

Sedimentkonsult HB

Metaller och organiska miljöföroreningar i Magelungen 2017



Mottagare:
Miljöförvaltningen
Stockholms Stad

Sollenkroka den 8 oktober 2018

JP Sedimentkonsult Rapport 2018:3

Adress

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

Telefon

08-57163744
070-5208057

Postgiro

219638-4

Bankgiro

5943-4704

Org.nr

969720-0815

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING	3
1 UPPDRAG OCH SYFTE	6
1.1 Beställare	6
1.2 Syfte	6
1.3 Arbetsmoment	6
1.4 Rapportens uppläggning	7
2 BEDÖMNINGSGRUNDER	8
2.1 Bedömningsgrunder metaller	8
2.2 Bedömningsgrunder organiska miljögifter	9
3 OMRÅDESBESKRIVNING	11
4 RESULTAT OCH DISKUSSION	12
4.1 Kartering med side scan sonar	12
4.1.1 Iakttagelser från sonarunderlaget	12
4.1.1.1 Översiktligt	13
4.1.1.2 Detaljer	13
4.1.1.2.1 Rörledningar	13
4.1.1.2.2 Brofundament och brorester	14
4.1.1.2.3 Roddbana	15
4.1.1.2.4 Bottenvegetation	16
4.2 Sedimentprovtagning	17
4.3 Sedimentkärnor	17
4.4 Vattenhalt och organisk halt	18
4.5 Bottendynamik	20
5 FÖRORENINGAR	22
5.1 Areell fördelning	22
5.1.1 Metaller	22
5.1.2 Organiska föroreningar	24
5.1.2.1 Polycykliska aromatiska kolväten – PAH	24
5.1.2.2 Organiska tennföreningar	24
5.1.2.3 Polyklorerade bifenyler – PCB	26
5.1.2.4 Polybromerade difenyletrar	26
5.1.2.5 Perfluoroktansulfonsyra – PFOS	27
5.1.2.6 Kortkedjiga klorparaffiner SCCP - C10-C13	28
5.2 Föroreningshistorik	30
5.2.1 Metaller	30
5.2.2 Organiska föroreningar	34
5.2.2.1 Polycykliska aromatiska kolväten – PAH	34
5.2.2.2 Organiska tennföreningar	35
5.2.2.3 Polyklorerade bifenyler – PCB	36
5.2.2.4 Polybromerade difenyletrar	38
5.2.3 Datering	38
6 REFERENSER	40
Bilaga 1 Material och metoder	
Bilaga 2 Protokoll inkluderande positioner och djup, fotografier av sedimentkärnor	

ANALYSRESULTAT

Analysresultaten redovisas på Miljöbarometern Stockholm

[\(http://miljobarometern.stockholm.se/\)](http://miljobarometern.stockholm.se/)

SAMMANFATTNING

Sedimentprovtagning genomfördes på stationen i Fagersjövikens från provtagningsbåten Rana den 13 oktober 2017 och på resterande 4 stationer från R/V Perca den 16 oktober 2017 efter genomförd sonarkartering samma dag. Fyra av de fem provtagningsstationerna bedömdes vara goda ackumulationsbottnar för finsediment. På stationerna M1 och M2 uttogs endast ytsediment för analys. På stationerna M3, M4 och M5 har retrospektiva studier utförts på 8-12 nivåer. På alla fem stationerna har sedimentkärnor tagits ned till 36-60 cm under sedimentytan för dokumentation av lagerföljder. Proverna har analyserats med avseende på sedimentologiska basparametrar, metaller och organiska miljögifter.

Sonarkarteringen visade att en stor del av bottenarean utgörs av mjukbottnar. En stor mängd iakttagelser har gjorts beträffande bottenformationer, främmande ekon etc. utifrån side scan sonar-underlaget. Rörledningar kan iakttas på flera platser i Magelungen. Det är oftast fråga om avlopps- eller vattenledningar och ibland kan man iaktta mindre ekon längs ledningarna, vilket sannolikt är tyngder för att hålla ledningen på plats.

Vid Ågestabron syns tydliga ekon från brofundamenten. Sydost om bron på båda sidor syns en ”skog” av tunna, långa ekon. Långa och smala skuggor indikerar många stolpar eller regler som sticker upp en betydande bit ovanför botten och kan utgöra en fara för ytnavigering och för badning, som enligt uppgift sker med hopp från nuvarande bro. Detta är med stor säkerhet lämningar av en smal träbro som sprängdes med dynamit i samband med bygget av den nya bron 1976.

Under 2016 genomfördes SM i rodd på Magelungen och en mängd bojar har utplacerats i sjön. Bojsystemets förankring syns längs en stor del av sjöns botten och startflotten ligger fortfarande på plats och dess förankringar kunde detekteras med sonaren.

På många ställen längs Magelungens stränder finns förhållandevis tät bottenvegetation som ofta ger sig tillkänna som täta samlingar av små ekon som utgörs av rotknölar.

Utifrån side scan sonar-karteringen kan man konstatera att en stor del av bottenarean utgörs av mjukbotten. Vattenhalten i Magelungens ytsediment är i genomsnitt 91 % VS och glödningsförlusten 24 % TS, vilket mycket klart indikerar recent A-bottenmaterial. Utifrån sonarunderlaget går gränsen mellan A-bottnar och E/T-bottnar vid ca $1,5 \pm 0,5$ m i den nordvästra delen. I den sydöstra delen av sjön är stränderna genomgående brantare och mer vågexponerade varför gränsen för ackumulation ligger något djupare, $2 \pm 0,5$ m. Tydliga lamineringar finns i delar av kärnorna M4 och M5. Mörka, nästan svarta, sediment uppträder på mellan 20 och 33 cm troligen representerande den mest övergödda perioden i Magelungens historia fram till början av 1970-talet, då fosforhalten reducerades från 500 till under 100 $\mu\text{g/l}$ mellan 1972 och 1976.

Vår undersökning visar att såväl koppar- som zink- och kadmiumhalterna är höga eller mycket höga i Magelungens ytsediment med de högsta halterna i den nordvästra delen. Även blyhalterna visar stor avvikelse i den nordvästra delen, medan kvicksilver och nickel är mindre förhöjda, men har en tydlig avvikelse från bakgrunds nivåerna.

Polycykliska aromatiska kolväten i form av sPAH11 uppvisar i relation till de svenska bedömningsgrunderna höga halter i Magelungens ytsediment. Av de enskilda kongenerna har antracen mycket höga eller höga halter och även fluoranten ligger väl inom intervallet för hög

halt. Havs- och vattenmyndighetens riktlinjer för klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten anger dock avsevärt högre gränsvärden för uppnående av god kemisk status i sediment än de svenska bedömningsgrunderna vad gäller antracen och fluoranten, vilket innebär att såväl halterna av antracen som fluoranten i ytsedimenten ligger klart under gränsvärdet för god kemisk status på samtliga undersökta stationer.

Vad gäller Havs- och vattenmyndighetens riktlinjer för klassificering av TBT-halter överskrids gränsvärdet för uppnående av god kemisk status i sediment på alla Magelungens stationer med en faktor 1-3 ggr utom i Fagersjövikens där halten är lägre. Kvoten TBT/MBT+DBT varierar mellan ca 0,02 och knappt 0,1, vilket klart indikerar att tillförseln idag är liten av TBT.

Halterna av sPCB7 i Magelungens ytsediment är att klassificera som höga. De polybromerade difenyletrarna, som från 1970-talet och framåt ersatte PCB som flamskyddsmedel när PCB-användningen förbjöds i Östersjöområdet, är detekterbara på tre av de fyra provtagningsstationerna.

PFOS-halterna i tre av stationerna från Magelungen ligger på mellan 2,2 och 3,2 ng/g TS, vilket kan jämföras med halterna i Halmsjön vid Arlanda 2008 på mellan 20 och 80 ng/g TS. Halterna i Magelungens sediment är avsevärt mycket lägre än det riktvärde som gäller i Norge på 220 ng/g TS.

Kortkedjiga klorparaffiner SCCP har detekterats på två stationer i ytsediment från Magelungen i halter på 180 och 290 ng/g TS. Sedimenthalter i detta intervall är vanliga i Stockholmssjöar och i flera sjöar och fjärdområden är halterna ännu högre med maxvärden i Strömmen (3300 ng/g TS) och i Räcksta Träsk (2650 ng/g TS).

Bly- och kopparhalterna minskar mot sedimentytan på 2 av 3 stationer medan zinkhalterna är mer eller mindre oförändrat höga från ca 20 cm djup i kärnorna och upp mot sedimentytan. Arsenik, kobolt och krom minskar alla mot sedimentytan och uppvisar ingen eller obetydlig avvikelse från bakgrundsvärdena.

sPAH11 och de enskilda kongenerna antracen och fluoranten beskriver likartade och karaktäristiska haltprofiler i de tre undersökta kärnorna. I de djupare delarna är halterna att klassificera som medelhöga men ökar successivt till höga eller mycket höga halter på 20-35 cm djup i kärnorna. Därövanför sker tydliga haltavtaganden och halterna är lägst i ytsedimenten. I kärnan M5 från den sydostligaste delen av Magelungen sker en viss ökning i de översta delarna av sedimentpelaren.

Tributyltenn finns i mätbara halter endast i de övre 25 cm av sedimentpelaren. TBT-profilerna karaktäriseras av tydliga ökning uppåt i kärnorna och TBT-halterna når pikvärden på 26-48 ng/g TS vid 10-15 cm djup i alla tre kärnorna. Ovanför denna nivå avtar halterna till 7-11 ng/g TS i ytsedimenten. Kvoten TBT/MBT+DBT ligger på 0,03-0,10 i Magelungens ytsediment, vilket indikerar att nytillskottet är mycket litet.

Halterna av sPCB7 i de djupare delarna av kärnorna är att karaktärisera som medelhöga (1-4 ng/g TS). Från 25-30 cm och uppåt sker tydliga och snabba ökning och sPCB7-halterna når mycket höga pikvärden (54-160 ng/g TS) vid 15-25 cm djup i kärnorna. Ovanför pikarna sjunker halterna påtagligt och är i ytsedimenten 2 till 10 ggr lägre än pikvärdena, men är ändå att karaktärisera som mycket höga.

Halterna av PBDE är ungefär lika höga som i Långsjön men låga i förhållande till i Trekanten.

Kärnorna M4 och M5 uppvisar på vissa nivåer tydliga lamineringar som kan användas vid utarbetandet av en översiktlig tidsskala. Dessutom finns tydliga tidstrender vad gäller metaller, organiska tennföreningar, sPCB7 och sPBDE vilket i kombination med lamineringarna medför att en översiktlig datering kunnat göras utifrån kända storskaliga generella tidstrender för dessa föroreningar. Den genomsnittliga sedimenttillväxten sedan 1930 har varit ca 4,5 mm/år för sedimentkärnan M4 och ca 5,7 för M5.

1 UPPDRAG OCH SYFTE

1.1 Beställare

Miljöförvaltningen
Stockholms Stad

1.2 Syfte

Syftet med de genomförda undersökningarna är:

- att inledningsvis genomföra en kartering av bottendynamiken i Magelungen 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 ytsediment i fem punkter och på tre av dessa även ta sedimentkärnor som är representativa för Magelungen.
- att analysera metaller och organiska miljögifter i ytsediment (0-2 cm), som representerar föroreningsbilden från de senaste åren.
- att analysera upp till 8-12 skikt i de tre sedimentkärnorna så att den historiska föroreningsutvecklingen i sedimenten kan bestämmas.
- att sammanställa resultaten i en rapport som i text, med bilder och figurer beskriver föroreningssituationen i de olika vattenområdena.

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

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

1.3 Arbetsmoment

Arbetet har omfattat följande moment:

- Uppstartmöten
- Rekognoscering av lämpliga sjösättningsplatser för provtagningsbåtarna.
- Kartering 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 5 stationer och 3 sedimentkärnor från samma stationer för dokumentation av lagerföljder
- Provtagning av 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

1.4 Rapportens uppläggning

För att så klart och logiskt som möjligt redovisa för hur de olika studierna planerats och genomförts har rapporten disponerats enligt följande:

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

I appendix återfinns följande:

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

ANALYSRESULTAT

Analysresultaten redovisas på Miljöbarometern Stockholm

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

2 BEDÖMNINGSGRUNDER

2.1 Bedömningsgrunder metaller

För att klassificera föroreningsgraden av metaller finns flera olika strategier att tillgå. Det är väl dokumenterat att det finns en betydande geografisk variation i sedimenten beroende på variationer i berggrund och mark.

Eftersom sedimenthalterna av metaller i olika delar av landet är beroende av de lokala/regionala halterna i berggrund och lösa avlagringar (morän, lera etc.) är det därför lämpligt att ta fram regionala jämförvärden att jämföra de recenta halterna med. I föreliggande rapport har vi sålunda valt att bygga vår beräkning på prover från östra Mälaren, Stockholms mellanskärgård och en sjö i Stockholmsområdet (Jonsson 2018a).

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

Tabell 1 Klassning utifrån principen grundad på regionala bakgrundsvärden i Stockholmsområdet (Jonsson 2018a). 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

Som ett led i Sveriges implementering av EU:s vattendirektiv har Havs- och vattenmyndigheten utarbetat en föreskrift om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2013:19 kompletterad med ändringar i HVMFS 2015:4). De flesta av gränsvärdena för uppnående av god kemisk status rör prioriterade ämnen som skall analyseras i vatten och för ett mindre antal även i biota. Endast för ett fåtal ämnen skall nationella gränsvärden gälla för sediment. Dessa ämnen är bly, kadmium, antracen, fluoranten och TBT. Dessa ämnen har analyserats i föreliggande undersökning och, förutom den nationella klassificeringen, görs särskilda värderingar av huruvida god kemisk status enligt HVMFS 2013:19 och 2015:4 uppnås på de enskilda stationerna.

För bly anges i HVMFS 2015:4 ett gränsvärde på 130 mg/kg TS för inlandsvatten. För kadmium anges gränsvärdet till 2,3 mg/kg TS.

2.2 Bedömningsgrunder organiska miljögifter

Havs- och vattenmyndighetens riktlinjer för klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2013:19) anger gränsvärdena för uppnående av god kemisk status i sediment vad gäller antracen och fluoranten till 24 resp. 2000 µg/kg TS normerat till 5 % TOC-halt. Medelkolhalten i ytsediment (0-2 cm) från öppna Magelungen sydost om Farstanäsbron är 13,0 %, vilket leder till att gränsvärdet för antracen blir 62 µg/kg TS och för fluoranten 5200 µg/kg TS. Anledningen till att kolhalten i Farstaviken uteslutits vid medelvärdesberäkningen är att sedimenten avviker påtagligt i detta område i förhållande till övriga delar av sjön, vilket manifesterar sig i en avsevärt högre kolhalt (Jfr Figur 11).

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

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

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

För TBT anges i Havs- och vattenmyndighetens riktlinjer för klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2013:19) att gränsvärdet för uppnående av god kemisk status i sediment skall ligga på 1,6 µg/kg TS för TBT normerat till 5 % kolhalt (TOC). Medelkolhalten i ytsediment (0-2 cm) från Magelungen (exkl. M1) är 13 %, vilket leder till att gränsvärdet blir 4,2 µg/kg TS.

Tabell 2 Fördelning av uppmätta halter organiska miljögifter i marina sediment i svenska havsområden och ekonomisk zon ($\mu\text{g}/\text{kg}$ torrsvikt) under 1986-2014.

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

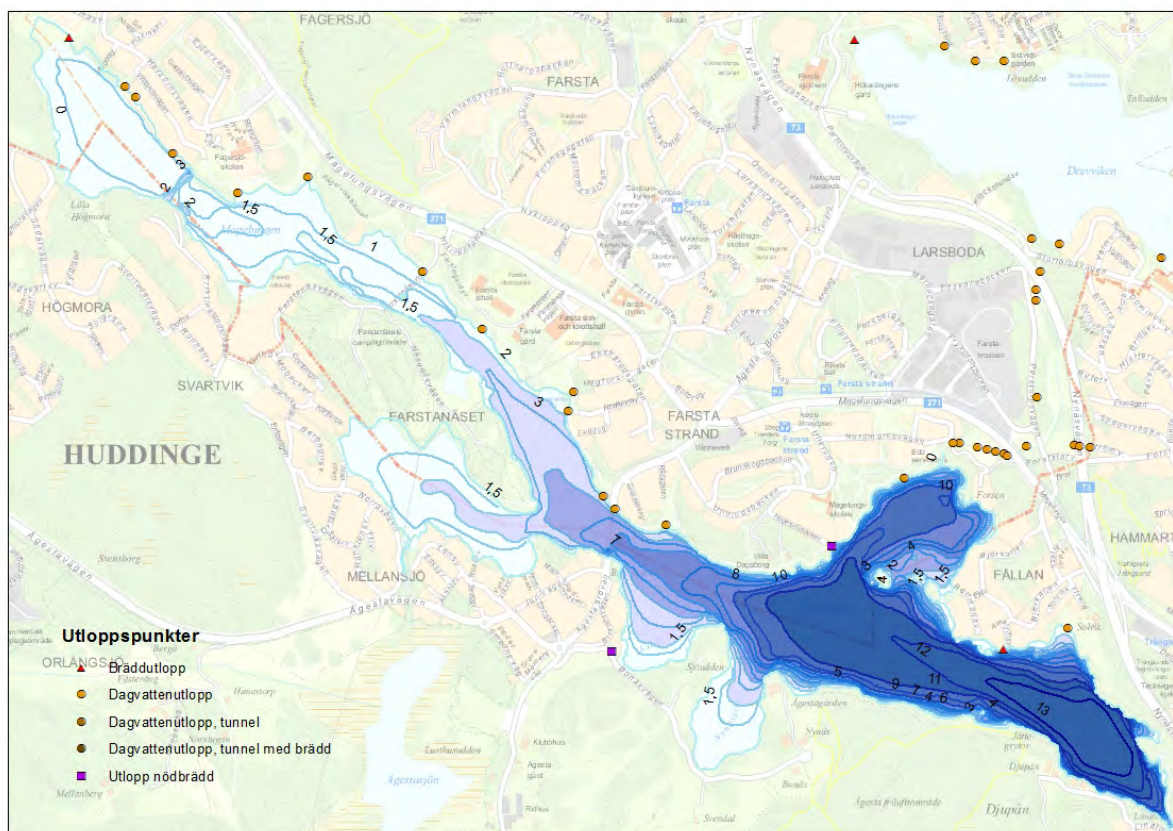
¹PAH M = fem PAH med medelhög molekylvikt

²PAH H = åtta PAH med hög molekylvikt

3 OMRÅDESBESKRIVNING

Enligt Miljöbarometern Stockholm är tillrinningsområdet yta 1907 ha och sjöytan 245 ha. Sjövolymen är 11,6 Mm³ och den teoretiska omsättningstiden 4-5 månader. Djupförhållandena i Magelungen har tidigare karterats (Fig. 1; Myrica 1999). Största uppmätta djupet är 13,9 m och medeldjupet ca 5,0 m.

Eftersom detaljerad djupmätning skett 1999 (Myrica 1999) har den existerande djupkartan använts och ingen ny mätning har genomförts.



Figur 1 Djupkarta över Magelungen med angivande av utsläppspunkter. (Myrica 1999).

Huvudtillflödet till Magelungen är Norrån som avvattnar sjöar längre upp i sjösystemet, av vilka Orslängen är störst. Djupet i den nordvästra delen, från Farstanäset upp till Fagersjö, är mindre än 2 m. I den sydöstra delen är djupet avsevärt större och maxdjupet är nära 14 m. Utflödet går via Forsån till Drevviken. Vegetationen är riklig i Fagersjöviken, den grunda (1-2 m) nordvästra delen. Mot slutet av sommaren kan syrebrist förekomma i bottenvattnet i den djupa, sydöstra delen av sjön.

Enligt Miljöbarometern innehåller sedimenten låga halter av tungmetaller med undantag för kopper och zink i ytsedimenten, där även en viss förhöjning av PCB noterats.

Eftersom detaljerad djupmätning skett 1999 (Myrica 1999) har den existerande djupkartan använts och ingen ny mätning har genomförts.

4 RESULTAT OCH DISKUSSION

4.1 Kartering med side scan sonar

Sonarkarteringen genomfördes den 16 oktober 2017 inom navigeringsbara delar av Magelungen från R/V Perca längs 3 transekter av varierande längd (Fig. 2). Provtagningsbåtens fart under karteringen var 4-5 knop. Sonarens svepvidd var 2x100 m och sonarfisken bogserades på ett djup av ca 1,5 m. Det breda omväxlande mörka/ljusa området i mitten på varje transekt representerar ljudets transport genom vattenmassan. Ju bredare den mörka sektorn är desto större är vattendjupet.



Figur 2 Sonaröversikt över de delar av Magelungen som karterats med side scan sonar.

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

4.1.1 Iakttagelser från sonarunderlaget

I detta avsnitt redovisas en genomgång av speciella iakttagelser som gjorts från sonarplotten. Dessa har även använts som underlag för att beskriva områdets bottenmorfologi (Avsnitt 4.5).

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

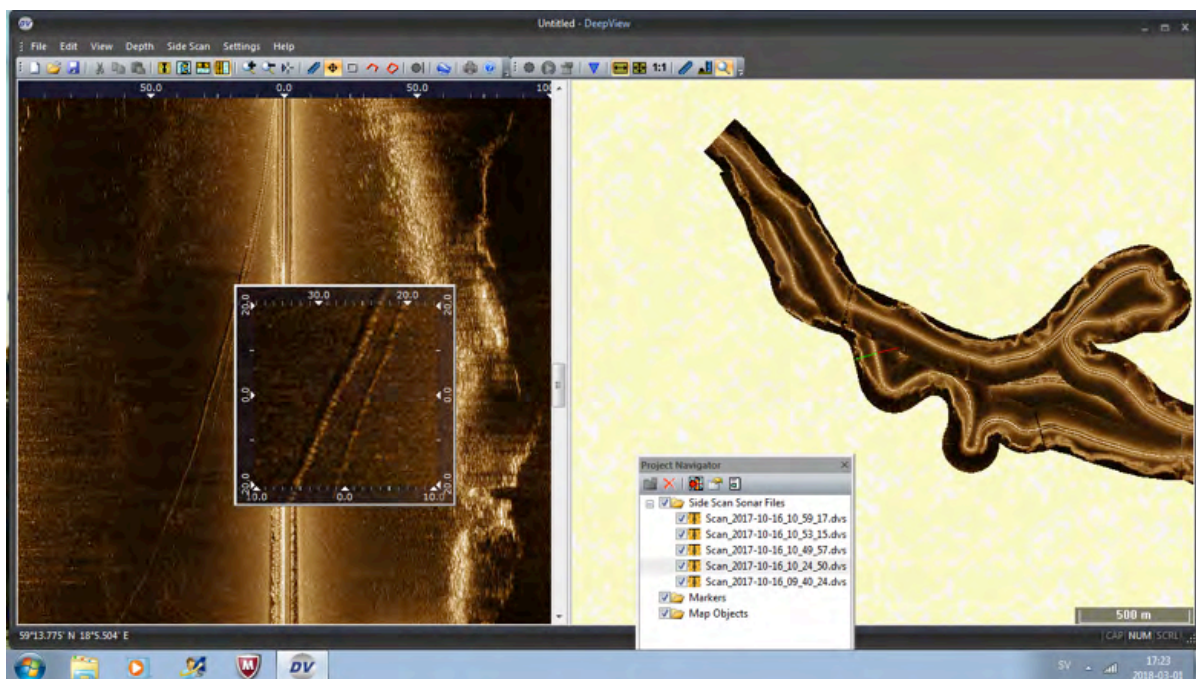
4.1.1.1 Översiktligt

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

4.1.1.2 Detaljer

4.1.1.2.1 Rörledningar

Rörledningar kan iakttas på flera platser i Magelungen. Det är oftast fråga om avlopps- eller vattenledningar. Om man använt hög upplösning vid karteringen kan man även upptäcka elkablar. Figur 3 visar två närbelägna rörledningar strax sydost om Ågestabron. Den vänstra delen av figuren visar sonarplottet i detalj. Den mindre rutan visar en uppförstoring av plottet till vänster om mittlinjen. Båten har gått nedifrån i bild och uppåt och det mörka spåret till vänster ligger rakt under sonarfisken. Skalan i meter ut åt sidan återfinns i plottets övre del

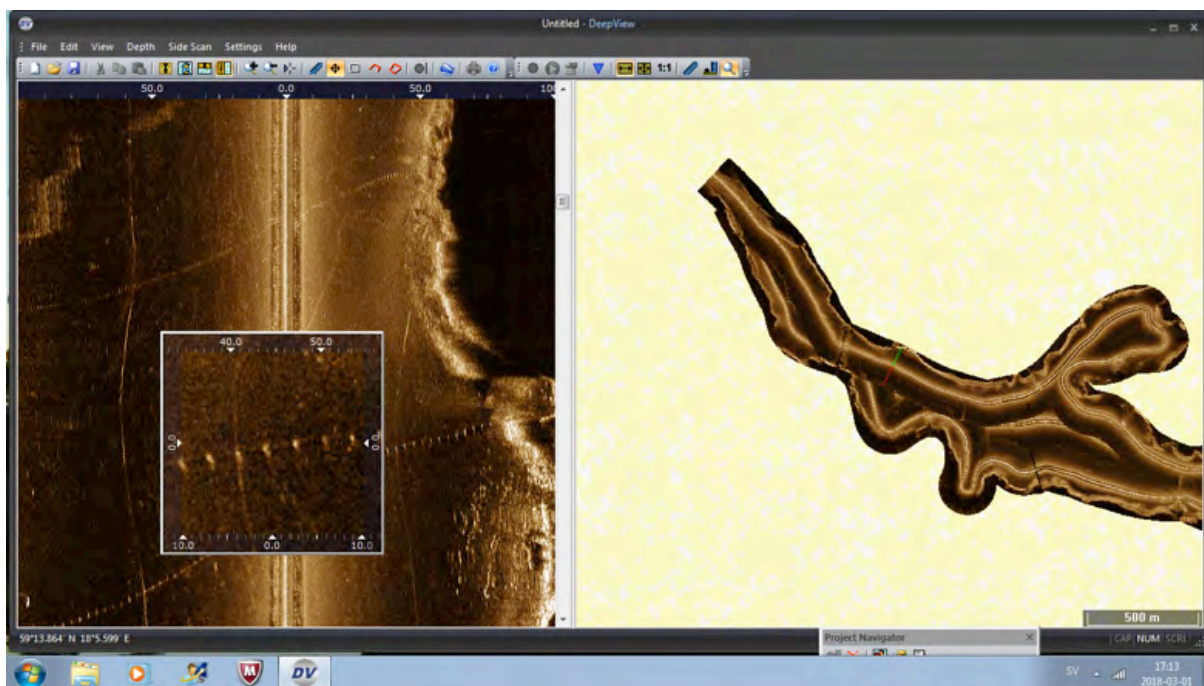


Figur 3 Detaljbild av sonarplottet från Magelungen visande rörledningar strax sydost om Ågestabron.

och visar avståndet från båten i sidled, i detta fall max 100 m. Den högra delen av bilden visar sonarplotten inlagda i sjön. Ett **grönt/rött streck** snett upp till höger visar positionen för sonarplottet. Grönt står för styrbord och rött babord.

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

I figur 4 visas en detaljbild av sonarplottet från Magelungen som tydligt belyser en rörledning på botten. Prickarna längs ledningen är sannolikt tyngder för att hålla ledningen på plats.

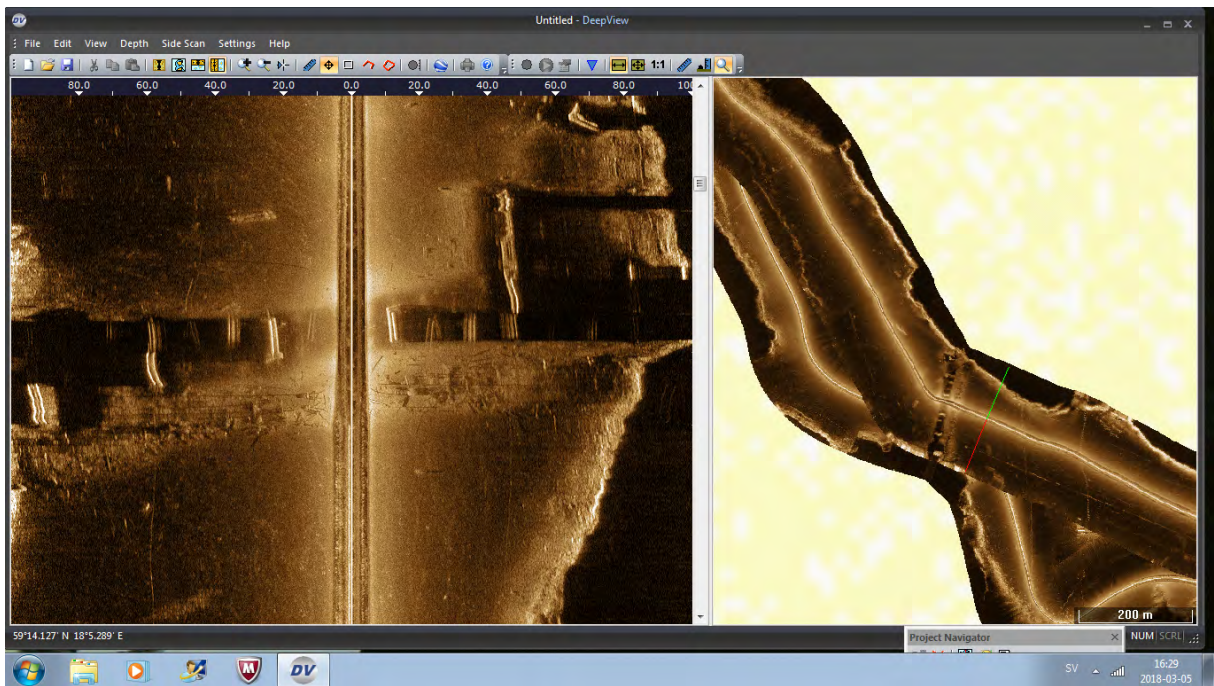


Figur 4 Detaljbild av sonarplottet från Magelungen visande rörledning på botten.

4.1.1.2.2 Brofundament och brorester

Brofundamenten vid Ågestabron framgår tydligt vid passage nordvästvärt med båten (Fig. 5). Noterbart är att förutom de tydliga fundamenten syns en ”skog” av tunna, långa ekon sydost om bron på båda sidor om båten. Långa och smala skuggor indikerar många stolpar eller regler som sticker upp en betydande bit ovanför botten och kan utgöra en fara för ytnavigering. Enligt uppgift sker sommartid ofta badning från den nya bron med simhopp ned i vattnet. Detta kan vara mycket farligt innan man i detalj konstaterat att de gamla broresterna ligger tillräckligt djupt och inte utgör en fara för simhoppare.

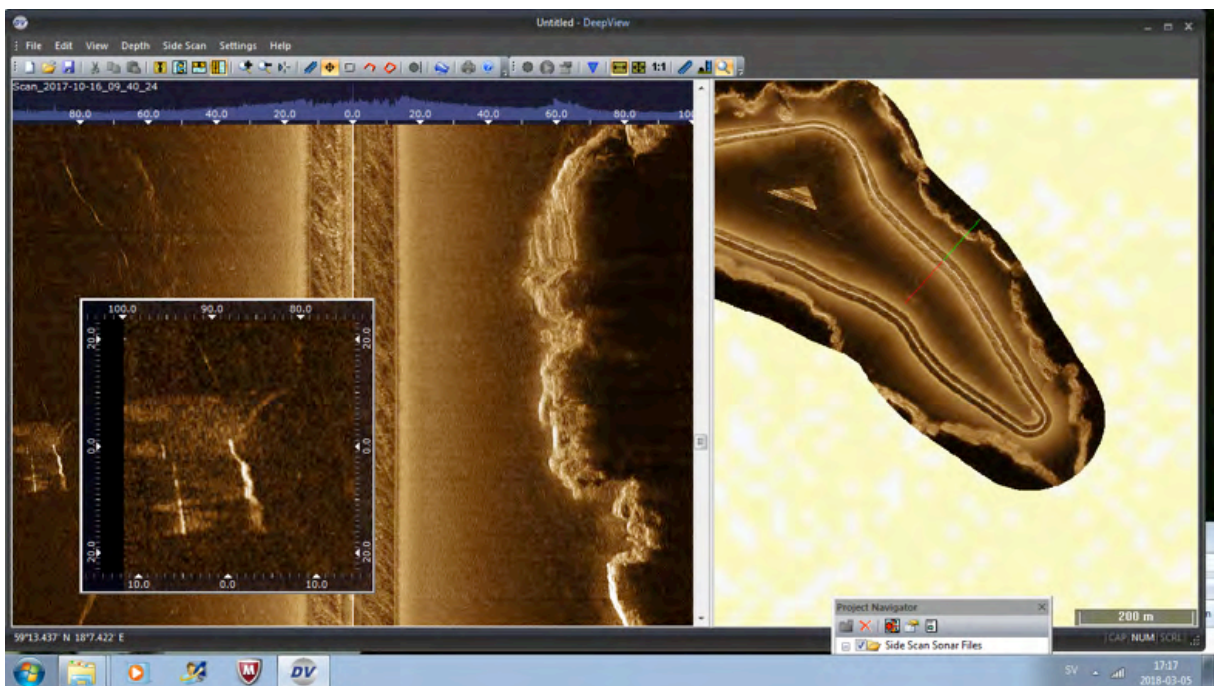
En sökning på internet visade att nuvarande Ågestabron invigdes 1976 (Wikipedia 2018). Bron är en betongkonstruktion som vilar på sex breda pelare och har en längd av 200 meter. Tidigare fanns där en smal träbro som tillät enkelriktad och trafikljusreglerad motortrafik. Den gamla träbron sprängdes med dynamit och ligger kvar på sjöbotten öster om den nuvarande.



Figur 5 Detaljbild av sonarplottet från Magelungen visande brofundamenten för Ågestabron och sydväst om den en ”skog” av stolpar eller regler som sticker upp från botten.

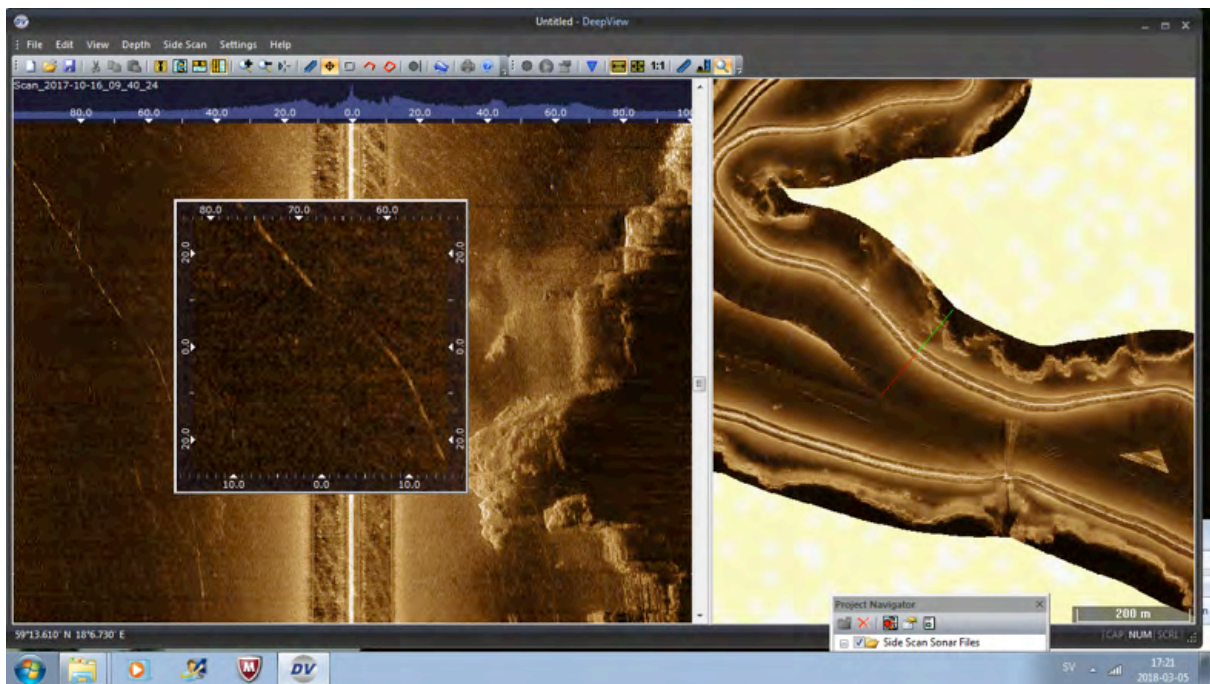
4.1.1.2.3 Roddbana

I september 2016 anordnades SM i rodd på Magelungen (Svenska Roddförbundet 2016). Starten skedde i den sydöstra delen av sjön. Flotten som användes vid starten ligger fortfarande på plats och kunde detekteras med sonaren (Fig. 6).



Figur 6 Detaljbild av sonarplottet från Magelungen visande startflotten i sjöns södra del.

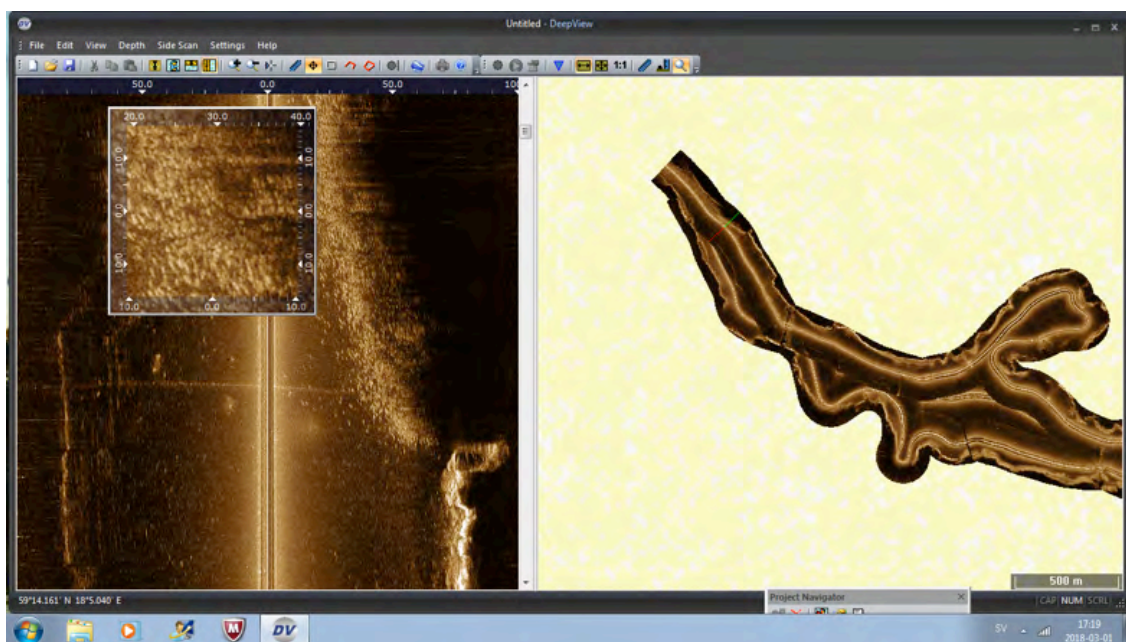
En mängd bojar har utplacerats i sjön och bojsystemets förankring syns längs en stor del av sjöns botten (Fig. 7).



Figur 7 Förankringslina för ytbojar som markerar roddbana i Magelungen.

4.1.1.2.4 Bottenvegetation

På många ställen längs Magelungens stränder finns förhållandevis tät bottenvegetation. Den ger sig ofta tillkänna som täta samlingar av små ekon som utgörs av rotknölar. Detta illustreras tydligt i Figur 8 från strax sydost om Farstastrandsbadet.



Figur 8 Detaljbild av sonarplottet från Magelungen visande tät vegetation med rotknölar.

4.2 Sedimentprovtagning

Sedimentprovtagning genomfördes på station M1 i Fagersjöviken från provtagningsbåten Rana den 13 oktober 2017 och på resterande 4 stationer i Magelungen (M2-M5) den 16 oktober 2017 (Fig. 9) efter genomförd sonarkartering.



Figur 9 Google Earth-bild över Magelungen med sedimentprovstationerna inlagda.

4.3 Sedimentkärnor

Sedimentkärnor togs på samtliga 5 sedimentstationer i Magelungen (Fig. 9). Lagerföljden i kärnan från M1, där vattendjupet endast är ca 1 m, ljust brunt och oxiderat organiskt sediment hela vägen ned (Fig. 10). På 42-48 cm finns dock ett ljusare skikt med sannolikt högre mineralkornshalt, som måhända kan härröra från grävningens verksamhet i viken tidigare. Möjligen tillfördes mer minerogent material år 1994 då Kräppla- och Magelungsdikena rensades samtidigt som de meandrades något (Miljöbarometern Stockholm). För att dessutom gynna fågellivet grävdes kanaler och skapades öar i vassområdet vid Magelungsdikets mynning.

Sedimentet i kärnan från M2 är mer eller mindre homogent. Kärnan från M3 uppvisar antydningar till strukturer på 14-21 cm. Dessa strukturer kan vara samtidiga som tydliga mörka lamineringar som uppträder i M4 på 24-29 cm och på 26-33 cm i M5. I M4 återfinns lamineringar från 14 cm och hela vägen ned till kärnans slut vid 41 cm. Även i M5 är lamineringen kontinuerlig från 22 cm till kärnans slut vid 60 cm.



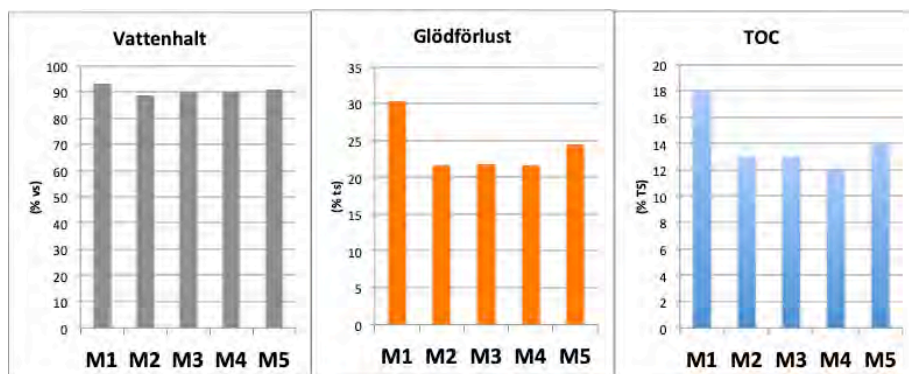
Figur 10 Sedimentkärnor från Magelungen. Bildernas förstoringar har justerats så att profilernas djup ska kunna jämföras.

4.4 Vattenhalt och organisk halt

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

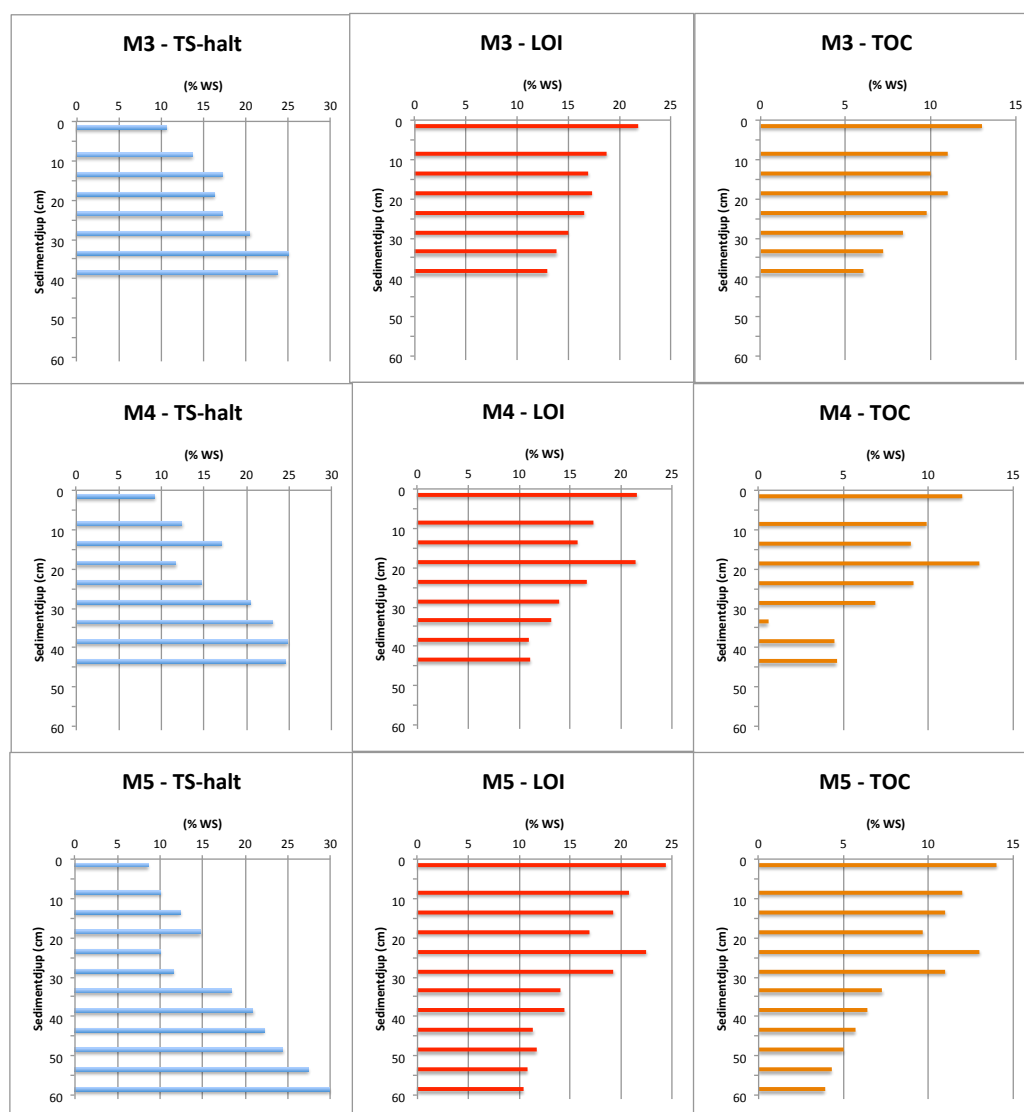
I Magelungens ytsediment (0-2 cm; Fig. 11) är vattenhalten i genomsnitt $90,6\%$ VS och glödgningsförlusten $24,0\%$ TS, vilket mycket klart indikerar recent A-bottenmaterial.

Glödförlusten i Magelungens ytsediment är en faktor 1,7 högre än TOC. Persson och Jonsson (2000) fann utifrån ett stort empiriskt underlag ($n = 298$) att förhållandet mellan LOI:TOC i nordvästra Egentliga Östersjöns utsjöområden är ungefär 2,2, vilket är påtagligt högre än i Magelungen. I nordvästra Egentliga Östersjön skärgårdar är förhållandet LOI/TOC ännu högre; 2,5–2,7 (Jonsson et al. 2003). Orsakerna till skillnaden mellan Magelungen 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 11 Vattenhalt, glödförlust och TOC i ytsediment (0-2 cm) från Magelungen.

Profilerna av TS, LOI och TOC i sedimentkärnorna M3, M4 och M5 (Fig. 12) visar klart att dessa kärnor är tagna från goda ackumulationsbottnar. Såväl LOI som TOC har mycket likartade haltförlopp och indikerar att pikarna på 18 och 23 cm i M4 resp. M5 är samtida.



Figur 12 Torrsubstanshalt (TS), glödförlust (LOI) och totalt organiskt kol (TOC) i kärnorna M3, M4 och M5 från Magelungen.

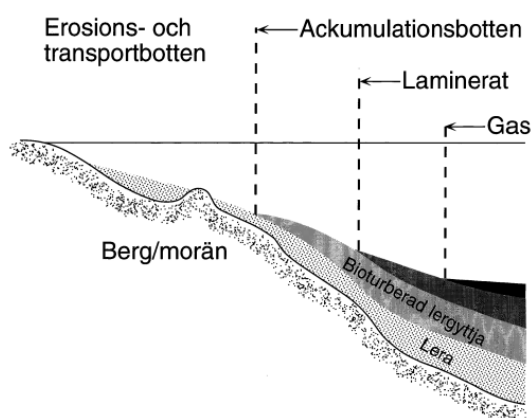
4.5 Bottendynamik

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

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

Erfarenheten visar att A-bottnar kan uppträda i skyddade vikar och sjöar/fjärdar på endast någon eller några få meters djup. Spännvidden i djup är stor beroende på vattenområdets storlek och varierar från någon meter till 75-80 m i öppna exponerade lägen i Östersjön (Jonsson et al., 1990). Detta leder också till att gränsen mellan A-bottnar och E/T-bottnar självfallet varierar beroende på var i sjön man befinner sig. Orsaken till detta är att den effektiva fetchen (den sträcka som vinden fritt kan påverka vågbildningen) varierar i rummet. Ju större fetch desto djupare vågbas som i sin tur leder till att gränsen för uppträdande av A-bottnar återfinns djupare ned. Om man mer i detalj önskar kartera detta bör en tätare sonarkartering genomföras kompletterad med mer verifierande insamlingar av sedimentkärnor från ett större antal lokaler runt fjärden. Man kan även teoretiskt (vid skrivbordet) beräkna såväl den effektiva fetchen, som vågbasen och gränsen mellan A-bottnar och E/T-bottnar. Metodiken för detta beskrivs i Håkanson and Jansson (1983), Håkanson et al. (1985) och Håkanson och Rosenberg (1985).

Oftast återfinns E-/T-bottnarna på mindre vattendjup än A-bottnarna. En vanlig lagerföljd kan se ut som i Figur 13 där de olika sedimenttyperna börjar uppträda på olika vattendjup. I en opåverkad sjö eller skärgårdsfjärd domineras vanligen A-bottnarna av bioturberade lergyttjesediment. Om syrehalten vid botten längre eller kortare perioder underskrider 2-3 mg O₂/l har ofta bottenfaunan slagits ut mer eller mindre. Då finner man ofta laminerade, årsvarviga sediment (Persson and Jonsson, 2000; Jonsson et al., 2003). Om den organiska belastningen varit mycket hög kan man finna gasrika sediment som innehåller metangas och svavelväte.



Figur 13 Principskiss över en recent lagerföljd från djupområde till strandzon.

Sonarkarteringens resultat visar att vikens bottenar huvudsakligen täcks av mjuka sediment. Som ovan beskrivits är den effektiva fetchen styrande för på vilket djup A-bottengränsen återfinns. Detta leder till att gränsen för ackumulation rimligen bör ligga grundast i de mittersta delarna av sjön, eftersom våghöjderna här är mindre än i sydoständan och nordväständan. Följaktligen torde gränsen för ackumulation ligga djupare i de nordvästligaste och sydostligaste delarna av Magelungen som en följd av den större fetchen här.

I en sjö av Magelungens storlek brukar gränsen mellan erosions- och transportbottenar (E/T-bottenar) å den ena sidan och ackumulationsbottenar (A-bottenar) å den andra ligga på mellan 2 och 4 meter (Jonsson 2012; Jonsson och Karlsson 2012; Jonsson och Karlsson 2013; Jonsson 2014; Rydin et al. 2016; Jonsson 2017). Utifrån sonarkarteringen kan konstateras att Magelungens bottenar huvudsakligen täcks av mjuka sediment. Utifrån sonarunderlaget går gränsen mellan A-bottenar och E/T-bottenar vid ca $1,5 \pm 0,5$ m i den nordvästra delen. I den sydöstra delen av sjön är stränderna genomgående brantare och mer vågexponerade varför gränsen för ackumulation ligger djupare, $3 \pm 0,5$ m. Detta innebär att 70 - 80 % av Magelungens bottenarea utgörs av ackumulationsbottenar. Som tidigare nämnts är det troligt att gränsen mellan A- och E/T-bottenar går vid olika djup i en sjö som är så flikig som Magelungen. Vi har dock valt att i alla de undersökta delarna av sjön sätta en operativ gräns mellan ackumulation och erosion/transport till 3 m. Om man vill ha en mer detaljerad bild krävs att ett antal gradientstudier av botten typer genomförs från djupt vatten in emot grundare områden i olika delar av sjön.

Tydliga lamineringar finns i delar av kärnorna M4 och M5 (Fig. 10). Den mer övergödda perioden upphörde vid slutet av 1970-talet (Miljöbarometern Stockholm). Totalfosforhalten sjönk från 500 till under $100 \mu\text{g/l}$ mellan 1972 och 1976. Därefter har halten gradvis sjunkit ned till ca $30 \mu\text{g/l}$ under 2000-talet. Mörka nästan svarta sediment uppträder på mellan 20 och 29 cm djup i M4, och på 25-33 cm i M5 troligen representerande den mest övergödda perioden fram till början av 1970-talet. Ovanför de mörka sedimenten uppträder tydliga lamineringar i ett ljusare sediment i M4 på 14-20 cm djup och på 20-25 cm djup i M5. Varvens mäktighet varierar mellan 4 och 6 mm. Om motsvarande sedimenttillväxt antas i det

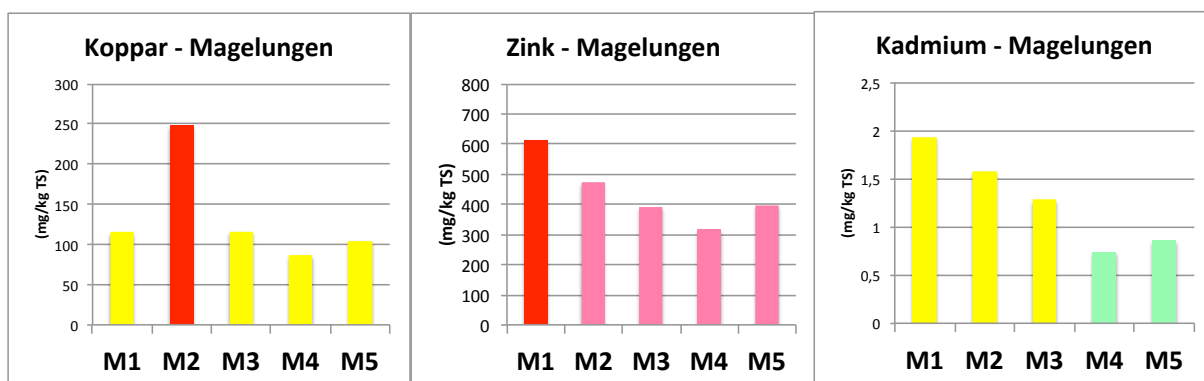
övre mer eller mindre homogena skiktet ovanför 14 cm stämmer det väl med att de mörka sedimenten avsattes fram till början av 1970-talet.

5 FÖRORENINGAR

5.1 Areell fördelning

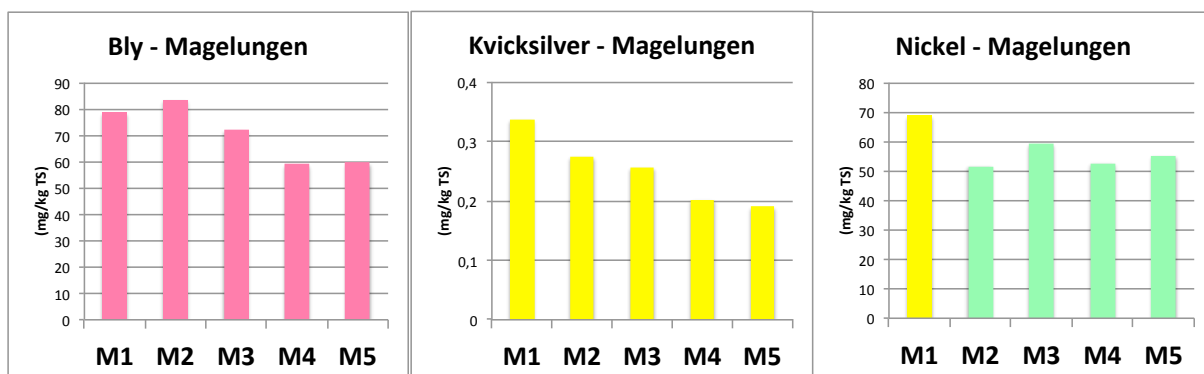
5.1.1 Metaller

Såväl koppar- som zink- och kadmiumhalterna uppvisar stor, mycket stor eller tydlig avvikelse från bakgrundsvärdena i Magelungens ytsediment (Fig. 14). De högsta halterna noteras i den nordvästra delen.



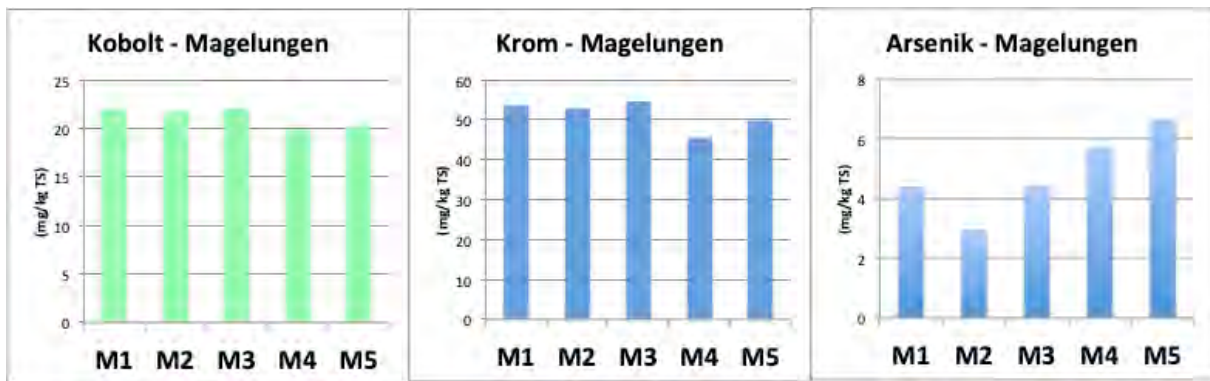
Figur 14 Koppar, zink och kadmium i ytsediment (0-2 cm) från Magelungen. Halterna är klassade enligt färgskalan i tabell 1.

Även blyhalterna visar stor avvikelse i den nordvästra delen (Fig. 15), medan kvicksilver och nickel har en tydlig avvikelse från bakgrundsnivåerna.



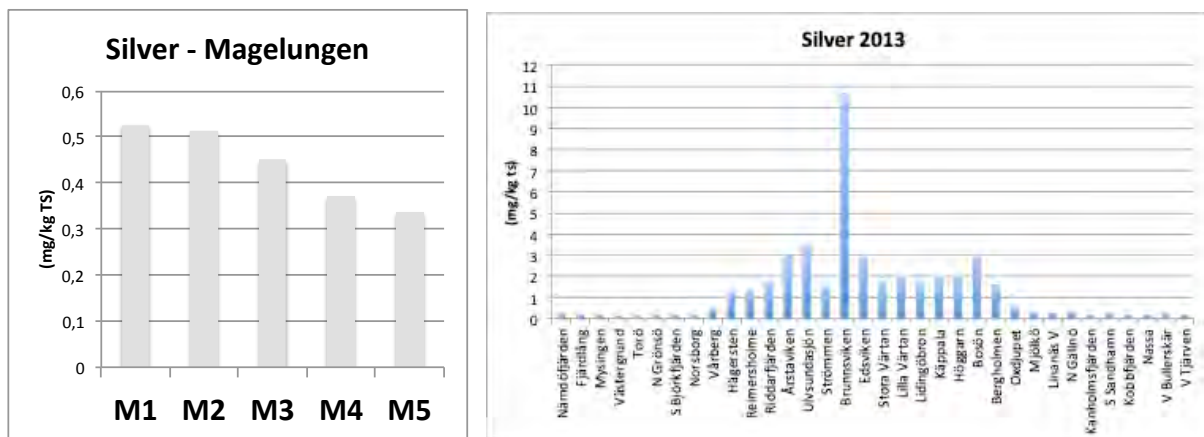
Figur 15 Bly, kvicksilver och nickel i ytsediment (0-2 cm) från Magelungen. Halterna är klassade enligt färgskalan i tabell 1.

Kobolt, krom och arsenik har liten eller ingen avvikelse från bakgrunden (Fig. 16).



Figur 16 Kobolt, krom och arsenik i ytsediment (0-2 cm) från Magelungen. Halterna är klassade enligt färgskalan i tabell 1.

Halterna av silver är låga (3-5 gånger bakgrundsnivån) i Magelungens ytsediment (Fig. 17) i jämförelse med andra sjöar och fjärdar i Stockholms närområde (Jonsson 2015).



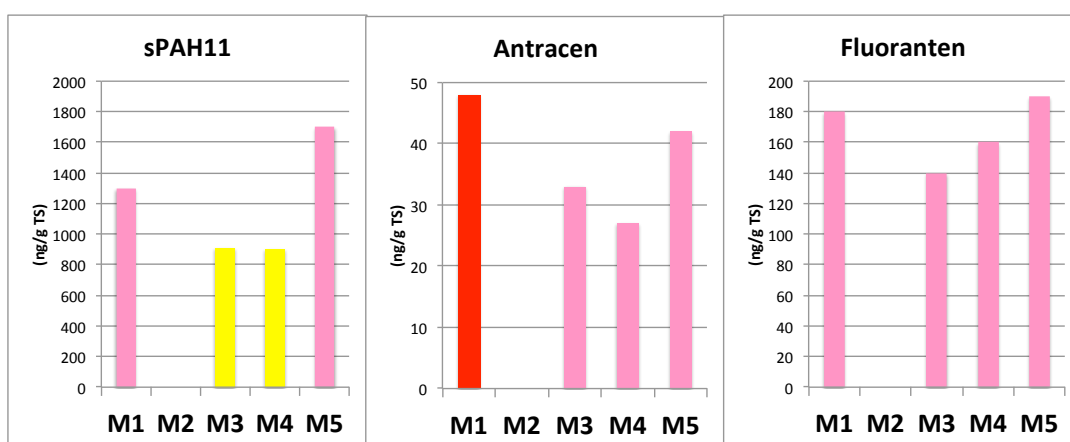
Figur 17 Silver i ytsediment (0-2 cm) från Magelungen (vänster bild), Stockholms skärgård och östra Mälaren (höger bild) (Från Jonsson 2015).

5.1.2 Organiska föroreningar

I Magelungen har samtliga ytsediment analyserats med avseende på sedimentologiska basparametrar (torrsubstanshalt, glödförlust, totalt organiskt kol), grundämnen och organiska tennföreningar. På alla ytsedimentstationer utom M2 har även PAH-er, PCB-er, PBDE-er analyserats. På M3, M4 och M5 har även perfluorerade ämnen, kortkedjiga (SCCP) och mellankedjiga (MCCP) klorparaffiner, terbutryn, isoproturon, irgarol (cybutryn), MCP (mekoprop) och diuron analyserats. Av dessa är det dock endast PFOS, kortkedjiga klorparaffiner (SCCP) som detekterats. På station M5 har även mellankedjiga klorparaffiner (MCCP) detekterats.

5.1.2.1 Polycykliska aromatiska kolväten – PAH

sPAH11 uppvisar medelhöga till höga halter i Magelungens ytsediment (Fig. 18)



Figur 18 sPAH11, antracen och fluoranten i ytsediment (0-2 cm) från Magelungen.

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 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS för antracen och fluoranten normaliserat till 5 % kolhalt (TOC). Medelkolhalten exkl M1 i ytsediment (0-2 cm) från Magelungen är 13 %, vilket leder till att gränsvärdet för antracen blir 62 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS och för fluoranten 5200 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS. Medelhalten i Magelungens ytsediment exkl M1 är för antracen är 34 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS, vilket är 2 gånger lägre än det normaliserade gränsvärdet för god kemisk status. Vad gäller fluoranten är halterna långt under gränsvärdet.

5.1.2.2 Organiska tennföreningar

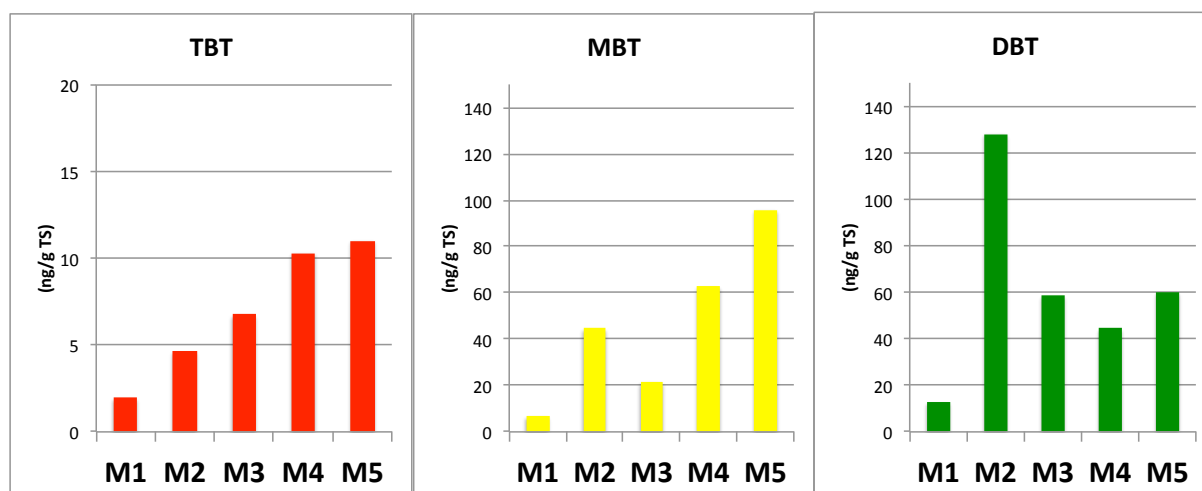
Vad gäller organiska tennföreningar har vi i denna undersökning valt att inte använda bedömningsgrunderna i Tabell 2 från 2017. Orsaken är att tabellen helt grundar sig på uppmätta halter i ytsediment (0-2 cm) och på intet sätt relateras till miljöfarligheten hos de olika kongenerna. Naturvårdsverket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

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

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

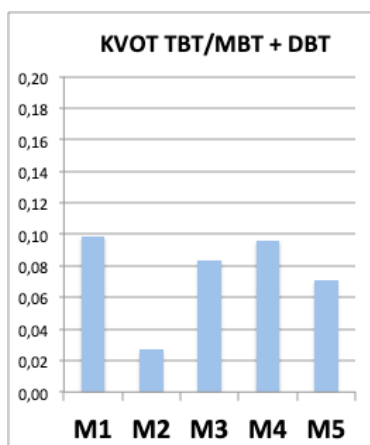
Haltkriteriet för TBT är 140 gånger lägre än för DBT och 1600 gånger lägre än för MBT. Det syns därför inte rimligt att värdera enligt en bedömningsgrund som har en klassgräns mellan klass 4 och 5 som har en omvänd rangordning av kongenerna (TBT ≥ 55 , DBT ≥ 26 , MBT ≥ 20) än kriterierna i Tabell 3. I figur 19 och 20 har således inte färgskalan något med klasser att göra.

Havs- och vattenmyndighetens riktlinjer för klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2013:19) anger för TBT ett gränsvärde för uppnående av god kemisk status i sediment till 1,6 µg/kg TS normerat till en TOC-halt av 5 % TS. Medelkolhalten i Magelungens ytsediment (0-2 cm) (exkl. M1) är 13 %, vilket leder till att det normerade gränsvärdet blir 4,2 µg/kg TS. Gränsvärdet överskrids på alla Magelungens stationer utom på M1 (Fig. 19).



Figur 19 TBT, MBT och DBT i ytsediment (0-2 cm) från Magelungen. (Färgen på staplarna har inget med klassgränser att göra).

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 Magelungens ytsediment varierar kvoten mellan ca 0,02 och knappt 0,1 (Fig. 20), vilket klart indikerar att tillförseln idag är liten av TBT.



Figur 20 Kvoten TBT/MBT+DBT i ytsediment (0-2 cm) från Magelungen.

5.1.2.3 Polyklorerade bifenyler - PCB

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

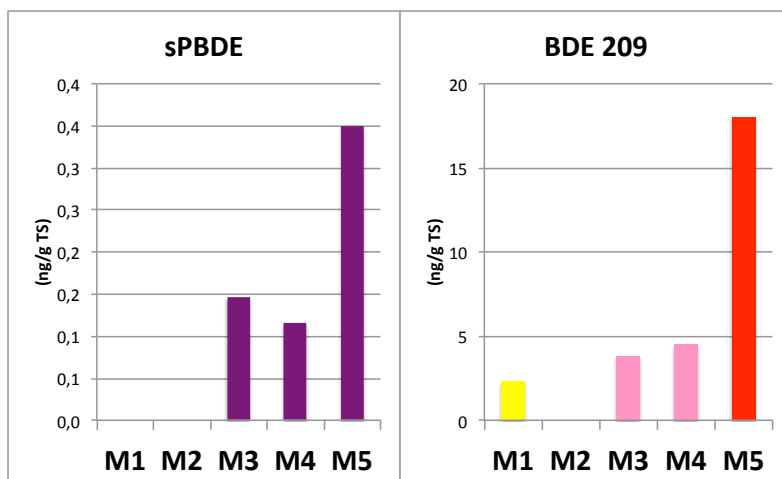
Halterna av sPCB7 i Magelungens ytsediment är höga (Fig. 21; klass 4 i de svenska bedömningsgrunderna). Halterna idag är drygt hälften av vad sPCB7-halterna låg på i Östersjöns sediment omkring 1970 (Jonsson and Kankaanpää 2003), då mycket allvarliga effekter på biota registrerades i Östersjön (Bernes 2000).



Figur 21 sPCB7 i ytsediment (0-2 cm) från Magelungen.

5.1.2.4 Polybromerade difenyletrar

De polybromerade difenyletrarna i form av summaparametern sPBDE är detekterbara i tre av de fyra provtagningsstationerna (Fig. 22). sPBDE utgörs av kongenerna #28, #47, #99, #100, #153 och #154. Dessa ämnen ersatte från 1970-talet PCB som flamskyddsmedel när PCB-användningen förbjöds i Östersjöområdet vid denna tid (Bernes 2000). Kongenen #209 ingår inte i sPBDE, men detekterades i samtliga ytprover där den analyserades i medelhöga till mycket höga halter (Fig. 22).

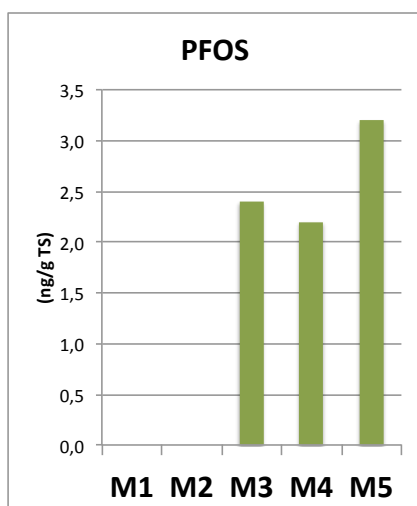


Figur 22 sPBDE och BDE209 i ytsediment (0-2 cm) från Magelungen.

5.1.2.5 Perfluoroktansulfonsyra - PFOS

PFOS (perfluoroktansulfonsyra) är ett ämne inom gruppen perfluorerade ämnen. Den är en beståndsdel i bland annat rengöringsmedel, impregneringsmedel samt brandsläckningsmedel. Användningen av PFOS förbjöds i Sverige 2008.

PFOS-halterna i tre av stationerna från Magelungen ligger på mellan 2,2 och 3,2 ng/g TS (Fig. 23). Än så länge finns inte så mycket data på PFOS i sediment i Sverige. En undersökning genomfördes dock i Halmsjön vid Arlanda 2008 där man fann PFOS-halter för djupnivån 0-3 cm i sedimenten på mellan 20 och 80 ng/g TS (Axelström och Axelsson 2008). Att PFOS finns i mark och vatten nära Arlanda beror på att ämnet användes i det brandsläckningsmedel, AFFF (Aqueous Film Forming Foam), som användes från omkring 1980-talet till 2004-2005 vid brandövningar på flygplatsens brandövningsplats. Halterna i Halmsjöns sediment är avsevärt mycket lägre än det riktvärde som gäller i Norge på 220 ng/g TS.

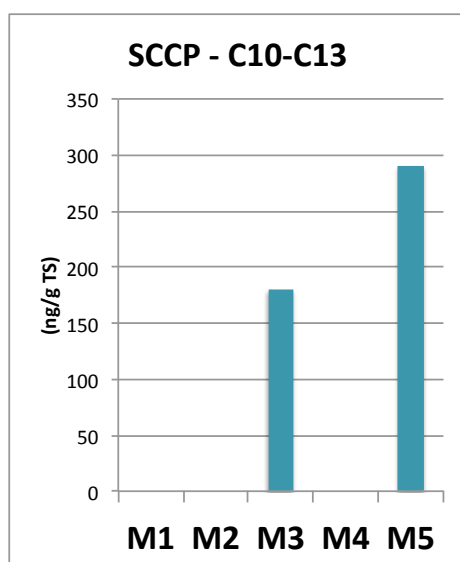


Figur 23 PFOS i ytsediment (0-2 cm) från Magelungen.

5.1.2.6 Kortkedjiga klorparaffiner SCCP - C10-C13

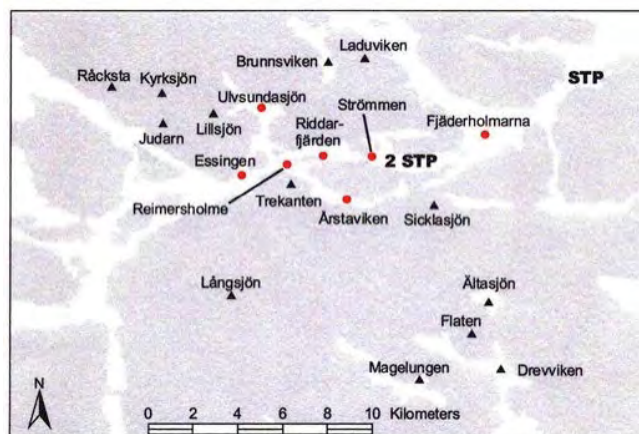
Klorparaffiner används bland annat i kyl- och smörjmedel i metallbearbetande industri och som tillsatsmedel i fogmassor, färg, plast och gummi. Funktionen kan vara som mjukgörare och flamskyddsmedel. Klorparaffiner är klorerade raka kolvätekedjor, även kallade kloralkaner. Kortkedjiga klorparaffiner (SCCP) är persistenta i vatten och sediment. De är mycket giftiga för vattenlevande organismer och kan ge skadliga långtidseffekter i vattenmiljön. SCCP binds starkt till sediment och transporteras sannolikt associerade till partiklar i vatten. De är bioackumulerbara och biomagnificerbara, d.v.s. halterna ökar i näringskedjan. De har använts i stor omfattning i många olika typer av produkter och processer över hela jorden. Den främsta anledningen till att spridningen av klorparaffiner i miljön är relativt lite undersökt är att klorparaffinanalyser är svåra och kostsamma att utföra.

Kortkedjiga klorparaffiner SCCP har detekterats på två stationer (M3 och M5) i ytsediment (0-2 cm) från Magelungen (Fig. 24) i halter på 180 och 290 ng/g TS. Detta är att betrakta som höga halter i jämförelse med 53 ng/g TS som uppmätts i ytsediment från Ulvsundasjön (Jonsson 2018b).



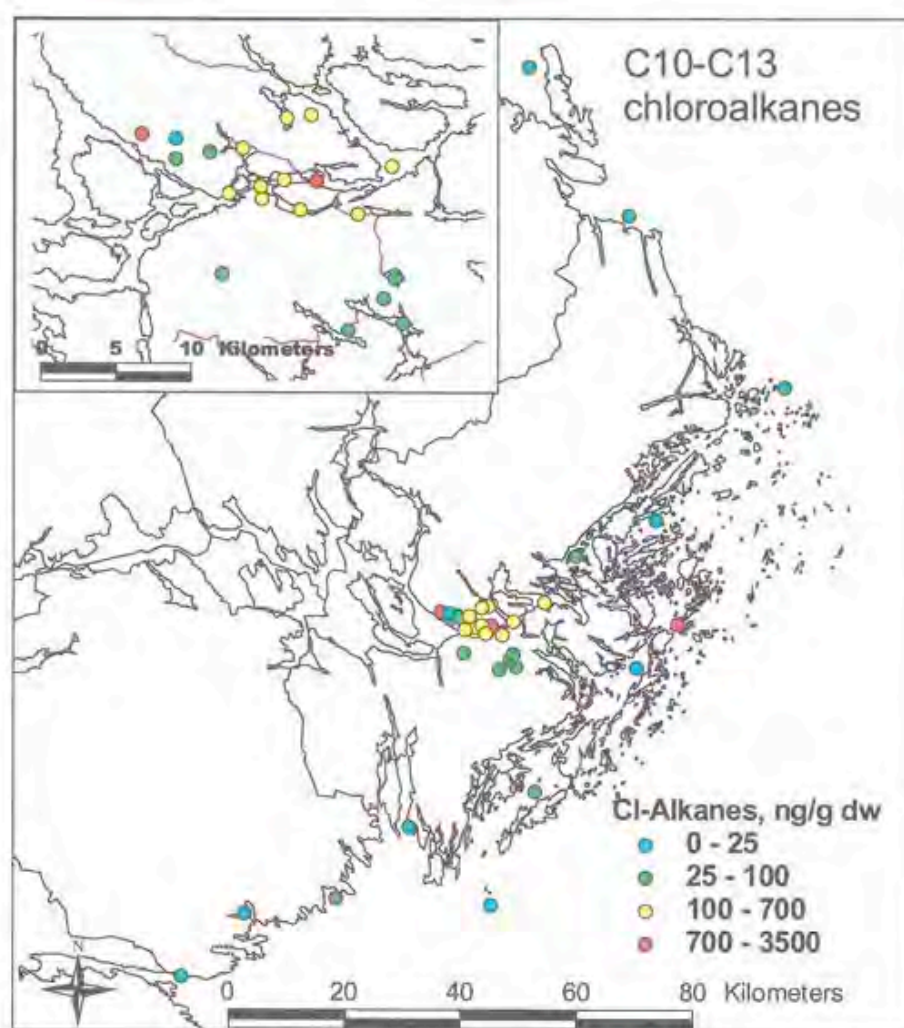
Figur 24 Kortkedjiga klorparaffiner (SCCP) i ytsediment (0-2 cm) från Magelungen.

I samband med en undersökning av EU:s vattendirektivs prioriterade ämnen i Stockholmsområdets sjöar och Stockholms skärgård (Sternbeck et al. 2003) studerades även SCCP i Magelungens sediment från den del av sjön som representeras av station M4 (Fig. 25). Vid vår undersökning har SCCP dessvärre inte analyserats i denna station. Halten i Magelungen var år 2003 63 ng/g TS, vilket ligger i det gröna intervallet i Figur 26. Som framgår av figuren är dock sedimenthalter i detta intervall vanliga i Stockholmssjöarna.



Figur 25 Sjöar och fjärdar som analyserats med avseende på prioriterade substanser (Från Sternbeck et al. (2003).

I flera sjöar och fjärdområden är halterna ännu högre och de högst uppmätta värdena noterades i Strömmen (3300 ng/g TS) och i Räcksta Träsk (2650 ng/g TS).

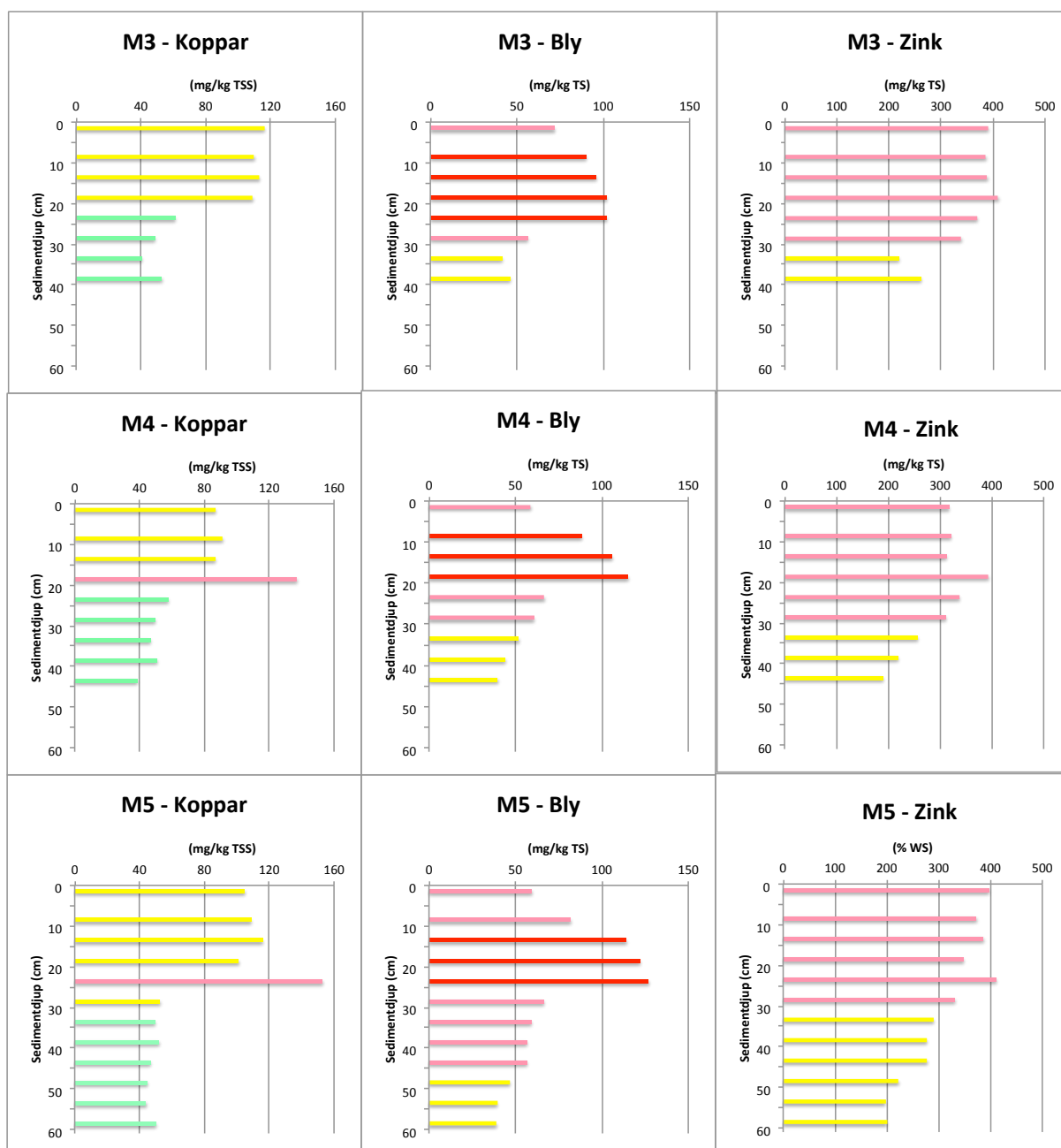


Figur 26 Halter av SCCP i sjöar och fjärdar från Stockholmsområdet. (Från Sternbeck et al. 2003).

5.2 Föroreningshistorik

5.2.1 Metaller

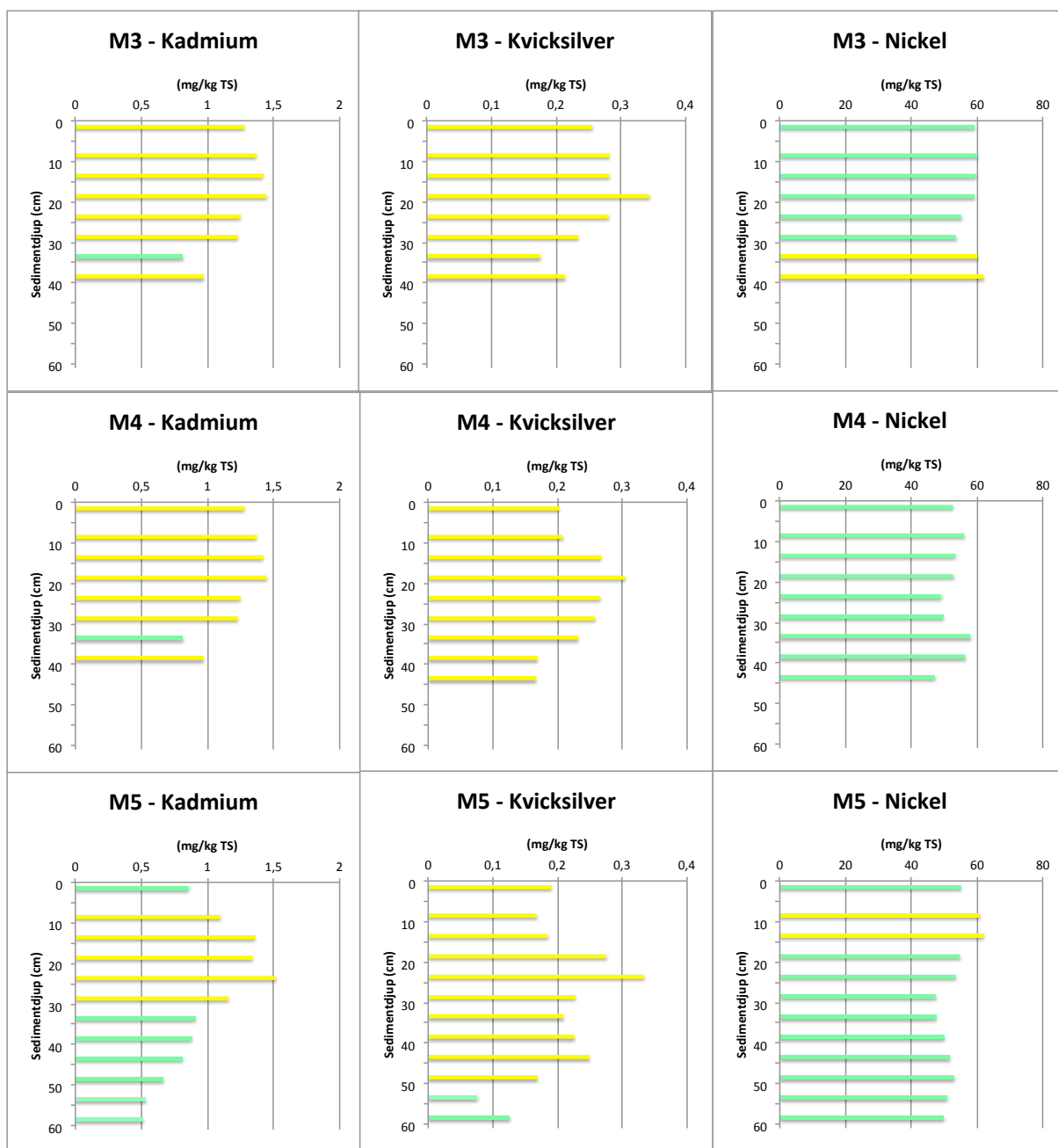
Som påpekats i avsnitt 4.1.1 uppvisar såväl koppar- som zink-, kadmium- och blyhalterna stor, mycket stor eller tydlig avvikelse från bakgrundsvärdena i Magelungens ytsediment. Bly- och kopparhalterna minskar mot sedimentytan på 2 av 3 stationer, medan zinkhalterna är mer eller mindre oförändrade från ca 20 cm och upp mot sedimentytan (Fig. 27).



Figur 27 Koppar, bly och zink i sedimentkärnorna M3, M4 och M5.

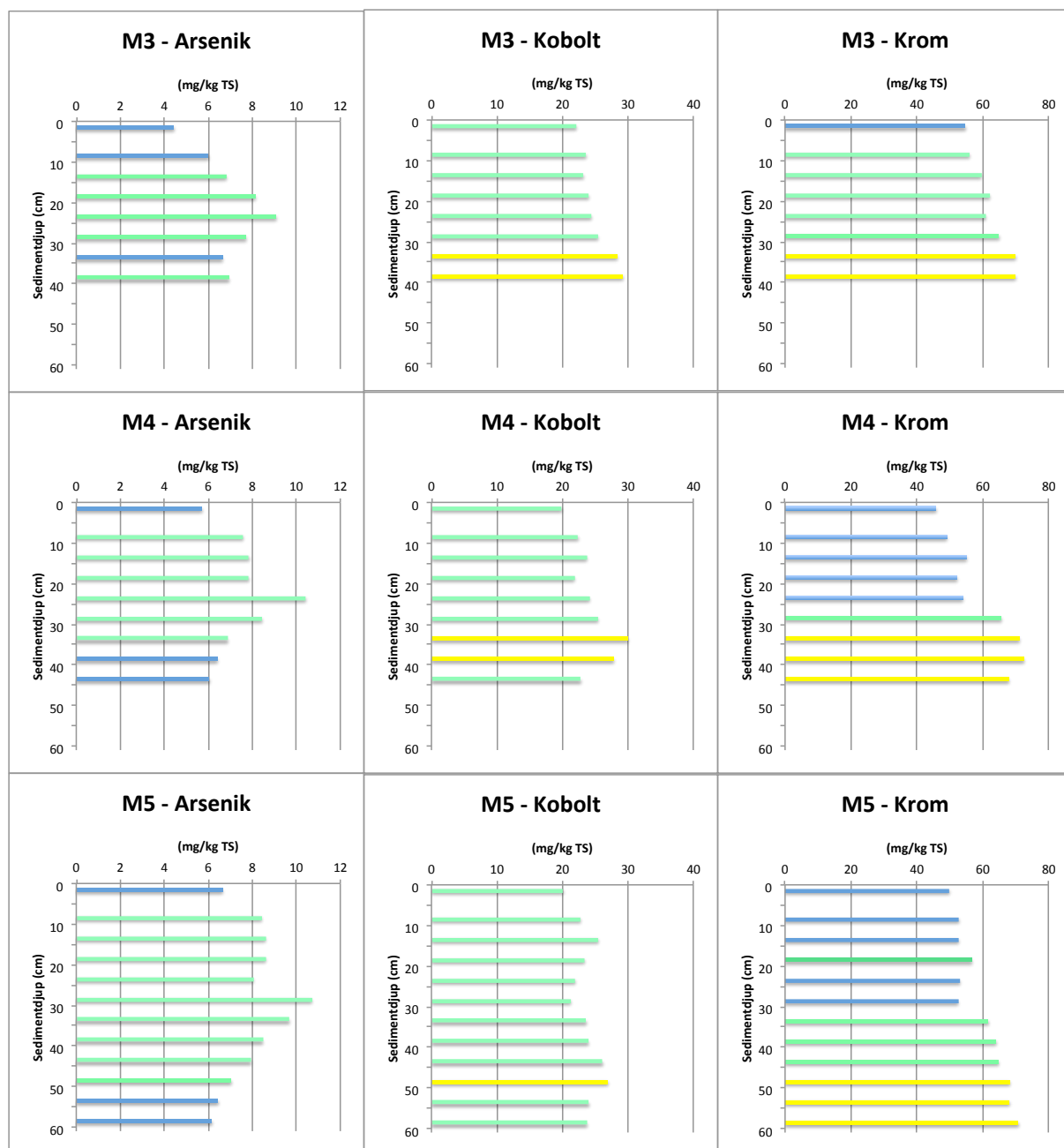
Kadmium och kvicksilver uppvisar tydliga avvikelser från bakgrundsnivåerna (Fig. 28). Tidstrenderna är likartade som för koppar, bly och zink men halterna ligger genomgående på

lägre nivåer. Nickel uppvisar liten avvikelse från bakgrunden och halterna är nästan konstanta genom hela kärnorna.



Figur 28 Kadmium, kvicksilver och nickel i sedimentkärnorna M3, M4 och M5.

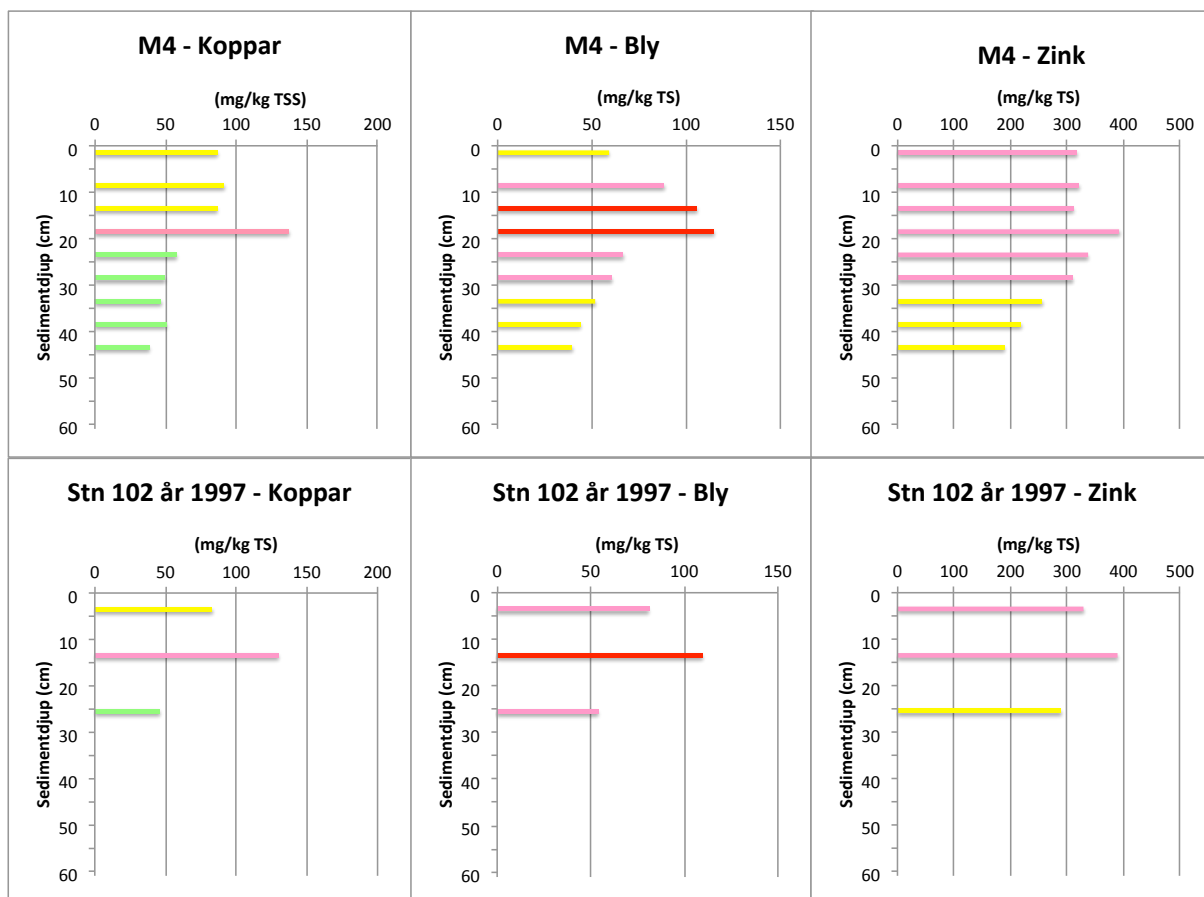
Arsenik, kobolt och krom minskar alla mot sedimentytan (Fig. 29) och uppvisar i ytsedimenten ingen eller obetydlig avvikelse från bakgrundsvärdena.



Figur 29 Arsenik, kobolt och krom i sedimentkärnorna M3, M4 och M5.

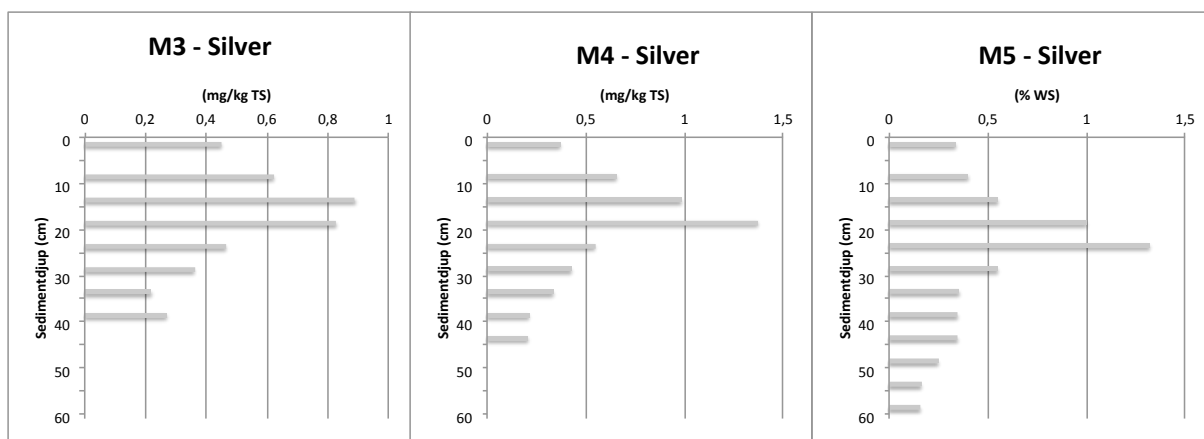
Vid en undersökning av sedimenten i Stockholms sjöar och fjärdar 1997 (Östlund et al. 1998) togs tre sedimentkärnor i Magelungen. Två av dem togs på ungefär samma platser som M1 och M2 i vår undersökning. På M1 och M2 analyserades endast ytsediment men i viken sydost Farsta Strand togs sedimentkärnan 102 ungefär på samma plats som vår station M4 och analyserades på såväl metaller som PCB-er.

För att jämföra haltprofilerna från två undersökningar som genomförts med 20 års mellanrum har resultaten sammanställts i en och samma figur (Fig. 30). Mycket lika haltförlopp kan konstateras om man uppskattar att sedimenttillväxten mellan provtagningarna varit ca 10 centimeter, d.v.s. ca 5 mm/år. Sedan 1997 har inga minskningar skett vad gäller koppar- och zinkhalterna medan bly har fortsatt att minska från drygt 80 till 60 mg/kg TS.



Figur 30 Haltprofiler för koppar, bly och zink från två undersökningar som genomförts med 20 års mellanrum. Överst: Resultat från kärnan M4 i föreliggande studie 2017. Underst: Resultat från kärnan 102 i undersökningen från 1997 (Östlund et al. 1998).

Silver beskriver mycket tydliga och karaktäristiska haltförlopp i de tre undersökta sedimentkärnorna (Fig. 31). Låga halter i närheten av bakgrunds-nivån 0,1 mg/kg TS i de djupare delarna av kärnorna successivt ökande till tydliga maxvärden på 15 – 25 cm i kärnorna, därovanför avtagande till 3-4 gånger bakgrunds-nivån.



Figur 31 Silver i sedimentkärnorna M3, M4 och M5.

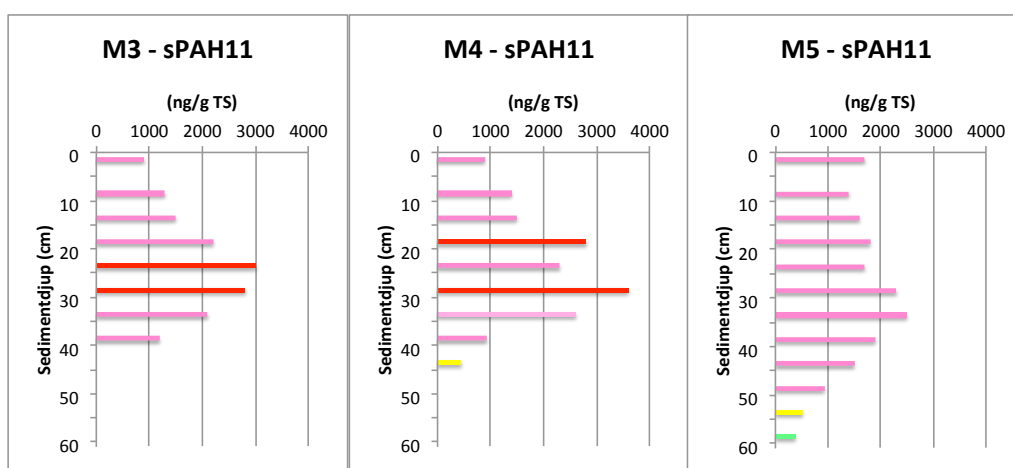
5.2.2 Organiska föroreningar

PFOS och SCCP har inte analyserats i kärnor.

5.2.2.1 Polycykliska aromatiska kolväten – PAH

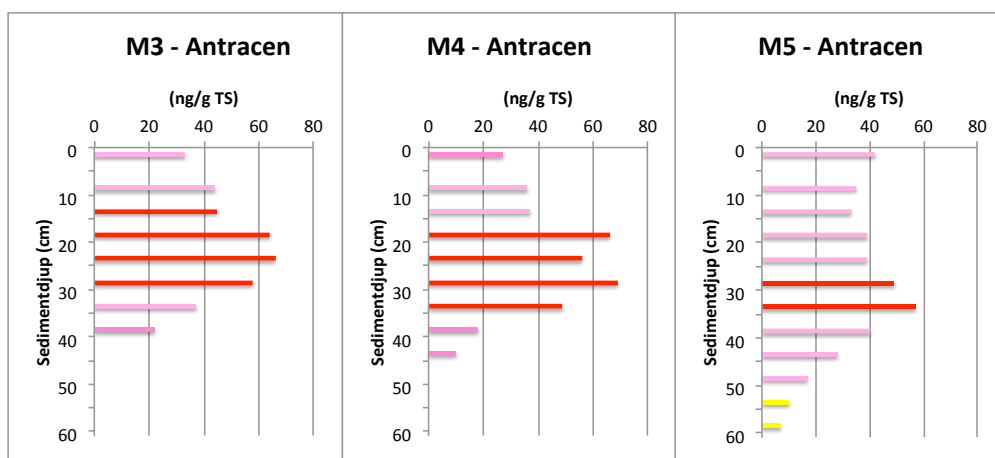
De polycykliska aromatiska kolvätena uttryckta som sPAH11 beskriver likartade och karaktäristiska haltprofiler i alla de tre undersökta kärnorna (Fig. 32). I de djupare delarna är halterna att klassificera som medelhöga men ökar successivt till höga eller mycket höga halter på 20-35 cm:s djup i de olika kärnorna. Därövanför sker tydliga haltavtaganden och halterna är lägst i ytsedimenten, förutom i M5 där en viss ökning sker i de översta delarna av sedimentpelaren, vilket möjligen kan kopplas till närheten till den hårt trafikerade riksväg 73 Nynäshamnsvägen.

Vid undersökningen 1997 (Östlund et al. 1998) låg såväl de enskilda PAH-kongenerna som sPAH11 under detektionsgränsen.

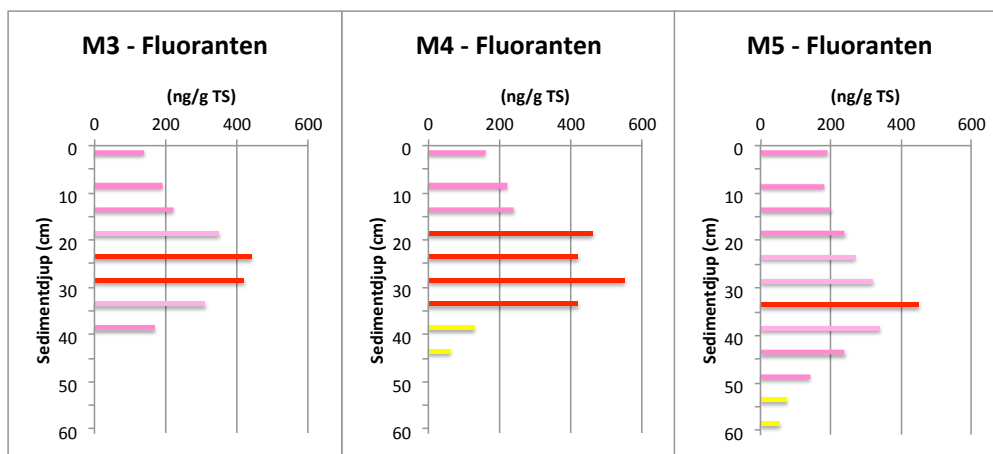


Figur 32 sPAH11 i sedimentkärnorna M3, M4 och M5.

Halterna av de enskilda kongenerna antracen (Fig. 33) och fluoranten (Fig. 34) uppvisar mycket lika haltprofiler som sPAH11 och halterna i ytsedimenten är höga.



Figur 33 Antracen i sedimentkärnorna M3, M4 och M5.



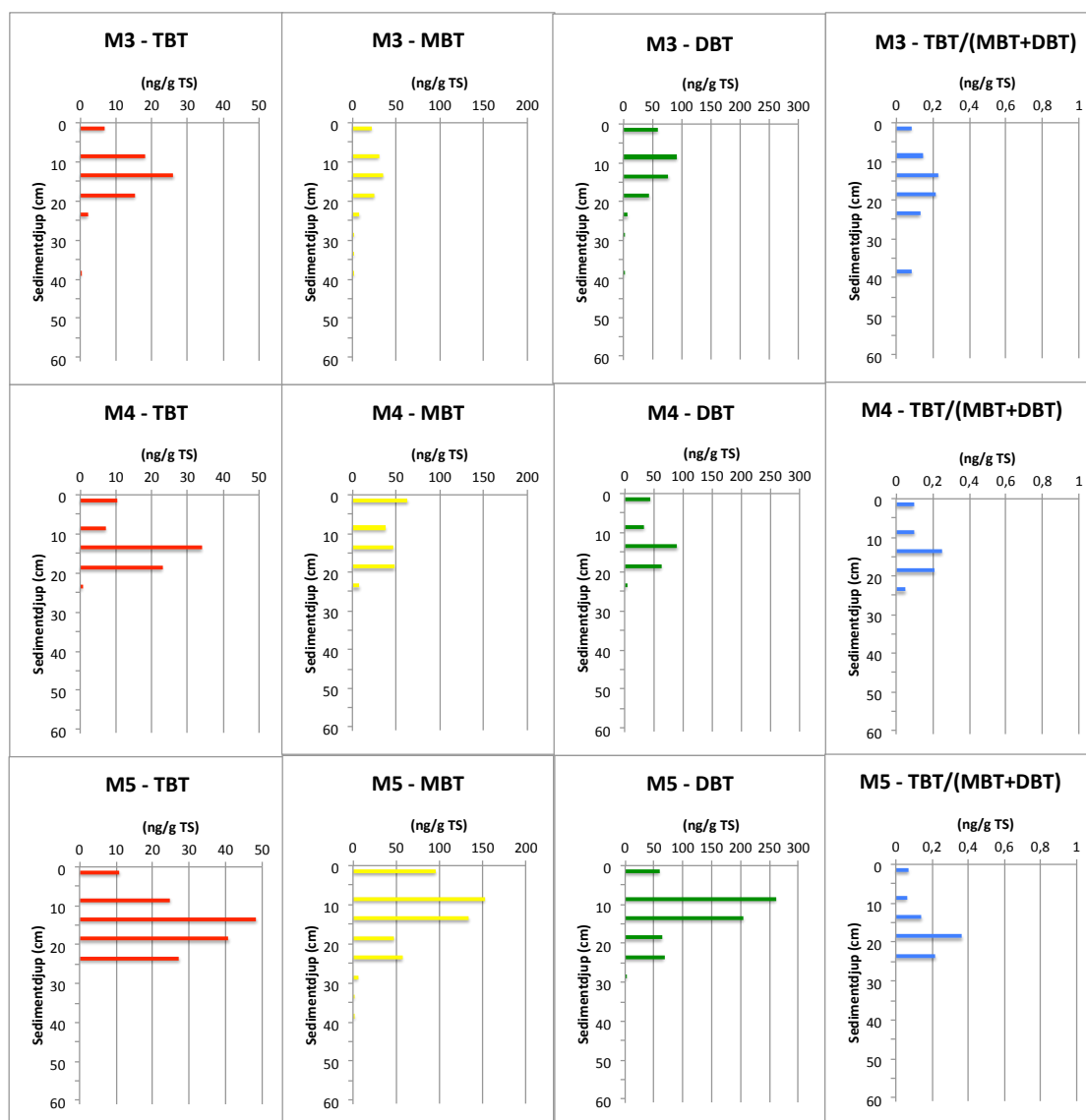
Figur 34 Fluoranten i sedimentkärnorna M3, M4 och M5.

5.2.2.2 Organiska tennföreningar

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

Tributyltenn finns i mätbara halter endast i de övre 25 cm av sedimentpelaren (Fig. 35). Halterna i de djupare delarna är mindre än 0,5 – 1 ng/g TS. TBT-profilerna karaktäriseras av tydliga öknings uppåt i kärnorna och TBT-halterna når pikvärden på 10-15 cm:s djup i alla tre kärnorna. Nedbrytningsprodukterna MBT och DBT uppvisar likartade haltprofiler som TBT, men vissa mindre skillnader finns i haltfördelningarna.

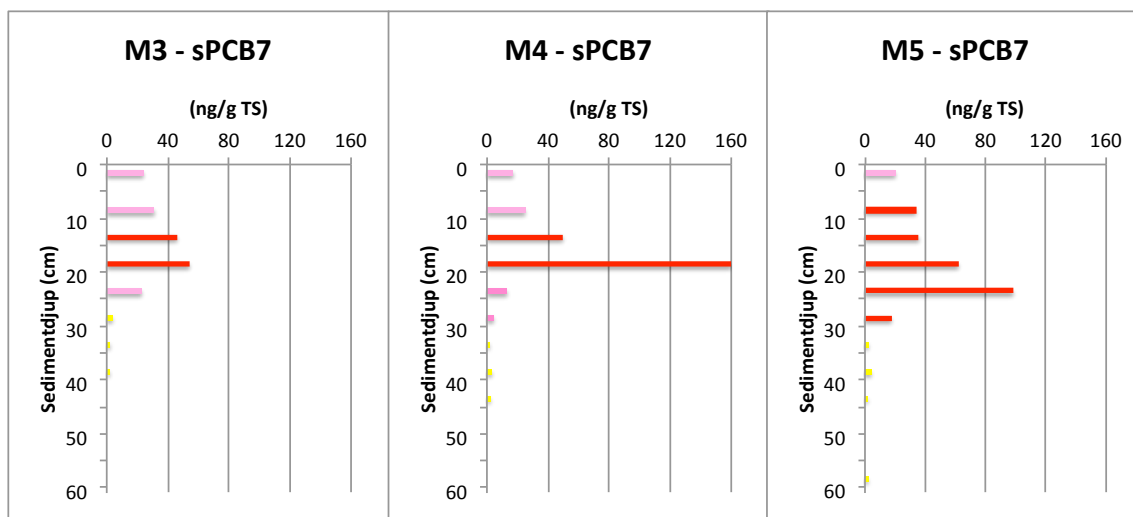
Kvoten tributyltenn (TBT) / (monobutyltenn (MBT) + dibutyltenn (DBT)) i sediment kan enligt Bengtsson och Cato (2011) användas för att avgöra om nytillskott av TBT sker eller ej. En kvot <0,8 innebär inte ett nytillskott medan kvoter i intervallet 0,8-1,0 och 1,0-1,5 innebär ett litet respektive märkbart nytillskott. Är kvoten >1,5 anses nytillskottet vara stort. I Magelungens ytsediment ligger kvoten på 0,03-0,10 (Fig. 34), vilket indikerar att nytillskottet är mycket litet.



Figur 35 MBT, DBT, TBT och kvoten TBT/(MBT+DBT) i kärnorna M3, M4 och M5.

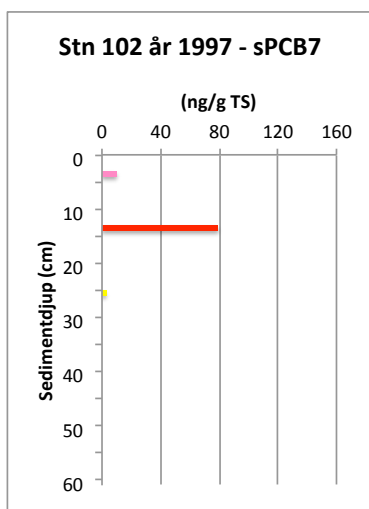
5.2.2.3 Polyklorerade bifenyler - PCB

Halterna vid pikvärdena är avsevärt högre än vad sPCB7-halterna låg på i Östersjöns sediment i början på 1970-talet, då mycket allvarliga effekter på biota registrerades i Östersjön. 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). Magelungens ytsediment (Fig. 36) uppvisar idag i runda tal 5 ggr högre halter än nordvästra Östersjön under 2000-talet.



Figur 36 sPCB7 i sedimentkärnorna M3, M4 och M5.

Som tidigare nämnts togs vid undersökningen 1997 (Östlund et al. 1998) en sedimentkärna (stn 102) i viken sydost om Farsta Strand ungefär på samma plats som vår station M4 och analyserades även med avseende på PCB-er (Fig. 37). Den uppvisar samma trend med mycket hög halt på 12-14 cm och där ovanför avsevärt lägre halt. Om pikvärdena i M4 och station 102 från 1997 är samtidigt har ungefär 10 cm sediment ackumulerats sedan 1997, vilket verkar rimligt (Jfr avsnitt 5.2.3).

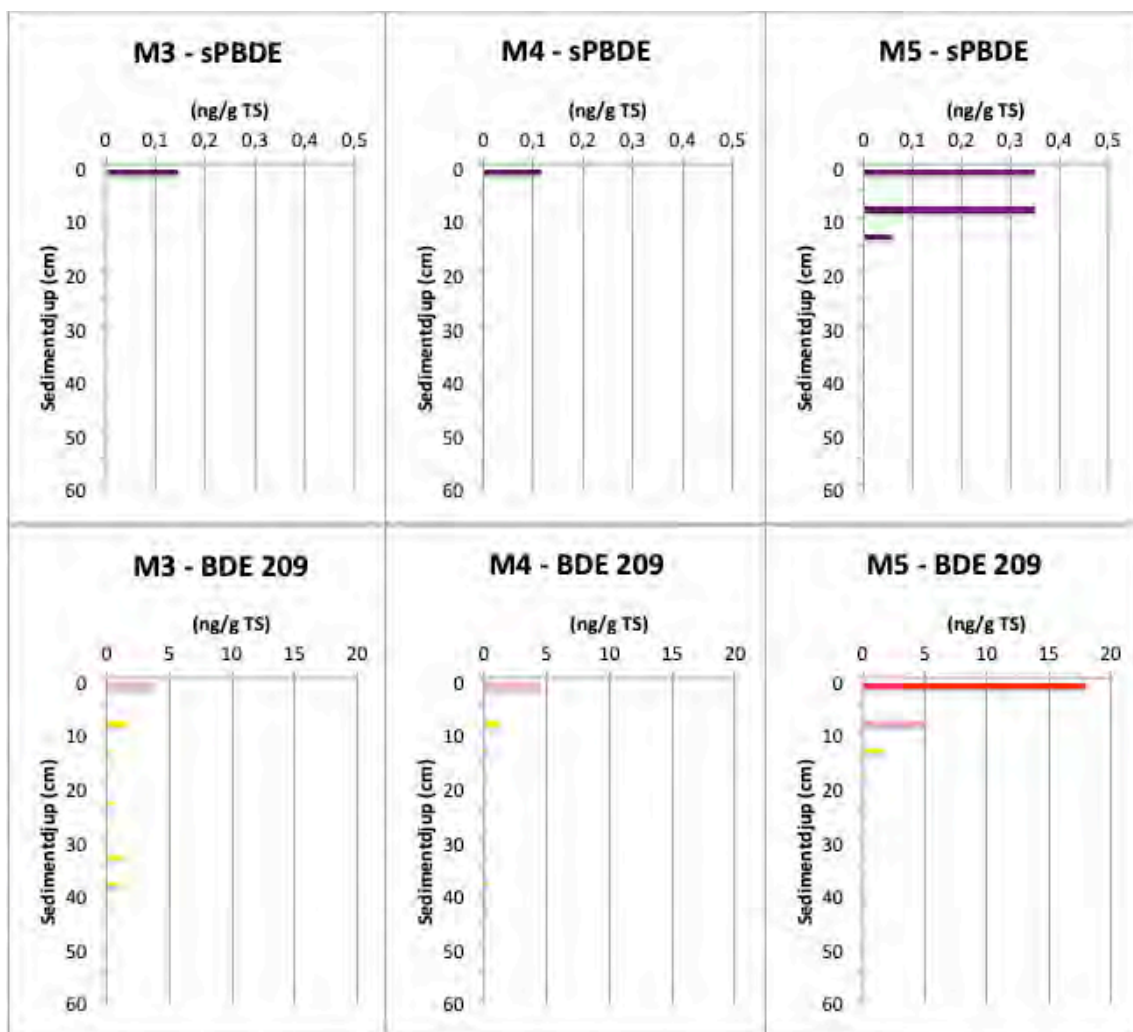


Figur 37 sPCB7 i sedimentkärnan 102 från 1997 (Östlund et al. 1998).

PCB sprids fortfarande till miljön via förbränning, avfallshantering och via läckage från byggnader och utrustning. Under perioden 1956-1972 användes PCB i stor utsträckning främst som fogmassor i nybyggda hus. Betydande utläckage till omgivande mark och luft har konstaterats. Man vet att en betydande tillförsel av PCB fortfarande skedde via atmosfärisk deposition under början av 2000-talet (Armitage et al. 2009; Wiberg et al. 2009). Vilken/vilka källor för PCB som dominerar i Magelungen idag går inte att avgöra på föreliggande underlag. Det är dock tydligt att det högsta pikvärdet noteras i M4 från viken sydost om Farsta Strand, vilket pekar på att den största källan historiskt legat i detta område.

5.2.2.4 Polybromerade difenyletrar

PBDE har under senare delen av 1900-talet ersatt PCB som flamskyddsmedel efter att detta ämne förbjudits i Östersjöregionen under 1970-talet. Halterna av sPBDE (0,12 - 0,35 ng/g TS; Fig. 38) är ungefär lika höga som i Långsjön (0,13- 0,28 ng/g TS) men låga i förhållande till i Trekanten (0,5-4,0 ng/g TS). Halterna BDE 209 (Fig. 38) är avsevärt mycket högre och beskriver tydliga och successiva ökningar mot sedimentytan där halterna är att klassificera enligt tabell 2 som höga eller mycket höga.



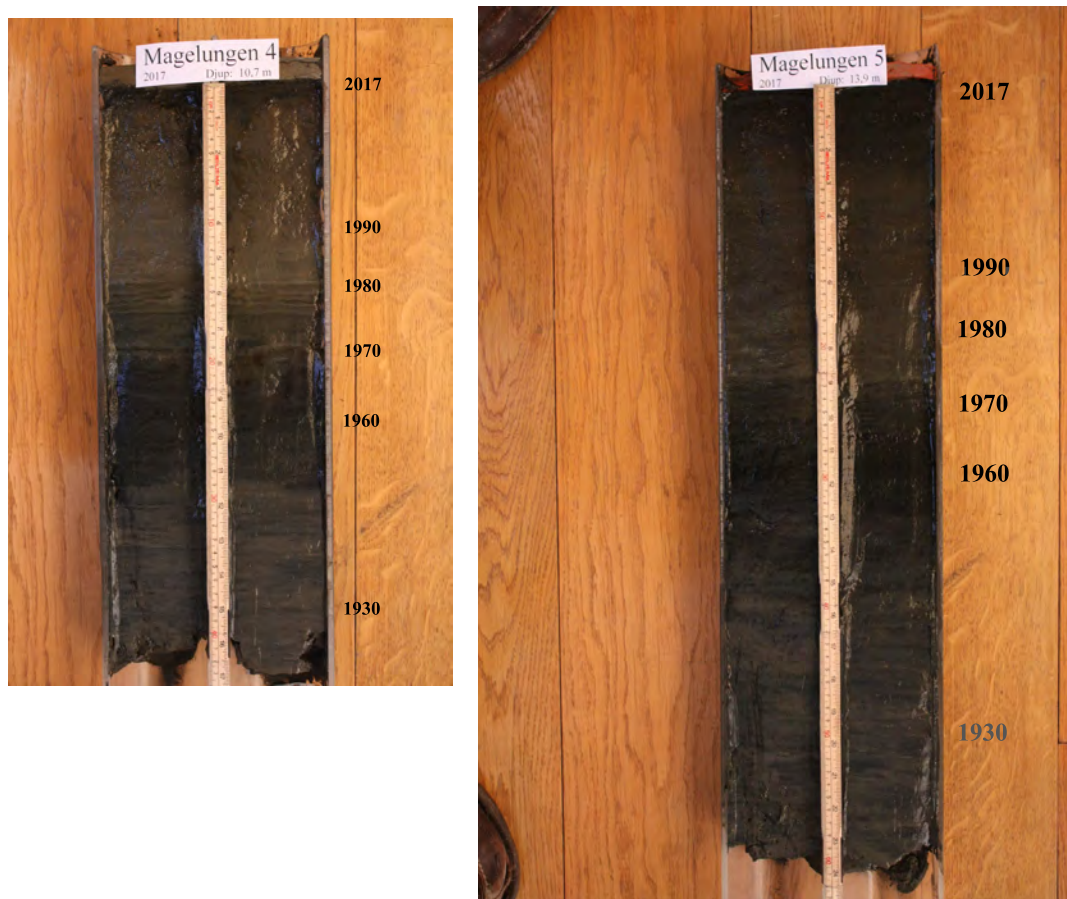
Figur 38 sPBDE och BDE 209 i sedimentkärnorna M3, M4 och M5.

5.2.3 Datering

Kärnorna M4 och M5 från Magelungen uppvisar på vissa nivåer tydliga lamineringar som kan användas vid utarbetandet av en översiktlig tidsskala (Fig. 39). Kärnorna uppvisar dessutom tydliga tidstrender vad gäller metaller, organiska tennföreningar, sPCB7 och sPBDE vilket i kombination med lamineringarna innebär att en översiktlig datering kan göras utifrån kända storskaliga generella tidstrender för dessa föreningar.

I figur 39 görs ett försök till datering av sedimentkärnorna M4 och M5 utifrån följande antaganden:

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



Figur 37 Försök till datering av sedimentkärnorna M4 och M5 från Magelungen.

PCB började uppträda längst ned i kärnan M4 på ca 45 cm (Fig. 36) 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 (Fig. 27). TBT uppträdde första gången på 1960-talet, som motsvaras av nivån kring 25 cm (Fig. 35) och nådde max-värden i början på 1990-talet motsvarande 10-15 cm. Dessa tidshorisonter kan även läggas in i kärnan från M5 men på något större sedimentdjup eftersom sedimenttillväxten i M5 är något högre än i M4.

Den genomsnittliga sedimenttillväxten sedan 1930 har varit ca 4,5 mm/år för sedimentkärnan M4 och ca 5,7 för M5.

6 REFERENSER

- Anonymous, 2016. Naturvårdsverkets Datablad för Organiska Tennföreningar. Kemakta Konsult AB och Institutet för Miljömedicin. Juni 2016.
- Apler, A. & Josefsson, S., 2016. Chemical contamination in offshore sediments 2003– 2014. Swedish status and trend monitoring programme. SGU-rapport 2016:04.
- Armitage, J. M., McLachlan, M. S., Wiberg, K. and Jonsson, P., 2009. A Model Assessment of polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran sources and fate in the Baltic Sea. *Science of the Total Environment* 407 (2009) 3784-3792.
- Axelström, K. och Axelsson, P., 2008. PFOS på Arlanda. Föredrag hållet vid nätverket Renare Marks möte i Linköping 2011-02-16.
- Bengtsson, H. & Cato, I., 2011. TBT i småbåtshamnar i Västra Götalands län 2010 – en studie av belastning och trender. Länsstyrelsen i Västra Götalands län Rapport 2011:30.
- Bernes, C., 2000. Persistent organic pollutants – A Swedish view of an international problem. Naturvårdsverket Monitor 16, 152 sid. ISBN 91-620-1189-8, ISSN 1100-231X.
- DeepVision, 2009. DeepEye Sonar System - User's Guide, 8 sid.
<http://www.deepvision.se/>
- HVMFS 2013:19, 2015. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter.
- HVMFS 2015:4, 2015. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter.
- Håkanson, L. and Jansson, M., 1983. Principles of lake sedimentology. Springer-Verlag, Berlin, 316 p.
- Håkanson, L. och Rosenberg, R., 1985. Praktisk kustekologi. SNV PM 1987, ISBN 91-7590-183-8, 110 sid.
- Håkanson, L., Kulinski, I. och Kvarnäs, H., 1985. Vattendynamik och botten dynamik i kustzonen. SNV PM 1905, 228 sid.
- Jonsson, P., Carman, R. and Wulff, F., 1990. Laminated sediments in the Baltic - A tool for evaluating nutrient mass balances. *Ambio* Vol. 19 No. 3, May 1990, p 152-158.
- Jonsson, P. (Red.), Persson, J. och Holmberg, P., 2003. Skärgårdens bottenar. Naturvårdsverket Rapport 5212, Stockholm, ISBN 91-620-5212-8, ISSN 0282-7298, 112 sid. English summary.
- Jonsson, P., 2012. Bottenkartering av Västeråsfjärden. Rapport JP Sedimentkonsult 2012:01, 39 sid.
- Jonsson, P., 2014. Regionala bakgrundshalter av metaller i Västeråsfjärden. JP Sedimentkonsult Rapport 2014:2, 27 sid.
- Jonsson, P., 2015. Miljögifter i sediment i Stockholms skärgård och östra Mälaren 2013. Länsstyrelsen Stockholm Rapport 2015:3. ISBN 978-91-7281-626-8. 113 sidor och bilagor.
- Jonsson, P., 2017. Sedimentprovtagning och historikbedömning i Oxundasjön. JP Sedimentkonsult Rapport 2017:2, 15 sidor.
- Jonsson, P., 2018a. Regionala bakgrundshalter av metaller, PAH-er och dioxiner/furaner i Stockholmsområdet. JP Sedimentkonsult Rapport 2018:5, 24 sid plus bilagor.
- Jonsson, P., 2018b. Metaller och organiska miljöföroreningar i Ulvsundasjön, Karlbergskanalen och Bällstaviken 2017. JP Sedimentkonsult Rapport 2018:7, 56 sid. plus bilagor.
- Jonsson, P., & Kankaanpää, H., 2003. Organic contaminants. In: Perttilä, M. (Ed.), *Contaminants in the Baltic Sea Sediments, Results of the 1993 HELCOM/ICES Baltic Sea Sediment Baseline Study*, p 45-57. No. 50 2003, MERI, Report Series of the Finnish Institute of Marine Research. ISSN 1238-5328, ISBN 951-53-2557-9.
- Jonsson, P. och Karlsson, M. O., 2012. Björnöfjärdens historiska utveckling. JP Rapport 2012:02, 45 sid.
- Jonsson, P. och Karlsson, M. O., 2013. Sonarkartering och sedimentprovtagning i Grycken.

JP Sedimentkonsult Rapport 2013:4, 36 sid.

- Josefsson, A., 2017. Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment.

SGU rapport 2017:12

- Magnusson, M. och Samuelsson, P.-O., 2012. TBT-forskning ger bättre hantering av förorenade sediment. I HAVET – om miljötillståndet i svenska havsområden, sid 89-92. ISBN 978-91-87025-12-9 (Havs- och vattenmyndigheten).

- Miljöbarometern Stockholm. <http://miljobarometern.stockholm.se/vatten/sjoar/magelungen/>

- Myrica, 1999. Djupkartering av Magelungen. Myrica AB 1999.

- Naturvårdsverket, 1999. Rapport 4914. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Kust och hav. Naturvårdsverket, Stockholm, ISBN 91-620-4917-8, ISSN 0282-7298, 136 sid.

- Naturvårdsverket, 2013. Tabell 30 i Naturvårdsverkets rapport 4914 (1999).

Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav har ändrats.

<http://www.naturvardsverket.se/Stod-imiljoarbetet/>

- Naturvårdsverket, 2016. <https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/fororenade-omraden/organiskatennfroreningar.pdf>. 16 sidor.

- Persson, J. and Jonsson, P. 2000. Historical development of laminated sediments - an approach to detect soft sediment ecosystem changes in the Baltic Sea. Mar.Pollut. Bull. 40, 122-134.

- Rydin, E., Jonsson, P., Karlsson, M. & Gustafsson, A., 2016. Läckagebenägen fosfor i Brunnsvikens sediment 2016. Underlag för lokalt åtgärdsprogram. Naturvatten AB Rapport 2016:34, 45 sidor samt bilagor.

- Sternbeck, J., Brorström-Lundén, E, Remberger, M., Kaj, L., Palm, A., Junedahl, E, and Cato, I. 2003. WFD Priority substances in sediments from Stockholm and the Svealand coastal region. IVL report B1538. IVL Svenska miljöinstitutet, Stockholm.

- Svenska Roddförbundet, 2016.

www.rodd.se/forbundet/Dokument/Protokoll/protokoll20162017/

- Wiberg, K., McLachlan, M., Jonsson, P. and Johansson, N., 2009. Sources, transport, reservoirs and fate of dioxins, PCBs and HCB in the Baltic Sea environment. Swedish Environmental Protection Agency Report 5912,143 p., Stockholm, Sweden. ISBN 978-91-620-5912-5, ISSN 0282-7298.

- Wikipedia, 2018. <https://sv.wikipedia.org/wiki/Ågestabron>

- 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

1 Utrustning

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

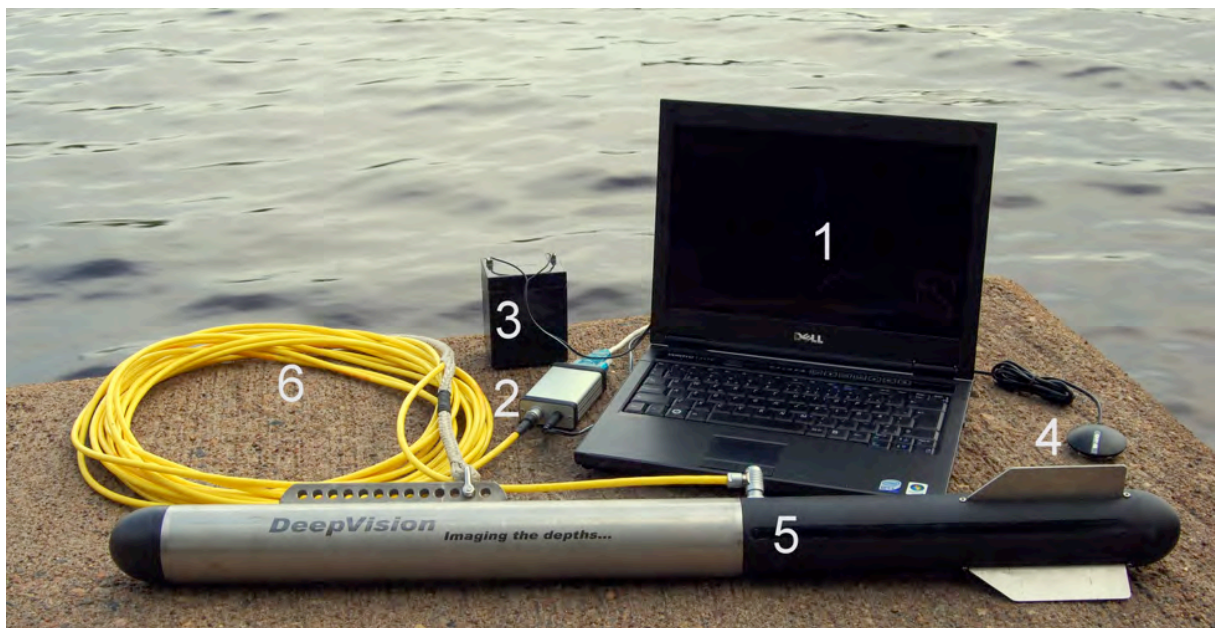
Positionering genomfördes med en GPS-utrustning av märket No: BU-353 kopplad direkt till dator. Utrustningen medger en positionsnoggrannhet av några få meter.

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.

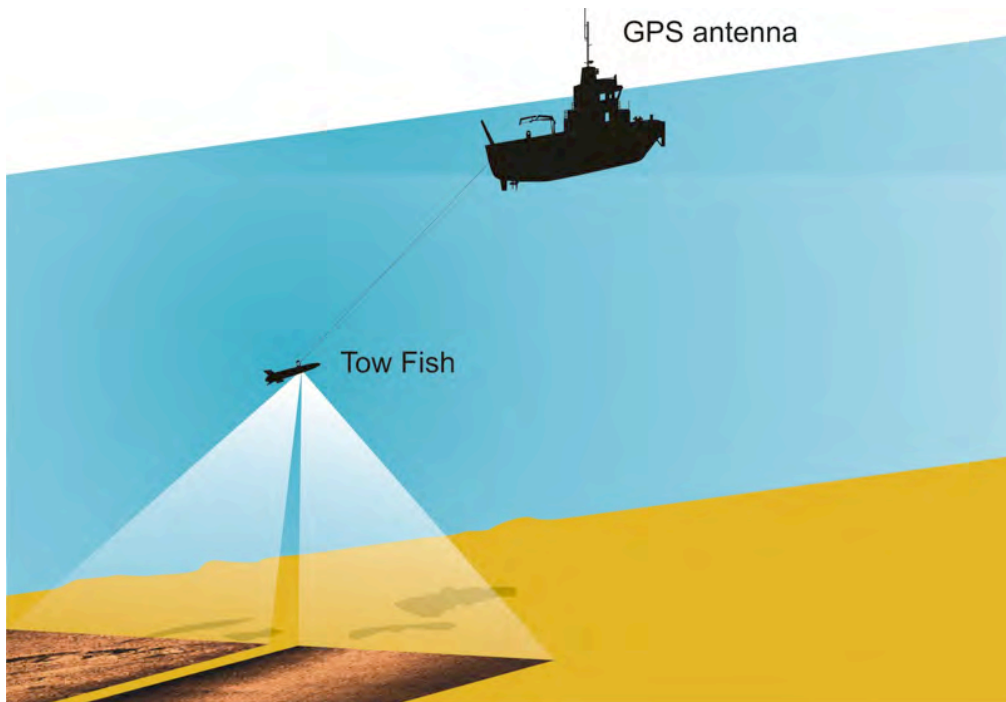
1.4 Kartering med side scan sonar

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 bottenar och hårda föremål) avbildas som ljusa partier i sonarplottet och svaga reflektioner (mjuka bottenar) avbildas mörkare. Sonarkarteringen ger en yttre "flygbild" över botten.



Figur 4 Principskiss för side scan sonar-kartering.

1.5 Sedimentprovtagning

Fältundersökningarna genomfördes under maj-oktober 2017. 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 nedfiring. När den nått botten och draget i vajern upphör frisläpps låsmekanismen varvid hämtaren stänger när uppfirning påbörjas. Stor vikt lades vid att kontrollera att hämtaren inte var toppfylld, vilket kan medföra att delar av ytsedimentet gått förlorat. 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 kärnhalvorna placerades i två rännor. De två halvorna fotograferades med digitalkamera. Bilderna överfördes sedan till dator för vidare bildanalys. I datorn analyserades kärnorna noggrant med avseende på bland annat laminering, varvantal, varvtjocklek, färg och struktur.

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 ljus 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 O₂/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 (H₂S), en gas som är giftig för allt högre liv.

Även på laminerade bottnar kan det finnas bottendjur. Om det finns tillräckligt med bottendjur för att fullständigt blanda om det sedimenterande materialet uppstår ett homogent sediment utan synliga strukturer. Den andra extremen är att det inte finns några högre bottendjur över huvud taget. Då uppstår mycket tydligt laminerade sediment. Men om det finns en liten mängd bottendjur kan dessa inte fullständigt blanda om vad som ”regnar ned” till bottarna från ovanföriggande vattenmassa, varvid diffust laminerade sediment uppstår. Är sedimentackumuleringen låg räcker det med en betydligt mindre mängd bottendjur 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/cm³ VS),
- r_m = densiteten av oorganiska partiklar (g/cm³)
- 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 g/cm³ (Håkanson and Jansson, 1983). Då r_m-värdet inte antas påverka r-värdet nämnbart i okonsoliderade (lösa) sediment med mer än 75 % vattenhalt, sätts r_m-värdet som regel till 2,6 g/cm³. 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 torrsubstanskorrigeras. 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, MCP (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, MCP, diuron

Bestämning av terbutryn, isoproturon, irgarol, MCP (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 benzo(a)antracen, krysén, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, dibenso(ah)antracen och indeno(123cd)pyren.

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

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

PAH summa 11 utgörs av fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benso(a)antracen, krysen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(a)pyren, benso(ghi)perylen 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 bottnar. Naturvårdsverket Rapport 5212, Stockholm, ISBN 91-620-5212-8, ISSN 0282-7298, 112 sid. English summary.
- Persson, J. and Jonsson, P. 2000. Historical development of laminated sediments - an approach to detect soft sediment ecosystem changes in the Baltic Sea. *Mar.Pollut. Bull.* 40, 122-134.
- Renberg, I., 1981. Formation, structure and visual appearance of iron-rich, varved lake sediments. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 21, 94-101.
- Winterhalter, B., 1998. The Gemax corer for soft sediments, 9 sid. Geological Survey of Finland, Espoo. <http://www.kolumbus.fi/boris.winterhalter/GEMAX.pdf>

BILAGA 2 Protokoll och fotografier från sedimentprovtagning

MAGELUNGEN

Station M1

Position

WGS-84

SWEREF 99 1800

Djup: 1,1 m

Lat 59 14,829

6570202.104

Long 18 03,158

153003.409

Station M2

Position

WGS-84

SWEREF 99 1800

Djup: 3,2 m

Lat 59 14,267

6569160.237

Long 18 04,817

154582.454



Station M3

Position

WGS-84

SWEREF 99 1800

Lat 59 13,793

6568281.168

Long 18 05,610

155338.075

Djup: 7,4 m

Station M4

Position

WGS-84

SWEREF 99 1800

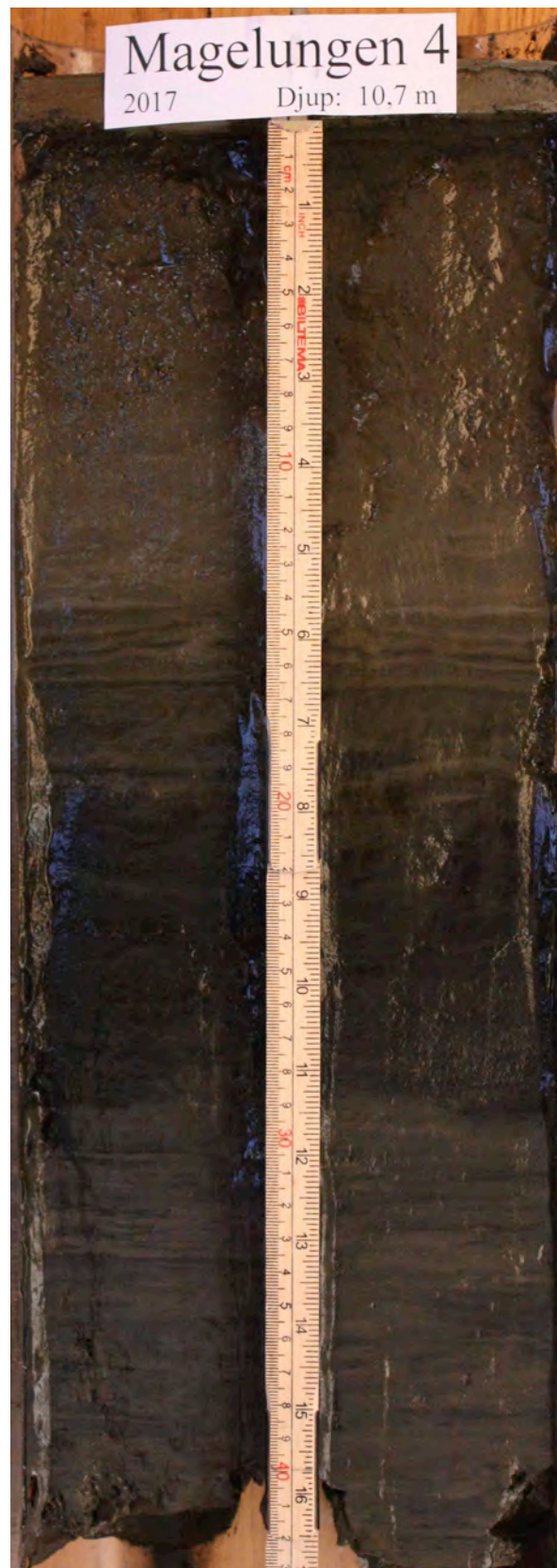
Lat 59 13,875

6568434.679

Long 18 06,490

156175.173

Djup: 10,7 m



Station M5

Position

WGS-84

SWEREF 99 1800

Djup: 13,9 m

Lat 59 13,434

6567617.469

Long 18 07,439

157079.659

