

Metaller och organiska miljöföroreningar i sediment i Räcksta Träsk



Mottagare:
Miljöförvaltningen
Stockholms Stad
Ulf Mohlander

Sollenkroka den 12 december 2016

JP Sedimentkonsult Rapport 2016:1

INNEHÅLLSFÖRTECKNING		
SAMMANFATTNING		3
1	UPPDRAG OCH SYFTE	6
1.1	Beställare	6
1.2	Syfte	6
1.3	Arbetsmoment	6
1.4	Rapportens uppläggning	7
2	UNDERSÖKNINGSOMRÅDET	7
3	MATERIAL OCH METODER	8
3.1	Positionering	8
3.2	Djupmätning	8
3.3	Kartering med side scan sonar	9
3.4	Sedimentprovtagning	10
3.4.1	Sedimentprovtogare	10
3.4.1.1	Ponarhämtare	10
3.4.1.2	Nyutvecklade ”Jonsson-hämtaren”	10
3.5	Sedimentprovtagning	11
3.6	Provhantering	13
3.7	Snittning av sedimentkärnor	13
3.8	Dokumentation av sedimentkärnor	13
3.9	Datering	14
3.9.1	Radiocesium	14
4	ANALYSER	15
4.1	Sedimentologiska basparametrar	15
4.1.1	Vattenhalt	15
4.1.2	Glödförlust	15
4.1.3	Densitet	15
4.2	Grundämnen	15
4.3	Tennorganiska föreningar	15
4.4	Bromerade flamskyddsmedel	15
4.5	Klorparaffiner	15
4.6	Pesticider	16
4.7	Polyklorerade bifenyler	16
4.8	Polycykliska aromatiska kolväten	16
4.9	Klorerade pesticider	16
5	RESULTAT OCH DISKUSSION	16
5.1	Djupkartering	16
5.2	Kartering med side scan sonar	17
5.3	Bottendynamik	19
5.4	Sedimentförhållanden	19
5.4.1	Torrsubstanshalt och organisk halt	19
5.4.2	Datering	20
5.4.3	Total sedimentackumulation i sjön	22
5.5	Föreningar	23
5.5.1	Bedömningsgrunder metaller	23
5.5.2	Bedömningsgrunder organiska miljögifter	24
5.5.3	Areell fördelning	26
5.5.3.1	Metaller	26
5.5.3.2	Organiska föreningar	27
5.5.3.2.1	Polyaromatiska kolväten – PAH	27
5.5.3.2.2	Organiska tennföreningar	28
5.5.3.2.3	Polyklorerade bifenyler – PCB	29
5.5.3.2.4	Övriga organiska föreningar	29
5.5.4	Föreningshistorik	29
5.5.4.1	Metaller	30
5.5.4.2	Organiska föreningar	33
5.5.4.2.1	Polyaromatiska kolväten – PAH	33
5.5.4.2.2	Organiska tennföreningar	33
5.5.4.2.3	Polyklorerade bifenyler – PCB	35
5.5.4.2.4	Övriga organiska föreningar	36
5.6	Deposition av föreningar i sediment	36
REFERENSER		38
BILAGA 1	Protokoll och fotografier från sedimentprovtagning	
BILAGA 2	Resultat och analysmetoder	

SAMMANFATTNING

Fältundersökningarna genomfördes den 30 augusti 2016 från en öppen 4 m lång roddbåt med elektrisk utombordsmotor. Arbetet inleddes med djupmätning och side scan sonarkartering av navigeringsbara delar av Råcksta Träsk.

Utifrån karteringen med side scan sonar och djupmätningarna, genomfördes sedan sedimentprovtagning på 5 provtagningsstationer i sjön. Samtliga stationer bedömdes vara goda ackumulationsbottnar för finsediment. På stationerna R2, R3, R4 och R5 uttogs endast ytsediment för analys. På station R1 har en retrospektiv studie utförts på tio nivåer. På alla fem stationerna har sedimentkärnor tagits ned till 42-53 cm under sedimentytan. De 14 insamlade proverna har analyserats med avseende på sedimentologiska basparametrar, metaller och organiska miljögifter.

Vattendjupet vid vår undersökning var generellt sett 0,3-0,5 m större än vid tidigare uppmätning. Det största uppmätt djupet var drygt 2,7 m. Orsakerna till dessa diskrepanser är okända.

Sonarkarteringen visade att den allra största delen av Råcksta Träsk botten utgörs av mjuka sediment. De centrala delarna av Råcksta Träsk uppvisar en odramatisk sonarbild som indikerar goda ackumulationsbottnar. Inga ekon av någon betydelse har hittats förutom boj och bojsänke något väster om mitten av sjöns södra sida samt ett par pålar i sjöns östra del.

Utifrån djupmätningen och side scan sonar-karteringen kan man konstatera att i stort sett hela bottenarean utgörs av mjukbotten. Slutsatsen är att sedimentackumulation sker i stort sett överallt i sjön, åtminstone i områden djupare än 1 m.

Vattenhalten varierar mellan 83 och 93 %. Detta indikerar goda ackumulationsförhållanden, vilket konfirmeras av glödförluster som varierar mellan 17,5 och 25,3 %.

Dateringen med radiocesium var resultatlös. Ingen markerad pik erhöles och någon datering av kärnan kunde således inte göras med denna metodik. Tack vare tydligt avvikande sediment på mellan 30 och 42 cm djup i de olika kärnorna som daterats till år 1973 då en omfattande muddring av sjön genomfördes har en god datering av kärnorna erhållits.

Zink och koppar uppvisar halter i ytsediment som är att klassificera som mycket stor avvikelse från den regionala bakgrunden i Mälardalen (Klass 5). Blyhalterna ligger i haltavsnittet Klass 4, men är under Havs- och vattenmyndighetens gränsvärde för uppnående av god kemisk status. Halterna av kadmium och kvicksilver hamnar i Klass 3. Kadmiumhalterna ligger dock under Havs- och vattenmyndighetens gränsvärde för uppnående av god kemisk status. Ytsedimenthalterna av arsenik och krom ligger i klass 1 och även kobolt och nickel är låga.

Vad gäller organiska miljögifter har PAH-er, MBT, DBT, TBT, PCB-er, klorparaffiner och hexaklorbensen registrerats i stort sett i alla ytsediment från Råcksta Träsk. Utöver detta har några specifika ämnen detekterats på en eller några stationer, t.ex. monooktyltenn, dioktyltenn, tetrabutyltenn, BDE47, BDE209, summaPBDE och irgarol. SummaPAH11 ligger för alla de undersökta stationerna i Klass 5 (enligt Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder för miljö kvalitet Kust och hav), liksom i stort sett alla de enskilda kongenerna. Antracen hamnar lika med eller klart över Havs- och vattenmyndighetens gränsvärde för uppnående av god kemisk status, medan fluoranten ligger långt under gränsvärdet.

Det höga kravet på sedimentkvalitet från Havs- och vattenmyndigheten för att kunna följa miljö kvalitetsnormen vad gäller TBT medför att tre av fem stationer i Råcksta Träsk överstiger gränsvärdet för god kemisk status. På alla stationer är DBT 3-6 gånger högre än TBT. I Råcksta

Träsks ytsediment ligger kvoten TBT) / MBT + DBT på 0,11- 0,26, vilket klart indikerar en ”gammal” förorening. Något märkligt är dock blotta förekomsten av organiska tennföreningar i en sjö utan båttrafik. Tänkbara orsaker till detta diskuteras i rapporten.

sPCB7-halterna i ytsedimenten är mycket höga och genomgående ca 3 ggr högre än klassgränsen mellan Klass 4 och 5. Även de sju kongenerna ligger i den högsta klassen (klass 5). sPCB7-halterna är ungefär av samma storleksordning som sPCB7-halterna var i Östersjöns sediment omkring 1970, då mycket allvarliga effekter på Östersjöns biota registrerades.

Klorparaffiner C14-C17 i ytsedimenten är nästan 10 ggr högre än i Strömmens ytsediment. Det är inte riktigt lika illa med hexaklorbensen, men halterna är mellan 2 och 5 gånger högre i Råcksta Träsk än i Strömmen.

Tidstrenderna för många av föroreningarna, såväl metaller som organiska miljögifter, är karaktäristiska med låga halter i skiktet under ”muddringshorisonten” på 34 cm och nedåt. Ovanför lagerföljdsluckan från år 1973 ökar de flesta föroreningarna substantiellt och når pikvärden under 1980- och 1990-talen för att därefter minska i halter upp emot 2000-talet.

Koppar, bly och kadmium uppvisar likartade tidstrender med förhållandevis låga halter i det äldre sedimentet under 34 cm (1973) och från 1973 påtagligt ökande halter som under 1980- och 1990-talen klassas som mycket stor avvikelse (Klass 5), därefter sjunkande igen. För bly och kadmium sjunker halterna till klass 4 och för kadmium även till klass 3.

Något olika tidstrender kan urskiljas där koppar når pik-värden under mitten av 1990-talet medan bly och kadmium når max-värden på 1980-talet. Zinkhalterna uppvisar samma ökningsbild under 1970- och 1980-talen men sen planar halterna ut och är i stort sett lika höga idag som under 1990-talet. Halterna av kvicksilver har ett likartat tidsförlopp som bly och kadmium men halterna är inte alls lika höga utan når som högst klass 3 med pik-värden under 1980-talet och därefter sjunkande halter.

Krom uppvisar ett mönster kännetecknas av endast mycket svagt ökande halter uppåt i sedimentkärnan i förhållande till de betydligt äldre sedimenten före 1973. Halterna för nickel, kobolt och arsenik ligger i klass 1 och 2. Tidstrenderna uppvisar liknande mönster som för övriga ämnen även om halterna är låga.

För tenn, silver och vanadin finns inga bedömningsgrunder framtagna. Tenn uppvisar ett mönster som liknar bly, kadmium och koppar. Tidstrenden för silver liknar också trenden för bly, kadmium och koppar. Silver har under 1900-talet använts i tryckerier och vid fotoframställning. Halten i ytsediment är av samma storleksordning som i Ulvsundasjön och Årstaviken men avsevärt lägre än i Strömmen.

De polyaromatiska kolvätena uppvisar genomgående mycket höga halter och ytsedimenten har ungefär 2 gånger högre värden av summaPAH11 än klassgränsen mellan klass 4 och 5. För antracen och fluoranten är de relativa halterna ännu högre. Tidstrenderna för summaPAH11 och de enskilda kongenerna är snarlika. I relation till gränsvärdet för god kemisk status för antracen överskrids detta från 1980-talet fram till idag, medan fluoranten ligger klart under gränsvärdet.

TBT-halterna beskriver en tydlig tidstrend med ökande halter från 1973 och till slutet av 1980-talet och därefter kontinuerligt avtagande till en knapp tiopotens lägre halt i ytsedimenten än djupare ned. TBT-halterna i kärnan från R1 överstiger gränsvärdet för god kemisk status på alla nivåer. DBT-halterna är ungefär en tiopotens högre än TBT-halterna, medan MBT-halterna är av samma storleksordning som TBT. Kvoten TBT/DBT+MBT i kärnan från station R1 är genomgående mycket låg och indikerar klart att det här är fråga om en gammal förorening.

En översiktlig uppskattning av den totala årliga föroreningsdepositionen visar att koppar-, bly- och framförallt zinktillförseln hög. För zink kan inte någon substantiell minskning noteras under de två senaste decennierna, vilket dock är tydligt för koppar och bly. Belastningen av PCB och PAH är hög.

Vad gäller de fem ämnen som i Havsmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) åsatts gränsvärden för god kemisk status i sediment ligger halterna för fluoranten, kadmium och bly under gränsvärdena för god kemisk status. För antracen ligger sedimenthalterna ca 1,5 gånger över gränsvärdet, vilket leder till ett förbättringsbehov på 33 % motsvarande en reduktion på 1,7 g/år. För TBT ligger medelhalten i sjöns ytsediment strax över Havsmyndighetens gränsvärde för god kemisk status. Förbättringsbehovet är uppskattat till 7 %, vilket skulle innebära en reduktion på 0,02 g/år. Hänsyn bör dock också tas till DBT, som visserligen är något mindre giftigt än TBT, men som uppmätts i drygt 5 gånger högre halter i ytsediment från Råcksta Träsk.

1 UPPDRAG OCH SYFTE

1.1 Beställare

Miljöförvaltningen
Stockholms Stad
Ulf Mohlander

1.2 Syfte

Syftet med den föreslagna undersökningen är:

- att inledningsvis genomföra en undersökning med hjälp av side scan sonar av Råcksta Träsks botten, dels för att avgöra var provtagningspunkterna lämpligen kan förläggas, dels för att identifiera eventuella främmande föremål i sjön.
- att genomföra en yttäckande och representativ provtagning av sediment i Råcksta Träsk i fem punkter varav en sedimentkärna som är representativ för sjön. Provtagningen ska kvalitetssäkras och kärnans integritet ska enligt krav från beställaren verifieras genom in-situ filmning av provtagningsförloppet med hjälp av bottenvideokamera.
- att analysera metaller och organiska miljögifter i ytsediment (0-2 cm), som representerar föroreningsbilden från de senaste åren.
- att analysera 10 skikt i den representativa sedimentkärnan 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 Råcksta Träsk.

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

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

1.3 Arbetsmoment

Arbetet har omfattat följande moment:

- Uppstartmöte
- Rekognoscering av lämplig sjösättningsplats för provtagningsbåten.
- Djupmätning
- Kartering med side scan sonar
- Upprättande av preliminär botten dynamisk karta som grundar sig på i fält insamlat material från side scan sonar och ekolod
- Provtagning av ytsediment från 5 stationer och sedimentkärnor från samma stationer för dokumentation av lagerföljder
- Provtagning av en representativ sedimentkärna för retrospektiv analys av den historiska utvecklingen
- Dokumentation av sedimentprovtagningen med bottenvideokamera
- Dokumentation av insamlade sedimentkärnor i lab och provuttag
- Analys av 14 prover (5 ytsediment, 9 djupprov i representativ sedimentkärna)
- Delrapportering av genomförd provtagning och preliminära resultat vid det första mötet med referensgruppen för arbetet med lokala åtgärdsprogram för Judarn, Kyrksjön och Råcksta Träsk den 4 oktober 2016

- Bearbetning och utvärdering av resultat
- Slutrapportering

1.4 Rapportens uppläggning

För att så klart och logiskt som möjligt redovisa för hur studien planerats och genomförts har rapporten disponeras på följande sätt:

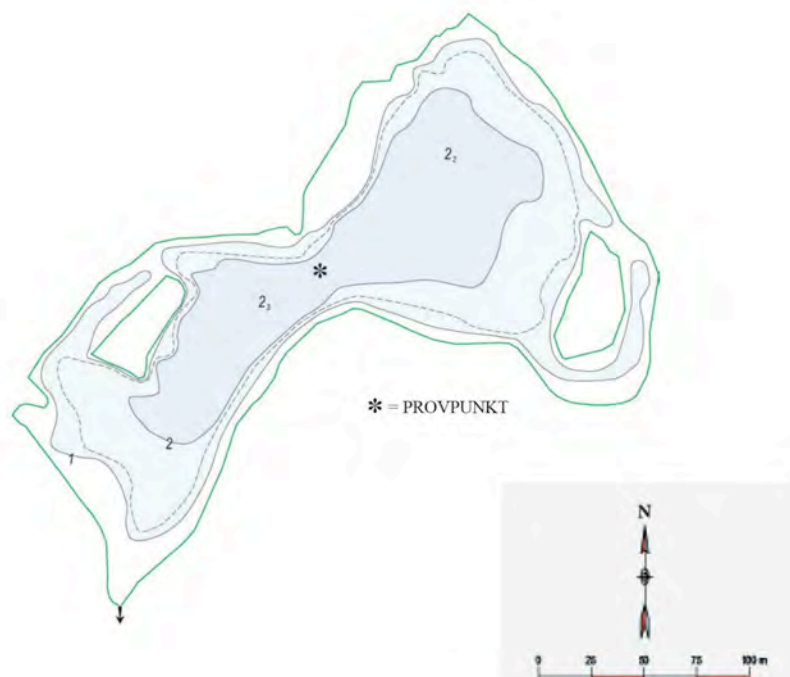
- Områdesbeskrivning och områdets bottendynamik
- Sedimentprovtagning
- Erhållna resultat som rör sedimentens sammansättning och struktur
- Datering och sedimentackumulation
- Historisk sedimentutveckling
- Geografisk spridning av föroreningar
- Sedimentackumulation av föroreningar
- Källor till föroreningssituationen
- Slutsatser

I appendix återfinns följande

Protokoll inkluderande positioner (SWEREF 99 1800) och djup, fotografier av sedimentkärnor
Resultat och analysmetoder

2 UNDERSÖKNINGSOMRÅDET

Enligt faktaunderlag från VATTENPROGRAM för Stockholm 2000 (Miljöbarometern Stockholm) är medeldjupet i Räcksta Träsk 1,5 m och det största djupet 2,3 m (Fig. 1). Ingen uppgift finns hur vattenståndet vid utloppspegeln var vid denna uppmätning.



Figur 1 Vattendjup i Räcksta träsk (Miljöbarometern Stockholm).

Sjöytan (3,6 ha) utgör ca 1 % av tillrinningsområdets yta (360 ha). Volymen beräknades på ovanstående uppgifter till ca 47 000 m³ och den teoretiska omsättningstiden till 2-3 veckor. Tillrinningsområdet har en stor andel (ca 70 %) skog och öppen mark. Drygt 20 % utgörs av

bebyggelse och 10 % av vägar. Enligt uppgift står bebyggelse för det störst bidraget av både näringsämnen och metaller. Fosforhalterna i vattnet tyder på stor internbelastning.

Sjön är svagt skiktad under sommaren. Syrebrist uppstår tidvis i bottenvattnet vintertid. Fosforhalterna är ofta mycket höga under sommaren, vilket leder till ett måttligt siktdjup, 1-2 m. Mycket höga halter har registrerats av koppar och bly i ytsedimenten vid provtagning 1991 och 1997. Måttliga halter av övriga tungmetaller. Längre ned i sedimenten uppmättes höga halter av organiska miljögifter (PAH och PCB).

Räcksta Träsk har ett stort friluftsvärde på grund av närheten till Grimstaskogen. Sjön sugmuddrades 1973 för att hindra igenväxning. Samtidigt förstörades vattenspegeln genom att vegetation och en del av stranden grävdes bort. 1992 gjordes en rensning, främst vid utloppet, av vass, jättegröe och flytbladsväxter på en sammanlagd yta av 1600 m². 1997 muddrades sjön utanför Räckstaledningningen i sjöns norra del, sannolikt med grävskopa.

3 MATERIAL OCH METODER

Fältundersökningarna genomfördes den 30 augusti 2016 från en öppen 4 m lång roddbåt med elektrisk utombordsmotor. Båten sjösattes från Kanaans väg i sjöns sydvästra del (Fig. 2). Siktdjupet (< 1 m) var dåligt pga. mycket regn föregående dagar; 11,9 mm den 28 augusti och 21,9 mm den 29 augusti. Vattendjupet vid överfallet i utloppet uppmättes till 18 cm.



Figur 2 Google Earth-bild över undersökningsområdet. Vänster bild: sedimentprovtagningsstationer och sjösättningsplats för båt. Höger bild: Dagvattenutlopp i Räcksta Träskområdet.

3.1 Positionering

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

3.2 Djupmätning

Vår undersökning 2016 inleddes med en djupkartering av sjön med ett ekolod av märket Garmin 400C. Ekolodet registrerade djupet kontinuerligt och resultaten framställdes med dataprogrammet DrDepth. GPS-mottagaren var placerad rakt ovanför ekolodsgivaren.

3.3 Kartering med side scan sonar

I denna studie gick sonarfisken på endast 0,3 m. Sonarkabeln lades fast på ett knap styrbord akter. GPS-mottagaren sattes fast alldeles intill knapet. Med den fart som användes, ca 2 knop, innebar detta att sonarfiskens position var endast någon dm akter om GPS-mottagaren.

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. I detta arbete användes svepvidden 30 m åt styrbord.



Figur 3 Portabel side scan sonar av typ DeepVision (340 KHz).

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" 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 ytriktig "flygbild" över botten.

3.4 Sedimentprovtagning

Sedimentprovtagning genomfördes den 30 augusti på 5 stationer i sjön (Fig. 1).

3.4.1 Sedimentprovtogare

Två olika sedimenthämtare användes vid studien.

3.4.1.1 Ponarhämtare

För ytsedimentprovtagning på E- och T-bottnar samt på grunt vatten användes den välbeprövade och för ytsedimentprovtagning ofta utnyttjade Ponarhämtaren (Fig. 4). Den har en enkel och funktionellt tillförlitlig konstruktion. Löstagbara vikter gör att den kan användas på såväl mjuka som hårda bottnar. Denna provtagare användes främst på de något hårdare bottarna i anslutning till stränderna.

Hämtaren medger fri vattenpassage under nedfiring. När den nått botten och draget i vajern upphör frisläpps låsmekanismen varvid hämtaren stänger när uppfirming påbörjas. Stor vikt lades vid att kontrollera att hämtaren inte var toppfylld, vilket kan medföra att delar av ytsedimentet gått förlorat. I förekommande fall gjordes provtagningen om. Från Ponarhämtaren uttogs prov som representerar de översta 0-2 cm av sedimentet.



Figur 4 Vänster: Ponarhämtaren laddad och redo för hugg. Höger: Uttagning av ytsedimentprover.

3.4.1.2 Nyutvecklade ”Jonsson-hämtaren”

För att kunna genomföra sedimentundersökningen i Räcksta Träsk och samtidigt dokumentera provtagningen med bottenvideokamera utvecklades en ny enkel provtagare som bygger på att sediment samlas i ett plaströr som normalt användes i Geminihämtaren (Winterhalter 1998). Röret är 80 cm långa och har en inre diameter av 80 mm. Röret fästes 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.



Figur 5 Den för denna undersökning nyutvecklade Jonsson-hämtaren

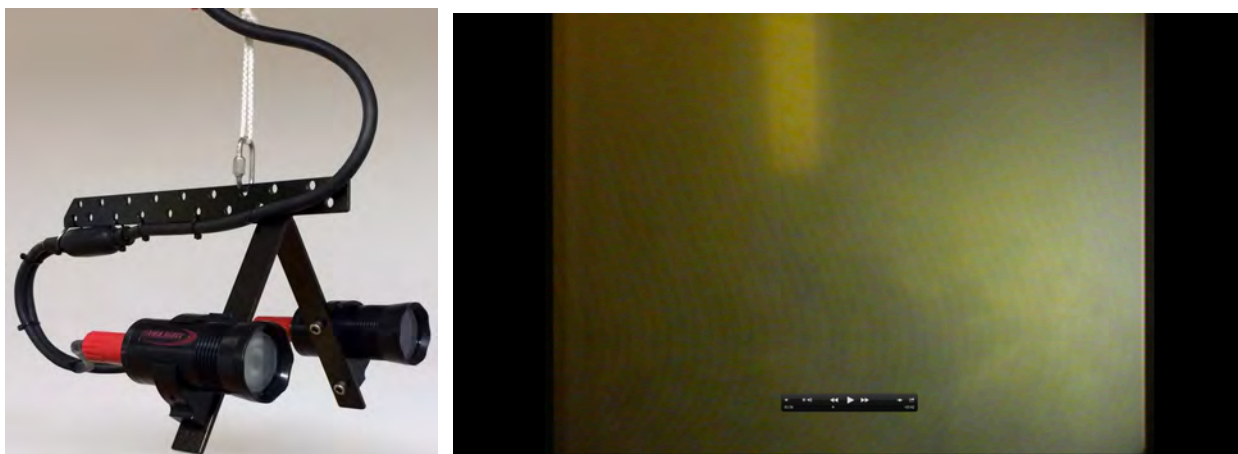
3.5 Sedimentprovtagning

Ytsedimentprovtagning (0-2 cm) utfördes med ponarhämtare på alla dessa stationer. På alla stationer utfördes även provtagning av en sedimentkärna för dokumentation av lagerföljden. På Stn R1 i centrala Räcksta Träsk togs två sedimentkärnor för retrospektiv analys av metaller och miljögifter.

Vid provtagningen upprättades ett fältprotokoll för varje provtagningsstation där position (SWEREF 99 1800), sedimentkaraktistik, provtagningsdjup och övriga observationer noterades.

Den kärna från Stn R1 som delades för dokumentation användes även för provuttag för datering med ^{137}Cs . Prover uttogs på 0-2, 5-7, 10-12, 15-17, 20-22, 25-27, 30-32, 35-37 cm. Proverna torkades över natt i 105 °C och lades på scint-burkar för datering vid limnologiska institutionen i Uppsala.

Provtagningen av Stn R1 filmades med en bottenvideokamera av märket Sublight Technology (100 m kabel). Kameran monterades på Jonsson-hämtaren tillsammans med en LED-lampa med ljusflöde på 100 lm (15 W)(Fig. 6 vänster). På grund av det dåliga siktdjupet var det inte möjligt att urskilja några detaljer vid provtagningen (Fig. 6 höger). I figuren syns hämtaren som en ljus cylinder i ett i övrigt grönt partikelrikt vatten just före nedsjunkning i sedimentet.



Figur 6 Videofilmning av sedimentprovtagning. Vänster: Bottenvideokamera av märket Sublight Technology. Höger: Enkelbild från videoprovtagning av Stn R1.

Provtagningen gick utmärkt och kärnan togs upp intakt med sedimentytan ostörd. Direkt efter provtagningen noterades ett något grumligt supernatant vatten ovanför sedimentytan. Bilden i figur 7 är tagen ett dygn efter provtagningen och man kan iaktta ett ljust fluffigt skikt på sedimentytan. Detta är med all säkerhet partikulärt material som fanns resuspenderat i vattenmassan vid provtagningen och som nu efter ett dygn sedimenterat ned till sedimentytan.



Figur 7 Kärna från stn R1 efter 1 dygn i kylskåp.

3.6 Provhantering

Ytsedimentproverna och kärnorna transporterades efter provtagningen till kylrum och förvarades i +4° C i avvaktan på dokumentation, provuttag och vidare transport till ALS för analys.

3.7 Snittning av sedimentkärnor

Kärnorna från R1 som skulle användas för analys av miljögifter snittades med snittningsutrustning för Gemini-hämtaren (Fig. 8 vänster). Prover uttogs på 5-10, 10-15, 15-20, 20-25, 25-30, 30-35, 35-40, 40-45 och 40-48 cm.

Den kärna från Stn R1 som delades för dokumentation användes även för provuttag för miljögiftsanalys (Fig. 8 höger). Samma kärna användes för provuttag för ¹³⁷Cs-datering. Prover uttogs på 0-2, 5-7, 10-12, 15-17, 20-22, 25-27, 30-32, 35-37 cm. Proverna torkades över natt i 105 °C och lades på scint-burkar för datering vid limnologiska institutionen i Uppsala.



Figur 8 Vänster: Direkt snittning av Gemini-kärna. Höger: Provtagning av utskjutet Geminikärna.

3.8 Dokumentation av sedimentkärnor

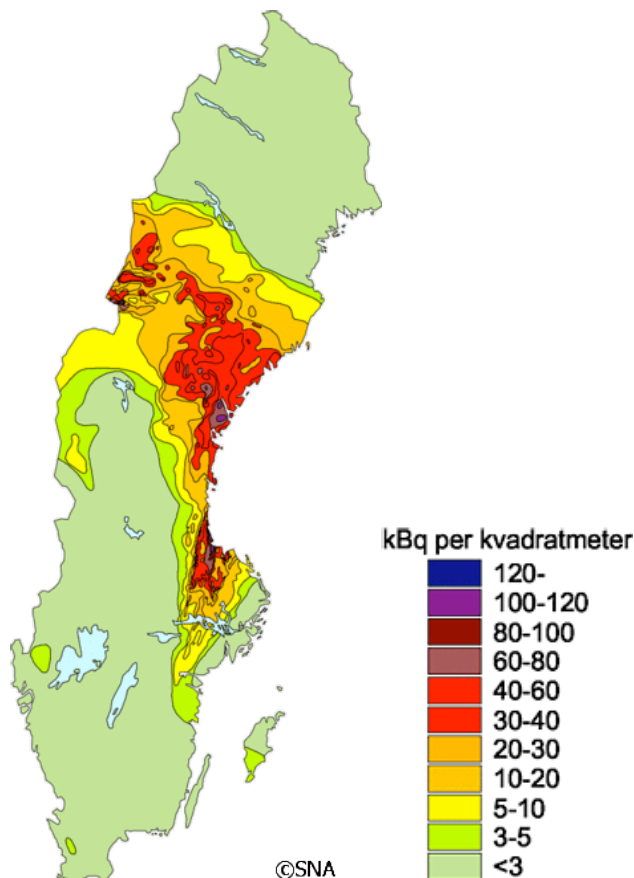
För att undvika att löst sediment rann ut i samband med utskjutningen placerades sedimentkärnorna avsedda för dokumentation i frysbox i ca 2 timmar så att de yttersta 3-4 mm frös till. Efter en snabb spolning med varmt vatten pressades sedimentkärnan ut ur röret med en utskjutare. Ett tunt isskikt både på ytsedimentet och på sidorna hindrade härigenom utflytning av löst sediment. Efter utskjutning av kärnan klövs den på mitten och de båda kärnhalvorna placerades i två rännor. De två halvorna fotograferades med digitalkamera. Bilderna överfördes sedan till dator för vidare bildanalys. I datorn analyserades kärnorna noggrant med avseende på bland annat laminering, varvantal, varvtjocklek, färg och struktur.

3.9 Datering

3.9.1 Radiocesium

Ett användbart hjälpmedel för att datera sediment är att analysera ^{137}Cs -aktiviteten i de olika varven. ^{137}Cs började uppträda först efter atombombstesterna i atmosfären i början av 1960-talet (med toppar runt 1963-64). Det största nedfallet av radiocesium skedde dock i slutet av april 1986 när en reaktor i atomkraftverket Tjernobyl i Ukraina exploderade. Nedfallet av ^{137}Cs blev tämligen ojämnt fördelat över Sverige (Fig. 9), och det är tveksamt om nedfallet i Räcksta Träsks tillrinningsområde var tillräckligt stort för att möjliggöra datering.

I sediment från sjöar och kustområden brukar dessutom Tjernobylolyckan 1986 avspeglas tydligt som en markant topp (Meili et al., 2000). När nivån i sedimentet med maximal ^{137}Cs aktivitet identifierats beräknas den genomsnittliga sedimentationshastigheten under antagandet att den maximala ^{137}Cs -aktiviteten representerar år 1986.



Figur 9 Nedfall av ^{137}Cs över Sverige efter Tjernobylolyckan i april 1986.

Prover uttogs på 0-2, 5-7, 10-12, 12-15, 15-17, 17-20, 20-22, 25-27, 30-32 och 35-37 cm ned i kärnan från station R1. Proverna torkades i 105 °C över natt och lades på scintburkar som sedan skickades till Institutionen för ekologi och genetik, Limnologi vid Uppsala Universitet för analys.

4 ANALYSER

4.1 Sedimentologiska basparametrar

4.1.1 Vattenhalt

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

4.1.2 Glödförlust

Glödförlust bestämdes av ALS enligt DIN EN 15169.

4.1.3 Densitet

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

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

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

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

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

4.2 Grundämnen

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

4.3 Tennorganiska föreningar

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

4.4 Bromerade flamskyddsmedel

Bestämning enligt metod DIN EN ISO 22032. Slutbestämning har skett med GC-MS.

4.5 Klorparaffiner

Bestämning av klorparaffiner har skett med GC-MS.

4.6 Pesticider

Bestämning av pesticider har skett enligt metod baserad på DIN 38407-35. Slutbestämning har skett med LC-MS-MS.

4.7 Polyklorerade bifenyler

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

4.8 Polycykliska aromatiska kolväten

Bestämning av polycykliska aromatiska kolväten, PAH (16 föreningar enligt EPA). Mätning utförs med GC-MS. Summa 2 PAHer (1) utgörs av benso(b)fluoranten och benso(k)fluoranten. Summa 2 PAHer (2) utgörs av indeno(1,2,3-c,d)pyren och benso(g,h,i)perylen.

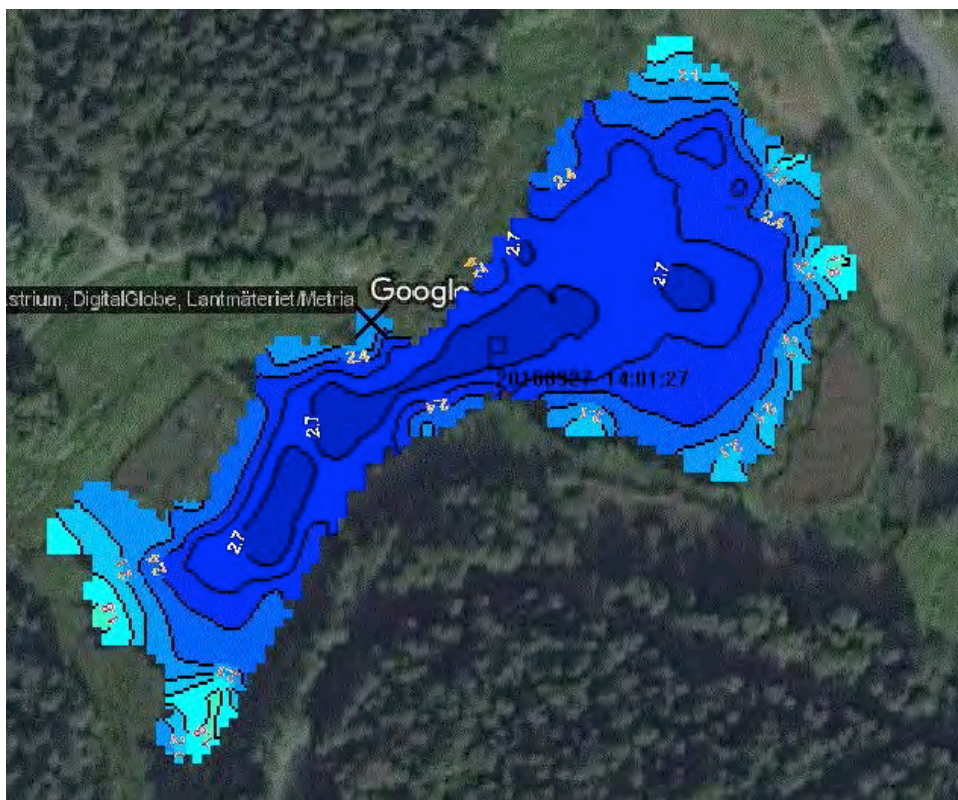
4.9 Klorerade pesticider

Bestämning av klorerade pesticider har skett med GC-MS.

5 RESULTAT OCH DISKUSSION

5.1 Djupkartering

Vattendjupet vid vår undersökning var generellt sett 0,3-0,5 m större än vid tidigare uppmätning (Fig. 10). Djupet vid utloppspegeln indikerade 18 cm, vilket är 1 cm över normalvattenstånd. Det största uppmätta djupet var drygt 2,7 m. Orsakerna till dessa diskrepanser är okända.



Figur 10 Uppmätt vattendjup i Råcksta träsk den 30 augusti 2016. Vattenståndet vid pegeln i utloppet var 18 cm.

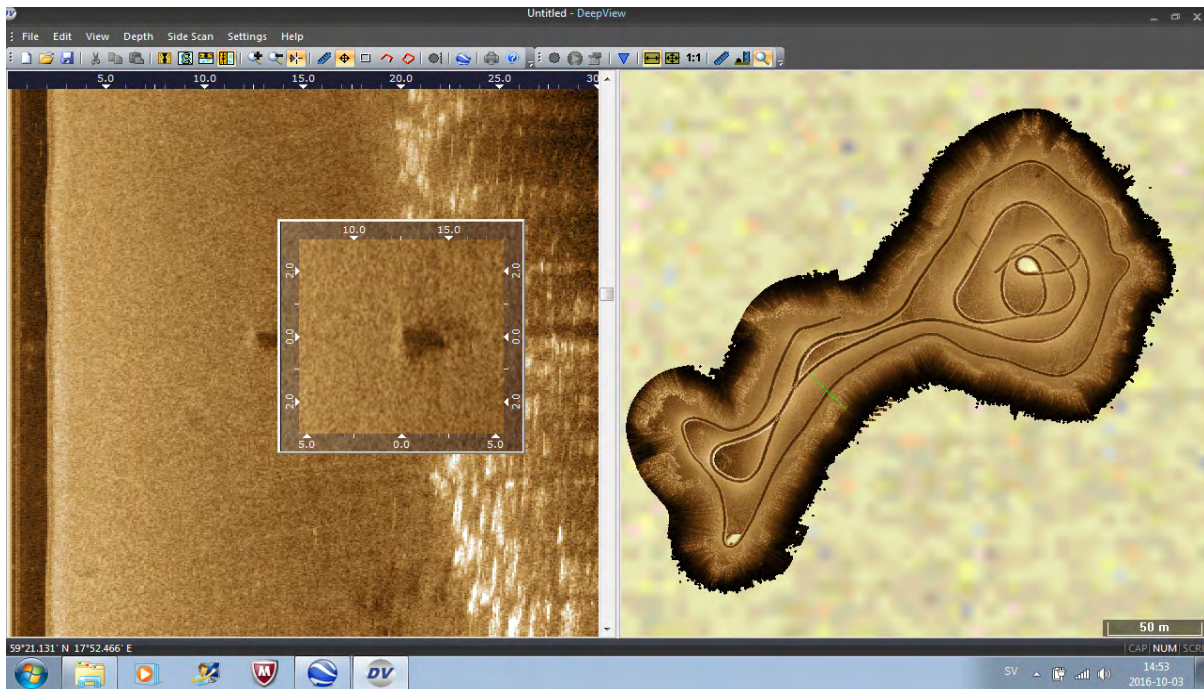
5.2 Kartering med side scan sonar

Sonarkarteringen visade att den allra största delen av Råcksta Träsk botten utgörs av mjuka sediment (Fig. 11). De mörkare partierna representerar fast strand. Bården av näckrosor och annan högre vegetation återges som en yta full med små runda ekon. Det är rotknölarna som ger dessa små tydliga ekon. De centrala delarna av Råcksta Träsk uppvisar en odramatisk sonarbild som indikerar goda ackumulationsbottnar.



Figur 11 Sonaröversikt över Råcksta Träsk.

Inga ekon av någon betydelse har hittats förutom boj och bojsänke något väster om mitten av sjöns södra sida (Fig. 12). Den vänstra delen av figuren visar sonarplottet i detalj. Rutan i bilden är en uppförstoring av bojekot strax till vänster om rutan. Den mörka delen till höger om själva ekot är den skugga som ekot ger upphov till på botten. Båten har gått nedifrån i bild och uppåt och det mörka spåret till vänster ligger rakt under sonarfisken. Det mörka området representerar en blind sektor rakt under sonarfisken. Skalan i meter återfinns i plottets övre del och visar avståndet från båten i sidled, i detta fall max 30 m. I detta fall ligger sålunda ekot 12-13 m styrbord om kurslinjen. De många ekona i den högra delen av detaljplottet är näckrosrötter. Den högra delen av bilden visar sonarplotten inlagda i sjön. Ett svagt grönt streck till vänster om mitten av sjöns södra del visar positionen för sonarplottet.

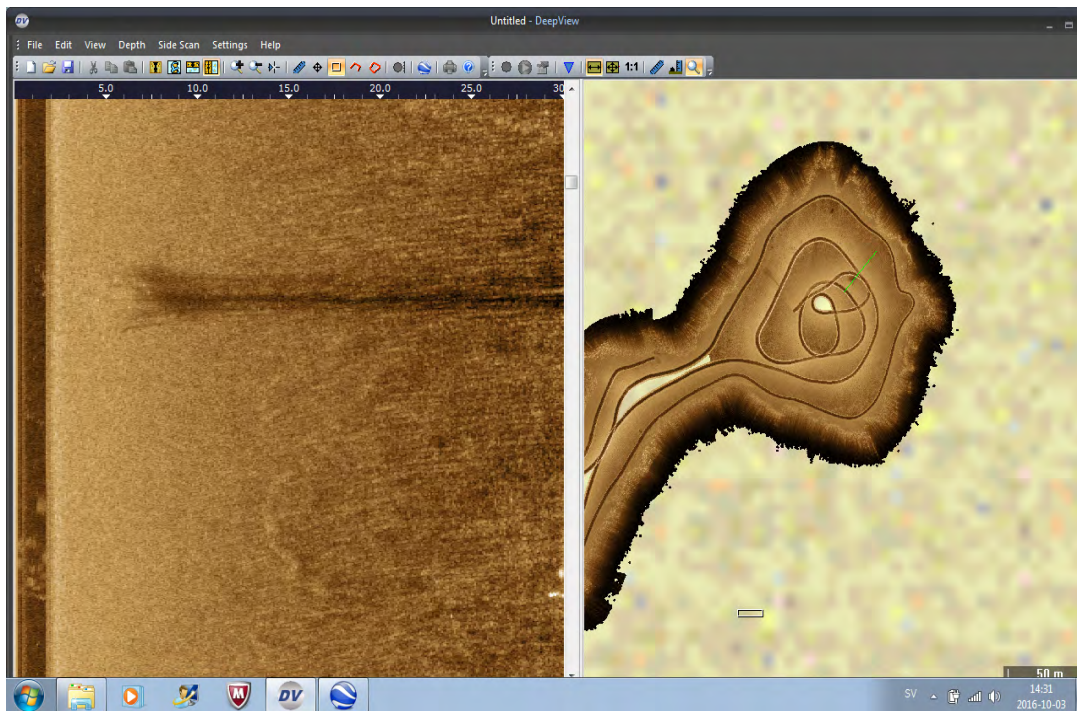


Figur 12 Detaljbild av Råcksta Träsk visande ett bojsänke på bottnen.

I den östra delen av sjön sticker två pålar upp från botten (Fig.13). Dessa representeras av sonarekona (en tydlig och en något diffus linje) i figur 14.



Figur 13 Fotografi taget från mitten av sjön och nordostvärt visande två pålar.



Figur 14 Detaljbild av Råcksta Träsk visande två pålar på botten i den östra delen av sjön. Den vänstra delen av figuren visar sonarplottet i detalj. Båten har gått nedifrån i bild och uppåt och det mörka spåret till vänster ligger rakt under sonarfisken. Det mörka området representerar en blind sektor rakt under fisken. Skalan i meter ut åt sidan återfinns i plottets övre del och visar avståndet från båten i sidled, i detta fall max 30 m. Den högra delen av bilden visar sonarplotten inlagda i sjön. Ett grönt streck snett upp till höger visar positionen för sonarplottet.

5.3 Bottendynamik

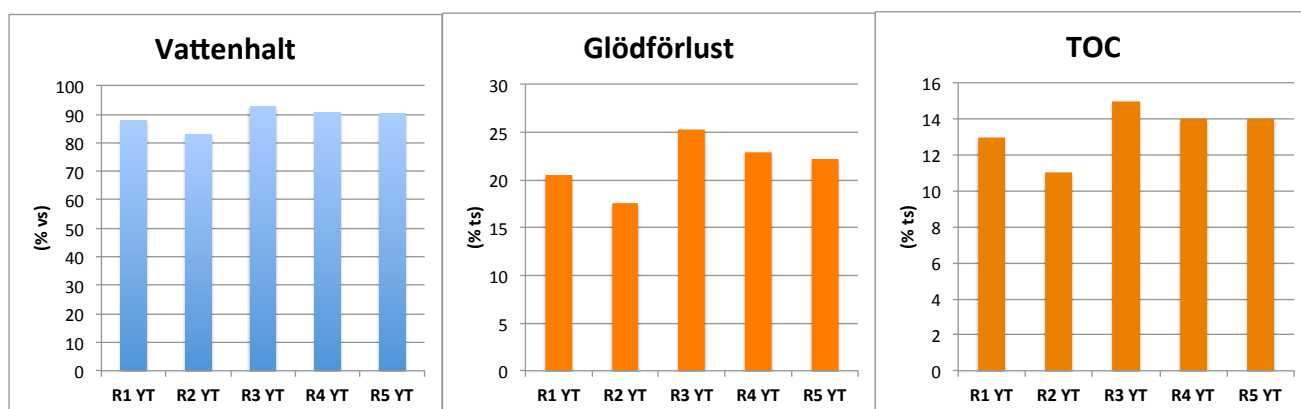
Utifrån djupmätningen och side scan sonar-karteringen kan man konstatera att i stort sett hela bottenarean utgörs av mjukbotten. Stranden är i de flesta delar av sjön förhållandevis brant, vilket stämmer med uppgiften att man i samband med muddringen 1973 grävde upp och fördjupade stränderna. Slutsatsen är sålunda att sedimentackumulation sker i stort sett överallt i sjön åtminstone i områden djupare än 1 m. Av denna anledning är det inte meningsfullt att upprita en särskild bottendynamisk karta.

5.4 Sedimentförhållanden

5.4.1 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 vattenhalten (W) i ytsediment bör vara > 75 % för att sedimentet skall kunna karaktäriseras som en A-botten (Håkanson and Jansson, 1983). På motsvarande sätt bör glödförlusten (LOI) överstiga 10 % för att det med säkerhet skall röra sig om A-bottensediment. Empiriska undersökningar i kustområden och insjöar (Jonsson et al., 2003), där sedimenttillväxten till stor del är beroende av hög erosion av gamla glacial- och postglacialeror, visar att A-bottnar uppträder med LOI-halter ända ned mot 5 %.

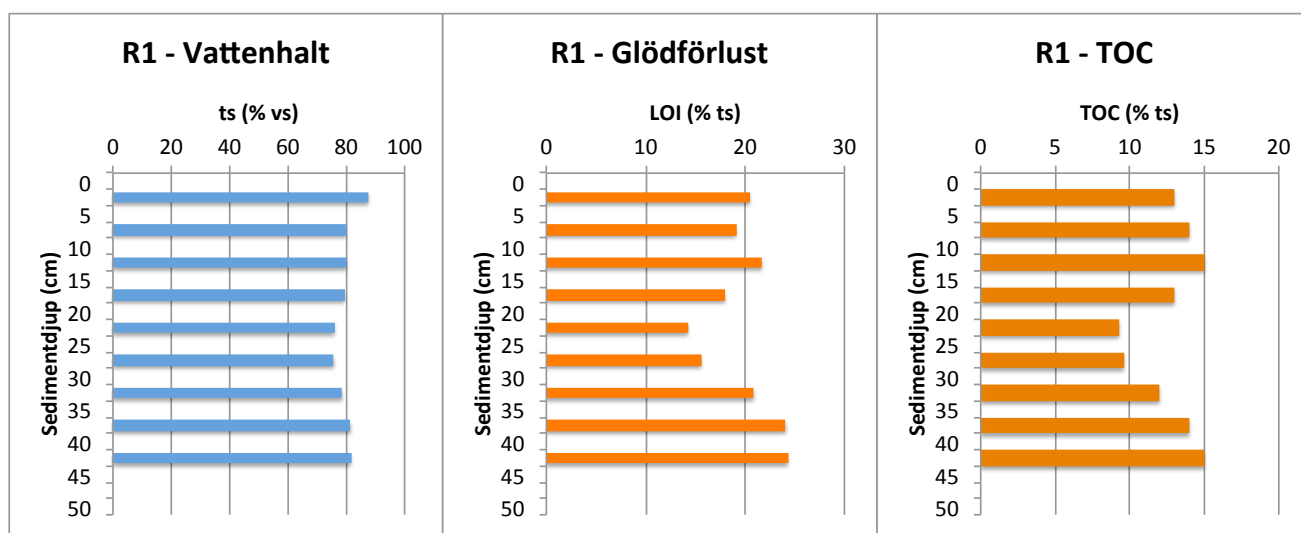
Vattenhalten (W) i Råcksta Träsk varierar mellan 83 och 93 % (Fig. 15), vilket klart indikerar goda ackumulationsförhållanden. Detta konfirmeras av glödförluster som varierar mellan 17,5 och 25,3 %.



Figur 15 Vattenhalt och glödförlust i ytsediment (0-2 cm) från fem stationer i Råcksta Träsk.

Vattenhalten och glödförlusten i kärnan från Stn R1 (Fig.16) visar tydligt att goda ackumulationsförhållanden råder. Vid drygt 30 cm minskar såväl vattenhalten som glödförlusten tydligt, vilket indikerar en påtaglig förändring i sedimentsammansättningen. Orsaken till detta diskuteras i detalj i avsnitt 5.4.2

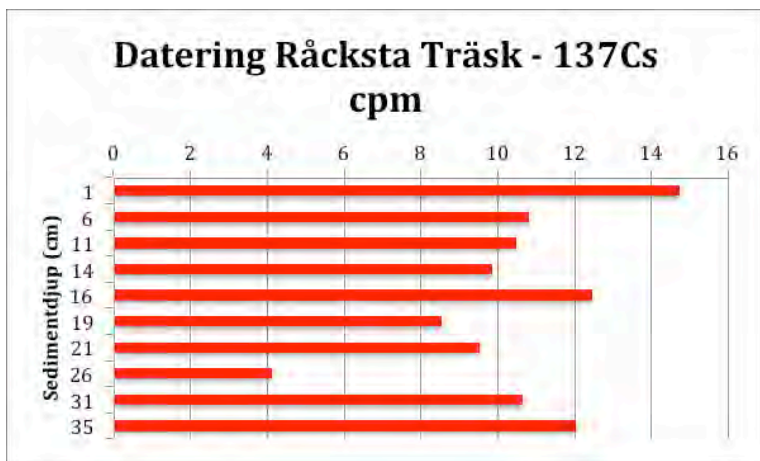
Glödförlusten i Råcksta Träsk är drygt en faktor 1,6 högre än TOC. Persson och Jonsson (2000) fann utifrån ett stort empiriskt underlag (n = 298) att förhållandet mellan LOI:TOC är ungefär 2,2 i nordvästra Egentliga Östersjöns utsjömråden, vilket är avsevärt högre än i Råcksta Träsk. I nordvästra Egentliga Östersjön skärgårdar är förhållandet LOI/TOC ännu högre; 2,5–2,7 (Jonsson et al. 2003). Orsakerna till den stora skillnaden mellan Råcksta Träsk å ena sidan och skärgård/öppet hav å den andra är inte utredd.



Figur 16 Vattenhalt och glödförlust i kärna R1 i Råcksta Träsk.

5.4.2 Datering

Resultatet från dateringen med radiocesium var inte särskilt upplyftande. Ingen markerad pik erhöles (Fig. 17) och någon datering av kärnan kunde således inte göras med denna metodik.



Figur 17 Resultat av dateringsförsök med radiocesium (^{137}Cs) uttryckt som CPM (Counts Per Minute).

Vid snittning av sedimentkärnorna från Räcksta Träsk noterades tydligt avvikande sediment på mellan 30 och 42 cm djup i de olika kärnorna (Fig. 18). Som nämnts i Kapitel 2 genomfördes 1973 en omfattande muddring av sjön och det är med stor säkerhet detta ingrepp som lett till de markanta förändringarna i lagerföljderna. Detta innebär att exakt datering erhållits för år 1971 på något olika nivåer i kärnorna.



Figur 18 Lagerföljder i de fem sedimentkärnorna från Räcksta Träsk.

Tack vare den tydliga lednivån från 1973 då sjön muddrades kan sedimentackumuleringen beräknas med acceptabel noggrannhet. Vi har detaljerade data för vattenhalt (W) och glödförlust (LOI) på kärnan från station R1. Utifrån analyser av dessa parametrar kan torrsubstansdepositionen, efter beräkning av densiteten, fastställas för de olika skikten ned i sedimentkärnan. I tabell 1 visas tillvägagångssättet för datering av de olika nivåerna.

Tabell 1 Tillvägagångssätt för beräkning av olika nivåers ålder exemplifierad i sedimentkärnan R1.

Nivå (cm)	TOC (% ts)	ts medel (% vs)	LOI (% ts)	LOI-noll (% ts)	Densitet (g/cm ³)	TS (g/cm ³)	Ack TS (g/cm ²)	Ack TS (g/m ²)	Ålder (år)	Årtal
1	13,0	12,5	20,5	2,55	0,95	0,12	0,12	1200	0,7	2016
2	13,1	13,6	20,3	2,76	0,96	0,13	0,25	2506	1,5	2015
3	13,2	14,7	20,0	2,94	0,97	0,14	0,39	3930	2,4	2014
4	13,3	15,8	19,8	3,13	0,98	0,15	0,55	5472	3,3	2013
5	13,5	16,9	19,6	3,31	0,98	0,17	0,71	7134	4,3	2012
6	13,7	18,0	19,4	3,49	0,99	0,18	0,89	8919	5,4	2011
7	13,9	19,1	19,3	3,69	1,00	0,19	1,08	10826	6,5	2009
8	14,0	20,2	19,1	3,85	1,01	0,20	1,29	12855	7,7	2008
9	14,0	20,2	19,1	3,86	1,01	0,20	1,49	14888	8,9	2007
10	14,0	20,1	19,1	3,84	1,01	0,20	1,69	16911	10,2	2006
11	14,0	20,1	19,1	3,84	1,01	0,20	1,89	18933	11,4	2005
12	14,0	20,0	19,1	3,82	1,01	0,20	2,09	20944	12,6	2003
13	14,0	20,0	19,1	3,81	1,01	0,20	2,29	22950	13,8	2002
14	14,2	20,1	19,6	3,94	1,00	0,20	2,50	24966	15,0	2001
15	14,4	20,3	20,1	4,08	1,00	0,20	2,70	26999	16,2	2000
16	14,6	20,5	20,6	4,22	1,00	0,20	2,90	29047	17,4	1999
17	14,8	20,6	21,2	4,37	1,00	0,21	3,11	31100	18,7	1997
18	15,0	20,7	21,7	4,48	0,99	0,21	3,32	33151	19,9	1996
19	14,6	21,5	20,9	4,49	1,00	0,22	3,53	35309	21,2	1995
20	14,2	22,3	20,1	4,48	1,01	0,23	3,76	37570	22,6	1993
21	13,8	23,1	19,3	4,46	1,02	0,24	3,99	39935	24,0	1992
22	13,4	23,8	18,6	4,43	1,03	0,25	4,24	42394	25,5	1991
23	13,0	24,1	18,0	4,33	1,04	0,25	4,49	44892	27,0	1989
24	12,3	24,1	17,3	4,17	1,04	0,25	4,74	47407	28,5	1988
25	11,5	24,2	16,5	3,99	1,05	0,25	4,99	49948	30,0	1986
26	10,8	24,2	15,7	3,80	1,06	0,26	5,25	52501	31,5	1984
27	10,0	24,3	14,9	3,62	1,06	0,26	5,51	55080	33,1	1983
28	9,3	24,3	14,3	3,47	1,07	0,26	5,77	57664	34,6	1981
29	9,3	23,7	14,6	3,46	1,06	0,25	6,02	60174	36,1	1980
30	9,4	23,1	14,9	3,44	1,05	0,24	6,26	62607	37,6	1978
31	9,4	22,5	15,1	3,40	1,05	0,24	6,50	64964	39,0	1977
32	9,5	21,9	15,4	3,37	1,04	0,23	6,72	67246	40,4	1976
33	9,6	21,4	15,6	3,34	1,04	0,22	6,95	69465	41,7	1974
34	10,1	20,8	16,7	3,47	1,03	0,21	7,16	71599	43,0	1973

Som framgår av tabellen har vi kunnat beräkna den ackumulerade torrsubstansmängden ned till nivån för där muddring genomfördes 1973, nämligen 71 599 g/m² på 34 cm. Genom att dividera denna mängd med 43, vilket är antalet år från 1973 till 2016 när provtagningen genomfördes, har vi kunnat fastställa den genomsnittliga årliga torrsubstansdepositionen till 1665 g/m²/år i kärnan från Stn R1. Utifrån denna har vi sedan kunnat uppskatta åldern på alla nivåer i sedimentkärnan.

Denna typ av beräkning är behäftad med ett fel som genereras av att man förutsätter konstant årlig sedimentackumulation. Sedimentackumulationen varierar alltid en del mellan år, främst beroende på klimatologiska mellanårsvariationer. Men i det långa loppet är medelvärdet för ackumulationen i en naturlig sjö eller skärgårdsfjärd förhållandevis konstant. När det gäller Räcksta Träsk kan dock sedimentackumulationen ha förändrats i samband med förändringar i tillrinningsområdet. Med dessa reservationer i minnet är det sålunda möjligt att konstruera en nöjaktig tidsskala. Enskilda år kan inte anges men felet i den relativa tidsskalan torde i kärnan från R1 inte vara större än ± 3-5 år.

5.4.3 Total sedimentackumulation i sjön

Utifrån resultaten från den daterade sedimentkärnan R1 och bilderna från de övriga provtagningsstationerna kan en översiktlig beräkning av den totala årliga sedimentackumulationen i Räcksta Träsk genomföras. I nedanstående beräkning (Tab. 2) förutsätts att ts-halten i station R1 är representativ för övriga stationer. Detta antagande styrks av att vattenhalten i R1 ungefär motsvarar den genomsnittliga medelhalten i ytsedimenten för alla stationer (Jfr figur 15). I tabellen har en

depositionsfaktor framräknats genom att sedimentskiktets längd från 1973 i varje kärna delats med motsvarande från stn R1. Den årliga sedimentackumuleringen har sedan för varje sedimentkärna räknats fram genom att multiplicera ackumuleringen i R1 (1665 g/m²/år) med depositionsfaktorn för de enskilda kärnorna (Tab. 2).

Tabell 2 Översiktlig beräkning av den uppskattade årliga medeldepositionen i olika djupintervall i Räcksta Träsk.

Station	R1	R2	R3	R4	R5
Vattendjup (m)	2,7	2,4	2,1	2,5	2,4
Sedimentdjup 1973 (cm)	34	42	31	30	37
Depositionsfaktor	1	1,24	0,91	0,88	1,09
Årlig sedimentackumulation (g/m ² /år)	1665	2065	1515	1465	1815
Uppskattad årlig medeldeposition > 2 m (g/m ² /år)					1705
Uppskattad årlig medeldeposition 0- 2 m (g/m ² /år)					853

Vidare görs ett grovt antagande att ytan av bottnar med vattendjupet > 2 m upptar ca 80 % av sjöytan (Jfr djupkartan i Fig. 10). Som redovisats tidigare (Avsnitt 5.3) antas A-bottnar finnas på större djup än 1 m. Om vi då gör det rimliga antagandet att sedimentackumuleringen är hälften så stor i djupintervallet 0-2 m som på bottnar djupare än 2 m, kan den årliga medeldepositionen i olika djupintervall i Räcksta Träsk beräknas som g/m²/år. Utifrån en totalarea av sjön på 36 000 m² kan sålunda den totala årliga sedimentackumuleringen beräknas till ca 55 ton torrsustans/år (Tab. 3).

Tabell 3 Översiktlig beräkning av den totala årliga sedimentackumuleringen i Räcksta Träsk.

	Area	Sedimentackumulation	Sedimentackumulation
	(m ²)	(g/m ² /år)	(kg/år)
Area med djup 0-2 m	7 200	853	6142
Area med djup > 2 m	28 800	1705	49104
Totalt	36 000	-	55246

5.5 FÖRORENINGAR

5.5.1 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 längs den svenska kusten. I avsaknad av bra bakgrundsdata för Stockholmsområdet har JP bedömt att den bästa bakgrundsbilden för metaller i Räcksta Träsk avspeglas i gamla sediment från Mälaren. Utifrån studium av långa sedimentkärnor i Västeråsfjärden (Jonsson 2014) har regionala bakgrundsvärdena för prover som är ≥ 500 år tagits fram. I Tabell 4 har ett klassningsschema byggts upp som grundar sig på regionala bakgrundshalter i Västeråsfjärdens sediment.

Tabell 4 Klassning utifrån principen grundad på regionala (Västeråsfjärden) bakgrundsvärden. Analys enligt svensk standard. (Från Jonsson 2014).

	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	≤ 7,1	7,2 - 12	13 - 20	21 - 32	≥ 33
Kadmium	≤ 0,23	0,24 - 0,58	0,59 - 1,4	1,5 - 3,5	≥ 3,6
Kobolt	≤ 18	19 - 31	32 - 52	53 - 90	≥ 91
Krom	≤ 53	54 - 64	65 - 80	81 - 95	≥ 96
Koppar	≤ 26	27 - 52	53 - 86	87 - 138	≥ 139
Kvicksilver	≤ 0,04	0,05 - 0,12	0,13 - 0,4	0,5 - 1,3	≥ 1,4
Nickel	≤ 34	35 - 51	52 - 75	76 - 112	≥ 113
Bly	≤ 30	31 - 48	49 - 78	79 - 132	≥ 133
Zink	≤ 134	135 - 201	202 - 322	323 - 563	≥ 564

Vid klassificeringen av Saltsjöns sediment har JP utifrån diskussionen ovan bedömt att denna regionala bakgrundsklassificering är mer relevant att använda än vad som anges i 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 HVFMS 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 2013:19 ett gränsvärde på 130 mg/kg ts för inlandsvatten. För kadmium anges gränsvärdet till 2,3 mg/kg ts.

5.5.2 Bedömningsgrunder organiska miljögifter

Havs- och vattenmyndighetens riktlinjer för klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2013:19) anger gränsvärdena för uppnående av god kemisk status i sediment vad gäller antracen och fluoranten till 24 resp. 2000 µg/kg ts. Medelkolhalten i ytsediment (0-2 cm) från Råcksta Träsk är 13,4 %, vilket leder till att gränsvärdet för antracen blir 64 µg/kg ts och för fluoranten 5360 µg/kg ts.

Bedömningsgrunder för miljö kvalitet Kust och hav (Naturvårdsverket 1999) fungerar som referensverktyg vid expertbedömningar av sedimentens föroreningshalt. I rapport 4914 finns dock vissa fel i Tabell 30. Det anges i rapporten att data i tabellen är normerade till en kolhalt av 1 % organiskt kol vilket inte stämmer för de organiska miljögifterna. Data är redovisade enbart till torrsvikt utan någon normalisering till kolhalt. Denna tabell har sedermera (Naturvårdsverket 2013) reviderats och våra bedömningar vad gäller organiska föroreningar baseras på denna reviderade Tabell (Tab. 5). Tabellen visar statistisk tillståndsklassning av organiska miljögifter i sediment längs Sveriges kust (µg/kg torrsvikt). Halterna ska inte normaliseras för kolhalten som angavs i den ursprungliga rapporten (NV 4914).

Gränsen mellan klass 2 och 3 motsvarar ungefärliga minimihalter i utsjösediment. Gränsen mellan klass 4 och 5 utgörs av 95-percentilen av insamlade data. Dessa halter och klassgränser är inte kopplade till effektbaserade värden, utan visar fördelningen av miljögiftshalter i svenska sediment.

Tabell 5 Reviderad Tabell 30 i Naturvårdsverkets rapport 4914 (1999) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav.

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

För föroeningarna i tabell 5 har färgskalan i tabell 6 använts vid klassningen i figurerna nedan.

Tabell 6 Färgskala för klassning av organiska miljögifter.

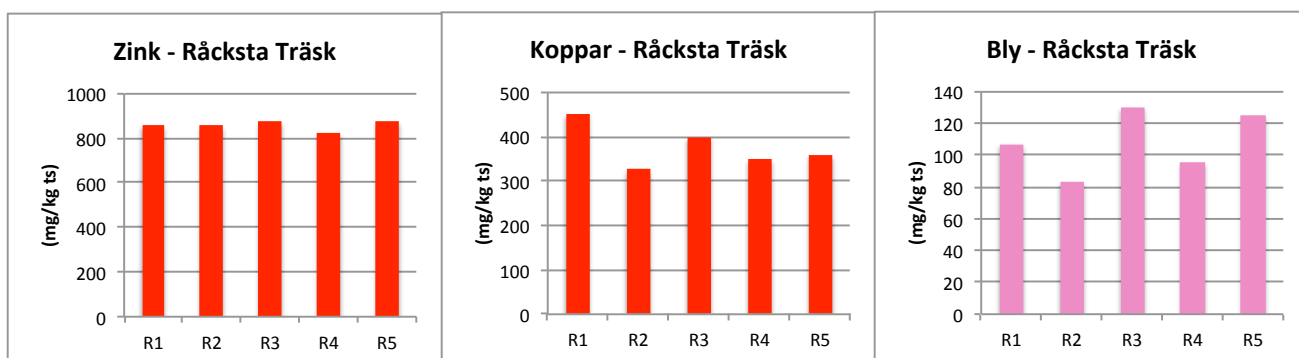
Klass 1 Ingen halt	Klass 2 Låg halt	Klass 3 Medelhög halt	Klass 4 Hög halt	Klass 5 Mycket hög halt
---	---------------------------------------	--	---------------------------------------	--

För TBT anges i Havs- och vattenmyndighetens riktlinjer för klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2013:19) att gränsvärdet för uppnående av god kemisk status i sediment skall ligga på 1,6 µg/kg ts för TBT normerat till 5 % kolhalt (TOC). Medelkolhalten i ytsediment (0-2 cm) från Räcksta Träsk är 13,4 %, vilket leder till att gränsvärdet blir 4,3 µg/kg ts.

5.5.3 Areell fördelning

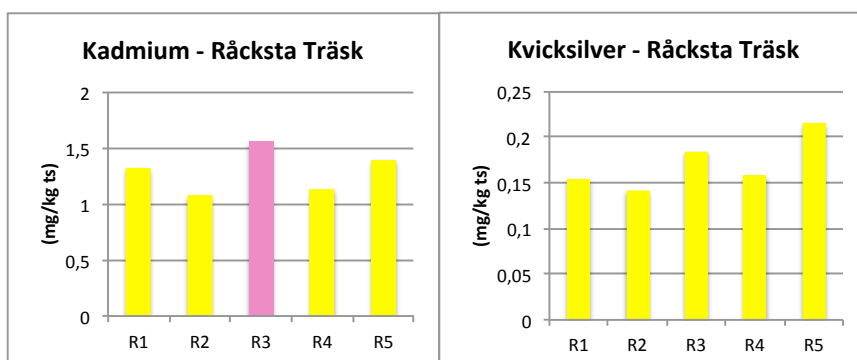
5.5.3.1 Metaller

Zink och koppar uppvisar halter i ytsediment (0-2 cm) (Fig. 19) som är att klassificera som mycket stor avvikelse (Klass 5). Halterna är ungefär 1,5 gånger högre än gränsen mellan klass 4 och 5. Blyhalterna ligger dock under Havs- och vattenmyndighetens gränsvärde (HVMFS 2013:19) för uppnående av god kemisk status (130 mg/kg ts). Blyhalterna ligger i haltavsnittet stor avvikelse (Klass 4).



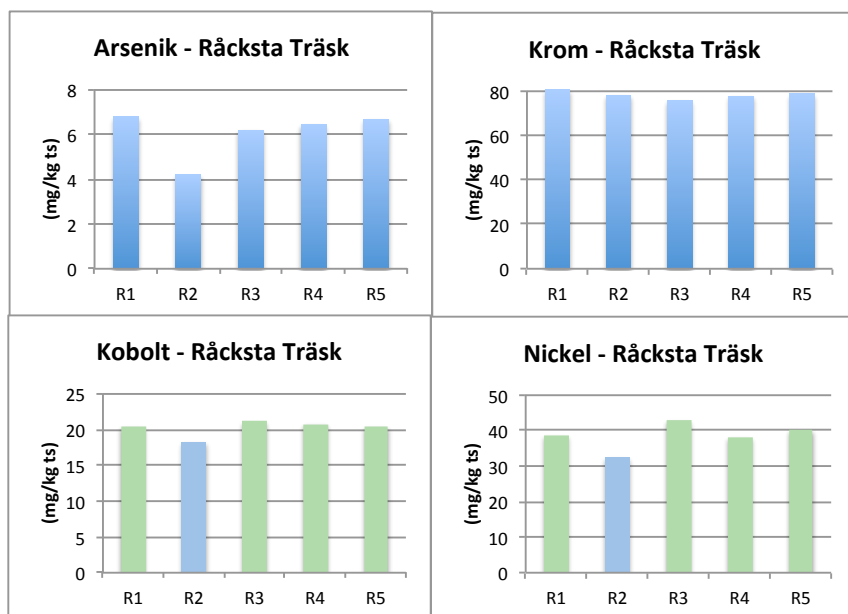
Figur 19 Zink, koppar och bly i ytsediment (0-2 cm) från Räcksta Träsk. Halterna är klassade enligt färgskalan i tabell 2.

Halterna av kadmium och kvicksilver (Fig. 20) karaktäriseras som tydlig avvikelse (Klass 3). Kadmiumhalterna ligger dock under Havs- och vattenmyndighetens (HVMFS 2013:19) gränsvärde för uppnående av god kemisk status (2,3 mg/kg ts).



Figur 20 Kadmium och kvicksilver i ytsediment (0-2 cm) från Räcksta Träsk. Halterna är klassade enligt färgskalan i tabell 2.

Ytsedimenthalterna av arsenik och krom (Fig. 21) hamnar i klass 1 (Ingen/obetydlig avvikelse). Kobolt och nickel har något högre halter i relation till bakgrunds nivåerna och hamnar i klass 1 och 2.



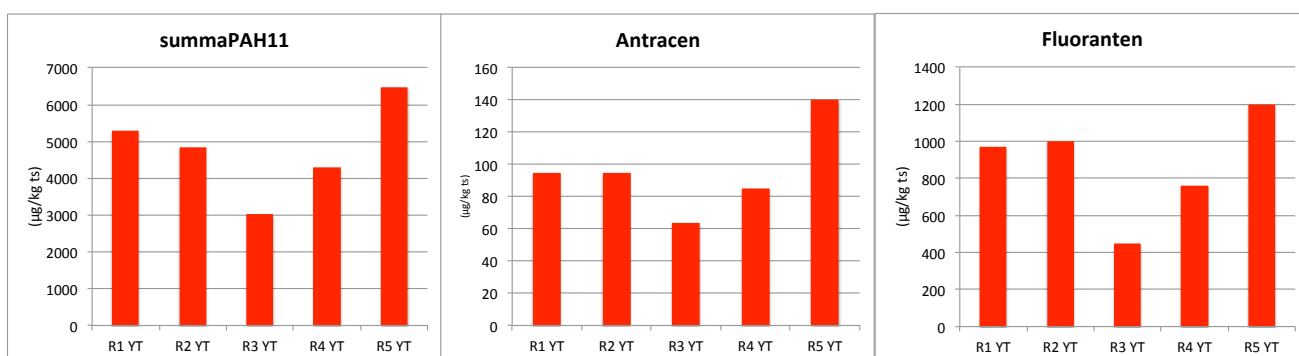
Figur 21 Arsenik, krom, kobolt och nickel i ytsediment (0-2 cm) från Råcksta Träsk. Halterna är klassade enligt färgskalan i tabell 2.

5.5.3.2 Organiska föreningar

I ytsedimenten har PAH-er, MBT, DBT, TBT, PCB-er, klorparaffiner och hexaklorbensen (HCB) registrerats i stort sett i alla ytsediment från Råcksta Träsk. Utöver detta har några specifika ämnen detekterats på en eller några stationer. Dessa är monooktyltenn, dioktyltenn, tetrabutyltenn i halter mellan 1,1 och 4,1 $\mu\text{g}/\text{kg ts}$. Bland de polybromerade difenyletrarna har BDE47 på två stationer i halter på 1,1 resp. 2,6 $\mu\text{g}/\text{kg ts}$, BDE209 i halterna 59 och 74 $\mu\text{g}/\text{kg ts}$, PBDE (sum #28, #47, #99, #100, #153, #154) på 3 stationer i halter mellan 1,1 och 3,5 $\mu\text{g}/\text{kg ts}$. Irgarol detekterades i ytsedimentet på stn R1 i 0,0017 $\mu\text{g}/\text{kg ts}$.

5.5.3.2.1 Polyaromatiska kolväten – PAH

SummaPAH11 ligger för alla de undersökta stationerna i högsta klassen ”Mycket hög halt” (Klass 5) liksom alla de enskilda kongenerna utom indeno(123cd)pyren, som hamnar i Klass 4 enligt reviderad Tabell 30 i Naturvårdsverkets rapport 4914 (1999). I figur 22 redovisas summaPAH11 och de av HaV speciellt angivna kongenerna antracen och fluoranten. Antracen hamnar lika med eller klart över Havs- och vattenmyndighetens (HVMFS 2013:19) normaliserade gränsvärde 64 $\mu\text{g}/\text{kg ts}$ för uppnående av god kemisk status, medan fluoranten ligger långt under det normaliserade gränsvärdet 5360 $\mu\text{g}/\text{kg ts}$.



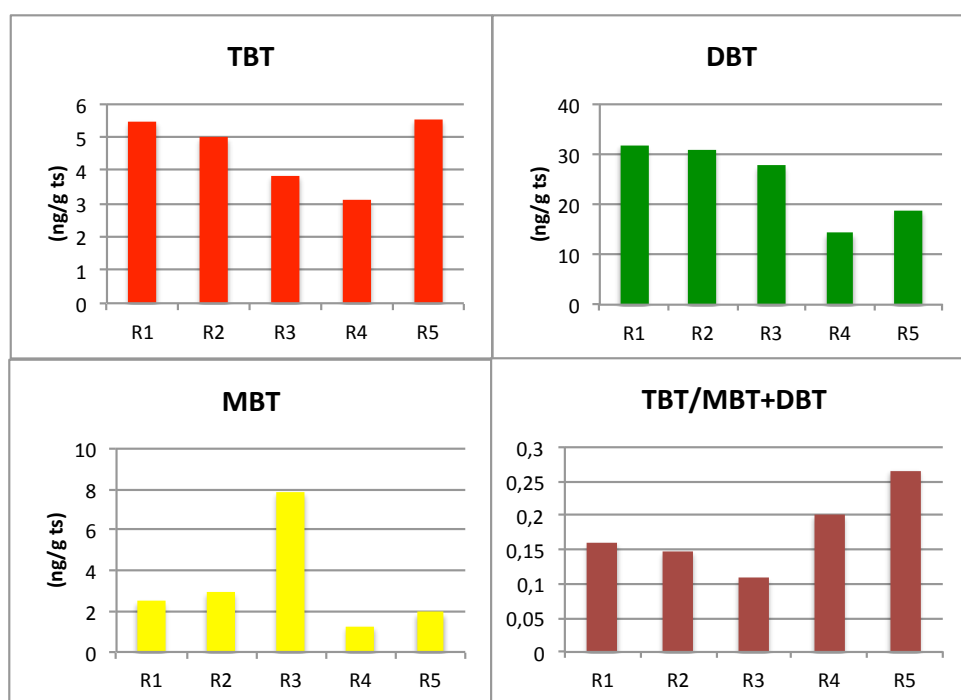
Figur 22 SummaPAH11, Antracen och fluoranten i ytsediment (0-2 cm) från Råcksta Träsk.

sPAH11-halterna är i öppna nordvästra egentliga Östersjön i intervallet 700-1200 µg/kg ts (Apler & Josefsson 2016), dvs. av storleksordningen upp till en tiopotens lägre än i Räcksta Träsk.

5.5.3.2.2 Organiska tennföreningar

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).

Det höga kravet på sedimentkvalitet vad gäller TBT (normaliserat gränsvärde 4,3 µg/kg ts) medför att tre av fem stationer i Räcksta Träsk överstiger gränsvärdet för god kemisk status (Fig. 23). På alla stationer är DBT 3-6 gånger högre än TBT. Även MBT uppvisar klart mätbara halter.



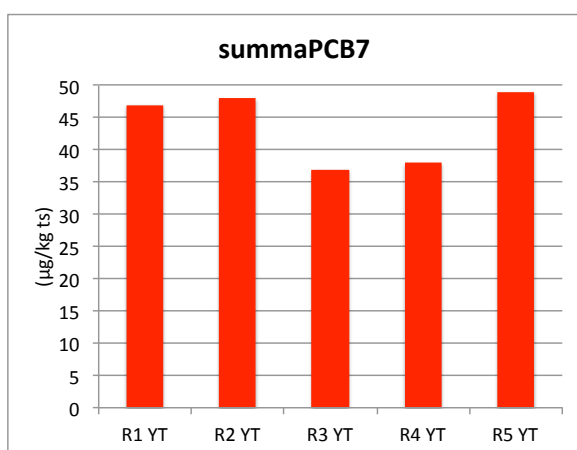
Figur 23 TBT, DBT, MBT och kvoten TBT/MBT+DBT i ytsediment (0-2 cm) från Räcksta Träsk.

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 Räcksta Träsks ytsediment ligger kvoten på 0,11-0,26, vilket klart indikerar en ”gammal” förening. Något märkligt är dock blotta förekomsten av organiska tennföreningar i en sjö utan båttrafik. TBT har i och för sig inte enbart använts till anti-fouling i båtottenfärger, utan även inom skogs- och pappersindustri som konserveringsmedel, träskyddsmedel, i textilier och som stabiliseringsmedel i mjukplast. Huruvida någon av dessa användningsområden kan utgöra möjliga källor till de uppmätta halterna är okänt. En annan möjlighet är att fritidsbåtar målade med bottenfärg innehållande TBT ibland placeras på den egna tomten. På hösten efter upptag rengörs botten med högtrycksspolning och senare vårrustas inkluderande eventuell bortslipning av färgrester på skrovet.

5.5.3.2.3 Polyklorerade bifenyler - PCB

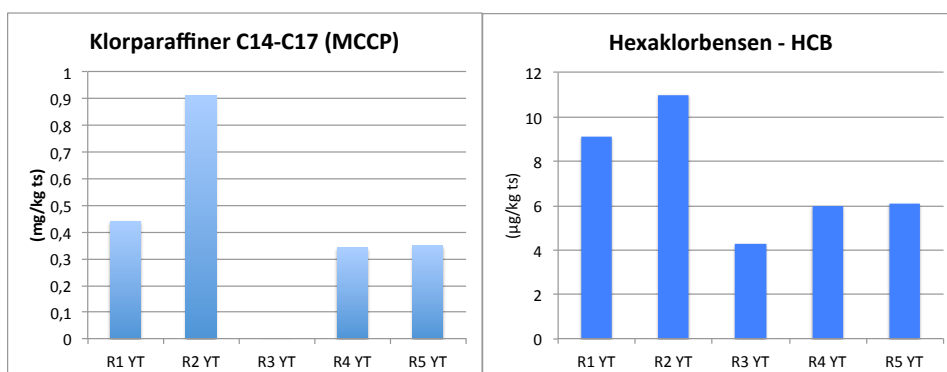
sPCB7-halterna i ytsedimenten i Råcksta träsk (Fig. 24) är mycket höga och är genomgående ca 3 ggr högre än klassgränsen mellan Klass 4 och 5. Även de sju kongenerna ligger i den högsta klassen (klass 5). sPCB7-halterna (36-49 µg/kg ts) är ungefär av samma storleksordning som sPCB7-halterna var i Östersjöns sediment omkring 1970, då mycket allvarliga effekter på biota registrerades. Halterna i sedimenten har nu sjunkit i nordvästra egentliga Östersjön och ligger nu på ungefär en tiondel av de värsta åren kring 1970, dvs. sPCB7=3-5 µg/kg ts (Apler & Josefsson 2016).



Figur 24 SummaPCB7 i ytsediment (0-2 cm) från Råcksta Träsk.

5.5.3.2.4 Övriga organiska föreningar

Klorparaffiner C14-C17 i ytsediment (0-2 cm) från Råcksta Träsk (Fig. 25) är nästan 10 ggr högre än i Strömmens ytsediment (Jonsson 2015a). Det är inte riktigt lika illa med hexaklorbensen (HCB), men halterna är mellan 2 och 5 gånger högre i Råcksta Träsk än i Strömmen.



Figur 25 Klorparaffiner C14-C17 (MCCP) och hexaklorbensen (HCB) i ytsediment (0-2 cm) från Råcksta Träsk.

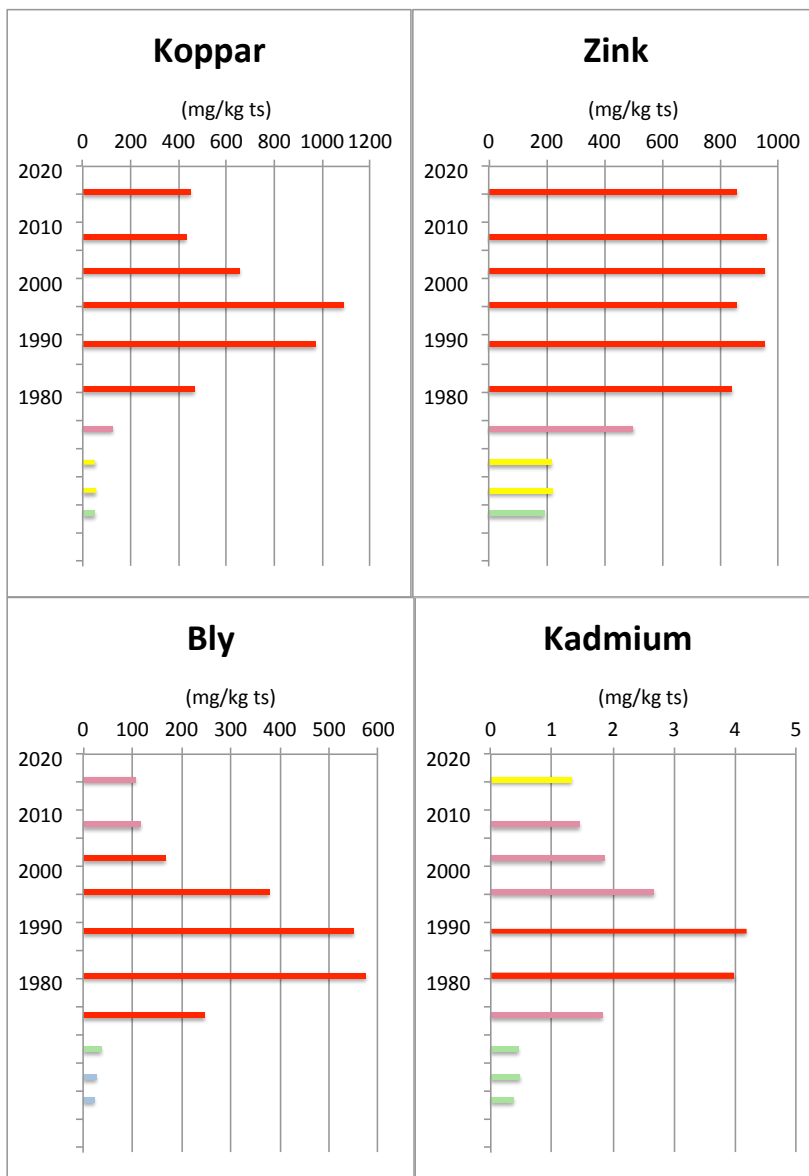
5.5.4 Föroreningshistorik

Tidstrenderna för många av föroeningarna är tämligen spektakulära med låga halter i skiktet under ”muddringshorisonten” på 34 cm och nedåt. Ovanför lagerföljdsluckan från år 1973 ökar de flesta föroeningarna substantiellt och når pikvärden under 1980- och 1990-talen för att därefter minska i halter upp emot 2000-talet.

5.5.4.1 Metaller

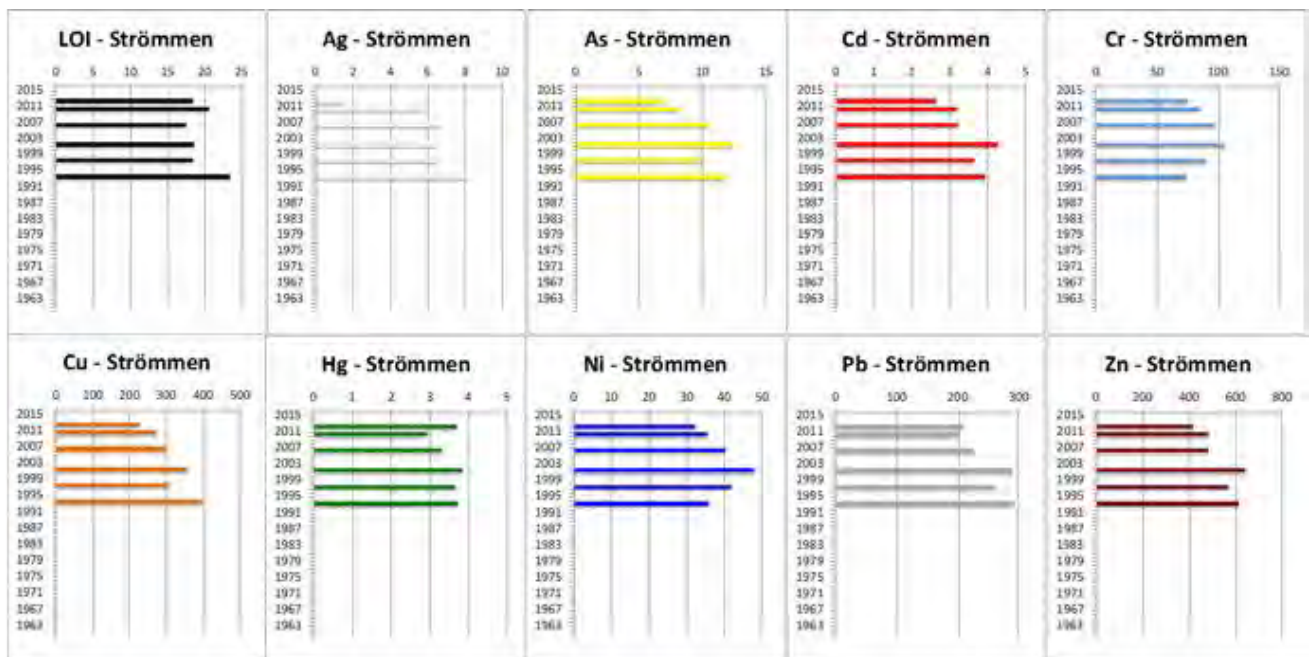
Koppar, bly och kadmium uppvisar likartade tidstrender (Fig. 26) med förhållandevis låga halter i det äldre sedimentet under 34 cm (1973) och från 1973 påtagligt ökande halter som under 1980- och 1990-talen klassas som mycket stor avvikelse (Klass 5), därefter sjunkande igen. För bly och kadmium sjunker halterna till klass 4 och för kadmium även till klass 3. Något olika tidstrender kan urskiljas där koppar når pik-värden under mitten av 1990-talet medan bly och kadmium når max-värden på 1980-talet.

Zinkhalterna (Fig. 26) uppvisar samma ökningsbild under 1970- och 1980-talen men planar sen ut och är i stort sett lika höga idag som under 1990-talet.



Figur 26 Koppar, zink, bly och kadmium i sedimentkärna R1 från Räcksta Träsk.

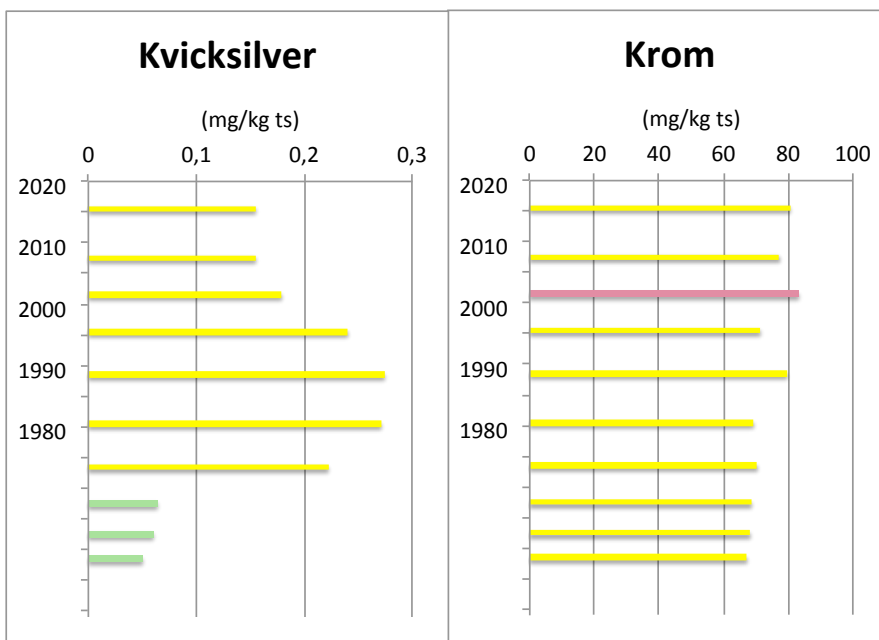
Likartade tidstrender från början av 1990-talet och fram till 2010-talet uppmättes för koppar, bly och kadmium 2013 i Strömmen (Fig. 27) (Jonsson 2015). Kopparhalterna är ungefär dubbelt så höga i Räcksta Träsk som i Strömmen, medan bly- och kadmiumhalterna har sjunkit snabbare i Räcksta Träsk.



Figur 27 Glödförlust och grundämnen i en daterad sedimentkärna från Strömmen. (Från Jonsson 2015).

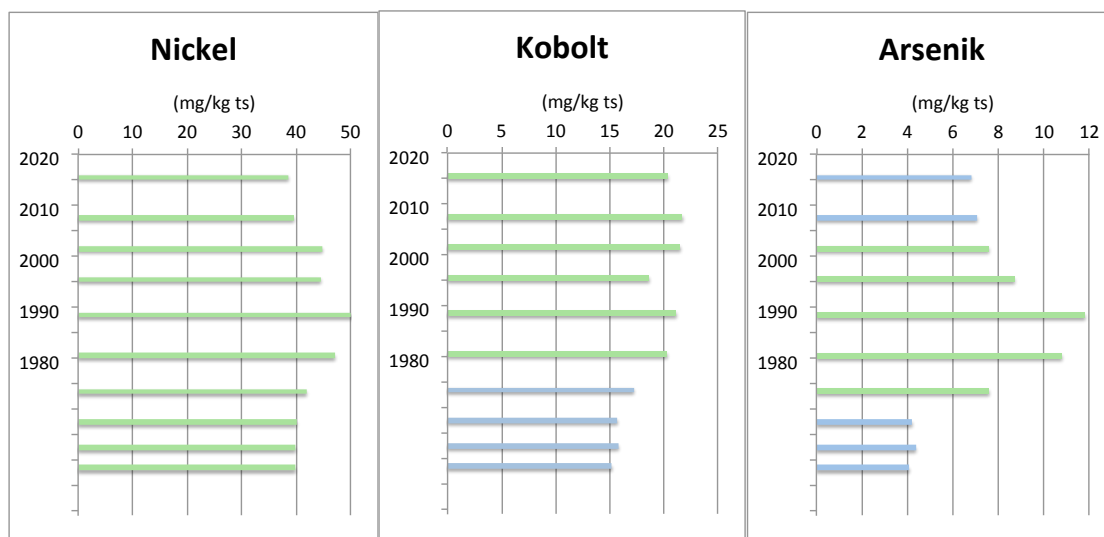
Halterna av kvicksilver (Fig. 28) har ett likartat tidsförlopp som bly och kadmium men halterna är inte alls lika höga utan når som högst klass 3 med pik-värden under 1980-talet och därefter sjunkande halter. Halterna är genomgående mer än en tiopotens lägre än i Strömmen.

Krom uppvisar ett mönster kännetecknas av endast mycket svagt ökande halter uppåt i sedimentkärnan i förhållande till de betydligt äldre sedimenten före 1973.



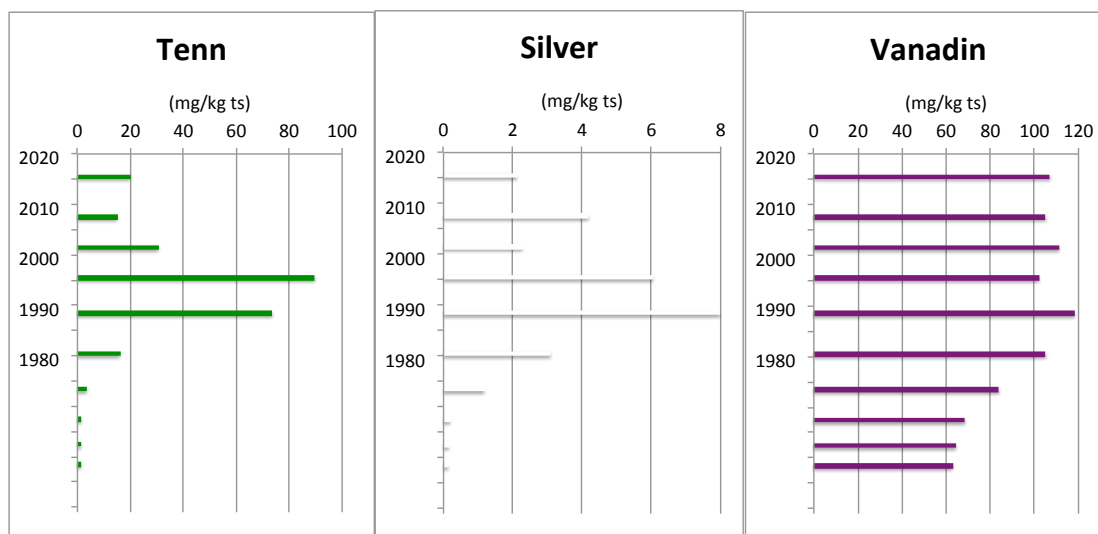
Figur 28 Kvicksilver och krom i sedimentkärna R1 från Räcksta Träsk.

Halterna för nickel, kobolt och arsenik ligger i klass 1 och 2 (Fig. 29). Tidstrenderna uppvisar liknande mönster som för övriga ämnen även om halterna är låga.



Figur 29 Kvicksilver och krom i sedimentkärna R1 från Räcksta Träsk.

För tenn, silver och vanadin finns inga bedömningsgrunder framtagna. Vanadin (Fig. 30), som emitteras huvudsakligen från kol- och oljeförbränning, uppvisar ett mönster som liknar nickel och kanske främst kobolt med något ökande halter under 1970- och 1980-talen och därefter relativt konstanta halter fram till idag.



Figur 30 Tenn, silver och vanadin i sedimentkärna R1 från Räcksta Träsk.

Tenn (Fig. 30) uppvisar ett mönster som liknar bly, kadmium och koppar (Fig. 26).

Tidstrenden för silver (Fig. 30) liknar också trenden för bly, kadmium och koppar (Fig. 26). Silver är ett ämne som främst under 1900-talet användes i tryckerier och vid fotframställning. Avledning av avloppsvatten från dessa aktiviteter har lett till att betydande mängder tidigare tillförts kommunala Avloppsvatten. Detta har inneburit substantiella utsläpp från de kommunala reningsverken (Sjögren 2011). Silveranvändningen har under 2000-talet minskat påtagligt vilket kan vara orsaken till den tydliga minskningen i Räcksta Träsk. Halten i yt sediment, 2,1 mg/kg ts är påtagligt lägre än i Brunnsviken (10,7 mg/kg ts) men i närheten av de halter som uppmättes i Ulvsundasjön (3,5 mg/kg ts) och Årstaviken (3,0 mg/kg ts) (Jonsson 2015a).

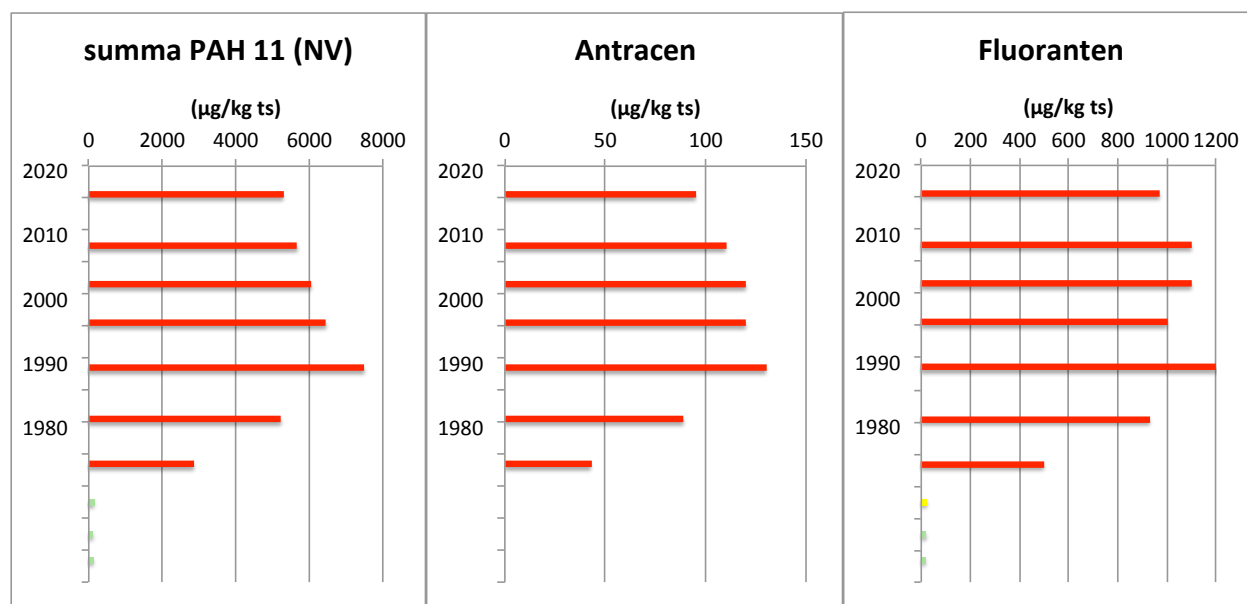
5.5.4.2 Organiska föroreningar

Många av de organiska miljöföroreningarna har likartade tidstrender som de analyserade metallerna. Trenderna är ofta tydliga med låga halter under ”muddringshorisonten” (sedimentdjup > 34 cm). Ovanför hiatusen (lagerföljdsluckan) representerande 1973 sker ofta tydliga ökningar som når maxvärden under 1980- och 1990-talen och därefter minskar i halter under 2000- och 2010-talen.

5.5.4.2.1 Polyaromatiska kolväten – PAH

De polyaromatiska kolvätena uppvisar genomgående mycket höga halter (Klass 5) och ytsedimenten i Räcksta Träsk (Fig. 31) har ungefär 2 gånger högre värden av summaPAH11 än klassgränsen mellan klass 4 och 5. För antracen och fluoranten är de relativa halterna ännu högre; ca 3 gånger högre än gränsen mellan klass 4 och 5. I relation till det normaliserade gränsvärdet för god kemisk status för antracen (64 µg/kg ts) överskrider detta från 1980-talet fram till idag medan fluoranten ligger klart under gränsvärdet det normaliserade 5360 µg/kg ts.

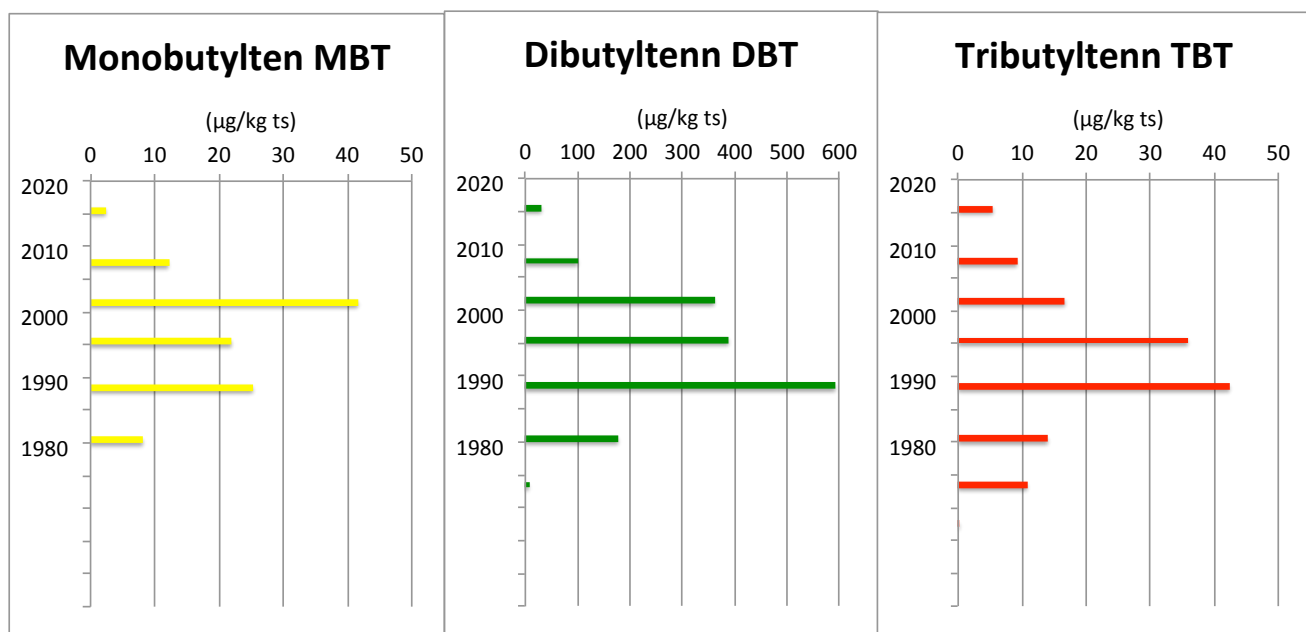
Tidstrenderna för summaPAH11 och de enskilda kongenerna är snarlika. Halten summaPAH11 i Strömmen, där de högsta halterna uppmättes 2013 (Jonsson 2015a), var ca 2 ggr högre än i Räcksta Träsk.



Figur 31 summaPAH11, antracen och fluoranten i sedimentkärna R1 från Räcksta Träsk.

5.5.4.2.2 Organiska tennföreningar

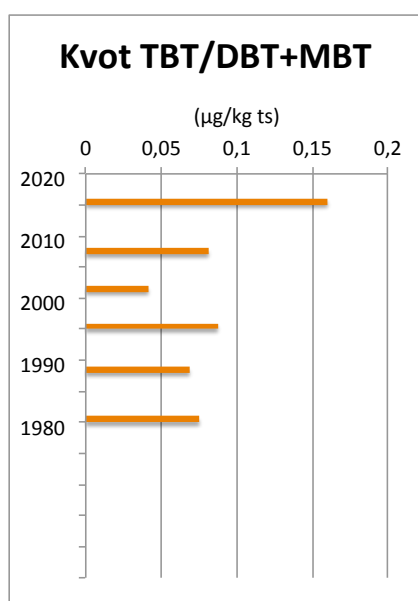
TBT-halterna (Fig. 32) beskriver en tydlig tidstrend med ökande halter från 1973 och till slutet av 1980-talet och därefter kontinuerligt avtagande till en knapp tiopotens lägre halt i ytsedimenten. Detta är en trend som detekterats på flera platser i Mälaren (Köping; Jonsson 2013) och Stockholmsregionen (Jonsson 2015b). TBT-halterna i kärnan från R1 överstiger det normaliserade gränsvärdet 4,3 µg/kg ts på alla nivåer. DBT, som anses något mindre giftigt än TBT (Anon. 2016), har halter som är ungefär en tiopotens högre än TBT-halterna, medan MBT-halterna är av samma storleksordning som TBT.



Figur 32 MBT, DBT och TBT i sedimentkärna R1 från Råcksta Träsk.

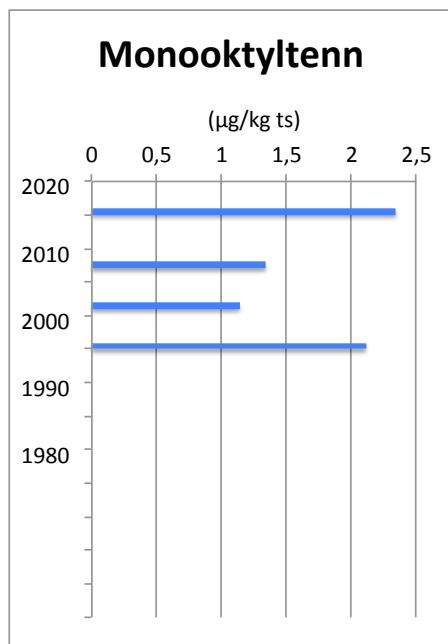
Som diskuterats i avsnitt 5.5.3.2.2 Organiska tennföreningar är kvoten TBT/DBT+MBT ett användbart hjälpmedel för att bestämma nedbrytningsgraden och därmed bedöma om föroreningen är färsk eller ej. Kvoten i kärnan från station R1 (Fig. 33) är genomgående mycket låg och indikerar klart att det här är fråga om en gammal förorening.

Icke desto mindre är halten av TBT långt över Havs- och vattenmyndighetens riktlinjer för klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten där man slår fast 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). TOC-halten i ytsediment från station R1 är 12,5 % vilket leder till att det normaliserade gränsvärdet för god kemisk status blir 4 µg/kg ts på station R1. TBT-halten i ytsedimentet ligger sålunda strax över gränsvärdet för god kemisk status.



Figur 33 Kvoten TBT/DBT+MBT i sedimentkärna R1 från Råcksta Träsk.

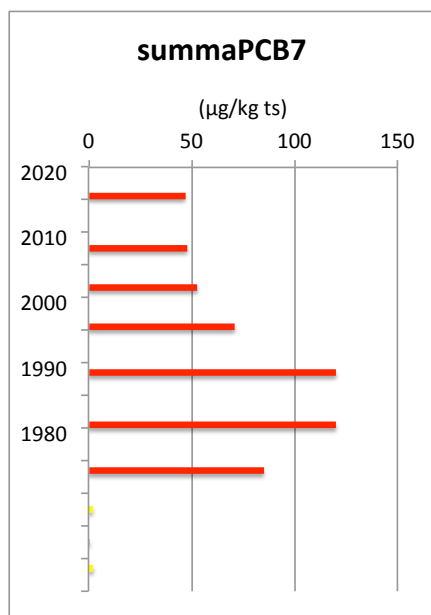
Monooktyltenn har detekterats på station R1 (Fig. 34) i halter mellan 1,1 och 1,4 $\mu\text{g}/\text{kg ts}$.



Figur 34 Monooktyltenn i sedimentkärna R1 från Räcksta Träsk.

5.5.4.2.3 Polyklorerade bifenyler - PCB

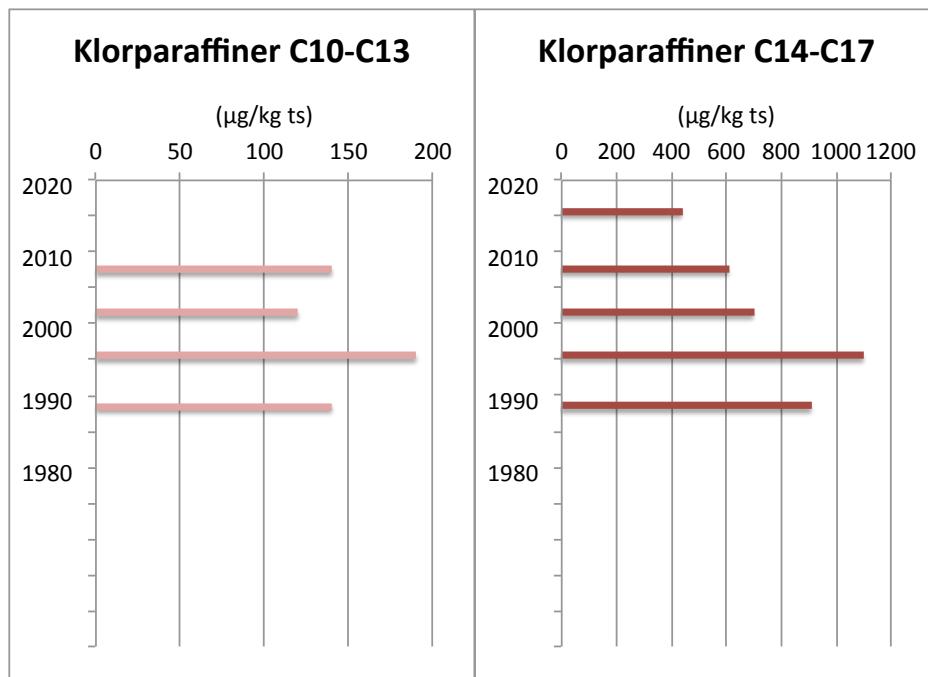
Mycket höga summaPCB7-halter har detekterats i kärnan från station R1 (Fig. 35). Halterna från 1990-talet är nästan lika höga som i en kärna från Strömmen 2013 (Jonsson 2015a), men halterna i Räcksta Träsks ytsediment är ungefär en faktor 3 lägre än i Strömmens ytsediment. SummaPCB7 liksom alla ingående kongener (#28, #52, #101, #118, #153, #138, #180) överstiger gränsen mellan klass 4 och 5 med minst en faktor 3. En betydande PCB-källa måste sålunda finnas i tillrinningsområdet.



Figur 35 SummaPCB7 i sedimentkärna R1 från Räcksta Träsk.

5.5.4.2.4 Övriga organiska föreningar

Klorparaffiner C10-C13 (SCCP) i ytsedimentet var mindre än 100 µg/kg ts (Fig. 36). Längre ned i kärnan är dock halterna mellan 120 och 180 µg/kg ts. Detta är ca 2 gånger högre än vad som registrerades i kärnan från Strömmen 2013 (Jonsson 2015a). Mellankedjiga klorparaffiner C14-C17 (MCCP) uppvisar ett tydligt haltavtagande mot sedimentytan i R1 men halterna är en faktor 3 högre än kärnan från Strömmen.



Figur 36 Klorparaffiner C10-C13 och C14-C17 i sedimentkärna R1 från Råcksta Träsk.

5.6 Deposition av föroreningar i sediment

Som anges i Miljöbarometern Stockholm uppskattas den teoretiska omsättningstiden för Råcksta Träsk till endast 2-3 veckor. Trots detta avsätts uppskattningsvis 55 ton torrsbstans i sjöns botten varje år. Med kännedom om detta och uppmätta halter i ytsedimenten har en översiktlig uppskattning av den totala årliga föroreningsdepositionen beräknats för ett antal ämnen (Tab. 7), som antingen ligger i klass 4 eller 5 enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder, som i Havsmyndighetens föreskrifter åsatts gränsvärden för god kemisk status eller som bedömts problematiska av andra skäl. Notera att olika sorter (kg/år för Cu, Pb och Zn; g/år för övriga) redovisas i tabellen. Bland metallerna är koppar-, bly- och framförallt zinktillförseln hög. För zink kan inte någon substantiell minskning noteras under de två senaste decennierna, vilket dock är tydligt för koppar och bly. Belastningen av PCB och PAH är hög. Inga riktvärden finns för silver men halten i ytsedimentet är drygt 14 gånger högre än i sedimentet under muddringshorizonten.

Tabell 7 Total årlig föroreningsdepositionen i ytsediment (0-2) i Råcksta Träsk för ett urval ämnen som förtjänar extra uppmärksamhet vad gäller åtgärder i sjöns tillrinningsområde.

	Cu	Pb	Zn	Cd	Hg	Ag	DBT	TBT	MCCP	sPCB7	sPAH11	Antracen	Fluoranten	HCB
	(kg)	(kg)	(kg)	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)	(g)
Årlig föroreningsdeposition	21	6	47	72	9	102	1,4	0,3	28	2,4	263	5,3	48	0,4

I Tabell 8 har de fem ämnen som i HVMFS 2013:19 för sediment åsatts gränsvärden för god kemisk status redovisats. Medelhalterna i ytsediment redovisas i relation till miljökvalitetsnormen och i förekommande fall normaliserad till 5 % TOC-halt. För fluoranten, kadmium och bly ligger halterna under gränsvärdena för god kemisk status.

I tabellen har även gjorts beräkningar över förbättringsbehov över de ämnen som ligger över gränsvärdena. För antracen ligger sedimenthalterna ca 1,5 gånger över gränsvärdet, vilket leder till ett förbättringsbehov på 33 % motsvarande en reduktion på 1,7 g/år.

För TBT ligger medelhalten i sjöns ytsediment strax över gränsvärdet för god kemisk status i sediment. Förbättringsbehovet är uppskattat till 7 %, vilket skulle innebära en reduktion på 0,02 g/år. Hänsyn bör också tas till DBT, som visserligen är något mindre giftigt än TBT (Anon. 2016), men som uppmätts i drygt 5 gånger högre halter i ytsediment från Räcksta Träsk.

Tabell 8 Medelhalter i ytsediment (0-2 cm), miljökvalitetsnormer och uppskattade förbättringsbehov för ämnen (antracen, fluoranten, TBT, kadmium och bly) i relation till havsmyndighetens gränsvärden för god kemisk status.

	Antracen	Fluoranten	TBT	Kadmium	Bly
	(n=5)	(n=5)	(n=5)	(n=5)	(n=5)
Medelhalt ytsediment (0-2 cm) (µg/kg ts)	96	876	4,6	1 300	108 120
Miljökvalitetsnorm MKN (HVMFS 2015:4) (µg/kg ts)	24	2 000	1,6	2 300	130 000
MKN normaliserad 13,4 % TOC till 5 % (µg/kg ts)	64	5 360	4,3	-	-
Differens uppmätt halt relativt MKN (µg/kg ts)	32	-	0,3	-	-
Förbättringsbehov (%)	33	-	7	-	-
Förbättringsbehov (g/år)	1,7	-	0,02	-	-

REFERENSER

- Anonymous, 2016. Naturvårdsverkets Datablad för Organiska Tennföreningar. Kemakta Konsult AB och Institutet för Miljömedicin. Juni 2016.
- Apler, A. & Josefsson, S., 2016. Chemical contamination in offshore sediments 2003– 2014. Swedish status and trend monitoring programme. SGU-rapport 2016:04.
- 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.
- DeepVision, 2009. DeepEye Sonar System - User's Guide, 8 sid.
<http://www.deepvision.se/>
- DrDepth Djupmättningsprogramvara. <http://www.drdepth.se>
- 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. (Red.), Persson, J. och Holmberg, P., 2003. Skärgårdens bottnar. Naturvårdsverket Rapport 5212, Stockholm, ISBN 91-620-5212-8, ISSN 0282-7298, 112 sid. English summary.
- Jonsson, P., 2013. Sonarkartering och sedimentprovtagning i Köpings hamn och på fjärden Galten. JP Sedimentkonsult Rapport 2013:3, 48 sid.
- Jonsson, P., 2014. Regionala bakgrundshalter av metaller i Västeråsfjärden. JP Sedimentkonsult Rapport 2014:2, 27 sid.
- Jonsson, P., 2015a. 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., 2015b. Provtagning av sediment i Riddarfjärden. JP Sedimentkonsult Rapport 2015:2, 53 sid.
- Magnusson, M. och Samuelsson, P.-O., 2012. TBT-forskning ger bättre hantering av förorenade sediment. I HAVET – om miljötillståndet i svenska havsområden, sid 89-92. ISBN 978-91-87025-12-9 (Havs- och vattenmyndigheten).
- Meili, M., Jonsson, P., Lindström, M. and Holmberg, P. (2000): Accumulation of Chernobyl Cs-137 in coastal archipelagos of the Baltic Sea. In: Nielsen, S.P., The radiological exposure of the population of the European Community to radioactivity in the Baltic Sea. Marina-Balt project. Proceedings of a seminar held at Hasseludden Conference Centre, Stockholm, 9 to 11 June 1998. EUR 19200 EN, ISBN 92-828-7864-3, p 415-420.
- Miljöbarometern Stockholm.
http://miljobarometern.stockholm.se/content/docs/vp/faktablad/Faktaunderlag_Racksta_Trask.pdf
- Naturvårdsverket, 1999. Rapport 4914. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Kust och hav. Naturvårdsverket, Stockholm, ISBN 91-620-4917-8, ISSN 0282-7298, 136 sid.
- Naturvårdsverket, 2013. Tabell 30 i Naturvårdsverkets rapport 4914 (1999). Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav har ändrats.
<http://www.naturvardsverket.se/Stod-imiljoarbetet/>
- 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.
- 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.
- Sublight Technology. Bottenvideokamera

BILAGA 1 Protokoll och fotografier från sedimentprovtagning

Station R1

Position

WGS-84 Lat N 59 21,142 Long E 17 52,492

SWEREF 99 1800 N 6581928,775 E 142881,546

Djup: 2,7 m



Station R2

Position

WGS-84 Lat N 59 21,108 Long E 17 52,423

SWEREF 99 1800 N 6581865.771 E 142816.006

Djup: 2,4 m



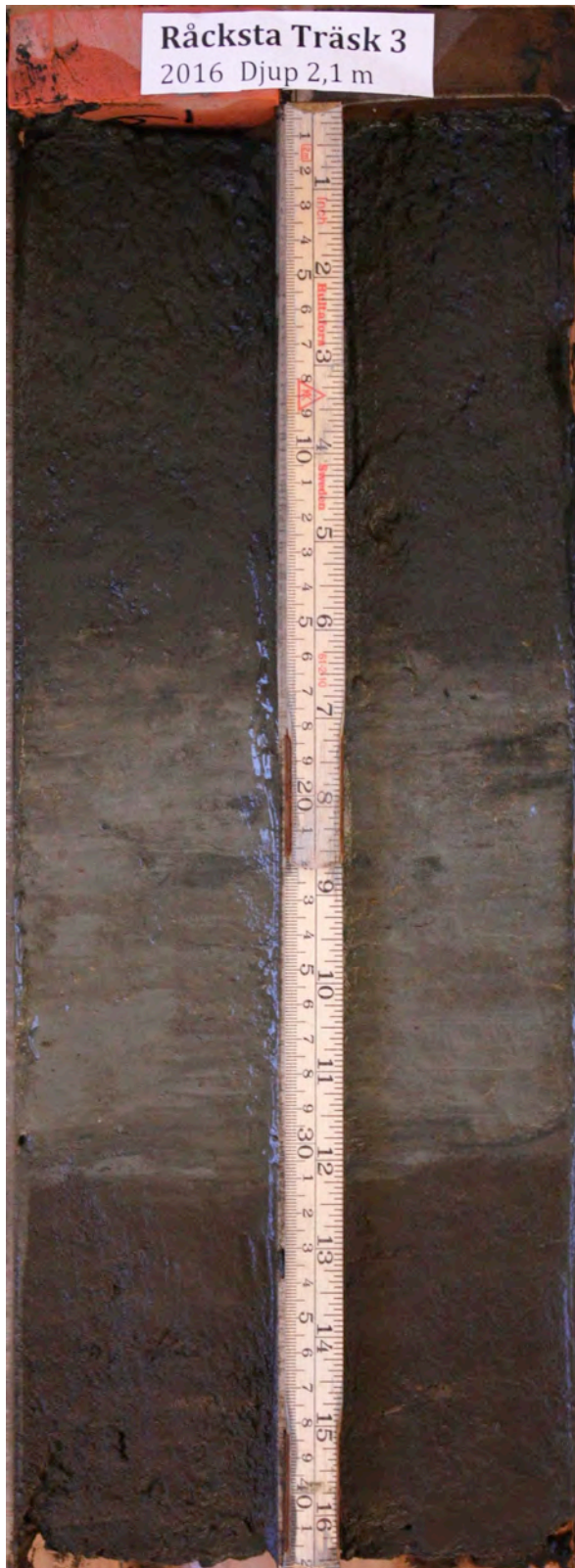
Station R3

Position

WGS-84 Lat N 59 21,138 Long E 17 52,589

SWEREF 99 1800 N 6581921.177 E 142973.499

Djup: 2,1 m



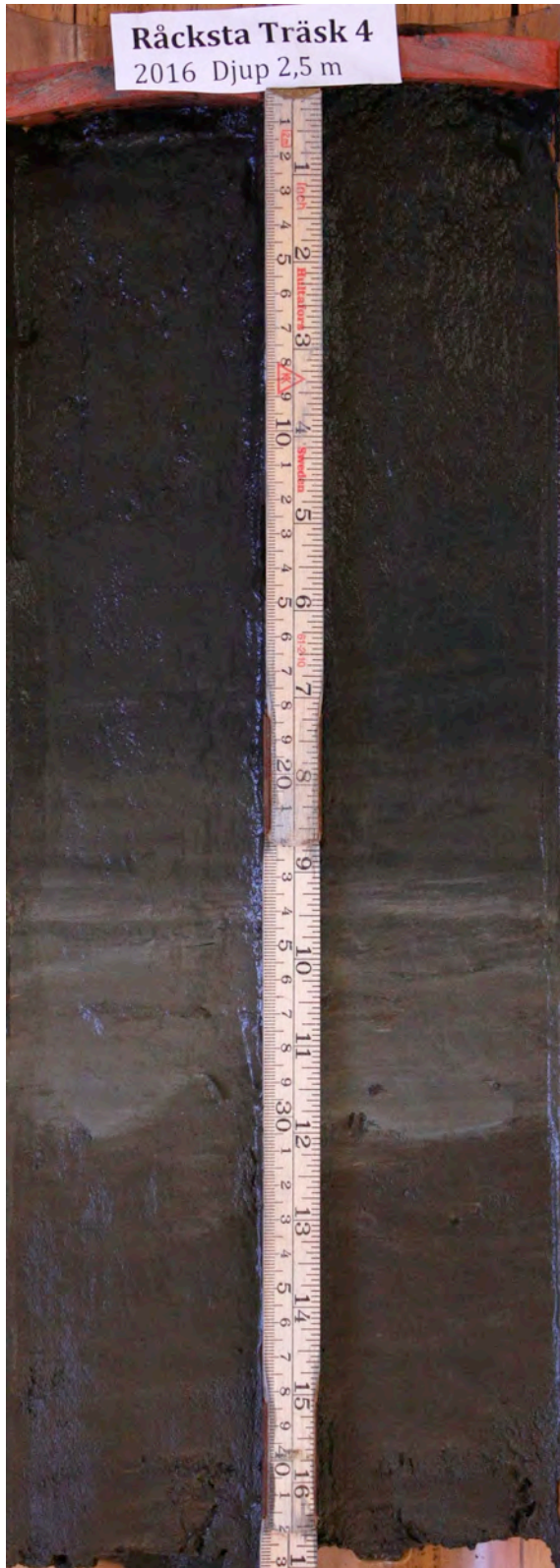
Station R4

Position

WGS-84 Lat N 59 21,166 Long E 17 52,564

SWEREF 99 1800 N 6581973.208 E 142949.893

Djup: 2,5 m



Station R5

Position

WGS-84 Lat N 59 21,185 Long E 17 52,570

SWEREF 99 1800 N 6582008.474 E 142955.647

Djup: 2,4 m



BILAGA 2 Resultat och analysmetoder