



Metaller och organiska miljögifter i vattenlevande organismer och deras miljö i Stockholm 2001

Göran Lithner, Karin Holm och Christina Ekström

Institutet för tillämpad miljöforskning (ITM), Stockholms universitet,
i samarbete med Stockholms Miljöförvaltning och Stockholm Vatten AB.

Slutrapport till Stockholms miljöförvaltning och Stockholm Vatten AB

Metaller och organiska miljögifter i vattenlevande organismer och deras miljö i Stockholm 2001

GÖRAN LITHNER¹, KARIN HOLM¹ OCH CHRISTINA EKSTRÖM²

¹INSTITUTET FÖR TILLÄMPAD MILJÖFORSKNING, STOCKHOLMS UNIVERSITET

²EKSTRÖMS HYDROBIOLOGI

ISBN 91-631-3785-5

ISSN 1103-341

ISRN SU-ITM-R-108-SE

Omslagsfoto: Christer Lännergren

Tryckeri: ITM , 2003-03-25

E-mail: goran.lithner@itm.su.se

Förord

Projektet har finansierats av Miljöförvaltningen i Stockholm och Stockholm Vatten, där Ulf Mohlander och Christer Lännergren medverkat vid projektets utformning och valet av provtagningsstationer. Extra resurser avsattes vid ITM för att möjliggöra implementering av ny metodik och fördjupad utvärdering. Beslut om projektet fattades i slutet av juni 2001. Efter vissa förstudier kunde provtagningen genomföras augusti-oktober 2001.

Göran Lithner har svarat för planering, provtagning, bearbetning av resultat och rapportering. Karin Holm har gjort analyserna av metaller och Christina Ekström har deltagit i provtagningarna och gjort artbestämning av chironomiderna. Analys av metaller, allmänkemiska variabler, klorerade och bromerade organiska föreningar respektive polycykliska aromatiska föreningar utfördes vid ITM's laboratorier för akvatisk miljökemi, analytisk miljökemi respektive akvatisk ekotoxikologi. Stort tack till Elisabeth Fröberg (allmän kemi), Pia Kärrhage (provberedning och Hg-analys), Ulla Eriksson (organiska Br/Cl-föreningar i musslor) och Kerstin Grunder (PAH i musslor) för ett gediget analysarbete. Tack till alla de kollegor som fungerat som kunskapsförmedlare och diskussionspartner under arbetets gång, däribland Lillemor Asplund, Hans Borg, Dag Broman, Ulrika Bergström, Gunilla Ericsson, Ulla Eriksson, Kerstin Grunder, Örjan Gustafsson, Christer Johansson, Johan Persson, Ulla Sellström, Yngve Zebühr, Gun Åkerman, och Cynthia de Wit, samt Michael Gilek vid Södertörns högskola och Anders Bignert vid miljögiftsgruppen, Naturhistoriska riksmuséet. Vi tackar också Olle Filipsson och Håkan Wickström för hjärterum och utrymmen för båt och utrustning vid båtburna expeditioner från Drottningholm.

Summary

Storm-waters in Stockholm often have high concentrations of *nutrients, road-salts, metals* and *PAH*. Areas with heavy traffic exhibit highest levels of pollutants. Also house-roofs are associated with high concentrations of copper and zinc in drainage water. Pollution leads to high concentrations of metals, PCB and PAH in sediments and settling particulate matter (SPMS) in the Stockholm waterways, here represented by lakes Mälaren, Trekanten and Räcksta Träsk, as well as Saltsjön in the inner part of the Stockholm archipelago. The pollutant levels in sediments are most likely harmful to sediment-dwelling organisms; as is manifested by poor development of oligochates in lake Mälaren. These effects are most likely caused by metals. In addition, genotoxic effects have been documented in Euroasian perch (*Perca fluviatilis*) in lake Mälaren and in Saltsjön. These effects are most likely caused by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH).

To make an extended ecological risk assessment, it is important to consider the *bioavailability* of toxicants, which are hitherto poorly known in the actual area. To improve the knowledge, biota were analysed for metals and POP in receiving waters, including lake Mälaren, Saltsjön, and three small lakes. This study included three species of invertebrates, i.e., zebra mussel (*Dreissena polymorpha*), water hog-louse (*Asellus aquaticus*) and blood worms (*Chironomus plumosus type*). To facilitate the interpretation, ambient levels of metals were determined in water and sediment.

ICP-MS was used to analyse traditional metals as zinc, copper, lead, cadmium, nickel, chromium, iron, arsenic, and additional "new" metals as antimony, gold, indium, silver, tin and tungsten. The "new" metals had earlier been identified as pollutants from traffic and/or sewage treatment plants. To improve the geographic coverage, zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) of unit size, were transplanted along a pollution gradient from northwest to east. Mussels were taken from a common mother population in the west (Stäket). Soft parts of 6-10 individuals were pooled and analysed after being defecalized for 48 hours in natural water. Mussels from all nine sites were analysed for metals. Samples were also taken for analyses of persistent organic pollutants, including PAH, DDT, HCB, PCB and PBDE. Analyses of metals also included pooled samples of *Asellus aquaticus*, *Chironomus plumosus* larvae, and the adjoining *sediment*. Surface waters were analysed for general chemistry and metals ("total" and dialyzable fraction) on two occasions in August and October/November.

All "new" metals, except indium, were confirmed as pollutants. The pollution was in relative terms dominated by *tungsten, lead, zinc, antimony, copper, gold, silver* and *tin*, in the order mentioned. Lead, tungsten, zinc, copper and antimony exhibited strong positive co-variation, indicating common sources, most likely being related to traffic. Other important sources of copper and zinc are corroding house roofs, bridges and other metal constructions. The main source of tungsten was most likely tyre studs made of tungsten carbide.

Traffic pollution was confirmed by strong covariation between tungsten, lead, and PAHs Benzo(a)Fluoranten, Benzo(e)Fluoren, 1/2-Metylpyren, Benzo(a)Antracen, Benzo(jk)Fluoranten, and Benzo(a/e)Pyren, in the transplanted zebra mussels. It makes tungsten and lead more useful as traffic "markers", because significant amounts of PAH seem to emanate from other sources. A positive covariation also existed between tin and certain PAH.

Bottom sediments had high concentrations of gold and silver. Extremely high concentrations of gold and silver in Saltsjön may be associated with the Bromma and Henriksdal sewage

treatment plants. Also storm-waters seem to be significant sources of silver and gold. Possible sources of gold being petroleum and/or automobile catalysts with platinum and palladium. In Stockholm the metal content of *biota* increased, on the average, by a factor of 2-4:1, as compared to reference sites. In other words, the enrichment factor (EF) was 2-4:1. EF sometimes reached 5-20:1, with tungsten at top. POP showed similar enrichment factors (EF=2-4(9)) as did metals. Bioaccumulation of *tin* was higher than expected, if occurring as inorganic species.

Pollutant levels in living organisms reflect exposure better, than do ambient concentration in water and sediment. The presence in biota clearly shows that the toxicant is biologically available. Another criterion of bioavailability was covariation between the concentration in the organism and the concentration in the environment. Both these criteria were full-filled for most metals and POP. It would mean that almost all inherently toxic pollutants are more or less bio-available in Stockholm.

Bioavailability is a prerequisite for the metal to exert toxic stress on the organism. To counteract metal toxicity, different detoxification mechanisms are activated by biota (e.g., decreased uptake, increased excretion, binding to S-containing proteins). Detoxification increases the organism's demand for energy and bio-molecules, which have to be allocated from *other* life-supporting systems. It means that detoxification has a *cost* and is not only positive.

The bioaccumulation factor (BAF), defined as the organism's concentration divided by the ambient level, is a complex function of potential for bioaccumulation *and* bioavailability. A positive correlation exists between BAF and toxicity, making BAF a useful tool in risk assessments of "new" metals (which are hitherto poorly studied with regard to toxicity). In Stockholm, we found that BAF in invertebrates increased in the following order:

Antimony < Tungsten, Nickel < Chromium, Arsenic, Lead < Tin, Cadmium < Silver

Antimony is lower ranked than other elements, and is followed by tungsten and nickel. The gap between antimony and tungsten increases when different EF is accounted for. High BAF of tin ($>10^4$) indicates the presence of tin-organic compounds.

BAF and EF of silver and cadmium are higher in sediment-dwelling blood-worms, compared to other species, living on hard bottoms in shallow waters. This illustrates the importance of considering several species and ecological niches in the ecological risk assessment. Thus, mussels and water hog-louse exhibited strongest response to tungsten, lead, tin and antimony, while blood-worms showed strongest response to cadmium and silver.

POP showed logical patterns, with BAF increasing in the order: PAH < HCB, DDE < PCB < PBDE. PBDE was biomagnified from seston to mussels, while PAH was not biomagnified. Considering EF and BAF, the most prominent and bioavailable PAHs were: Benzo(a)Antracene, Benzo(a/e)Pyrene, Pyrene, Anthracene, Chrysen/Triferylene, and 1/2-Methylpyrene. PAH may exert negative effects on individuals (e.g., depressed immune defense) and hamper the diversity of bottom-dwelling organisms. Concentrations of metals and sum PAH exceed probable effect levels in sediments affected by complex pollution.

Innehållsförteckning

	Förord	Sid 1
	Summary	2
	Sammanfattning	6
1	BAKGRUND	8
1.1	Källor och spridning av farliga ämnen	9
1.2	Biologiska effekter	10
2	SYFTE	10
3	UTFÖRANDE	11
3.1	Tre undersökta arter av ryggradslösa djur _____	11
3.2	Provtagning _____	13
3.2.1	Allmänt	13
3.2.2	Utsättning av vandrarmussla (<i>Dreissena polymorpha</i>) i korgar	14
3.3	Laboratoriearbete _____	15
3.3.1	Behandlingen av musslor före och efter utsättning i recipienten	15
3.3.2	Storleksfördelningen hos analyserade organismer	16
3.3.2.1	Vandrarmussla (<i>Dreissena polymorpha</i>)	16
3.3.2.2	Vattengråsugga (<i>Asellus aq.</i>) och fjädermygglarver (<i>Chironomus plum.</i>)	17
3.3.3	Kemisk analys	18
3.3.3.1	Vatten.	18
3.3.3.2	Sediment	18
3.3.3.3	Organismer	18
4	RESULTAT OCH DISKUSSION	19
4.1	Hydrologi och vattenkemi _____	19
4.1.1	Vattenföring och vattenutbyte i östra Mälaren	19
4.1.2	Vattenkemi	20
4.2	Metaller i ytvatten och ytsediment _____	20
4.2.1	Totalhalter och anrikningsfaktorer (~ föroreningsgrad) i vatten och sediment	20
4.2.2	Samvariation och regional variation i vatten	24
4.2.3	Dialyserbara ("lösta") metaller i vatten	26
4.3.	Metaller i ryggradslösa djur _____	27
4.3.1	Samband mellan dos och respons	27
4.3.2	Anrikningsfaktorer (~ föroreningsgrad)	33
4.3.3	Bioackumuleringsfaktorer (BAF)	34

4.4	Organiska miljögifter (POP) i vandrarmussla	36
4.4.1	Allmänt	36
4.4.2	Koncentration	37
4.4.3	Anrikningsfaktor (~ föroreningsgrad)	37
4.4.4	Bioackumuleringsfaktor (BAF)	40
4.4.5	Jämförelse mellan PAH och metaller i vandrarmusslor	42
5.	Exponering, risker och föroreningskällor.	44
5.1	Halter och föroreningsgrad (>AF) i levande organismer	44
5.2	Halter, bioackumuleringsfaktorer och risker	47
5.3	Föroreningskällor	49
6.	Kompletterande undersökningar och miljöövervakning.	
5.4	Förslag på ytterligare undersökningar	51
5.5	Principer för utformning av övervakningsprogram	52
7.	HÄNVISNINGAR	53
	<i>Förkortningar</i>	57

Förteckning över tabeller och figurer i slutet av rapporten

Tabeller:

B0	Lokaler
B1	Metaller i sediment och SPMS
B2:1-2	Allmän vattenkemi
B3:1-4	Metaller i vatten
B4:1-3	Metaller i biota
B5	PAH i mussla
B6	Cl- och Br-föreningar i mussla

Figurer:

B1:1	Storleksfördelning hos musslor för Me-analys
B1:2	Storleksfördelning hos musslor för OM-analys
B2	Allmän vattenkemi
B3:1-2	Metaller i vatten
B4:1-5	Metaller i biota
B5:1-3	PAH i mussla
B6	Cl- och Br-föreningar i mussla

Sammanfattning

Dagvattnet i Stockholm innehåller i många fall höga halter av *närssalter*, *vägsalter*, *metaller* och *PAH*. Trafikdagvatten är särskilt förorenade, liksom vatten från hustak som kan innehålla mycket höga halter av koppar och/eller zink. Höga halter av metaller, PCB och PAH har uppmätts i sediment och i sedimentnerande partikulärt material (SPMS) i östra Mälaren, Saltsjön, Trekanten och Råcksta Träsk. Halterna är så höga att skador på bottenlevande organismer kan förväntas, vilket kan förklara dålig utveckling av fåborstmaskar i östra Mälaren. Fiskar uppvisar vissa effekter som troligen orsakas av gentoxiska polycykliska aromatiska kolväten (PAH).

För att kunna göra en utvidgad riskbedömning är det viktigt att känna till föroreningarnas biologiska tillgänglighet, eftersom denna utgör en viktig länk mellan omgivningshalt och biologiska effekter, och därför spelar en viktig roll i riskanalysen. För att förbättra kunskapsläget, genomfördes hösten 2001 undersökningar i östra Mälaren, Saltsjön och tre små sjöar i Stockholm. Prover på vatten, sediment och tre arter av ryggradslösa djur vandrarmussla, vattengråsugga och fjädermygglarv, insamlades i en tänkt gradient från Stäket genom Stockholm till Saltsjön.

Proverna analyserades med ICP-MS, med avseende på metaller, däribland ”nya” metaller, dvs inom miljöövervakningen ej tidigare systematiskt studerade metaller som antimon, guld, indium, silver, tenn och wolfram, eftersom dessa tidigare uppmärksammats som föroreningar i anslutning till motorfordonstrafik och/eller avloppsreningsverk. Vandrarmussla (*Dreissena polymorpha*) analyserades i vissa fall även på svårnedbrytbara organiska föroreningar (PAH, DDT, HCB, PCB och PBDE). För att kunna täcka in hela den tänkta gradienten transplanterade musslor från moderlokalen som var Stäket. I förekommande fall insamlades vattengråsugga (*Asellus aquaticus*) och fjädermygglarver (*Chironomus plumosus*), samt närliggande *sediment*, för analys av metaller. Samtidigt insamlade vattenprover analyserades med avseende på allmän kemi och metaller (”total” och ”löst” halt).

Alla ”nya” metaller utom indium har bekräftats som förorening i ett eller flera medier. Föroreningarna domineras i relativa tal av *wolfram*, *bly*, *zink*, *antimon*, *koppar*, *guld*, *silver* och *tenn*. Särskilt bly, wolfram, zink, koppar och antimon samvarierade starkt sinsemellan, vilket indikerar att de har en gemensam, sannolikt vägtrafikrelaterad källa. Därmed inte sagt att inte hustak, byggnader m m utgör viktiga källor för koppar och zink. Wolfram som ökar mer än övriga metaller, kommer troligen från däcksdubb som innehåller wolframkarbid.

Kopplingen till trafik bekräftas av att wolfram och bly hos vandrarmusslor samvarierar med vissa PAH (benzo(a)fluoranten, benzo(e)fluoren, 1/2-metylpyren, benzo(a)antracen, benzo(jk)fluoranten, benzo(a/e)pyren). Troligen fungerar wolfram och bly bättre som ”trafikmarkörer” än PAH som har okända källor av betydelse. Även tenn samvarierar med vissa PAH vilket tyder på att den kan vara trafikrelaterad, vilket får visst stöd i litteraturen. Bland möjliga källor till tenn kan nämnas bränslen, däck och asfalt.

Halterna av silver och guld var rejält förhöjda i sediment - mest så i Saltsjön som belastas av Brommas och Henriksdals avloppsreningsverk och där halterna utanför Kastellholmen ligger i nivå med rötslam. Dagvattnet tycks annars utgöra en betydande tillförselväg för guld och silver, vilket inte motsäger tidigare indikationer på möjlig trafikrelatering. Tänkbara källor för guld är dieselolja, eldningsolja samt legeringar som används vid tillverkning av avgaskatalysatorer och där platina och palladium ingår.

Halterna av många metaller i biota ökade i Stockholm uppemot 2-4 gånger jämfört med referensområden, vilket är liktydigt med att anrikningsfaktorn (AF) är lika med 2-4. I några fall var ökningen 5-20 gånger, med *wolfram* i topp. Organiska miljögifter liknar metallerna till föroreningsgrad (AF=2-4(9)). *Tenn* anrikades starkt i förhållande till omgivningshalten, vilket gör att man kan misstänka inslag av organiska tennföreningar.

Metallhalten i organismen ger ofta ett bättre mått på exponeringen än som kan erhållas via omgivningshalten och visar tydligt att ämnet är biologiskt tillgängligt. Som kriterium på biologisk tillgänglighet används ämnets förmåga att bioackumuleras, respektive "svara" på omgivningshalten. Dessa kriterier uppfylls av flertalet ämnen vilket tyder på att nästan alla föroreningar i Stockholms vattenrecipienter i viss utsträckning är biologiskt tillgängliga.

Att metallen är biologiskt tillgänglig innebär att den kan utöva kemisk stress på organismen. Som motmedel används avgiftning (t ex minskat upptag, ökad utsöndring, bindning till svavelhaltiga proteiner) som är organismernas sätt att försvara sig mot metallens giftverkan. Avgiftning kräver energi och kemiska ämnen som dräneras från andra livsuppehållande processer. Avgiftning är alltså inte odelat positiv.

Bioackumuleringsfaktorn (BAF) är lika med halten i organismen dividerad med omgivningshalten. BAF kan förmodas ge en integrerad bild av bioackumuleringspotential och (aktuell) biotillgänglighet. Man kan allmänt sett förvänta sig att BAF samvarierar med toxiciteten. BAF borde därför kunna utnyttjas i riskbedömningar, vilket har betydelse för bedömningen av "nya" metaller där toxiciteten är föga studerad. I det aktuella fallet ökar **BAF** i ordningen:

antimon < wolfram, nickel < krom, arsenik, bly < tenn, kadmium < silver

Antimon är genomgående lägre rankad än övriga element och följs av wolfram och nickel. Ordningsföljden förstärks vid sammanvägning av BAF och AF. Tenn har påfallande hög BAF (>10⁴) vilket leder tankarna till organiska tennföreningar.

Silver och kadmium har BAF (och AF) som är jämförelsevis högre hos fjädermygglarver än de(n) är hos övriga arter. Detta illustrerar betydelsen av att inbegripa flera arter och ekologiska nischer för att nyansera bilden av ekosystemets reaktion på föroreningarna. I detta fall tycks mussla och vattengråsugga reagera starkast på wolfram, bly, tenn och antimon medan fjädermygglarver reagerar starkast på kadmium och silver.

Hos organiska miljögifter ökar BAF i Mälaren och Saltsjön i ordningen PAH < HCB,DDE < PCB < PBDE. Detta är förväntat liksom tendensen hos PBDE att biomagnificera i första ledet från seston till musslor. Många forskare vill idag hävda att biotillgängligheten hos PAH motverkas av bindning till aromatiska strukturer på ytan av sotpartiklar. PAH biomagnificeras ej från seston till vandrarmusslor. Storleken hos AF och BAF indikerar att benzo(a)antracen, benzo(a/e)pyren, pyren, antracen, chrysen/triferylen och 1/2-metylpyren är de mest framträdande och biotillgängliga av PAH i Stockholm. PAH kan orsaka effekter på individnivå (t ex sänkt immunförsvar) eller påverka diversiteten hos bottenlevande organismer. Halterna i sediment ligger nära troliga effektnivåer för komplexa föroreningar.

1. Bakgrund

1.1 Källor för och spridning av farliga ämnen

Farliga ämnen finns lagrade i råvaror, halvfabrikat, produkter och infrastrukturer. Spridning av metaller och organiska miljögifter¹ sker i samband med produktion, användning och slutdeponering. Källor och spridningsvägar för vissa metaller har under senare år kartlagts i Stockholm (Iverfeldt (Ed.) 2001). Flödesanalyserna inbegriper även flöden av metaller till vattenmiljön (Lohm m fl 1997, Jonsson 2000, Bergbäck m fl 2001). Den årliga transporten från Stockholm till Mälaren och Saltsjön har uppskattats till ca 20 kg Cd, 20 kg Hg, 0,4 ton Cr, 3 ton Cu, 1,5 ton Ni, 0,6 ton Pb och 9 ton Zn.

Undersökningar som utförts i Stockholms vattenområden visar att höga halter av metaller och organiska miljögifter som PCB och PAH förekommer i sediment/sedimenterande partiklar i östra Mälaren, Saltsjön, Trekanten och Råcksta Träsk (se t ex Östlund m fl 1998, Broman m fl 2001). Kunkapen är närmast obefintlig när det gäller dessa ämnens förekomst i vattenlevande organismer i Stockholm.

Tillförseln av vattenburna föroreningar från Stockholm sker till stor del via *dagvatten* och kommunala *avloppsreningsverk*. De sistnämnda, som innehåller spillvatten och ca hälften av allt dagvatten i Stockholm, belastar Saltsjön och Skärgårdshavet. Övrigt dagvatten (samt bräddavlopp) belastar i något högre grad Mälaren än Saltsjön.

Fram till 1985-89 släppte Bromma och Eolshälls reningsverk ut sina föroreningar i Mälaren, vid Nockeby respektive vid Klubbensborg. Troligen finns vissa minnes effekter av dessa föroreningar kvar i östra Mälarens sediment där de kan utgöra en belastning på sedimentlevande djur. Förorenade sediment förs också upp i vattenmassan under inverkan av vind, vågor och båttrafik. Härigenom exponeras även plankton och hårbottenarnas organismer, t ex musslor och snäckor, för sedimentburna föroreningar.

Det vatten som rinner genom östra Mälaren till Saltsjön innehåller såväl naturliga komponenter som antropogena påslag av luftburna och vattenburna föroreningar i Mälaren och dess tillrinningsområde.

Resultat av modellberäkningar indikerar att flamskyddsmedel av typen polybromerade difenyletrar (PBDE) till stor del transporteras via luften ut ur Stockholm, men att vissa mängder tillförs Mälaren och Saltsjön via deposition på vattenytan eller via markdeposition och dagvatten. Halterna av individuella PBDE-kongener i vatten och sediment beräknas ligga på samma nivåer som individuella PCB-kongener i Östersjön och Stockholm (Palm 2001). Hittillsvarande mätningar i östra Mälaren och Saltsjön visar dock på lägre halter av PBDE (jfr Broman m fl 2001). Knappast något är känt om PBDE-förekomsten i vattenlevande organismer i Stockholm.

¹ Ett miljögift kännetecknas av giftighet och svårnedbrytbarhet. Det finns ett stort antal organiska miljögifter varav många framställda för särskilda ändamål, t ex DDT, TBT, PCB, PBDE, PBB. Andra ämnen som PAH, HCB, dioxiner bildas spontant vid ofullständig förbränning av bensin, olja, kol, ved och avfall. Bromerade föreningar fungerar jämte Sb₂O₃ som flamskyddsmedel. Bland grundelementen finns en del giftiga metaller och halvmetaller såsom kvicksilver, kadmium, bly, arsenik, krom, koppar och nickel, och en hel del ”nya” element nyttjas i ny elektronik (In, Se, Sb, Ga, Au, Ag etc.).

PCB i sediment och sedimenterande partiklar torde till viss del utgöra ”minnen” av gamla utsläpp av flamskyddsmedel från transformator-och kondensator oljor, före PCB-förbudet 1974. Sannolikt kvarstår alltså visst läckage från gamla installationer i Stockholms vattenområden. Man har under senare år blivit alltmer uppmärksam på risker förknippade med spridning av PCB från fogmassor i vissa hus byggda på 1950-talet. Man har vid hus med PCB-haltiga fogmassor funnit kraftigt förhöjda PCB-halter i angränsande betongelement, utomhusluft och omkringliggande jord (Jansson m fl 1997, Jansson m fl 2000). Spridning av PCB tycks alltså ske både via direkt avgång till luft, och via erosion av betongelement. En av de vanligaste kemikalierna som använts i fogmassor är antagligen Aroclor 1248 (muntl. U. Bergström), som innehåller visst överskott av CB-101 och CB-118 i förhållande till CB-153 (Schultz m fl 1989). Stickprovsanalyser av dagvatten i Stockholm visar betydande halter av PCB (summa PCB 9-46 ng/L) och dioxiner (1,2-25,2 pg TEQ/L). Halterna visade ej någon koppling med trafikbelastningen (Ekvall & Strand 2001). Förekomsten av PCB i vattenlevande organismer är dåligt undersökt.

Dagvatten innehåller bl a *närtsalter*, *vägsalter*, *metaller* och *PAH*. Halterna av dessa var 1992-2000 högst i *trafikdagvatten* och visade ett tydligt samband med trafikintensiteten. Föroreningsgraden ökade med ökande partikelhalter vid höga vattenflöden vår och vinter. Halten av bly i dagvatten var 1992-2000 alltså starkt trafikrelaterad (Medianvärde (M_d)= 60-103 $\mu\text{g/L}$). Bromsbelägg hos lätta och tunga motorfordon utgör en viktig källa för bly. Analyser av bromsbelägg hos de vanligaste bilmärkena visar att dessa innehåller höga halter av bly, zink och koppar som ökade i nämnd ordning (Westerlund 1998). 1992-2000 visade *koppar* i dagvatten (M_d =45-108 $\mu\text{g/L}$) t o m starkare koppling med trafiken än bly. Man har uppskattat den årliga kopparemissionen från Stockholms fordonspark till 4 ton (Westerlund 1998). De högsta kopparhalterna i dagvatten (M_d 170-550 $\mu\text{g/L}$) uppmättes dock i anslutning till kopparkoppar. Trafikdagvattnet innehöll även höga halter av *zink* (M_d 100-1100 $\mu\text{g/L}$) som antogs komma från bildäck och galvaniserade karosser på bilar (Ekvall & Strand 2001). Med hänsyn till de höga halterna i bromsbelägg borde även dessa kunna utgöra en signifikant källa för zink. Galvaniserade plåttak åtföljdes av mycket höga halter av *zink* och påtagligt höga halter av *kadmium* (M_d 0,3-1,5 $\mu\text{g/L}$), vilket kan bero på att denna uppträder som förorening i zink.

Dessa resultat bekräftas av vägtunnelprojektet i Göteborg där man fann att *kadmium*, *koppar*, *bly*, *zink* och *antimon* sprids från vägtrafiken i sådan omfattning att halterna i luften dominerades av trafikemissionerna. Merparten av emissionerna föreföll vara relaterade till slitage och korrosionsprocesser snarare än förbränningsprocesser. Emissionerna av koppar och antimon härleddes fr a till bromsar, vilket kan komma från Sb_2S_3 -tillsatser, antimon/bly-legering och antimon som förorening i bly (Sternbeck m fl 2001).

Man fann i samma studie viss spridning av wolfram vilken sannolikt kommer från dubbdäck. Således fann man 1997 i Stockholms östra förorter att landmossor innehöll påfallande höga halter av wolfram (Lithner m fl 2000) som antogs härröra från dubbar på motorfordonen vinterdäck. Detta bekräftas av 2000 års mosskartering (länsstyrelsen, miljöinformations-enheten) som visar en enhetlig wolframgradient med de ojämförligt högsta halterna i Stockholms centrala delar (200-500 km^2) och de lägsta halterna i randkommunerna, där halterna är påtagligt förhöjda jämfört med glesbygdssområden i södra och norra Sverige. Inga uppgifter finns om dagvattnets innehåll av wolfram och antimon i Stockholm.

De högsta halterna av summa 16PAH uppmättes vintertid vid trafikleder (0,4-15,5 $\mu\text{g/L}$). I en PAH-budget baserad på emissionsfaktorer, kom man fram till att belastningen på Stockholms vattenrecipienter består till cirka 1/3 av dagvatten och till 2/3 av luftnedfall på vattenytan (Holmgren 1999). Som största utsläppskällor angavs trafik och vedeldning, den senare med en

osäkerhetsfaktor på 10. Man har nyligen med utgångspunkt från uppmätta PAH-halter i sediment och med multivariat statistik, försökt beräkna hur stora andelar av 12PAH som kommer från olika källor, däribland motorbränslen, bitumen (asfalt) och däck (Hellebuyck m fl 2002)

1.2 Biologiska effekter

Det är viktigt att försöka klarlägga på vilka sätt och i vilken omfattning som djur och växtlivet påverkas av föroreningarna i östra Mälaren och Saltsjön, samt i andra starkt förorenade sjöar som Trekanten och Räcksta Träsk. Frågan kräver allsidig belysning. En allmän riskbedömning tyder på att föroreningshalterna i sediment och sedimentande partiklar (s k SPMS) är så pass *höga* att de sannolikt är skadliga för de organismer som lever i kontakt med dessa. Detta gäller särskilt vid beaktande av föroreningarnas *mångfald* (se t ex McDonald m fl 2000, Oug m fl 1998).

Situationen kan bara slutgiltigt klarläggas genom att utföra biologiska/kemiska undersökningar på plats. Vid undersökning av bottenfaunan 1995 fann man att denna var relativt väl utvecklad i östra Mälaren (Stehn & Dromberg 2000). Beståndet av bottenlevande fåborstmaskar var dock dåligt utvecklade, vilket kan bero på höga halter av metaller i sedimenten (jfr Lithner 2002). Avsaknaden av vitmärlan, *Monoporeia affinis*, i Stockholm är anmärkningsvärd, men kan även ha andra orsaker varför orsakerna behöver utredas närmare. För att klarlägga eventuella samband med miljögifter är det viktigt att beakta fysikaliska och kemiska förhållanden i sediment och vatten (t ex halten av organiskt material och syrgas).

Som exempel på riktade ekotoxikologiska undersökningar kan nämnas fiskfysiologiska undersökningar i Riddarfjärden och Saltsjön (Balk m fl 1999, Tjärnlund m fl 1999, Linderoth m fl 2002) och där resultaten indikerar att vildlevande abborre tycks vara påverkade av gentoxiska ämnen. Man misstänker starkt föroreningar polycykliska aromatiska kolväten (PAH) som, hos fisk och människa, metaboliseras under bildning av gentoxiska metaboliter. Misstanken styrks av laboratorieförsök vid ITM, där giftverkan gentemot fiskrom och fiskembryon av partikelbundna föroreningar i Riddarfjärden och Saltsjön varit störst i den extraherbara fraktion som innehåller just PAH.

2. Syfte

För att kunna göra en korrekt analys av risken för biologiska effekter är det viktigt att känna till hur mycket av föroreningarna som är biologiskt tillgängliga, eftersom biotillgängligheten utgör en viktig *länk* mellan omgivningshalten och risken för biologiska effekter som är av central betydelse i den ekologiska riskanalysen. För att kunna bedöma biotillgängligheten är det ofta lämpligt att analysera organismer från området med aktuella ämnen, och ställa dessa i relation till omgivningshalterna, som lämpligen bestäms samtidigt. Eftersom relevanta data, med få undantag, saknades initierades denna undersökning med det vällovliga syftet att förbättra bedömningsunderlaget med sådana data.

Undantagna härifrån är fr a de laboratorieförsök med vitmärla (*Monoporeia affinis*) som utförts med förorenade sediment från Saltsjön och östra Mälaren. Man fann i Saltsjöns förorenade sediment ökande halter av *kvicksilver* och *bly* hos djur som vistats längre tid i dessa. Djurens blyhalt var även korrelerad med sedimentens blyhalt (Sundelin & Eriksson 2001). Man fann att djuren i Mälarens sediment anrikade kadmium i betydligt högre grad än fallet var i Saltsjön, trots att kadmiumhalten var ungefär lika hög i bägge typer av sediment.

Detta tyder på att biotillgängligheten var högst i Mälarens sediment. Detta är begripligt om man vet att kloridkomplex, som har dokumenterat låg biotillgänglighet, bildas lättare i salt än i sött vatten.

Denna undersökning syftar i första hand till att öka kunskapen om *biotillgängliga* metaller och POP genom att analysera ryggradslösa djur som lever i östra Mälaren, Saltsjön, Trekanten och Råcksta Träsk. För ändamålet användes tre arter av ryggradslösa djur, vilka bedömdes vara särskilt väl lämpade till ändamål och m a p förekomst. Bredden i angreppet ökades genom att välja arter med olika uppehållsort och näringsval, nämligen musslor, vattengråsuggor och fjädermygglarver (se nedan 3.1). Musslor lämpar sig för PAH-monitoring genom att de är dåliga på att metabolisera dessa ämnen och därför bättre, än t ex fiskar, speglar förekomsten av modersubstanser i miljön.

Biotillgänglighet och potential för biologiskt upptag har uppskattats ur bioackumuleringsfaktorn (BAF= halt i biota/ omgivningshalt). Analyserna omfattade metaller, PAH, PCB, HCB, DDT och PBDE, vilka tidigare analyserats i sedimentfällor (SPMS) och sediment (se t ex Broman m fl 2001). *Metaller* inbegriper även halvmetallen arsenik. För att ej tynga texten i onödan har primärdata till största delen lagts i slutet av rapporten i form av tabeller och figurer. Dessa hänvisas till som tabell-B och figur-B. Figurer och tabeller i löpande text hänvisas till som tabell-A och figur-A.

3. Utförande

3.1 Tre undersökta arter av ryggradslösa djur

Tre arter av ryggradslösa djur insamlades för analys, nämligen vandrarmussla (*Dreissena polymorpha*), vattengråsugga (*Asellus aquaticus*) och larver av *Chironomus plumosus* typ tillhörande fjädermyggor. De två förstnämnda arterna lever på grunda bottnar, den sistnämnda på större djup i organogena sediment. Vandrarmussla lever på stenbotten och livnär sig som filtrerare på växtplankton, bakterier och detritus. Vattengråsugga lever på grunda bottnar och livnär sig på fin- och grovdetritus av organiskt ursprung, ofta i anslutning till vegetation.. Fjädermygglarver livnär sig på sedimentande organiska partiklar.

Musslorna utplanterades från ett gemensamt modermaterial i Stäket där beståndstätheten rapporterades vara hög (muntl. Stefan Lundberg, Naturhistoriska riksmuséet). Samtliga arter nyttjas i biologiska tester och vid övervakning av miljögifter i sötvatten. Deras potentiella användbarhet i miljöövervakning beror på att de är förhållandevis storvuxna och/eller vanligt förekommande. De är också förhållandevis toleranta mot aktuella föroreningar. Det gäller särskilt *Asellus aquaticus* som är lätt att identifiera och som finns i näringsfattiga och näringsrika vatten över hela landet. Erfarenheterna av denna art som indikatorart är alltså ganska begränsade, men tämligen lovande (se t ex van Hattum m fl 1996, Lithner m fl 1995). Vattengråsuggan uppehåller sig i likhet med vandrarmusslan i littoralen där den utgör viktig föda för fisk. I likhet med vandrarmusslan anrikas många metaller urskillningslöst vilket gör den lämplig som metallindikator, men zink förmår den i viss utsträckning reglera.

Mätningar i *sediment* framstod som särskilt angeläget med hänsyn till deras höga föroreningsgrad. Vi valde *Chironomus plumosus* som var någorlunda lätt att identifiera och som fanns i tillräcklig mängd i Klubbensborg, Ulvsundasjön och Riddarfjärden, i Stockholms centrala delar (Stehn & Dromberg 2000). Arten fanns också i Trekanten och Judarn, däremot

inte i Saltsjön, Fiskarfjärden och Lambarfjärden. För att kunna relatera halten i djuren till deras miljö bestämdes metallhalten i omgivande sediment, insamlat från samma Ekman-hugg. Fjädermygg-larver av *Chironomus plumosus* typ är vanligt förekommande i Sverige, men är svåra att artbestämma som larver. Arten finns i näringsrika miljöer och är tolerant mot låga syrehalter, vilket också framgår av att blodet är rikt på hämoglobin som ger larverna deras djupt röda färg. Jämförbarheten underlättades i detta fall av att undersökningen var geografiskt väl avgränsad. Samma arttillhörighet bekräftades av att larver från närbelägna lokaler uppvisade samma habitus och taxonomiska särdrag.

Vandarmusslan, *Dreissena polymorpha*, är lätt att identifiera. Arten gynnas av måttligt näringsrika förhållanden och livnär sig på växtplankton, bakterier och detritus (>1 µm) som den filtrerar av med gälarnas hjälp. Den lär också kunna livnära sig på lösta organiska ämnen i vattnet och kan kanske ta upp metaller bundna till dessa (Hudson m fl 2000b). Vandarmusslan förekommer i Sverige främst i Mälardalen, sedan drygt 50 år då den troligen spreds som veliger-larver via färskvattentankar i fartyg. Arten kommer ursprungligen från östra Europa.

Den används rutinmässigt för övervakning av miljögifter bl a i Holland och USA (Neumann & Jenner (Ed.) 1992, Hudson m fl 1999, Hudson m fl 2000b, O'Connor 2002). Den företer stora likheter med blåmusslan och är i likhet med denna väl undersökt. Det stora intresset för arten ur ett biologiskt och ekotoxikologiskt perspektiv beror på artens explosionsartade utveckling som i bl a USA fått en mängd oönskade konsekvenser. På senare tid har man i USA utvecklat kinetiska modeller som beskriver upptaget av metaller via vatten och föda. Modellerna har till viss del validerats i fält (Hudson m fl 1999, 2000b). Liknande energibaserade modeller har utvecklats för blåmussla (Wang & Luoma 1996, Gilek 1996), som uppvisar stora likheter med vandarmusslan vad avser biotop, näring och omsättning av miljögifter.

Musslornas användbarhet för övervakning av miljögifter ökar av deras förmodligen ringa förmåga att metabolisera och transformera organiska miljögifter som PAH, PCB, PBDE (Livingstone 1992, Anon 1995, Naes m fl 1998, Gewurtz m fl 2000,). Musslorna kan därför ge ett mått på biotillgängliga moderämnen miljön. Detta gäller inte minst PAH som hos fiskar snabbt omsätts till nya föreningar med i vissa fall obehagligare egenskaper, t ex gentoxicitet, än modersubstanserna.

Ett annat skäl att använda vandarmussla var att garantera tillräckligt stor provmängd för analys av organiska miljögifter från samtliga lokaler. Med gemensamt modermaterial kunde man också minimera genetisk och storleksmässig variationen jämte lokal adaptation. En möjlig nackdel är att exponeringen blir för kortvarig för att jämvikt skall hinna ställa in sig. Praktiska överväganden liksom erfarenheter från andra liknande undersökningar ledde oss fram till den aktuella strategin med 5-6 veckors utsättning. Det verkade troligt att jämvikten kunde påskyndas genom att välja tidsperiod med relativt hög vattentemperatur (genom att påskynda djurens ämnesomsättning).

Fetthalten kunde förväntas vara relativt låg och konstant under hösten (se t ex Neumann & Jenner (Ed.) 1992), vilket borde innebära snabbare jämvikt och lägre brusfaktor. Genom att undvika större djur ökade sannolikheten för att jämvikt skulle inställa sig under försöken eftersom mindre djur har en snabbare ämnesomsättning. Halten av suspenderat partikulärt material i vattnet bestämdes i början och slutet av försöken, eftersom det är känt att upptaget av metaller och POPer till vis del samvarierar positivt med sestonhalten, SPM (Gilek 1996, Hudson m fl 1999).

3.2 Provtagning

3.2.1 Allmänt

Provlokalernas läge framgår av figur-A1. Provtyper och provers fördelning i rum och tid framgår också av tabell-A1 och tabell-B0.

Tabell-A1. Provlokaler och provmatriser markeras med +. Tidpunkter, se tabell-A2.

SPM= Suspenderat Partikulärt Material, MeTot=metaller i vatten, MeDia= d:o löst fraktion.

Vattenområde	Lokal	Mussla	Grå-sugga	Mygg-larv	MeTot	MeDia	SPM	Allmän kemi	Sedi-ment
N Görväln	0. Stäket	+			+	+	+	+	
Lambarfjärden	1. Hässelby	+	+		+			+	
Fiskarfjärden	2. Kungshatt	+	+		+			+	
Klubbenområdet	3. Klubbensborg	+		+	+	+	+	+	+
Ö. Mariebergfjärden	4. Långholmen	+			+	+	+	+	+
Årstaviken	5. Årsta holmar	+	+		+	+	+	+	
Ulvsundasjön	6. Huvudsta strand	+		+	+	+	+	+	
O. Riddarfjärden	7. Helikopterplattan	+		+	+	+	+	+	+
Saltsjön	8. Biskops/Valdem.udde	+			+	+	+	+	+
Judarn	9. Judarn		+	+	+			+	+
Räcksta Träsk	10. Räcksta Träsk		+		+			+	+
Trekanten	11. Trekanten		+	+	+			+	+

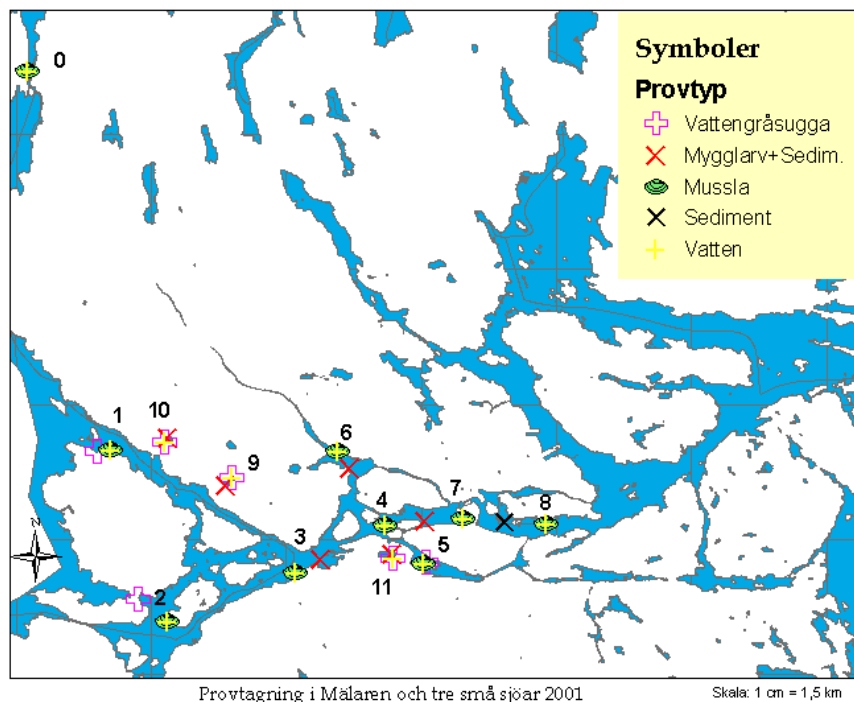
Proverna togs mestadels från båt och i några fall från stranden. Vatten för analys av allmän kemi och metaller togs genom att doppa ned provflaskorna 1-2 dm under vattenytan. Provtagning från båt skedde på lovartsidan under samtidig rörelse mot vinden. När båt ej användes togs vattenproverna på djupare strandnära områden utan vegetation. Vatten och SPM prover för metallanalys togs alltid i syradiskade flaskor (250 ml) eller dunkar (5 L) av polypropen resp. polyeten.

Dialysslangar och musslor sattes ut och togs upp från gummibåt och förankrades i allmänhet i gemensamma bojar.

Ekmanhuggare användes för provtagning av mjukbottenfuna (*Chironomus plumosus*) för analys. Matchande sedimentprover togs direkt ur Ekmanhuggets översta 1-2 cm med hjälp av plastsked och överfördes till en syradiskad burk av polypropen.

Sedimentet sållades sedan genom nylonnät med 0,5 mm maskvidd. *Chironomus*-larver plockades ut och överfördes till syradiskade flaskor av polypropen innehållande sjövattnet från platsen, för att tömma tarmen under 1 dygn. Effekten härav kontrollerades i lupp under genomfallande ljus, varav framgick att vart 10:e djur fortfarande innehöll varierande mängder av fekalier. Dessa djur inkluderas ej i de prover som togs ut för analys.

Vattengråsuggor insamlades från stranden med skafthåv och behandlades i övrigt som *Chironomus*. Förekomsten av exoskelett gjorde det dock svårt att i lupp säkerställa eventuellt kvarvarande tarminnehåll hos *Asellus*.



Figur-A1. Provlokaler och provtyper. Geografisk fördelning, jfr tabell-B0.

3.2.2 Utsättning av vandrarmussla (*Dreissena polymorpha*) i korgar

Försöken pågick i 6 veckor. Utsättningen tillgick så att nya musslor varje dag hämtades från Stäket tidigt på morgonen. De förvarades under transporten i syradiskade 20 l polyetendunkar till hälften fyllda med vatten från Stäket. Musslorna satt under försöken på sina naturliga substrat som var stenar (1-4 kg) från 1-2 m djup. På varje ny lokal utsattes två medelstora stenar

Tabell-A2. Provernas fördelning i tiden. Siffror anger lokalens numrering.

	Augusti	September	Oktober		November
Musslor i korgar	Utsättning 8, 7, 4 2, 0 (5), 6, 3, 1 5	Upptag 8, 4 7	Upptag 0 6, 3	Upptag 2 5, 1	
Partiklar i vatten	8 7 4 0 (5) 6 3 5	8, 4 7	0 6, 3	5	
Metaller i vatten	8, 7, 4 2, 0 (5), 6, 3, 1 5		0 6, 3	2 10 5, 1 9	11
Lösta metaller i vatten (jämviktsdialys)	8, 7, 4 0 (5), 6, 3 5				
Mygglarver / sediment		3, 0, 9 3, 6, 8		9 10	11
Vattengråsugga				5, 1 9, 10	11 2
Temp. Saltsjön °C Mälaren Övr. sjöar	14 19-21	14 16 15	14 12	8-9	2

eller en större sten med inalles 150-200 musslor. Dessa placerades i korgar av flätat pilträ och täcktes med nylonnät, finmaskigt nog att hindra fåglar och fiskar att äta musslorna och för att predatorerna ej själva skulle fastna (figur-A2). Korgarna hängdes 15-30 m från stranden där djupet från vattenytan till botten var 5-6 m (utom i Årstaviken där det var 2 m). Korgen fick

hänga 1 m över botten. För att undvika ”nyfikna” fingrar användes upphängningsbojar som var förankrade 1,5- 2 m *under* vattenytan m h a järntyngder eller sten, dvs samma teknik som tidigare använts av Dag Broman vid utsättning av sedimentfällor. Från bojankaret gick en ledlina mot grundare vatten där ett andra ankare lades för att lätt kunna hittas m h a vattenkikare eller dragg. En ”bra” försöksplats skulle te sig otillgänglig för badare, fiskare och båtfolk. Svårtillgänglighet beror ofta på stora uthängande pilträäd som är så vanliga vid Mälaren.

Undervattensbojarna användes också som fästpunkter för dialyslangar (2 per lokal) som sattes ut för jämviktsdialys *in situ* (se t ex Borg & Andersson 1984). Dialyserbar fraktion står för metaller i löst form men kan innehålla inslag av fina kolloidala former. När dialysslangarna togs upp efter ca 5 dagar kontrollerades samtidigt att musselkorgarna satt som de skulle. Detta var tur eftersom vi därigenom snabbt kunde konstatera att första omgången musslor och dialysslangar vid Årsta holmar gått förlorad och måste ersättas med nya.



Figur-A2. Utsättning av vandrarmussla i pilkorgar (150-200 individ per lokal). Korgarna hängde mestadels på 4-5 m djup och 1 meter över botten.

Vid upptagningen kontrollerades att korgarna låg på rätt djup. Stenarna med musslor överfördes direkt till helgjutna akvarier av glas (10 L) som diskats i utspädd saltsyra. Tio liter sjövattnen togs i syradiskade plastdunkar av polyeten, varav fem liter hälldes i akvariet på platsen och resten vid ankomsten till ITM. Ytterligare fem liter sjövattnen togs för avfiltrering av suspenderat material vid försökens slut och början. Vid bägge dessa tillfällen togs även vattenprover för analys av syralösliga metaller (”totalhalt”) och allmän kemi (jfr tabell-A2). I Judarn, Räcksta Träsk och Trekanten togs vattenprover bara vid ett tillfälle, i samband med insamling av smådjur för metallanalys, däremot inga prover på suspenderat material.

3.3 Laboratoriearbete

3.3.1 Behandling av musslor före och efter utsättning i recipienten

Efter försökens slut fick musslorna vistas två dygn i sjövattnen vid rumstemperatur och försiktig genomluftning (m glaskapillärer) för att rensa sig från fekalier. Djurens andning (ventilation) och skalöppningsfrekvens observerades samtidigt som ev. döda djur noterades. Vitaliteten kontrollerades genom att överföra musslor i petriskålar med vatten och observera att de åter satte sig fast med byssustrådar.

Fastsittande musslor på stenar fick gå två dygn i akvarium för tarmtömning (defekalisering). De överfördes sedan i frysbox (-26 °C). Därvid och därefter användes två olika förfaranden för att minimera risken för att proverna skulle kontamineras.

(1) Musslor för *metallanalys* förvarades först i plastpåsar på sina stenar. Slutförvaring och vägning av mjukdelar skedde i syradiskade kapslar av polystyrenplast. Vid preparering och uttagning av mjukdelar ur enskilda musslor, användes syratvättade plastpincetter. Musslor jämte övriga biologiska prover för *metallanalys* frystorkades i väntan på analys. Den erforderliga provmängden för analys var 50-100 mg TS mjukvävnad. Det innebär att bara 5-10 av totalt mer än 30 individ behövde tas ut i en första analysomgång. Genom att proverna vägdes individuellt kunde eventuella storleksskillnader mellan lokalerna kompenseras för genom att välja i första hand djur av samma vikt för analys. *Längden* hos enskilda djur med skal mättes på 0,5 mm när med skjutmått av plast. Torrvikten hos mjukdelar (efter frystorkning) hos enskilda individ bestämdes på 0,1 mg när. Överblivna prover har lagts i provbank för att vid behov kunna användas, t ex för konfirmerande analyser eller för att belysa individuella haltvariationer och bekräfta ev. skillnader i statistiska termer.

(2). Musslor för analys av *organiska* miljögifter förvarades frysta på stenar täckta av aluminiumfolie med den blanka sidan inåt. Slutförvaring och vägning av mjukdelar (samlingsprover) gjordes i sprittvättade glasburkar av brunt apoteksglas, vilka var förslutna med aluminiumfolie under plastlock. Vid preparering av mjukdelar användes bestick av rostfritt stål som tvättats i alkohol och aceton. Mjukdelar av musslor för analys av organiska miljögifter frystes i väntan på analys.

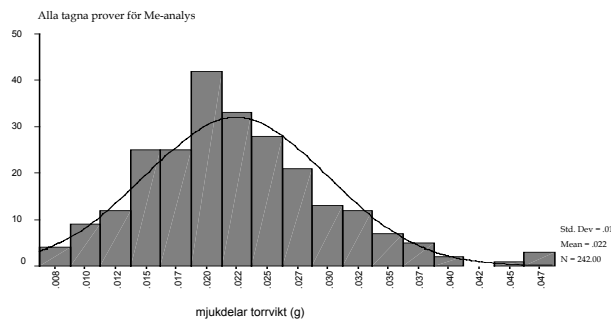
3.3.2 Storleksfördelningen hos analyserade organismer

3.3.2.1 *Vandrarmussla*

Viktsfördelningen hos samtliga *vandrarmusslor* som omhändertogs för metallanalys framgår av figur-A3:1. Storleksfördelningen på varje enskild lokal redovisas i figur-B1. Mjukdelarnas torrsvikt ligger nära normalfördelningskurvan i histogrammet, medan skallängden företer en något skevare bild som avviker från normalfördelning. Att längden är ett mindre stabilt mått beror sannolikt på formrikedomen hos denna art (jfr artnamnet som är just *polymorpha*, eller mångformig) där ”trekantmusslor” med bred bas utgör en ytterlighet och slanka blåmussleliknande former en annan sådan.

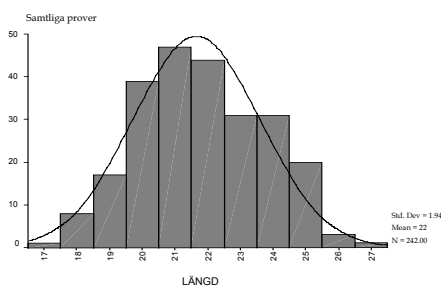
Vid avslutade försök var medelvikten hos mjukdelarnas mestadels 19-21 mg, medan den var något högre vid Årsta holmar och Kungshatt (29 mg) och något lägre i Saltsjön (16 mg) (figur-B1). För att öka jämförbarheten utvaldes enbart djur runt 20 mg för metallanalys (tabell-B4). Som extra kontroll på djurens status efter exponering, bestämdes torrsvikt och längd hos skalen på 30-40 djur från Saltsjön, Riddarfjärden, Klubbensborg och Stäket. Förhållande mellan vikt och längd befanns vara detsamma på samtliga lokaler.

Figur-A3:1 visar längdfördelningen hos samtliga insamlade djur för analys av metaller och organiska miljögifter (OM). Bägge kategorier av prover hade ungefär samma medellängd (21 resp. 22 mm). Frekvensfördelningen närmar sig i bägge fallen normalfördelning men är en aning snävare hos djur som tagits ut för metallanalys.

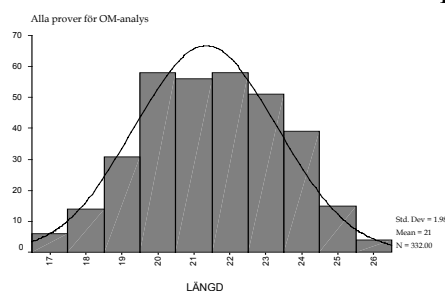


Figur-A3:1. Stockholm 2001. Viktsfördelning (mjukdelar) hos samtliga vandrarmusslor som omhändertagits för metallanalys. Vikten anges i mg torrvtikt per individ.

Metallprover



POP-prover



Figur-A3:2. Stockholm 2001. Längdfördelning hos musslor som tagits ut för analys av metaller och persistenta organiska ämnen (POP)

Längdfördelningskurvor på enskilda lokaler redovisas i figur-B1:2. Observera att åtta av dessa samlingsprover gått vidare i sin helhet, för att uppnå erforderliga provmängder för analys av persistenta organiska ämnen. Frystorkning var ej aktuell med hänsyn till risken för kontaminering (jfr Söderström 2002). Eftersom vattenhalten i mjukdelarna varierar en hel del med upptningsgraden var det inte särskilt meningsfullt att använda individuell våtvikt som jämförelsebas. Hos klorerade och bromerade föreningar är normering mot fettvikt ett i vissa avseenden bättre jämförelsemått.

3.3.2.2 Vattengråsugga och fjädermygglarv

Antalet analyserade djur och medelviker per individ (efter frystorkning) redovisas i tabell-B4:1 tillsammans med övriga analysdata. Som synes var medelvikten hos Asellus 2,2-2,4 mg/individ utom i Trekanten där djuren var nästan dubbelt så stora (4 mg/ind.). Fjädermygglarverna varierade mycket i vikt, från 0,8 mg till 7,7 mg per individ. Vikten var mycket lägre i Judarn än i övriga fall, vilket kan ha berott på att larverna var tämligen nykläckta och att förra generationen hunnit kläcka ut efter den långa och varma hösten. I övriga fall utom Judarn varierade vikten mellan 3,7-7,7 mg per individ. Notera att medelvikten var störst på den provisoriska referenslokalen, Klubbensborg (7,7 mg), medan den var lägst på de mest förorenade lokalerna, Ulvsundasjön, Riddarfjärden och Trekanten (3,7-4,7 mg).

3.3.3 Kemisk analys

3.3.3.1 Vatten

Vattenanalyserna omfattade metaller, suspenderat material (SPM), pH, färg, grumlighet, alkalinitet, Ca, Mg, Na, K, (Cl och SO₄). SPM bestämdes genom att filtrera känd volym (0,5-1 L) vatten vid undertryck (0,2 bar) i filtertratt av polykarbonat (Millepore). Mängden SPM bestämdes genom vägning på 0,01 mg när efter lufttorkning i renluftsbänk placerad i konstantrum med ca 10 % luftfuktighet. Sex prover (2x3) filtrerades från varje lokal och tidpunkt. Tre av dessa prover filtrerades genom membranfilter av polykarbonat (SPMP). Övriga tre prover filtrerades genom membranfilter av celulosanitrat (SPMC) Filtren hade först lakats i 0,1 M HNO₃ för att avlägsna föroreningar av metaller som kunde påverka ev. efterföljande analys av SPM. Bägge filtertyperna hade en diameter av 47 mm och en nominell pordiameter av 0,4 µm. Denna som är väldefinierad hos polykarbonat, är dock mindre väl definierad hos celulosanitrat där pordiametern tenderar att minska under filtreringens gång, p g a igentäppning (klogging).

Den ”totala” eller syralösliga halten av metaller i vatten bestämdes med ICP-MS på ofiltrerat sjövattnet som konserverats med konc. HNO₃ (2 ml/L). Den lösta fraktionen avskiljades med hjälp av jämviktsdialys (cut-off 10.000 dalton) i 5 dygn och konserverades enligt ovan

3.3.3.2 Sediment

Sedimentprover frystorkades före uppslutning och analys. Halten av organiskt material bestämdes genom vägning före och efter glödning (2 tim, +550 °C). De frystorkade proverna uppslöttes genom autoklavering i 7M HNO₃ (30 min, +120 °C). Kvicksilver bestämdes med flamlös AAS. Övriga element bestämdes med induktivt kopplad plasma och masspektrometer (ICP-MS) (Perkin-Elmer Sciex Elan 5000). Vid kalibrering användes standardlösningar innehållande flera element i olika kombinationer.

3.3.3.3 Rygggradslösa djur

Kemiska analyser utfördes på samlingsprover (tabell-B4, figur-B1). Samtliga tre djurarter analyserades m a p *metaller*. Vandrarmussla analyserades dessutom på organiska miljögifter. Proverna för metallanalys frystorkades och upplöstes i konc. HNO₃ och H₂O₂ i teflonbomb som upphettades i mikrovågsugn. Hg bestämdes med flamlös AAS. Övriga element bestämdes med induktivt kopplad plasma och masspektrometer (ICP-MS) (modell Perkin-Elmer Sciex Elan 5000). Vid kalibrering användes standardlösningar innehållande flera element i olika kombinationer.

Polycykliska aromatiska kolväten (24 PAH, se tabell-B5) i musslor bestämdes på samlingsprover bestående av 36-41 individ vardera. Bestämning utfördes med hjälp av gaskromatografi och högupplösande masspektrografi. Redovisning sker enligt metoden EPA 610. De redovisade resultaten är kompenserade för extraktions- och uppämningsförluster. Kompensering skedde genom att deuteriummärkta D₁₀-pyren och D₁₂-perylene sattes till provet före extraktionen. Masstalen 128-228 kompenseras med utbyte av D₁₀-pyren medan masstalen 252-278 kompenseras med utbyte av D₁₂-perylene.

På musslor bestämdes likaledes *polyklorerade* och *polybromerade* cykliska föreningar 7PCB, HCB, DDT, 5PBDE (se tabell-B6). Även i dessa fall användes samlingsprover med upp till 40 individ vardera. Proverna homogeniserades varefter lipiderna extraherades i aceton/hexan och hexan/dietyler. Extrakten löstes i isooktan och lipiderna destruerades med svavelsyra. PCB,

DDT, HCB analyserades med GC/ECD (Electron Capture Detector) medan PBDE analyserades med GC/MS med hjälp av de negativa joner som bildas genom kemisk jonisering (Electron Capture Negative Ionisation, ECNI). Ammoniak användes som reaktionsgas.

4. Resultat och diskussion

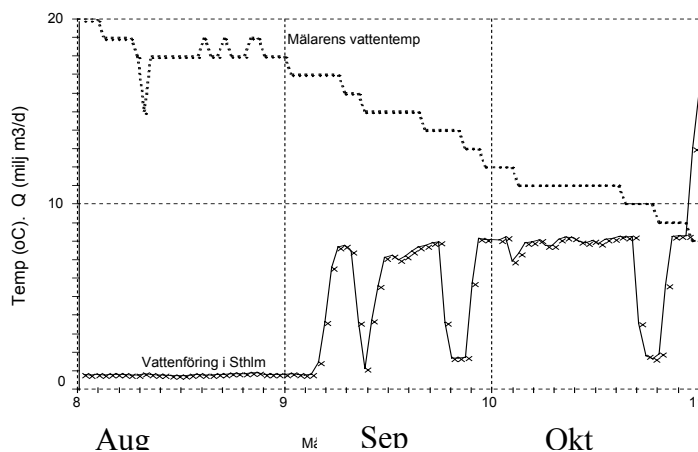
4.1 Hydrologi och vattenkemi

4.1.1 Vattenföring och vattenutbyte i östra Mälaren

Musselutsättningen och första vattenprovtagningen utfördes i samband med låg vattenföring ($<1 \cdot 10^6$ m³/d). Den teoretiska uppehållstiden hos vattnet var då troligen > 6 veckor i östra Mälaren. Vattenföringen ökade sedermera för att i slutet av utsättningsperioden nå $3-8 \cdot 10^6$ m³/d (figur-A4:2). Vattnets teoretiska uppehållstid var då blott några dagar.



Figur-A4:1. Utskov för vatten från Mälaren till Saltsjön. Den största transporten sker genom Norrström och den närbelägna Stallkanalen (källa: Hans Bergström, Stockholms hamn).



Figur-A4:2. Vattenföring i Stockholm (Norrström+Karl Johan+Slussen) och vattentemperatur uppströms Hammarbyslussen (källa: Hans Bergström, Stockholms hamn).

Koncentrationen av föroreningar i recipienten beror bland annat av utspädningsgrad och sedimentation. Låg vattenföring medför mindre utspädning och effektivare sedimentation av föroreningar. Hög vattenföring, som uppträder i samband med nederbörd och snösmältning, medför ökad utspädning av föroreningar i recipienten. Utspädningseffekten motverkas delvis av att tillförsel av föroreningar via dagvatten samtidigt ökar.

4.1.2 Vattenkemi

Resultaten av allmänkemiska vattenanalyser redovisas i tabell-B2 och figur-B2. Därav framgår att pH mestadels varierade mellan 7,5 och 8,3. Mälarens vatten var svagt men märkbart brunfärgat (30 mg Pt/L) och av intermediär hårdhet (ca 70 mg CaCO₃/L). Hårdheten ökade i Stäket och i småsjöarna (130 resp.140-180 mg CaCO₃/L) och förstås i Saltsjön. Halten av natrium var påfallande hög i Årstaviken samt i Räcksta Träsk och Trekanten och speglar troligen påverkan av vägsalt och dagvatten. Även i Ulvsundasjön och Riddarfjärden ökade halten av natrium. I Saltsjön utgör den höga salthalten ett naturligt inslag.

Halten av suspenderat partikulärt material var högre i augusti (SPM=2-4 mg TS/L) än i oktober (SPM=1-3 mg TS/L). Skillnaden beror bl a på riklig förekomst av plankton och vattenblommade blågröna alger i augusti. Halten av SPM var högst i Årstaviken och Ulvsundasjön, medan den var något lägre i Klubben, Riddarfjärden och Saltsjön. Cellulosanitrat fångade upp mer SPM än motsvarande filter av polykarbonat. Skillnaden var störst i centrala Stockholm, där turbiditeten var högst, vilket tyder på ökat inslag av fina partiklar och kolloider. Skillnaden var allra störst i Saltsjöns bräckta vatten, som belastas av flera stora reningsverk och har omfattande syrgasbrist i bottenvattnet.

4.2 Metaller i ytvatten och ytsediment

4.2.1 Total syralöslig halt och anrikningsfaktor (~föroreningsgrad) i vatten och sediment

Silver, guld och indium beaktas bland annat därför att de förekommer som föroreningar i avloppsslam från Stockholms kommunala reningsverk (se t ex Lithner & Holm 2003). Guld och indium var ej detekterbara i vatten medan halterna i sediment var fullt mätbara på samtliga lokaler (se tabell-B1). Detta gäller även tenn där detektionsgränsen var högre (<30 ng/l) än för guld och indium (Tabell-A3:1).

Tabell-A3:1. Stockholm 2001. Totalhalter av metaller i ytnära vatten. i Mälaren, Saltsjön, Trekanten, Räcksta träsk och Judarn.

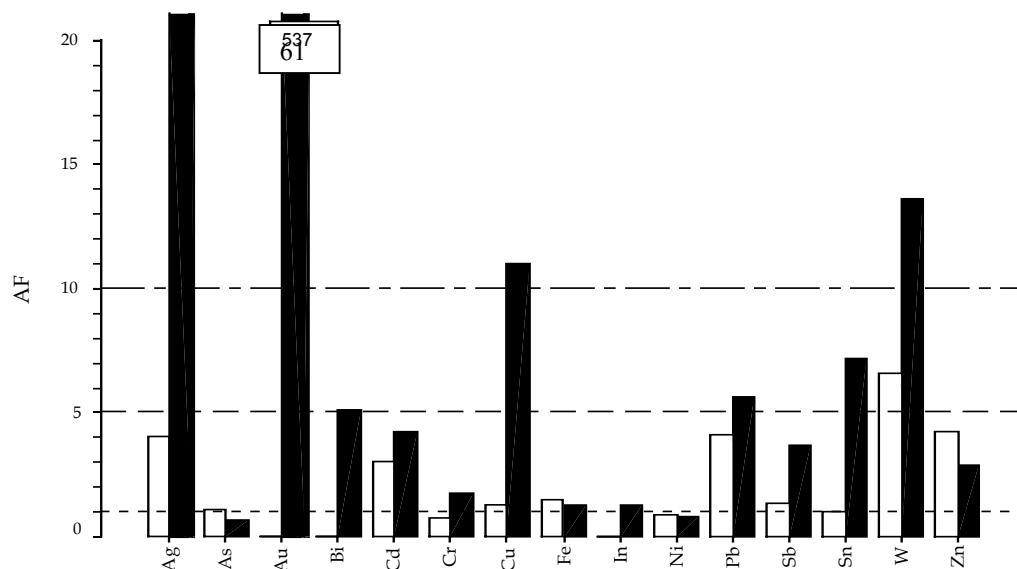
1 ng/L	10	100	1 µg/L	10	100
< Ag _____					
			As _____		
Au <					
< Cd _____			Cr _____		
				Cu _____	
					Fe _____
In <				Ni _____	
			Pb _____		
			Sb _____		
	<Sn				
			W _____		
				Zn _____	

Tabell-A3:2. Stockholm 2001. Halter av metaller i ytsediment i Mälaren, Saltsjön, Trekanten, Råcksta träsk och Judarn.

10 ng/g TS	100	1 µg/g TS	10	100	1 mg/g TS
		Ag			
Au		As			
	Bi				
	Cd			Cr	
In				Cu	
			Ni		
	Sb		Pb		
		Sn			
		W			
					Zn

Metallhalten i *vatten* varierar mestadels mellan <1 ng/l till 20 µg/l. Guld, indium, silver och kadmium ligger i lägre delen, medan koppar, nickel, wolfram och zink ligger i övre delen av koncentrationsintervallet (Tabell-A3:1). Antimon, arsenik, bly, krom och wolfram intar en mellanställning mellan dessa. Högst ligger järn med 20- 200 µg/l. Vismut bestämdes till skillnad från sediment ej i vatten. Arsenik och krom är påfallande konstanta. Observera att silver och kadmium ligger längre till vänster i vatten än i sediment vilket kanske tyder på att de är mer sedimentationsbenägna än andra metaller.

Metallhalten i *sediment* varierar mestadels mellan 0,01-0,1 och 2000-5000 µg/g TS, med guld och indium i undre delen, och koppar och zink i övre delen av koncentrationsintervallet. Direkta jämförelser mellan olika lokaler underlättas av att halterna av primära sorbenter (järnoxider, aluminiumsilikater, resp. organiskt material) är konstant höga (3-10 %; resp. 13-47 % TS) (Tabell-B1). Antimon och vismut ligger i nivå med kadmium. Tenn och wolfram ligger i nivå med silver eller högre (Tabell-A3:2). Indium och nickel är påfallande konstanta.



Figur-A5 . Stockholm 2001. Anriktningsfaktorn (AF) i ytvatten (öfylld) och i ytsediment (fylld) i bokstavsordning.

AF i **vatten**:= Medelv. (stn 4-8) /Mv (stn 0-2).

AF i **sediment**= Medelv. (stn 6,7a,8b) / stn 0a

För att kunna bedöma *föroreningsgraden* har anrikningsfaktorer (AF) beräknats för Stockholms centrala delar som jämförts mot perifert belägna områden längre västerut (t ex Hässelby, Stäket). Dessa jämförvärden är sannolikt påverkade av föroreningar varför proceduren sannolikt innebär en *underskattning* av föroreningspåverkan (Figur-A5).

Med detta förbehåll i minne kan konstateras att den genomsnittliga föroreningsgraden i *sediment* är störst för guld (AF=61) och avtar i ordningen silver, wolfram, koppar (AF=11-21) > tenn, bly, vismut, kadmium (4-7) > antimon, zink (3-4). Vare sig indium eller nickel visar någon tendens till föroreningspåverkan. Föroreningsgraden i *vatten* är lägre än i sediment men följer i stora drag denna. Detta går ej att bekräfta för guld, vismut och tenn som understiger detektionsgränsen i vatten eller ej analyserats i detta (Bi). Silver uppvisar påfallande stor diskrepans mellan sediment och vatten, vilken kan bero på starkt benägenhet till fastläggning i sediment via sedimentterande partiklar och utfällning av svårslöslig sulfid.

Tabell-B1 visar påfallande höga halter av silver och guld i sedimenten från Klubbensborg, vilka möjligen skulle kunna utgöra "minnen" av tidigare utsläpp från avloppsreningsverken i Eolshäll och Bromma på 1980-talet. Påverkan från avloppsreningsverk illustreras troligen bäst av sedimenten utanför Kastellholmen som innehåller lika mycket guld och silver som finns i kommunalt avloppsslam (Lithner & Holm 2003). Halterna är i Saltsjön 3-10 gånger högre än de är i angränsande delar av Mälaren. De höga halterna i Mälaren kan dock svårigen förklaras av tidigare utsläpp från Eolshäll, eftersom:

1. Föroreningen av guld och silver är påfallande *jämnt* fördelad mellan Klubbensborg och Riddarfjärden
2. Lika höga föroreningshalter uppträder i Trekanten och Råcksta Träsk trots att de *ej* belastas av utsläpp från kommunala reningsverk.

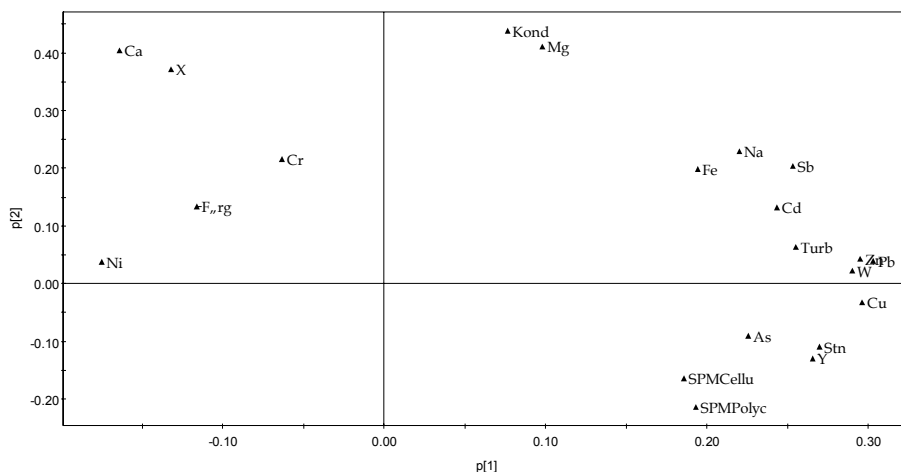
För att förklara de höga halterna av guld och silver i Stockholms sötvattenrecipienter, måste man därför hitta ytterligare källor utöver avloppsreningsverken. När det gäller *guld* för detta osökt tankarna till en nyligen publicerad undersökning i Palermo (Sicilien) där man vid analys av granbarr fann att dessa innehöll de högsta halterna platina, palladium och guld i de mest trafikerade delarna av staden. Som huvudsaklig källa för platina och palladium angavs där, liksom i andra liknande studier, utsläpp från avgaskatalysatorer. Även *guld* verkade spridas från motorfordonstrafik eftersom halten av denna samvarierade med halterna av platina och palladium. Källan till guldförorening var något osäker, men som möjliga källor angavs förbränning av dieselolja och eldningsolja (cit. Zerini). En annan möjlig och kanske troligare källa var guldförorening från de metallegeringar som används vid tillverkningen av katalysatormassor (Dongarrá m fl 2003).

Höga halter av *silver*, i biologiskt tillgänglig form, har tidigare uppmätts i vägdam i Karlsruhe vilket tyder på att även denna metall är trafikrelaterad. (Zimmermann m fl 2002), vilket till viss del bekräftas av föreliggande undersökning i Stockholm. I inledningen till den tyska rapporten hänvisas också till en annan rapport som bland trafikrelaterade metaller nämner *tenn*, som i Stockholm visar ett likartat mönster som andra trafikrelaterade metaller.

4.2.2 Samvariation och regional variation i vatten.

Totala och dialyserbara metallhalter i vatten redovisas i tabell-B3:1-4. Totalhaltens regionala haltfördelning framgår av figur-B3:1-2. För att klarlägga ev. samband mellan totalhalter av metaller och allmänkemiska variabler har data från samtliga prover från Mälaren underkastats principalkomponentanalys (PCA). I figur-A6:1 redovisas komponenterna 1-2 som tillsammans förklarar 70 % variansen. Metallerna zink, wolfram, bly och koppar ligger väl samlade längst till *höger* i diagrammet, vilket innebär att de samvarierar starkt sinsemellan.

Metallerna antimon, kadmium, järn och natrium är något svagare associerade sinsemellan och med övriga metaller. Nickel som är belägen långt till vänster om y-axeln är negativt korrelerad med övriga metaller. Halten ökar således mot väster och norr, där vittrande postglaciala sulfidleror utgör viktiga naturliga källor för nickel (och vissa andra metaller). Arsenik samvarierar med halten av suspenderat material (SPM) vilket indikerar att halten ökar när algiomassa och pH ökar.

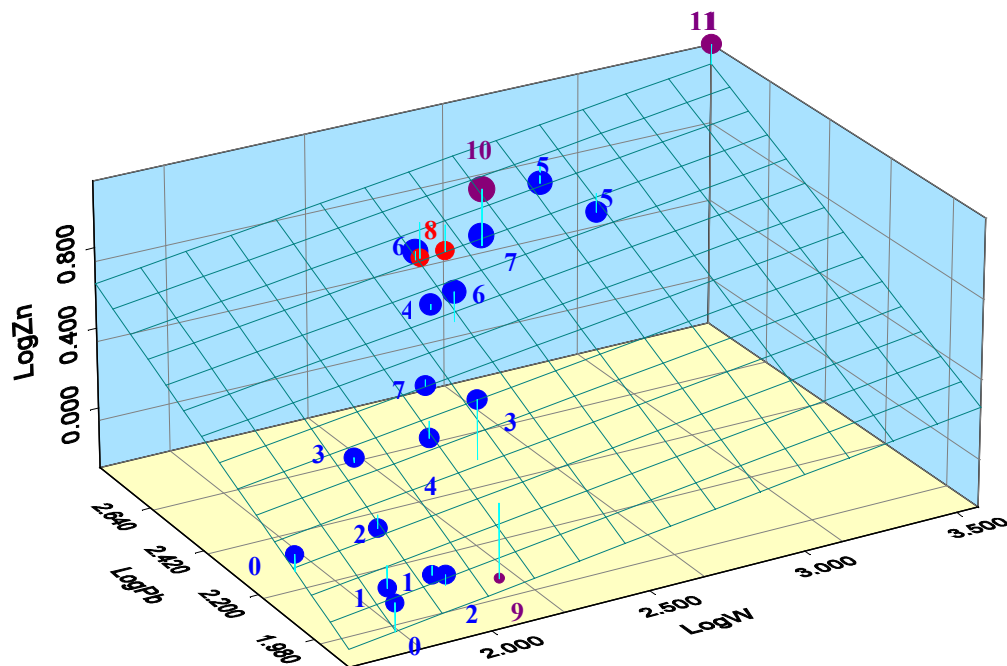


Figur-A6:1. PCA för Mälaren (stn 0-7) efter logaritmisk transformering av ingående data ($N=16$). Komponent 1 ($R^2=0,50$) mot komponent 2 ($R^2=0,20$). Y = geografisk koordinat i östlig riktning. X = geografisk koordinat i nordlig riktning. Stn = stationsnumrering. SPM = suspenderat material (Cellu = Cellulosanitrat, Polyc = Polykarbonat). Turb = Turbiditet.

Det 3-dimensionella diagrammet i figur-A6:2 illustrerar samvariationen i totalhalter av zink, wolfram, bly och koppar, när samtliga prover inkluderas. Flertalet punkter ligger som synes nära det beräknade regressionsplanet. Halten av koppar är lägre än "förväntat" i Saltsjön (8) och mycket lägre än "förväntat" i Judarn (9), vilket syns bäst av den vertikala linjen som förbinder punkten med regressionsplanet. Judarn har också den lägsta zinkhalten av alla punkter. Råcksta Träsk uppvisar den högsta zinkhalten medan Trekanten uppvisar den högsta wolframhalten av alla lokaler.

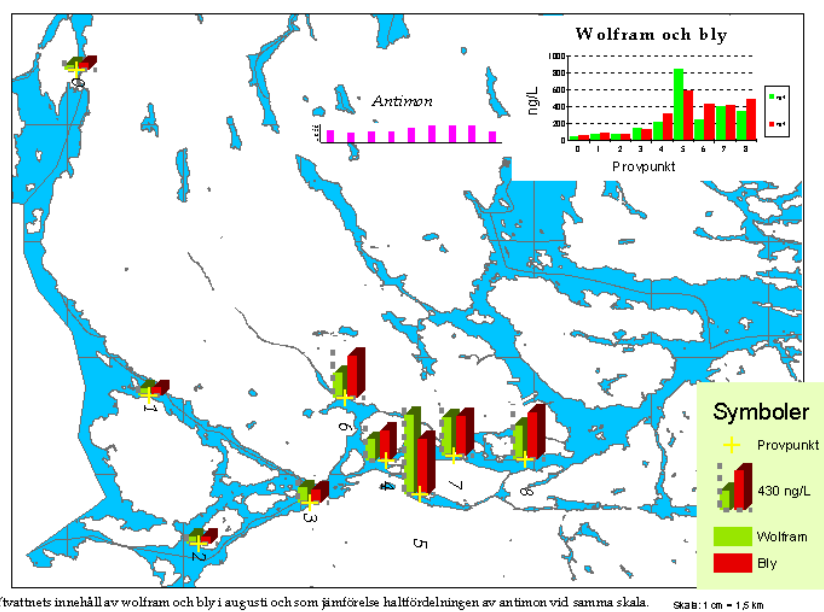
Några av de särskilt intressanta metallerna redovisas på kartorna i figur-A7:1-2, och därjämte diagram med uppmätta halter på varje station i nummerordning (jfr. figur-B3:1-2). Figur-A7:1 visar att totalhalterna av bly och wolfram ökade i augusti i riktning utifrån mot Stockholms centrala delar (Årstaviken och Ulvsundasjön inräknade). De violetta staplarna visar att totalhalten av antimon ökade i mindre grad än den gjorde hos övriga metaller. Totalhalten av wolfram hade maximum vid Årsta holmar och i Trekanten (se nedan).

Figur-A7:2 visar att zink och kadmium företer stora likheter med ovan nämnda metaller, och ökar markant i Stockholms inre delar. Kadmiums haltökning i Saltsjön kan bero på att "bakgrundshalten" i Östersjön är högre än i Mälaren samtidigt som hög salthalt gynnar bildningen av lösliga kloridkomplex med hög rörlighet. Även totalhalten av koppar ökar i Stockholms centrala delar medan däremot totalhalten av nickel där minskar (figur-B3:2).



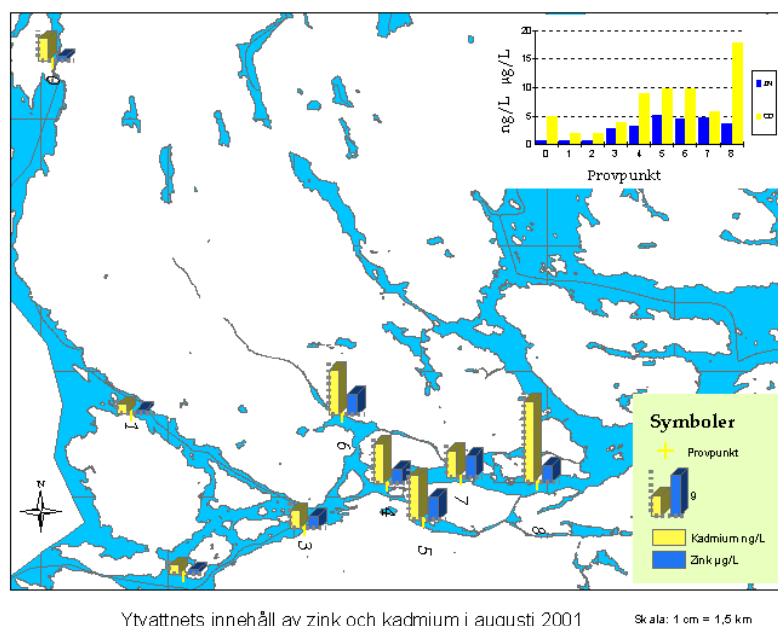
Figur-A6 :2. Vattnets totala metallinnehåll i *Mälaren*, *Saltsjön*, *småsjöar* Stockholm augusti och hösten 2001. Log Zn som funktion av log W, log Pb och log Cu (den senare prop. mot symbol-diameter).

Enheter: Zn, Cu $\mu\text{g/L}$, Pb, W ng/L .



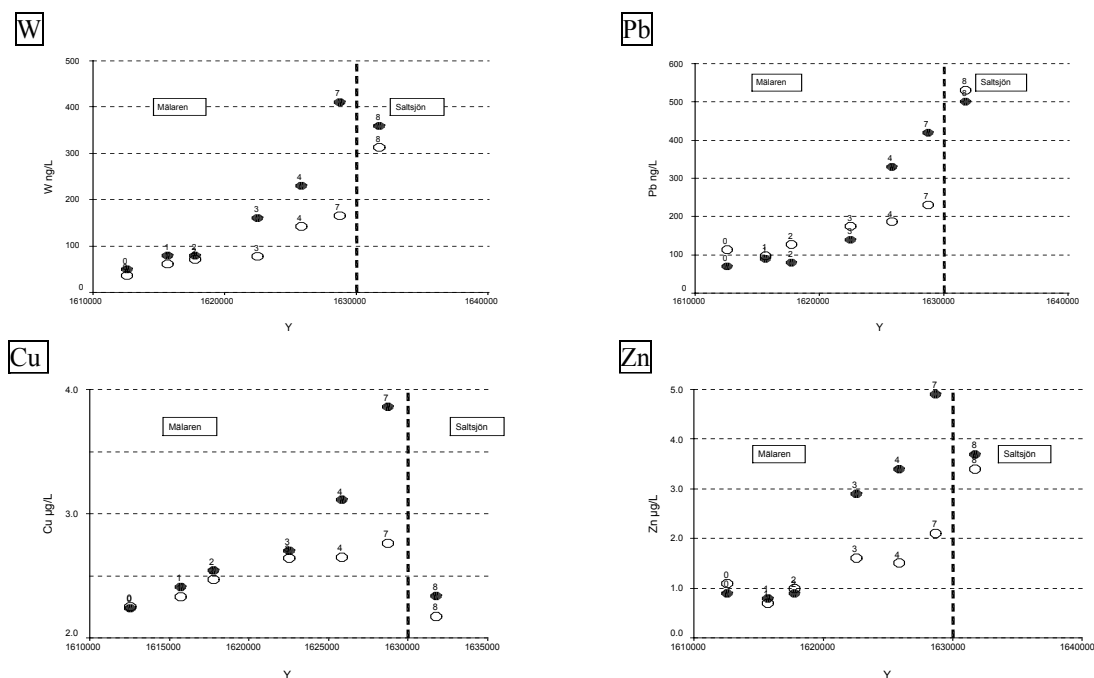
Figur-A7:1. Stockholm augusti 2001. Regional fördelning av *wolfram* och *bly* och *antimon* (Obs!, samma skala!).

Enheter: ng/L.



Figur-A7:2. Stockholm augusti 2001. Ytvattnets totala innehåll av *kadmium* och *zink*. Enheter: ng/l, resp µg/l.

Av figur-A8 framgår att augusti gradienterna av wolfram, bly, koppar och zink genom Stockholm fanns kvar i oktober när vattenföringen var betydligt högre än i augusti. Detta tyder på att transporten av föroreningar hade ökat under mellantiden. Det borde därför vara möjligt att nu och framgent beräkna hur stora mängder av föroreningar som tillkommer vid vattnets passage genom Stockholm.



Figur-A8. Stockholm 2001. Koncentrationsgradienter genom Stockholms "huvudfåran" från Stäket, Hässelby och Kungshatt via Klubbensborg genom Mariebergssjön, Riddarfjärden och Saltsjön (● = Augusti, ○ = oktober). Enheter: Y=longitud enl. rikets nät. W, Pb= ng/l; Cu, Zn =µg/l

I Saltsjön var halterna förhållandevis konstanta, vilket kan bero på att den direkta tillförseln av föroreningar i Saltsjön överskuggar de temporala skillnaderna i Mälaren. I likhet med kadmium var totalhalten av *silver* högre i Saltsjön än i Mälaren (4-5 resp. <2-4 ng/L) (tabell-B3:1). Detta kan möjligen bero på att silver, i likhet med kadmium, bildar lättlösliga kloridkomplex med hög mobilitet i Saltsjöns bräckta vatten. Vid denna salthalt bildas även neutral icke polär AgCl^0 med lipofila egenskaper som befrämjar den biologiska tillgängligheten. *Indium* detekterades i augusti i Saltsjön (5 ng/l), understeg annars detektionsgränsen för ICP-MS (<1 ng/l).

4.2.3 Dialyserbara ("lösta") metaller i vatten

Den dialyserbara fraktionen (co. 10.000 dalton) likställs ofta med "lösta" metaller men kan även innehålla finare kolloider. I Saltsjön var knappt hälften av allt silver dialyserbart, medan motsvarande andelar i Mälaren inte kunde bestämmas p g a otillräcklig analyskänslighet. Dialyserbart järn och bly kunde ej heller bestämmas p g a otillräcklig analyskänslighet, men understeg i vart fall 5 % av totalhalten (Tabell-A4:1). Detta beror på att järn(III) normalt bildar svårösliga föreningar (FeOOH) medan bägge metaller binds hårt till partiklar och humus. I förorenade vatten finns även förutsättningar för utfällning av svåröslig blyfosfat och blyarsenat.

Tabell-A4:1. Stockholm 2001. Dialyserbar fraktion av total halt. Kadmium inkluderar ej två höga värden (inom parentes) som antas bero på provkontaminering.

	Medel	Variation
Fe	<0.05	<0.02- 0.11
Pb	<0.05	<0.02-0.11
Cr	0.58	0.24- 0.89
Cd	0.60	0.20-1.1 (1.6, 2.0)
Cu	0.71	0.58- 0.92
Zn	0.82	0.33- 1.37
Ni	0.90	0.77- 1.17
As	0.92	0.82-0.98
Sb	1.04	0.93-1.15
W	1.32	1.04-1.71

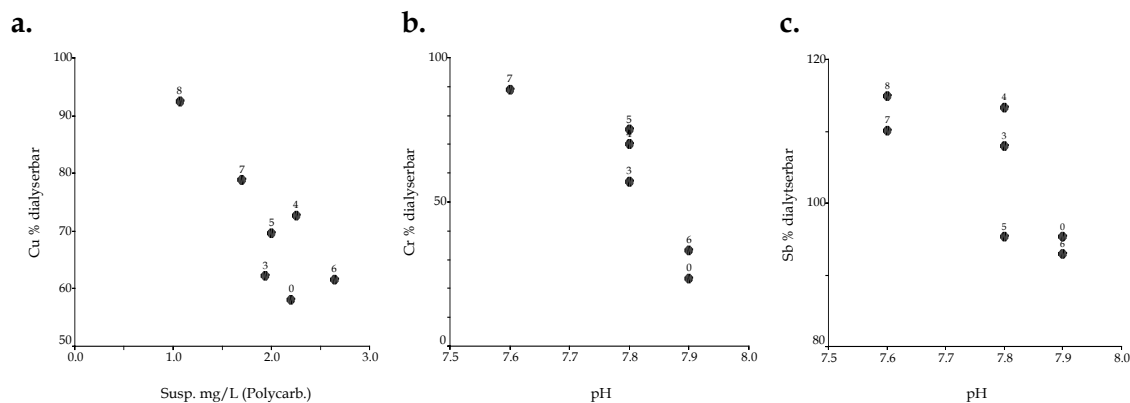
Den dialyserbara fraktionen är generellt hög hos nickel, arsenik, antimon och wolfram (> 77 %) och mestadels även hos koppar (58-92 %). Krom, kadmium och zink hade genomsnittligt ganska hög (58-82 %) till ganska låg (20-33 %) dialyserbarhet. Wolfram uppvisade i vissa fall onaturlig hög dialyserbarhet (max. 132 %) som dock ännu ej kunnat hänföras till kontaminering varför det inte kan uteslutas att andra anrikningsprocesser är verksamma i dialysslangarna. Samma fenomen har tidigare observerat hos molybden som är kemiskt närbesläktad med wolfram och i likhet med denna uppträder som anjon.

Det är vanligt att tänka sig att den lösta metallfraktionen i vattnet styrs av mängden partiklar, vilka binder metaller och utarmar vattnet med lösta metaller. Bindningen till partiklar ökar med stigande pH hos zink, kadmium och bly som bildar positiva joner (se t ex Borg & Andersson 1984). Således tenderar dialyserbarheten hos krom, koppar och nickel i detta fall att variera omvänt mot pH (Tabell-A4:2, figur-A9), medan den hos *arsenik* tenderar att samvariera positivt med pH och SPM vilket troligen beror på att arsenik uppträder företrädesvis som negativa joner. *Antimon* visar däremot inga positiva samband trots att den i likhet med arsenik kan förväntas vara negativt laddad. Tolkningen är osäker eftersom dialyserbarheten hos antimon i 4 av 7 fall överstiger 100 % av totalhalten. Med tanke på vad som sagts om wolfram och molybden kan fraktioneringen medelst dialys även i detta fall är behäftad med osäkerheter (jfr. diagram c i figur-A9).

Tabell-A4:2 . Stockholm 2001. Statistiskt signifikanta samband mellan löst fraktion (%) och fys.kem. variabler.

+ = pos. - = neg. * $p < 0.05$ ** $p < 0.01$ Susp = suspenderat material (C= Cellulosanitrat, P=Polykarbonat).

”löst” fraktion	pH	Färg	SuspP	SuspC
As	+*			+*
Cr	-**			
Cu	-**	-*	-*	
Ni	-*	-**		
Sb	-*			-*



Figur-A9. Stockholm 2001 Mälaren. **a.** dialyserbar koppar (%) mot suspenderat material, **b.** dialyserbar krom (%) mot pH, **c.** dialyserbar antimon (%) mot pH.

4.3 Metaller i ryggradslösa djur

4.3.1 Samband mellan respons och dos

Dos och respons samband kan enklast beskrivas som organismens svar på omgivningens metallhalt, i form av metallupptag eller biologisk effekt eller båda. Vi fokuserar fr n på organismens metallupptag, om möjligt utan tarminnehåll m m (se kap. 3). Därmed ökar sannolikheten för att de metaller som uppmätts i djuren verkligen är biokemiskt bundna och biologiskt tillgängliga. Vattengråsuggan är i detta avseende inte lika ”säker” som övriga arter eftersom defekaliseringen ej varit möjligt att i efterhand säkerställa eftersom maginnehållet ej kan observeras i lupp i genomfallande ljus eller genom dissektion.

Dosen kan definieras på många olika sätt. I detta fall används företrädesvis totala och dialyserbara metaller i vatten, vilka ej tar hänsyn till metallens kemiska förekomstform (speciering). Totalhalten har fördelen att inbegripa både lösta och partikulära metaller vilka ingår i musslornas total exponering som utgör summan av upptaget via vatten och föda (vilken senare utgörs av alger, bakterier och organiskt detritus. Detta motsägs inte av korrelationen mellan musslor och vatten, som faktiskt var bäst med totalhalten som jämförelsebas (Tabell-A5). Graden av dialyserbarhet tycks alltså inte tillföra information om metallernas biologiska tillgänglighet.

Metallhalten i musslor samvarierar i de flesta fall med totalhalten i vattnet (Tabell-5A) vilket inte är lika vanligt hos vattengråsuggor och mygglarver. Detta kan delvis bero på att

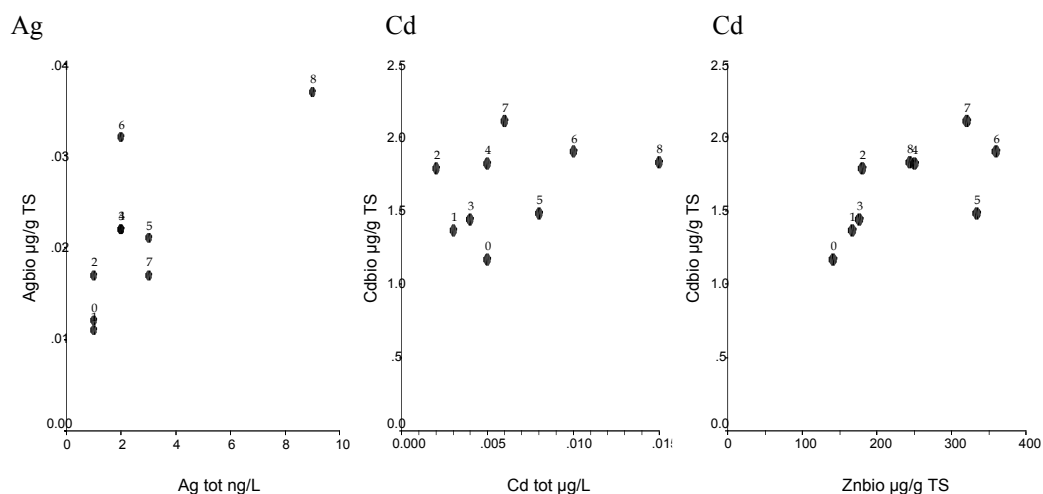
Tabell-A5. Stockholm 2001. Samvariation mellan metallhalten i biota och metallhalten i vatten. Förklaringsgrad (R^2) och signifikansnivå vid linjär regression (lin alt. log). Kadmium och krom saknar samband och har ej medtagits. Silver understeg i några fall analyskänsligheten i vatten.

	Mussla (9)	Mussla (7)	Asellus (6)	Chir (5)	Chir (5)
	Totvat	Dialysvat	Totvat	Totvat	Ytsed
Ag	0,60*	-	-	-	
As	-	-	-	-	
Cu	0,92***	-	0,92**	-	0,90*(*)
Fe	0,61*(*)	-	-	-	
Ni	0,66*(*)	-	-	-	
Pb	0,76**	-	0,92**	-	
Sb	0,77***(*)	0,79***(*)	0,96**	-	
W	0,90***	0,88***	0,94**	0,98**	0,94**
Zn	0,84***(*)	0,53*(*)	-	0,78*	0,72*(*)

musslorna är bättre representerade och insamlade inom ett större sammanhängande område, medan prover på övriga arter är färre till antalet och mer heterogena till sin beskaffenhet, genom att både Mälaren och mindre sjöar ingår.

Tolkningen av metallhalter i mygglarver försvåras av sedimenten i Klubbensborg är starkt förorenade vilket gör den direkt olämplig som referens. Judarn är inte heller idealisk som referens, eftersom sedimenten där fortfarande är påtagligt förorenade samtidigt som djuren är storleksmässigt mindre och inte helt jämförbara med övriga lokaler.

Mygglarver har i det följande jämförts både mot sediment och vatten, eftersom det inte är helt uppenbart vilken av dessa som spelar störst roll för djurens metallexponering (Tabell-A5, Fig.-A10). Mygglarverna lever visserligen nära sedimenten, men detta gäller i ännu högre grad fåborstmaskar som lever djupare ner och där exponeras *enbart* för metaller via sediment (föda) och via porvattnet. De rörbyggande mygglarverna exponeras i högre grad för metaller i bottenvattnet och i sedimentande partiklar (föda), samtidigt som rören torde skydda något mot direkt exponering från sediment och porvatten. I brist på annat har metaller i djur avsatts mot metaller i *ytvatten*, vilket inte är helt korrekt eftersom djuren lever i bottenvattnet där metallhalterna ibland kan vara högre än i ytvattnet.



Figur-A10:1. Stockholm 2001. Vandrarmussla Ag, vs. Agvat, Cd vs. Cdvat resp. Znbio.

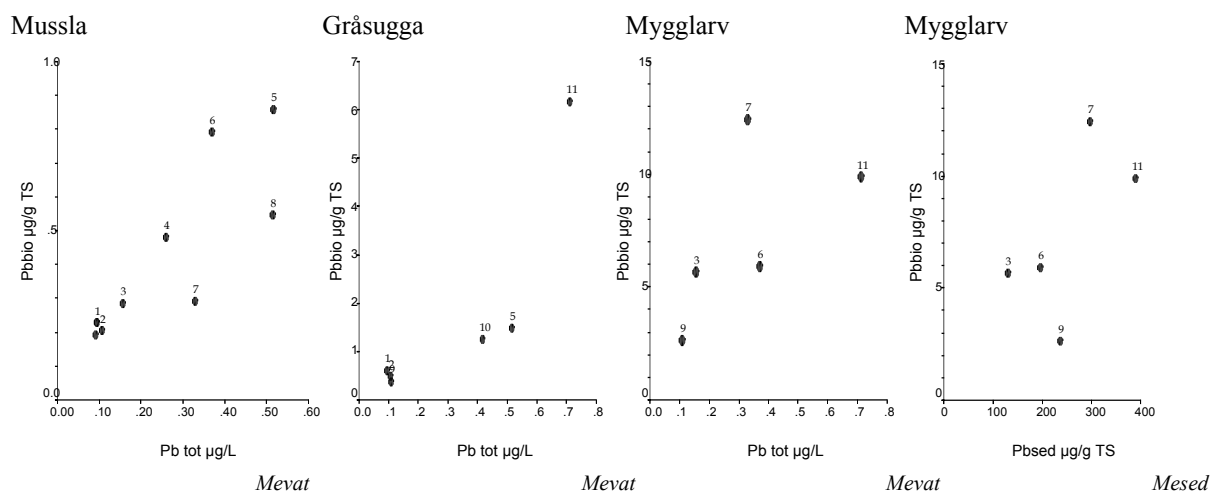
Vandrarmusslor uppvisar ofta en positiv samvariation mellan djuren och omgivningens halter av olika metaller (Tabell-A5, Fig.-A10:1-6). Halterna av silver och kadmium är dock ej eller bara svagt korrelerade med omgivningshalterna (Fig.-A10:1) beroende bl a på att

vattenhalterna ofta är låga eller ej mätbara (Ag). Krom uppträder både som Cr(VI) och Cr(III) där den förstnämnda har högre biotillgänglighet och löslighet än den sistnämnda (se t ex Balsberg-Påhlsson m fl 1982). I detta fall finns inget samband med totalhalten i vattnet däremot ett svagt positivt samband med dialyserbar fraktion (Tabell-B3:1), som möjligen består av lättillgängliga 6-värda former som CrO_4^{2-} och HCrO_4^- .

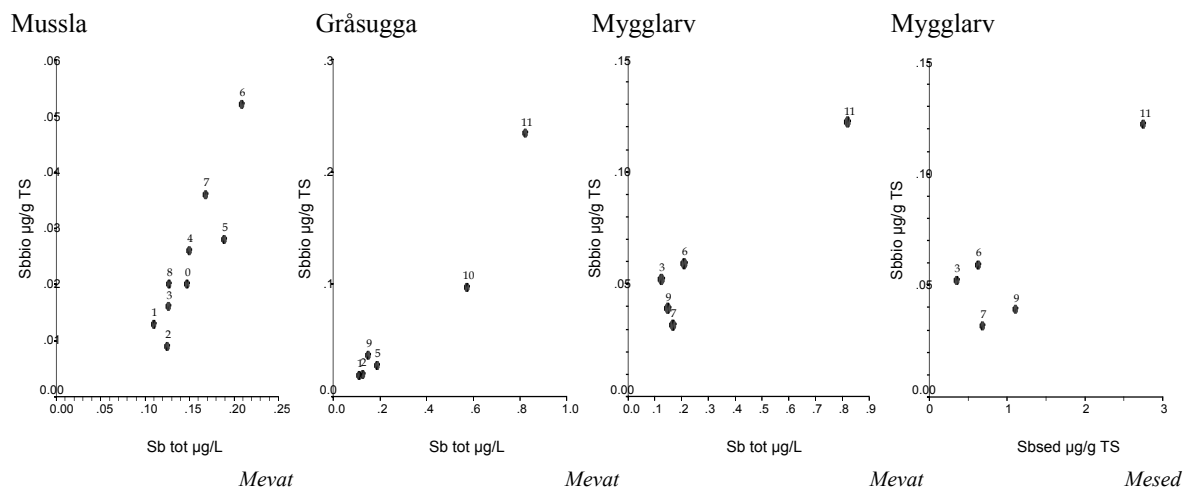
Hos vandrarmussla är *bly* och *järn* tämligen väl korrelerade med totalhalten i vattnet (Tabell-A5, Fig.-A10:2) trots att denna till minst 90-95% består av partikelbundna metaller som ej är tillgängliga för upptag via gälarna. Möjligen tas dessa metaller istället helt eller delvis upp via födan (se t ex Hudson m fl 1999, 2000) eller direkt ur vattnet som fria joner. Även övriga arter av djur uppvisar direkt proportionalitet mellan djurens halt och totalhalten av *bly* i vattnet. Detta gäller även *antimon* och *wolfram* där halterna hos samtliga arter är direkt proportionell mot omgivningshalten (Tabell-A5, Figur-A10:2-4). Detta indikerar att biotillgängligheten är ganska lika inom större delen av undersökningsområdet.

I likhet med fisk äger vandrarmusslan viss förmåga att reglera sin kopparhalt. Basnivån av *koppar* i Mälarens musslor är cirka 10 µg/g TS, vid 2,2 µg/l i vattnet. Halten i musslorna ökar som mest med 60 %, vilket är fallet i Ulvsundasjön där halten i vattnet är 3,7 µg/l (Fig. A-10:5).

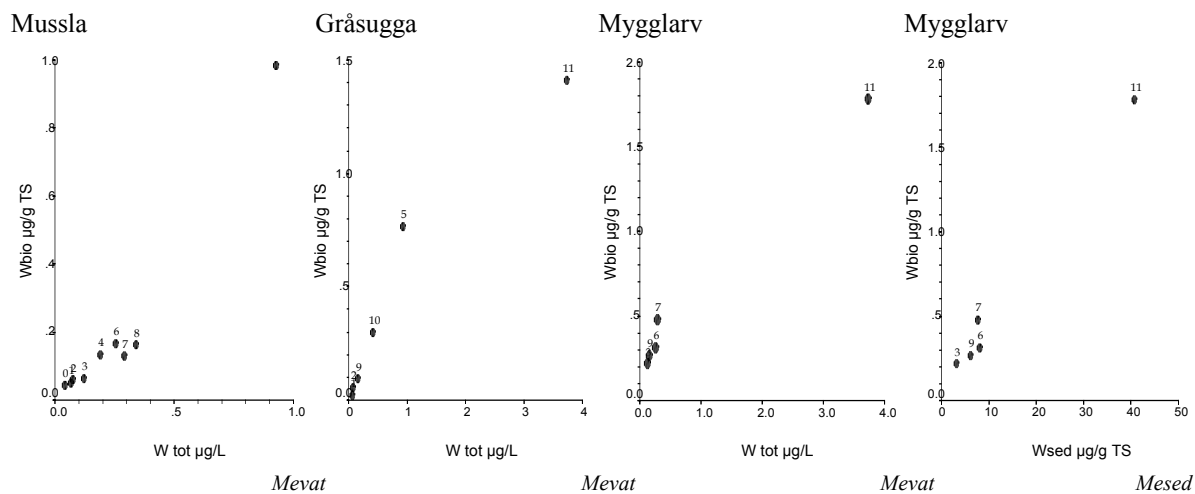
Hos vattengråsuggan varierar halten i djuren direkt proportionellt mot halten i vatten vilket tyder på att dessa djur saknar förmåga att reglera sin kopparhalt. Samma fenomen observerades i sjöar påverkade av utsläpp från Rönnskärsverken (Lithner m fl 1995). I det aktuella fallet var halten 4-5 gånger högre i Räcksta Träsk och Årstaviken, jämfört med Judarn. Den höga basnivån av koppar, 50 µg/g TS på referenslokalerna, beror troligen på att denna art i likhet med andra amphipoder använder kopparhaltigt blodpigment (s k hämocyanin) istället för hemoglobin som används av *Chironomus plumosus* och är orsaken till dess röda färg.



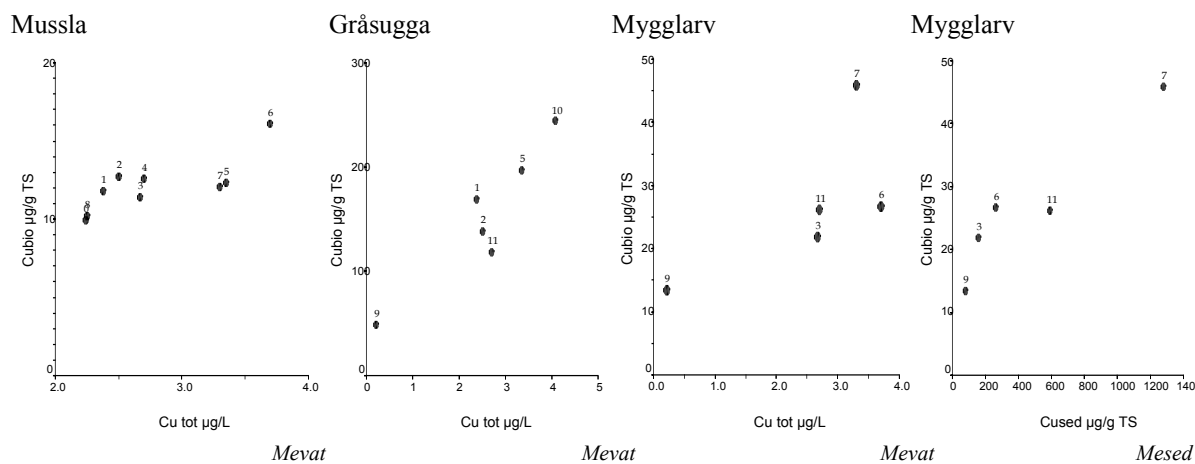
Figur-A10:2. Stockholm 2001. Bly i biota som funktion av omgivningshalten



Figur-A10:3. Stockholm 2001. Antimon i biota som funktion av omgivningshalten

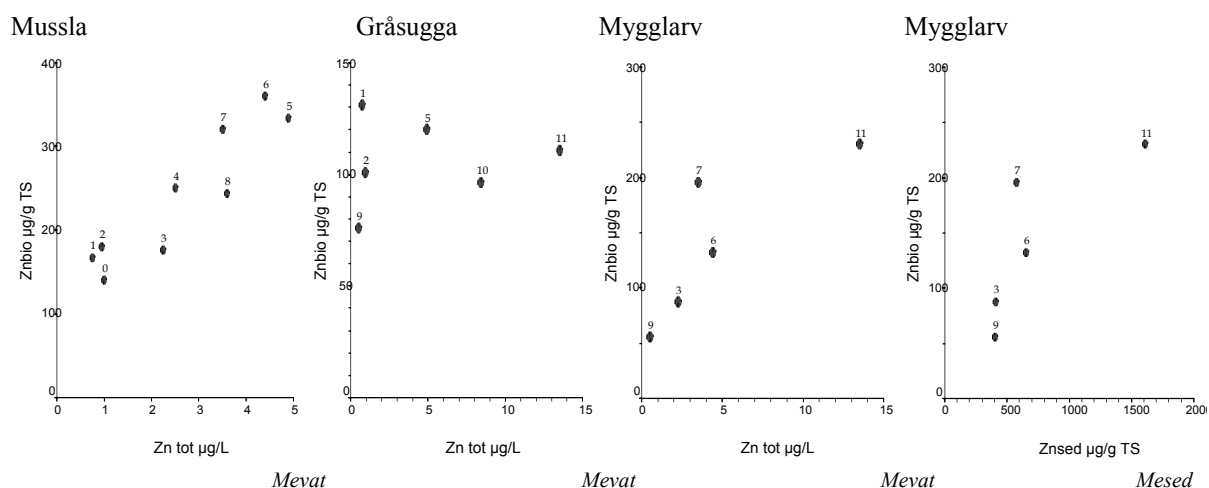


Figur-A10:4. Stockholm 2001. Wolfram i biota som funktion av omgivningshalten



Figur-A10:5. Stockholm 2001. Koppar i biota som funktion av omgivningshalten

Vattengråsuggans bristande reglering av koppar gör arten väl användbar som biologisk indikator för att mäta tillgången på koppar i omgivningen. Djurens höga halter av potentiellt giftig koppar ställer stora krav på djurens förmåga att avgifta sig, eftersom halten av fria kopparjoner ej bör överskrida 1 ng/l i kroppsvätskorna hos väl fungerande organismer. Gråsuggan framställer organiska svavelföreningar för att binda så mycket överskottskoppar som möjligt inuti cellerna i form av små korn (granulae) (Mason & Jenkins 1995). Dessa granulae bidrar tillsammans med hämocyanin till koppars höga bioackumuleringsfaktor hos vattengråsugga (10^5). Även kopparhalten i mygglarver visar en tendens att samvariera med kopparhalten i vatten och sediment (Fig.-A10:5).



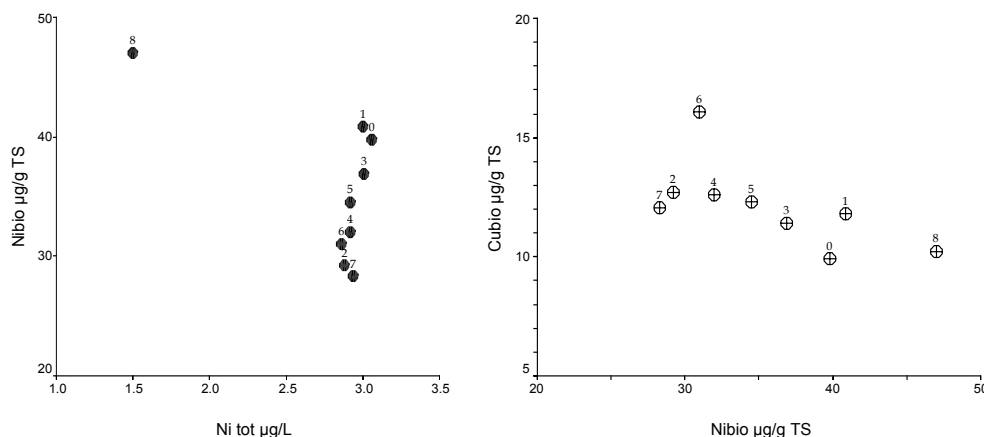
Figur-A10:6. Stockholm 2001. Zink i biota som funktion av omgivningshalten

Till skillnad från koppar äger vattengråsuggan förmåga att reglera zink, i det aktuella fallet vid halter minst upp till 14 µg/l (Figur-A10:6). Motsvarande mätningar i Rönnskärsområdet tyder på att det finns en ”gräns” för zinkreglering hos vattengråsugga vid 20 µg/l i *ultramjuka* vatten (Lithner m fl 1995). I Snedviken, som har nästan lika hårt vatten som Mälaren, var djurens zinkhalt 4-faldigt förhöjd vid 50 µg/l, vilket tyder på att ”gränsen” låg betydligt lägre. Detta nämns eftersom hårdheten anses motverka giftigheten hos zink och kadmium, vilken senare är kemiskt närbesläktad med kalcium.

Hos vandrarmussla är zinkhalten direkt proportionell mot vattnets zinkhalt och regleras tydligen inte särdeles effektivt. Samma observation gjordes i R. Moselle (Frankrike), efter 6 veckors utsättning hösten 1990. Zinkhalten i musslorna ökade där från 70 till 170 µg/g TS när zinkhalten i vattnet ökade från 8 till 30 µg/l (Mersch 1991). I Mälaren ökade de från 140 till 380 µg/g TS, respektive från 1 till 5 µg/l. Trots stora principiella likheter bör noteras att nettoupptaget av zink i musslorna förlöpte 10 gånger mer effektivt i Mälaren än i R. Moselle. Dessa skillnader kan bero på skillnader i vattenbeskaffenhet (hårdhet, pH, partikelinnehåll, partikelkvalitet m m) och djurens kondition under försöken.

Det är möjligt att zink i detta fall binds till organiska svavelföreningar av annat slag än hos vattengråsugga. Det är vanligt att exponering för zink och kadmium leder till bildning av metallothionein (MT) som binder metaller hos många arter av djur, inklusive musslor (se t ex Couillard m fl 1995). Eftersom MT som bildas till följd av zinkexponering också har förmåga att binda kadmium är det intressant att notera att kadmium samvarierar med zink i musslorna trots att den inte samvarierade med kadmium i vatten (Fig-A10:1). Blåmussla har till skillnad från vandrarmussla partiell förmåga att reglera zink (Langston & Spence 1995).

Halterna av zink i musslor är i Stockholm betydligt högre än i många andra områden, t ex R. Moselle och Great Lakes (jfr. Kap. 5.1). Detta kan inte förklaras av zinkhalten i vatten, som



Figur-A10:6. Stockholm 2001. Nickel i vandrarmussla mot nickel i vatten (t.v).
Koppar mot nickel i vandrarmussla (t.h.).

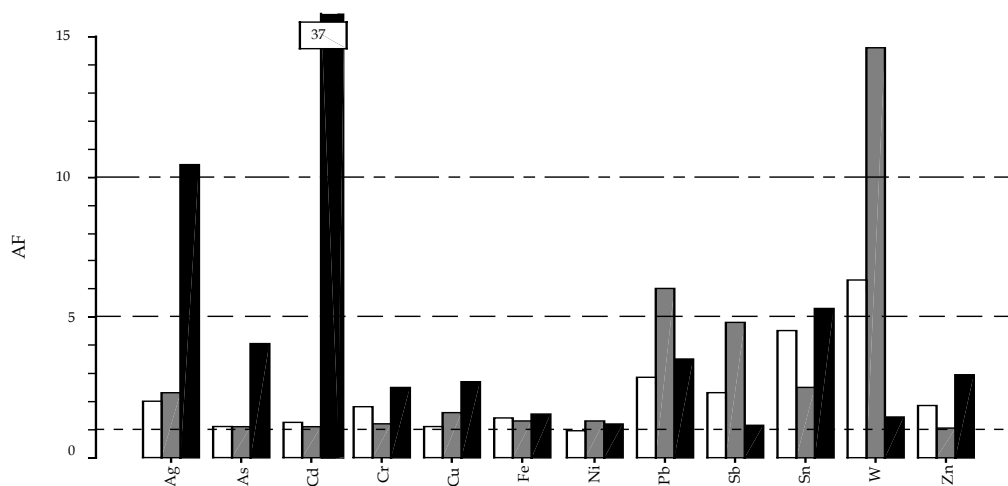
inte är särdeles hög i Mälaren. Däremot är halterna i seston påfallande höga (300-700 µg/g TS) vilket kan medföra stort upptag av zink via födan, särskilt om näringsvärdet och assimilationen är höga.

Även halten av nickel i vandrarmusslor är påfallande hög, jämfört med andra arter, särskilt om man beaktar att dess essentiella roll anses vara relativt begränsad (ureas m m). Detta kan bero på Mälarens osedvanligt höga bakgrundshalt av nickel i kombination med upptag via födan (Klerks & Fraleigh 1997). Halten minskar österut betydligt långsammare i vatten än i musslor (Fig.-B3:2, Fig.-B4:4). Detta yttrar sig som ett påfallande brant koncentrationsberoende i Mälaren (Fig.-A10:6, t.v.). Musslorna i Saltsjön innehåller dock mycket mer nickel än som kan förväntas utifrån vattnets nickelhalt. Om man istället ponerar förekomsten av Ni/Cu - antagonism blir bilden enhetligare än tidigare (Fig.-A10:6, t.h.). Å ena sidan passar Saltsjön bättre in i helheten. Å andra sidan blir nickelgradienten i musslor, i relativa mått, nästan lika stark som koppargradienten i vatten genom Stockholm (Fig.-B3:2, Fig.-B4:4).

Exemplen ovan visar att även halterna av essentiella metaller kan öka kraftigt hos arter som saknar förmåga att reglera den interna halten. Detta kan ev. medföra negativa effekter på organismerna själva, samtidigt som exponeringen via födan ökar på nästa högre trofinivå. Man har funnit att aktuella nivåer av koppar i vattengråsugga, under vissa betingelser kan vara giftiga för laxungar som exponeras för koppar via födan (Berntssen m fl 1999).

4.3.2 Anrikningsfaktor (~föroreningsgrad)

Vid beräkningen av anrikningsfaktorer gäller tidigare begränsningar av statistisk art, såsom skillnader i stationsurval och antal lokaler. Detta gör arterna inte fullt jämförbara sinsemellan. Till detta kommer att AF liksom tidigare sannolikt är underskattad, eftersom de baseras på provisoriska referensvärden (Stäket, Lambarfjärden, resp. Judarn). Vi kommer därför bara att ta fasta på tydliga tendenser i materialet som styrks av samstämmighet mellan olika arter, alternativt stora diskrepanser hos enstaka arter och element.



Figur-A11. Stockholm 2001. Anrikningsfaktorer i biota i Stockholms innerstad.

Vandarmussla: *Dreissena polymorpha* (ofylld): stn 4-8/stn 0-2

Vattengråsugga: *Asellus aquaticus* (grå): stn 5,10,11/ stn 1,2,9

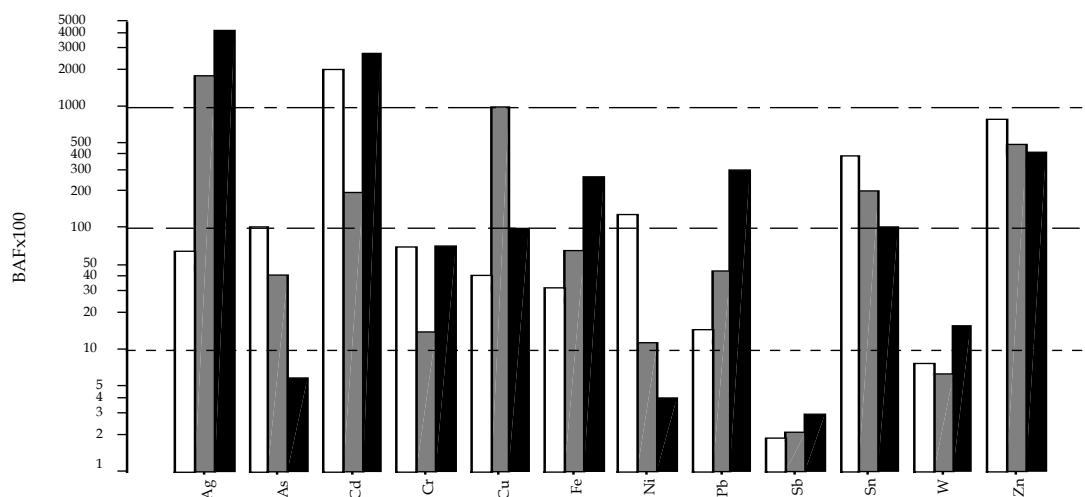
Fjädermygglarv: *Chironomus plumosus* (svart):..stn 6,7/ stn 9

Av figur-A11 framgår att haltökningarna i Stockholms innerstad var störst och mest frekventa hos antimon, silver, bly, tenn och wolfram i den ordning de nämns. Silver och kadmium (och arsenik) ökade extremt mycket i sedimentlevande mygglarver. Även krom, koppar, järn och zink ökade.

Musslor uppvisade 3-7 gångers förhöjning av wolfram, tenn och bly i Stockholms innerstad. Antimon, silver, zink och krom var ej sällan fördubblade. Arsenik och kvicksilver ökade ej nämnvärt (Figur-A11, Figur-B4:1). Silver var inte lika starkt förhöjd i musslor som i sediment (Figur-A5), vilket nästan var fallet hos mygglarver. *Vattengråsugga* innehöll 5-6 gånger mer bly och antimon i Stockholms innerstad. Wolfram ökade hela 15 gånger som genomsnitt i Årstaviken, Räcksta Träsk och Trekanten (Figur-A11). Silver och tenn ökade två gånger medan koppar ökade med 50 %. Halten av *silver* ökade inte så mycket i innerstaden som den gjorde i sediment och vatten, vilket tyder på begränsad biotillgänglighet. Hos *mygglarver* ökade kadmium och silver 21 resp. 9 gånger vid jämförelse av genomsnittet för Riddarfjärden, Ulvsundasjön och Trekanten med Judarn (Figur-A11). Arsenik och tenn ökade fem gånger. Koppar ökade till det dubbla dvs, mer än i musslor och vattengråsugga.

4.3.3 Bioackumuleringsfaktor (BAF)

Vid beräkning av bioackumuleringsfaktorer används ytvatten genomgående som jämförelsebas för att underlätta jämförelser mellan arterna. Den samtidiga analysen av biota, vatten och sediment gör det möjligt att beräkna bioackumuleringsfaktorer (BAF) och biokoncentreringsfaktorer (BCF). Tonvikten ligger här på BAF eftersom ryggradslösa djur är utsatta för dubbelsidig exponering via vatten och föda, medan metallupptaget hos planktonalger sker via vattnet som mäts med BCF. På motsvarande sätt som AF beräknas även BAF ur denna totala metallhalten i vattnet, vilket har störst relevans för vandarmussla och vattengråsugga men också kan motiveras för mygglarver.



Figur-A12. Stockholm 2001. Bioackumuleringsfaktorer (biota genom vatten) i Stockholms innerstad.

Vandarmussla: *Dreissena polymorpha* (ofylld): stn 4-8

Vattengråsugga: *Asellus aquaticus* (grå): stn 5,9-11

Fjädermygglarv: *Chironomus plumosus* (svart): stn 3, 6,7

Vid jämförelse av BAF i figur-A12 måste man skilja mellan essentiella och icke essentiell metaller. Den toxikologiska innebörden av BAF är mer uppenbar hos metaller som ej är essentiella för organismen (t ex Sb, Pb, Cd, Ag, Sn och W) på så vis att höga värden på BAF ofta är förknippad med högre giftighet och större risk för skador. Den höggradiga anrikningen av zink, koppar och järn ($BAF=10^4$ - 10^5) beror till viss del på att dessa är höggradigt essentiella varför viss reglering är nödvändig för att upprätthålla en (tillräckligt) hög basnivå hos organismen. Detta måste beaktas när man jämför BAF mellan dessa och tidigare nämnda metaller.

Hos essentiella metaller kan även relativt små *haltökningar* (50 %) innebära att organismens reglerförmåga är otillräcklig, vilket kan medföra energispill och kroniska skador. Artbundna skillnader i BAF kan ibland hänföras till fysiologiska olikheter. Hos *Chironomus plumosus* beror höga järnvärden sannolikt på blodets innehåll av hämoglobin (som ger röd färg), medan hos *Asellus aquaticus* höga kopparvärden som tidigare nämnts beror på att hämoglobin ersatts av (blått) hämocyanin. Vid upptining av frysta musslor fann vi en opalescent blå färg hos smältvattnet som tyder på förekomst av så kallade "blå" proteiner som är rika på koppar, samt kanske även hämocyanin.

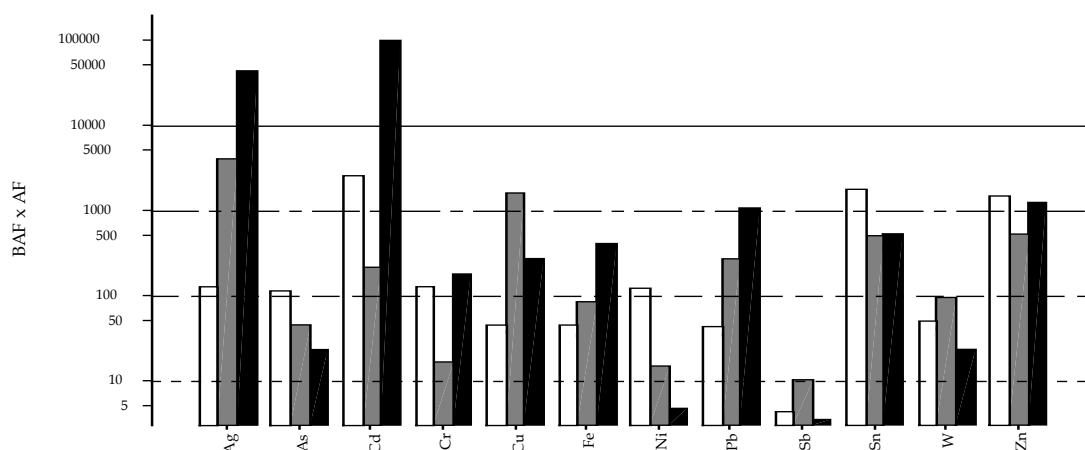
Även krom och nickel betecknas som *essentiella*, men behövs i relativt *små* mängder. Det är därför oväntat att hos vandarmussla finna höga halter av nickel ($30 \mu\text{g/g TS}$, $BAF=10^4$) som dessutom väsentligt överstiger kopparhalten. Halten av nickel minskade något närmare Stockholm (Figur-B4:4) där samtidigt halten av koppar ökade i musslorna. Den höga basnivån av nickel tyder på att denna liksom zink och koppar tas upp i överskott. I analogi härmed borde nickel också ha viktig(a) essentiell(a) funktion(er). Den negativa korrelationen mellan nickel och koppar i musslorna, tyder på att nickel i Stockholms innerstad till viss del ersätts av koppar, vilket kan bero på fysikaliska och kemiska likheter (jonradie, laddning?). Möjligen handlar det om någon form av antagonism. Det kan vara värt att notera att kombinationseffekter (antagonism, addition, synergism) mellan nämnda metaller i laborieförsök är tämligen frekventa hos alger.

Vad gäller *icke* essentiella metaller så uppvisar kadmium och silver extremt höga BAF vilket korrelerar med hög toxicitet och bioackumuleringsgrad i laborieförsök. Det återstår att

visa hur stor del av bioackumuleringspotentialen som är realiserad i Stockholms recipienter. Kadmium och silver ligger tvåfaldigt i topp hos fjädermygglarver som har högsta BAF och AF och som förstärker riskbilden. Metallerna är alltså bioackumulerbara och framträdande föroreningar samtidigt.

Även tenn har höga BAFer. Dessa kan vara underskattade eftersom mätningar i vatten ej nått upp till detektionsgränsen (0,03 µg/l) som tills vidare är provisorisk. BAF har på gängse sätt beräknats ur halva detektionsgränsen, i detta fall 0,015 µg/l. Framräknade värden på BAF hos mussla och vattengråsugga (10^4 - 10^5) är klart högre än förväntat om man utgår från oorganiskt tenn, som brukar betraktas som mindre toxisk och bioackumulerbar. Möjligen handlar det till viss del om organiska tennföreningar, t ex TBT som alltjämnt används för bottenmålning av större fartyg. Andra organiska tennföreningar som används vid stabilisering av PVC, i vattenledningar m m, är också föremål för läckage till miljön. Organiska tennföreningar bildas också naturligt ur oorganiskt tenn på mikrobiell väg.

Wolfram, som utgör framträdande förorening i Stockholm, har betydligt lägre BAFer än tenn, ca 10^3 . Troligtvis ligger detta inte så långt från dess verkliga potential eftersom metallen är 100 % dialyserbar. I en samlad riskbedömning måste dess framträdande roll som förorening i Stockholm vägas in, exempelvis genom att multiplicera BAF med AF som gjorts i figur-A13.



Figur-A13. Stockholm 2001. BAF x AF x 100 i Stockholms innerstad

Antimon som är en mindre framträdande förorening har också mindre tendens än wolfram att bioackumuleras (BAF drygt 10^2). Om man också viktat BAF mot AF blir skillnaderna mellan dessa ännu tydligare (Figur-A13). Antimon och nickel ligger nu lägst av alla metaller om musslorna undantas i det senare fallet.

Bly intar i bioackumuleringshänseende en mellanställning mellan tenn och wolfram med undantag för fjädermygglarver som ligger i nivå med tenn.

Tabell-A6. Vattengråsugga. BAF i Mälaren och Rönnskårsområdet (Lithner m fl 1995).

	Sthlm innerstad	Rönnskär
As	4800	2200
Cd	31000	65000
Cu	87000	75000
Pb	4800	6900
Zn	10000	8200

Bly bioackumulerades i vattengråsugga i något mindre grad i Stockholm än i Rönnskärsområdet (Tabell-A6). Kadmium anrikades hälften så bra i Stockholm som i Rönnskärsområdet vilket kan bero på att vattnets hårdhet är 5-10 ggr högre i Stockholm. Koppar anrikades lika effektivt i bägge områdena. Arsenik anrikades mer i Stockholm där pH är högre vilket visat sig ha en positiv inverkan på bioackumulerbarheten hos fisk. Zink anrikas ungefär lika effektivt i bägge områden.

Tabell-A7. Vandrarmussla. BAF($\times 10^3$) i Mälaren L. Eire och L Ontario (Roditi m fl 2000)

	Sthlm innerstad	L Eire & Ontario
Ag	7	70 (20-120)
Cd	200	400 (150-640)
Cr	80	17 (12-25)

4.4 Organiska miljögifter (POP) i vandrarmussla

4.4.1 Allmänt

I detta avsnitt behandlas polycykliska organiska kolväten (PAH) samt polyklorerade och polybromerade kolväten (PCB, HCB, DDT och PBDE). Dessa hör till "Persistent Organic Pollutants" (POP). Många av dessa har egenskaper som gör att de kan skada levande organismer p g a giftighet och bioackumuleringsförmåga (se Jones & de Voogt 1999). Många kan med rätta betecknas som organiska miljögifter (jfr Bernes 1998). Notera att ett miljögift blir ett reellt miljöhot *efter* upptag i de biologiska systemen. Hotbilden beror förutom på föroreningsnivåer på graden biotillgänglighet och giftighet. De senare bestäms av ämnets kemiska och fysikaliska egenskaper, t ex graden av fettlöslighet.

POP rymmer även naturligt bildade ämnen. Vissa PAH bildas t ex i samband med skogsbränder. Ämnet perylen (Tabell-B5) bildas naturligt i sjösediment på bakteriell väg. Begreppet miljögift kan vara problematiskt eftersom det saknar en klar och enkel definition. Detta gäller också begrepp som "tungmetaller" som à priori ger obehagskänsla. Ett nyanserat synsätt är därför påkallat där man väger in både negativa och positiva egenskaper hos ämnet (jfr 3.3).

Redovisningen inkluderar 24 av totalt mer än 100 kända PAH. 17 av dessa ingår i US EPA's underlag för riskbedömningar (Anon 1995). Samma 17 föreningar har analyserats i sediment i Stockholm (Östlund m fl 1998) och flertalet även i SPMS (Broman m fl 2001). PCB analysen omfattar 7 föreningar (kongener) som är gemensamma med US EPA's urval. Även dessa har analyserats i sediment och SPMS i Stockholm. PBDE analysen inkluderar 5 föreningar varav två vanligt förekommande i miljön. Dessa har tidigare analyserats i SPMS men ej i sediment i Stockholm. På grund av tekniska och ekonomiska begränsningar har PAH hittills bara analyserats från fem lokaler och övriga POP's från tre lokaler, vilka valts för att ge optimal provfördelning och gradientbeskrivning.

I tabellerna-B5 och B6 finns uppgifter om molekylvikt respektive fördelningen oktanol/vatten ($\text{Log } K_{ow}$) angivna för ett flertal ämnen. Det finns vissa enkla "tumregler" för deras användning. Fördelningen mellan oktanol och vatten ger ett mått på ämnets fettlöslighet, och kan användas för att förutsäga klorerade och andra hydrofoba ämnens förmåga till biokoncentrering exempelvis hos fisk (Geyer m fl 2000). Som framgår av tabell-B5 och B6 så ökar K_{ow} med ökande molekylvikt, inom respektive ämnesgrupp. Man brukar därför räkna med att bioackumuleringsgraden inom vissa gränser ökar med molekylvikten eller med

analogt mått som antal kloratomer (hos PCB) eller antalet bromatomer (hos PBDE). Molekylvikten ger också information om ämnets flyktighet och persistens. Således minskar flyktigheten när molekylvikten ökar inom samma grupp av ämnen. Samtidigt blir ämnet mer svårnedbrytbart och genom sin alltmer hydrofoba karaktär mer benäget att bindas till partiklar i vatten och sediment (Anon 1995).

4.4.2 Koncentration

Uppmätta halter av HCB, DDT och individuella PAH, PCB och PBDE redovisas i tabell-B5 och tabell-B6. Den totala spännvidden i halter är cirka 0.1-100 ng/g TS (Tabell-A6). Halterna är lägst av PBD och ökar i grova drag i ordningen PBDE, HCB, DDT, PCB, PHA.

Den regionala haltfördelningen av enskilda ämnen redovisas i tabell-B5 och B6 och i figur-B5 och B6, uttryckta på torrvikts- och fettviktsbasis.

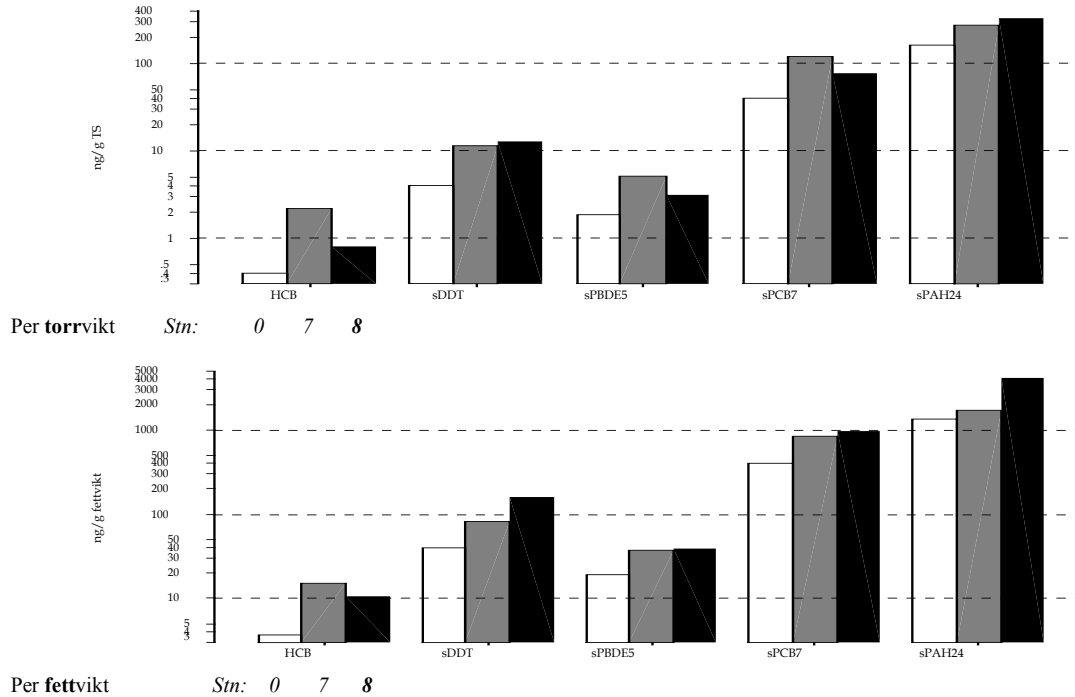
Tabell-A6. Stockholm 2001. Vandrarmussla. PAH, PCB, HCB, DDT och PBDE. Haltintervall enskilda ämnen i resp. ämnesgrupp.

	0.001	0.01	0.1	1	10	100 ng/g
Individuella PAH						
HCB						
DDT						
Individuella PCB						
Individuella PBDE						

Figur-A14 ger en översiktlig jämförelse mellan samtliga ämnesgrupper för de tre *gemensamma* lokalerna Stäket, Riddarfjärden och Saltsjön. Diagrammen visar ökande halter av HCB, DDT, PBDE, PCB och PAH från Stäket till Stockholms innerstad. Torrviktsbaserade halter av PAH och DDT är något högre i Saltsjön än i Riddarfjärden. Fetthaltsbaserade halter av PCB och PBDE visar en likartad tendens. Detta bekräftar den tidigare bilden av Saltsjön som varande mer förorenad än Riddarfjärden är (jfr ovan, samt Östlund m fl 1998, Broman m fl 2001).

4.4.3 Anrikningsfaktor (~ föroreningsgrad)

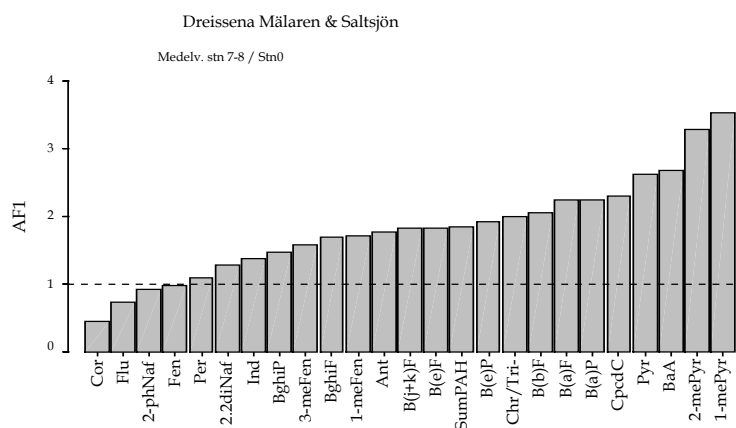
För att möjliggöra samtidig jämförelse av samtliga ämnesgrupper utgår vi här från Riddarfjärden och Saltsjön som dividerats med Stäket. PAH redovisas för sig (figur-A15:1) och klorerade och bromerade föreningar för sig (Fig.-A15:2). Den totala amplituden i AF är 0,5-4 med undantag för *p,p'*-DDD som ökade 9-faldigt i Stockholm. "Halogen-ligan" toppas i övrigt av HCB och *tyngre PCB* (CB-101 till 180) samt BDE47. I botten ligger *p,p'*-DDE, CB-28 och CB-52 (AF ca 1). Funnet *p,p'*-DDD måste ha bildats ur *p,p'*-DDT som sannolikt härrör från gamla utsläpp. Omvandlingen kan ske i sediment på mikrobiell väg, eller i jord, växter och djur (se t ex Söderström 2002). Efterhand metaboliseras denna till vattenlöslig DDA, som snabbt kan utsöndras ur kroppen med urinen (Bernes 1998).



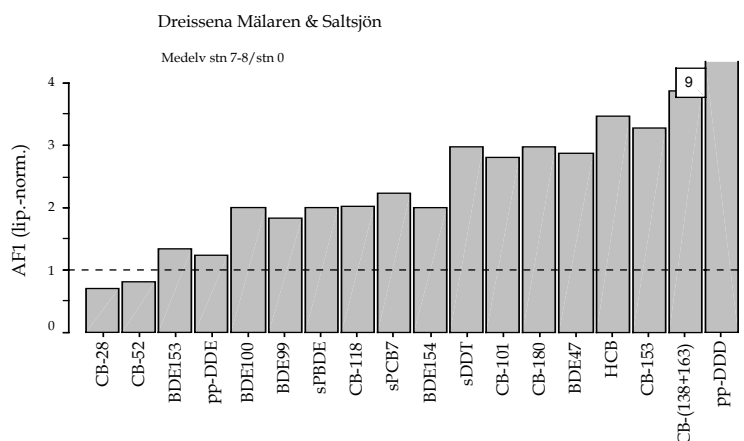
Figur-A14. Stockholm 2001. Vandrarmussla. Regional fördelning av HCB och summa DDT, summa 24PAH, summa 7PCB, och summa 5PBDE. Logaritmiska skalor!

Vit stapel = Stäket, grå stapel = Riddarfjärden, svart stapel = Saltsjön. Halterna är uttryckta i nanogram per gram torrsvikt (övre raden) och per gram fettvikt (undre raden).

PAH toppas av 1-metylpyren, 2-metylpyren, benzo(a)anthracen, pyren, cyclopenta(cd)-pyren, benzo(a)pyren, chrysen m fl (AF=2-4). Flertalet finns i fordonsavgaser och asfalt. Sist i "PAH-ligan" ligger coronen, fluoranten, 2-fenylnaftalen, fenantren och perylen som haltmässigt ligger under eller i nivå med Stäket (AF=0.5-1).



Figur-A15:1. Stockholm 2001. Vandrarmussla. Anriktningsfaktorer för PAH i Stockholms innerstad. AF är lika med medelhalten i Riddarfjärden och Saltsjön dividerat med halten i Stäket. Halterna är uttryckta på torrsviktsbasis.



Figur-A15:2. Stockholm 2001. Anrikningsfaktorer för klorerade och bromerade aromatiska föreningar i vandarmussla i Stockholms innerstad. AF är lika med medelhalten i Riddarfjärden och Saltsjön dividerat med halten i Stäket. Halterna är uttryckta på fettviktsbasis.

HCB har tidigare funnits i vissa pesticidblandningar, men torde i första hand spridas från industriellt avfall och vid förbränning av avfall där *HCB* bildas när organiskt material reagerar med klor i avfallet.

Att halterna är låga av *CB-28* och *CB-52* kan bero på att dessa är lågklorerade (3 resp 4 Cl), vilket innebär att de är flyktigare och lättare nedbrytbara än de tyngre, och därför lämnar svagare avtryck i miljön, oavsett om utsläppen pågår eller upphört. Det är därför inte konstigt att finna de högsta halterna hos *CB-101*, *153* till *180* vilka i kraft av högre kloreringsgrad (5-7 klor) är mer beständiga och mer benägna att bioackumuleras. För att skilja pågående utsläpp (på lokal nivå) från de storskaliga trenderna kan man ha viss nytta av att jämföra kvoterna *CB-101/CB-153* och *CB-118/CB-153*. Som resultat av radikalt minskade utsläpp har kvoterna sjunkit i strömming, torsk, abborre och blåmussla i Östersjön från 0,8 till att nu vara runt 0,4 (muntl. Anders Bignert, Miljögiftsgruppen). Samma låga kvoter omkring 0,4 har nyligen uppmätts i recenta sediment i ett stort antal inhemska sjöar (Söderström 2002).

Stockholm skiljer sig från de storskaliga trenderna genom att kvoterna i vandarmussla där i medeltal var 0,7, medan motsvarande i SPMS är cirka 0,8 (Broman m fl 2001). Detta gäller inte bara Stockholm utan även Stäket.

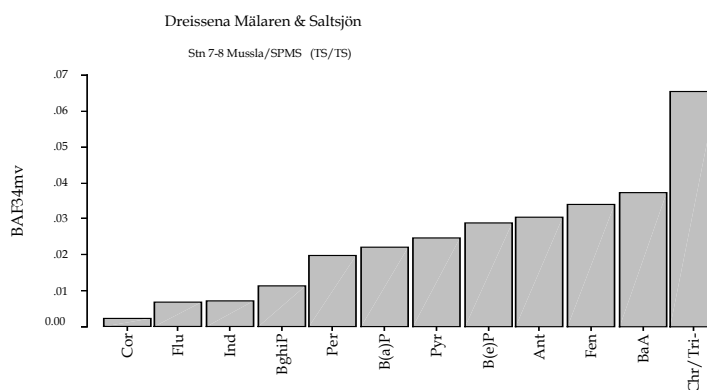
I Stockholm ökade *BDE47* mest av alla PBDE. *BDE47* är en av de största beståndsdelarna i teknisk pentaBDE flamskyddsmedel och för det mesta dominerande BDEkongener i biota. Röt slam från Henriksdal, Bromma och Loudden innehöll 1997-98 3-4 ggr mer *BDE47* och *BDE99* än *BDE100* (Sellström 1999).

4.4.4 Bioackumuleringsfaktor (BAF)

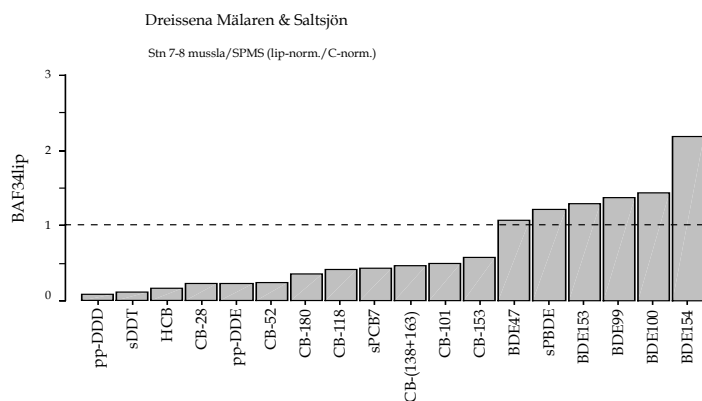
I avsaknad av vattendata har halter i SPMS från 1998-99 (Broman m fl 2001) använts som oberoende mått på föroreningsgraden i vattenmiljön och för beräkning av bioackumuleringsfaktorn ($BAF = \text{halt i mussla} / \text{halt i SPMS}$). BAF redovisas i stigande ordning i figur-A16:1 (PAH) och i figur-A16:2 (klor/brom-föreningar).

BAF varierar från 0,002 som lägst (Coronen) till 2,4 som högst (BDE154). PAH har genomgående relativt mätt låga BAF. Därnäst följer *p,p'*-DDD, HCB, *p,p'*-DDE. Näst högst är PCB. Högst är PBDE, vilka har BAF större än 1.

Obervera att bioackumuleringen av *p,p'*-DDE är mycket effektivare (i förhållande till omgivningshalten) än *p,p'*-DDD som dock dominerade föroreningsbilden och hade mycket högre AF än *p,p'*-DDE. Den sistnämnda utgör annars den dominerande DDT-relaterade föreningen i fiskar och fåglar där den ofta svarar för mer än 95 % av total DDT (ref. i Söderström 2002). DDE har i likhet med det ursprungliga bekämpningsmedlet avsevärd toxisk verkan men är svårnedbrytbart och kan i årtal förbli upplagrat i fettvävnader (Bernes 1998).



Figur-A16:1. Stockholm 2001. Vandrarmussla. Bioackumuleringsfaktorer för PAH i Riddarfjärden och Saltsjön. BAF= halten i mussla 2001 genom halten i SPMS 1998-99 (Broman m.fl 2001). Halterna är uttryckta på torrviktsbasis.



Figur-A16:2. Stockholm 2001. Vandrarmussla. Bioackumuleringsfaktorer för klorerade och bromerade ämnen i Riddarfjärden och Saltsjön. BAF= halten i mussla 2001 genom halten i SPMS 1998-99 (Broman m.fl 2001). Halten i mussla är uttryckta på fettviktsbasis och halten i suspenderat material per mängd organiskt kol.

Även om jämförelsen av PAH begränsas av analysluckor i SPMS kan man av figur-A16:1 se en tendens hos BAF att minska hos föreningar med hög molekylvikt (coronen, benzo(ghi)perylen och indeno(1,2,3-cd)pyren). Denna tendens framgår också tydligt av figur-A17:1 där BAF avsatts mot $\log K_{ow}$ för att åskådliggöra olikheter och likheter mellan olika ämnesgrupper. Vad först gäller *olikheterna* kan man tydlig se förskjutning av BAF vid konstant K_{ow} där PAH < HCB/DDE < PCB < PBDE. Dessa skillnader har tidigare påtalats i

som har *maximum* vid 6 kloratomer per molekyl PCB (Bernes 1998). Det påminner om förhållandet hos vandrarmussla i figur-A17:2. PBDE rapporteras ha störst biomagnificeringspotential i akvatiska näringskedjor vid 4-6 bromatomer per molekyl Burreau (2001).

Figur-A17:1 visar för PAH en nedåtgående tendens i BAF hos ämnen med hög K_{ow} och hög molekylvikt. Detta kan möjligen bero på att dessa föreningar är så hydrofoba och binds så hårt till partiklar att de blir extremt svårtillgängliga för organismer. Man tror att bindningen till partiklar gynnas av PAH-molekylernas extremt plana struktur (muntl. Y. Zebühr). Detta skulle möjligen kunna förklara varför PAH överlag tycks ha en mindre tendens att bioackumuleras jämfört med halogenerade kolväten vid motsvarande K_{ow} (se samma figur). Ytterligare ett indicium är att man funnit att *plana* PCB, till skillnad från övriga PCB, *ej* biomagnificeras från strömming till gräsäl (Bernes 1998).

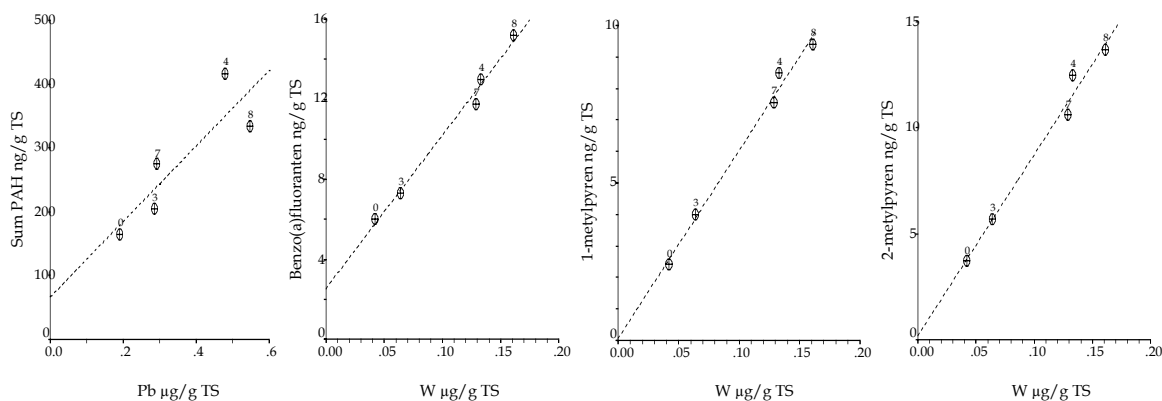
Särskild uppmärksamhet ägnas för förekomsten av sotpartiklar eftersom bindningen till dessa av PAH är flera storleksordningar större jämfört med bindningen till annat organiskt material, vilket antas bero på strukturella likheter (aromatiska strukturer på ytan) jämte inkorporerade PAH (se t ex Bucheli & Gustafsson 2000). Det är därför troligt att sotpartiklar är en bidragande faktor till varför BAF är mycket lägre hos PAH jämfört med PCB och PBDE i figur-A17:1. Detta understryks av att HCB och DDT som också bildar plana molekyler i figuren intar en mellanställning mellan PAH och övriga halogenerade föreningar.

4.4.5 Jämförelse mellan PAH och metaller

Källor för PAH i vatten och sediment i Stockholmsområdet har identifierats och kvantifierats med hjälp av sedimentdata (Broman 1985, Östlund m fl 1998) och multivariat statistisk analys (Hellebuyck m fl 2002). Trafiken beräknades svara för 30-85 % resp. 44-97 % av PAH-utsläppen från avgaser, däck och asfalt, av nio PAH. Även dagvattnets innehåll av PAH (Kap. 1.1) ökar i anslutning till trafikleder särskilt vintertid vilket bekräftar att trafikens har stor betydelse för dagvattnets innehåll av föroreningar (Ekvall & Strand 2001).

Trafikdagvattnet innehåller också höga halter av närsalter, vägsalter och metaller. Halterna av dessa samvarierar med trafikintensitet, partikelinnehåll och vattenföring. Bly är alltså starkt trafikrelaterad på nuvarande och tidigare utsläpp. Bromsbelägg utgör viktig källa för koppar, bly och zink. De högsta halterna av koppar uppträder dock i anslutning till kopparkoppar. Zink sprids från bildäck och galvaniserade bilkarosser till dagvatten (jfr. Bergbäck m fl 2001) och förekommer dessutom i mycket höga halter i anslutning till galvaniserade plåttak tillsammans med kadmium. Trafikpåverkan illustreras av att lufthalterna av kadmium, koppar, bly, zink och antimon domineras av trafikemissioner i Tingstadstunneln i Göteborg (Sternbeck m fl 2001).

Luftspridning av *wolfram* är också känd från Stockholms östra förorter där den yttrar sig som kraftigt förhöjda halter i landmossor (Lithner m fl 2000). Föroreningen kommer från däcksdubbar som innehåller en kärna av wolframkarbid. Följaktligen är halterna högst i Stockholms centrala delar där trafiken är störst (Stockholms länsstyrelse, miljöinformationsenheten). Vi fann en stark samvariation mellan wolfram, bly, zink och koppar i sjövattnet, vilket tycks bekräfta trafikdagvattnets betydelse som föroreningskälla i vattenmiljön.



Figur-A18. Stockholm 2001. Exempel på goda samband mellan PAH och metaller i musslor

Vi har även beräknat graden av samvariation mellan metaller och PAH i *vandrarmussla* (Tabell-A7:1). Trots att bara fem prover analyserats på PAH har samband med wolfram och bly kunnat säkerställas på en jämn spridning i halter och hög korrelation (se t ex Fig.-A18). *Bly* och *wolfram* uppvisar statistiskt signifikanta samband med tio medeltunga PAH ($R^2=0,79-0,99$) vilka bekräftar kopplingen till trafiken. Hittills gjorda beräkningar tyder på att bly i dagvattnet till absolut största delen orsakas av motorfordonstrafiken (Tabell-A10).

Däcksdubbar svarar dels för utsläpp av wolfram dels för kraftigt väglitage som i Stockholm, uppgår till 7500 ton bitumen per år (Holmgren 1999). Införandet av lättviktsdubbar och hårdare vägbeläggningar har under senare år minskat väglitaget något (jfr Sörme & Lagerkvist 2002). Den starka korrelationen mellan wolfram, benz(a)antracen och benzo(a)pyren

Tabell-A7. Stockholm 2001. Samvariation mellan PAH och metaller i vandrarmusslor enligt linjär regression (R^2 ; log-log). AF= Anrikningsfaktor

Nr	PAH	Ag	Cd	R^2						AF Stn 4-8/ 0
				Cu	Pb	Sb	Sn	W	Zn	
1	Fenantren	0,30	0,13	0,64	-0,01	0,45	0,01	0,01	0,17	1,1
2	Antracen	0	0,28	0,66	0,22	0,25	0,16	0,25	0,27	2,1
3	3-metylfenantren	0,09	0,52	0,52	0,00	0,93**	0,31	0,18	0,64	1,4
4	1-metylfenantren	0,01	0,63	0,55	0,10	0,79*	0,48	0,37	0,70	1,6
5	Fluoranten	0,06	0,14	0,08	0,01	0,07	0,17	0	0,15	0,9
6	Pyren	0,09	0,09	0,27	0,50	0,00	0,09	0,25	0,05	3
7	2-fenylnaftalen	0,15	0,03	0,37	0,01	0,20	0,01	0	0,05	1
8	Benzo(a)fluoranten	0,56	0,66	0,08	0,82*	0,14	0,85	0,99**	0,55	2
9	Benzo(e)fluoren	0,45	0,55	0,16	0,87*	0,11	0,64	0,89*	0,44	1,7
10	2-metylpiren	0,49	0,70	0,14	0,82*	0,17	0,85*	0,98**	0,59	3
11	1-metylpiren	0,49	0,75	0,16	0,79*	0,19	0,81*	0,99**	0,63	3
12	Benzo(ghi)fluoranten	0,25	0,28	0,13	0,73	0,04	0,29	0,54	0,21	1,1
13	Cyclopentapyren	0,06	0,82*	0,62	0,34	0,54	0,64	0,65	0,80	2,2
14	Benz(a)antracen	0,55	0,49	0,07	0,91*	0,07	0,64	0,90*	0,38	2,5
15	Chrysen+Tripherylen	0,25	0,49	0,36	0,72	0,13	0,48	0,69	0,36	2
16	2,2 Binaftyl	0,03	0,43	0,45	0,09	0,66	0,32	0,28	0,49	1,3
17	Benzo(b)fluoren	0,55	0,30	0,16	0,93**	0	0,36	0,66	0,19	2
18	Benzo(jk)fluoranten	0,48	0,41	0,12	0,91**	0,05	0,50	0,80*	0,31	1,7
19	Benzo(e)pyren	0,36	0,45	0,09	0,80*	0,11	0,61	0,82*	0,37	6
20	Benzo(a)pyren	0,29	0,50	0,14	0,74	0,17	0,63	0,81*	0,43	3
21	Perylen	0,16	0,05	0,07	0,59	0,00	0,10	0,30	0,03	1,2
22	Indeno(123-cd)pyren	0,41	0,17	0,01	0,80*	0,01	0,36	0,59	0,11	1,3
23	Benzo(ghi)perylene	0,42	0,16	0,28	0,84*	0,00	0,21	0,49	0,09	1,9
24	Coronen	0,25	0,00	0,51	0,02	0,03	0,09	0	0,00	1
	Summa PAH	0,25	0,47	0,32	0,76	0,11	0,49	0,72	0,38	2

kan till viss del bero på att nämnda PAH förekommer rikligt i bitumen (Hellebuyck m fl 2002) och är till viss del vattenlösliga (Brandt & Groot 2001). Samvariationsmönstret förutsätter att musslorna oregerat tar upp bly och wolfram och ej bryter ned PAH, vilket bekräftas av dessa och andra undersökningar.

Koppar och PAH uppvisar inga statistiskt signifikanta samband. Detta är förväntat med tanke på vad som tidigare sagts om musslorna partiella förmåga att reglerar sin kopparhalt. *Zink* uppvisar samband med cyclopentapyren men ej med övriga PAH. Eftersom trafiken svarar högst för 45 % av dagvattnets zinkbelastning behövs minst dubbelt så många prover för att statistiskt säkerställa ev. samband med PAH.

Antimon samvarierar med 1-metylfenantren och 3-metylfenantren, men saknar massbalans att jämföras mot. Det senare gäller även *silver* som inte visar några som helst samband med PAH. *Kadmium* samvarierar enbart med cyclopentapyren vilket kan bero att kadmium i musslor samvarierar mindre med omgivningshalten än med musslornas zinkinnehåll

Underlag för massbalansberäkningar saknas även för *tenn*. *Tenn* samvarierar i likhet med bly och wolfram, med 1-metylpyren, 2-metylpyren och Benzo(a)fluoranten vilket tyder på att den är starkt trafikrelaterad. *Tenn* omnämns också av Zimmermann m fl (2002). som trafikförorening utan att närmare specificera varifrån den kommer. Helmers (1996) refererar till bromsbelägg med höga tennhalter (0,5 %) som fanns i Tyskland i mitten av 1990-talet. Detta har ej bekräftats för svenska förhållanden.

Man bör också fråga sig i vilken mån observerade samvariationsmönster i Mälaren och Saltsjön kan bero på att musslorna exponeras för förorenade sediment som resuspenderas i vattnet. Det skulle kunna gälla bly och PAH som är starkt partikelbundna, men stämmer annars inte särskilt väl, eftersom silver som har stor affinitet till partiklar, inte samvarierar, medan däremot wolfram samvarierar, trots att den är nästan helt löst i vattnet.

5. Exponering, risker och föroreningskällor.

Undersökningen visar att många organiska miljögifter och/eller metaller är biotillgängliga och tas upp av ryggradslösa djur (musslor, gråsuggor, fjädermygglarver). ”Nya” (ej tidigare studerade) metaller är Ag, Au, Bi, Sb, Sn, W och In. Vissa skillnader i anrikningsmönster kan hänföras till skillnader i levnadssätt och uppehållsort. Det innebär att resultaten och riskbedömningen påverkas av ingående arter (jfr Langston & Spence 1995). Således hanteras koppar och zink på olika sätt av olika arter, medan sedimentlevande organismer tycks anrika kadmium och silver effektivare än övriga arter.

Användningen av BAF förutsätter att halten i organismen inte påverkas av ovidkommande haltpåslag från maginnehåll och adsorption. Sålunda uppmätta halter bör ge ett någorlunda adekvat mått på bioaktiv metall som speglar den exponering som organismen varit utsatt för i miljön

5.1 Halter och föroreningsgrad (>AF) i levande organismer.

Vandarmusslor i Stockholm har haltmässigt jämförts med vandarmusslor i andra sjöar och vattendrag i Europa och Nordamerika (Tabell-A8:1-2).

Tabell-A8:1. Metallhalter i vandrarmussla. Stockholm 2001(N=6). Som jämförelse sjöarna Michigan, Huron, Erie, och Ontario i Great Lakes 1992-98 (N=25/ år). Oneidasjön är en opåverkad amerikans sjö.. Överlappande värden mellan Stockholms sjöar och Great lakes anges med gråa fält. Enhet: µg/g TS

	Centrala Sthlm	Great	Lakes ¹		Södra L Ontario ³	Oneida L ²⁾ (ref.)
	Var.bredd	15 percent.	50 percent.	85 percent	-	-
Ag	0,021 - 0,037	0,019	0,04	0,066	-	-
As	5,4 - 6,5	6,2	7,7	9,8	-	-
Cd	1,5-2,4	2,6	5,6	8,4	3,7-11,9	0,7
Cr	1,0-5,9	4,2	7,1	10	3,3-5,3	1,6
Cu	10-18	14	23	34	4,7-25,8	5
Hg	0,05-0,07	0,041	0,058	0,082	0,1-0,3	0,05
Ni	25-40	18	26	33	4,6-12,5	4
Pb	0,3-0,9	0,77	2,0	4,6	1,8-6,5	1
Sn (BT)	0,2-1,2	(0,035)	(0,10)	(0,24)	-	-
Zn	200-380	98	120	160	157-309	99
24 PAH	0,21-0,42	0,27	0,58	0,65	-	-
DDT	0,01	0,01	0,03	0,096	-	-

¹⁾ lokala bestånd (O'Connor 2002) ²⁾ ej förorenad sjö i USA) ³⁾ Camusson m fl (2001)

Av tabell-A8:1 framgår att totalhalten i utsatta musslor av 24 PAH i vissa delar av Stockholm närmar sig genomsnittsvärdet hos frilevande vandrarmusslor i Great Lakes. Detta gäller också vissa metaller som silver, krom, koppar och kvicksilver, medan DDT, arsenik, kadmium, och bly i Stockholm ligger i det nedre haltintervallet i Great Lakes. Halterna av krom, koppar och zink ligger i Stockholm på samma nivåer som uppmätts i södra Ontariosjön, vars västra del gränsar mot området mellan Toronto och Niagaraflodens utlopp, som är starkt industrialiserat.

Tabell- A8:2 . Metallhalter i vandrarmussla i europeiska sjöar och floder (Camusson m fl 2001) Enheter:PBDE ng/g TS, övriga µg/g TS

	Sthlm Mälaren	R. Moselle	Genevesj.	R Po delta	N Italien ¹⁾	Holland ²⁾
Cd	1,5-2,4	0,5-3	0,8-4,5	1,3-1,6	0,5-3,6	-
Cr	1,0-5,9	1-4	0,8-3,2	3,5	1,9-5,3	-
Cu	10-18	22-50	16-42	18-21	11-36	-
Hg	0,05-0,07	-	0,05-0,09	0,08	0,04-0,16	-
Ni	25-40	20-45	20-45	14-16	9-26	-
Pb	0,3-0,9	4-20	0,5-1,2	2,3-3,9	1,5-6,1	-
Zn	200-380	120-240	117-189	127-159	127-372	-
BDE-47	1,1-1,4	-	-	-	-	0,7-17
BDE-99	1,4-2,2	-	-	-	-	0,4-11
BDE-153	0,3-0,6	-	-	-	-	<0,1-1,5

¹⁾ Subalpina sjöar; L Como, Garda, Maggiore, Iseo, Lugano ²⁾ bursatta musslor (deBoer m fl, cit i DeWit 2002)

Halterna av nickel och zink är påfallande höga i Mälaren. Den höga nickelhalten kan troligen hänföras till geologiska faktorer (glaciala och postglaciala sediment). Zinkhalten i musslorna är betydligt högre i Mälaren än i Great Lakes, vilket kan bero att höga halter av zink i sediment och partikulärt material (SPMS) medför ökad exponering via födan. Zinkhalterna i sediment avviker stort från jämförvärden i Årstaviken, Riddarfjärden och Saltsjön (enl. naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag).

Tyvärr anges ej provtagningstid och djuren storlek i Great Lakes vilket i någon mån försvårar direkta jämförelser mellan områdena. Det faktum att musslorna i Stockholm exponerats i sex veckor och i Great Lakes under hela livet kan ge en underdriven bild av föroreningspåverkan i Stockholm.

I Genevesjön är halterna av kadmium, bly och kvicksilver lika höga som i Stockholm (Tabell-A8:2) medan kadmium, krom, koppar (och zink) i Stockholm ligger i nivå med

industrialiserade områden i norra Italien och Frankrike hos nativa bestånd. PBDE ligger i Stockholm i genomsnitt lägre jämfört med vandrarmusslor i Holland som exponerats lika lång tid.

Tabell-A9. Metaller i vattengråsugga ($\mu\text{g/g TS}$) i Stockholm jämfört med förorenade sjöar i Rönnskärsområdet med mjuka vatten och pH 5,7-7,0.

	Stockholm ¹ 2001	Rönnskär 1981-84 5-70 km	D:o Snesviken 3 km
As	1-4	2-8	50
Cd	0,03-0,13	1-10	30
Cu	50-244	100-350	700
Hg	0,02-0,15	0,2-0,4	
Pb	0,4-6	1-15	170
Zn	76-131	80-100	300

¹⁾ Trekanten, Räcksta Träsk, Judarn, Kungshatt, Hässelby

Vid jämförelse med vattengråsugga att arsenik, koppar, bly och zink ligger på samma nivåer i Stockholm som i Rönnskärsområdet (Tabell-A9). Halten av kvicksilver är lägre i Stockholm än i Rönnskärsområdet. Kadmiumhalten är väsentligt lägre i Stockholm än i Rönnskärsområdet, vilket kan beror på högre pH, näringsnivå och hårdhet som i Stockholm gynnar sedimentation av kadmium och missgynnar bioackumulering.

Abborre i Rönnskärsområdet uppvisar liknande anrikningsmönster av ”nya” metaller som fallet är med ryggradslösa djur i Stockholm (se ovan och 5.2) (Tabell-A10). Resultatet beror bl a på val av jämförvärden, vilka i Stockholm är påverkade av föroreningar (Pb, Sb, W m fl) och till viss del av geologin. Geologiska faktorer gynnar särskilt koppar och nickel i Mälardalen.

Tabell-A10. Anrikningsfaktor i Stockholms och Rönnskärsområdet (Lithner m fl 2002)

Ref:	Stockholm				Rönnskär	
	Mygglarv	Mussla	Gråsugga	Gråsugga	Gråsugga	Abborre (lever)
Judarn	Mälaren	Mälaren	Judarn	Bjännsjön	Remmarsj.	
Ag	2-10	2-3	1,5-2	2-6	-	1-2
As	(3-9)	1-1,3	<1	1-2	2-3	-
Bi	-	-	-	-	-	7-25
Cd	2-30	1-2	0,8-1	1-5	2-10	2-7
Cr	2-3	1-6	1	1	-	1-2
Cu	2-3	1,1-1,3	1,4-1,8	2-5	2-4	1,2-3
Hg	-	1	>1?	-	2-3	-
In	-	-	-	-	-	3-10
Ni	1-1,6	1	1	1-2	-	1-2
Pb	2-5	1,5-4	2-10	4-20	4-10	7-10
Sb	1-2	2-5	2-10	-	-	>1-6
Sn	3-6	3-11	2-6	5-15	-	1
W	2-6	3-4 (Å:25)	4-70 (Å)	3-15	-	1-2
Zn	>1,5-4	1,3-2,7	1-1,2	2,4-4	1-1,3	-

Anm: Rönnskär 5-30 km pH > 5,7.

Stockholms innerstad: Mälaren, Trekanten, Räcksta Träsk, Judarn (ref.).

Mälarereferenser är Kungshatt, Hässelby och Stäket

Jämförelsen begränsas av det lilla datamaterialet. Vattengråsugga begränsas i Stockholm till två små sjöar och Årstaviken i Mälaren, som jämförs mot Hässelby och Kungshatt, alternativt Judarn. Fjädermygglarver begränsas till Trekanten och Riddarfjärden och Ulvsundasjön, vilka jämförs mot Judarn (som är påtagligt förorenad).

Anrikningsfaktorn varierar i Stockholm ofta mellan 2-4 och i några fall mellan 5-20. Den har maximum på 70:1 hos wolfram. Vandrarmussla och vattengråsugga svarar starkare på

wolfram, bly, tenn och antimon än på andra metaller. Vattengråsugga svarar starkt på kopparförorening. Vandarmussla har viss förmåga att reglera koppar och svarar därför mindre tydligt än vattengråsugga. Wolfram är högst i Årstaviken (AF=25 resp. 70), där stora utsläpp av wolfram tidigare ägde rum vid Sandvik i Västberga (muntl. Ulf Mohlander). Kanske beror höga wolframhalter i Årstaviken till viss på uppvirvling av (tidigare) förorenade sediment, en process som gynnas av det ringa vattendjupet (1-2 m) och den intensiva båttrafiken. Även muddringen vid Årsta holmar kan ha spelat in. Kromförorening var vanligast i Ulvsundasjön (AF=6) men har ej identifierats till källa. Halterna av silver och kadmium var högst hos fjädermygglarver (AF=10 resp. 30) som lever i nära kontakt med förorenade sediment där de framför allt exponeras via födan (seston) och vatten. Vid beräkning av AF är valet av jämförvärde utslagsgivande. Halterna var i Klubbensborg 10-20 högre än de var i Judarn som här använts som referens. Djuren var också mindre i Judarn än de var på övriga lokaler, vilket kan ha viss (om än underordnad) betydelse för djurens metallhalt.

Silver, tenn och wolfram hade högre anrikningsfaktorer i Stockholm än i Rönnskärsområdet. I det senare fallet beror detta på hög belastning av wolfram i Stockholm. Skillnaden i anrikningsfaktor hos silver kan bero på skillnader i biotillgänglighet, som beror på komplexbindning av silver till humusämnen i Rönnskärsområdet. Detta kan även gälla tenn.

Bly, antimon och koppar visade inga större skillnader i anrikningsfaktorer mellan områdena. Även kadmium visar likheter mellan områdena, trots mycket lägre halter i Stockholm, vilket illustrerar problemet att jämföra AF mellan områden med olika jämförvärden.

Organiska miljögifter uppvisar liknande AF som metaller, eller 2-4 och som mest 9:1. PAH toppas av 1-metylpyren, 2-metylpyren, BaA, Pyr, B(a)P, B(e)P, Ant, Chr/Tri. Halogenerade ämnen toppas av pp-DDD, CB (138+163), HCB, CB-153 och BDE-47.

5.2 Halter, bioackumuleringsfaktorer och risker

Metallhalten i organismen ger ofta ett säkrare mått på exponeringen, än som kan erhållas via omgivningshalten (jfr. Borgmann 2000) och är mestadels att betrakta som biologiskt tillgängligt. I detta fall användes två kriterier för biologisk tillgänglighet använts. Det ena är ämnets förmåga att bioackumuleras. Det andra kriteriet är att halten i organismen svarar positivt på omgivningshalten (jfr. 5.1 och figur-A10). Vid direkt proportionalitet är biotillgängligheten konstant i området. Att metallen är biologiskt tillgänglig innebär att den kan utöva kemisk stress på organismen. Detta tvingar fram olika typer av avgiftningsmekanismer som är organismernas sätt att försvara sig mot metallens giftverkan. Som vi sett kan detta ske genom att minska upptaget och utsöndringen av metaller, eller genom att inducera bildning av svavelhaltiga proteiner som binder metallerna. Avgiftning kräver energi och kemiska beståndsdeöar som hämtas från andra livsuppehållande processer. Avgiftning är alltså inte enbart positiv för organismen.

Förutsatt att metallerna är biotillgängliga beror effekterna ytterst på metallkoncentrationen i miljön. I tabell-A11 redovisas aktuella metallhalter i sediment tillsammans med "troliga" effektkoncentrationer (TEK). De sistnämnda är ursprungligen härledda ur komplext förorenade områden i USA (Mac Donald 2000; Tabell-A11). Det framgår att koncentrationen av flertalet metaller i Stockholm (exkl. Cd, Ni) överstiger TEK, med råge. Sannolikheten för biologiska effekter är stor eftersom så många som 4-5 metaller och ibland även PAH, samtidigt överskrider de kritiska gränserna. Eftersom TEK ej är kopplade till sediment-

Tabell-A11. Medelhalter av metaller, PAH och PCB i ytsediment i Mälaren jämfört med "trolig" effektkoncentration (TEK). Efter Mac Donald (2000) och Lithner (2000)..

Enheter: Gf % TS, övriga $\mu\text{g g}^{-1}$ TS

	N	Gf	Zn	Cd	Cu	Pb	Hg	Cr	Ni	PCB	PAH
Strängnäs (förindustriell nivå)	5	130	0,2	35	30	0,05	55	30	-	-	-
Stockholm ytteromr. (recenta sed)	13	245	0,5	50	50	0,1	54	60	-	-	-
Klubbensborg	10	14	553	3,2	173	287	2,5	85	44	0,13	-
Essinge/ Marieb.fj	11	12	485	2,0	230	210	1,4	120	40	0,22	13
Ulvsundasjön	8	10	534	2,8	229	181	1,2	80	37	0,32	7
Årstaviken	10	12	804	2,9	288	299	3,5	75	38	0,27	16
Riddarfjärden	9	11	622	2,6	221	414	2,5	78	46	0,2	19
Karlsbergs Kanal	6	13	820	2,6	470	360	5,0	108	44	-	27
TEK		?	460	5,0	150	130	1,1	110	50	0,7	23

beskaffenheten, är det inte möjligt att korrigera för skillnader i organiskt halt, redox tillstånd etc. Eftersom TEK härletts ur komplext förorenade områden kan den ej användas för att bedöma enskilda ämnen eller härleda vilket eller vilka ämnen som är kritiskt(a). Resultat av enstaka studier som utförts i marina och limniska miljöer tyder på att koppar, som uppträder *ensamt* eller i kombination med *zink*, kan orsaka skador på bottenfaunan vid halter runt 200 $\mu\text{g/g}$ TS (se t ex Millward & Grant 2000).

Bioackumuleringsfaktorn (BAF) beror dels på ämnets bioackumuleringspotential dels på den aktuella biologiska tillgängligheten i miljön, som i sin tur beror på kemisk förekomstform och exponeringsvägar. Hydrofoba ämnen anrikas företrädesvis i lipider, medan metaller anrikas företrädesvis i proteiner och kolhydrater. Biomagnificering, som innebär ökad risk för effekter på högre trofinivåer, är mest uttalad för *PBDE*. Beräkningen av BAF är dock ganska osäker eftersom SPMS avser 1998-99 och musslor 2001. Dessutom avser SPMS hela året och inte bara hösten då musslorna var utsatta. Även analyserna av *PBDE* i SPMS tycks vara något osäkra och skulle kanske behöva konfirmeras. Koncentrationsförhållandet mellan musslor och SPMS ligger nära ett (1) hos *kadmium*, *arsenik*, *nickel* och *zink*. Detsamma gäller förmodligen koppar hos vattengråsugga, som livnar sig på grovdetritus, svamphyfer och påväxtalger

Man kan förvänta sig att BAF samvarierar med toxiciteten. Detta kan intuitivt förstås genom att jämföra silver, kadmium, kvicksilver (som har samtidigt hög toxicitet och bioackumuleringsförmåga) med exempelvis nickel och vanadin (som har mycket lägre sådana). Vid genomgång av fisklitteraturen framgår att BAF i fisklever samvarierar med toxiciteten hos silver, kadmium, kvicksilver, bly, nickel, krom och vanadin. BAF borde därför kunna utnyttjas i riskbedömningar av "nya" metaller som är föga studerade med avseende på giftighet. Vid bedömningen av zink och koppar måste hänsyn tas till att dessa är höggradigt essentiella och föremål för viss "överanrikning", vilket medför höga BAF under opåverkade förhållanden, samtidigt som den *inneboende* (potentiella) giftigheten är mycket hög särskilt hos koppar.

Tabell-A 12. BAF i stigande ordning från vänster till höger. Som jämförelse abborre(lever) i Rönnskärsområdet (Lithner m fl 2002).

	1	2	3	4	5	6
Vandarmussla	Sb	W	Pb	Cr, As, Ag, (Cu)	Sn Cd (Zn) (Ni)	
Vattengråsugga	Sb	W Ni	Cr	As Pb	Sn Cd (Zn)	Ag (Cu)
Fjädermygglarver	Sb Ni	W As	Cr	Pb	Sn (Zn) (Cu)	Ag Cd
Abborre (lever):	Sb	Bi As W	Pb Sn	In (Cu)	Ag (Zn)	Cd

Ett försök att rangordna metallerna efter deras BAF har gjorts i tabell-A12. Zink och koppar har satts inom parentes för att markera att de, av ovan nämnda skäl, ej är direkt jämförbara med övriga metaller. Även nickel har hos vandrarmusslor satts inom parentes, eftersom den beter sig på liknande sätt som koppar och zink, och av någon orsak är föremål för "överanrikning". Om man t.v. bortser från metaller inom parentes, finner man hos "gamla" kända metaller att BAF ökar i ordningen krom, arsenik, bly < kadmium, vilket är förenligt med vad som tidigare är känt om deras inbördes toxicitet och bioackumuleringsförmåga. Om också "nya" metaller inkluderas blir turordningen hos ryggradslösa djur som följer:

Antimon < Wolfram, Nickel < Krom, Arsenik, Bly < Tenn, Kadmium < Silver,

Av tabellen framgår även att rangordningen hos ryggradslösa djur överensstämmer ganska väl med rangordningen i lever hos abborre, i Rönnskärsområdet. I bägge undersökningar är antimon lägre rankad än övriga metaller, vilket i ännu högre grad gäller om man beaktar skillnader i AF och jämför BAFxAF. Wolfram är således mer anrikningsbenägen än antimon, och är mer framträdande som förorening. Detta väger till nackdel för wolfram i en riskbedömning.

I andra änden av BAF spektrum befinner sig silver och kadmium som bägge är höggradigt toxiska som fria joner och som neutrala komplex (AgCl^0). Även exponering via födan är under vissa förhållanden utslagsgivande. Det är intressant att notera att tenn ligger nära kadmium och silver, även om angivelsen av BAF i detta fall baseras på "mindre än" värden i vatten. Det är svårt att tro att enbart oorganiskt tenn skulle ge upphov till så höga BAF (10^4) som här är fallet, eftersom tenn i naturen anses bilda svårslösliga föreningar (SnO_2) med låg giftighet och förmodat låg biotillgänglighet. Det finns därför skäl att misstänka viss förekomst av *organiska* tennföreningar. Av tabellen framgår att tenn är högre rankad hos ryggradslösa djur i Stockholm än den är hos abborre i Rönnskärsområdet. Kanske rör det sig därför om syntetiska, snarare än om naturligt producerade tennorganiska föreningar.

Svårnedbrytbara organiska ämnens BAF uppvisar hos musslor följande turordning:

PAH < HCB, DDE < PCB < PBDE

Polycykliska aromatiska kolväten har lägre BAF än övriga föreningar, vilket delvis kan bero på deras plana struktur som gör att de binds hårt till aromatiska strukturer på ytan av sotpartiklar. Detta kan också förklara bristen på biomagnificering från seston till vandrarmussla, trots dessas obenägenhet att metabolisera PAH. Det har tidigare visats att PAH ej biomagnificeras från blåmussla till ejder, som dock besitter effektiva system för avgiftning. Vid metabolisering kan istället mutagena och/eller cancerogena mellanprodukter bildas (Broman m fl 1990). Högsta AF och BAF uppmättes för benz(a)antracen, benz(a)pyren, benzo(e)pyren, pyren, antracen, chrysen/triferylen, 1-metylpyren och 2-metylpyren, som därför borde höra till de farligaste med avseende på förekomst och biotillgänglighet. Gentoxiska effekter på fisk har i Stockholm härletts till den PAH-innehållande fraktionen i seston. Dessa föroreningar kan också ge upphov till sänkt immunförsvar och påverka diversiteten hos bottenlevande organismer. I Stockholm ligger halterna av PAH i sediment i många fall över den nivåer som förmodas vara skadliga i komplext sammansatta föroreningar.

5.3 Föroreningskällor

Vid sökandet efter "nya" metaller och föroreningar föll valet på wolfram, antimon, tenn, silver, guld och indium. Alla utom indium har bekräftats som förorening i vattenmiljön. Förekomsten av en stark positiv *samvariation* mellan bly, wolfram, zink, koppar och antimon

styrker deras koppling till motorfordonstrafik (Tabell-A13). Andra viktiga källor för koppar och zink är korroderande hustak, byggnader o a konstruktioner.

Tabell-A13. Emissioner av "gamla" metaller till luft och mark (Bergbäck m fl 2001).

F är lika med fastläggningsfaktorn som anger förmodad fastläggning "från källa till recipient" (Sörme & Lagerkvist 2002.)

	TRAFIK kg/år			KORROSION m m					F
	Däck	Bromsar	Brän sle	Väg- belägg	Hus tak	Galv. gods	El- ledn.	Båt- färger	
Cd	0,2-3	<1	5	2	<1	<1			Korrosion = 0 %
Cr	200	6	<1	500	<1				Bromsbelägg: 80 %
Cu	200	3900	2	400	1000		1200	700	Däck: 40 %
Ni	200	8	<3	300	0,5				
Pb	300	560	100	100					
Zn	10000	900	60	1000	2100	5000			

Kopplingen till trafikdagvatten styrks av att wolfram och bly i vandrarmusslor samvarierar med PAH (Tabell-A7), vilka sistnämnda till betydande del anses vara trafikrekaterade (Hellebuyck m fl 2002). Troligen är wolfram och bly mer specifika "trafik- markörer" än PAH. Det borde därför vara möjligt att med ledning korrelationsmatrisen i tabell-A7 identifiera trafikrelaterade PAH. Bland dessa återfinns benzo(a)fluoranten, benzo(e)-fluoren, 2-metylpyren, 1-metylpyren, benz(a)antracen, benzo(jk)fluoranten, benzo(e)pyren, benzo(a)pyren), vilka samtliga uppvisar statistiskt signifikanta samband med ovan nämnda metaller.

Även tenn samvarierar med vissa PAH vilket tyder på att den kan vara trafikrelaterad. Att dagvattnet sannolikt utgör en viktig källa för tenn indikeras av en tidigare studie där man jämförde metallhalter i rötslam i 12 reningsverk och därvid fann att halterna av tenn, silver och antimon ökade i takt med att dagvattentillförseln ökade (Lithner & Holm 2003, in prep.). Även tyska forskare menar att föroreningar av tenn kan komma från motorfordon, men har svårt att precisera källan närmare. Dock uppmärksammades att bromsbelägg, i Tyskland i mitten av 1990-talet, kunde innehålla höga halter av tenn. Detta har dock ej kunnat bekräftas för Sveriges del. Inte heller uppvisar tenn i musslor någon tendens att samvariera med antimon trots att bromsbelägg utgör en sannolik källa för denna metall (Sternbeck m fl 2001). Bland andra tänkbara trafikällor kan nämnas bränslen, däck och asfalt (bitumen).

Silver och guld uppvisar halter i sediment som är 10-20 gånger högre i Stockholm än de är i Lambarfjärden söder om Hässelby. Utsläpp från avloppsreningsverk spelar sannolikt en viktig roll i Saltsjön, där halterna i sedimenten utanför Kastellholmen är i nivå med de halter av guld och silver som tidigare uppmätts i rötslam (jfr Lithner & Holm 2003). I det senare fallet fann man också en positiv korrelation mellan silverhalten i rötslam och andelen dagvatten av totala vattenflödet i avloppsreningsverken. I en tysk studie fann man höga halter av silver i vägdamm i staden Karlsruhe vilket antyder inverkan från vägtrafik (Zimmermann m fl 2002) något som inte motsägs av våra resultat. Övrig guldförorening, som uppmättes i sediment i Stockholm, kan till viss del vara trafikrelaterad. Som tidigare nämnts fann man i Palermo en stark samvariation mellan guld och platina och palladium, vilka samtliga öka i trafiktäta områden av staden. Som möjliga guldkällor angavs dieselolja, eldningsolja och metallegeringar för tillverkning av avgaskatalysatorer av platina och palladium.

6. Kompletterande undersökningar och miljöövervakning

6.1 Förslag på ytterligare undersökningar

Undersökningen visar inte oväntat att *sedimenten*, med sin höga anrikningsförmåga, är särskilt lämpade för att påvisa nya typer av föroreningar. Platina och palladium hör till de metaller som behöver kartläggas närmare. Detta kan enklast göras genom att analysera tidigare insamlade sediment som finns lagrade i ITM's provbank. Analys av daterade sedimentproppar borde prövas som hjälpmedel för att ursprungsbestämma föroreningar. Om det verkligen finns en direkt koppling mellan guld och katalysatormetallerna platina, palladium borde detta kunna beläggas som samvariation där alla tre i så fall borde "poppa" upp 1985 då avgaskkatalysatorer började användas. Sedimentproppar kan också vara användbara vid ursprungsbestämning av silver och tenn.

Analyser av *dagvatten* behöver utföras för att bättre förstå föroreningarnas ursprung. För att komma åt källor och transportmekanismer är det viktigt att känna till kemiska *förekomstformer*, åtminstone i grova drag (partiklar, kolloider, lösta metaller). Analyser av dagvatten behövs också för att beräkna *bruttobelastningen* på recipienterna.

För att kunna beräkna *nettomängder* av föroreningar som transporteras från Stockholm, måste mätningar i vatten utföras med viss frekvens i tid och rum i Mälaren, och helst även i Saltsjön.

Ur ekologisk synvinkel är det viktigt att försöka definiera "kritiska" tidpunkter som kan tänkas sammanfalla med föroreningsmaxima eller snabba förändringar i belastning och kemisk förekomstform.

Det är angeläget att analysera *platina* och *palladium* i tidigare insamlade vandrarmusslor som finns i ITM's provbank. Vatten bör om möjligt analyseras för beräkning av BAF. Analyserna kan ev. utföras av Greg Morrison m fl, vid CTH, som är specialiserade på dessa metaller. Det finns som tidigare nämnts skäl att undersöka i vilken mån organiska *tenn* föreningar kan förklara synbarligen hög BAF hos denna metall. Det är önskvärt att separera 6-värt och 3-värt *krom*, eftersom den förstnämnda formen är mest biotillgänglig och skulle kunna bidra till det haltmaximum som observerats hos musslor i Ulvsundasjön.

För att säkerställa samvariationen mellan metaller och vissa PAH, medelst multivariat PCA, bör ytterligare fyra musselprover från databanken analyseras med avseende på PAH. Det statistiska underlaget behöver också breddas för PCB och PBDE, som bara bestämts på tre lokaler. Halterna av PBDE i SPMS från 1998-99 behöver troligen konfirmeras. SPM från 2001 behöver analyseras på metaller för att kunna använda existerande modeller för vandrarmusslor, vilka inkluderar födan som exponeringsväg.

För att öka tolkningsmöjligheterna hos uppmätta BAF i fält, är det önskvärt att mäta bioackumuleringspotentialen under kontrollerade betingelser i laboratoriet där djuren exponeras både via föda och vatten. Existerande modeller kan framgent kanske användas inom miljöövervakningen som prognosinstrument och för identifiering av kritisk(a) exponeringsväg(ar). Dessa modeller kan eventuellt också användas för att bedöma hur näringstillståndet påverkar upptaget av metaller och organisk miljögifter hos vandrarmusslor.

Det är också viktigt att studera bottenfaunan i Mälaren i relation till metaller och organiska miljögifter i sediment. Fortsatta bottenfaunastudier bör inriktas på vissa djurgrupper och biologiska parametrar och måste backas upp med relevant kemisk information om sedimentens beskaffenhet, föroreningsgrad m m.

För helhetsbilden är det givetvis angeläget att utföra undersökningar på plankton och makroalger parat med kemiska undersökningar där bland annat metallernas kemiska förekomstformer bestäms med lämplig teknik, möjligen DGT.

6.2 Principer för utformning av övervakningsprogram

Med hjälp av ett övervakningsprogram skall det vara möjligt att följa föroreningsutvecklingen i Mälaren och Saltsjön. Detta innebär bland annat att mäta föroreningsnivåer i miljö och organismer, och att visa hur dessa varierar i tid och rum. Ett sådant program bör också innehålla effektrelaterade mätningar, om och när sådana går att definiera på ett meningsfullt sätt.

Ambitionen bör åtminstone vara att beskriva föroreningsnivåer i vattenmassan och helst i biota, och under olika årstider. Data kan också ligga till grund för transportberäkningar, eftersom vattenföringen kontinuerligt mäts i Mälarens utlopp till Saltsjön. Haltvariationer i djupled bör beläggas i temperaturskiktade djupa bassänger, för att förstå årstidsdynamiken och exponeringen hos sedimentlevande organismer. Viktiga mätvariabler är metaller och allmän vattenkemi. Prioriterade element är: aluminium, arsenik, antimon, bly, kadmium, järn, koppar, krom, mangan, nickel, silver, tenn och wolfram, samt pH, alkalinitet, syrgas, vattenfärg, DOC, SPM, Ca+Mg, Na och Cl. Även analys av PAH o a svårnedbrytbara organiska föreningar i vatten bör övervägas.

Undersökningarna kan med fördel intensifieras under de första två åren, med t ex månadsvis provtagning av vatten (från båt). I Mälaren räcker fem stationer för att beskriva gradienten genom Stockholm: 1-2 lokaler i Riddarfjärden + en referens är det minsta för att beskriva transport och nettotillförsel av föroreningar ovan slussen. Skiktning kräver 3-5 djupnivåer och under övriga tider minst en djupnivå. Programmet utvärderas efter 1 respektive 2 år, och modifieras därefter till ett *långsiktigt* övervakningsprogram.

För att beskriva föroreningsläget i Saltsjön krävs minst två lokaler. Vill man mäta metalltransporten ökar kravet kraftigt för att kunna täcka in hela området och ingående returström i bottenvattnet.

Vattenprogrammet kan med fördel omfatta *dagvatten*, vilket förmodligen kräver integrerad och flödesstyrd provtagning som förslagsvis täcker ett fåtal "samlingspunkter". Syftet är att mäta transporten av föroreningar till vattenrecipienterna.

För att säkerställa exponeringen hos levande *organismer* analyseras samma metaller som ovan och helst på samma lokaler. Frekvensen i tid får gärna vara hög, eller 4-6 gånger per år, under två år. Preliminärt rekommenderas användning av *vandrarmussla* som indikatororganism, vilket även skulle möjliggöra analys av PAH o a svårnedbrytbara organiska ämnen. Även fjädermygglarver (*Chironomus plumosus*) bör lämpligen analyseras (3+1 lokaler). Analyser av abborre bör övervägas, eftersom fisk tidigare ej analyserats i Stockholm, och abborre ingår i nationell miljöövervakning. Förutom metaller i lever analyseras kvicksilver i muskel på ett 10-tal individ från Riddarfjärden, Saltsjön och referenslokal(er).

7. Hänvisningar

Anon. 1995. Toxicological profile for PAHs. ATSDR. August 1995

Balk, L., Zebühr, Tjärnlund, U., Åkerman, G. & D. Broman. 1999. Miljöövervakningen i Stockholms kommun Mälaren och Saltsjön. Biologiska effekter relaterade till kemiska analysresultat. ITM, Lab. f. akvatisk ekotoxikologi. Preliminär rapport.

Balsberg-Påhlsson, A.-M., Lithner, G. & G. Tyler. 1982. Krom i miljön. Naturvårdsverket. Meddelande. SNV PM 1570.

Bergbäck, B., Johansson, K. & U. Mohlander. 2001. Urban metal flows-a case study of Stockholm. Review and conclusions. Air, Wat. & Soil. Pollut. In Press.

Bernes, C. 1998. Organiska miljögifter. Naturvårdsverkets förlag.

Berntssen, M. H. G., Hylland, K., Bonga, S. E. W. & A. Maage. 1999. Toxic levels of dietary copper in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) parr. Aquat. Toxicol. 46, 87-99.

Booij, K., Zegers, B. N. & J. P. Boon. 2002. Levels of polybrominated diphenylether (PBDE) flame retardants along the Dutch coast as derived from their accumulation in SPMDs and blue mussels (*Mytilus edulis*). Chemosphere 46, 683-688.

Borg, H. & P. Andersson. 1984. Fractionation of trace metals in acidified fresh waters by in situ dialysis. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22, 725-729.

Borgmann, U. 2000. Methods of assessing the toxicological significance of metals in aquatic ecosystems: bio-accumulation-toxicity relationships, water concentrations and sediment spiking approaches. Aquat. Ecosyst. Health Mangem. 3, 277-289.

Brandt, H. C. A. & P. C. De Groot. 2001. Aqueous leaching of polycyclic aromatic hydrocarbons from bitumen and asphalt. Wat. Res. 35:17, 4200-4207.

Broman, D., Balk, L., Zebühr, Y. & K. Warman. 2001. Miljöövervakning i Stockholms kommun Saltsjön och Mälaren-KEMI. Slutrapport: provtagningsåren 96/97, 97/98 och 98/99. ITM, Laboratoriet f. akv. ekotoxikologi.

Broman, D., Näf, C., Lundbergh, I. & Y. Zebühr. 1990. An *in situ* study on the distribution, biotransformation and flux of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in an aquatic food chain (seston-*Mytilus edulis* L.-*Somateria molissima* L.) from the Baltic: an ecotoxicological perspective. Environ. Toxicol. Chem. 9, 429-442.

Bucheli, T. D. & Ö. Gustafsson. 2000. Quantification of the soil-water distribution coefficient of PAHs provides mechanistic basis for enhanced sorption observations. Environ. Sci. Technol. 34, 5144-5151.

Bureau, S. 2001. On the uptake and biomagnification of PCBs and PBDEs in fish and aquatic food chains. Thesis. Zoologiska institutionen, Stockholms universitet 2001.

Camusso, M., Balestrini, R. & A. Binelli. (2001). Use of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) to assess trace metal contamination in the largest Italian subalpine lakes. Chemosphere 44, 263-270.

Coillard, Y., Campbell, P. G. C., Tessier, A., Pellerein-Massicotte, J. & J. C. Auclair. 1995. Field transplantation of a freshwater bivalve, *Pyganodon grandis*, across a metal contamination gradient. I. temporal changes in metallothionein and metal (Cd, Cu, and Zn) concentrations in soft tissues. Can. J. Aquat. Sci. 52, 690-702.

Dongarrà, G., Varrica, D. & G. Sabatino (2003). Occurrence of platinum, palladium and gold in pine needles of *Pinus pinea* L. from the city of Palermo (Italy). Appl. Geochem. 18, 109-116.

Ekvall, J. & M. Strand. 2001. Dagvattenundersökningar i Stockholm 1992-2000. Stockholm Vatten, Rapport nr 3/2001.

- Gewurtz, S. B., Lazar, R. & G. D. Haffner. 2000. Comparison of polycyclic aromatic hydrocarbon and polychlorinated biphenyl dynamics in benthic invertebrates of lake Erie, USA. *Environ. Toxicol. Chem.*, 19:12, 2943-2950.
- Geyer, H. J., Rimkus, G. G., Scheunert, I., Kaune, A., Schramm, K.-W., Kettrup, A., Zeeman, M., Muir, D. C. G., Hansen, L. G. & D. Mackay. 2000. Bioaccumulation and occurrence of endocrine-disrupting chemicals (EDCs), persistent organic pollutants (POPs), and other organic compounds in fish and other organisms including humans. In: B. Beek (Ed.) *The handbook of environmental chemistry, vol. 2., Part J Bioaccumulation.* Springer. Verlag Berlin Heidelberg 2000.
- Gilek, M. 1996. Bioaccumulation and cycling of hydrophobic organic contaminants by Baltic Sea blue mussels. Doktorsavhandling. Zoologiska institutionen, Stockholms Universitet. ISBN 91-87272-44-X.
- Gustafsson, K., Björk, M., Burreau, S. & M. Gilek. 1999. Bioaccumulation kinetics of brominated flame retardants (polybrominated diphenyl ethers) in blue mussels (*Mytilus edulis*). *Environ. Toxicol. Chem.* 18:6, 1218-1224.
- van Hattum, B., van Straalen, N. M. & H. A. J. Govers. 1996. Trace metals in populations of freshwater isopods: influence of biotic and abiotic variables. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 31, 303-318.
- Hellebuyck, A., Jonsson, A. & C. Johansson. 2002. PAH i sediment i Stockholmsområdet. Halter och källor. SLB-analys. Rapport Nr 1:2002.
- Helmers, E. 1996. Elements accompanying platinum emitted from automobile catalysts. *Chemosphere* 33:3, 405-419.
- Holmgren, A. 1999. PAH-budget för Stockholm. ITM, laboratoriet för akvatisk ekotoxikologi, Stockholm Vatten R nr 20 maj 1999.
- Hudson, A., R. & N. S. Fisher. 1999. Rates and routes of trace element uptake in zebra mussels. *Limnol. Oceanogr.* 44:7, 1730-1749.
- Iverfeldt, Å. (Ed.) 2001. Metals in the urban and forest environment. *Water, Air & Soil Pollut:Focus*, 1:3-4
- Jansson, B., Bergström, U., Johansson, C., Järnberg, U., Shen, Y. & A. Åstebro. 2000. Ögonmättet - a case study of emissions during replacement of PCB containing sealants. ITM & Naturvårdsverket. Rapport.
- Jansson, B., Sandberg, J., Johansson, N. & A. Åstebro. 1997. PCB i fogmassor - stort eller litet problem?. Naturvårdsverket. Rapport 4697.
- Jones, K. C. & P. de Voogt. 1999. Persistent organic pollutants (POPs): state of the science. *Environ. Pollut.* 100, 209-221.
- Jonsson, A. 2000. The trace of metals. Use, emissions and sediment load of urban heavy metals. Avhandling. Tema Vatten. Linköpings universitet.
- Klerks, P. L. & P. C. Fraleigh. 1997. uptake of nickel and zinc by the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 32, 191-197.
- Langston, W.J. & S. K. Spence. 1995. Biological factors involved in metal concentrations observed in aquatic organisms. In: Tessier, A. & D. R. Turner (Ed.). *Metal speciation and bioavailability in aquatic systems.* IUPAC series on analytical and physical chemistry of environmental systems, vol. 3. John Wiley & Sons. 1995.
- Linderoth, M., Sundberg, H., Noaksson, E., Hansson, T., Tjärnlund, U., Liewenborg, B., Åkerman, G. & Balk, L. Biomarker studies of perch (*Perca fluviatilis*) in a chronically polluted gradient in Stockholm's waterways. Abstrac till SETAC konf. i Wien i Maj 2002.
- Lithner, G. 2002. Hur påverkas Stockholms sjöars "invånare" av föroreningar av metaller och organiska miljögifter? Bakgrund och kunskapsläge.

Lithner, G., Borg, H., Ek, J., Fröberg, E., Holm, K., Johansson A-M., Kärhage, P., Rosén, G. & M. Söderström (2000). The turnover of metals in a eutrophic and an oligotrophic lake in Sweden. *Ambio* 29(4-5), 217-229.

Lithner, G. & K. Holm. 2003. Pejling efter ”nya” metaller och föroreningar i svensk miljö. Naturvårdsverkets rapportserien. Manuskript.

Lithner, G., Holm, K. & H. Borg. 1995. Bioconcentration factor for metals in humic waters with different pH in the Rönnskär area (N. Sweden). *Wat. Air & Soil Pollut.* 85, 785-790.

Livingstone, D. R. 1992. Persistent pollutants in marine invertebrates. In: Walker C.H. and Livingstone D.R. (eds.), *Persistent Pollutants in Marine Ecosystems*. Pergamon Press Ltd., SETAC special publications series. pp. 3-34.

Lohm, U., Bergbäck, B., Hedbrandt, J., Jonsson, A., Svidén, J., Sörme, L. & C. Östlund. 1997. Databasen Stockhome. Flöden och ackumulering av metaller i Stockholms teknosfär. Tema Vatten Rapport 25. Linköpings universitet.

Mason, A. Z. & K. D. Jenkins. 1995. Metal detoxification in aquatic organisms. In: Tessier, A. & D. R. Turner (Ed.). *Metal speciation and bioavailability in aquatic systems*. IUPAC series on analytical and physical chemistry of environmental systems, vol. 3. John Wiley & Sons. 1995.

McDonald, D. D., Ingersoll, C. G. & T. A. Berger. 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 39, 20-31.

Mersch, J. 1991. Etude de la contamination de la Meurthe et de la paline par les métaux lourds. Lab. écologie, Univ. de Metz, Juillet 1991.

Millward, R. N. & A. Grant. 2000. Pollution-induced tolerance to copper of nematode communities in the severely contaminated Restronguet Creek and adjacent estuaries, Cornwall, United Kingdom. *Environ. Toxicol. Chem.* 19:2, 454-461.

Moore, M. N., Livingstone, D. R. & J. Widdows. 1989. Hydrocarbons in marine molluscs: biological effects and ecological consequences. In: U. Varanesi (Ed.) *Metabolism of polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment*. Chap. 9, 292-341. CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida 1989

Naes, K., Oug, E. & J. Knutzen. 1998. Source and species-dependent accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in littoral organisms from norwegian smelter-affected marine waters. *Mar. Environ. Res.* 45:2, 193-207.

Neumann, D. & H.A. Jenner. (Ed.)1992. The zebra mussel *Dreissena polymorpha*. Ecolog, biological monitoring and first applications in the water quality management. Gustav Fischer. Stuttgart, Jena., New York 1992.

Norrström, A. C. & G. Jacks. 1998. Concentration and fractionation of heavy metals in roadside soils receiving de-icing salts. *Sci. Tot. Environ.* 218, 161-174.

O'Connor, T. P. 2002. National distribution of chemical concentrations in mussels and oysters in the USA. *Marine Environ. Res.* 53, 117-143.

Oug, E., Naes, E. & B. Rygg. 1998. relationship between soft bottom macrofauna and polycyclic hydrocarbons (PAH) from smelter discharge in norwegian fjords and coastal waters. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 173, 39-52.

Palm, A. 2001. The environmental fate of polybrominated diphenyl ethers in the centre of Stockholm-assessment using a multimedia fugacity model. IVL, B 1400, January 2001 Stockholm.

Roditi, H. R., Fisher, N. S. & S. A. Sanudo-Wilhelmy. (2000). Field testing a metal bioaccumulation model for zebra mussels. *Environ. Sci. Technol.* 34, 2817-2825.

Roditi, H. A., Fisher, N. S. & S. A. Sanudo-Wilhelmy. 2000a. Uptake of dissolved organic carbon and trace elements by zebra mussels. *Nature*, Vol. 407 7 Sep, 78-80.

- Roditi, H. A., Fisher, N. S. & S. A. Sanudo-Wilhelmy. 2000b. Field testing a metal bioaccumulation model for zebra mussels. *Environ. Sci. Technol.* 34, 2817-2825. 1999. Rates and routes of trace element uptake in zebra mussels. *Limnol. Oceanogr.* 44:7, 1730-1749
- Schulz, D.E., Petrick, G. & J. C. Duinker. 1989. Complete characterization of PCB congeners in commercial aroclor and chlophen mixtures by multidimensional GC-ECD. *Environ. Sci. & Technol.*, 23:7, 852-861.
- Sellström, U. 1999. Determination of some polybrominated flame retardants in biota, sediment and sewage sludge. Thesis. Laboratoriet för analytisk miljö kemi, ITM, Stockholms universitet 1999.
- Stehn, A & P. Dromberg. 2000. Levande bottnar i Stockholm. Bottenfaunan i östligaste Mälaren hösten 1995. Stockholm Vatten AB. Rapport 1055.
- Sternbeck, J., Sjödin, Å. & K. Andréasson. 2001. Spridning av metaller från vägtrafik. IVL B 1431.
- Sundelin, B. & A-K. Eriksson. 2001. Mobility and bioavailability of trace metals in sulfidic coastal sediments. *Environ. Toxicol. Chem.* 20:4, 748-756.
- Söderström, M. 2002. Local and global contaminants in Swedish waters: studies on PCBs, DDTs, 4,5,6-Trichloroguaiacol and their transformation products in fish and sediments. PhD thesis. Inst. f. Miljö kemi & Wallenberglaboratoriet. Stockholms universitet.
- Sörme, L. & T. Lagerkvist 2002. Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. *Sci. Tot. Environ.* 298, 131-145.
- Tjärnlund, U., Linderoth, M., Liewenborg, B., Åkerman, G., Noaksson, E. & L. Balk. 1999. Miljöövervakning i tre områden i Stockholms kommun. Biologiska effekter hos abborrhonor jämfört med biologiska effekter erhållna av seston extrakt från respektive område. ITM, Laboratoriet f. akv. ekotoxikologi. Preliminär rapport. 1999-01-30.
- Wang, W.-X. & S.N. Luoma. 1996. Kinetic determinations of trace element bioaccumulation in the mussel *Mytilus edulis*. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 140, 91-113.
- Varanesi, U. (Ed.) 1989. Metabolism of polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida 1989
- Westerlund, K.-G. 1998. Metallemission från trafiken i Stockholm – slitage av bromsbelägg. Miljöförvaltningen i Stockholm, Rapporter från SLB-analys, nr 2:98.
- DeWit, C. A. (2002). An overview of brominated flame retardants in the environment. *Chemosphere* 46, 583-624.
- Zimmermann, S., Alt, F., Messerschmidt, J. & A. v. Bolen. (2002). Biological availability of traffic-related platinumium-group elements (palladium, platinum, and rhodium) and other metals to zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in water containing road dust. *Environ. Toxicol. Chem.*, 21:12, 2713-2718.
- Östlund, P., Sternbeck, J. & E. Brorström-Lundén. 1998. Metaller, PAH, PCB och totalkväveten i sediment runt Stockholm- flöden och halter. IVL. Rapport B 1297. Stockholm maj 1998.

Kemiska symboler

Ag = Silver
Al = Aluminium
As = Arsenik
Au = Guld
Bi = Vismut
Cd = Kadmium
Cr = Krom
Cu = Koppar
Fe = Järn
Hg = Kvicksilver
In = Indium
Ni = Nickel
Pb = Bly
Sb = Antimon
Sn = Tenn
W = Wolfram
Zn = Zink

Definitioner och begrepp

AF= anrikningsfaktor. Definieras som kvoten mellan aktuell halt och bakgrundshalten, eller jämförvärdet som det också kallas. Jämförvärde skall helst vara opåverkat av föroreningar vilket här ofta inte är fallet vilket gör att AF ger en underdriven bild av föroreningspåverkan.

BAF= bioackumuleringsfaktorn. Definieras som kvoten mellan halten i organismen och halten i dess miljö.

SPM= Suspenderat Partikulärt Material i vattenmassa

SPMS= SPM i Sedimentfällor , dvs Sedimenterande SPM

POP= persistent organic pollutants = svårnedbrytbara organiska föroreningar

BILAGOR

Primärdata i tabell- och figurform

*Metaller och organiska miljögifter i
vattenlevande organismer och deras miljö
i Stockholm 2001*

Göran Lithner¹, Karin Holm¹ och Christina Ekström²

¹ *Institutet för tillämpad miljöforskning, Stockholms universitet*

² *Ekströms Hydrobiologi*

Tabell-B0
Lokaler

Tabell B0. Provtagningslokaler. Positioner (RT 90) uppmätta med GPS (Garmin 12) med en noggrannhet av cirka ± 5 m.

Vattenområde	Provtagningslokaler	Nr	Provmatrix	X	Y
Görväln	Stäket	0	Mussla	6596714	1612579
Görväln	Stäket	0	Vatten	6596714	1612579
Lambarfj.	Hässelby	1	Asellus	6582685	1615200
Lambarfj.	Hässelby	1	Mussla	6582733	1615696
Lambarfj.	Hässelby	1	Vatten	6582733	1615696
Fiskarfjärden	Lindö	2	Asellus	6577194	1616698
Fiskarfjärden	Kungshatt	2	Mussla	6576367	1617775
Fiskarfjärden	Kungshatt	2	Vatten	6576367	1617775
Klubbenomr.	Klubbensborg	3	Chir., sed.	6578669	1623436
Klubbenomr.	Klubbensborg	3	Mussla	6578154	1622531
Klubbenomr.	Klubbensborg	3	Vatten	6578154	1622531
Maribergsfj.	Långholmen	4	Mussla	6579927	1625832
Maribergsfj.	Långholmen	4	Vatten	6579927	1625832
Årstaviken	Årsta holmar	5	Asellus	6578550	1627355
Årstaviken	Årsta holmar	5	Mussla	6578490	1627255
Årstaviken	Årsta holmar	5	Vatten	6578490	1627255
Ulvsundasjön	S Ulvsundasjön	6	Chir., sed.	6582033	1624493
Ulvsundasjön	Huvudstastrand	6	Mussla	6582660	1624059
Ulvsundasjön	Huvudstastrand	6	Vatten	6582660	1624059
Ö Riddarfj.	Ö Långholmen	7	Chir., sed.	6580084	1627315
Ö Riddarfj.	Helikopterplattan	7	Mussla	6580171	1628717
Ö Riddarfj.	Helikopterplattan	7	Vatten	6580171	1628717
Saltsjön	Bisk./Vald.udde	8	Mussla	6580001	1631770
Saltsjön	Kastellholmen	8	Sediment	6580047	1630249
Saltsjön	Bisk./Vald.udde	8	Vatten	6580001	1631770
Judarn	N Judarn	9	Asellus	6581663	1620186
Judarn	S Judarn	9	Chir., sed.	6581409	1619945
Judarn	S Judarn	9	Vatten	6581663	1620186
Räcksta Träsk	V Räcksta Träsk	10	Asellus	6583023	1617689
Räcksta Träsk	Ö Räcksta Träsk	10	Chir., sed.	6583144	1617754
Räcksta Träsk	Ö Räcksta Träsk	10	Vatten	6583023	1617689
Trekanten	NÖ Trekanten	11	Asellus	6578728	1626133
Trekanten	N Trekanten	11	Chir., sed.t	6578874	1626057
Trekanten	N Trekanten	11	Vatten	6578728	1626133

Tabell-B1:1
Sediment & SPMS

Tabell-B1:1. Metaller i ytsediment 2001, och i nysedimenterat material (SPMS) uppfångat med sedimentfällor 1999 av Broman m.fl (2001)

Enheter: TS, GF %, Al, Fe mg/g TS. Övriga µg/g TS.

Nr	Station		TS	Gf	Ag	Al	As	Au
0a	Lambarfj.	Sed	21.87	15.61	0.405	61.2	13.2	0.004
3a	Klubben	Sed	24.30	13.51	3.92	35.8	5.59	0.072
3	Klubben	SPMS	18.46	21.56	2.47	28.6	7.57	0.066
6	Ulvsundasj	Sed	28.32	13.29	5.89	36.7	7.78	0.045
7	Helikopterpl.	SPMS	25.83	16.92	2.76	28.5	8.24	0.064
7a	Ö. Lånholmen	Sed	24.74	13.09	4.19	32.0	7.30	0.050
8b	Kastellholmen1	Sed	26.56	16.10	15.9	28.3	12.4	0.641
8a	Kastellholmen2	SPMS	16.84	21.74	7.97	28.0	13.1	0.394
9	Judarn	Sed	10.88	46.78	0.845	23.7	6.96	0.017
10	Räcksta Träsk	Sed	23.57	22.03	3.69	36.2	9.11	0.029
11	Trekanten	Sed	18.44	27.20	6.00	27.0	14.3	0.067
			Bi	Cd	Cr	Cu	Fe	In
0a	Lambarfj.	Sed	0.486	0.703	60.3	58.1	37.5	0.058
3a	Klubben	Sed	1.47	1.97	97.4	159	42.7	0.066
3	Klubben	SPMS	0.827	1.10	67.3	98.6	38.5	0.057
6	Ulvsundasj	Sed	1.03	2.53	113	260	52.0	0.077
7	Helikopterpl.	SPMS	1.51	1.33	70.4	124	39.8	0.063
7a	Ö. Lånholmen	Sed	1.31	2.21	96.5	1280	43.7	0.074
8b	Kastellholmen1	Sed	5.17	4.22	106	402	52.1	0.072
8a	Kastellholmen2	SPMS	4.12	3.63	109	342	56.2	0.082
9	Judarn	Sed	0.659	2.69	43.1	78.3	28.5	0.055
10	Räcksta Träsk	Sed	0.599	2.47	76.6	892	54.0	0.066
11	Trekanten	Sed	0.859	3.23	85.0	591	44.6	0.065
			Mn	Ni	Pb	Sb	Sn	W
0a	Lambarfj.	Sed	4560	63.4	53.1	0.213	2.32	0.95
3a	Klubben	Sed	874	51.9	130	0.351	5.79	3.19
3	Klubben	SPMS	4620	42.5	79.2	0.194	2.31	2.30
6	Ulvsundasj	Sed	690	50.9	196	0.625	9.14	8.05
7	Helikopterpl.	SPMS	2180	39.9	182	0.364	4.63	5.34
7a	Ö. Långolmen	Sed	732	54.0	298	0.683	11.6	7.73
8b	Kastellholmen1	Sed	555	45.5	415	1.07	29.6	23.5
8a	Kastellholmen2	SPMS	7090	42.2	380	1.11	16.2	23.2
9	Judarn	Sed	541	50.0	237	1.21	5.54	6.22
10	Räcksta Träsk	Sed	581	43.9	264	2.62	62.5	29.3
11	Trekanten	Sed	517	47.2	390	2.75	11.7	40.7
			Zn					
0a	Lambarfj.	Sed	218					
3a	Klubben	Sed	408					
3	Klubben	SPMS	300					
6	Ulvsundasj	Sed	654					
7	Helikopterpl.	SPMS	407					
7a	Ö. Lånholmen	Sed	576					
8b	Kastellholmen1	Sed	656					
8a	Kastellholmen2	SPMS	729					
9	Judarn	Sed	403					
10	Räcksta Träsk	Sed	870					
11	Trekanten	Sed	1610					

Tabell-B2:1
Allmän vattenkemi

Tabell B2:1.Stockholm 2001. Allmän vattenkemi.
SuspCell=Cellulosanitrat, Susp Polyc.=Polycarbonat

Lokal	Nr	mån	dag	Djup	Temp	Färg	Turbiditet	Susp Cell.	Susp Polyc.	Konduktivitet
				m	°C	mg Pt/L	FNU	mg/L	mg/L	mS/m
STÅKET	0	8	28	0.2	19.1	35	1.6	4.63	3.61	31.5
STÅKET	0	10	1	0.1		35	1.7	1.70	0.86	33.7
HÄSSELBY H	1	8	23	0.2		25	1.7			21.1
HÄSSELBY H	1	10	24	0.5	11.2	30	1.4			21.4
KUNGSHATT	2	8	24	0.2	20.9	25	1.3			20.1
KUNGSHATT	2	10	23	0.5	11.5	30	1.8			18.3
KLUBBENS	3	8	22	0.2	20.2	30	1.4	2.42	1.79	20.7
KLUBBENS	3	10	2	0.1	13.7	30	1.8	2.15	2.09	19.6
LÅNGHOLMEN	4	8	17	0.2	20.3	30	3.7	3.14	3.01	22.4
LÅNGHOLMEN	4	9	28	0.1	14.7	30	2	2.36	1.53	19.8
ÅRSTA H	5	8	28	0.2		20	2.7	4.96	2.53	39.6
ÅRSTA H	5	10	23	0.5	10.9	30	3.6	3.03	1.47	29.7
ULVSUNDASJ	6	8	21	0.2	19.4	30	5.4	4.78	3.24	21.1
ULVSUNDASJ	6	10	2	0.1	13.5	30	3.5	2.59	2.03	22.5
HELIK.PL.	7	8	16	0.2	20.5	30	2.6	3.15	2.18	2.64
HELIK.PL.	7	9	28	0.1	15.2	30	1.6	2.16	1.20	20.7
BISKOPSU	8	8	16	0.2	14.3	15	1.5	1.86	1.07	606
BISKOPSU	8	9	28	0.1	13.7	20	1.2	2.84	1.07	448
JUDARN	9	10	31	0.5	8.4	20	1.3			34.1
RÄCKSTA TR	10	10	31	0.5	8.8	30	6			47.5
TREKANTEN	11	11	21	0.5		15	1.5			41.3
<i>Extra prover</i>										
STÅKET	0	7	4	0.3		40	1.3			30.2
KLUBBENS	3	7	5	0.2	20.8	30	2.4			16.9
ÅRSTA H	5	8	17	0.2	20.2	30	6.3			35.5

Tabell –B3:1
Metaller i vatten

Tabell B3:1. Stockholm 2001. Metaller i vatten. Totalhalt och dialyserbar fraktion(=löst halt).
Enhet: µg/L

Lokal	Nr	Provdatum	Temp	Cr		Fe	
			°C	Total	Dialys	Total	Dialys
Stäket	0	2001-08-28	19.1	0.25		45	
Stäket	0	2001-10-01		0.76		78	
Stäket	0	2001-08-28	19.1		0.12		<5
Stäket	0	2001-08-28	19.1		0.12		<5
Hässelby	1	2001-08-23		0.19		37	
Hässelby	1	2001-10-24	11.2	0.49		49	
Kungshatt	2	2001-08-24	20.9	0.2		33	
Kungshatt	2	2001-10-23	11.5	0.54		73	
Klubbensborg	3	2001-08-22	20.2	0.14		36	
Klubbensborg	3	2001-10-02	13.7	0.42		67	
Klubbensborg	3	2001-08-22	20.2		0.18		<5
Klubbensborg	3	2001-08-22	20.2		0.13		<5
V. Långholmen	4	2001-08-17	20.3	0.24		55	
V. Långholmen	4	2001-09-28	14.7	0.35		70	
V. Långholmen	4	2001-08-17	20.3		0.18		<5
V. Långholmen	4	2001-08-17	20.3		0.23		<5
Årsta holmar	5	2001-08-17	20.2	0.24		95	
Årsta holmar	5	2001-08-28		0.3		122	
Årsta holmar	5	2001-10-23	10.9	0.42		132	
Årsta holmar	5	2001-08-28			0.32		5
Årsta holmar	5	2001-08-28			0.22		<5
N. Ulvsundasjön	6	2001-08-21	19.4	0.24		91	
N. Ulvsundasjön	6	2001-10-02	13.5	0.37		86	
N. Ulvsundasjön	6	2001-08-21	19.4		<0.1		<5
N. Ulvsundasjön	6	2001-08-21	19.4		0.25		<5
Helikopterplattan.	7	2001-08-16	20.5	0.29		62	
Helikopterplattan.	7	2001-09-28	15.2	0.25		66	
Helikopterplattan.	7	2001-08-16	20.5		0.25		<5
Helikopterplattan.	7	2001-08-16	20.5		0.22		<5
Biskop/Valdemudde	8	2001-08-16	14.3	-----		38	
Biskop/Valdemudde	8	2001-09-28	13.7	-----		54	
Biskop/Valdemudde	8	2001-08-16	14.3		-----		5
Biskop/Valdemudde	8	2001-08-16	14.3		-----		<5
Judarn	9	2001-10-31	8.4	0.15		15	
Räcksta Träsk	10	2001-10-31	8.8	0.58		147	
Trekanten	11	2001-11-21		0.37		40	

Tabell –B3:2
Metaller i vatten

Tabell B3:2. Stockholm 2001. Metaller i vatten. Totalhalt och dialyserbar fraktion(=löst halt).
Enhet: µg/L

Lokal	Nr	Ni		Cu		Zn	
		Total	Dialys	Total	Dialys	Total	Dialys
Stäket	0	3.14		2.24		0.9	
Stäket	0	2.98		2.25		1.1	
Stäket	0		2.24		1.3		1.2
Stäket	0		2.5		1.32		0.4
Hässelby	1	3.16		2.41		0.8	
Hässelby	1	2.83		2.33		0.7	
Kungshatt	2	2.96		2.54		0.9	
Kungshatt	2	2.79		2.47		1	
Klubbensborg	3	3.03		2.7		2.9	
Klubbensborg	3	2.99		2.64		1.6	
Klubbensborg	3		2.38		1.63		0.7
Klubbensborg	3		2.3		1.69		0.8
V. Långholmen	4	2.96		3.11		3.4	
V. Långholmen	4	2.86		2.65		1.5	
V. Långholmen	4		2.51		2.01		2.7
V. Långholmen	4		2.48		1.92		2.2
Årsta holmar	5	2.91		3.34		4.4	
Årsta holmar	5	2.83		3.72		5.2	
Årsta holmar	5	3.01		2.98		4.5	
Årsta holmar	5		2.91		2.33		4.1
Årsta holmar	5		2.56		2.33		4
N. Ulvsundasjön	6	2.89		3.86		4.6	
N. Ulvsundasjön	6	2.82		3.54		4.2	
N. Ulvsundasjön	6		2.48		2.33		2.1
N. Ulvsundasjön	6		2.39		2.23		2.1
Helikopterplattan.	7	2.92		3.86		4.9	
Helikopterplattan.	7	2.96		2.76		2.1	
Helikopterplattan.	7		2.55		2.37		3.5
Helikopterplattan.	7		2.95		2.88		6
Biskop/Valdemudde	8	1.66		2.34		3.7	
Biskop/Valdemudde	8	1.36		2.17		3.4	
Biskop/Valdemudde	8		1.76		2.08		3.2
Biskop/Valdemudde	8		1.75		2.1		3.2
Judarn	9	0.21		0.21		0.5	
Råcksta Träsk	10	1.51		4.08		8.4	
Trekanten	11	1.33		2.7		13.5	

Tabell –B3:3
Metaller i vatten

Tabell B3:3. Stockholm 2001. Metaller i vatten. Totalhalt och dialyserbar fraktion(=löst halt).
Enhet: µg/L

Lokal	Nr	As		Ag		Cd	
		Total	Dialys	Total	Dialys	Total	Dialys
Stäket	0	0.55		<0.002		0.005	
Stäket	0	0.53		<0.002		<0.004	
Stäket	0		0.51		<0.002		0.012
Stäket	0		0.52		<0.002		0.007
Hässelby	1	0.6		<0.002		<0.004	
Hässelby	1	0.54		<0.002		0.005	
Kungshatt	2	0.57		<0.002		<0.004	
Kungshatt	2	0.54		<0.002		<0.004	
Klubbensborg	3	0.6		0.002		0.004	
Klubbensborg	3	0.6		<0.002		<0.004	
Klubbensborg	3		0.54		<0.002		<0.004
Klubbensborg	3		0.55		<0.002		<0.004
V. Långholmen	4	0.6		0.002		0.009	
V. Långholmen	4	0.53		<0.002		<0.004	
V. Långholmen	4		0.57		<0.002		0.009
V. Långholmen	4		0.52		<0.002		0.007
Årsta holmar	5	0.62		0.003		0.008	
Årsta holmar	5	0.62		0.004		0.01	
Årsta holmar	5	0.61		0.002		0.007	
Årsta holmar	5		0.6		<0.002		0.007
Årsta holmar	5		0.61		<0.002		0.004
N. Ulvsundasjön	6	0.68		0.002		0.01	
N. Ulvsundasjön	6	0.59		0.002		0.008	
N. Ulvsundasjön	6		0.63		<0.002		0.004
N. Ulvsundasjön	6		0.61		<0.002		<0.004
Helikopterplattan.	7	0.6		0.003		0.006	
Helikopterplattan.	7	0.58		<0.002		0.005	
Helikopterplattan.	7		0.49		<0.002		0.006
Helikopterplattan.	7		0.5		<0.002		0.02
Biskop/Valdemudde	8	-----		0.009		0.018	
Biskop/Valdemudde	8	-----		0.008		0.012	
Biskop/Valdemudde	8		-----		0.004		0.022
Biskop/Valdemudde	8		-----		<0.002		0.016
Judarn	9	0.31		<0.002		<0.004	
Råcksta Träsk	10	0.71		0.005		0.005	
Trekanten	11	1.01		0.004		0.004	

Tabell –B3:4
Metaller i vatten

Tabell B3:4. Stockholm 2001. Metaller i vatten. Totalhalt och dialyserbar fraktion(=löst halt).
Enhet: µg/L

Lokal	Nr	In		Sb		W	
		Total	Dialys	Total	Dialys	Total	Dialys
Stäket	0	<0.001		0.137		0.046	
Stäket	0	<0.001		0.156		0.036	
Stäket	0		<0.001		0.147		0.07
Stäket	0		<0.001		0.13		0.079
Hässelby	1	<0.001		0.11		0.075	
Hässelby	1	<0.001		0.12		0.062	
Kungshatt	2	<0.001		0.119		0.079	
Kungshatt	2	<0.001		0.13		0.072	
Klubbensborg	3	<0.001		0.126		0.163	
Klubbensborg	3	<0.001		0.127		0.078	
Klubbensborg	3		<0.001		0.133		0.123
Klubbensborg	3		<0.001		0.139		0.128
V. Långholmen	4	<0.001		0.16		0.233	
V. Långholmen	4	<0.001		0.139		0.142	
V. Långholmen	4		<0.001		0.17		0.298
V. Långholmen	4		<0.001		0.165		0.34
Årsta holmar	5	<0.001		0.171		0.79	
Årsta holmar	5	<0.001		0.189		0.852	
Årsta holmar	5	<0.001		0.187		1.02	
Årsta holmar	5		<0.001		0.18		1.01
Årsta holmar	5		<0.001		0.185		0.984
N. Ulvsundasjön	6	<0.001		0.188		0.256	
N. Ulvsundasjön	6	<0.001		0.229		0.251	
N. Ulvsundasjön	6		<0.001		0.192		0.287
N. Ulvsundasjön	6		<0.001		0.197		0.286
Helikopterplattan.	7	<0.001		0.197		0.411	
Helikopterplattan.	7	<0.001		0.139		0.165	
Helikopterplattan.	7		<0.001		0.178		0.336
Helikopterplattan.	7		<0.001		0.191		0.341
Biskop/Valdemudde	8	0.0051		0.119		0.362	
Biskop/Valdemudde	8	<0.001		0.135		0.313	
Biskop/Valdemudde	8		0.0017		0.151		0.473
Biskop/Valdemudde	8		0.0015		0.141		0.484
Judarn	9	<0.001		0.149		0.151	
Råcksta Träsk	10	<0.001		0.571		0.41	
Trekanten	11	<0.001		0.821		3.73	

Tabell –B3:5
Metaller i vatten

Tabell B3:5. Stockholm 2001. Metaller i vatten. Totalhalt och dialyserbar fraktion(=löst halt).

Enhet: µg/L

Lokal	Nr	Pb	
		Total	Dialys
Stäket	0	0.071	
Stäket	0	0.113	
Stäket	0		<0.02
Stäket	0		<0.02
Hässelby	1	0.09	
Hässelby	1	0.098	
Kungshatt	2	0.084	
Kungshatt	2	0.128	
Klubbensborg	3	0.137	
Klubbensborg	3	0.174	
Klubbensborg	3		<0.02
Klubbensborg	3		<0.02
V. Långholmen	4	0.331	
V. Långholmen	4	0.186	
V. Långholmen	4		0.022
V. Långholmen	4		<0.02
Årsta holmar	5	0.396	
Årsta holmar	5	0.592	
Årsta holmar	5	0.441	
Årsta holmar	5		0.024
Årsta holmar	5		<0.02
N. Ulvsundasjön	6	0.44	
N. Ulvsundasjön	6	0.296	
N. Ulvsundasjön	6		<0.02
N. Ulvsundasjön	6		<0.02
Helikopterplattan.	7	0.423	
Helikopterplattan.	7	0.231	
Helikopterplattan.	7		<0.02
Helikopterplattan.	7		0.047
Biskop/Valdemudde	8	0.501	
Biskop/Valdemudde	8	0.531	
Biskop/Valdemudde	8		0.033
Biskop/Valdemudde	8		0.028
Judarn	9	0.108	
Räcksta Träsk	10	0.418	
Trekanten	11	0.712	

Tabell-B4:1
Metaller i biota

Tabell B4:1. Stockholm 2001. Metaller i ryggradslösa djur.

Enhet: µg/g TS

Station	Nr	Art	Prov mg TS	Ind./ prov	Al	Cr	Fe	Ni
Stäket	0	Dreis.polym	20.2	6	88	1	191	39.8
Hässelby	1	Dreis.polym	20.3	6	66.2	1.76	181	40.9
Kungshatt	2	Dreis.polym	21.9	6	81.8	0.84	180	29.2
Klubbensborg	3	Dreis.polym	20.2	6	57.2	1.26	166	38.8
Klubbensborg	3	Dreis.polym	20.6	6	98.6	1.03	193	34.9
V. Långholmen	4	Dreis.polym	20	6	110	2.63	237	32
V. Långholmen	4	Dreis.polym	20.5	6	81.3	1.83	213	31.5
Årsta holmar	5	Dreis.polym	20.2	6	185	1.41	328	34.5
N. Ulvsundasjön	6	Dreis.polym	19.5	6	156	5.25	402	31.5
N. Ulvsundasjön	6	Dreis.polym	20.3	6	105	5.94	305	30.3
Helikopterplattan	7	Dreis.polym	20.2	6	54.3	0.68	182	24.8
Helikopterplattan	7	Dreis.polym	20.9	6	70.5	0.89	195	31.7
Biskop/Valdem.ud	8	Dreis.polym	20.1	6	49.8	0.99	175	47
Hässelby	1	Asellus.aq.	2.4	35	321	0.64	405	1.36
Kungshatt	2	Asellus.aq.	2.2	45	451	1.04	531	1.14
Årsta holmar	5	Asellus.aq.	2.2	31	243	0.73	439	1.4
Judarn	9	Asellus.aq.	2.4	30	52.2	0.1	91	0.48
Räcksta Träsk	10	Asellus.aq.	2.3	44	221	0.57	374	1.02
Trekanten	11	Asellus.aq.	4	74	234	0.77	554	1.49
Hässelby	1	Gamm.pul.	6.2	11	125	0.31	159	0.87
Årsta holmar	5	Gamm.pul.	4.7	17	79.9	0.38	164	1.23
Klubbensborg	3	Chir.plum.	7.7	6	931	2.82	2020	1.53
Ulvsundasjön	6	Chir.plum.	4.7	6	729	2.31	2480	1.25
Ö.Långholmen	7	Chir.plum.	4.3	16	124	0.94	790	0.76
Judarn	9	Chir.plum.	0.8	55	286	0.65	1050	0.85
Trekanten	11	Chir.plum.	3.7	35	296	1.05	1080	1.02

Tabell-B4:2
Metaller i biota

Tabell B4:2. Stockholm 2001. Metaller i ryggradslösa djur.

Enhet: µg/g TS

Station	Nr	Art	Cu	Zn	Ni	Cu	As	Ag	Cd
Stäket	0	Dreis.polym	9.92	141	39.8	9.92	5.8	0.012	1.17
Hässelby	1	Dreis.polym	11.8	167	40.9	11.8	5.75	0.011	1.37
Kungshatt	2	Dreis.polym	12.7	180	29.2	12.7	6.01	0.017	1.79
Klubbensborg	3	Dreis.polym	10.5	182	38.8	10.5	5.75	0.021	1.52
Klubbensborg	3	Dreis.polym	12.3	170	34.9	12.3	5.56	0.023	1.35
V. Långholmen	4	Dreis.polym	13.2	205	32	13.2	5.4	0.022	1.75
V. Långholmen	4	Dreis.polym	12	294	31.5	12	6.42	0.022	1.89
Årsta holmar	5	Dreis.polym	12.3	334	34.5	12.3	5.24	0.021	1.48
N. Ulvsundasjön	6	Dreis.polym	18.1	380	31.5	18.1	6.5	0.032	1.91
N. Ulvsundasjön	6	Dreis.polym	14.1	339	30.3	14.1	6.33	0.032	1.88
Helikopterplattan	7	Dreis.polym	11.3	303	24.8	11.3	6.59	0.015	1.8
Helikopterplattan	7	Dreis.polym	12.8	339	31.7	12.8	6.52	0.019	2.41
Biskop/Valdem.ud	8	Dreis.polym	10.2	244	47	10.2	7.85	0.037	1.83
Hässelby	1	Asellus.aq.	169	131	1.36	169	3.88	0.51	0.134
Kungshatt	2	Asellus.aq.	138	101	1.14	138	3.02	0.364	0.127
Årsta holmar	5	Asellus.aq.	197	120	1.4	197	3.58	0.888	0.077
Judarn	9	Asellus.aq.	48.8	76.1	0.48	48.8	1.32	0.102	0.028
Räcksta Träsk	10	Asellus.aq.	244	96.2	1.02	244	2.87	0.632	0.139
Trekanten	11	Asellus.aq.	118	111	1.49	118	2.35	0.73	0.107
Hässelby	1	Gamm.pul.	85.3	74.5	0.87	85.3	4.5	0.125	0.103
Årsta holmar	5	Gamm.pul.	86.4	87.6	1.23	86.4	4.42	0.202	0.151
Klubbensborg	3	Chir.plum.	21.9	87.9	1.53	21.9	0.26	1.24	0.726
Ulvsundasjön	6	Chir.plum.	26.7	132	1.25	26.7	0.37	0.56	1.59
Ö.Långholmen	7	Chir.plum.	45.9	196	0.76	45.9	0.44	1.11	2.83
Judarn	9	Chir.plum.	13.4	55.7	0.85	13.4	0.1	0.084	0.063
Trekanten	11	Chir.plum.	26.2	230	1.02	26.2	0.94	0.23	0.102

Tabell-B4:3
Metaller i biota

Tabell B4:3. Stockholm 2001. Metaller i ryggradslösa djur.

Enhet: µg/g TS

Station	Nr	Art	In	Sn	Sb	W	Au	Pb
Stäket	0	Dreis.polym	<0.0004	0.11	0.02	0.042	0.007	0.191
Hässelby	1	Dreis.polym	<0.0004	0.1	0.013	0.05	0.006	0.227
Kungshatt	2	Dreis.polym	<0.0005	0.19	0.009	0.058	0.005	0.204
Klubbensborg	3	Dreis.polym	<0.0004	0.14	0.013	0.058	<0.004	0.241
Klubbensborg	3	Dreis.polym	<0.0004	0.15	0.018	0.069	<0.004	0.331
V. Långholmen	4	Dreis.polym	<0.0005	0.3	0.027	0.127	0.006	0.533
V. Långholmen	4	Dreis.polym	<0.0005	0.35	0.024	0.139	0.005	0.428
Årsta holmar	5	Dreis.polym	<0.0004	1.16	0.028	0.983	<0.004	0.859
N. Ulvsundasjön	6	Dreis.polym	<0.0005	0.54	0.052	0.167	<0.005	0.792
N. Ulvsundasjön	6	Dreis.polym	<0.0005	0.44	0.031	0.138	<0.005	0.548
Helikopterplattan	7	Dreis.polym	<0.0005	0.45	0.036	0.129	<0.005	0.292
Helikopterplattan	7	Dreis.polym	<0.0004	0.51	0.022	0.137	<0.004	0.391
Biskop/Valdem.ud	8	Dreis.polym	<0.0005	0.45	0.02	0.161	<0.005	0.547
Hässelby	1	Asellus.aq.	<0.0006	0.21	0.019	0.022	<0.006	0.612
Kungshatt	2	Asellus.aq.	<0.0005	0.09	0.02	0.056	0.007	0.485
Årsta holmar	5	Asellus.aq.	<0.0008	0.29	0.028	0.764	<0.008	1.49
Judarn	9	Asellus.aq.	<0.0008	<0.08	0.037	0.092	<0.008	0.374
Räcksta Träsk	10	Asellus.aq.	<0.0005	0.23	0.097	0.3	<0.005	1.25
Trekanten	11	Asellus.aq.	0.0011	0.6	0.234	1.41	<0.005	6.16
Hässelby	1	Gamm.pul.	<0.0007	<0.07	0.009	0.026	<0.007	0.294
Årsta holmar	5	Gamm.pul.	<0.0006	0.16	0.038	0.824	<0.006	0.868
Klubbensborg	3	Chir.plum.	0.002	0.68	0.052	0.216	0.017	5.68
Ulvsundasjön	6	Chir.plum.	0.0023	0.71	0.059	0.311	<0.018	5.93
Ö.Långholmen	7	Chir.plum.	0.0008	0.57	0.032	0.475	0.009	12.4
Judarn	9	Chir.plum.	0.0014	0.12	0.039	0.268	<0.012	2.62
Trekanten	11	Chir.plum.	0.0016	0.35	0.122	1.78	0.007	9.89

Tabell-B5:1
PAH i mussla**Tabell 5:1. Stockholm 2001. Tjugo PAHer i vandrarmussla (*Dreissena polymorpha*) ordnade efter stigande molekylvikt.**

Enhet: ng/g TS

Förening	Kod	Mol. vikt	0 Stäket	3 Klubbensborg	4 Långholmen	7 Helikopterplattan	8 Biksop/Valdemuren
Fenantren	Fen	178	15.9	14.1	25.3	21.82	9.1
Antracen	Ant	178	1.6	1.8	6.4	3.46	2.2
3-metylFenantren	3-meFen	192	2.3	1.6	4.3	5.33	2.0
1-metylFenantren	1-meFen	192	3.0	2.3	6.5	6.57	3.7
Fluoranten	Flu	202	10.5	9.5	12.8	7.34	8.1
Pyren	Pyr	202	10.9	26.0	48.8	24.65	32.7
2-Fenylnaftalen	2-phNaf	204	1.3	1.1	1.6	1.29	1.1
Benzo(a)fluoren	B(a)F	216	6.0	7.3	13.0	11.76	15.2
Benzo(e)fluoren	B(e)F	216	3.6	4.1	7.6	5.78	7.4
2-metylpyren	2-mePyr	216	3.7	5.7	12.5	10.60	13.7
1-metylpyren	1-mePyr	216	2.4	4.0	8.5	7.54	9.4
Benzo(ghi)fluoranten	BghiF	226	7.9	9.6	21.3	11.27	15.7
Cyclopenta(cd)pyren	CpcdC	226	4.9	6.8	13.7	12.78	9.8
Benz(a)antracen	BaA	228	8.9	10.5	26.9	18.43	29.2
Chrysen+Triphenylene	Chr/Tri-Fen	228	28.0	35.5	79.9	50.73	60.8
2.2-dinaftyl	2.2diNaf	254	0.8	0.5	1.4	1.25	0.8
Benzo(b)fluoranten	B(b)F	252	7.0	11.1	19.6	10.86	18.0
Benzo(j+k)fluoranten	B(j+k)F	252	13.1	14.6	29.5	19.50	28.4
Benzo(e)pyren	B(e)P	252	11.7	15.9	30.5	18.35	26.7
Benzo(a)pyren	B(a)P	252	6.6	9.2	19.5	11.06	18.6
Perylen	Per	252	4.0	3.3	6.7	3.40	5.3
Indeno(1,2,3-cd)Pyren	Ind	276	3.5	2.5	6.0	3.49	6.1
Benzo(ghi)perylene	BghiP	276	5.6	7.0	12.0	6.28	10.3
Coronen	Cor	300	1.0	1.1	2.1	0.90	0.0
Summa PAH			164.00	205.20	416.25	274.43	334.36
Organ(extrakt)vikt (g/g TS)			0.12	0.14	0.08	0.16	0.09
Fettvikt i % av våtvikt (vid 5 % TS) (ITMx)			0.6	0.7	0.4	0.8	0.45
Uppmätt fettvikt i % av våtvikt (ITMo)			0.5			0.7	0.4
	Provkod		1	4	11	7	9

Tabell-B6.
Cl & Br-föreningar**Tabell B6. Stockholm 2001. Polyloreerade och polybromerade föreningar i vandrarmussla (*Dreissena polymorpha*).**

Enhet: ng/g

		ng per g våtvikt			ng per g fettvikt		
		0	7	8	0	7	8
	Mol.vikt	Stäket	Helik. plattan	Biskop/ Valdem	Stäket	Helik. plattan	Biskop/ Valdem
HCB	285	0.020	0.110	0.040	3.7	15.1	10.6
pp-DDE	318	0.160	0.310	0.280	32.7	43.1	70.0
pp-DDD	320	0.040	0.270	0.360	10.0	37.5	90.0
sDDT		0.200	0.580	0.740	42.7	80.6	160.0
CB-28	260	0.270	0.220	0.180	54.0	30.0	44.5
CB-52	294	0.370	0.360	0.300	75.8	50.3	74.4
CB-101	329	0.300	1.100	0.790	61.9	153.9	195.4
CB-118	329	0.320	0.860	0.580	65.6	120.7	143.6
CB-153	398	0.360	1.700	1.000	73.1	232.3	246.8
CB-(138+163)	398	0.240	1.300	0.770	48.3	183.0	190.5
CB-180		0.110	0.480	0.290	23.2	66.6	70.7
Summa 7PCB		1.970	5.990	3.910	402.0	837.0	966.0
BDE47	486	0.018	0.072	0.055	4.0	10.0	13.0
BDE99	565	0.046	0.113	0.068	9.0	16.0	17.0
BDE100	565	0.009	0.025	0.014	2.0	4.0	4.0
BDE153	644	0.016	0.030	0.014	3.0	4.0	4.0
BDE154	644	0.004	0.014	0.006	1.0	2.0	2.0
Summa 5PBDE		0.093	0.255	0.157	19	36	39
Fettvikt i % av våtvikt		0.49	0.72	0.40			
Provkod		3	5	8	3	5	8

Förkortningar:

HCB, hexaklorbensen

p,p'DDD, 1,1-diklor-2,2-di(p-klorfenyl)etan

p,p'DDE, 1,1-diklor-2,2-di(p-klorfenyl)eten

p,p'DDT, 1,1,1-triklor-2,2-di(p-klorfenyl)etan

CB-28, 2,4,4'-triklorbifenyl

CB-52, 2,2',5,5'-tetraklorbifenyl

CB-101, 2,2',4,5,5'-pentaklorbifenyl

CB-118, 2,3',4,4',5-pentaklorbifenyl

CB-138, 2,2',3,4,4',5'-hexaklorbifenyl

CB-153, 2,2',4,4',5,5'-hexaklorbifenyl

CB-180, 2,2',3,4,4',5,5'-heptaklorbifenyl

Analysen möjliggör inte separation av CB-138 och CB-163 (2,3,3',4,4',5,6-hexaklorbifenyl), utan ger ett sammanlagt värde för dessa kongener.

BDE47 2,2',4,4'-tetrabromodiphenyl ether

BDE99 2,2',4,4',5-pentabromodiphenyl ether

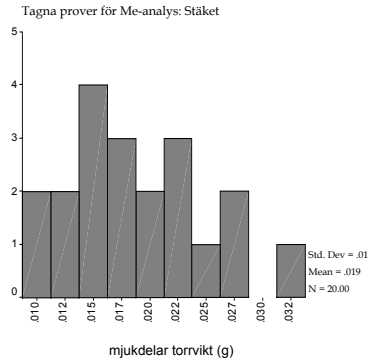
BDE100 2,2',4,4',6-pentabromodiphenyl ether

BDE153 2,2',4,4',5,5'-hexabromodiphenyl ether

BDE154 2,2',4,4',5,6'-hexabromodiphenyl ether

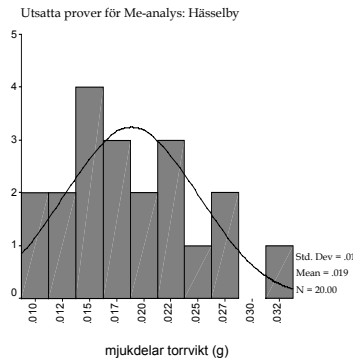
Figur-B1:1
Storleksfördelning hos musslor för Me-analys

0. Stäket



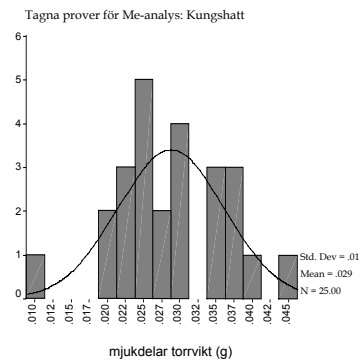
20,2 mg/ind. (17,2-23,5) N=6
5,0 % TS

1. Hässelby



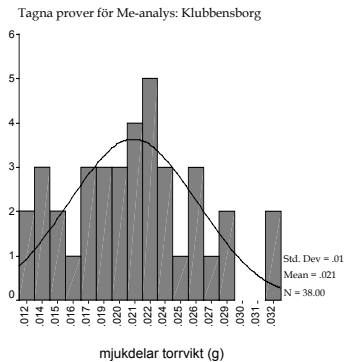
20,3 mg/ind. (18,9-21,9) N=6
6,7 % TS

2. Kungshatt



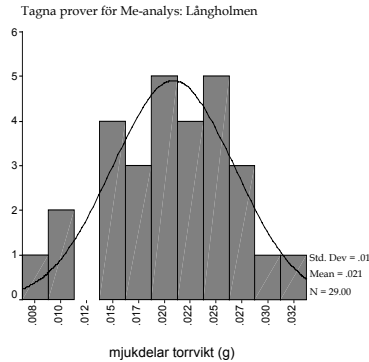
21,9 mg/ind. (19,7-23,6) N=6
8,4 % TS

3. Klubbensborg



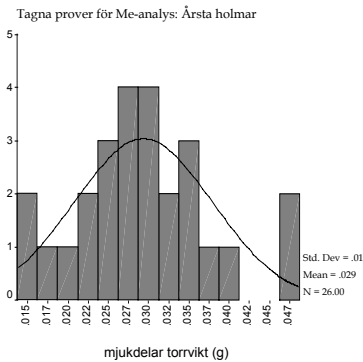
1) 20,2 mg/ind. (18,7-21,9) N=6
2) 20,6 mg/ind. (18,8-22,2) N=6
6,9 % TS

4. Långholmen



1) 20,0 mg/ind (17,0-21,8) N=6
2) 20,5 mg/ind (17,3-23,7) N=6
6,5 % TS

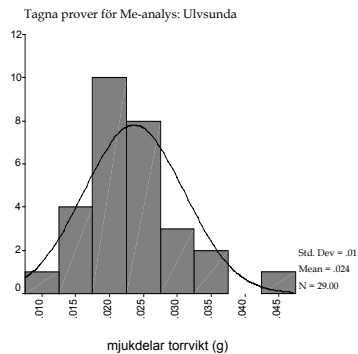
5. Årsta holmar



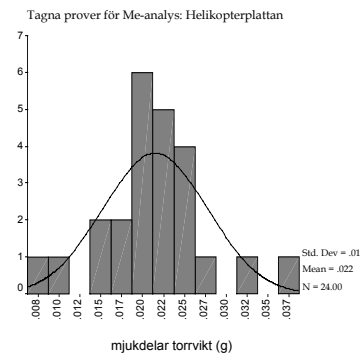
20,2 mg/ind (16,2-24,4) N=6

8,0 % TS

6. Ulvsundasjön

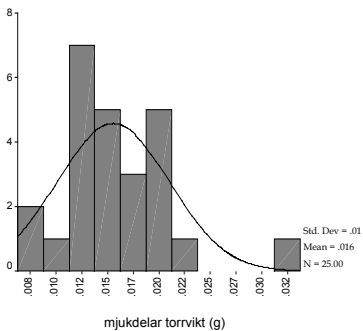


1) 19,5 mg/ind (17,3-22,3) N=6
2) 20,3 mg/ind (17,6-23,1) N=6
6,1 % TS



1) 20,2 mg/ind (16,5-23,4) N=6
2) 20,9 mg/ind (18,4-23,4) N=6
6,0 % TS

8. Biskopsudden



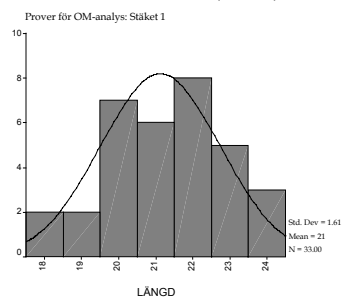
20,1 mg/ind (19,3-22,3) N=6

5,1 % TS

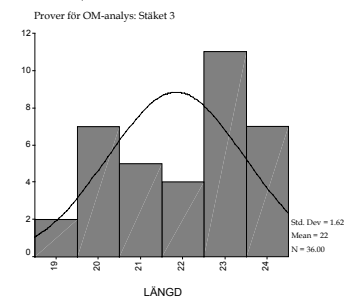
Figur B1:1. Stockholm 2001. Storleksfördelning hos vandarmusslor som fanns tillgängliga för metallanalys. Under varje diagram anges även medelvikten hos de djur som utvaldes för metallanalys på respektive lokal. Det framgår att tillgängligt material hade en medelvikt på 16-29 mg/ind. och att denna variation nedbringades till 19,5-21,9 mg/ind före analys. Torrvikten utgjorde i medeltal 6,5 % (5,0-8,4 %) av våtvikten hos mjukdelarna. På stn 0,3,4,7,8 (där PAH analyserades) var den 5,9 %, och på stn 0,7,8 (där Cl/Br-fören. analyserades) 5,4 %.

Figur-B1:2
 Storleksfördelning hos
 musslor f. OM-analys

0. Ståket ProvOM1 (PAH)



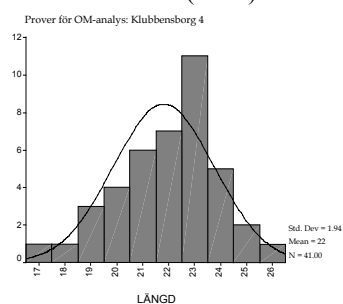
OM3 (HCB, DDT, PCB, PBDE)



10,078 g VV Mv= 305 mg/ind

11,040 g VV Mv= 307 mg/ind

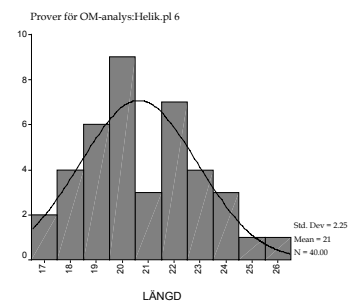
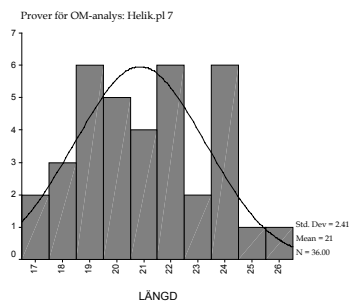
3. Klubben OM4 (PAH)



12,109 g VV Mv= 295 mg/ind

4. Långholmen OM11 (PHA): 9,126 g VV Mv=304 mg/ind

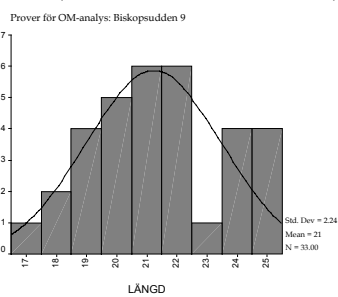
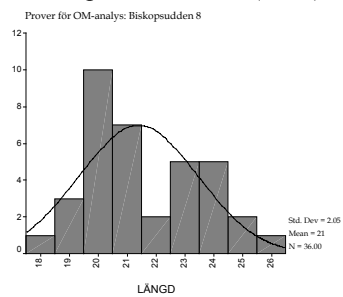
7. Helikopterplattan OM7 (PHA) OM6 (HCB, DDT, PCB, PBDE)



8,566 g VV Mv=238 mg/ind

9,010 g VV Mv=225 mg/ind

8. Biskopsudden OM9 (PHA)

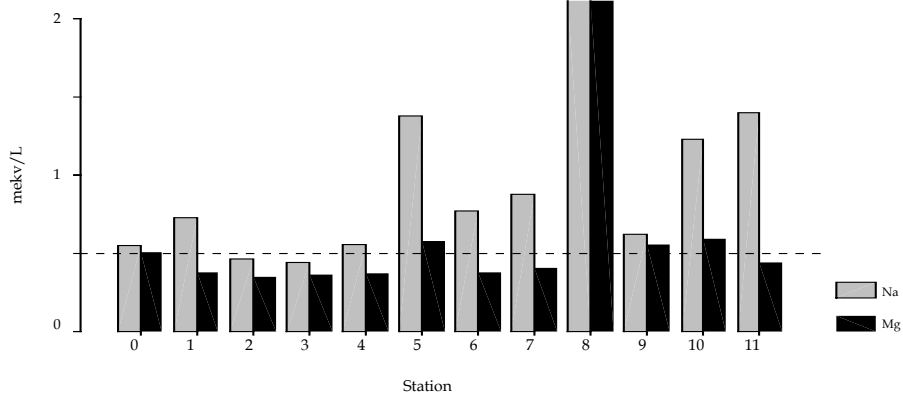
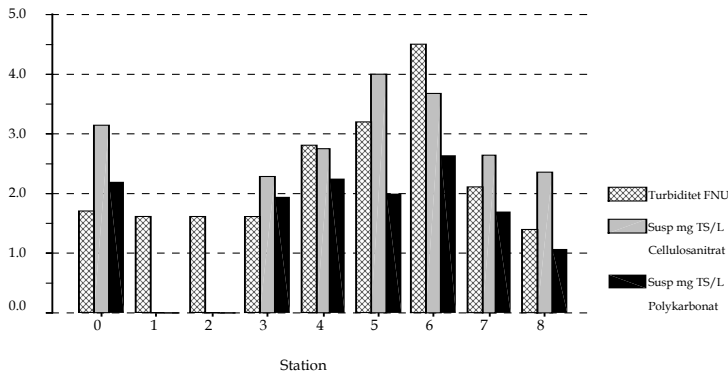
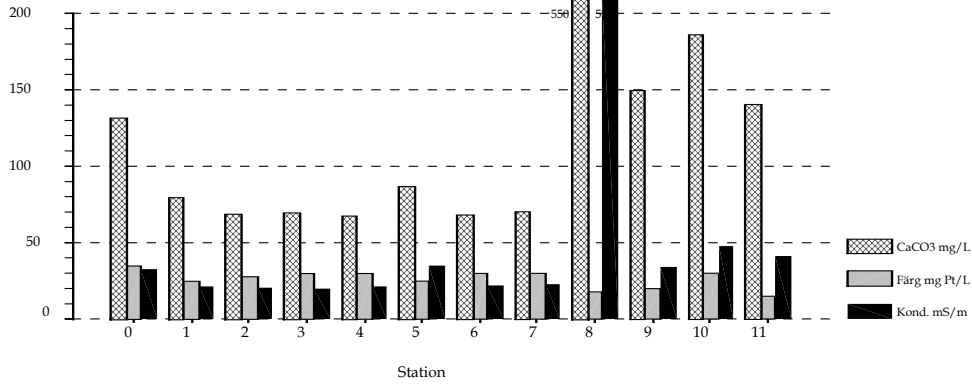


10,960 g VV Mv=332 mg/ind

11,487 g VV Mv=319 mg/ind

Figur B-1:2 . Stockholm 2001. Storleksfördelning hos vandrarmusslor som analyserats på organiska miljögifter (OM). Medelvikten uttryckt som våtvikt var något lägre på stn 7 (225-238 mg/ind) jämfört med övriga lokaler (295-332 mg/ind). Motsvarande torrtänkta vikter var 14-20 mg/ind.

Figur-B2
Allmän vattenkemi

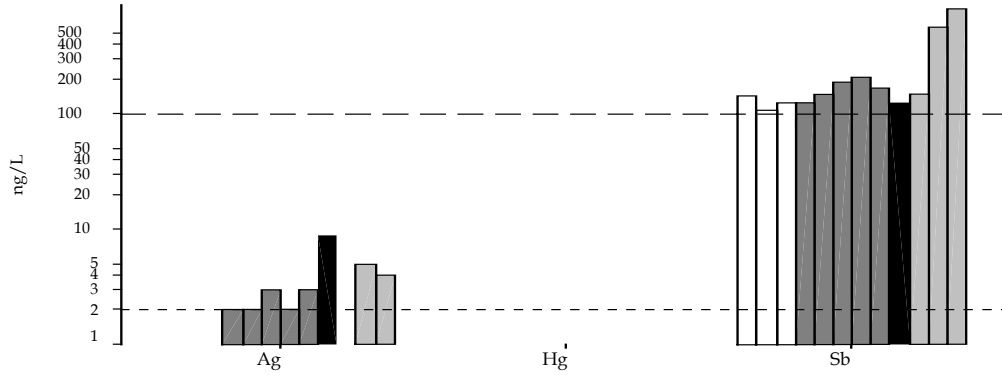


Figur-B3:1
Total-Me i vatten

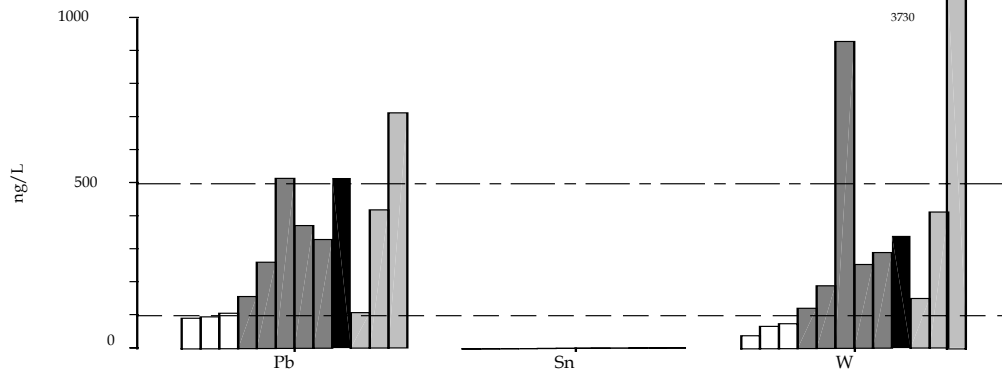
Log. skala!

Ag: det.gräns 2 ng/L

Hg: data skannas

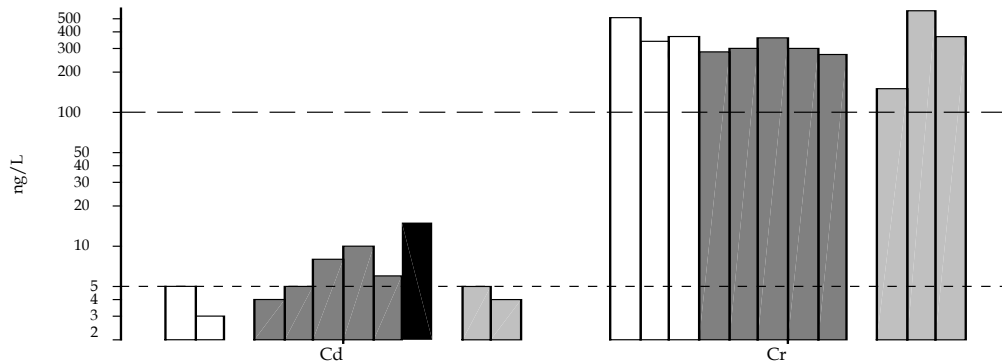


Sn: < 30 ng/L



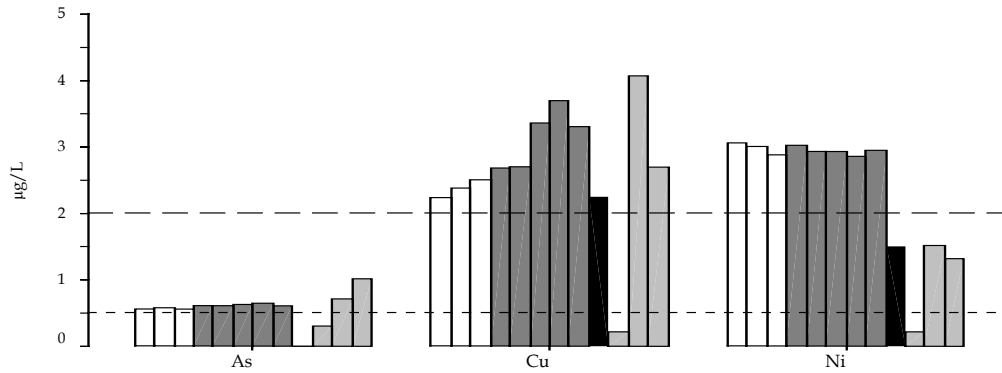
Log.skala!

Cd: det.gräns 4 ng/L

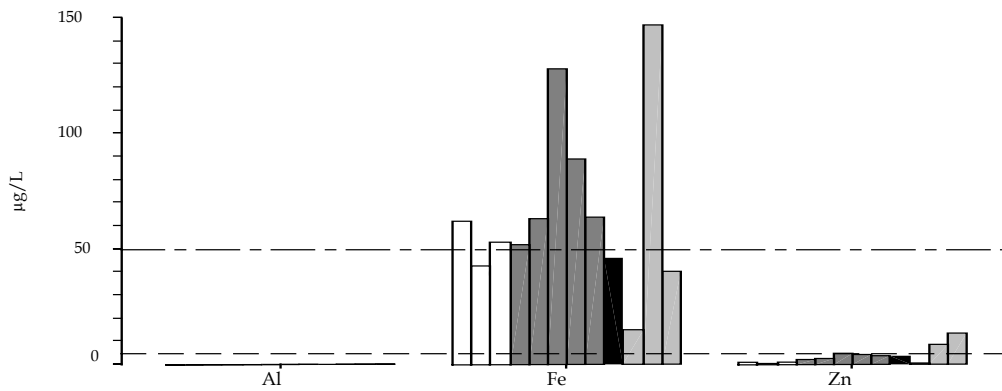


Figur B3:1. Stockholm 2001. Totalhalter av metaller i vatten. I nummerordning från vänster till höger: Mälaren stn 0-2 (vita staplar) stn 3-7 (mörkgrå staplar). Saltsjön: stn 8 (svart stapel). Småsjöar: stn 9-11 (ljusgrå staplar) . Mälaren & Saltsjön=medelv. av två provtagningar. I övrigt höstprovtagning.

Figur-B3:2
Metaller i vatten



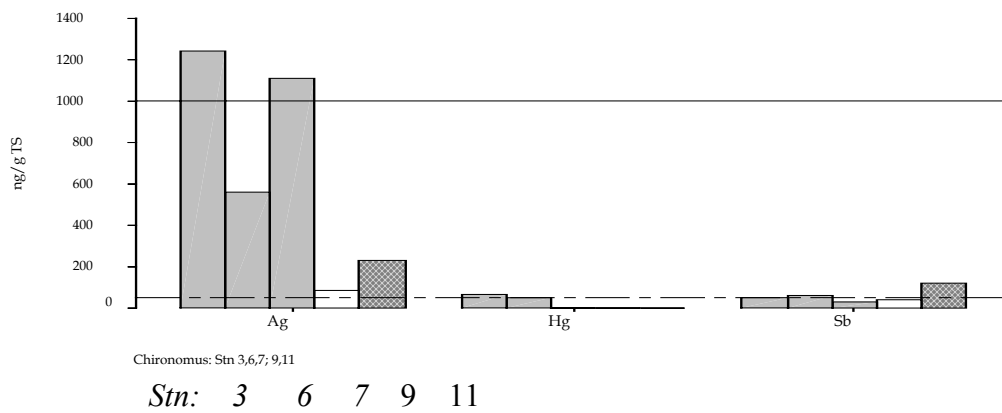
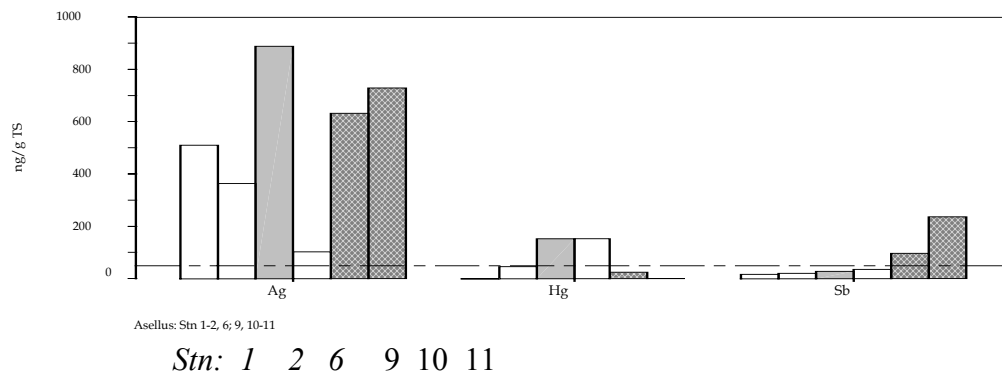
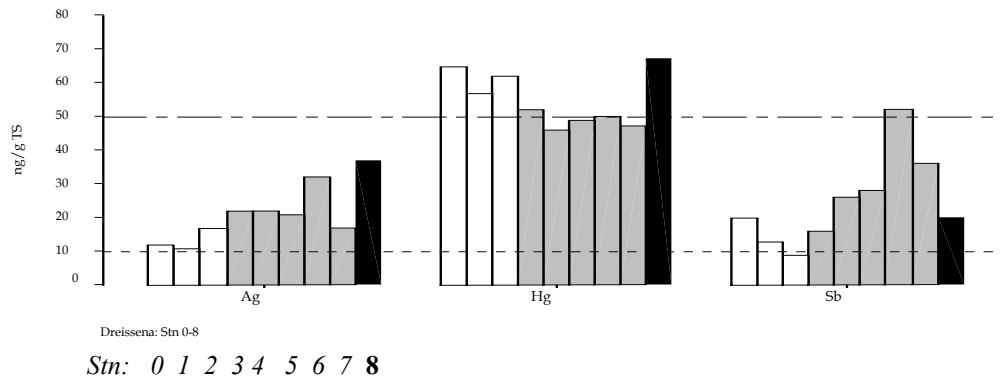
Al: data saknas



Figur B3:2 .Totalhalter av metaller i ytvatten. I nummerordning från vänster till höger: Mälaren stn 0-2 (vita staplar) stn 3-7 (mörkgrå staplar).Saltsjön: stn 8 (svart stapel). Småsjöar: stn 9-11 (ljusgrå staplar). Mälaren & Saltsjön=medelv. av två provtagningar. I övrigt höstprovtagning.

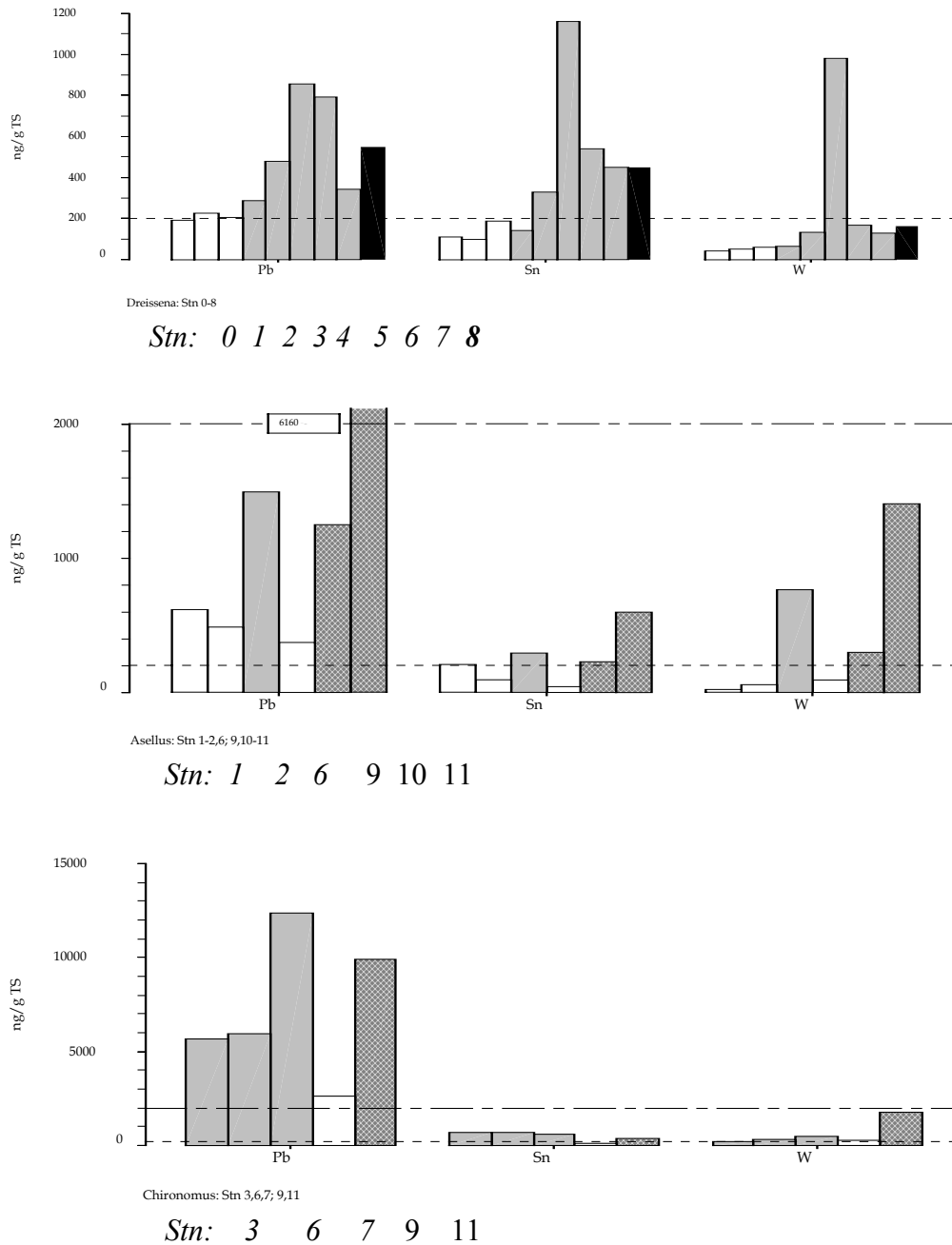
Anm: Indium genomgående < 1 ng/L.

Figur-B4:1
Metaller i biota



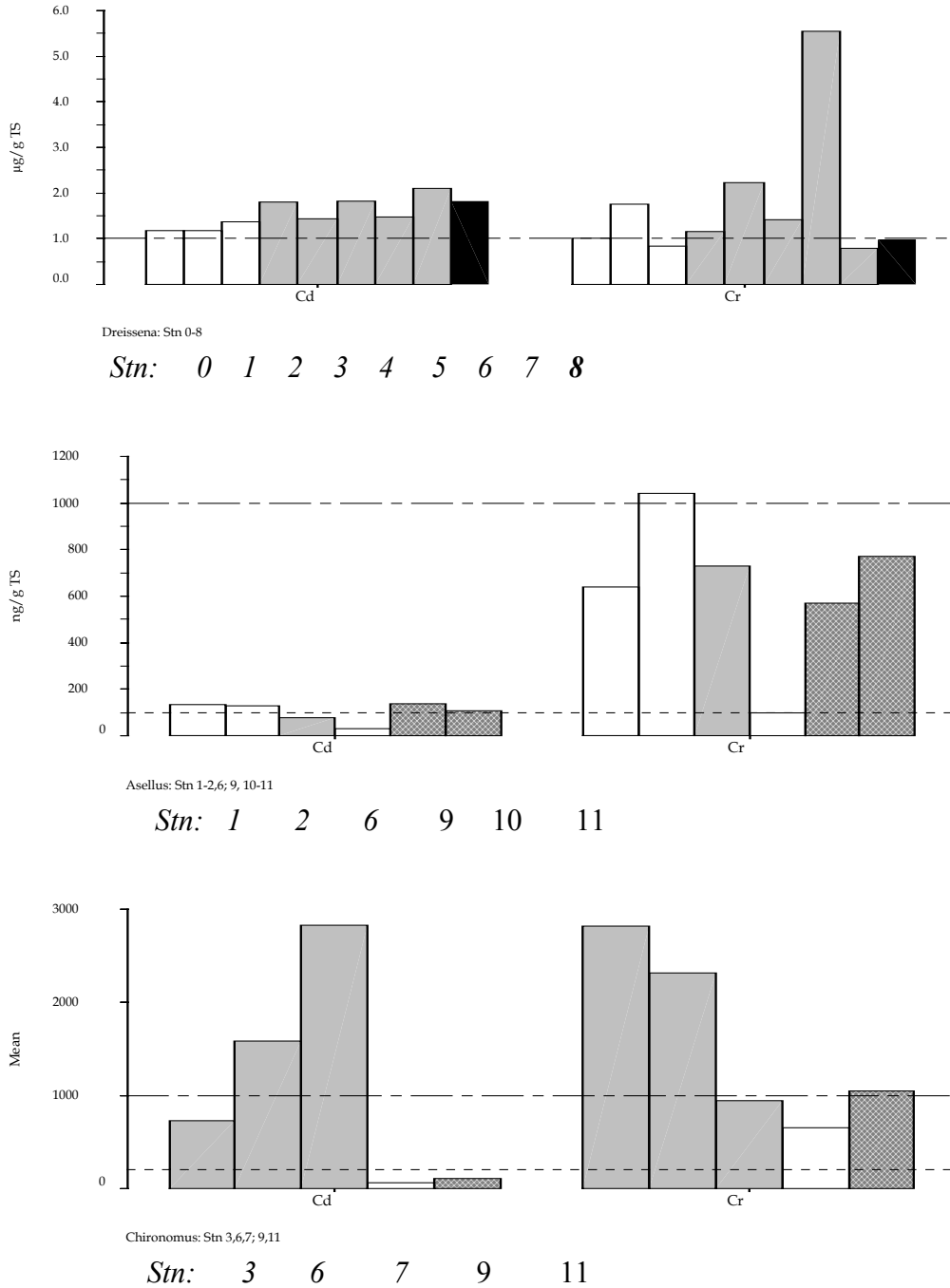
Figur-B4:1. Stockholm 2001. Ag, Hg, Sb i Dreissena, Asellus och Chironomus.

Figur-B4:2
Metaller i biota



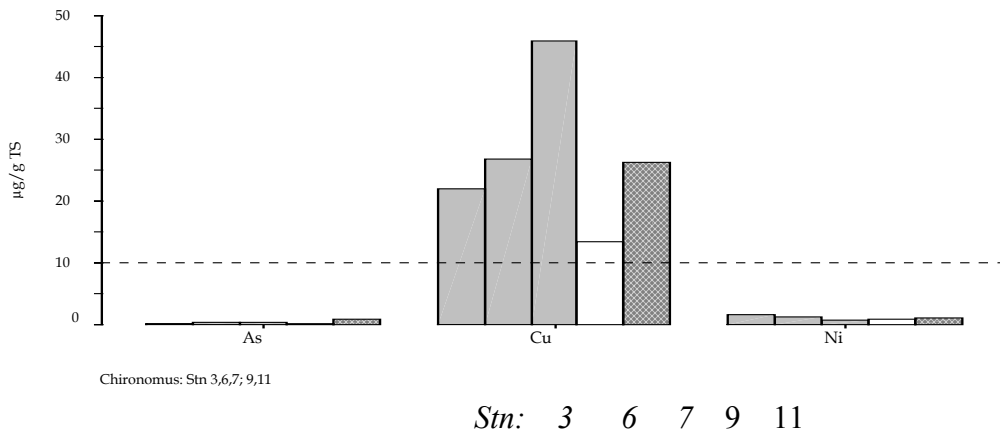
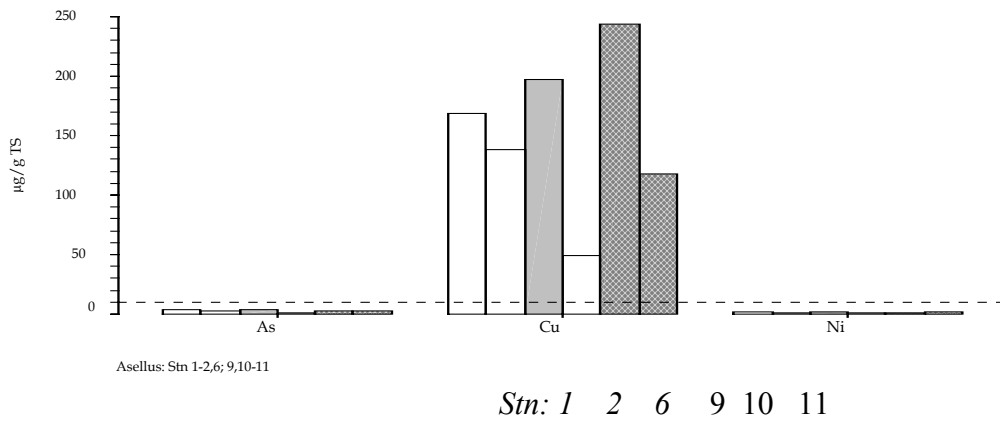
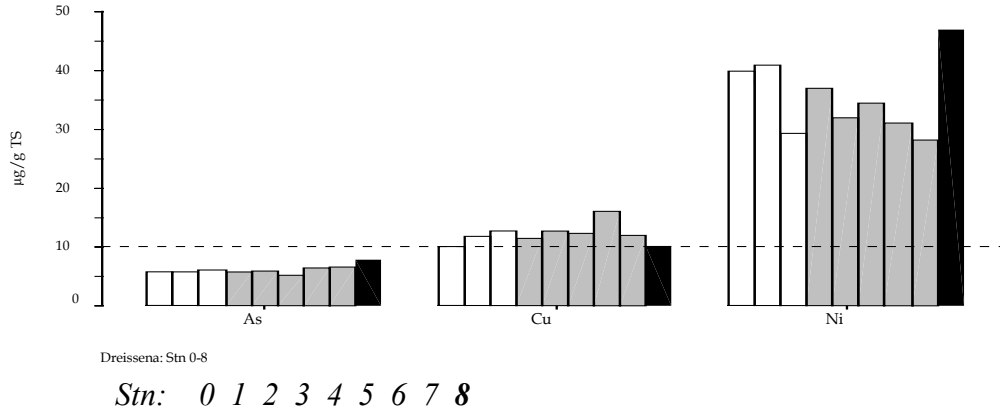
Figur-B4:2 .Stockholm 2001. Pb, Sn, W i Dreissena, Asellus och Chironomus

Figur-B4:3
Metaller i biota



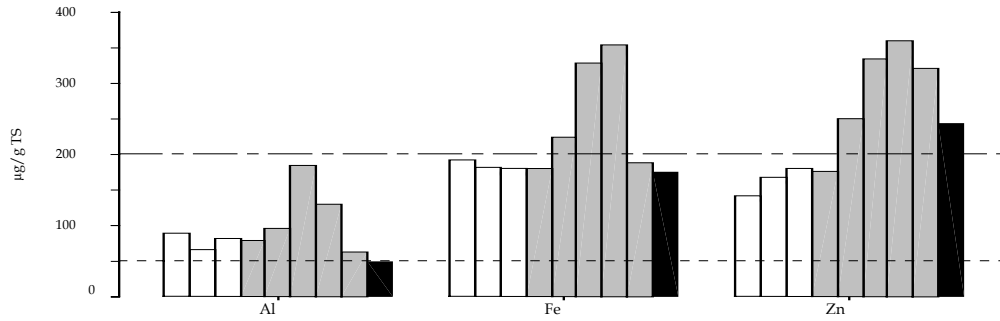
Figur-B4:3 .Stockholm 2001. Cd, Cr i Dreissena, Asellus och Chironomus

Figur-B4:4
Metaller i biota



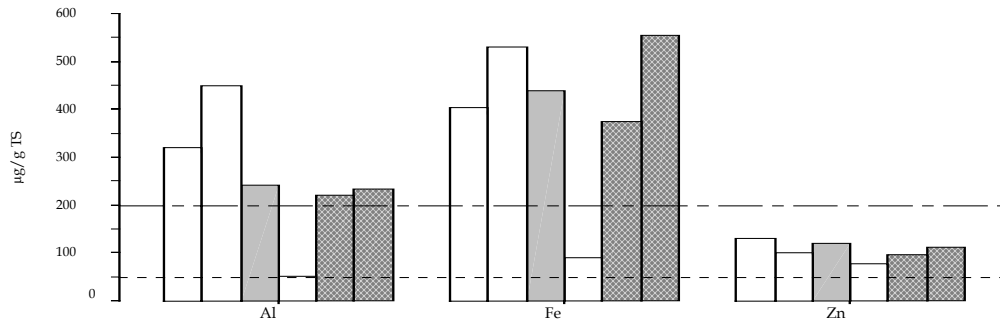
Figur-B4:4 .Stockholm 2001. . As, Cu, Ni i Dreissena, Asellus och Chironomus

Figur-B4:5
Metaller i biota



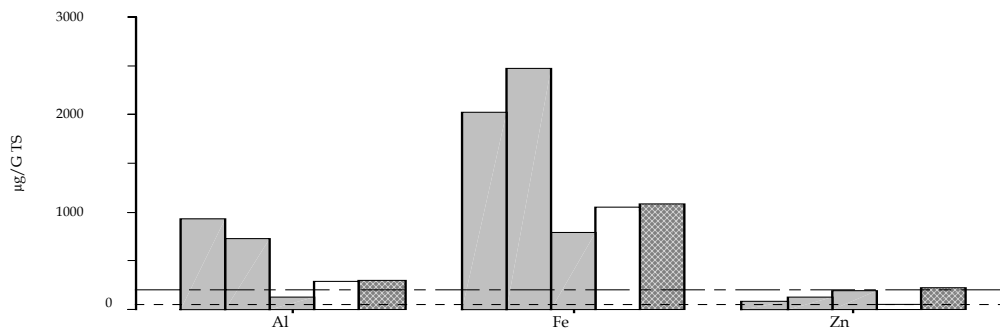
Dreissena: Stn 0-8

Stn: 0 1 2 3 4 5 6 7 8



Asellus: Stn 1-2,6; 9, 10-11

Stn: 1 2 6 9 10 11

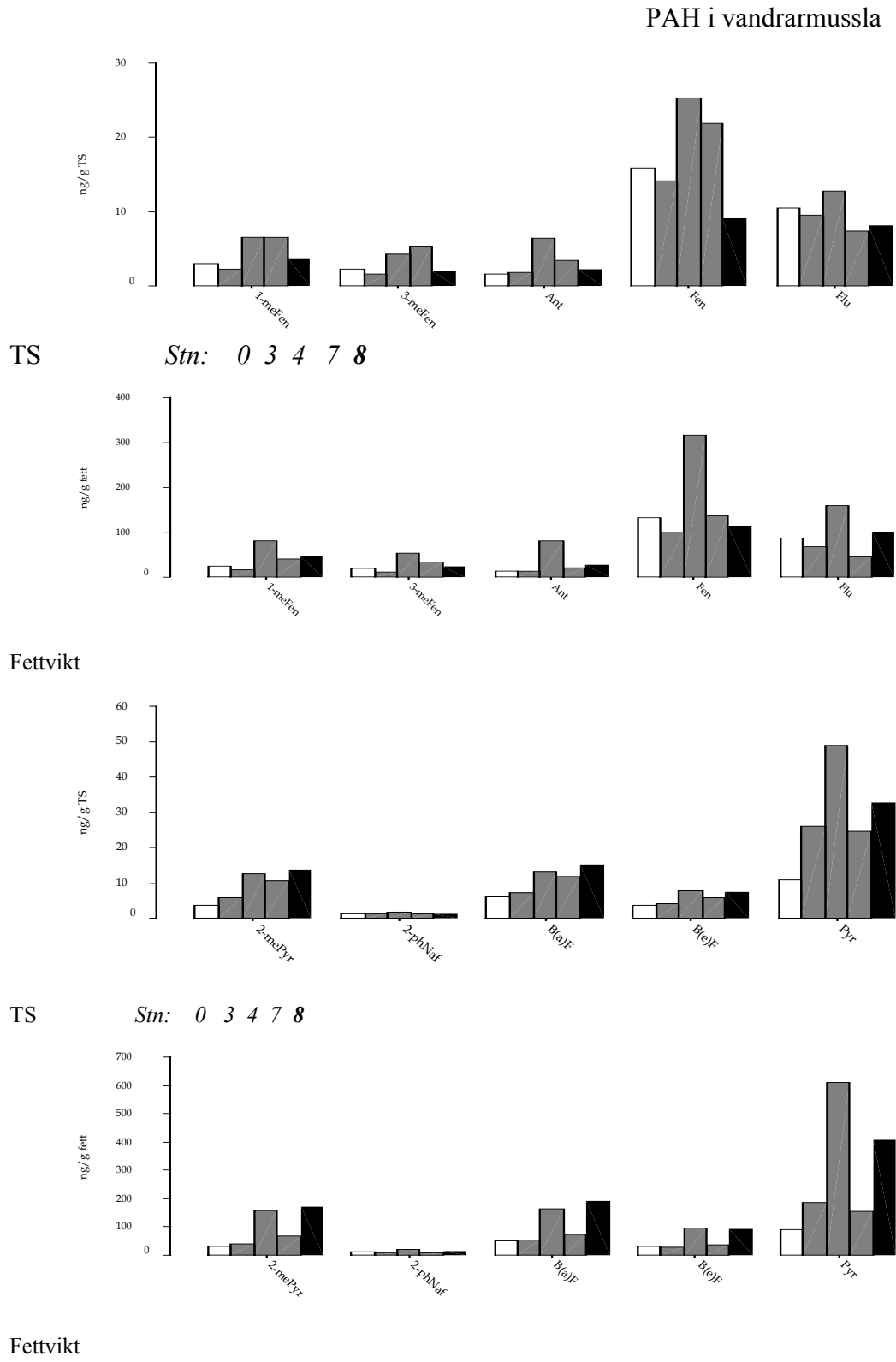


Chironomus: Stn 3,6,7; 9,11

Stn: 3 6 7 9 11

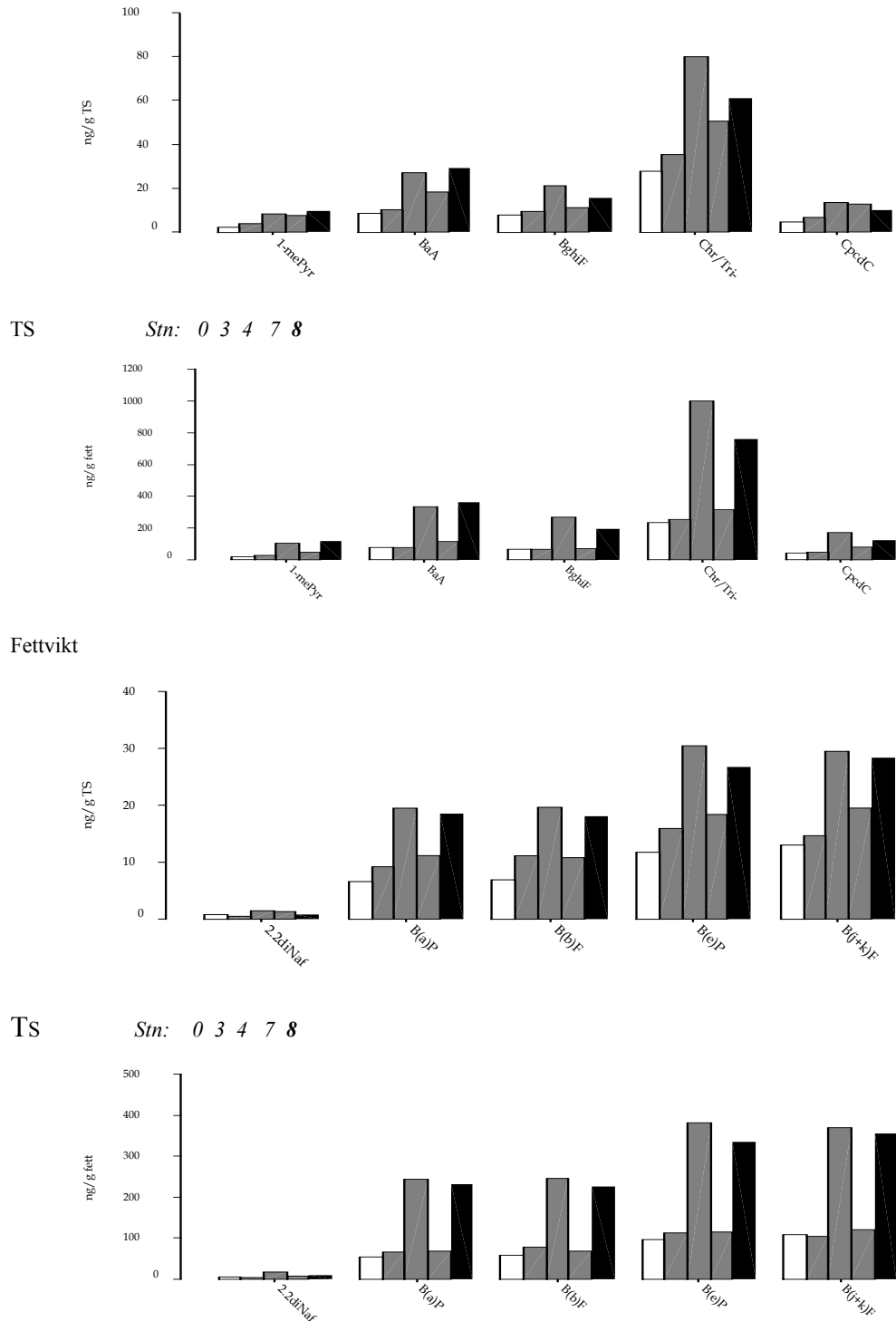
Figur-B4:5 .Stockholm 2001. Al, Fe, Zn i Dreissena, Asellus och Chironomus

Figur-B5:1



Figur-B5:1 .Stockholm 2001. Vandrarmussla-mjukdelar..2x5 PAHer ordnade efter ökande molekylvikt. Halter uttryckta på torrvikts-och fettviktsbasis. stn 0 (vit) 3, 4, 7 (grå), 8(svart).

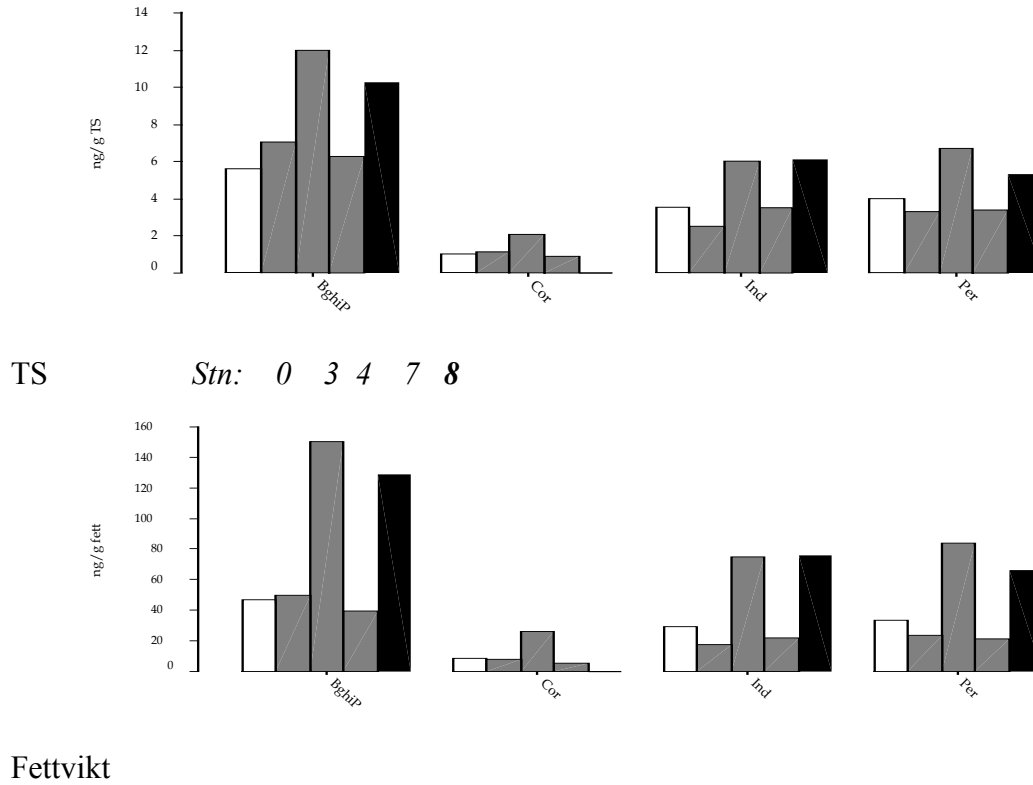
Figur-B5:2
PAH i vandrarmussla



Fettvikt

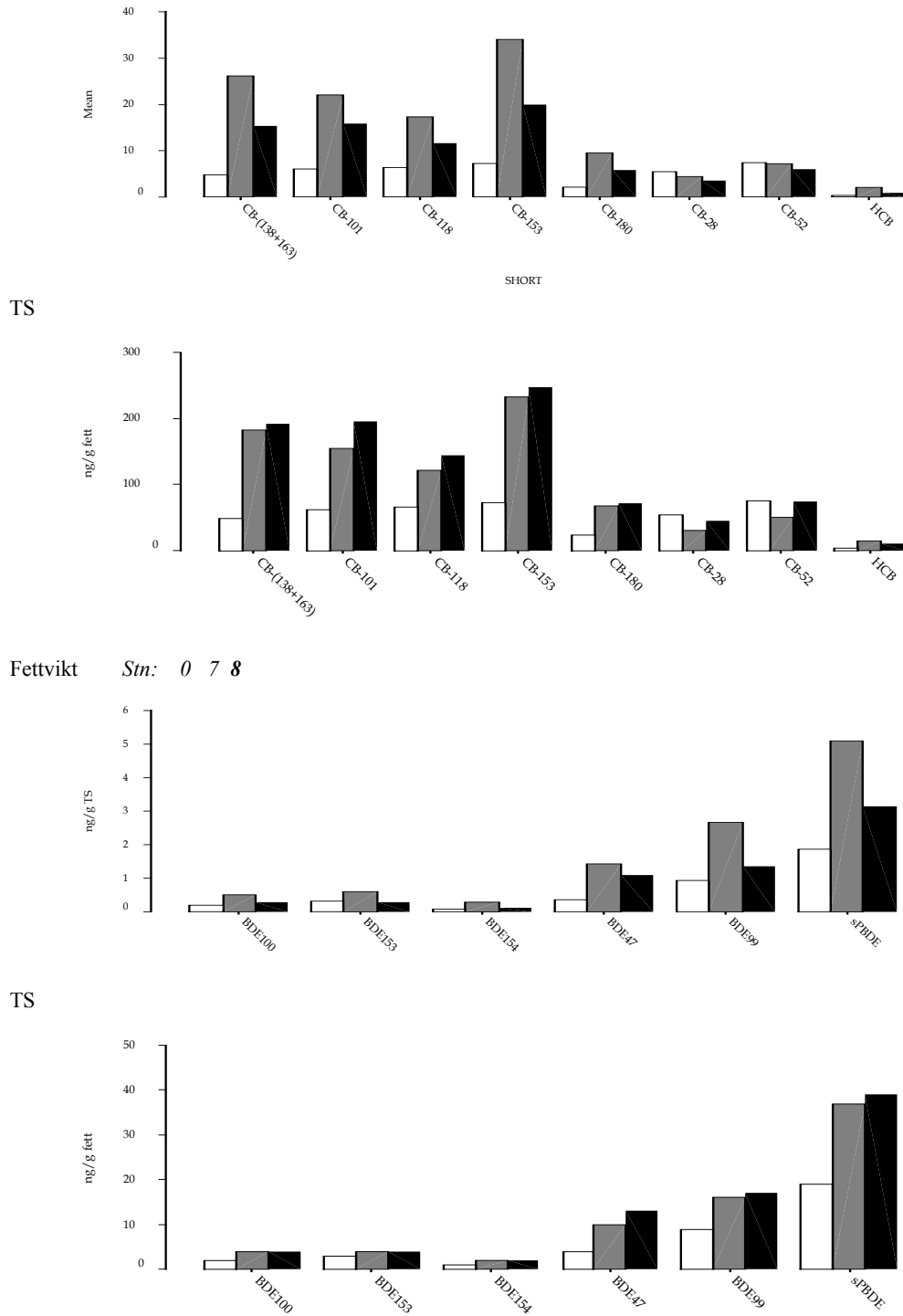
Figur-B5:2 .Stockholm 2001. Vandrarmussla-mjukdelar. 2x5 PAHer ordnade efter ökande molekylvikt. Halter uttryckta på torrvikts-och fettviktsbasis. stn 0 (vit) 3, 4, 7 (grå), 8(svart).

Figur-B5:3
PAH i vandrarmussla



Figur-B5:3 .Stockhom 2001. Vandrarmussla-mjukdelar. 2x5 PAHer ordnade efter ökande molekylvikt. Halter uttryckta på torrvikts-och fettviktsbasis. stn 0 (vit) 3, 4, 7 (grå), 8(svart).

Figur-B6:1
Cl & Br-POP i mussla



Fettvikt Stn: 0 7 8
Figur-B6:1. Stockholm 2001. Regional haltfördelning av PCBer, HCB, PBDEer i vandrarmusslat. Stn 0 (vit), 7 (grå) 8 (svart).

ISBN 91-631-3785-5