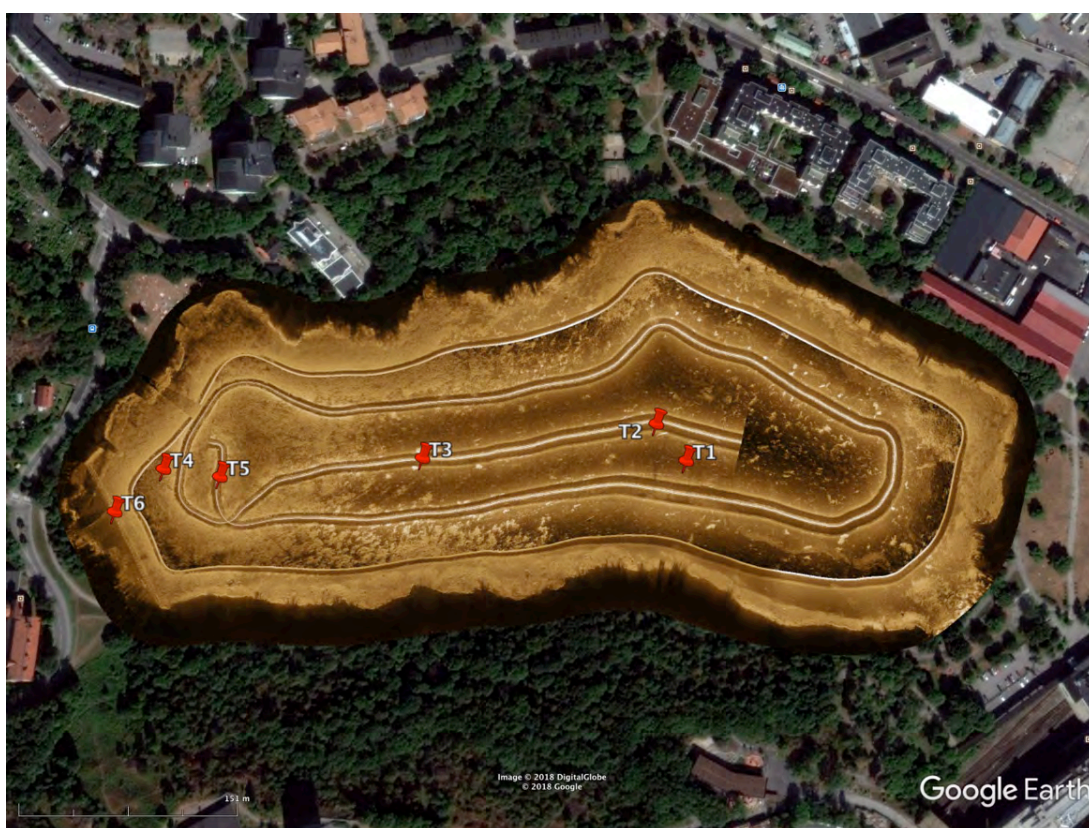




Sedimentkonsult HB

Metaller och organiska miljöföroreningar i Judarn, Kyrksjön, Långsjön och Trekanten 2017

av
Per Jonsson



Mottagare:
Miljöförvaltningen
Stockholms Stad

Sollenkroka den 3 oktober 2018

JP Sedimentkonsult Rapport 2018:1.

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

1	UPPDRAG OCH SYFTE	5
1.1	Beställare	5
1.2	Syfte	5
1.3	Arbetsmoment	5
1.4	Rapportens uppläggning	6
2	BEDÖMNINGSGRUNDER	6
2.1	Bedömningsgrunder metaller	6
2.2	Bedömningsgrunder organiska miljögifter	7
3	SJÖBESKRIVNINGAR	9
3.1	Judarn	9
3.1.1	Sammanfattning	9
3.1.2	Områdesbeskrivning	10
3.1.3	Djupkartering	10
3.1.4	Kartering med side scan sonar	11
3.1.5	Sedimentprovtagning	12
3.1.6	Sedimentkärnor	12
3.1.7	Vattenhalt och organisk halt	13
3.1.8	Föreningar	14
3.1.8.1	Areell fördelning	14
3.1.8.1.1	Metaller	14
3.1.8.1.2	Organiska föreningar	16
3.1.8.1.2.1	Polyaromatiska kolväten – PAH	16
3.1.8.1.2.2	Organiska tennföreningar	16
3.1.8.1.2.3	Polyklorerade bifenyler – PCB	17
3.1.8.1.2.4	Övriga organiska föreningar	18
3.1.8.2	Föreningshistorik	18
3.1.8.2.1	Metaller	18
3.1.8.2.2	Organiska föreningar	19
3.1.8.2.2.1	Polyaromatiska kolväten – PAH	19
3.1.8.2.2.2	Organiska tennföreningar	19
3.1.8.2.2.3	Polyklorerade bifenyler – PCB	21
3.1.8.2.2.4	Polybromerade difenyletrar – PBDE	22
3.1.9	Datering	22
3.2	Kyrksjön	22
3.2.1	Sammanfattning	22
3.2.2	Områdesbeskrivning	23
3.2.3	Djupkartering	23
3.2.4	Kartering med side scan sonar	24
3.2.5	Sedimentprovtagning	25
3.2.6	Sedimentkärnor	25
3.2.7	Torrsubstanshalt och organisk halt	26
3.2.8	Föreningar	26
3.2.8.1	Areell fördelning	26
3.2.8.1.1	Metaller	26
3.2.8.1.2	Organiska föreningar	28
3.2.8.1.2.1	Polyaromatiska kolväten – PAH	28
3.2.8.1.2.2	Organiska tennföreningar	28

3.2.8.1.2.3	Polyklorerade bifenyler – PCB	29
3.2.8.1.2.4	Övriga organiska föreningar	29
3.2.8.2	Föroreningshistorik	29
3.2.8.2.1	Metaller	29
3.2.8.1.2	Organiska föroreningar	30
3.2.8.1.2.1	Polyaromatiska kolväten – PAH	30
3.2.8.1.2.2	Organiska tennföreningar	30
3.2.8.1.2.3	Polyklorerade bifenyler – PCB	31
3.2.9	Datering	31
3.3	Långsjön	31
3.3.1	Sammanfattning Långsjön	31
3.3.2	Områdesbeskrivning	33
3.3.3	Djupkartering	33
3.3.4	Kartering med side scan sonar	34
3.3.5	Sedimentprovtagning	35
3.3.6	Sedimentkärnor	35
3.3.7	Vattenhalt och organisk halt	36
3.3.8	Föroreningar	36
3.3.8.1	Areell fördelning	36
3.3.8.1.1	Metaller	36
3.3.8.1.2	Organiska föroreningar	37
3.3.8.1.2.1	Polyaromatiska kolväten – PAH	38
3.3.8.1.2.2	Organiska tennföreningar	38
3.3.8.1.2.3	Polyklorerade bifenyler och polybromerade difenyletrar	39
3.3.8.2	Föroreningshistorik	40
3.3.8.2.1	Metaller	40
3.3.8.2.2	Organiska föroreningar	41
3.3.8.2.2.1	Polyaromatiska kolväten – PAH	41
3.3.8.2.2.2	Organiska tennföreningar	42
3.3.8.2.2.3	Polyklorerade bifenyler, polybromerade difenyletrar	42
3.3.9	Datering	43
3.4	Trekanten	44
3.4.1	Sammanfattning Trekanten	44
3.4.2	Områdesbeskrivning	46
3.4.3	Djupkartering	46
3.4.4	Kartering med side scan sonar	47
3.4.5	Sedimentprovtagning	47
3.4.6	Sedimentkärnor	48
3.4.7	Torrsubstanshalt och organisk halt	48
3.4.8	Datering	49
3.4.9	Föroreningar	49
3.4.9.1	Areell fördelning	49
3.4.9.1.1	Metaller	49
3.4.9.1.2	Organiska föroreningar	51
3.4.9.1.2.1	Polyaromatiska kolväten – PAH	51
3.4.9.1.2.2	Organiska tennföreningar	51
3.4.9.1.2.3	Polyklorerade bifenyler och polybromerade fenyletrar	52
3.4.10	Föroreningshistorik	52
3.4.10.1	Metaller	52

3.4.10.2	Organiska föroreningar	53
3.4.10.2.1	Polyaromatiska kolväten – PAH	53
3.4.10.2.2	Organiska tennföreningar	54
3.4.10.2.3	Polyklorerade bifenyl, polybromerade difenyletrar och hexabromcyklododekan	54
3.4.10.3	Datering	55
4	REFERENSER	56

- BILAGA 1 Material och metoder

- BILAGA 2 Protokoll inkluderande positioner, djup och fotografier av sedimentkärnor

ANALYSRESULTAT

Analysresultaten redovisas på Miljöbarometern Stockholm

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

1 UPPDRAG OCH SYFTE

1.5 Beställare

Miljöförvaltningen
Stockholms Stad

1.6 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 sjön.
- att analysera metaller och organiska miljögifter i ytsediment (0-2 cm), som representerar föroreningsbilden från de senaste åren.
- att analysera upp till 10 skikt i en eller fler representativa sedimentkärnor så att depositions hastighet och historisk föroreningsutveckling 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 karakteriseras 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.

1.7 Arbetsmoment

Arbetet har omfattat följande moment:

- Uppstartmöten
- Rekognoscering av lämpliga sjösättningsplatser för provtagningsbåten.
- Djupmätningar
- Karteringar med side scan sonar
- Upprättande av preliminära bottendynamiska kartor som grundar sig på i fält insamlat material från side scan sonar och ekolod
- Provtagning av ytsediment från 3-15 stationer och sedimentkärnor från samma stationer för dokumentation av lagerföljder
- Provtagning av 1-3 representativa sedimentkärnor 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 representativa sedimentkärnor)
- Bearbetning och utvärdering av resultat
- Slutrapportering

1.8 Rapportens uppläggning

För att så klart och logiskt som möjligt redovisa för hur de olika studierna planerats och genomförts har rapporten disponerats så att varje vattenområde behandlas för sig. För varje vattenområde redovisas följande:

- Områdesbeskrivning
- Djupkartering
- Kartering med side scan sonar
- Erhållna resultat som rör sedimentens sammansättning och struktur
- Bottendynamik
- Geografisk spridning av föroreningar
- Föroreningshistorik
- Datering och sedimentackumulation

I appendix återfinns följande:

- BILAGA 1 Material och metoder
- BILAGA 2 Protokoll inkluderande positioner, djup och 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. Detta har tidigare gjorts för Västeråsfjärden (Jonsson 2014).

I föreliggande rapport har vi 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.

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.

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

	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
Kvicksilver	≤ 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

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.

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

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 för antracen och fluoranten till 24 resp. 2000 µg/kg TS normerat till 5 % TOC-halt.

Naturvårdsverket har i samarbete med SGU tagit (Josefsson 2017) 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 båtbottnfärger för icke oceangående båtar under 25 meter i Sverige redan 1989. Liknande förbud för båtar över 25 m trädde i kraft i EU under perioden 2003–2007 och sedan 2008 råder ett totalförbud mot TBT i båtbottnfärger (Magnusson och Samuelsson, 2012).

För TBT anges i Havs- och vattenmyndighetens riktlinjer för klassificering och 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).

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 SJÖBESKRIVNINGAR

3.1 Judarn

3.1.1 Sammanfattning

Sonarkarteringen genomfördes den 18 maj 2017 och visade att nästan hela Judarns bottenarea täcks av mjukbottnar. Tämmligen branta stränder finns vid den sydöstra sidan av sjön. Även vattendjupet karterades och våra data överensstämde i stora drag med tidigare uppmätning. Det största uppmätta djupet var drygt 4,3 m. Sonar- och djupkarteringen visade att A-bottnar uppträder på djup >1,5 m. I runda tal 90 % av arealen utgörs av A-bottnar.

Sedimentprovtagning genomfördes på 3 stationer den 18 maj 2017 och en kompletterande provtagning av ytsediment genomfördes senare på station J1 för att erhålla tillräckligt med sediment för det omfattande analysprogrammet. I Judarns ytsediment var vattenhalten i genomsnitt 95 % TS och glödningsförlusten 44 % TS, vilket klart indikerar recent A-bottenmaterial. I den analyserade sedimentkärnan från Judarn 1 minskar vattenhalten successivt med ökat vattendjup, vilket tydligt visar ostörda ackumulationsförhållanden, vilket styrks av sedimentprofilerna för såväl LOI som TOC.

Blyhalterna är de som avviker mest från bakgrundsvärdet och med god marginal uppvisar mycket stor avvikelse. Halterna ligger även över Havs- och vattenmyndighetens gränsvärde för uppnående av god kemisk status. Kadmium och zink har stor avvikelse, medan koppar-, kvicksilver- och nickelhalterna är mindre påtagliga. Kadmiumhalterna ligger i närheten av Havs- och vattenmyndighetens gränsvärde för uppnående av god kemisk status. Halterna av i stort sett alla analyserade metaller är något högre än vad som uppmättes 1996. En dagvattenledning som avvattnar området kring Bergslagsvägen mynnar i Judarn. Det största bidraget av bly, zink och koppar kommer med stor sannolikhet via dagvatten från Bergslagsvägen.

Mycket höga halter av såväl sPAH11 som antracen och fluoranten har detekterats i Judarns ytsediment. Medelhalten av antracen är 2 gånger högre än det normaliserade gränsvärdet för god kemisk status. Fluorantehalterna ligger dock klart under HaV:s gränsvärde. Med tanke på dagvattenledningen från Bergslagsvägen är det troligt att den täta trafiken på vägen är primärorsaken till de höga sedimenthalterna av PAH-er.

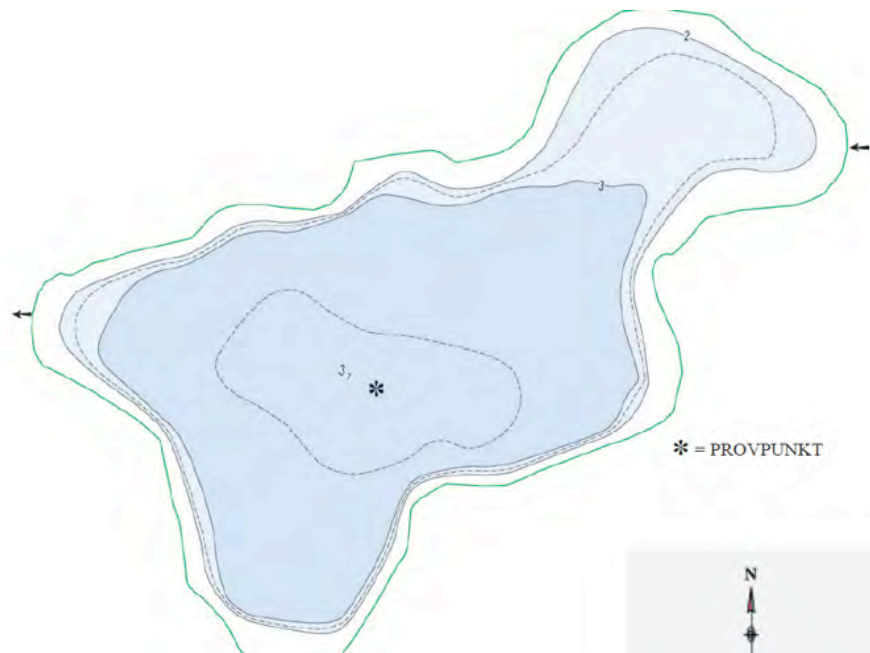
Medelhalten av TBT i Judarns ytsediment är klart under det normaliserade gränsvärdet för god kemisk status och kvoten TBT/MBT+DBT indikerar att nytillskottet av TBT är mycket litet. sPCB-halterna i Judarns ytsediment är 2 - 4 gånger högre än gränsen för mycket höga halter. Halterna 2017 är av samma storleksordning som vid undersökningen 1996.

De polyaromatiska kolvätena uppvisar andra fördelningskurvor nedåt i sedimenten än metallerna med låga eller medelhöga halter på 40-50 cm:s djup i kärnan. Därövanför sker snabb ökning av såväl sPAH11 som de enskilda kongenerna antracen och fluoranten och de når ett maximum på ca 18 cm. Från denna nivå sjunker sedan halterna till ett lägre värde vid ca 8 cm, för att i ytsedimentet fördubblas i förhållande till på 8 cm. Fördelningsbilden liknar den för bly, vilket indikerar att den huvudsakliga tillförseln även för PAH-er kommer från fordonstrafiken i området kring Bergslagsvägen.

Tributyltenn finns i mätbara halter endast i de övre 15 cm av sedimentpelaren.

3.1.2 Områdesbeskrivning

Enligt Miljöbarometern Stockholm är tillrinningsområdets yta 87 ha och sjöytan 7,4 ha. Sjövolymen är 179 000 m³ och den teoretiska omsättningstiden ca ett år. Djupförhållandena i Judarn har tidigare karterats (Fig. 1; Myrica 1999). Största uppmätta djupet är 3,7 m och medeldjupet ca 2,7 m.

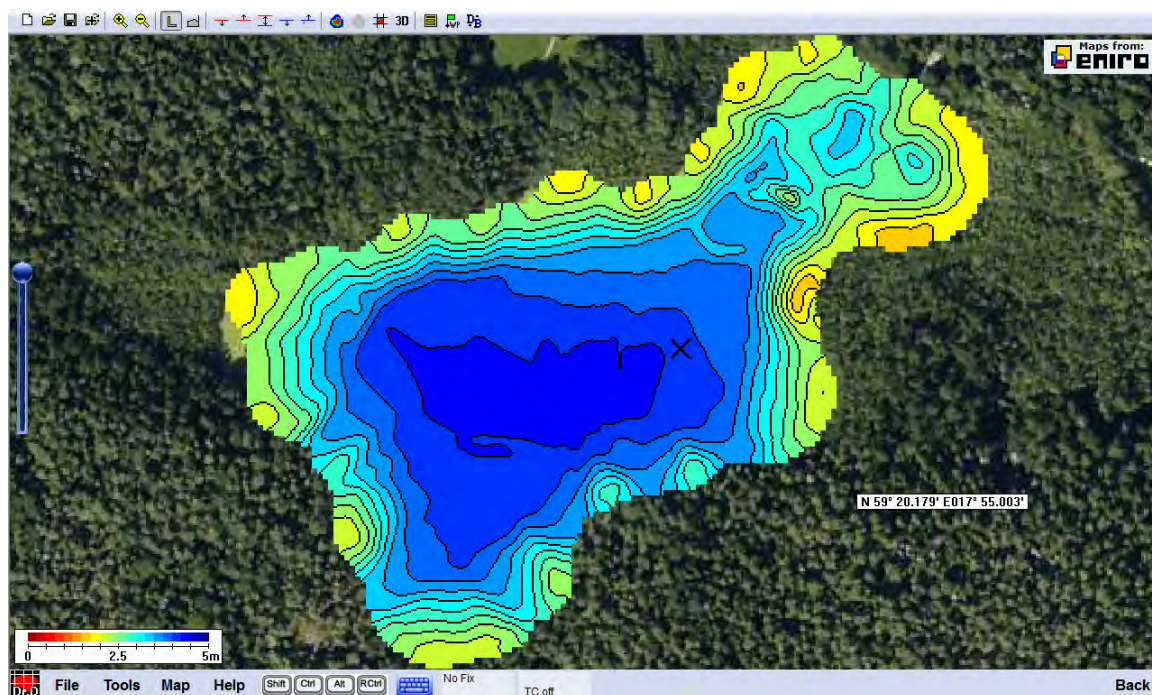


Figur 1 Vattendjup i Judarn (Miljöbarometern Stockholm; Myrica 1999).

Den största tillrinningen kommer norrifrån via en dagvattenledning till ett dike som mynnar i sjöns östra del. Dagvattenledningen från Bergslagsvägen belastar Judarn med avrinning från 1,6 km intensivt trafikerad väg. Enligt Miljöbarometern innehåller sedimenten låga till måttligt höga halter av tungmetaller och förhöjda halter av organiska miljögifter som PAH-er och PCB längre ned i sedimenten.

3.1.3 Djupkartering

I samband med sonarkartering i Judarn den 18 maj 2017 mättes även vattendjupet (Fig. 2). Vår undersökning överensstämde i stora drag med tidigare uppmätning. Detaljeringsgraden är dock som framgår vid en jämförelse mellan figur 1 och 2 högre vid vår undersökning. Det största uppmätta djupet var drygt 4,3 m, d v s 0,6 m mer än vid tidigare lodning



Figur 2 Uppmätt vattendjup i Judarn den 18 maj 2017. Det aktuella vattenståndet i sjön var okänt.

3.1.4 Kartering med side scan sonar

Sonarkarteringen genomfördes den 18 maj 2017 och visade att nästan hela Judarns bottenarea täcks av mjukbottnar (Fig. 3). Tämligen branta stränder finns vid den sydöstra sidan av sjön. Några trästolpar i mynningen till den nordöstra viken är de enda främmande objekt som noterades utifrån sonarunderlaget.



Figur 3 Sonaröversikt över Judarn den 18 maj 2017.

Sonarundersökningen visade att ackumulationsbottnar uppträder på ett större djup än ca 1,5 m. Detta innebär att i runda tal 90 % av sjöns areal utgörs av A-bottnar.

3.1.5 Sedimentprovtagning

Sedimentprovtagning genomfördes på 3 stationer i Judarn den 18 maj 2017 (Fig. 4). En kompletterande provtagning av ytsediment genomfördes på station J1 den 29 juni 2017 för att erhålla tillräckligt med sediment för det omfattande analysprogrammet.



Figur 4 Google Earth-bild över Judarn med de tre provtagningsstationerna för sediment inlagda.

3.1.6 Sedimentkärnor

Sedimentkärnor togs på de tre undersökta sedimentstationerna i Judarn (Fig. 5). Ytsedimentet var mörkbrunt, mkt löst och hade en kornig/flockig struktur. Det korniga sedimentet var allt fastare nedåt och övergick vid ca 20 cm i ett något ljusare och mindre kornigt sediment. Djupare än ca 50 cm blir sedimentet åter mörkare. Totallängden på kärnorna var för K1 58 cm, K2 43 cm och K3 57 cm.



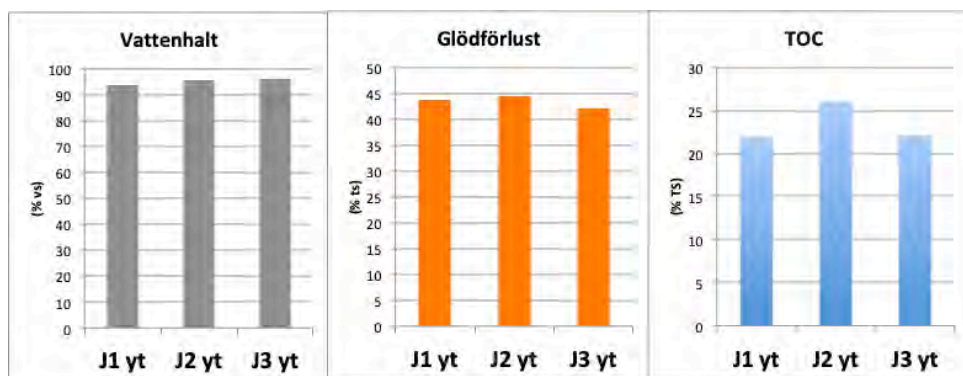
Figur 5 Sedimentkärnor från Judarn. Bildernas förstoringar har justerats så att profilernas djup ska kunna jämföras

3.1.7 Vattenhalt och organisk halt

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

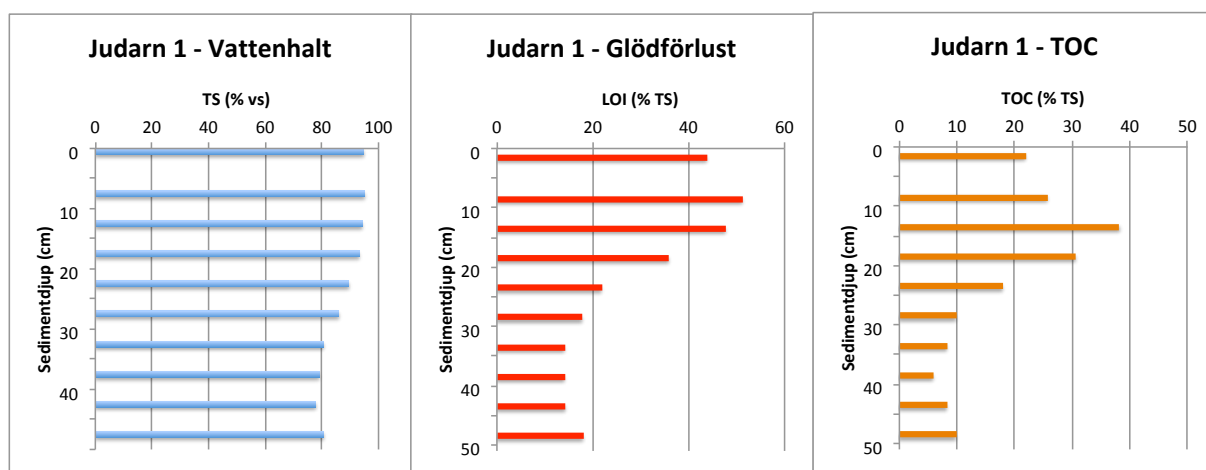
I Judarns ytsediment (0-2 cm; Fig. 6) är vattenhalten i genomsnitt $95,2 \%$ TS och glödningsförlusten $43,5 \%$ TS, vilket mycket klart indikerar recent A-bottenmaterial.

Glödförlusten i Judarns ytsediment är en faktor 1,9 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. I nordvästra Egentliga Östersjön skärgårdar är förhållandet LOI/TOC ännu högre; 2,5–2,7 (Jonsson et al. 2003). Orsakerna till skillnaden mellan Judarn å ena sidan och skärgård/öppet hav å den andra är inte utredd, men är sannolikt att söka i skillnader i sammansättning av det organiska materialet. Skillnaden kan ha att göra med hur stor andel av kolet som är alloktont ($\approx$ tillfört från omgivningarna) respektive autoktont ($\approx$ bildat i sjön).



Figur 6 Vattenhalt och glödförlust i ytsediment (0-2 cm) från Judarn

I den analyserade sedimentkärnan från Judarn 1 (Fig. 7) visar vattenhalten, som en följd av kompaktion, en successivt minskande halt med ökat vattendjup, vilket tydligt visar ostörda ackumulationsförhållanden. Detta styrks av sedimentprofilerna för såväl LOI som TOC, vilka båda uppvisar höga halter i sedimentets översta 10-15 cm, och därunder successivt avtagande. Orsaken till avtagandet beror med största sannolikhet på nedbrytning av det organiska materialet i den övre delen av sedimentpelaren. Ju längre ned i sedimentpelaren desto mer nedbrutet/mineraliserat är det organiska materialet.



Figur 7 Vattenhalt, glödförlust och TOC i kärnan från Judarn 1

3.1.8 Föroreningar

3.1.8.1 Areell fördelning

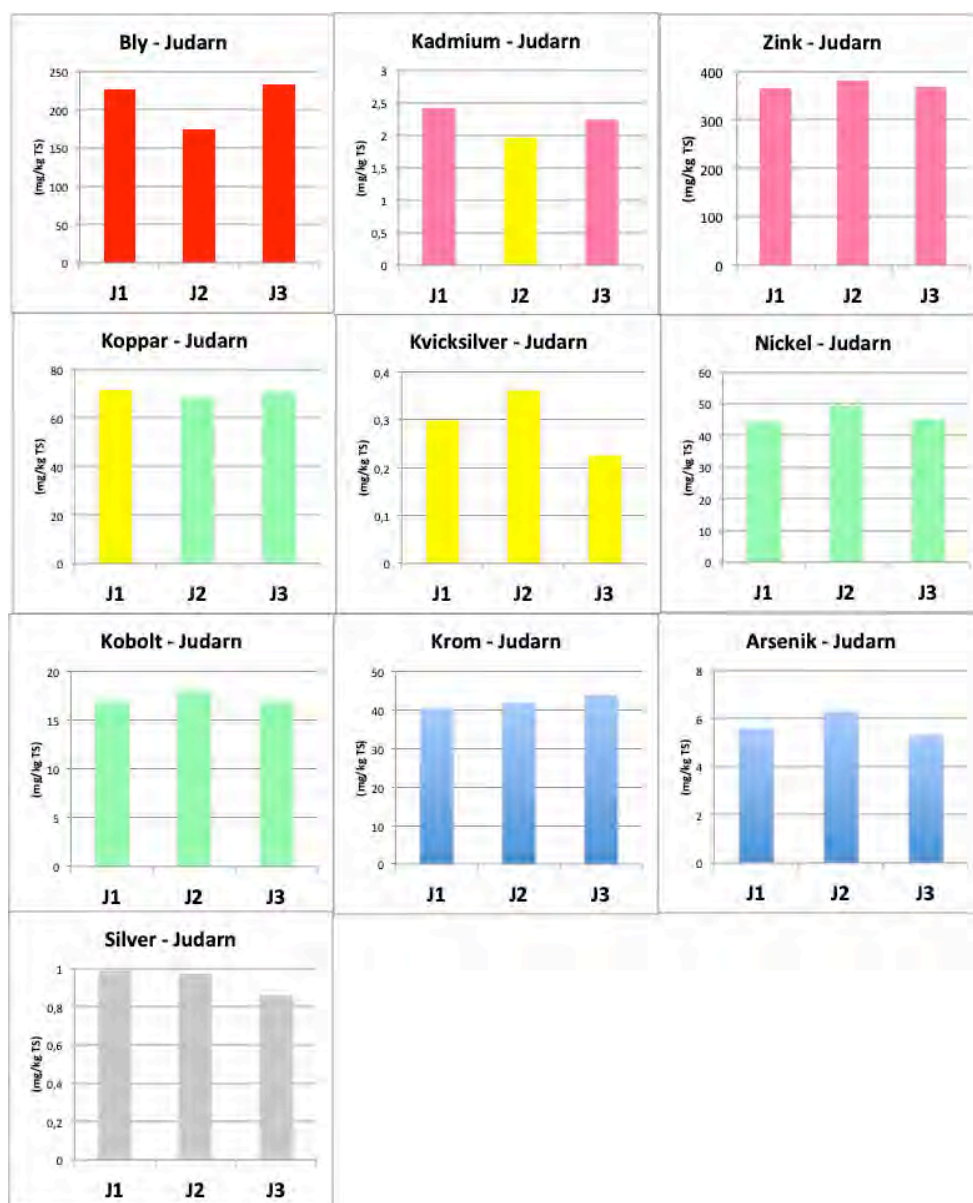
3.1.8.1.1 Metaller

I figur 8 har metallhalter i ytsedimenten från de tre provtagningsstationerna sammanställts. Halterna har klassats utifrån regionala bakgrundsvärden i Stockholmsområdet (Tabell 1) och färglagts i enlighet med tabellen, där betydelsen av de olika färgerna framgår av Tabell 4 nedan.

Tabell 4 Färger för avvikelseklassning.

Klass 1 Ingen/obetydlig avvikelse	Klass 2 Liten avvikelse	Klass 3 Tydlig avvikelse	Klass 4 Stor avvikelse	Klass 5 Mycket stor avvikelse
--	--	---	---	--

Blyhalterna är de som avviker mest från bakgrundsvärdet och med god marginal uppvisar mycket stor avvikelse. Halterna ligger även över Havs- och vattenmyndighetens gränsvärde (HVMFS 2013:19) för uppnående av god kemisk status (130 mg/kg TS). Kadmium och zink har stor avvikelse medan koppar-, kvicksilver- och nickelhalterna är mindre påtagliga. Kadmiumhalterna ligger i närheten av Havs- och vattenmyndighetens gränsvärde (HVMFS 2013:19) för uppnående av god kemisk status (2,3 mg/kg TS).



Figur 8 Metaller i ytsediment (0-2 cm) från Judarn. Halterna är klassade enligt färgskalan i tabell 4.

Kobolt, krom och arsenik är obetydligt förhöjda i förhållande till bakgrunden. Silverhalterna är 8-10 gånger högre än bakgrundsvärdet.

Halterna av i stort sett alla analyserade metaller är något högre än vad som uppmättes 1996 på två stationer i Judarn (Östlund et al. 1998).

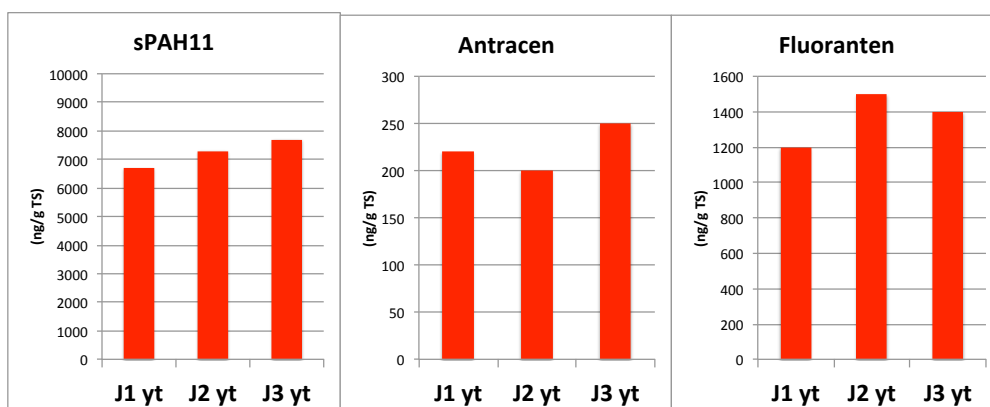
Som påtalats i områdesbeskrivningen (avsnitt 3.1.1) mynnar en dagvattenledning som avvattnar området kring Bergslagsvägen i Judarn. Enligt Miljöbarometern kommer det största bidraget av zink och koppar från Bergslagsvägen. Dagvatten från området kring Bergslagsvägen torde också vara den främsta orsaken till de höga blyhalterna i Judarns ytsediment. Även om blyad bensin totalförbjöds 1995 kan blybemängd mark fortfarande påverka sedimenthalterna.

3.1.8.1.2 Organiska föroreningar

3.1.8.1.2.1 Polyaromatiska kolväten – PAH

Mycket höga halter av såväl sPAH11 som antracen och fluoranten har detekterats i Judarns sediment. Halterna är med mycket god marginal i den högsta föroreningsklassen i de svenska bedömningsgrunderna. Med tanke på dagvattenledningen från Bergslagsvägen är det troligt att den täta trafiken på vägen är primärorsaken till Judarns höga sedimenthalter.

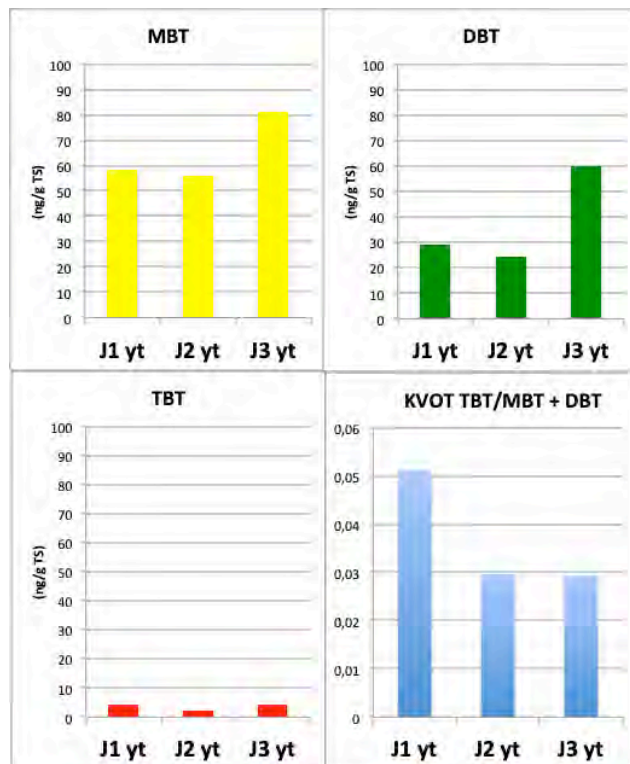
I Havs- och vattenmyndighetens riktlinjer för klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2015:4) att gränsvärdet för uppnående av god kemisk status i sediment skall ligga på 24 respektive 2000 µg/kg TS för antracen och fluoranten normerat till 5 % kolhalt (TOC). Medelkolhalten i ytsediment (0-2 cm) från Judarn är 23,2 %, vilket leder till att gränsvärdet för antracen blir 111 µg/kg TS och för fluoranten 9280 µg/kg TS. Medelhalten i Judarns ytsediment för antracen är 223 µg/kg TS, vilket är precis 2 gånger högre än det normaliserade gränsvärdet för god kemisk status. Vad gäller fluoranten är halterna klart under gränsvärdet.



Figur 9 sPAH11, antracen och fluoranten i ytsediment (0-2 cm) från Judarn.

3.1.8.1.2.2 Organiska tennföreningar

För TBT anges i Havs- och vattenmyndighetens riktlinjer för klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2015:4) att gränsvärdet för uppnående av god kemisk status i sediment skall ligga på 1,6 µg/kg TS för TBT normerat till 5 % kolhalt (TOC). Medelkolhalten i ytsediment (0-2 cm) från Judarn är 23,2 %, vilket leder till att gränsvärdet blir 7,4 µg/kg TS. Medelhalten av TBT i Judarns ytsediment är 3,7 µg/kg TS, vilket sålunda är klart under det normaliserade gränsvärdet för god kemisk status.



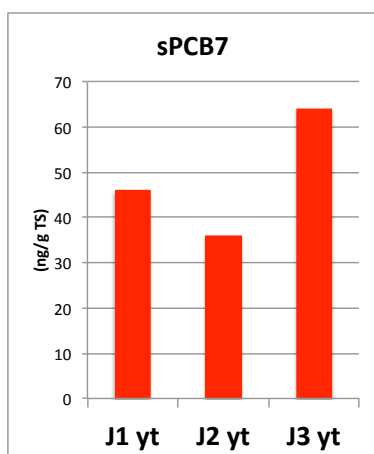
Figur 10 TBT, DBT, MBT och kvoten TBT/MBT+DBT i ytsediment (0-2 cm) från Judarn.

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 Judarns ytsediment ligger kvoten på 0,03-0,05 (Fig. 10) vilket klart indikerar att nytillskottet är mycket litet.

3.1.8.1.2.3 Polyklorerade bifenyler - PCB

sPCB-halterna i Judarns ytsediment ligger på 36-64 ng/g TS, vilket är mellan 2 och 4 gånger högre än gränsen för mycket höga halter (Fig. 10). År 2002 mättes medelhalten av sPCB i ett blandprov från 8 ytsediment till 34 ng/g TS att jämföras med medelhalten 49 ng/g TS av 3 prov från 2017; sålunda en haltökning med 43 %. Orsaken till detta är inte utredd ännu. Mot detta talar dock att sPCB7-halterna 2017 är av samma storleksordning som vid undersökningen 1996 (39-53 ng/g TS; Östlund et al. 1998).



Figur 10 sPCB7 i ytsediment (0-2 cm) från Judarn.

3.1.8.1.2.4 Övriga organiska föreningar

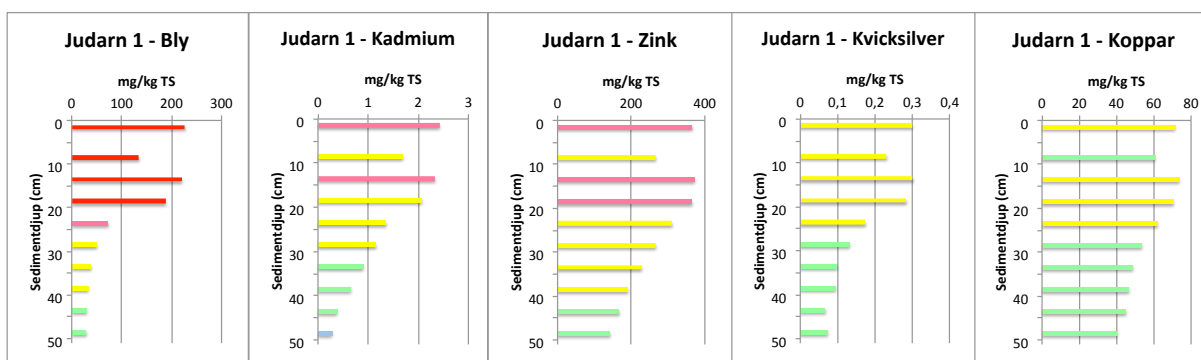
Inga mätbara halter av högfluorerade ämnen har detekterats. Inte heller terbutryn, isoproturon, irgarol (cybutryn), MCP (mekoprop), diuron, HBCD, BDE #28-154 har hittats i Judarns sediment.

BDE #209 (DeBDE) ligger under detektionsgränsen 2,5 ng/g TS.

3.1.8.2 Föroreningshistorik

3.1.8.2.1 Metaller

Metallhalterna i kärnan Judarn 1 uppvisar skilda fördelningsmönster. Bly, kadmium, zink, kvicksilver och koppar (Fig. 11) ökar successivt från 50 cm:s djup mot sedimentytan och når ett maximum vid 13 cm. Därövanför avtar halterna för att åter öka igen till lika höga halter som på ca 13 cm. Halterna för bly, kadmium och zink uppvisar stor eller mycket stor avvikelse i förhållande till bakgrunden.

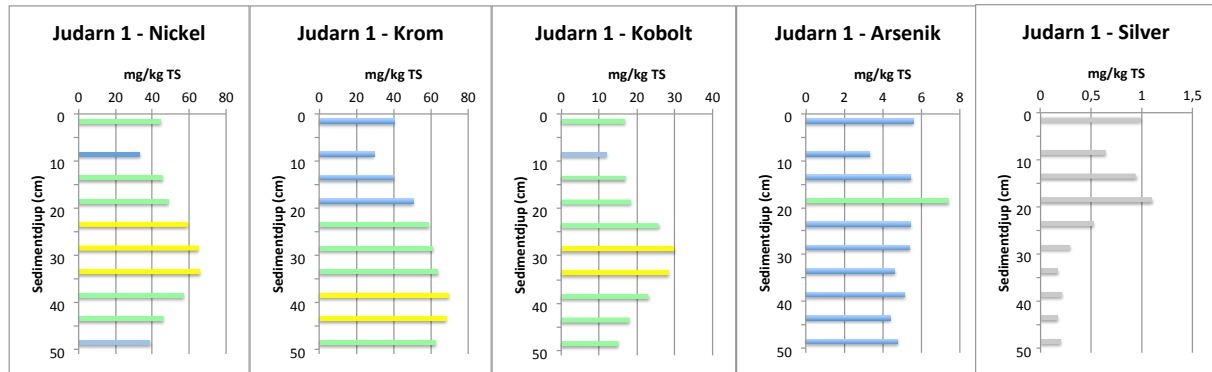


Figur 11 Bly, kadmium, zink, kvicksilver och koppar i sedimentkärnan Judarn 1.

Nickel, krom och kobolt (Fig. 12) uppvisar en annan fördelningsbild som karaktäriseras av sakta ökande halter från 50 cm och uppåt i kärnan med ett maximum på mellan 30 och 40 cm och därefter avtagande halter till ca 8 cm. Halterna i ytsedimentet ökar med ca 30 % igen.

Vad gäller arsenik (Fig. 12) ökar halten från 50 cm upp till ca 18 cm och däröver sjunkande igen till ca 8 cm. Ytsedimenthalten är även för arsenik påtagligt högre än på 8 cm.

Silver uppvisar låga halter nära bakgrundsvärdet på 30-50 cm djup, men ökar därovanför till halter kring 1 mg/kg TS, vilket är ca 10 ggr högre än bakgrunden för Stockholmsområdet.

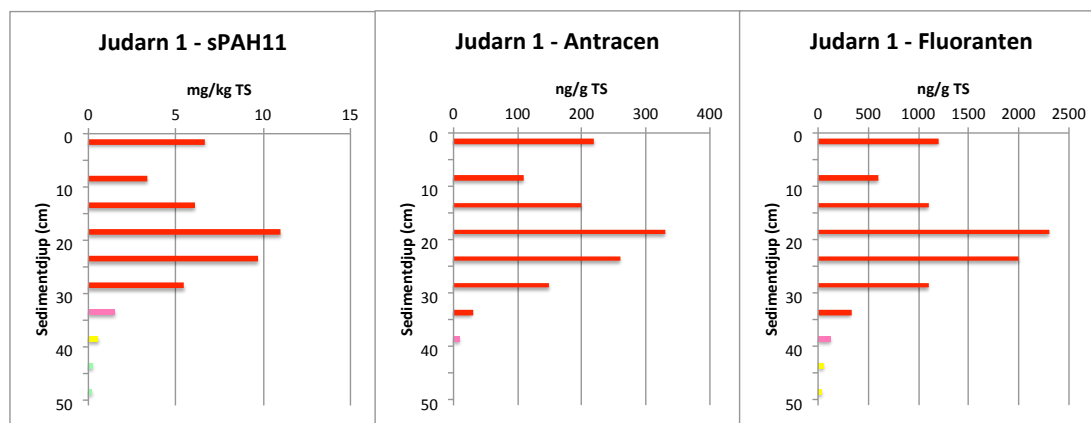


Figur 12 Nickel, krom, kobolt, arsenik och silver i sedimentkärnan Judarn 1.

3.1.8.2.2 Organiska föroreningar

3.1.8.2.2.1 Polyaromatiska kolväten – PAH

De polyaromatiska kolvätena uppvisar andra fördelningskurvor än metallerna med låga eller medelhöga halter på 40-50 cm:s djup i kärnan (Fig. 13). Däröver sker snabb ökning av såväl sPAH11 som de enskilda kongenerna antracen och fluoranten och når ett maximum på ca 18 cm. Från denna nivå sjunker sedan halterna till ett lägre värde vid ca 8 cm för att i ytsedimentet i runda tal fördubblas i förhållande till på 8 cm. Fördelningsbilden liknar den för bly, vilket indikerar att den huvudsakliga tillförseln även för PAH-er kommer från fordonstrafiken i området kring Bergslagsvägen.

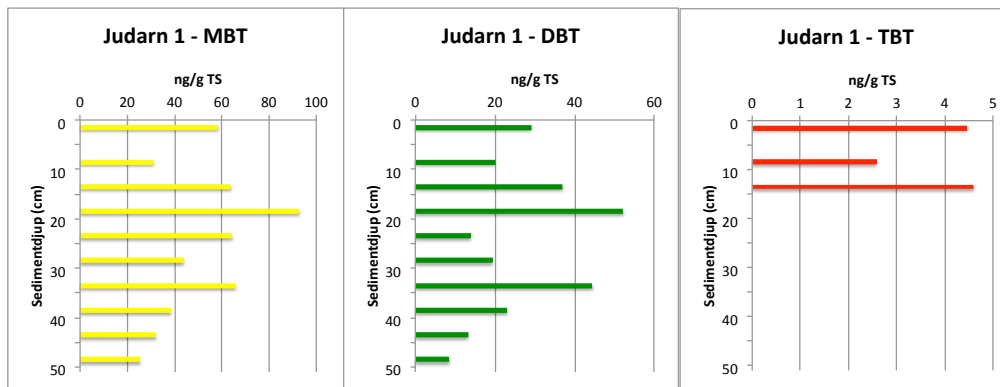


Figur 13 summaPAH11, antracen och fluoranten i sedimentkärnan Judarn 1.

3.1.8.2.2.2 Organiska tennföreningar

Tributyltenn finns i mätbara halter endast i de övre 15 cm av sedimentpelaren (Fig. 14). Halterna i de djupare delarna är mindre än 0,5 – 1 ng/g TS. MBT och DBT uppvisar påtagligt

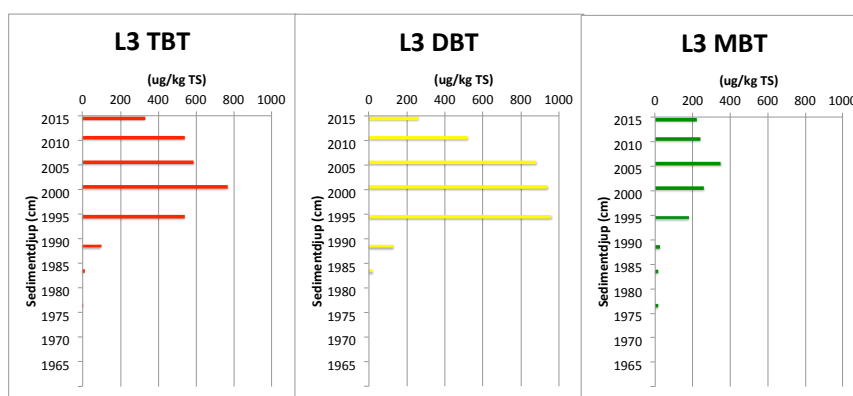
högre halter än TBT och haltfördelningarna för MBT och DBT avviker tydligt från TBT. MBT- och DBT-mönstren är likartade och dessa kongener detekteras i hela sedimentprofilen, vilket är svårförklarligt. I den fortsatta redovisningen redovisas en del resultat från andra områden där haltprofilerna daterats antingen direkt med radiocesium eller indirekt i relation till andra föroreningar.



Figur 14 MBT, DBT och TBT i sedimentkärnan Judarn 1.

TBT (tributyltenn) är klassat som ett av de prioriterade ämnena i EU: s vattendirektiv och började nyttjas under 1960-talet som påväxthämmande ämne i bottenfärger. Användningen förbjöds i färger för icke oceangående båtar under 25 meter i Sverige redan 1989. Liknande förbud för båtar över 25 m trädde i kraft i EU under perioden 2003–2007 och sedan 2008 råder ett totalförbud mot TBT i båtbottnfärger (Magnusson och Samuelsson, 2012). Trenden vad gäller TBT bör sålunda karaktäriseras av inga eller mycket låga halter under 1960-talet.

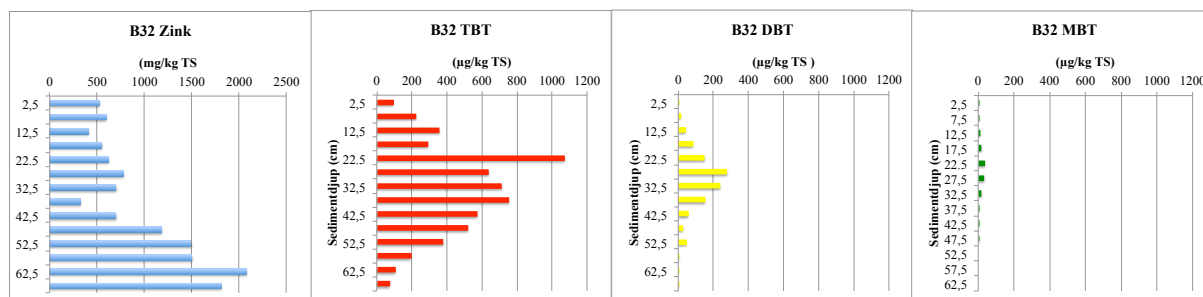
I Riddarfjärden är tidstrenden tydlig i den cesiumdaterade kärnan från L3 (Fig. 15). Under 1960-talet och början av 1970-talet noteras inga halter. Låga halter av nedbrytningsprodukten MBT dyker upp vid slutet av 1970-talet fram till 1990-talet då kraftiga ökningar sker av såväl TBT, DBT som MBT. Högsta halten av TBT detekteras i skiktet från omkring 2000 och mer än halveras därefter.



Figur 15 Halter av TBT, DBT och MBT i den översiktligt daterade sedimentkärnan från station L3 i Riddarfjärden (Från Jonsson 2015a).

I Saltsjön analyserades metaller och TBT i samband med en undersökning av resuspension av gamla förorenade sediment i samband med färjepassager utanför Beckholmen.

Provtagningsstationen B32 ligger i det s.k. Vasadjupet söder om Beckholmen och visar upp tydliga tidstrender i sedimenten (Fig. 16). De flesta föroreningsmetallerna har haltfördelningar som liknar zink. Det är mycket tydligt att piken för organiska tennföreningar kom betydligt senare än metallpikarna.

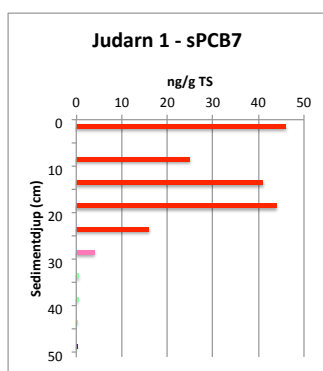


Figur 16 Halter av zink, TBT, DBT och MBT i en sedimentkärna från stationen B32 i Saltsjön utanför Beckholmen (Från Jonsson 2015b).

Jonsson (2013) fann en tydlig tidstrend för organiska tennföreningar utanför hamninloppet till Köpings hamn där pikhalterna daterades till omkring 1990 (Jonsson 2013a). Det är rimligt att motsvarande pikvärden utanför Beckholmen dateras till 1990, vilket synes rimligt eftersom föroreningsmetallernas pikvärden ofta inträffar under slutet av 1960-talet eller början av 1970-talet (Jonsson 2015b).

3.1.8.2.2.3 Polyklorerade bifenyler - PCB

Haltkurvan för sPCB7 beskriver ett förlopp som karaktäriseras av låg halt på 30-50 cm:s djup och därovanför snabb ökning upp till pikvärden på 13-20 cm (Fig. 17). Halten sjunker därovan för att åter öka i ytsedimentet. Halten i ytsedimentet är något högre än pikvärdena på 13-20 cm. Ett sådant haltförlopp är något svårförståeligt. En teoretiskt tänkbar orsak till haltökningen i ytsedimentet är nedsjunkning av ponarhämtaren i det lösa sedimentet så att ”ytsedimentprovet” i själva verket representerar sediment från 13-20 cm ned i sedimentpelaren. För en sådan orsak talar även haltfördelningskurvorna för såväl metaller som PAH-er och organiska tennföreningar. Fördelningskurvorna för vattenhalt, LOI och TOC tyder dock inte på att ”ytsedimentprovet” skulle vara uttaget på 13-20 cm:s djup i lagerföljden. Även haltprofilerna i de andra studerade sjöarna, där samma provtagningsteknik använts, talar mot att ponarhämtaren skulle sjunkit ned i sedimentet.



Figur 17 sPCB7 i sedimentkärnan Judarn 1.

3.1.8.2.2.4 Polybromerade difenyletrar - PBDE

PBDE har analyserats i kärnan från J1 men halterna ligger genomgående under detektionsgränsen 0,05 – 0,2 ng/g TS

3.1.9 Datering

Ingen av de studerade kärnorna från Judarn uppvisar någon laminering som eventuellt skulle ha kunnat användas för att utarbeta en översiktlig tidsskala.

3.2 Kyrksjön

3.2.1 Sammanfattning

Djupförhållandena i Kyrksjön har tidigare karterats. Största uppmätta djupet var då 2,5 m och medeldjupet ca 1,5 m. Vattendjupet vid vår undersökning var generellt sett större än vid tidigare uppmätning och detaljeringsgraden var högre. Det största uppmätta djupet var 3,2 m. Sonarkarteringen, som genomfördes den 18 maj 2017, gav i kombination med djupmätningen, en god översikt av de likartade bottenförhållandena i Kyrksjön. Sonarbilden indikerar mjuka A-bottnar på större djup än 1,5 m, dvs på mer än 90 % av sjöytan. Sedimentprovtagning genomfördes på 3 stationer i Kyrksjön. En kompletterande provtagning av ytsediment genomfördes på station K1 den 29 juni 2017 för att erhålla tillräckligt med sediment för det omfattande analysprogrammet.

Vattenhalten i ytsedimenten i Kyrksjön var hög med en genomsnittshalt på 95 % TS. Den organiska halten i ytsedimentet var dock påtagligt olika på de tre stationerna. På K2 och K3 noterades mycket tät förekomst av *Chara* sp., som förhindrade provtagning av kärnor vilket innebar att det var endast på station K1 det var möjligt att ta en sedimentkärna. Endast ytsediment, som var kraftigt uppblandat med växtdelar i olika grad av nedbrytning kunde provtas. Detta är sannolikt orsaken till den betydande variationen av både organiskt material och miljöföroreningar.

Samtliga metaller uppvisar måttliga eller låga halter i Kyrksjöns ytsediment. Halterna för ”föroreningsmetallerna” bly, kadmium, zink, kvicksilver och koppar varierar påtagligt i sjön. Det är dock knappast så att detta beror på en föroreningsgradient i den lilla sjön. Mer sannolikt är det en effekt av olika sedimentsammansättning beroende på den höga andelen mer eller mindre mineraliserade växtdelar i sedimenten.

Samtliga metaller uppvisar tydligt lägre halter än vid undersökningen 1996. Såväl bly- som kadmiumhalterna ligger klart under Havs- och vattenmyndighetens gränsvärde för god kemisk status.

Ytsedimenten från Kyrksjön uppvisar hög halt av sPAH11 och mycket höga halter av antracen och fluoranten enligt de svenska bedömningsgrunderna. Medelhalten för antracen i Judarns ytsediment överskrider HaV:s gränsvärde för uppnående av god kemisk med ungefär en faktor 2. Vad gäller fluoranten är halterna klart under gränsvärdet.

Mätbara mängder av organiska tennföreningar noterades endast för MBT och DBT men ej för

TBT, vilket tyder på att föroreningen av organiska tennföreningar är långt nedbruten. Halterna av sPCB7 är höga eller mycket höga i alla tre ytsedimentproverna från Kyrksjön. De är dock nästan halverade i förhållande till de halter som uppmättes 1996.

Haltprofilerna för samtliga studerade metaller i kärnan från stn K1 karaktäriseras av ingen eller obetydlig avvikelse från bakgrundshalten i den nedre delen av kärnan. Därövanför sker successiva svaga ökningar till tydlig avvikelse för bly, kadmium och zink.

Halterna av sPAH11 och fluoranten var låga de nedre delarna av sedimentprofilen men ökar successivt i de övre 20-25 centimeterna till hög eller för fluoranten till mycket hög halt. Halterna av sPCB7 är låga i de nedre delarna av sedimentpelaren men ökar i den översta decimetern successivt till hög halt.

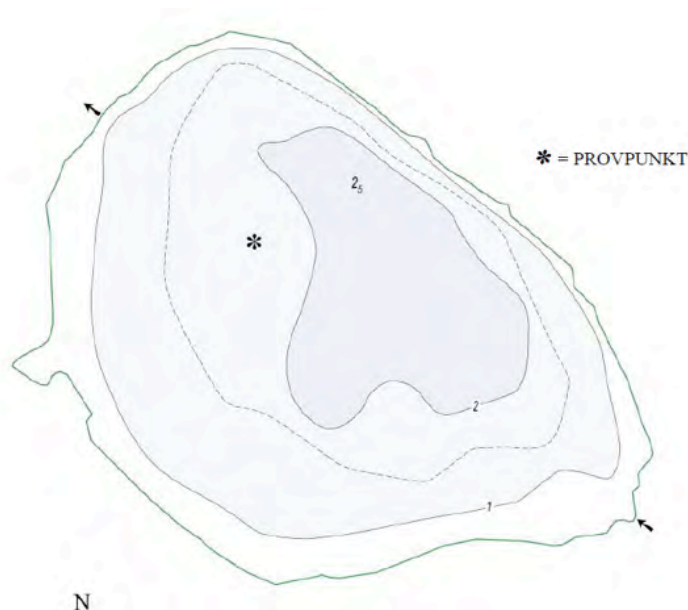
3.2.2 Områdesbeskrivning

Tillrinningsområdets yta är 55 ha och sjöytan 6,7 ha (Miljöbarometern Stockholm). Sjövolymen är 76 500 m³ och den teoretiska omsättningstiden ca 7 månader.

Ca 75 % av Kyrksjöns tillrinningsområde utgörs av naturmark. En mindre del är villabebyggelse. I tillrinningsområdet ingår en del av Spångavägen. I övrigt finns inga kända miljöfarliga verksamheter. Utflödet leds från den västra delen av sjön via en kulvert till Räcksta Träsk.

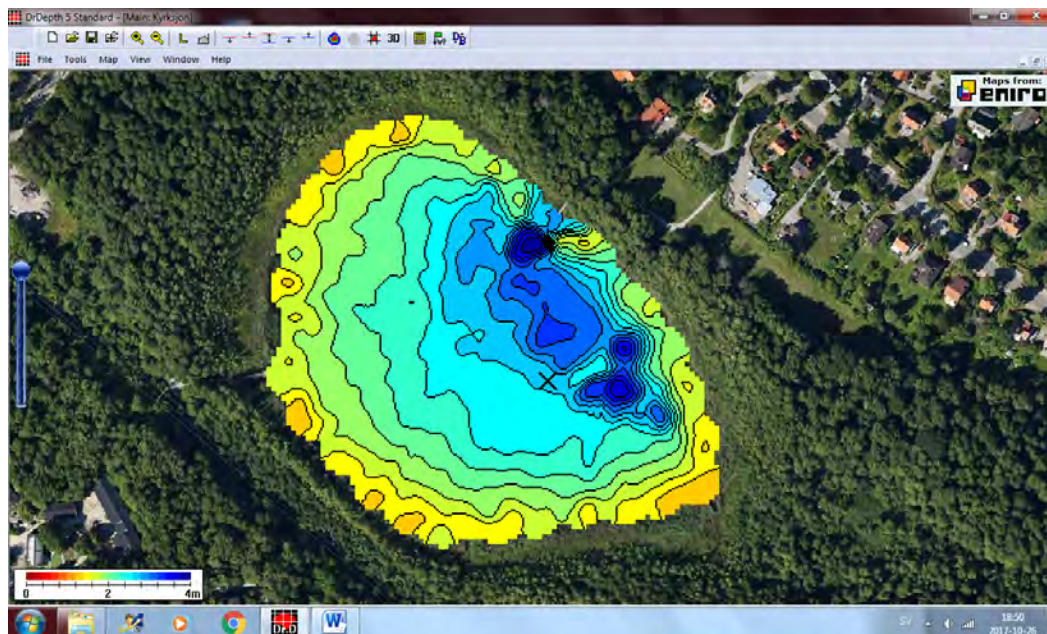
3.2.3 Djupkartering

Djupförhållandena i Kyrksjön har tidigare karterats (Fig. 18; Myrica 1999). Största uppmätta djupet var då 2,5 m och medeldjupet ca 1,5 m.



Figur 18 Vattendjup i Kyrksjön (Miljöbarometern Stockholm; Myrica 1999).

Vattendjupet vid vår undersökning var generellt sett större än vid tidigare uppmätning och detaljeringsgraden var högre (Fig. 19). Det största uppmätta djupet var 3,2 m.



Figur 19 Uppmätt vattendjup i Kyrksjön den 18 maj 2017. Det aktuella vattenståndet i sjön var okänt.

3.2.4 Kartering med side scan sonar

Sonarkarteringen gav en god översikt av de likartade bottenförhållandena i Kyrksjön (Fig. 20). Inga tydliga objekt identifierades förutom ett mindre sänke för en liten flytbrygga i sjöns sydöstra del och ramverket för bryggan strax norr om mitten av den östra sidan. I övrigt indikerar sonarbilden mjuka bottenar på större djup än 1,5 m, d v s mer än 90 % av sjöytan.



Figur 20 Sonaröversikt över Kyrksjön den 18 maj 2017.

3.2.5 Sedimentprovtagning

Sedimentprovtagning genomfördes på 3 stationer i Kyrksjön den 18 maj 2017 (Fig. 21). En kompletterande provtagning av ytsediment genomfördes på station K1 den 29 juni 2017 för att erhålla tillräckligt med sediment för det omfattande analysprogrammet.



Figur 21 Google Earth-bild över Kyrksjön med sedimentstationerna inlagda.

3.2.6 Sedimentkärnor

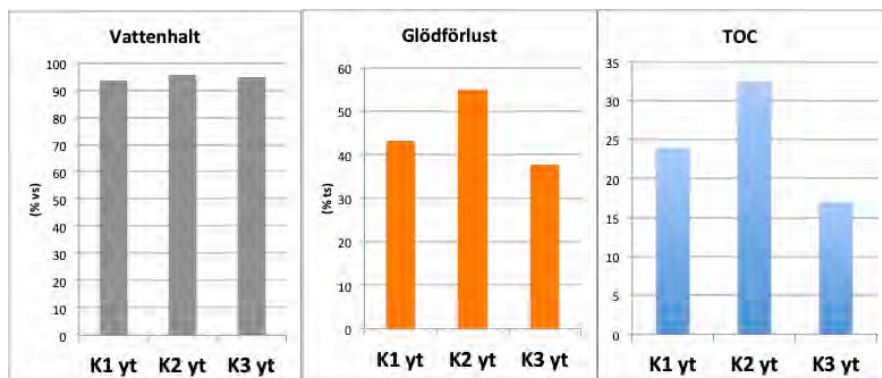
Provtagning av sedimentkärnor lyckades endast på en station (K1) i Kyrksjön. På de övriga två stationerna (K2 och K3) var bottenvegetationen (*Chara* sp.) mycket tät och hindrade hämtarens stängningsmekanism. 6 försök genomfördes på vardera av dessa stationer utan att lyckas. Sedimentkärnan från K1 (Fig. 22) var en mycket lös gytta/lergytta utan tydlig struktur med en total längd av 57 cm.



Figur 22 Sedimentkärnan K1 från Kyrksjön.

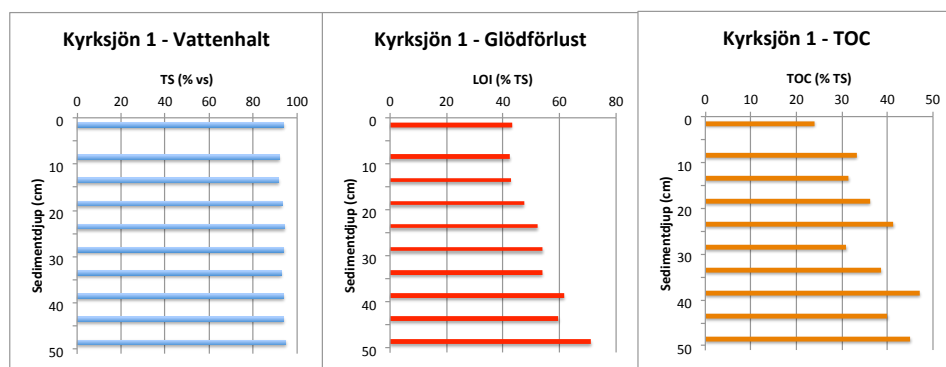
3.2.7 Torrsubstanshalt och organisk halt

Vattenhalten i ytsedimenten i Kyrksjön var hög med en genomsnittshalt på 94,6 % TS (Fig. 23). Den organiska halten i ytsedimentet var dock påtagligt olika på de tre stationerna, vilket har att göra med att det var endast på station K1 det var möjligt att ta en sedimentkärna. På K2 och K3 noterades mycket tät förekomst av *Chara* sp. som förhindrade provtagning av kärnor. Endast ytsediment, som var kraftigt uppblandat med växtdelar i olika grad av nedbrytning kunde provtas. Detta är sannolikt orsaken till den betydande variationen av både glödförlust och TOC (Fig. 23).



Figur 23 Vattenhalt, glödförlust och totalt organiskt kol (TOC) i ytsediment (0-2 cm) från Kyrksjön.

Vattenhalten i kärnan från Kyrksjön 1 är i det närmaste konstant i de övre 50 cm, och såväl LOI som TOC ökar påtagligt med ökat sedimentdjup (Fig. 24).



Figur 24 Vattenhalt och glödförlust i sedimentkärnan K1 från Kyrksjön.

3.2.8 Föroreningar

3.2.8.1 Areell fördelning

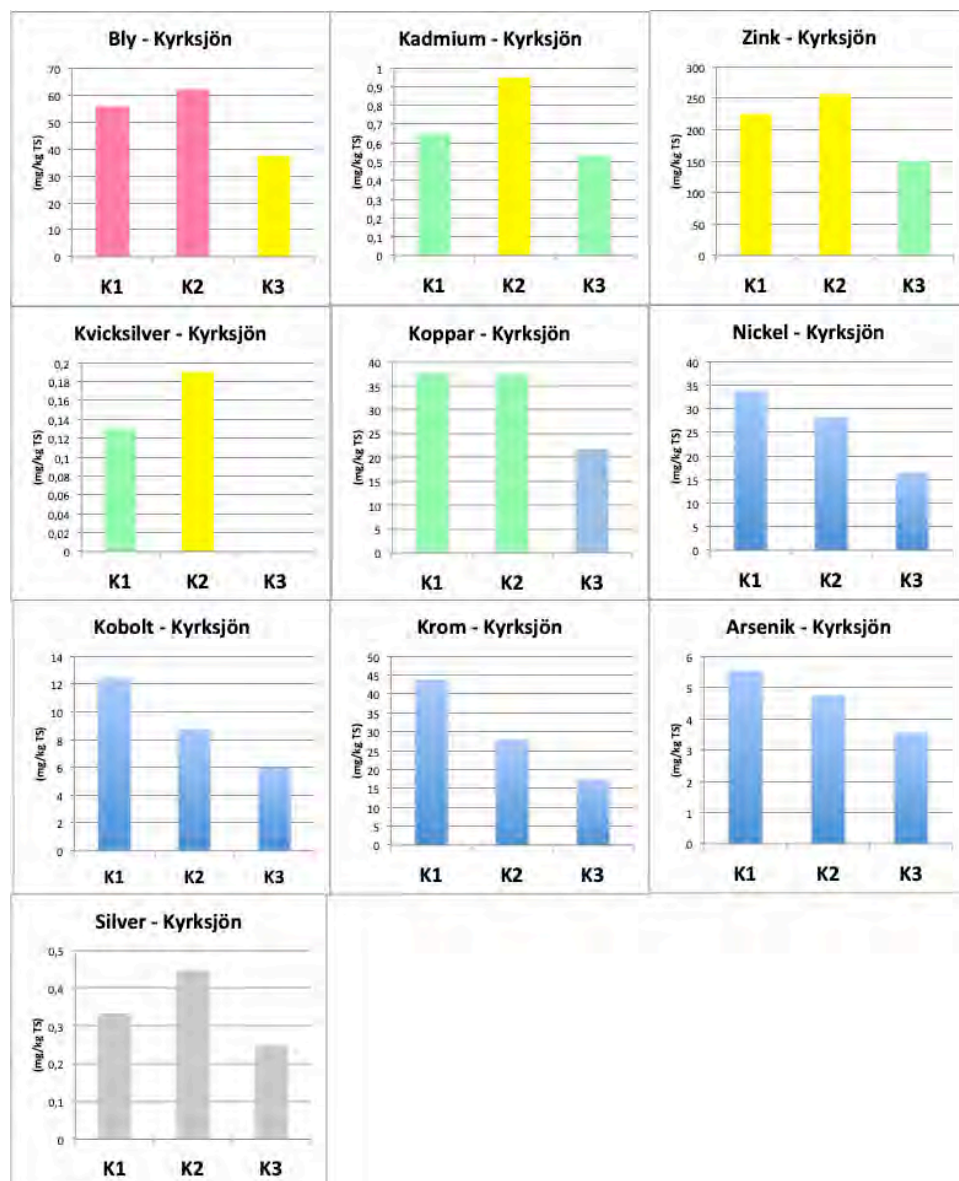
3.2.8.1.1 Metaller

Samtliga metaller uppvisar måttliga eller låga halter i Kyrksjöns ytsediment (Fig. 25). Halterna för ”föroreningsmetallerna” bly, kadmium, zink, kvicksilver och koppar i K3 är

genomgående lägre än i K2 och K3 har de högsta halterna för dessa metaller. Det är dock knappast så att detta beror på en föroreningsgradient i den lilla sjön. Mer sannolikt är det en effekt av olika sedimentsammansättning beroende på den höga andelen mer eller mindre mineraliserade växtdelar i sedimenten. Silverhalten är förhöjd 2-4 gånger i förhållande till bakgrundsområdet för Stockholmsområdet.

Samtliga metaller uppvisar tydligt lägre halter än vid undersökningen 1996 (Östlund et al. 1998).

Blyhalterna ligger klart under Havs- och vattenmyndighetens gränsvärde (HVMFS 2013:19) för uppnående av god kemisk status (130 mg/kg TS). Även kadmiumhalterna ligger klart under Havs- och vattenmyndighetens gränsvärde (HVMFS 2013:19) för uppnående av god kemisk status på 2,3 mg/kg TS.



Figur 25 Metaller i ytsediment (0-2 cm) från Kyrksjön. Halterna är klassade enligt färgskalan i tabell 1.

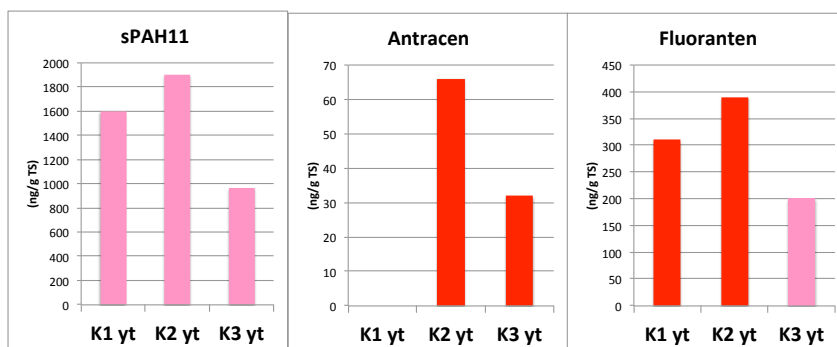
3.2.8.1.2 Organiska föroreningar

I Kyrksjön har PAH-er, PCB-er, MBT, DBT men ej TBT registrerats i alla ytsediment.

3.2.8.1.2.1 Polyaromatiska kolväten – PAH

Ytsedimenten från Kyrksjön uppvisar hög halt av sPAH11 (Fig. 26) och mycket höga halter av antracen och fluoranten enligt de svenska bedömningsgrunderna.

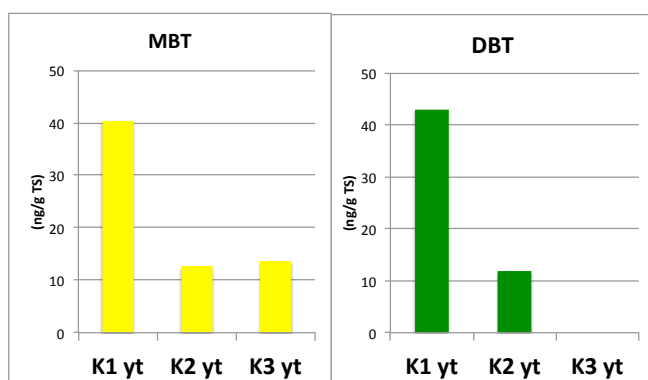
I Havs- och vattenmyndighetens riktlinjer för klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2015:4) att gränsvärdet för uppnående av god kemisk status i sediment skall ligga på 24 respektive 2000 µg/kg TS för antracen och fluoranten normerat till 5 % kolhalt (TOC). Medelkolhalten i ytsediment (0-2 cm) från Kyrksjön är 24,5 %, vilket leder till att gränsvärdet för antracen blir 118 µg/kg TS och för fluoranten 9800 µg/kg TS. Medelhalten i Judarns ytsediment för antracen är 223 µg/kg TS, vilket är knappt 2 gånger högre än det normaliserade gränsvärdet för god kemisk status. Vad gäller fluoranten är halterna klart under gränsvärdet.



Figur 26 SummaPAH11, antracen och fluoranten i ytsediment (0-2 cm) från Kyrksjön.

3.2.8.1.2.2 Organiska tennföreningar

Mätbara mängder av organiska tennföreningar noterades endast för MBT och DBT (Fig. 27) men ej för TBT eller övriga tennföreningar. Detta tyder på att föroreningen av organiska tennföreningar är långt nedbruten.

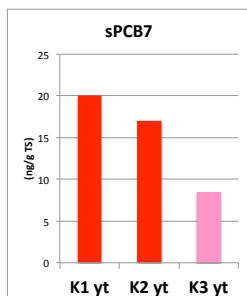


Figur 27 MBT och DBT i ytsediment (0-2 cm) från Kyrksjön. TBT var ej detekterbart

varför ingen kvot TBT/(MBT+DBT) kunde beräknas.

3.2.8.1.2.3 Polyklorerade bifenyler - PCB

Halterna av sPCB7 är höga eller mycket höga i alla tre ytsedimentproverna från Kyrksjön (Fig. 28). De är dock nästan halverade i förhållande till de halter som uppmättes 1996 (Östlund et al. 1998).



Figur 28 sPCB7 i ytsediment (0-2 cm) från Kyrksjön.

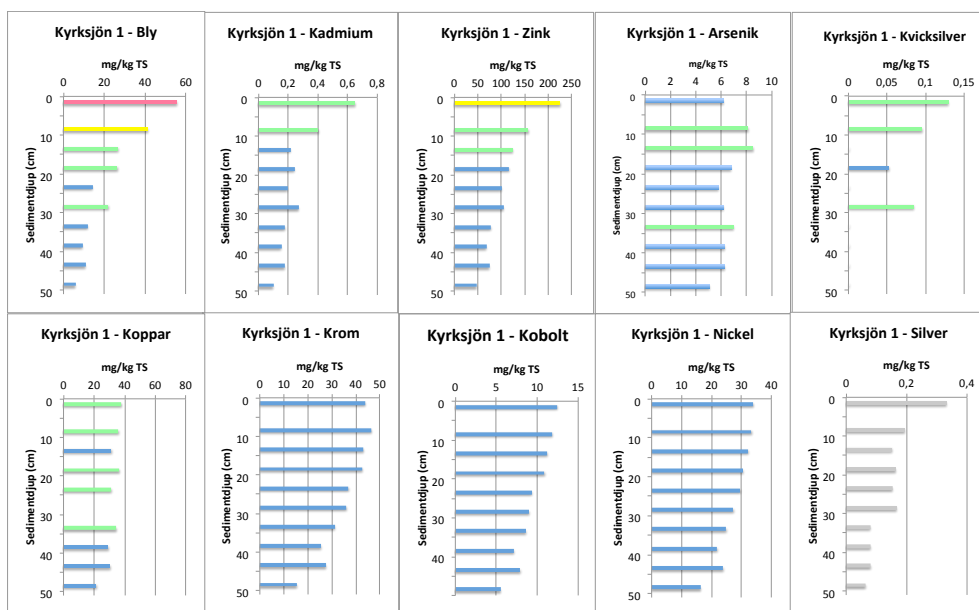
3.2.8.1.2.4 Övriga organiska föreningar

BDE #209 (DeBDE) ligger under detektionsgränsen 2,5 och HBCD <5.0 ng/g TS.

3.2.8.2 Föroreningshistorik

3.2.8.2.1 Metaller

Haltprofilerna för samtliga studerade metaller i kärnan från stn K1 karaktäriseras av ingen eller obetydlig avvikelse från bakgrundhalten i den nedre delen av kärnan på 30-50 cm:s djup. Därövanför successivt svagt ökande till tydlig avvikelse för bly, kadmium och zink (Fig. 29). För koppar ökande till liten avvikelse och för övriga ämnen utom silver ligger ökningen kvar i ingen/obetydlig avvikelse. Silver ökar successivt till 3 ggr bakgrundsvärdet.



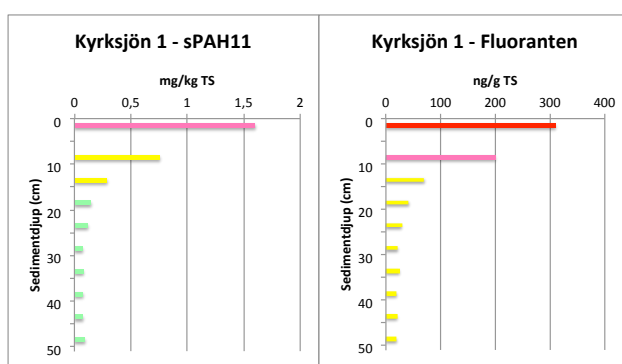
Figur 29 Metaller i sedimentkärnan Kyrksjön 1.

Haltfördelningarna av metaller i Kyrksjön är motsägelsefulla i förhållande till resultaten från provtagningen 1996 (Östlund et al. 1998). Halterna av föroreningsmetaller i ytsedimenten var genomgående avsevärt högre 1996 än halterna i ytsedimenten 2017 (denna undersökning).

3.2.8.1.2 Organiska föroreningar

3.2.8.1.2.1 Polyaromatiska kolväten – PAH

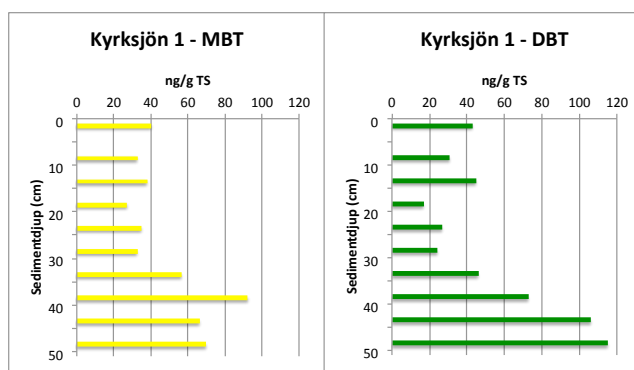
Halterna av sPAH11 och fluoranten var låga i de nedre delarna av sedimentprofilen, men ökar successivt i de övre 20-25 centimeterna till hög eller för fluoranten till mycket hög halt (Fig. 30). Vid undersökningen 1997 (Östlund et al. 1998) var halterna under detektionsgränsen 200 ng/g TS för alla kongener.



Figur 30 sPAH11 och fluoranten i sedimentkärnan K1. Antracenhalten var mindre än 0,05 och 0,005 mg/kg TS i hela kärnan.

3.2.8.1.2.2 Organiska tennföreningar

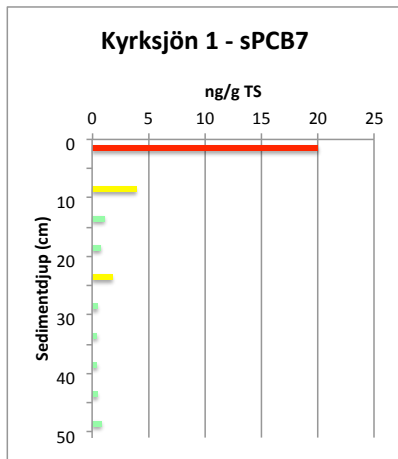
De organiska tennföreningarna uppvisar i Kyrksjön mönster som är svåra att tolka (Fig. 31). Halterna av nedbrytningsprodukterna MBT och DBT är av samma storleksordning som i Judarn. Halterna är högst i de nedre delarna av kärnan och avtar mot sedimentytan. TBT-halterna var mindre än 2 ng/g TS i hela kärnan varför kvoten TBT/DBT+MBT inte i detalj går att beräkna men är < 0,05. Detta indikerar sålunda att den organiska tennföreningen är långt nedbruten eftersom kvoten är avsevärt lägre än 0,8.



Figur 31 MBT och DBT i sedimentkärnan Kyrksjön 1.

3.2.8.1.2.3 Polyklorerade bifenyl - PCB

Halterna av sPCB7 är låga i de nedre delarna av sedimentpelaren från K1 (Fig. 32), och ökar i den översta decimetern successivt till hög halt $d v s > 15 \text{ ng/g TS}$.



Figur 32 sPCB7 i sedimentkärnan Kyrksjön 1.

3.2.9 Datering

Kärnan K1 från Kyrksjön uppvisar inte någon laminering som eventuellt skulle ha kunnat användas för att utarbeta en översiktlig tidsskala. Tidstrenderna för föroreningarna i kärnan uppvisar inte heller några mönster som kan användas för relativ datering av lagerföljden.

3.3 Långsjön

3.3.1 Sammanfattning Långsjön

Djupförhållandena i Långsjön har tidigare karterats. Största uppmätta djupet var då 3,3 m och medeldjupet ca 2,2 m. Vattendjupet vid vår undersökning överensstämde i stora drag med tidigare uppmätning. Det största uppmätta djupet var dock något större, 3,6 m. Långsjön sonarkarterades den 8 juni 2017. Sonarbilden visar att ackumulationsbotten domineras på större djup än 1,5 m. Botten täcks över stora områden av tydliga ekon från rotknölar av sannolikt näckros. Mer eller mindre tydliga rörledningar noterades främst i den nordvästra halvan av sjön. Sedimentprovtagning genomfördes på 5 stationer och en kompletterande provtagning av ytsediment genomfördes senare på station L3 för att erhålla tillräckligt med sediment för det omfattande analysprogrammet.

Vattenhalt, glödförlust och TOC är mycket likartade i ytsedimenten på alla stationerna och indikerar klart goda ackumulationsförhållanden. Detta styrks av att vattenhalten i sedimentkärnan L3 ökar gradvis med ökat sedimentdjup och glödförlust och TOC minskar successivt nedåt i kärnan.

Kopparhalterna i Långsjöns ytsediment är 3-3,5 gånger högre än gränsen mellan stor och mycket stor avvikelse från bakgrunds-nivån. Även zinkhalterna uppvisar mycket stor avvikelse. Bly, kadmium och kvicksilver har tydliga till stora avvikelser, medan kobolt, krom

och arsenik har liten eller obetydlig avvikelse från bakgrunden. I stort sett alla undersökta metaller är lika höga eller något högre idag än vid undersökningen 1996. Blyhalterna på station L1 ligger över HaV:s gränsvärde för god kemisk status medan övriga stationer har halter strax under gränsvärdet. Kadmiumhalterna ligger strax under HaV:s gränsvärde för god kemisk status.

sPAH-halterna är på alla stationer två till tre gånger högre än gränsvärdet mellan hög och mycket hög halt (Fig. 41). Antracen är mer än 5 gånger högre och fluoranten 3 till 6 gånger högre än motsvarande gränsvärde. Haltfördelningarna är liknande för alla tre parametrarna. Medelhalten i Långsjöns ytsediment för antracen är ca 2 gånger högre än HaV:s gränsvärde för god kemisk status i sediment. För fluoranten är halterna ca 4 ggr lägre än gränsvärdet.

TBT-halten varierar i Långsjöns ytsediment mellan 53 och 100 ng/g TS med ett medelvärde på 73 ng/g TS. Detta leder till att medelhalten i Långsjön i det närmaste är 10 gånger högre än HaV:s gränsvärde för god kemisk status. Kvoten TBT/(MBT+DBT) indikerar att ett tillskott av TBT sker, åtminstone i den sydöstra delen av sjön.

Halterna av sPCB7 i ytsedimenten är mer än 3 gånger högre än gränsen mellan hög och mycket hög halt av sPCB7. På station L1 i den sydöstra delen av Långsjön ligger halten på 240 ng/g TS, vilket överstiger gränsvärdet för hög halt med en faktor 16. Såväl sPCB7 som sPBDE uppvisar de högsta halterna på stn L1 vilket indikerar en betydande källa till denna del av sjön.

Haltprofilerna för flertalet metaller i kärnan från Långsjön 3 karaktäriseras av lägre halter i de nedersta 10 centimeterna, därefter successivt ökande till haltmaximum vid 18-23 cm. Ovanför denna nivå sjunker halterna och i ytsedimentet noteras något högre halter igen. Krom och kobolt uppvisar något annorlunda haltprofiler och tydligast är detta hos arsenik, som uppvisar successivt sjunkande halter genom hela kärnan. Kopparhalterna uppvisar mycket stor avvikelse ovanför 30 cm djup i kärnan. Zink, bly, kadmium och kvicksilver varierar mellan tydlig till stor eller mycket stor avvikelse från bakgrunden.

PAH-erna uppvisar de högsta halterna djupare än 25-30 cm i kärnan. Därovanför sjunker halterna successivt med en liten ökning i ytsedimentet.

De organiska tennföreningarna uppvisar mycket karaktäristiska haltprofiler. TBT når pikvärden vid 13 cm, medan såväl MBT som DBT når pikvärden något högre upp i kärnan på ca 8 cm.

sPCB7 ökar successivt från 43 cm i den nedre delen av kärnan och når maximum vid 18 cm för att därefter sjunka med en liten ökning i ytsedimentet igen. De bromerade flamskyddsmedlen dyker upp i detekterbara halter samtidigt som sPCB7 har pikvärden. De bromerade ämnena ökar mot ytan för att åter minska i ytsedimentet. Tidstrenden i Långsjön liknar sålunda den i södra Östersjön.

Ingen av kärnorna från Långsjön uppvisar någon laminering som eventuellt skulle ha kunnat användas för att utarbeta en översiktlig tidsskala. Kärnan L3 från Långsjön uppvisar dock tydliga tidstrender vad gäller metaller, organiska tennföreningar, sPCB7 och sPBDE vilket innebär att en översiktlig datering har kunnat göras utifrån kända storskaliga generella tidstrender för dessa föroreningar. På detta sätt har sedimenttillväxten i L3 beräknats till i

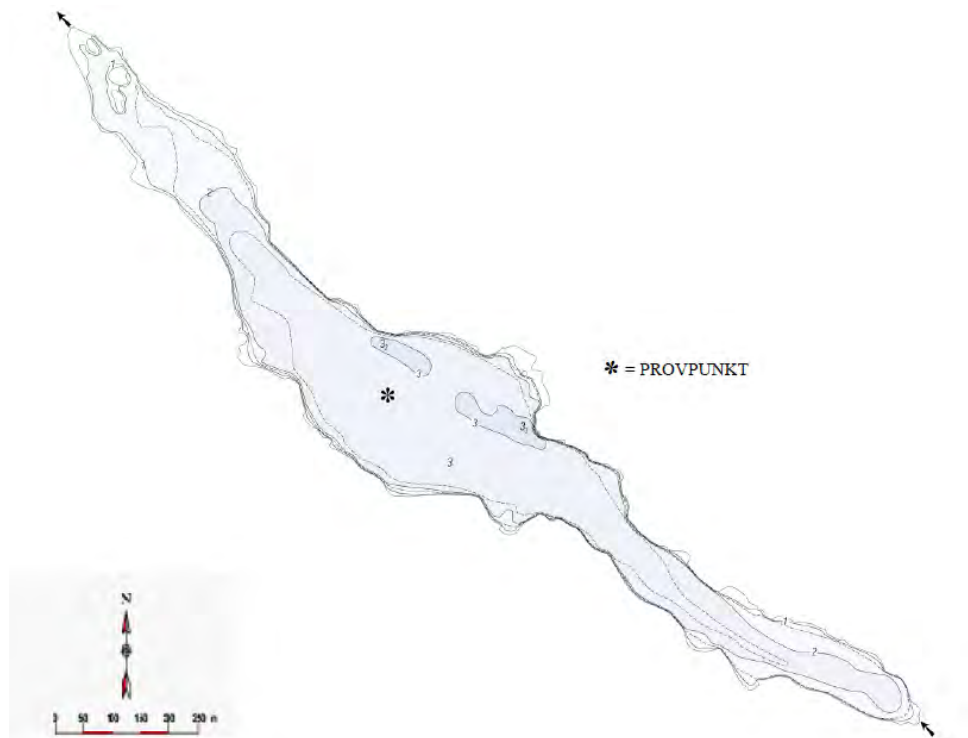
genomsnitt ca 3,4 mm/år.

3.3.2 Områdesbeskrivning

Tillrinningsområdets yta är 243 ha och sjöytan 29 ha (Miljöbarometern Stockholm). Sjövolymen är 617 000 m³ och den teoretiska omsättningstiden 9-10 månader. Djupförhållandena i Långsjön har tidigare karterats (Fig. 33; Myrica 1999). Största uppmätta djupet var då 3,3 m och medeldjupet ca 2,2 m.

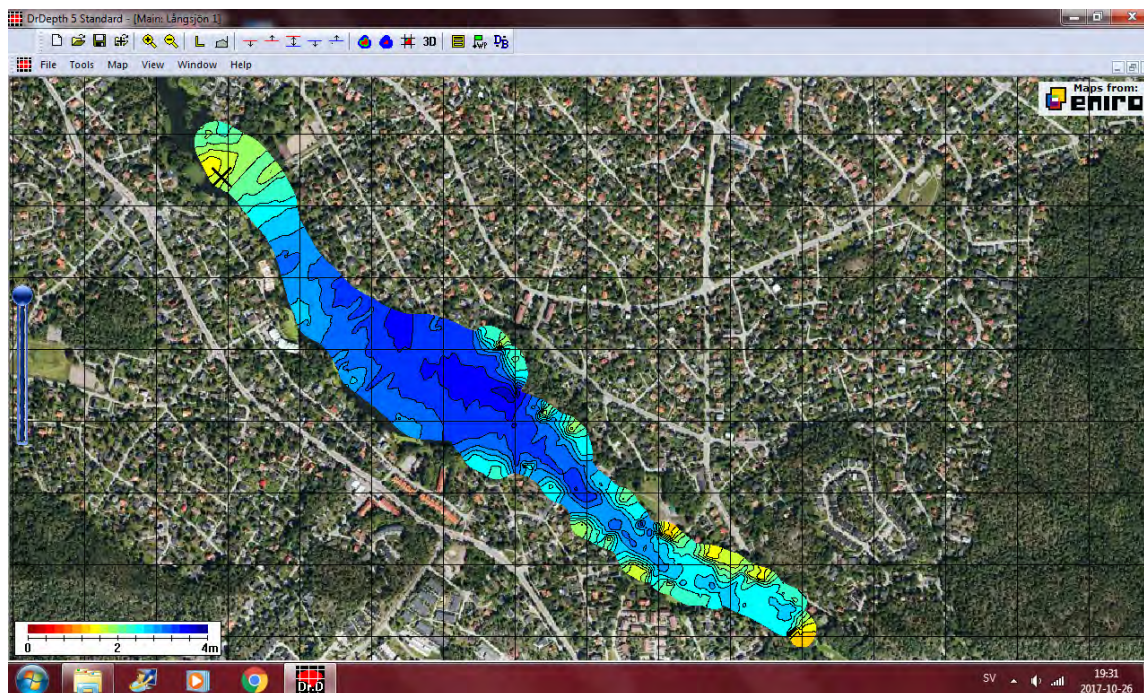
Drygt 60 % av tillrinningsområdet består av bebyggelse, huvudsakligen villor. Större tillflöden till sjön saknas och tillrinningen består huvudsakligen av avrinnande regn- och smältvatten från omkringliggande markområden. De enda kända miljöfarliga verksamheterna inom tillrinningsområdet är en bensinstation och en verkstad.

3.3.3 Djupkartering



Figur 33 Vattendjup i Långsjön (Miljöbarometern Stockholm; Myrica 1999).

Vattendjupet vid vår undersökning överensstämde i stora drag med tidigare uppmätning (Fig. 34). Det största uppmätta djupet var dock något större, 3,6 m.



Figur 34 Uppmätt vattendjup i Långsjön den 8 juni 2017. Det aktuella vattenståndet i sjön var okänt.

3.3.4 Kartering med side scan sonar

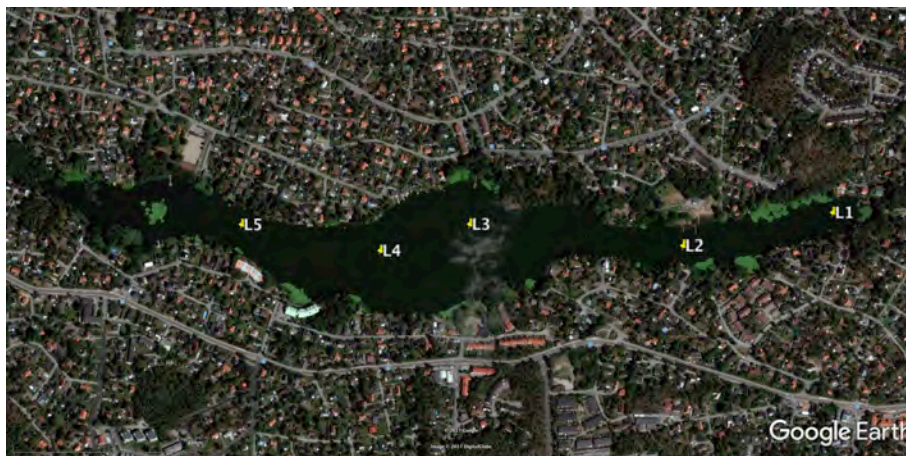
Långsjön sonarkarterades den 8 juni 2017. Sonarbilden visar att ackumulationsbottnar dominerar på större djup än 1,5 m. Bottnen täcks över stora områden av tydliga ekon från rotnölar av sannolikt näckros. Mer eller mindre tydliga rörledningar noterades främst i den nordvästra halvan av sjön.



Figur 35 Sonaröversikt över Långsjön den 8 juni 2017.

3.3.5 Sedimentprovtagning

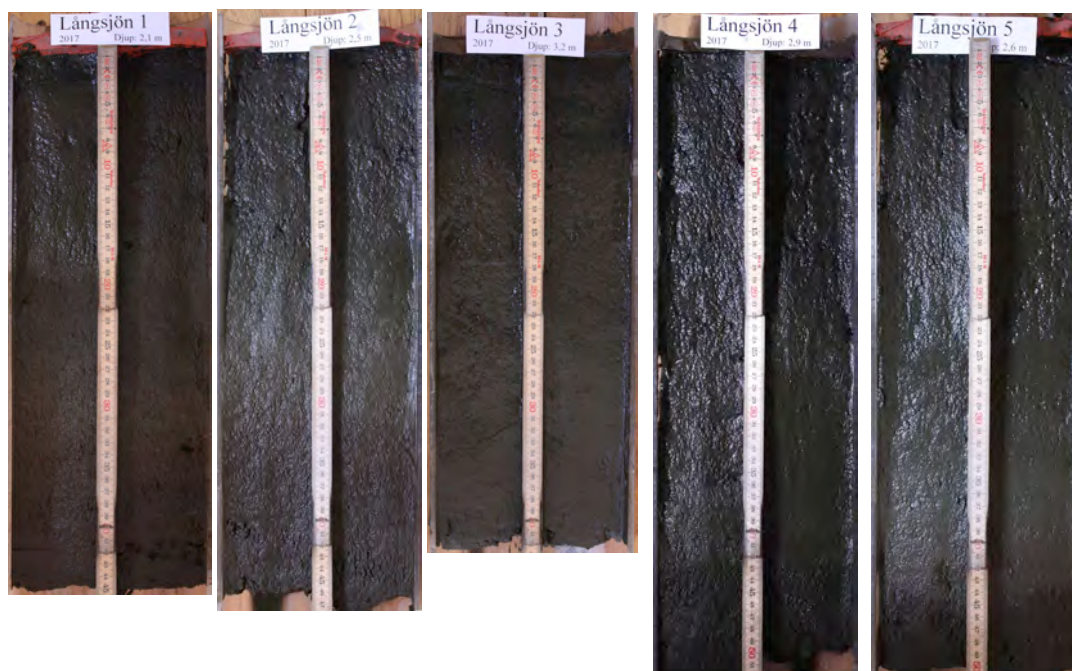
Sedimentprovtagning genomfördes på 5 stationer i Långsjön den 8 juni 2017 (Fig. 36). En kompletterande provtagning av ytsediment genomfördes på station L3 den 29 juni 2017 för att erhålla tillräckligt med sediment för det omfattande analysprogrammet.



Figur 36 Google Earth-bild över Långsjön med de fem sedimentprovstationerna inlagda. Av redigeringstekniska skäl har bilden vridits så att norr ligger snett upp (ca 40 grader) till vänster.

3.3.6 Sedimentkärnor

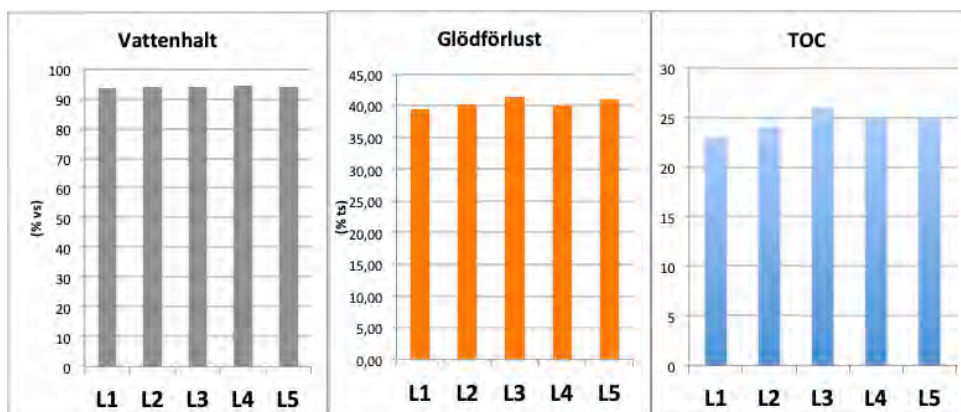
Fem sedimentkärnor har snittats och dokumenterats för Långsjön (Fig. 37). Längden på kärnorna varierar mellan 41 och 51 cm. Sedimenten består av mörkbrun lös gyttja/lergyttja som mycket successivt blir allt fastare nedåt. Inga tydliga strukturer i någon av kärnorna.



Figur 37 Sedimentkärnor från Långsjön.

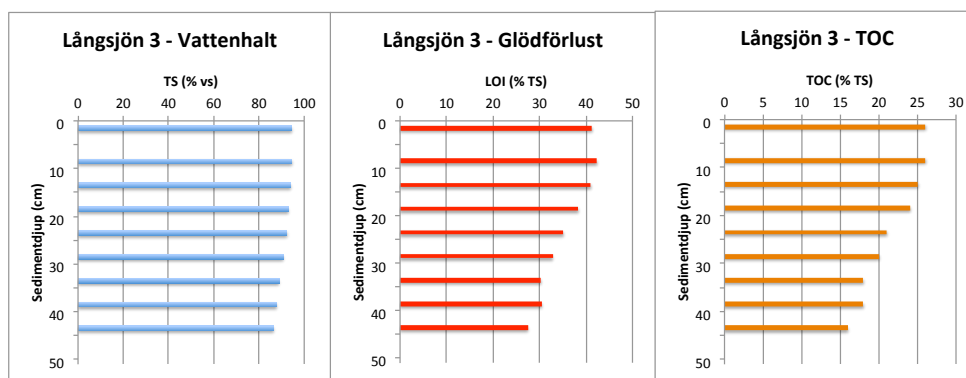
3.3.7 Vattenhalt och organisk halt

Vattenhalt, glödförlust och TOC är mycket likartade i ytsedimenten på alla stationerna (Fig. 38). Samtliga parametrar har höga värden och indikerar klart goda ackumulationsförhållanden.



Figur 38 Vattenhalt, glödförlust och TOC i ytsediment (0-2 cm) från Långsjön.

Vattenhalten i sedimentkärnan L3 ökar gradvis med ökat sedimentdjup och glödförlusten och TOC minskar successivt nedåt i kärnan (Fig. 39). Detta visar tydligt på goda ackumulationsförhållanden.



Figur 39 Vattenhalt, glödförlust och TOC i kärnan från Långsjön 3.

3.3.8 FÖRORENINGAR

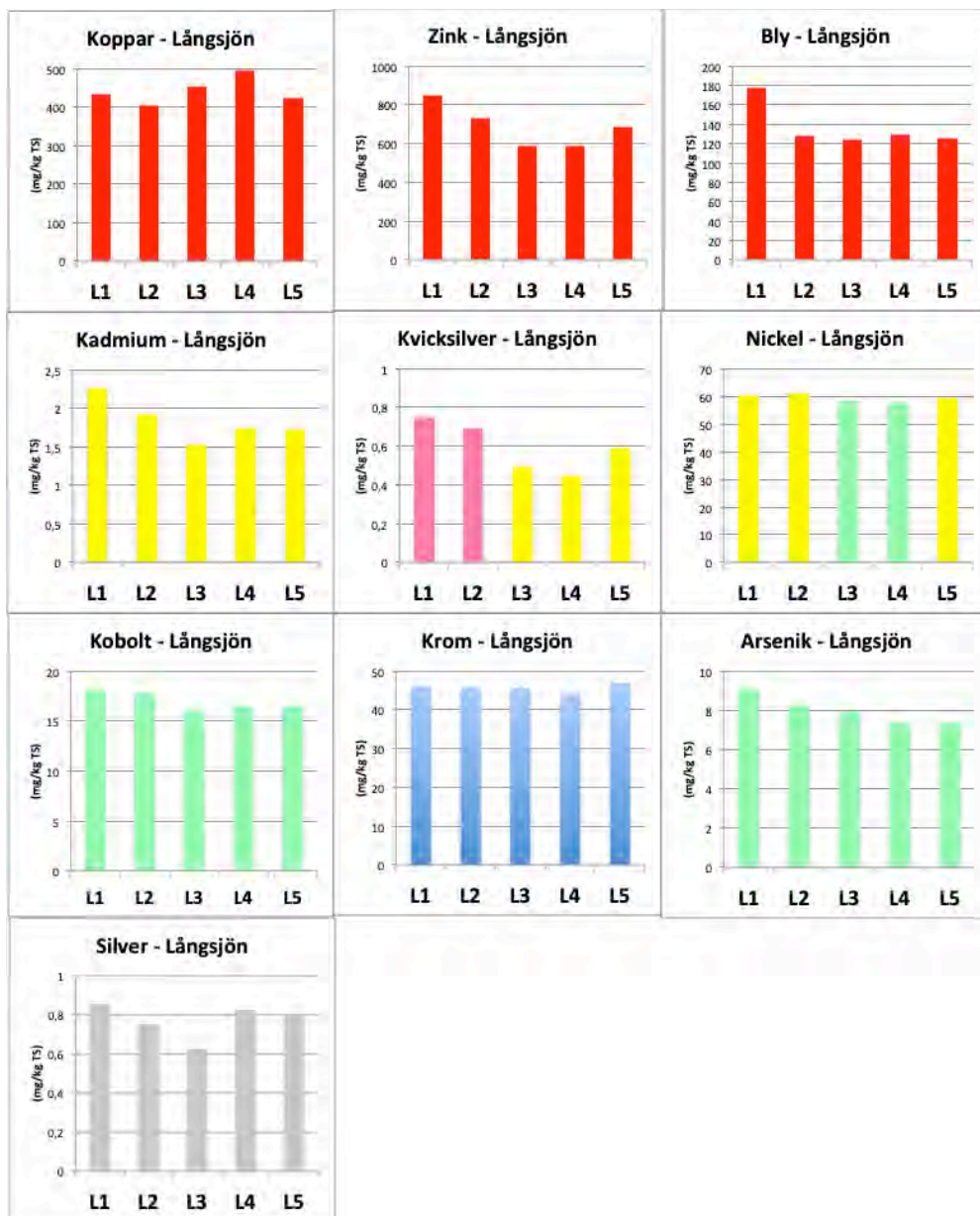
3.3.8.1 Areell fördelning

3.3.8.1.1 Metaller

Kopparhalterna i Långsjöns ytsediment är 3-3,5 gånger högre än gränsen mellan stor och mycket stor avvikelse från bakgrunds-nivån (Fig. 40). Även zinkhalterna uppvisar mycket stor avvikelse. Bly, kadmium och kvicksilver har tydliga till stora avvikelser, medan kobolt, krom och arsenik har liten eller obetydlig avvikelse från bakgrunden. Silverhalterna är 6-8 ggr högre än bakgrundshalten.

I stort sett alla undersökta metaller är lika höga eller något högre idag än vid undersökningen 1996 (Östlund et al. 1998).

Blyhalterna på station L1 ligger över Havs- och vattenmyndighetens gränsvärde (HVMFS 2013:19) för uppnående av god kemisk status (130 mg/kg TS) medan övriga stationer har halter strax under gränsvärdet. Kadmiumhalterna ligger strax under Havs- och vattenmyndighetens gränsvärde (HVMFS 2013:19) för uppnående av god kemisk status (2,3 mg/kg TS).



Figur 40 Metaller i ytsediment (0-2 cm) från Långsjön.

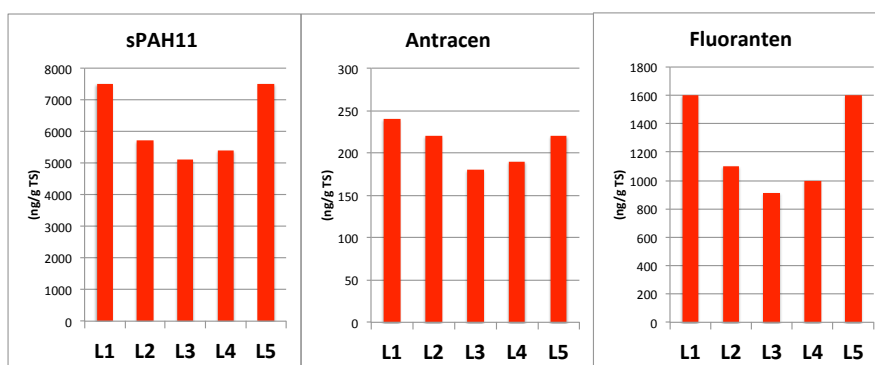
3.3.8.1.2 Organiska föroreningar

I ytsedimenten har PAH-er, MBT, DBT, TBT, PAH-er, PCB-er, vissa PBDE, DeBDE och HBCD registrerats i stort sett i alla ytsediment från Långsjön.

3.3.8.1.2.1 Polyaromatiska kolväten – PAH

sPAH-halterna är på alla stationer två till tre gånger högre än gränsvärdet mellan hög och mycket hög halt (Fig. 41). Antracen är mer än 5 gånger högre och fluoranten 3 till 6 gånger högre än motsvarande gränsvärde. Hältfördelningarna är liknande för alla tre parametrarna.

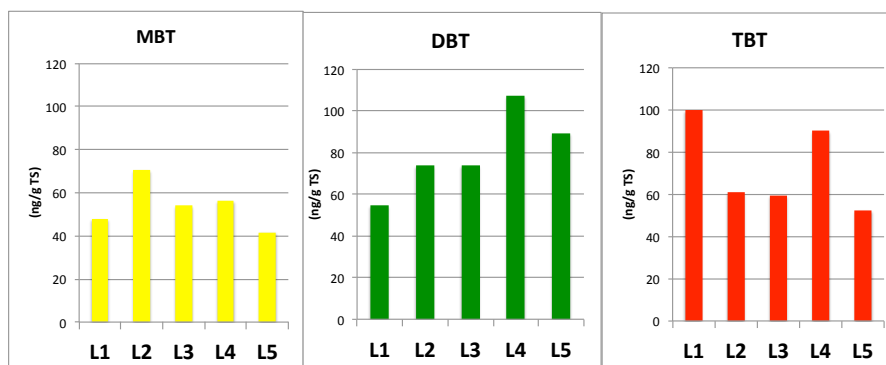
I Havs- och vattenmyndighetens riktlinjer för klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2015:4) att gränsvärdet för uppnående av god kemisk status i sediment skall ligga på 24 respektive 2000 µg/kg TS för antracen och fluoranten normerat till 5 % kolhalt (TOC). Medelkolhalten i ytsediment (0-2 cm) från Långsjön är 24,6 %, vilket leder till att gränsvärdet för antracen blir 118 µg/kg TS och för fluoranten 9840 µg/kg TS. Medelhalten i Långsjöns ytsediment är för antracen är 210 µg/kg TS, vilket är något mindre än 2 gånger högre än det normaliserade gränsvärdet för god kemisk status. Vad gäller fluoranten är halterna ca 4 ggr lägre än gränsvärdet.



Figur 41 sPAH11, antracen och fluoranten i ytsediment (0-2 cm) från Långsjön.

3.3.8.1.2.2 Organiska tennföreningar

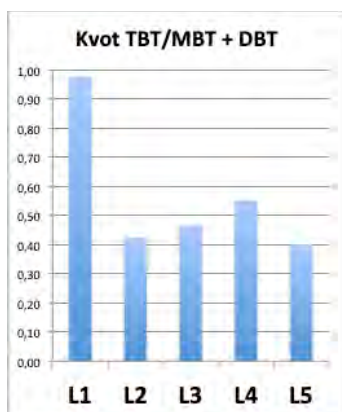
För TBT anges i Havs- och vattenmyndighetens riktlinjer för klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2015:4) att gränsvärdet för uppnående av god kemisk status i sediment skall ligga på 1,6 ng/g TS för TBT normerat till 5 % kolhalt (TOC). Medelkolhalten i ytsediment (0-2 cm) från Långsjön är 24,6 % TS, vilket leder till att gränsvärdet blir 7,9 ng/g TS. TBT-halten varierar i Långsjöns ytsediment mellan 53 och 100 ng/g TS med ett medelvärde på 73 ng/g TS (Fig. 42). Detta leder till att medelhalten i Långsjön i det närmaste är 10 gånger högre än gränsvärdet för god kemisk status.



Figur 42 MBT, DBT, och TBT i ytsediment (0-2 cm) från Långsjön.

Detta är anmärkningsvärt höga halter i en sjö som har ett begränsat antal båtar och där det inte borde finnas någon anledning till att ha bottenmålat med TBT-haltig bottenfärg.

Kvoten $TBT/(MBT+DBT)$ är i det närmaste 1 på station L1 och mellan 0,4 och 0,55 (Fig. 43). Enligt Bengtsson och Cato (2011) innebär en kvot $<0,8$ att nytillskott inte sker medan kvoter i intervallet 0,8-1,0 och 1,0-1,5 innebär ett litet respektive märkbart nytillskott. Sålunda indikerar resultaten att ett tillskott av TBT sker, åtminstone i den sydöstra delen av sjön.

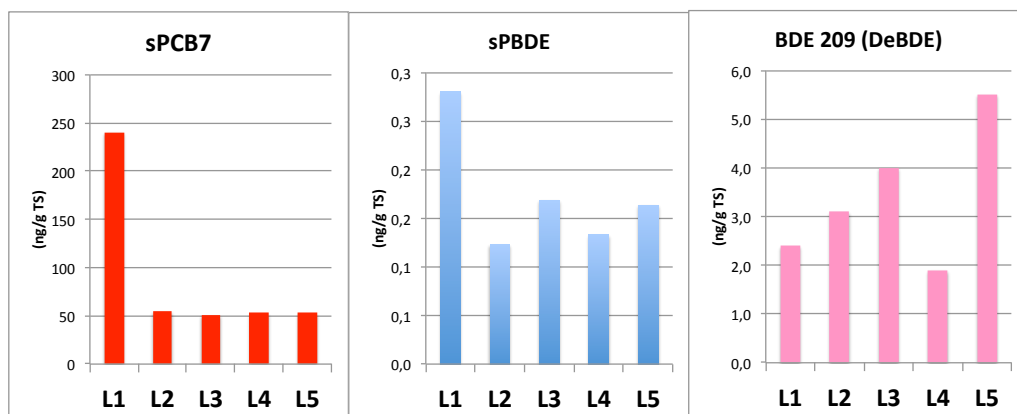


Figur 43 Kvoten $TBT/(MBT+DBT)$ i ytsediment (0-2 cm) från Långsjön.

3.3.8.1.2.3 Polyklorerade bifenyler och polybromerade difenyletrar

Orsaken till att PCB och PBDE redovisas tillsammans är att PBDE under senare delen av 1900-talet har ersatt PCB som flamskyddsmedel efter att detta ämne förbjudits i Östersjöregionen under 1970-talet.

Gränsen mellan hög och mycket hög halt av sPCB7 går vid 15 ng/g TS. Halterna av sPCB7 är sålunda mer än 3 gånger högre än denna gräns (Fig. 44). På station L1 som ligger i den sydöstra delen av Långsjön där det största tillflödet är ligger halten på 240 ng/g TS, vilket överstiger gränsvärdet för hög halt med en faktor 16. Såväl sPCB7 som sPBDE uppvisar de högsta halterna på stn L1 vilket indikerar en betydande källa till denna del av sjön. BDE209 uppvisar hög halt på alla stationer, men har en annan fördelning än sPCB7 och sPBDE.



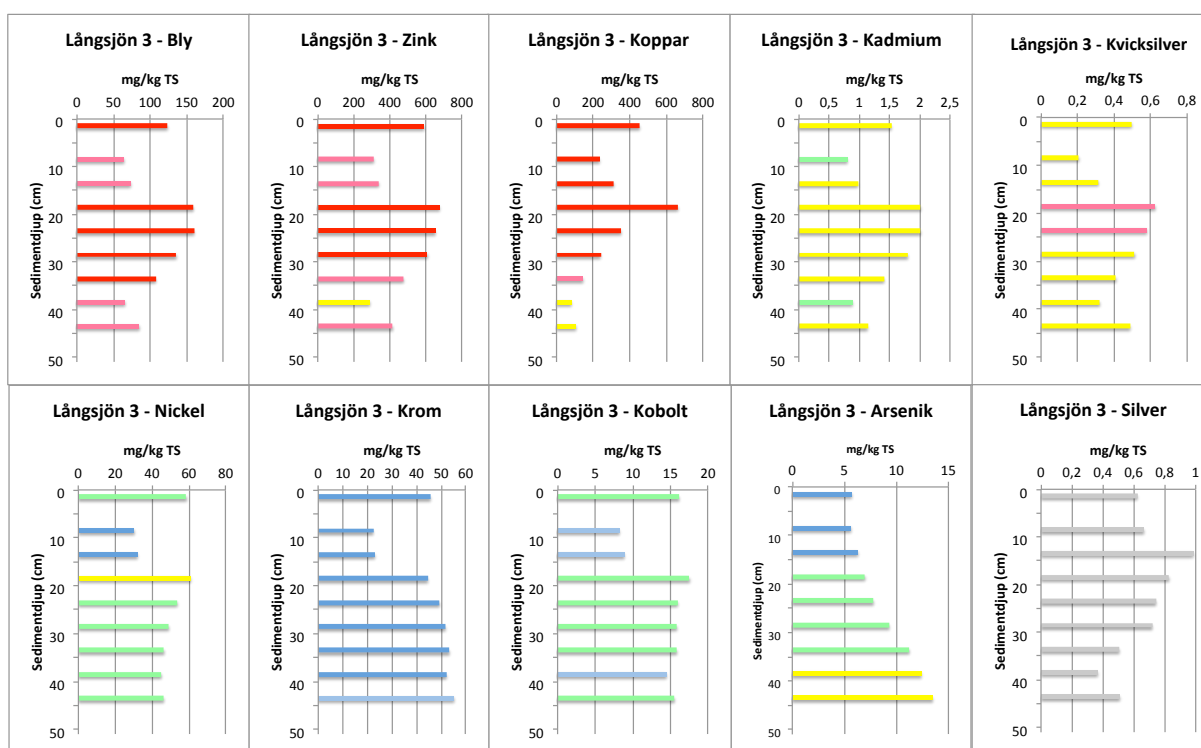
Figur 44 sPCB7 och sPBDE i ytsediment (0-2 cm) från Långsjön.

3.3.8.2 Föroreningshistorik

3.3.8.2.1 Metaller

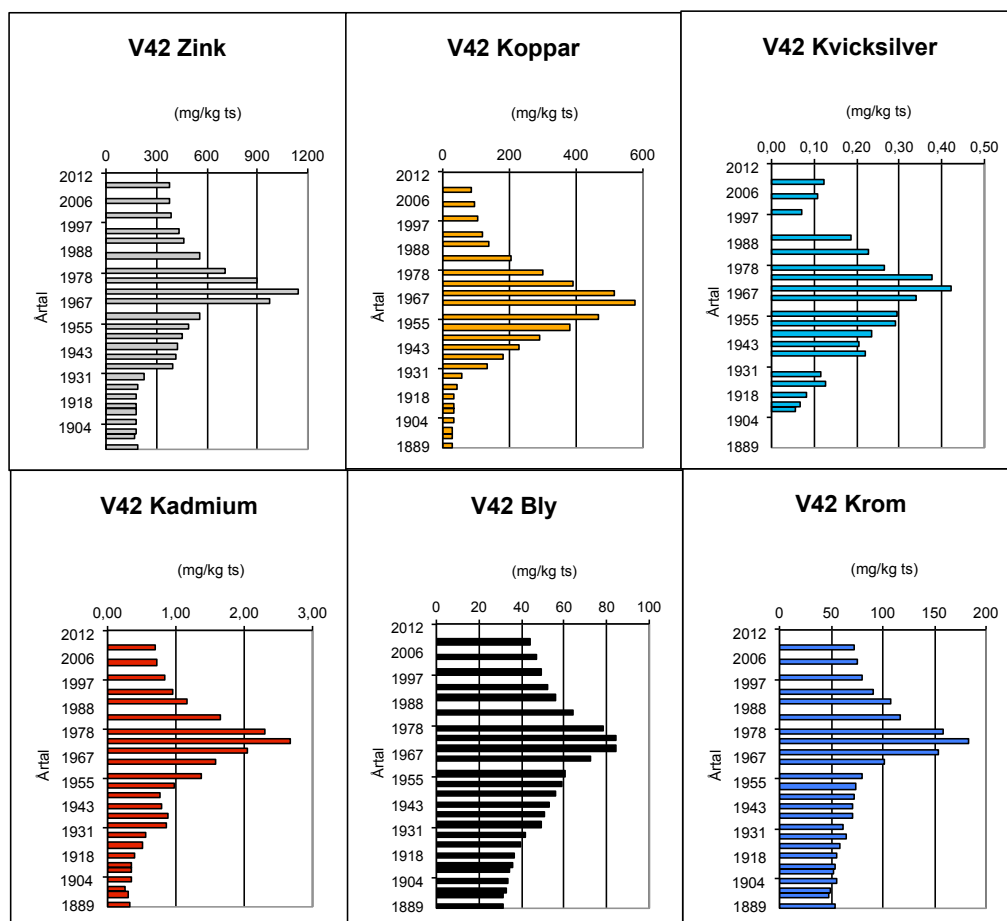
Haltprofilerna för flertalet metaller i kärnan från Långsjön 3 karaktäriseras av lägre halter i de nedersta 10 centimeterna, därefter successivt ökande till haltmaximum vid 18-23 cm (Fig. 45). Ovanför denna nivå sjunker halterna och i ytsedimentet noteras något högre halter igen. Krom och kobolt uppvisar något annorlunda haltprofiler och tydligast är detta hos arsenik, som uppvisar successivt sjunkande halter genom hela kärnan.

Kopparhalterna uppvisar mycket stor avvikelse ovanför 30 cm djup i kärnan. Zink, bly, kadmium och kvicksilver varierar mellan tydlig till stor eller mycket stor avvikelse från bakgrunden.



Figur 45 Metaller i sedimentkärnan L1 i Långsjön.

Haltfördelningen i daterade sedimentkärnor från många sjöar i Mellansverige karaktäriseras av ökande halter under de första decennierna av 1900-talet, pikvärden under 1960-, 1970- och 1980-talen och därefter sjunkande halter. I figur 46 ges ett exempel på sådana haltfördelningar i Västeråsfjärden (Jonsson 2013b).

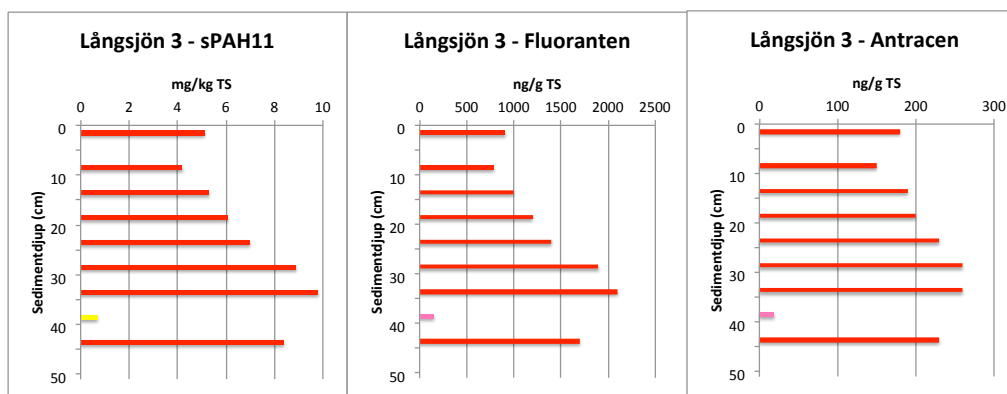


Figur 46 Halter av zink, koppar, kvicksilver, kadmium, bly och krom i en daterad sedimentkärna från Västeråsfjärden (Data från Jonsson 2013b).

3.3.8.2.2 Organiska föroreningar

3.3.8.2.2.1 Polyaromatiska kolväten – PAH

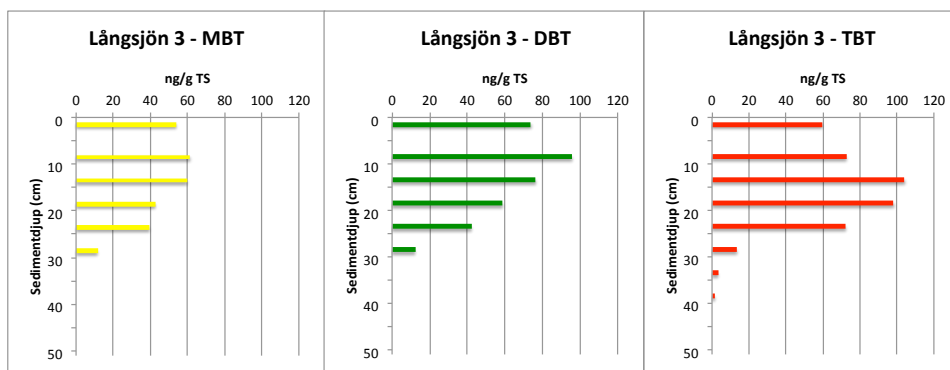
PAH-erna uppvisar de högsta halterna djupare än 25-30 cm i kärnan (Fig. 47). Därövanför sjunker halterna successivt med en liten ökning i ytsedimentet.



Figur 47 sPAH11, antracen och fluoranten i sedimentkärnan Långsjön 3.

3.3.8.2.2 Organiska tennföreningar

De organiska tennföreningarna uppvisar mycket karaktäristiska haltprofiler (Fig. 4). TBT når pikvärden vid 13 cm, medan såväl MBT som DBT når pikvärden något högre upp i kärnan på ca 8 cm.

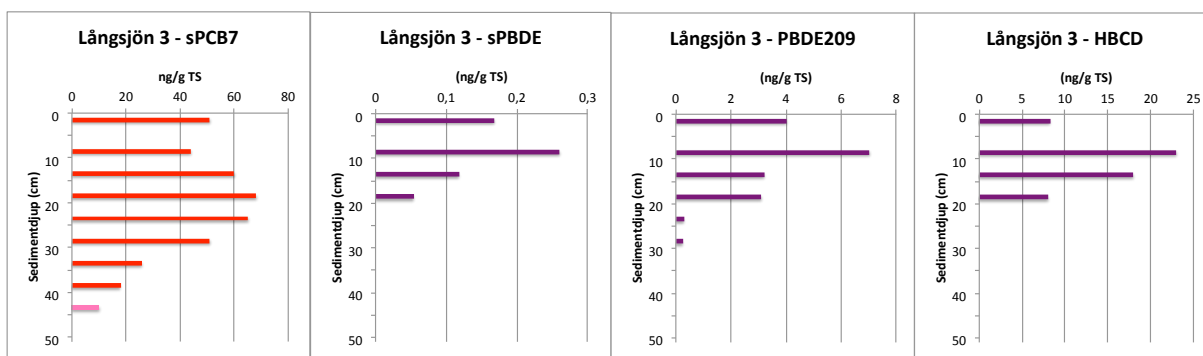


Figur 48 MBT, DBT och TBT i sedimentkärnan Långsjön 3.

3.3.8.2.3 Polyklorerade bifenyler, polybromerade difenyletrar

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

I figur 49 har sPCB7 plottats tillsammans med sPBDE, uttryckt som summan av kongenerna #28, #47, #99, #100, #153, #154. sPCB7 ökar successivt från 43 cm och når maximum vid 18 cm för att därefter sjunka med en liten ökning i ytsedimentet igen. Det är intressant att notera att bromerade flamskyddsmedel, här representerade av sPBDE, PBDE209 och HBCD, dyker upp i detekterbara halter samtidigt som sPCB7 har pikvärden. De bromerade ämnena ökar mot ytan för att åter minska i ytsedimentet. Tidstrenden i Långsjön liknar sålunda den i södra Östersjön.



Figur 49 sPCB7, sPBDE, PBDE209 och HBCD i sedimentkärnan från Långsjön 3.

3.3.9 Datering

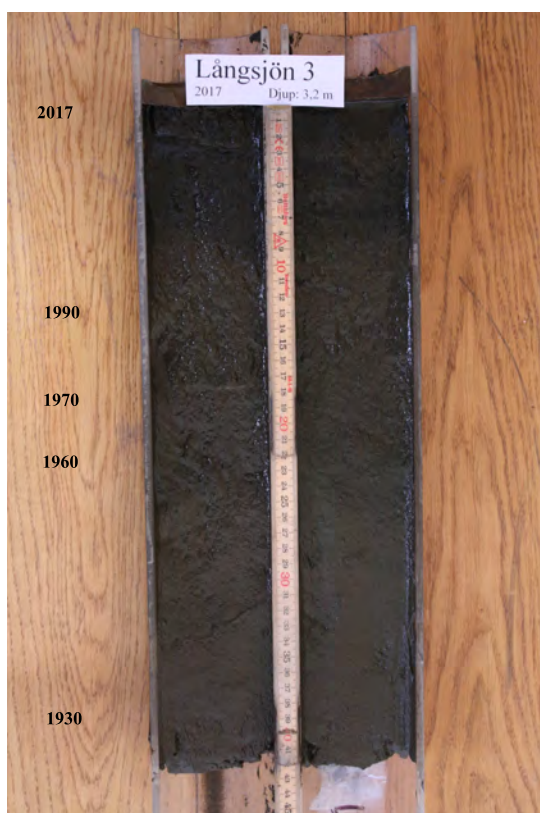
Ingen av kärnorna från Långsjön uppvisar någon laminering som eventuellt skulle ha kunnat användas för att utarbeta en översiktlig tidsskala. Kärnan L3 från Långsjön uppvisar dock tydliga tidstrender vad gäller metaller, organiska tennföreningar, sPCB7 och sPBDE vilket innebär att en översiktlig datering skulle kunna göras utifrån kända storskaliga generella tidstrender för dessa föroreningar.

I figur 50 görs ett försök till datering av sedimentkärnan L3 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

PCB började uppträda längst ned i kärnan på ca 40 cm (Fig. 49) och nådde pikvärde i början av 1970-talet vilket motsvarar ungefär 15-20 cm. Även metallerna nådde max-värden på 1970-talet, d v s 15-20 cm. TBT uppträdde första gången på 1960-talet, som motsvaras av nivån kring 30 cm (Fig. 48) och nådde max-värden i början på 1990-talet motsvarande 10-15 cm.

Under förutsättning att tidsskalan i figur 50 är korrekt har i genomsnitt sedimenttillväxten varit ca 3,4 mm/år.



Figur 50 Försök till datering av sedimentkärnan L1.

3.4 Trekanten

3.4.1 Sammanfattning Trekanten

Djupförhållandena i Trekanten har tidigare karterats. Största uppmätta djupet är 7,0 m och medeldjupet ca 4,4 m. Vattendjupet vid vår undersökning överensstämde generellt väl med resultatet från tidigare uppmätning. Det största uppmätt djupet var 7,3 m, d v s något större än tidigare uppmätt.

Sonarkarteringen av Trekanten genomfördes den 8 juni 2017 längs två transekter. Sonarbilden visar tydligt på tämligen tät bottenvegetation med gott om rotknölar längs stränderna. I de djupare öppna områdena saknas dessa och här finns de mest typiska ackumulationsbottenarna. A-bottnar dominerar på större djup än $1,5 \pm 0,5$ m. De avskärmade sedimentationsbassängerna i den västra delen framträder tydligt på sonarplottet. En tydlig rörledning går i nord/sydlig riktning genom den djupaste delen av sjön. En annan ledning går från sydväst ostnordostvart genom den djupaste delen, där den försvinner.

Sedimentprovtagning genomfördes på 6 stationer i Trekanten. En kompletterande provtagning av ytsediment genomfördes senare på station T1 för att erhålla tillräckligt med sediment för det omfattande analysprogrammet.

Vattenhalt, glödförlust och TOC är höga på samtliga stationer och visar på goda ackumulationsförhållanden i Trekanten främst på djup överstigande 3,5 m. Detta styrks av profilen som beskriver dessa parametrar ned i sedimentkärnan från T1.

Blyhalterna är ca 3 ggr högre än gränsvärdet mellan hög och mycket hög halt. Halterna ligger även klart över HaV:s gränsvärde för god kemisk status. Kvikksilver är i runda tal 2 ggr högre än bedömningsgrundernas gränsvärde mellan stor och mycket stor avvikelse och zink 2-3 ggr högre. Koppar, kadmium och krom redovisas i figur 59. Koppar överstiger gränsen för mycket hög halt med 3-4 gånger, medan kadmiumhalterna ligger i närheten av gränsen. Kadmium överskrider på alla stationer HaV:s gränsvärde för god kemisk status. Krom uppvisar tydlig till stor avvikelse. Kobolt, nickel och arsenik i ytsediment har liten avvikelse från bakgrundsvärdena. Silverhalten varierar mellan 7,5 och 8,7, vilket är 75-87 gånger högre än bakgrunden. I stort sett alla de undersökta föroreningsmetallerna är lägre eller ungefär lika höga som vid undersökningen 1996. Ett undantag är dock kvikksilver, som ökat från i genomsnitt 2,1 till 2,8 mg/kg TS år 2017.

sPAH11, antracen och fluoranten uppvisar alla mycket höga halter i Trekantens ytsediment, vilket med stor sannolikhet kan kopplas till läget med mycket fordonstrafik genom tillrinningsområdet. PAH-halterna har dock sjunkit påtagligt från 1996 till 2017. Medelhalten i Trekantens ytsediment för antracen är 344 µg/kg TS, vilket är 4 gånger högre än HaV:s gränsvärde för god kemisk status. Vad gäller fluoranten är medelhalten 1740, vilket är ca 4 ggr lägre än gränsvärdet.

Medelhalten av TBT i Trekantens ytsediment är i genomsnitt ca 3 gånger högre än HaV:s gränsvärde för god kemisk status. DBT- och MBT-halterna är höga vilket leder till att kvoten TBT/(MBT+DBT) är förhållandevis låg och tyder på att nuvarande tillförsel av TBT är liten.

Halterna av sPCB7 i Trekantens ytsediment är 3-6 gånger högre än gränsvärdet mellan klass 4

och 5 i de nationella bedömningsgrunderna. Detta innebär att de är avsevärt högre än vad sPCB7-halterna låg på i Östersjöns sediment omkring 1970, då mycket allvarliga effekter på biota registrerades. Halterna av sPBDE är 5 till ca 15 gånger högre i Trekanten (Fig. 64) än i Långsjöns sediment. Den station som ligger närmast bassängen i sjöns västra del avviker med mycket högre värde än de övriga stationerna. Kongenern PBDE 209 uppvisar en annan spridningsbild än sPBDE och har hög eller mycket hög halt i Trekantens sediment.

Haltprofilerna i kärnan Trekanten 1 uppvisar mycket karaktäristiska och likartade fördelningsmönster för zink, kvicksilver, koppar och kadmium, med successivt ökande halter från 50 cm:s djup och uppåt och når distinkta maximumvärden vid 33 cm. Därövanför sjunker halterna påtagligt och sjunker sakta ytterligare mot sedimentytan. Även bly och krom har likartade haltmönster men är inte lika utpräglade. Halterna för zink, kvicksilver, koppar, bly och kadmium uppvisar stor eller mycket stor avvikelse i förhållande till bakgrunden genom hela kärnan.

Nickel, arsenik och silver minskar från den nedre delen av kärnan och uppåt mot sedimentytan. Silver har extremt förhöjda halter (2000-3500 gånger bakgrunden) på 43 och 33 cm och därövanför snabbt sjunkande halter. Arsenik har mindre utpräglat haltsprång än silver och nickel vid 33 cm. Kobolt uppvisar en helt annan fördelningsbild som karaktäriseras av sakta ökande halter från 43 cm och uppåt i kärnan och halterna har ingen eller obetydlig avvikelse i förhållande till bakgrunden.

PAH-halterna är extremt höga på 30-45 cm:s djup i Trekanten. sPAH11-halten är 14-19 gånger högre än gränsvärdet mellan klass 4 och 5. De enskilda kongenerna antracen och fluoranten är ännu mer förhöjda, ca 40 gånger. Halterna sjunker påtagligt mot sedimentytan och är i ytsedimentet mellan 5 och 9 gånger lägre än på 30-45 cm djup i kärnan. Halterna är dock fortfarande 3-8 gånger högre än gränsvärdet mellan klass 4 och 5.

De organiska tennföreningarna beskriver mycket karaktäristiska förlopp i kärnan T1. Djupare än 30 cm är halterna inte detekterbara, men stiger snabbt och når en tydlig topp på 23 cm. Därövanför sker ett successivt avtagande av såväl TBT som MBT och DBT upp mot sedimentytan. Kvoten TBT/(DBT+MBT) har ett annorlunda förlopp med en trend mot högre kvoter i ytsedimentet, vilket indikerar en relativt sett mindre mineraliserad TBT-förening i ytsedimentet.

Halten av sPCB7 i kärnan från T1 är ca 3 ng/g TS på 43 cm och ökar därefter successivt till ett distinkt pikvärde på 180 ng/g TS på 28 cm, därefter avtagande till 50 ng/g TS i ytsedimentet. På ett likartat sätt som i Långsjön börjar de bromerade ämnena uppträda först på samma nivå som sPCB7 når ett pikvärde. Den minskande trenden ovanför 28 cm styrks av en jämförelse med halterna i Trekantens ytsediment 1996.

Ingen av kärnorna från Trekanten uppvisar någon tydlig laminering som eventuellt skulle ha kunnat användas för att utarbeta en översiktlig tidsskala. En samtidig lednivå har dock hittats i samtliga kärnor från öppna Trekanten. Kärnan T1 uppvisar tydliga tidstrender vad gäller metaller, organiska tennföreningar, sPCB7 och sPBDE vilket innebär att det är möjligt att genomföra en översiktlig datering utifrån kunskap om storskaliga generella tidstrender för dessa föreningar. Sedan år 1960 har ca 41 cm sediment avsatts i Trekantens djuphåla. Under förutsättning att den uppskattade tidsskalan i figur 70 är korrekt kan den genomsnittliga årliga sedimenttillväxten beräknas till drygt 7 mm/år. Detta innebär att i kombination med den

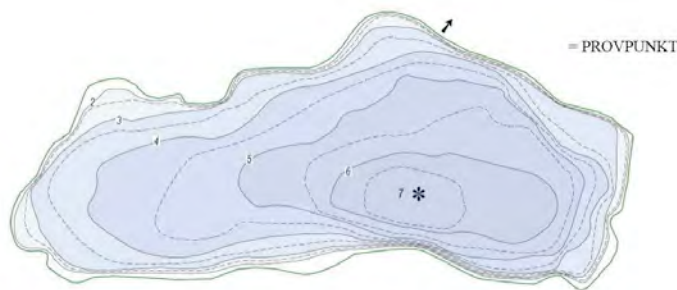
noterade lednivån skulle en översiktlig fastläggningsbudget beräknas för Trekanten i ett senare skede.

3.4.2 Områdesbeskrivning

Enligt Miljöbarometern Stockholm är tillrinningsområdets yta 60 ha och sjöytan 13,5 ha. Sjövolymen är 570 000 m³ och den teoretiska omsättningstiden ca 3 år. Djupförhållandena i Trekanten har tidigare karterats (Fig. 51; Myrica 1999). Största uppmätta djupet är 7,0 m och medeldjupet ca 4,4 m.

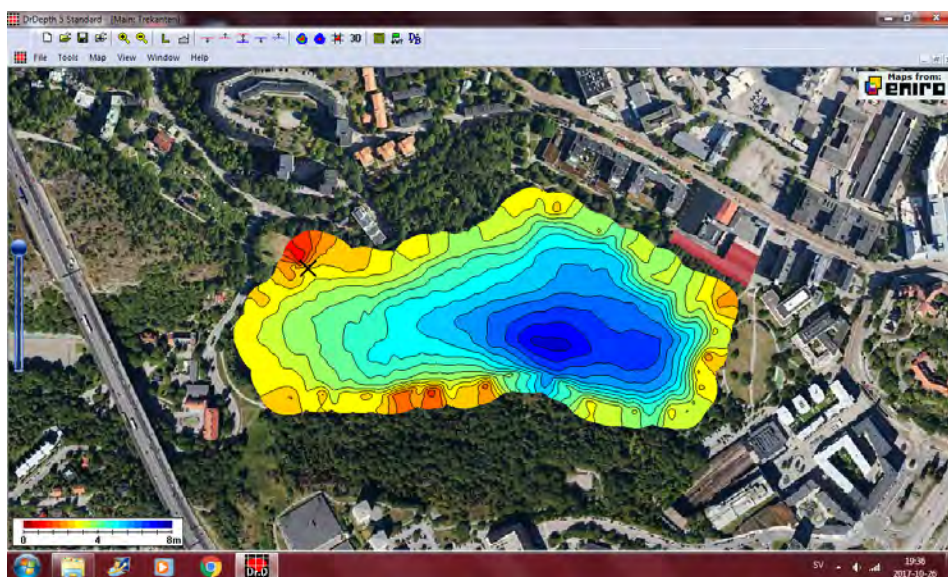
Tillrinningsområdet präglas av närheten till Stockholms innerstad. På den västra sidan av sjön går Essingeleden (Sveriges mest trafikerade väg) och i söder och sydost går Södertäljevägen. Flera flerbostadsområden, en centrumbebyggelse och en bussterminal finns inom tillrinningsområdet. Den enda kända miljöfarliga verksamheten inom tillrinningsområdet är en trävarufirma norr om sjön.

3.4.3 Djupkartering



Figur 51 Vattendjup i Trekanten (Miljöbarometern Stockholm; Myrica 1999).

Vattendjupet vid vår undersökning (Fig. 52) överensstämde generellt med resultatet från tidigare uppmätning. Det största uppmätta djupet var 7,3 m, d v s något större än tidigare uppmätt.



Figur 52 Uppmätt vattendjup i Trekanten den 8 juni 2017. Aktuella vattenståndet okänt.

3.4.4 Kartering med side scan sonar

Sonarkarteringen av Trekanten genomfördes den 8 juni 2017 längs två transekter. Svepvidden på den första var styrbord 50 m och på den andra styrbord och babord 50 m. Sonarbilden visar tydligt på tämligen tät bottenvegetation med gott om rotknölar längs stränderna. I de djupare öppna områdena saknas dessa och här finns de mest typiska ackumulationsbottnarna. A-bottnar dominerar på större djup än $1,5 \pm 0,5$ m. De avskärmade sedimentationsbassängerna i den västra delen framträder tydligt på sonarplottet. En tydlig rörledning går i nord/sydlig riktning genom den djupaste delen av sjön. En annan ledning går från sydväst ostnordostvart genom den djupaste delen, där den försvinner.



Figur 53 Sonaröversikt över Trekanten den 8 juni 2017.

3.4.5 Sedimentprovtagning

Sedimentprovtagning genomfördes på 6 stationer i Trekanten den 8 juni 2017 (Fig. 54). En kompletterande provtagning av ytsediment genomfördes på station T1 den 29 juni 2017 för att erhålla tillräckligt med sediment för det omfattande analysprogrammet.

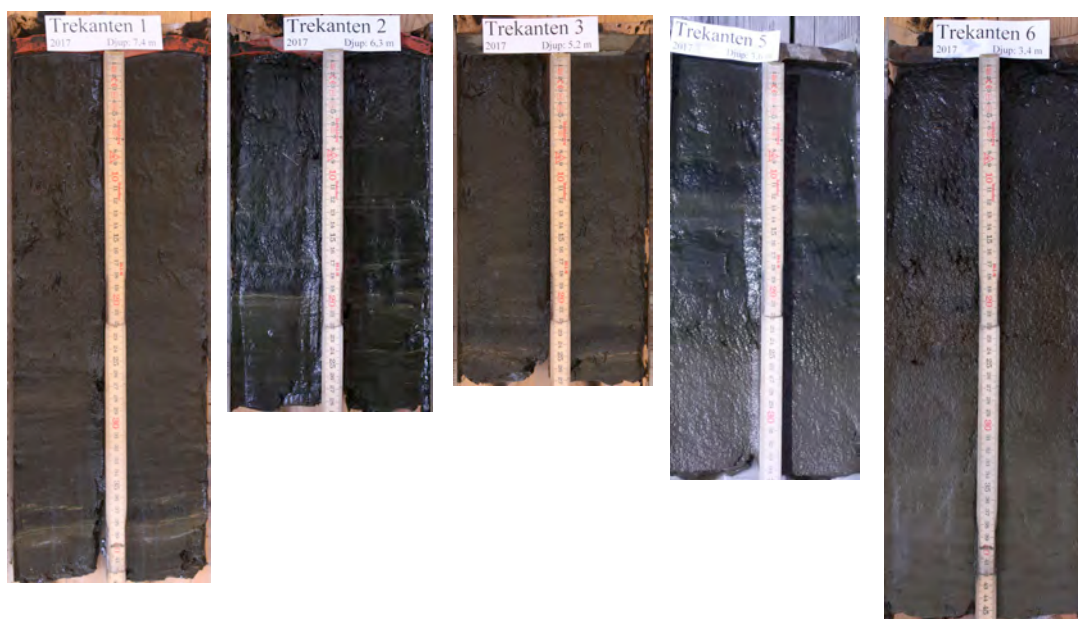


Figur 54 Google Earth-bild över Trekanten med sedimentprovstationerna inlagda.

3.4.6 Sedimentkärnor

Fyra sedimentkärnor (T1, T2, T3 och T5) togs i de öppna delarna av Trekanten (Fig. 55). På station T4 var bottenvegetationen för tät för att sedimenthämtaren skulle kunna fungera. Station T6 togs en sedimentkärna innanför barriären till inloppsdammen i väster. Inga analyser gjordes på denna station och den diskuteras inte vidare nedan.

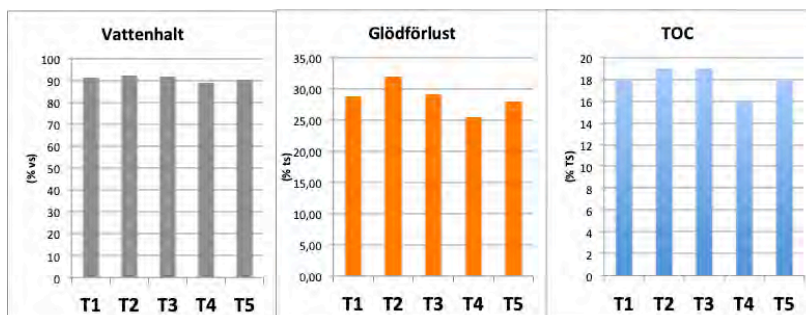
På den djupaste stationen T1 (7,4 m) är sedimentpelaren mäktigast och har en längd av 42 cm att jämföras med T2 28 cm, T3 27 cm och T5 34 cm. I kärnan från T1 har de översta 15-20 cm en kornig struktur. Från ca 20 cm och nedåt uppträder svaga lamineringar och på 36-39 cm syns fler ljusa band. Likartade ljusa band uppträder i T2 på 19-21 cm, i T3 på 24-25 cm och i den grundaste stationen T5 på 13-15 cm. Dessa strukturer är sannolikt samtidiga och skulle eventuellt kunna användas för beräkning av den totala sedimentackumuleringen i Trekanten.



Figur 55 Sedimentkärnor från Trekanten.

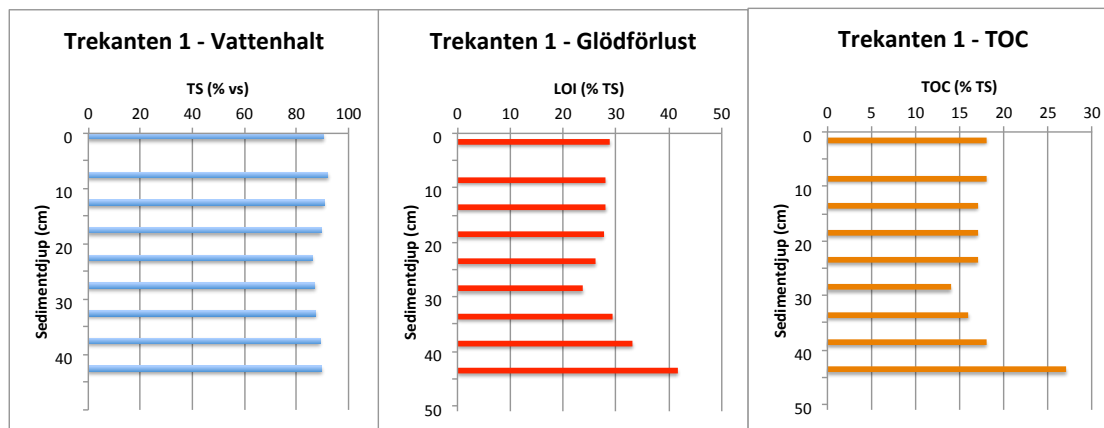
3.4.7 Torrsubstanshalt och organisk halt

Vattenhalt, glödförlust och TOC är höga på samtliga stationer (Fig. 56) och visar på goda ackumulationsförhållanden i Trekanten på djup överstigande 3,5 m. Detta styrks av profilen



Figur 56 Vattenhalt, glödförlust och TOC i ytsediment (0-2 cm) från Trekanten.

som beskriver dessa parametrar ned i sedimentkärnan från T1 (Fig. 57). Vattenhalten är hög genom hela profilen. Glödförlusten och TOC är också höga men minskar ned till ca 28 cm för att därunder öka igen.



Figur 57 Vattenhalt, glödförlust och TOC i kärnan från Trekanten 1.

3.4.8 Datering

Ingen av de studerade kärnorna från Trekanten uppvisar någon laminering som eventuellt skulle ha kunnat användas för att utarbeta en översiktlig tidsskala.

3.4.9 Föroreningar

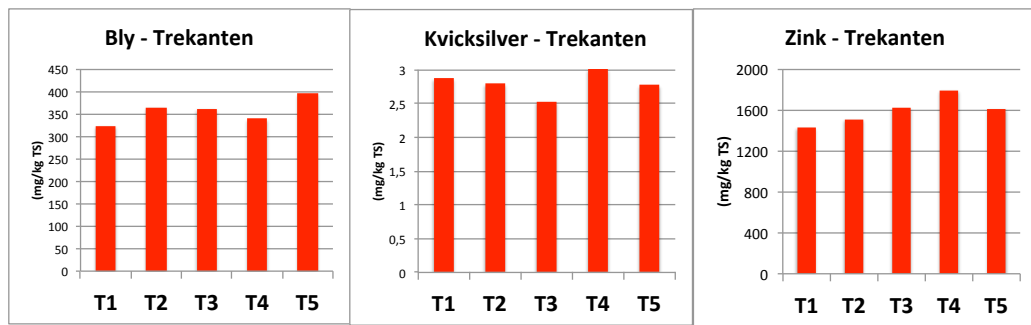
3.4.9.1 Areell fördelning

3.4.9.1.1 Metaller

I figur 58 har halterna i ytsedimenten från de 5 provtagningsstationerna sammanställts för bly, kvicksilver och zink. Halterna har klassats utifrån regionala bakgrundsvärden i Stockholmsområdet (Tabell 1) och färglagts i enlighet med tabellen, där betydelsen av de olika färgerna framgår av Tabell 4.

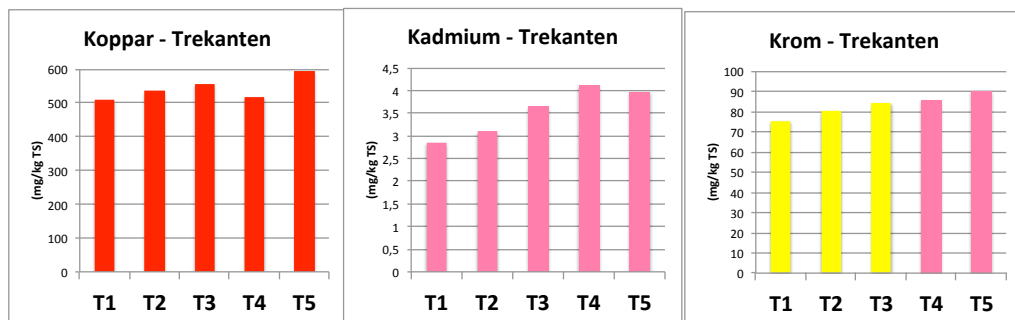
Blyhalterna är ca 3 ggr högre än gränsvärdet mellan hög och mycket hög halt. Halterna ligger även klart över Havs- och vattenmyndighetens gränsvärde (HVMFS 2013:19) för uppnående av god kemisk status (130 mg/kg TS).

Kvicksilver är i runda tal 2 ggr högre än bedömningsgrundernas gränsvärde mellan stor och mycket stor avvikelse och zink 2-3 ggr högre.



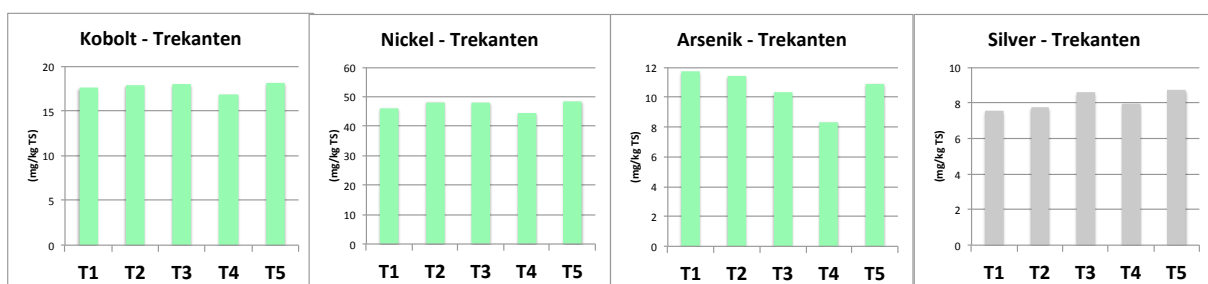
Figur 58 Bly, kvicksilver och zink i ytsediment (0-2 cm) från Trekanten.

Koppar, kadmium och krom redovisas i figur 59. Koppar överstiger gränsvärdet för mycket hög halt med 3-4 gånger, medan kadmiumhalterna ligger i närheten av gränsvärdet. Kadmiumhalterna ligger på alla stationer över Havs- och vattenmyndighetens gränsvärde (HVMFS 2013:19) för uppnående av god kemisk status (2,3 mg/kg TS). Krom uppvisar tydlig till stor avvikelse.



Figur 59 Koppar, kadmium och krom i ytsediment (0-2 cm) från Trekanten.

Kobolt, nickel och arsenik i ytsediment (Fig. 6) har liten avvikelse från bakgrundsvärdena. Silverhalten varierar mellan 7,5 och 8,7, vilket är 75-87 gånger högre än bakgrunden.



Figur 60 Kobolt, nickel, arsenik och silver i ytsediment (0-2 cm) från Trekanten.

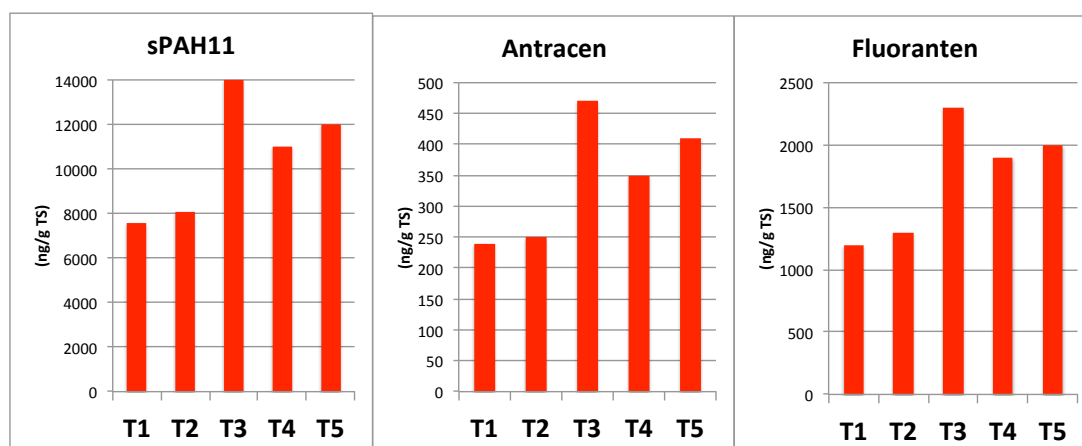
I stort sett alla de undersökta föroreningsmetallerna är lägre eller ungefär lika höga som vid undersökningen 1996 (Östlund et al. 1998). Ett undantag är dock kvicksilver som ökat från i genomsnitt 2,1 till 2,8 mg/kg TS år 2017.

3.4.9.1.2 Organiska föroreningar

3.4.9.1.2.1 Polyaromatiska kolväten – PAH

sPAH11, antracen och fluoranten uppvisar alla mycket höga halter i Trekanten (Fig. 61), vilket med stor sannolikhet kan kopplas till läget med mycket fordonstrafik genom tillrinningsområdet. PAH-halterna har dock sjunkit påtagligt från 1996 (Östlund et al. 1998) till 2017 (denna undersökning).

I Havs- och vattenmyndighetens riktlinjer för klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2015:4) anges att gränsvärdet för uppnående av god kemisk status i sediment skall ligga på 24 respektive 2000 µg/kg TS för antracen och fluoranten normerat till 5 % kolhalt (TOC). Medelkolhalten i ytsediment (0-2 cm) från Trekanten är 18,0 %, vilket leder till att gränsvärdet för antracen blir 86 µg/kg TS och för fluoranten 7200 µg/kg TS. Medelhalten i Trekantens ytsediment är för antracen 344 µg/kg TS, vilket är 4 gånger högre än HaV:s gränsvärde för god kemisk status. Vad gäller fluoranten är medelhalten 1740, vilket är ca 4 ggr lägre än gränsvärdet.

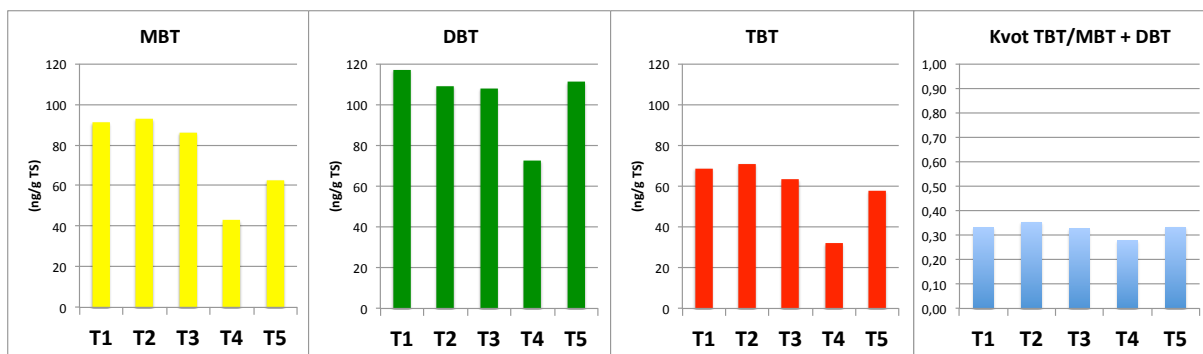


Figur 61 sPAH11, antracen och fluoranten i ytsediment (0-2 cm) från Trekanten.

3.4.9.1.2.2 Organiska tennföreningar

Vad gäller TBT ska gränsvärdet för uppnående av god kemisk status i sediment ligga på 1,6 µg/kg TS för TBT normerat till 5 % kolhalt (TOC). Medelkolhalten i ytsediment (0-2 cm) från Trekanten är 18,0 %, vilket leder till att gränsvärdet blir 5,8 µg/kg TS. Medelhalten i Trekantens ytsediment är 59 µg/kg TS (Fig. 62), vilket sålunda är i genomsnitt ca 3 gånger högre än det normaliserade gränsvärdet för god kemisk status.

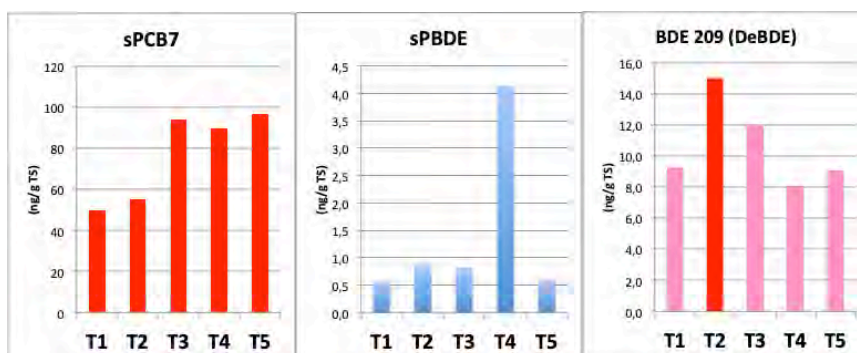
DBT- och MBT-halterna är höga vilket leder till att kvoten TBT/(MBT+DBT) är ca 0,3 på samtliga stationer. Detta tyder på att nuvarande tillförsel av TBT är liten.



Figur 62 MBT, DBT, TBT och kvoten TBT/(MBT+DBT) i ytsediment (0-2 cm) från Trekanten.

3.4.9.1.2.3 Polyklorerade bifenyler (PCB) och polybromerade fenyletrar (PBDE)

Halterna av sPCB7 i Trekantens ytsediment är 3-6 gånger högre än gränsvärdet mellan klass 4 och 5 (Fig. 63). Detta innebär att de är avsevärt högre än vad sPCB7-halterna låg på i Östersjöns sediment omkring 1970, då mycket allvarliga effekter på biota registrerades. I nordvästra egentliga Östersjön har halterna i sedimenten sjunkit påtagligt och ligger nu på ungefär en tiondel av de värsta åren kring 1970, dvs. sPCB7=3-5 ng/g TS (Apler & Josefsson 2016).



Figur 63 sPCB7, sPBDE och BDE 209 i ytsediment (0-2 cm) från Trekanten.

Halterna av sPBDE är 5 till ca 15 gånger högre i Trekanten (Fig. 64) än i Långsjöns sediment. En station avviker med mycket högre värde än de övriga. Detta är den station som ligger närmast bassängen i sjöns västra del. Kongenern PBDE 209 uppvisar en annan spridningsbild än sPBDE och har hög eller mycket hög halt i Trekantens sediment.

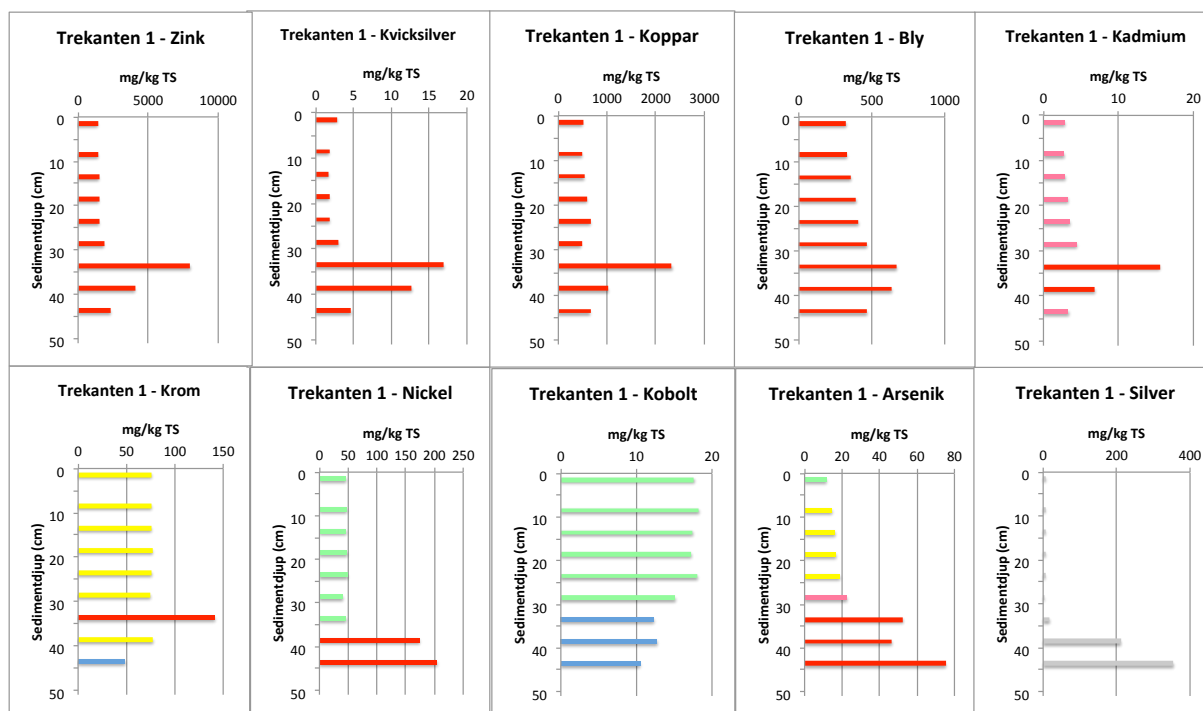
3.4.10 Föroreningshistorik

3.4.10.1 Metaller

Haltprofilerna i kärnan Trekanten 1 uppvisar mycket karaktäristiska och likartade fördelningsmönster för zink, kvicksilver, koppar och kadmium (Fig. 65). Halterna ökar successivt från 50 cm:s djup och uppåt och når distinkta maximumvärden vid 33 cm. Därövanför sjunker halterna påtagligt och sjunker sakta ytterligare mot sedimentytan. Även bly och krom har likartade haltmönster men är inte lika utpräglade. Halterna för zink,

kvicksilver, koppar, bly och kadmium uppvisar stor eller mycket stor avvikelse i förhållande till bakgrunden genom hela kärnan.

Nickel, arsenik och silver minskar från den nedre delen av kärnan och uppåt mot sedimentytan. Silver har extremt förhöjda halter (2000-3500 gånger bakgrunden) på 43 och 33 cm och därovanför snabbt sjunkande halter. Arsenik har ett mindre utpräglat haltsprång än silver och nickel vid 33 cm. Kobolt uppvisar en helt annan fördelningsbild som karaktäriseras av sakta ökande halter från 43 cm och uppåt i kärnan och halterna har ingen eller obetydlig avvikelse i förhållande till bakgrunden.

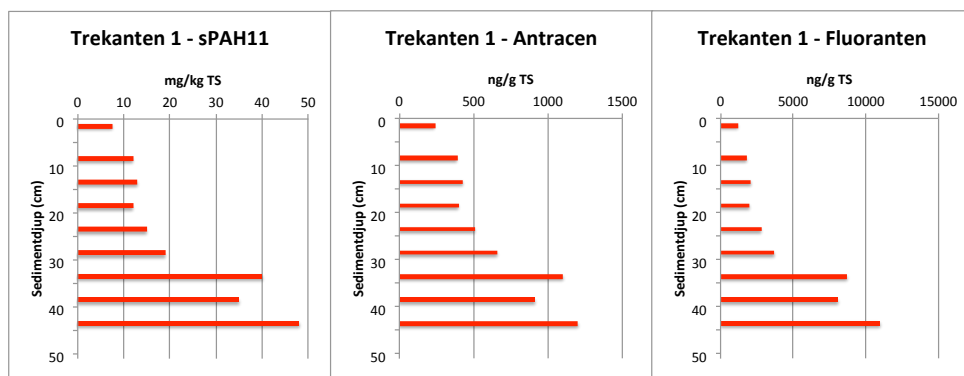


Figur 65 Metallhalter i sedimentkärnan Trekanten 1.

3.4.10.2 Organiska föroreningar

3.4.10.2.1 Polyaromatiska kolväten – PAH

PAH-halterna är extremt höga på 30-45 cm:s djup i Trekanten 1 (Fig. 66). sPAH11-halten är 14-19 gånger högre än gränsvärdet mellan klass 4 och 5. De enskilda kongenerna antracen och fluoranten är ännu mer förhöjda, ca 40 gånger. Halterna sjunker påtagligt mot sedimentytan och är i ytsedimentet mellan 5 och 9 gånger lägre än på 30-45 cm djup i kärnan. Som framgår i avsnitt 3.4.8.1.2.1 är dock halterna fortfarande 3-8 gånger högre än gränsvärdet mellan klass 4 och 5.

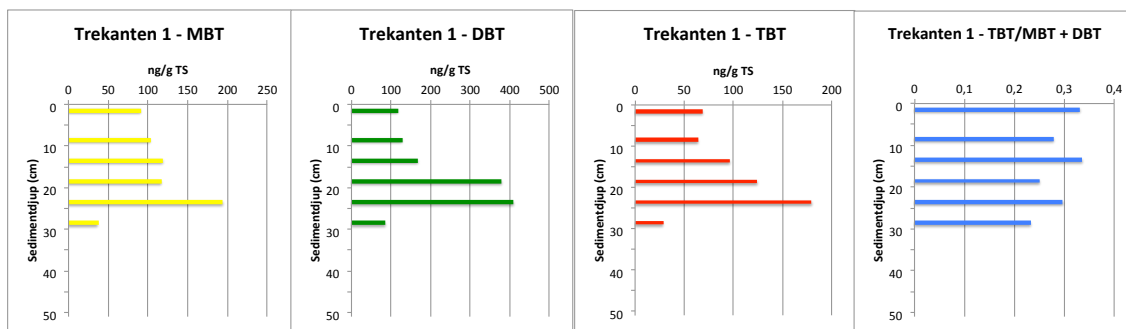


Figur 66 sPAH11, antracen och fluoranten i sedimentkärnan T1.

3.4.10.2.2 Organiska tennföreningar

De organiska tennföreningarna beskriver mycket karaktäristiska förlopp i kärnan T1 (Fig. 67). Djupare än 30 cm är halterna inte detekterbara, men stiger snabbt och når en tydlig topp på 23 cm. Därövanför sker ett successivt avtagande av såväl TBT som MBT och DBT upp mot sedimentytan.

Kvoten TBT/(DBT+MBT) har ett annorlunda förlopp med en trend mot högre kvoter i ytsedimentet. Detta indikerar en relativt sett mindre mineraliserad TBT-förening i ytsedimentet.

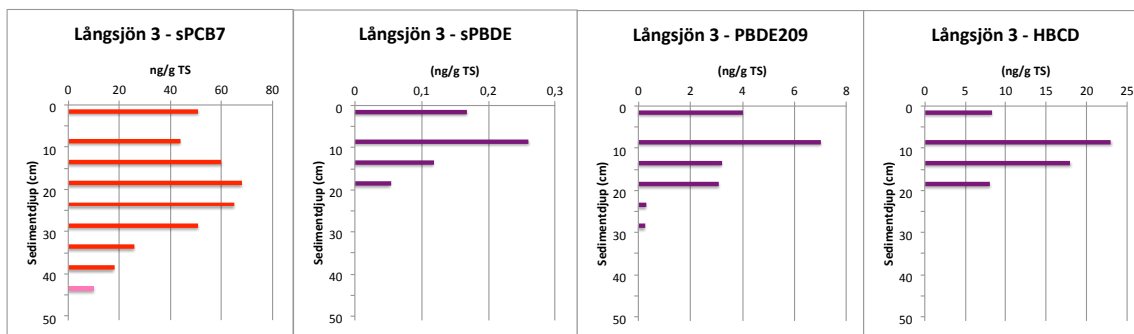


Figur 67 MBT, DBT, TBT och kvoten TBT/(DBT+MBT) i sedimentkärnan från Trekanten 1.

3.4.10.2.3 Polyklorerade bifenyler (PCB), polybromerade difenyletrar (PBDE) och hexabromcyklododekan (HBCD)

Halten av sPCB7 i kärnan från T1 är ca 3 ng/g TS på 43 cm och ökar därefter successivt till ett distinkt pikvärde på 180 ng/g TS på 28 cm, därefter avtagande till 50 ng/g TS i ytsedimentet (Fig. 68).

På ett likartat sätt som i Långsjön (jfr Fig. 49) börjar de bromerade ämnena uppträda först på samma nivå som sPCB7 når ett pikvärde, d v s på 28 cm-nivån (Fig. 68). Detta är kopplat till att under senare delen av 1900-talet har de bromerade ämnena ersatt PCB som flamskyddsmedel efter att PCB förbjudits i Östersjöområdet på 1970-talet. Den minskande trenden styrks av en jämförelse med halterna i Trekantens ytsediment 1996 (Östlund et al. 1998).



Figur 68 sPCB7, sPBDE, PBDE209 och HBCD i sedimentkärnan från Trekanten 1.

3.4.10.3 Datering

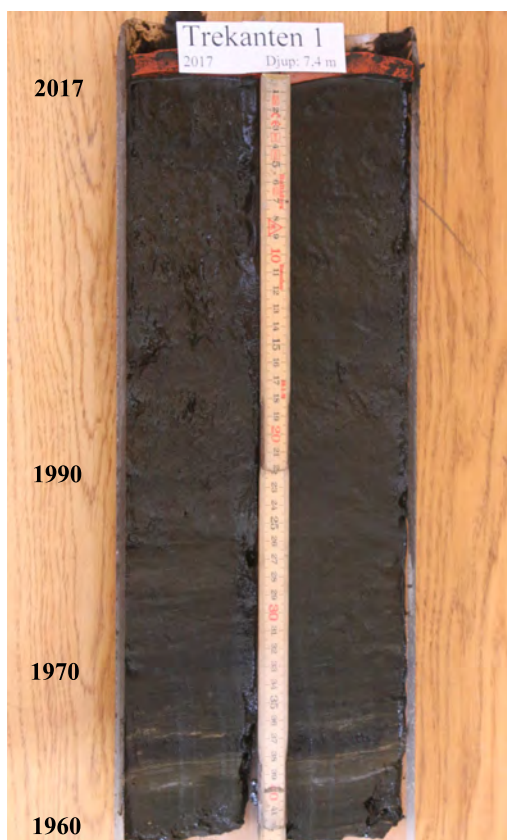
Ingen av kärnorna från Trekanten uppvisar någon laminering som eventuellt skulle ha kunnat användas för att utarbeta en översiktlig tidsskala. En samtidig lednivå har dock hittats i samtliga kärnor från öppna Trekanten. Kärnan T1 uppvisar tydliga tidstrender vad gäller metaller, organiska tennföreningar, sPCB7 och sPBDE vilket innebär att det är möjligt att genomföra en översiktlig datering utifrån kunskap om storskaliga generella tidstrender för dessa föroreningar.

I figur 69 görs ett försök till datering av sedimentkärnan från T1 utifrån samma antaganden som redovisades gällande kärnan L3 från Långsjön:

- PCB introducerades under 1930-talet
- TBT introducerades i början av 1960-talet
- Bromerade flamskyddsmedel introducerades under 1970-talet
- PCB nådde maxhalter i början av 1970-talet
- Metaller nådde maxhalter under 1970-talet
- TBT nådde maxhalter under 1990-talet

PCB nådde pikvärden i början av 1970-talet vilket motsvarar ungefär 30-35 cm (Fig. 68) samtidigt som de bromerade ämnena introduceras. Även metallerna nådde max-värden på 1970-talet. TBT uppträdde första gången på 1960-talet, som motsvaras av nivå kring 40-45 cm (Fig. 67) och nådde max-värden i början på 1990-talet motsvarande 20-25 cm.

Sedan år 1960 har ca 41 cm sediment avsatts i Trekantens djuphåla. Under förutsättning att den uppskattade tidsskalan i figur 70 är korrekt kan den genomsnittliga årliga sedimenttillväxten beräknas till drygt 7 mm/år. Detta innebär att i kombination med den noterade lednivån skulle en översiktlig fastläggningsbudget beräknas för Trekanten i ett senare skede.



Figur 70 Försök till datering av sedimentkärnan T1 från Trekanten.

4 REFERENSER

- 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.
- HVMFS 2013:9, 2013. 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. (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., 2013a. Sonarkartering och sedimentprovtagning i Köpings hamn och på fjärden Galten. JP Sedimentkonsult Rapport 2013:3, 48 sid.
- Jonsson, P., 2013b. Sedimentbundna föroreningar från Västerås – Botten-undersökning i Västeråsfjärden. JP Sedimentkonsult Rapport 2013:2, 43 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.
- Jonsson, P., 2018. Regionala bakgrundshalter av metaller, PAH-er och dioxiner/furaner i

- Stockholmsområdet. JP Sedimentkonsult Rapport 2018:5, 24 sid plus bilagor.
- Josefsson, A., 2017. Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment. SGU rapport 2017:12
 - Magnusson, M. och Samuelsson, P.-O., 2012. TBT-forskning ger bättre hantering av förorenade sediment. I HAVET – om miljötillståndet i svenska havsområden, sid 89-92. ISBN 978-91-87025-12-9 (Havs- och vattenmyndigheten).
 - Miljöbarometern Stockholm.
<http://miljobarometern.stockholm.se/content/docs/vp/faktablad/Faktaunderlag>
 - Myrica, 1999. Djupkartering av Judarn, Kyrksjön, Långsjön och Trekanten. Myrica AB 1999.
 - Naturvårdsverket, 1999. Rapport 4914. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Kust och hav. Naturvårdsverket, Stockholm, ISBN 91-620-4917-8, ISSN 0282-7298, 136 sid.
 - Naturvårdsverket, 2013. Tabell 30 i Naturvårdsverkets rapport 4914 (1999). Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav har ändrats.
<http://www.naturvardsverket.se/Stod-imiljoarbetet/>
 - Nylund, K., Asplund, L., Jansson, B., Jonsson, P., Litzén, K. and Sellström, U., 1992. Analysis of some polyhalogenated organic pollutants in sediment and sewage sludge. Chemosphere 24:1721-1730.
 - 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.
 - 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.

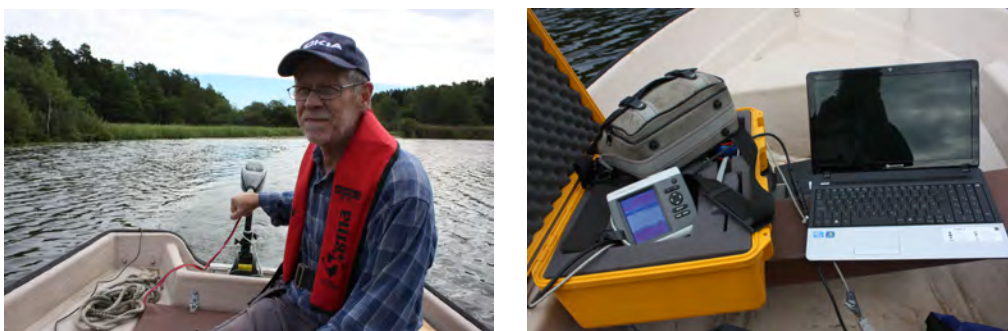
1 Utrustning

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

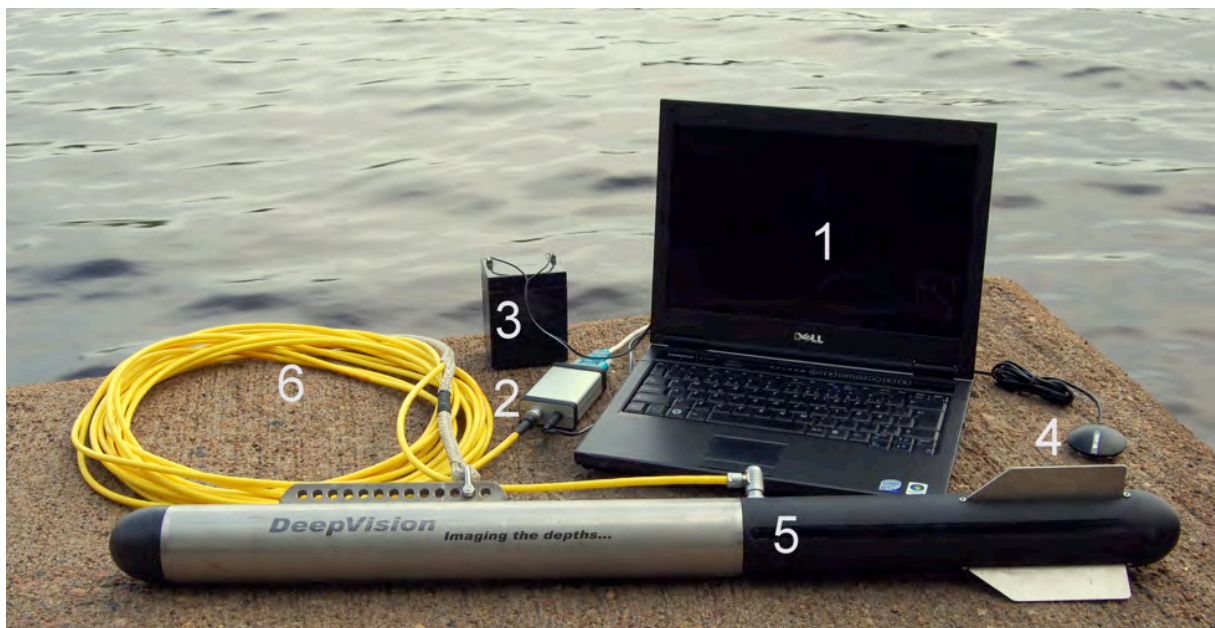
Positionering genomfördes med en GPS-utrustning av märket No: BU-353 kopplad direkt till dator. Utrustningen medger en positionsnoggrannhet av några få meter.

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.

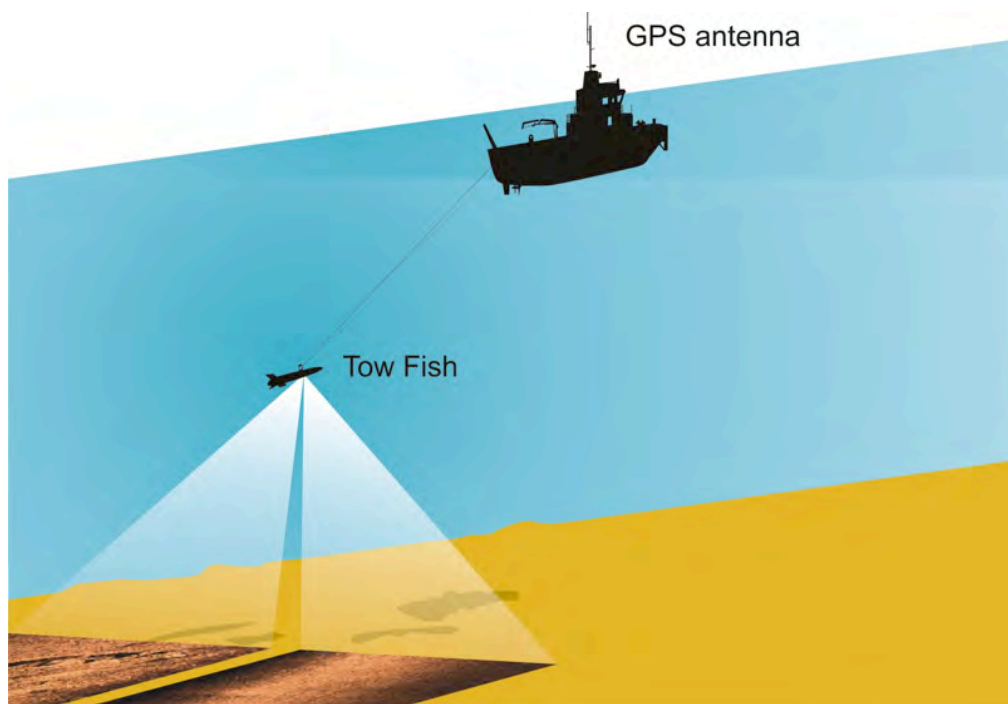
1.4 Kartering med side scan sonar

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 bottentyper. 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 bottnar och hårda föremål) avbildas som ljusa partier i sonarplottet och svaga reflektioner (mjuka bottnar) 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° C i avvaktan på dokumentation, provuttag och vidare transport till ALS för analys.

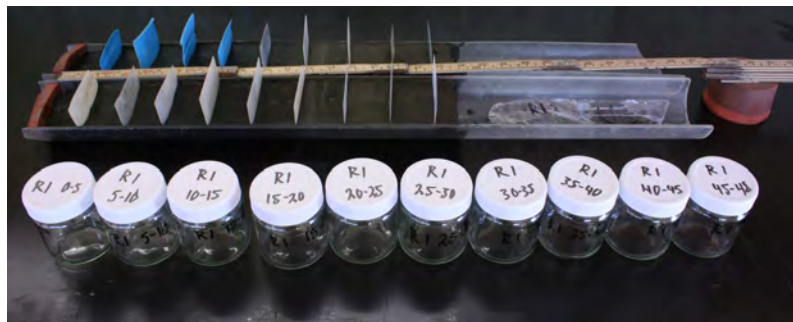
1.7 Dokumentation av sedimentkärnor

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 kärnhälvorna placerades i två rännor. De två hälvorna 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 uppifrån 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 extreman 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 $2,6$ - $2,85 \text{ g/cm}^3$ (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 1 Protokoll och fotografier från sedimentprovtagning - småsjöar

JUDARN

Station J1

Position

WGS-84 Lat 59 20,212 Long 17 54,830

SWEREF 99 1800 6580198.543 145096.006

Djup: 4,0 m



Station J2

Position

WGS-84 Lat 59 20,154 Long 17 54,777

SWEREF 99 1800 6580090.921 145045.592

Djup: 3,1 m



Station J3

Position

WGS-84

Lat 59 20,283

Long 17 54,992

SWEREF 99 1800

6580330.172

145249.836

Djup: 2,7 m



KYRKSJÖN

Station K1

Position

WGS-84

Lat 59 20,999

Long 17 54,992

SWEREF 99 1800

6581659.557

145251.502

Djup: 2,5 m

Station K2

Position

WGS-84

Lat 59 20,958

Long 17 55,054

SWEREF 99 1800

6581583.36

145310.195

Djup: 2,2 m

Anm: Ingen kärna. Försökt 6 ggr. Omöjligt p g a tät bottenvegetation; Chara sp.?

Station K3

Position

WGS-84

Lat 59 21,018

Long 17 54,922

SWEREF 99 1800

6581694.918

145185.174

Djup: 2,0 m

Anm: Ingen kärna. Försökt 6 ggr. Omöjligt p g a tät bottenvegetation; Chara sp.?



LÅNGSJÖN

Station L1

Position

WGS-84 Lat 59 15,799 Long 17 58,757

SWEREF 99 1800 6572002.062 148818.407

Djup: 2,1 m



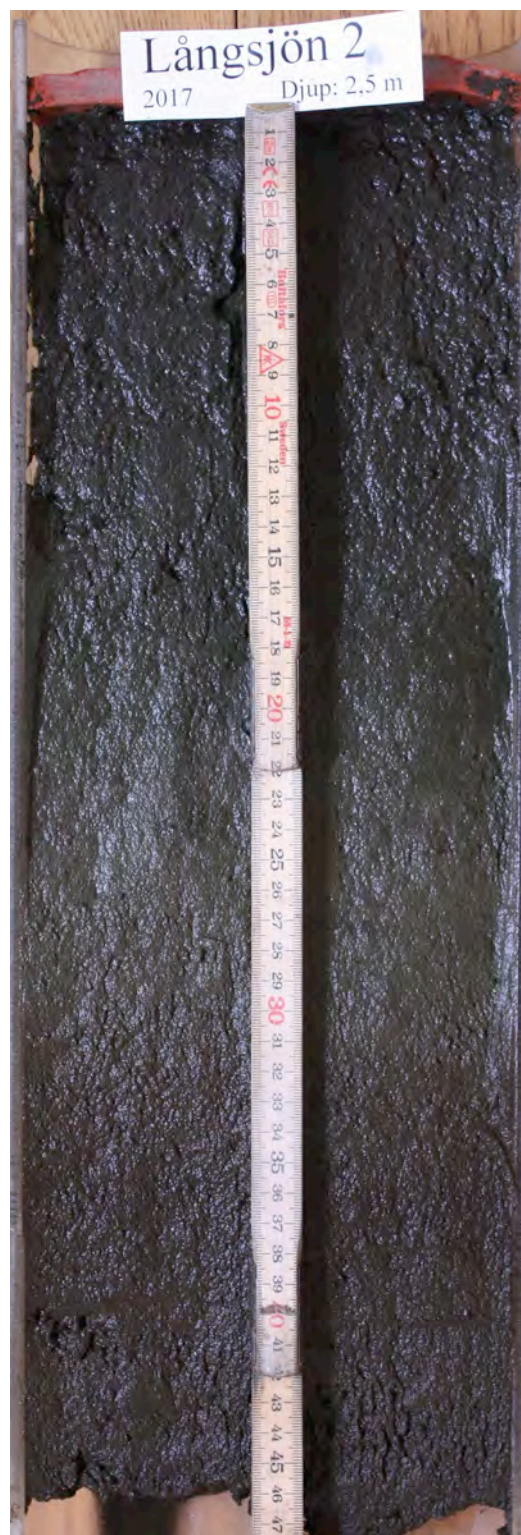
Station L2

Position

WGS-84 Lat 59 15,884 Long 17 58,425

SWEREF 99 1800 6572159.989 148502.871

Djup: 2,5 m



Station L3

Position

WGS-84 Lat 59 16,071 Long 17 58,053

SWEREF 99 1800 6572507.341 148149.432

Djup: 3,2 m



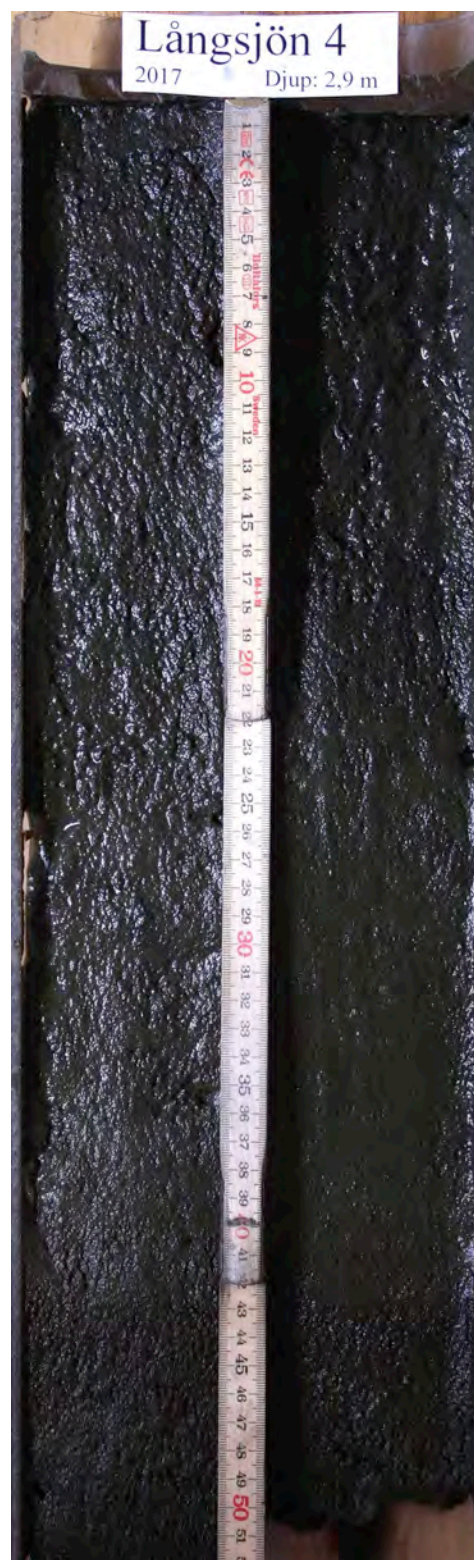
Station L4

Position

WGS-84 Lat 59 16,116 Long 17 57,844

SWEREF 99 1800 6572590.992 147950.829

Djup: 2,9 m



Station L5

Position

WGS-84

Lat 59 16,249

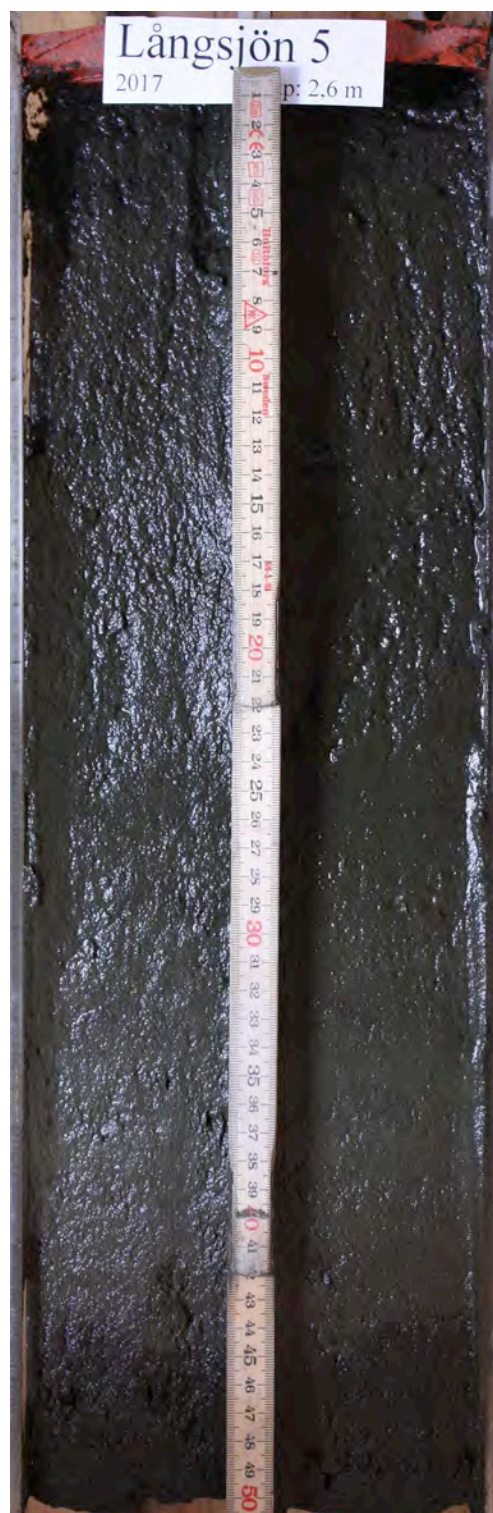
Long 17 57,620

SWEREF 99 1800

6572838.049

147738.075

Djup: 2,6 m



TREKANTEN

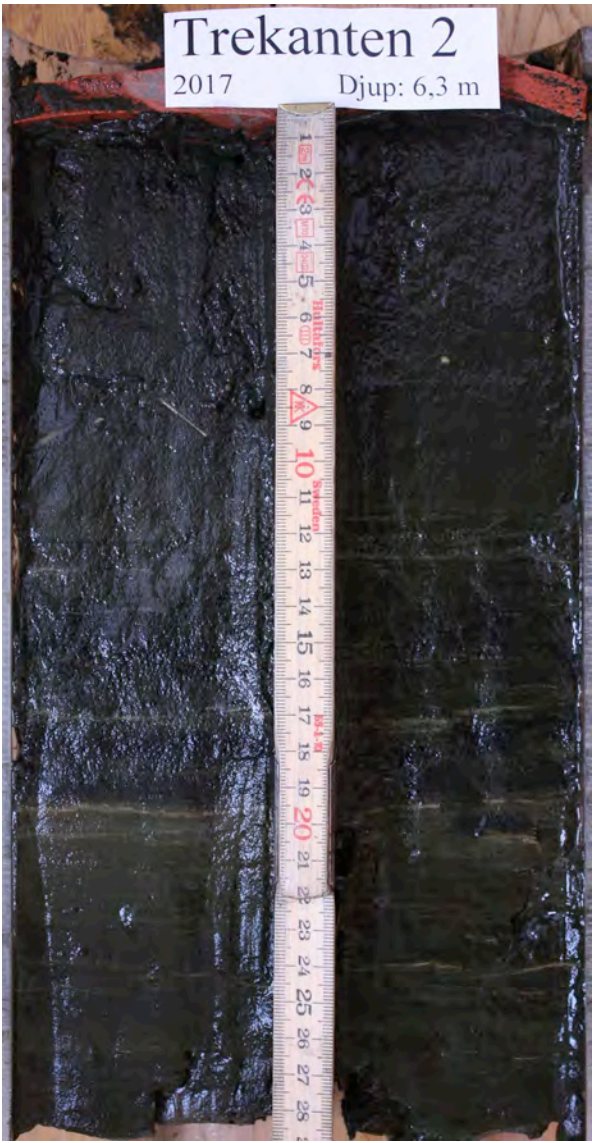
Station T1

Position
WGS-84 Lat 59 18,699 Long 18 01,013
SWEREF 99 1800 6577386.338 150961.591
Djup: 7,4 m



Station T2

Position
WGS-84 Lat 59 18,713 Long 18 00,991
SWEREF 99 1800 6577412.326 150940.701
Djup: 6,3 m



Station T3

Position

WGS-84

Lat 59 18,700

Long 18 00,817

SWEREF 99 1800

6577388.152

150775.538

Djup: 5,2 m

**Station T5**

Position

WGS-84

Lat 59 18,693

Long 18 00,668

SWEREF 99 1800

6577375.129

150634.102

Djup: 3,6 m

**Station T4**

Position

WGS-84

Lat 59 18,696

Long 18 00,627

SWEREF 99 1800

6577380.693

150595.181

Djup: 3,2 m

Anm: Ingen kärna tagen p g a för tät bottenvegetation av nate.

Station T6

Position

WGS-84

Lat 59 18,680

Long 18 00,592

SWEREF 99 1800

6577350.981

150561.962

Djup: 3,4 m

