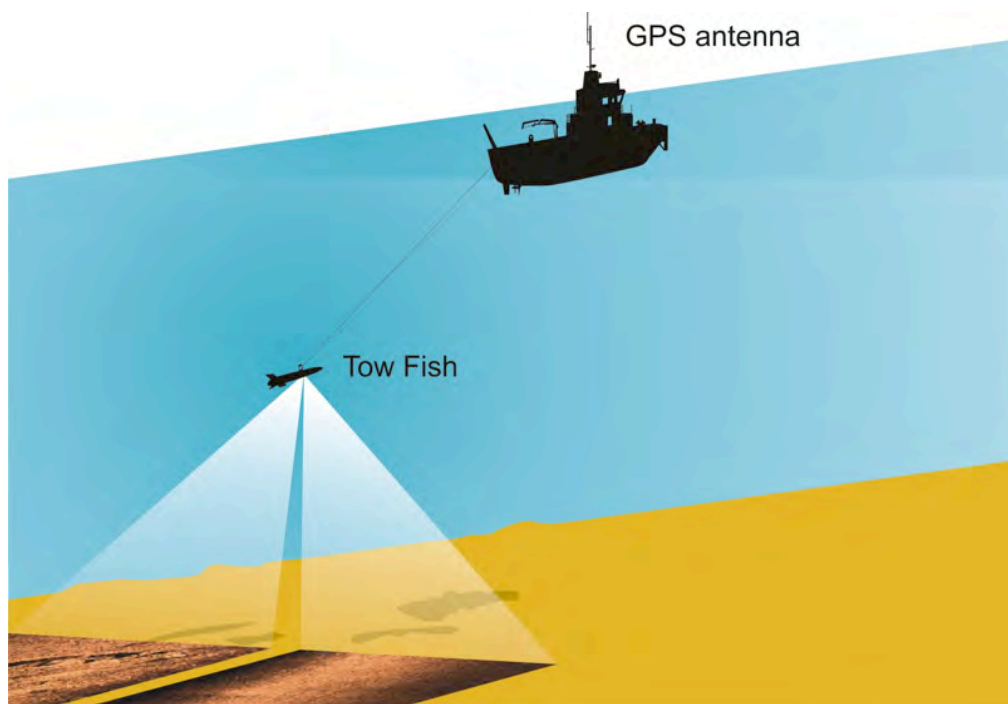
1.4 Kartering med side scan sonar

Utrustningen som användes var en Side scan sonar av typ DeepVision (340 KHz) med towfish DeepEye 340 SS (DeepVision, 2009; Fig. 3). Svepvidden går att variera mellan 30-200 meter åt varje håll beroende på bottenpografi och områdets djupförhållanden. Man kan även välja att bara scanna antingen åt styrbord eller babord. Sonarkabeln lades fast på ett knap styrbord akter. GPS-mottagaren sattes fast alldeles intill knapet. Sonaren sänktes till djup mellan 1 och 3 m beroende på vattendjupet. Med den fart som användes, mellan 2 och 6 knop, innebar detta att sonarfiskens position var endast någon dm akter om GPS-mottagaren.



Figur 3 Portabel side scan sonar av typ DeepVision (340 KHz). 1/ Dator , 2/ ytenhet, 3/ batteri, 4/ GPS-antenn, 5/ sonarfisk, 6/ kabel.

En sidtittande sonar använder ljudvågor för att registrera olika botten typer. Ordet sonar är en förkortning av "sound navigation and ranging". I en torpedliknande "fisk" (Fig. 4) 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 botten. I fisken omvandlas dessa till elektriska impulser, som går till datorn ombord på båten, varvid en horisontell skalriktig bild av botten erhålls. Starka reflektioner (hårda bottenar och hårda föremål) avbildas som ljusa partier i sonarplottet och svaga reflektioner (mjuka bottenar) avbildas mörkare. Sonarkarteringen ger en yttre "flygbild" över botten.



Figur 4 Principskiss för side scan sonar-kartering.

1.5 Sedimentprovtagning

Fältundersökningarna genomfördes under 2017-2019. Ytsedimentprovtagning (0-2 cm) utfördes med ponarhämtare på de flesta stationer.

På i stort sett alla stationer utfördes även provtagning av en sedimentkärna för dokumentation av lagerföljden.

På 1-3 stationer i varje sjö togs sedimentkärnor för retrospektiv analys av metaller och miljögifter. I de flesta fall togs 3 kärnor per station. Vid provuttag kombinerades proverna från dessa kärnor för att erhålla tillräckligt material på varje nivå för det 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.

1.5.1 Sedimentprovtagare

Tre olika sedimenthämtare användes vid undersökningarna.

1.5.1.1 Ponarhämtare

För ytsedimentprovtagning på E- och T-bottnar samt på grunt vatten användes den välbeprövade och för ytsedimentprovtagning ofta nyttjade modifierade Ponarhämtaren (Fig. 4; Håkanson och Jansson 1983). 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 vikterna togs bort och flytkroppar applicerades på hämtaren (Fig. 4 höger).

Hämtaren medger fri vattenpassage under nedfirning. 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. För att motverka att hämtaren sjönk för djupt togs vikterna bort och den försågs med flytkroppar. Om misstanke fanns att hämtaren kunde ha sjunkit för djupt gjordes provtagningen om. Prov uttogs som representerar de översta 0-2 cm av sedimentet.



Figur 4 Vänster: Ponarhämtaren laddad och redo för hugg. Mitt: Uttagning av ytsedimentprover. Höger: Utan tyngder och med flytkroppar.

1.5.1.2 Jonsson-hämtaren

För att kunna genomföra sedimentundersökningarna i grunda sjöar utvecklades en ny enkel provtagare inför provtagning i Räckstasjön (Jonsson 2016). Den bygger på att sediment samlas i ett plaströr som normalt användes i Geminihämtaren (Winterhalter 1998). Röret är 80 cm långt och har en inre diameter av 80 mm. Det fästs med hjälp av slangklämmor till en 4 m lång träregel (45x70 mm; Fig. 5) med längdmarkeringar. Till träregeln anslöts en smalare (25x25 mm) regel med hjälp av två hållare. Till den smala regeln fästes en gummikork som passar för att stänga övre delen av Gemini-röret. Regeln anpassades i nedre delen så att den i uppdraget läge fastnade i den nedre hållaren.

Med korken i öppet läge trycktes hämtaren ned i sedimentet till en nivå som grundat sig på det aktuella vattendjupet. När hämtaren tryckts ned till önskat djup trycktes korken ned i Geminiröret och hämtaren togs upp till ytan. Innan den lyftes ombord sattes en gummikork också i den undre delen av röret för att hindra att sedimentet skulle rinna ut. Stor vikt lades vid att kolla att hämtaren inte var toppfylld, vilket kan medföra att delar av ytsedimentet gått förlorat. Kärnan lossades, förseglades med plasttape för transport till lab.

Jonsson-hämtaren har fungerat utmärkt på alla bottenar där vattenvegetationen på ytan varit sparsam. Funktionen har varit sämre vid kraftigt vegetationsklädd botten, eftersom vegetationen förhindrat tätning mellan rör och kork.



Figur 5 Den nyutvecklade Jonsson-hämtaren (Jonsson 2016).

1.5.1.3 Geminihämtare

Provtagning av sedimentkärnor skedde på större djup än 4 m med Geminihämtare (Winterhalter 1998; Fig. 6). 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 mjukbottenar, 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.

Kärnorna förvarades så svalt som möjligt ombord och transporterades efter provtagningen till kylrum och förvarades i + 4° C i avvaktan på dokumentation.



Figur 6 Vänster: Geminihämtaren transportsurrad. Höger: Laddad och redo för hugg.

1.6 Provhantering

Ytsedimentproverna och kärnorna transporterades efter provtagningen till kylrum och förvarades i $+4^{\circ}\text{C}$ i avvaktan på dokumentation, provuttag och vidare transport till ALS för analys.

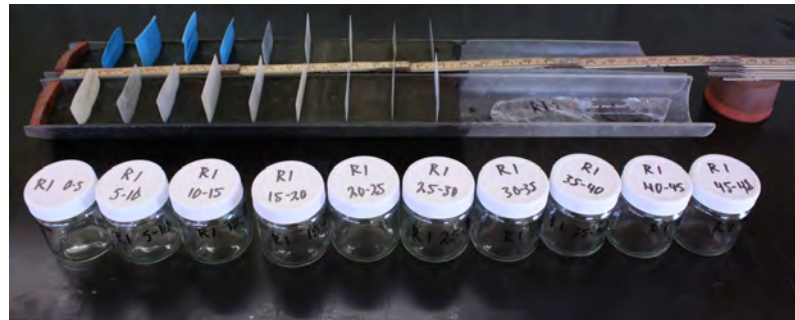
1.7 Dokumentation av sedimentkärnor

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 kärnhelvorna 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.

1.8 Snittning av sedimentkärnor

Kärnorna som skulle användas för analys av metaller och miljögifter snittades med snittningsutrustning för Gemini-hämtaren (Fig. 7 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. De kärnor som delades för dokumentation användes även för provuttag.

Den kärna från varje station som delades för dokumentation användes även för provuttag för miljögiftsanalys (Fig. 7 höger).



Figur 7 Vänster: Direkt snittning av Gemini-kärna. Höger: Provtagning av utskjuten Geminikärna.

1.9 Datering

I en del 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. Ett årsvarv bildas.

Man kan i sedimentkärnor ofta registrera en övergångsperiod där homogena, syrgassatta bioturberade sediment omväxlar med sådana som är varviga och därigenom indikerar ansträngda syrgasförhållanden. Några tydliga årsvarv avlöses ofta av en eller annan centimeter jämnt och ljust sediment, vilket slutligen följs av en konstant laminering ända upp till sedimentytan. Detta tolkas så att djuren på denna plats har slagits ut av brist på syrgas, varvid den första varvningen uppstår. Denna gräns brukar ligga vid en syrgashalt lägre än 2-3 mg O_2/l . Sedan blir syrgasförhållandena bättre under några år och provtagningsplatsen koloniserar då av djur som överlevt någonstans i närheten. Så småningom blir emellertid syrgasbristen permanent, och då blir utslagningen av bottendjuren beständig. De laminerade bottenarna täcks ofta tidvis av utbredda mattor av svavelbakterier (*Beggiatoa* sp.). De sediment som tas upp från sådana bottenar stinker oftast av svavelväte (H_2S), en gas som är giftig för allt högre liv.

Även på laminerade bottenar kan det finnas bottenlev. Om det finns tillräckligt med bottenlev för att fullständigt blanda om det sedimentande materialet uppstår ett homogent sediment utan synliga strukturer. Den andra extremen är att det inte finns några högre bottenlev över huvudet. Då uppstår mycket tydligt laminerat sediment. Men om det finns en liten mängd bottenlev kan dessa inte fullständigt blanda om vad som ”regnar ned” till bottenarna från ovanförliggande vattenmassa, varvid diffust laminerat sediment uppstår. Är sedimentackumuleringen låg räcker det med en betydligt mindre mängd bottenlev för att totalt blanda om sedimentet än i sjöar med en högre årlig sedimenttillväxt.

I de fall där det varit möjligt har åldersbestämning av sedimenten grundats på varvräkning och konnekterats med optiskt tydliga lednivåer. 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).

2 ANALYSER

2.1 Sedimentologiska basparametrar

2.1.1 Vattenhalt

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

2.1.2 Glödförlust

Glödförlust bestämdes av ALS enligt DIN EN 15169.

2.1.3 Totalt organiskt kol (TOC)

Bestämning av TOC enligt DIN ISO 10694.

2.1.4 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 VS),
 r_m = densiteten av oorganiska partiklar (g/cm^3)
 W = vattenhalt (% VS),
 LOI = glödningsförlust (% TS).

För ovanstående formel krävs att r_m -värdet är känt. Sedimenten är till största delen uppbyggda av ler och silt med densitet mellan $2,6\text{--}2,85 \text{ g/cm}^3$ (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 $2,6 \text{ g/cm}^3$. Med hjälp av detta kan en enklare formel användas:

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

2.2 Metaller

Bestämning av metaller enligt ALS analyspaket M-2. Provet har torkats vid 50°C och elementhalterna torrsbstansskorrigerats. 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).

2.3 Tennorganiska föreningar

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

2.4 Bromerade flamskyddsmedel

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

2.5 Klorparaffiner

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

2.6 Polyklorerade bifenyler

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

2.7 Bromerade flamskyddsmedel

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

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

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

2.9 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)perylen
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.

2.10 Perfluorerade karboxylsyror, perfluorerade alkylsulfonater, s perfluoroktansulfonamid

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

2.11 PFOS, PFHxS, PFOSA

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

REFERENSER

- DeepVision, 2009. DeepEye Sonar System - User's Guide, 8 sid. <http://www.deepvision.se/>
- DrDepth Djupmättningsprogramvara. <http://www.drdepth.se>
- 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., 2016. Metaller och organiska miljöföroreningar i sediment i Råcksta Träsk. JP Sedimentkonsult Rapport 2016:1, 38 sid 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.
- 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.
- Winterhalter, B., 1998. The Gemax corer for soft sediments, 9 sid. Geological Survey of Finland, Espoo. <http://www.kolumbus.fi/boris.winterhalter/GEMAX.pdf>

BILAGA 2 Protokoll och fotografier från sedimentprovtagning

KARLBERGSKANALEN

Station U1

Position

WGS-84	Lat 59 19,841	Long 18 03,097
SWEREF 99 1800	6579507.68	152938.188

Djup: 4,0 m

Anm: Ingen kärna tagen. Fast glacial eller postglacial lera under lite recent material. Endast ytsediment med Ponarhämmtare.

Station U2

Position

WGS-84	Lat 59 20,012	Long 18 02,980
SWEREF 99 1800	6579825.088	152826.951

Djup: 3,5 m

Anm: Oljelukt



Station U3

Position

WGS-84	Lat 59 20,129	Long 18 02,746
SWEREF 99 1800	6580042.161	152604.82

Djup: 4,1 m

Anm: Stark oljelukt. Sandigt skikt 11-13 cm.



Station U4

Position

WGS-84 Lat 59 20,160 Long 18 02,581

SWEREF 99 1800 6580099.614 152448.266

Djup: 3,4 m

Anm: Oljelukt

**Station U5**

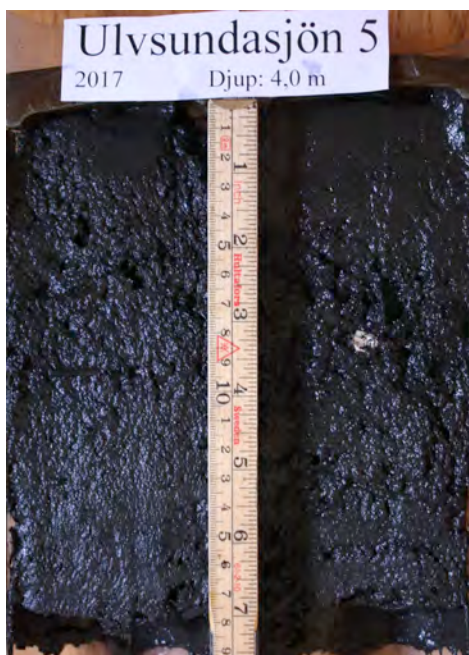
Position

WGS-84 Lat 59 20,200 Long 18 02,253

SWEREF 99 1800 6580173.693 152137.092

Djup: 4,0 m

Anm: Oljelukt

**Station U6**

Position

WGS-84 Lat 59 20,300 Long 18 01,740

SWEREF 99 1800 6580359.118 151650.403

Djup: 4,2 m

Anm: Oljelukt. Levande Chironomus plumosus på ca 5 cm.

**Station U7**

Position

WGS-84 Lat 59 20,378 Long 18 01,240

SWEREF 99 1800 6580503.763 151176.104

Djup: 4,2 m

Anm: Oljelukt



BÄLLSTAVIKEN

Station U8

Position

WGS-84 Lat 59 21,389 Long 17 57,858

SWEREF 99 1800 6582381.234

147969.381

Djup: 4,5 m

Anm: T-botten



Station U9

Position

WGS-84 Lat 59 21,118 Long 17 58,139

SWEREF 99 1800 6581877.938 148235.535

Djup: 6,7 m

Anm: U9 ungefär samma position som UP8 från tidigare provtagningar. Försökt ta med Gemini 5 ggr innan nedanstående kärna kunde tas. T-botten.



ULVSUNDASJÖN

Station U10

Position

WGS-84 Lat 59 20,718 Long 17 59,027

SWEREF 99 1800 6581134.965

149077.291

Djup: 13,9 m



Station U11

Position

WGS-84 Lat 59 20,566 Long 17 59,297

SWEREF 99 1800 6580852.695 149333.286

Djup: 14,0 m

Anm: Oljelukt i den nedre delen av kärnan. Slagg här och var. Stor bit på 35-40 cm. Sandsikt på 25-30 cm.



Station U12

Position

WGS-84 Lat 59 20,630 Long 17 59,017

SWEREF 99 1800 6580971.579 149067.768

Djup: 13,0 m

Anm: Nedre delen av kärnan förlorad. Annars likartad som U13.



Station U13

Position

WGS-84 Lat 59 20,532 Long 17 59,627

SWEREF 99 1800 6580789.526 149646.247

Djup: 15,2 m



Station U14

Position

WGS-84	Lat 59 20,533	Long 18 00,071
SWEREF 99 1800	6580791.367	150067.336

Djup: 11,5 m

Anm: Försökt ta Geminihugg 5 ggr utan att lyckas. Ponarprovtagningen visat på mycket slagg i sedimentet. Endast ytsediment taget.

Station U15

Position

WGS-84	Lat 59 20,132	Long 17 59,681
SWEREF 99 1800	6580046.848	149697.401

Djup: 16,4 m

Anm: Försökt ta Geminihugg 5 ggr utan att lyckas. En kärna runnit ut. Fångat upp i håv. Mycket slagg. Ponarprovtagningen visade också på mycket slagg i sedimentet. Endast ytsediment taget.

Station U16

Position

WGS-84	Lat 59 20,631	Long 17 58,608
SWEREF 99 1800	6580973.551	148679.892

Djup: 5,2 m

Anm: 10 cm löst recent material, därunder glaciallera. Endast ytsediment taget.

Station U17

Position

WGS-84	Lat 59 20,362	Long 18 00,052
SWEREF 99 1800	6581900.691	150049.321

Djup: 7,5 m

Anm: Överst ca 5 cm recent material ovanpå siltigt lager. Endast ytsediment taget.