

UNITED  
BY OUR  
DIFFERENCE



# RAPPORT

Tillståndet i Stockholms ytvatten - utvärdering av  
miljöövervakningsdata från 2009-2013

2014-10-02

Upprättad av: John Sternbeck, Mats Allmyr och Ann Helén Österås  
Granskad av: Ann Helén Österås



## RAPPORT

# Tillståndet i Stockholms ytvatten - utvärdering av miljöövervakningsdata från 2009-2013

### Kund

Miljöförvaltningen  
Enheten för miljöanalys  
Box 8136  
104 20 Stockholm

### Konsult

WSP Environmental  
121 88 Stockholm-Globen  
Besök: Arenavägen 7  
Tel: +46 10 7225000  
Fax: +46 10 7228793  
WSP Sverige AB  
Org nr: 556057-4880  
Styrelsens säte: Stockholm  
[www.wspgroup.se](http://www.wspgroup.se)

### Kontaktpersoner

Uppdragsansvarig: John Sternbeck, [john.sternbeck@wspgroup.se](mailto:john.sternbeck@wspgroup.se)

Ombud: Helena Fürst, [helena.furst@wspgroup.se](mailto:helena.furst@wspgroup.se)

## Innehåll

<b>1</b>	<b>Sammanfattning</b>	<b>4</b>
<b>2</b>	<b>Inledning och syfte</b>	<b>5</b>
<b>3</b>	<b>Underlagsdata</b>	<b>6</b>
<b>4</b>	<b>Metodik</b>	<b>7</b>
<b>5</b>	<b>Metaller i ytvatten</b>	<b>9</b>
5.1	Statistisk beskrivning och lokala skillnader	9
5.2	Relation till bakgrundshalter	14
5.3	Samvariation mellan olika metaller inom lokalerna	16
5.4	Relation till gränsvärden	19
5.5	Tidstrender	21
<b>6</b>	<b>Organiska ämnen i ytvatten</b>	<b>24</b>
6.1	Alkylfenoler	24
6.2	Perfluorerade ämnen	24
6.2.1	<i>Statistisk beskrivning</i>	24
6.2.2	<i>Relation till bakgrundshalter och gränsvärden</i>	28
<b>7</b>	<b>Föroreningar i fisk</b>	<b>30</b>
<b>8</b>	<b>Erfarenheter av programmet 2009-2013</b>	<b>34</b>
8.1	Provtagning	34
8.1.1	<i>Ytvatten</i>	34
8.1.2	<i>Fisk</i>	34
8.2	Analyser och provhantering	35
8.2.1	<i>Ytvatten</i>	35
8.2.2	<i>Fisk</i>	36
<b>9</b>	<b>Referenser</b>	<b>37</b>

## 1 Sammanfattning

Stockholms stad bedriver sedan 2009 ett övervakningsprogram för metaller och organiska föroreningar i ytvatten. Resultaten har utvärderats och rapporterats årligen. Denna rapport ger en utvärdering av det samlade datamaterialet för perioden 2009-2013. De data som utvärderas är metaller och organiska föroreningar i ytvatten och organiska föroreningar i fisk. Huvudelen av data representerar Drevviken, Årstaviken och Saltsjön.

Ytvatten har analyserats på metaller, alkylfenoler och perfluorerade ämnen. Fisk har analyserats på PCB, PBDE, HBCD och PFOS. Vissa kompletteringar av lokaler och ämnen har skett enstaka år och år 2013 utvidgades det fasta programmet med lokalen Brunnsviken. Utvärderingen är fokuserad på följande aspekter.

- Vilka föroreningar uppvisar tecken på lokal påverkan?
- Föreligger haltskillnader mellan lokalerna?
- Vilka ämnen samvarierar inom respektive lokal?
- Föreligger några systematiska tidstrender?
- Hur förhåller sig halterna till gränsvärdena?

Slutligen ges en kort dokumentation av erarenheter från programmets genomförande under fem år.

Följande ämnen är tydligt förhöjda i en eller flera lokaler: kadmium, koppar, bly, zink, PFOS, PFHxS, PFHxA, PCB, PBDE. Fler perfluorerade ämnen med kolkedjor längre än åtta kol har också påvisats i fisk, men i betydligt lägre halter än PFOS.

Halterna av kadmium, koppar, bly och zink i ytvatten är något lägre i Drevviken än i övriga lokaler. PFOS och PFOA i ytvatten är tydligt högre i Drevviken än i Årstaviken och Blockhusudden. PFOS i abborre är också något högre i Drevviken än i Årstaviken.

Statistiskt signifikanta tidstrender föreligger endast för koppar, nickel och zink vid Blockhusudden, där dessa metaller uppvisar svagt avtagande halter över tid. Sambanden är dock svaga pga en relativt stor slumpmässig variation. Generellt har mätningarna pågått under för kort tid för att små eller måttliga systematiska förändringar ska kunna fastställas.

MKN för kadmium, bly och nickel överskrider inte. Krom, koppar och zink underskrider med få undantag de föreslagna riktvärdena från Naturvårdsverket (2008). Årsmedelhalterna av zink överskrider dock riktvärdet vid några tillfällen. För PFOS är årsmedelhalterna långt över MKN-AA i alla fyra lokaler. I Blockhusudden och Brunnsviken överskrider PFOS även MKN-MAC vid flera tillfällen.

I abborre är medelhalterna av PCB-7 lägre än gränsvärdet, men det överskrider i några individprov från Djurgårdsbrunnsviken. Gränsvärdet för penta-BDE i biota är mycket lågt satt och överskrider både i dessa områden och i regionala bakgrundssjöar. PFOS i abborre är mätt i lever medan MKN troligen avser muskel där halter är lägre. Det bedöms ändå troligt att MKN för PFOS i fisk överskrider.

## 2 Inledning och syfte

Stockholms stad är tätt befolkad och har många ytvatten, både insjöar, Mälarens utlopp till Saltsjön samt Saltsjön. Det är känt att urbanisering kan medföra ökande belastning av vissa föroreningar (t.ex. Callender och Rice, 2000; Van Metre m.fl., 2003) och i Stockholms stad har betydande arbete ägnats åt att kartlägga källor till spridning av föroreningar. Det är sedan länge känt att sedimenten i Stockholm är förorenade med bl.a. metaller, PAH, PCB och en rad andra organiska föroreningar som används i samhället (t.ex. Östlund m.fl., 1998; Lithner m.fl. 2003; Sternbeck m.fl., 2003; Rauch, 2007). Sedimentundersökningar visar att belastningen av vissa metaller ökade under första halvan av 1900-talet men tyder också på att belastningen av vissa ämnen minskat under senare decennier (Sternbeck och Östlund, 2001; Rahmberg m.fl., 2004). Det finns även undersökningar som påvisat förhöjda föroreningsnivåer i fisk och bottenfauna, vilket visar att föroreningar är biotillgängliga (t.ex. Lithner m.fl., 2003; Linderoth m.fl., 2006; Hansson m.fl., 2006, 2014).

För att långsiktigt kunna följa utvecklingen av miljötillståndet i Stockholms ytvatten utvecklades ett förslag till miljöövervakningsprogram under 2008 (WSP, 2008). Programets kärna är mätningar i ytvatten och fisk i Drevviken, Årstaviken och Blockhusudden. Programmet har löpt på sedan 2009 och resultaten har sammanställts, utvärderats och rapporterats årligen (t.ex. Allmyr och Österås, 2014). Lokalerna är utvalda med följande motiveringar:

- Årstaviken har ett tämligen stort tillrinningsområde i förhållande till sin yta. Tidigare studier visar på mycket höga halter av tungmetaller i sedimenten samt höga halter av organiska miljögifter. Årstaviken belastas av stora mängder dagvatten från hårt exploaterade områden och bräddningar till viken sker vid kraftiga regn.
- Saltsjön är recipient för Bromma och Henriksdal reningsverk, men är inte så påverkat av dagvatten. Ytvatten provtas vid Blockhusudden och fisk i Djurgårdsbrunnsviken.
- Drevviken har ett stort tillrinningsområde i förhållande till sin yta. Tidigare studier visar på måttliga till höga halter av tungmetaller i sedimenten. En stor del av tillrinningsområdet utgörs av bebyggelse och dagvatten från tät bebyggelse leds till sjön.

Det bedömdes för samtliga lokaler också att provtagning skulle kunna samordnas med andra program.

Syftet med denna rapport är att göra en samlad utvärdering av programmets resultat och funktion för perioden 2009-2013.

### 3 Underlagsdata

Programmet omfattar mätningar av metaller och några organiska ämnen i ytvatten, samt fler organiska ämnen i abborre. En översikt av omfattning och lokaler de olika åren ges i Tabell 1. Ytvatten insamlas månadsvis och analyseras på både totalhalt och löst fas, efter filtrering på lab. De metaller som undersöks i ytvatten är kadmium, krom, koppar, nickel, bly och zink. År 2009 genomfördes analyser av totala metallhalter med en metod som gav för höga rapporteringsgränser för kadmium, krom och bly. Detta medförde att huvuddelen av dessa data består av <r.gr.—värden.

De första tre åren undersöktes nonylfenol och oktylfenol i ytvatten. Efter att dessa alkylfenoler knappt detekterades under år 2010 och 2011 avslutades dessa mätningar. Istället påbörjades motsvarande analyser av PFOS och PFOA. Ytvatten har under alla år insamlats från Drevviken, Årstadal i Årstaviken samt i Saltsjön vid Blockhusudden. Under 2013 utökades ytvattenprogrammet även med Brunnsviken.

Mer svårlösliga organiska ämnen har undersökts i abborre. Programmets ursprungliga intention var att analysera PCB-7, PBDE (kongener motsvarande penta-BDE), HBCD i muskel och PFOS i lever. År 2009 misslyckades provinsamlingen. År 2010 analyserades 5-10 individuella abborrar per lokal, för att ge information om spridning i data mellan individer. Därefter har mätningar utförts på samlingsprov. År 2012 lyckades inte provinsamlingen från Drevviken, men däremot kompletterades undersökningen med Judarn och Trekanten. År 2013 kompletteras undersökningen med Brunnsviken.

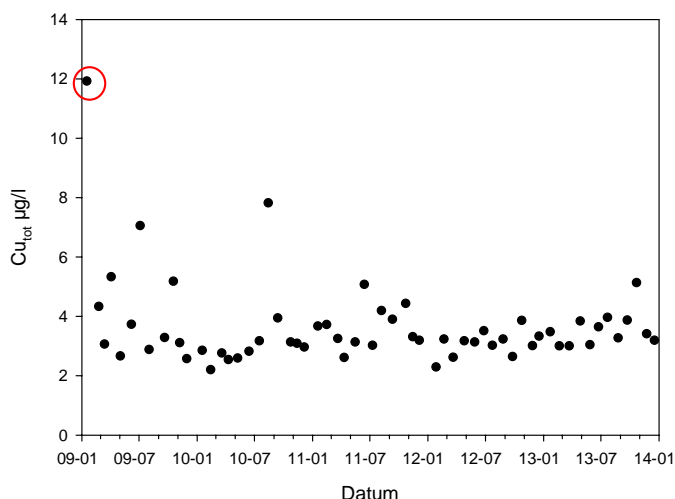
Sedan år 2011 har abborre också analyserats på ett antal fler perfluorerade ämnen i lever. År 2011/2012 analyserades även en grupp organofosfater.

**Tabell 1. Översikt av programmets omfattning. D: Drevviken; Å: Årstadal; B: Blockhusudden; Br: Brunnsviken. Dj: Djurgårdsbrunnsviken; J: Judarn; T: Trekanten**

Undersökning	2009	2010	2011	2012	2013
<b>Ytvatten</b>					
Metaller	D, Å, B	D, Å, B	D, Å, B	D, Å, B	D, Å, B, Br
Nonylfenol & oktylfenol	D, Å, B	D, Å, B	D, Å, B		
PFOS & PFOA				D, Å, B	D, Å, B, Br
<b>Fisk, abborre</b>					
PCB-7		D, Å, Dj	D, Å, Dj	Å, Dj, J, T	D, Å, Dj, Br
PBDE		D, Å, Dj	D, Å, Dj	Å, Dj, J, T	D, Å, Dj, Br
HBCD		D, Å, Dj	D, Å, Dj	Å, Dj, J, T	D, Å, Dj, Br
PFOS		D, Å, Dj	D, Å, Dj	Å, Dj, J, T	D, Å, Dj, Br
Flera PFAS			D, Å, Dj	Å, Dj, J, T	D, Å, Dj, Br
Organofosfater			D, Å, Dj	Dj	

## 4 Metodik

Innan sammanställning och utvärdering har rådata justerats avseende avvikande värden, s.k. outliers. Främst rör det sig om avvikande höga värden som uppträtt oregelbundet. Outliers kan identifieras både genom bedömningar och med olika statistiska tester. Det senare kan förefalla mer robust men förutsätter antaganden om datas fördelning, vilket också är en bedömning. Här har outliers främst identifierats grafiskt, se exempel nedan, med syftet att ta bort data som inte förefaller representativa. Oavsett om de avvikande värdena är verkliga eller beror på kontaminering så kan man från det stora antalet mät-punkter bedöma om det inte är representativt för det långsiktiga tillståndet i respektive vatten. För metaller i ytvatten är det relativt få värden som tagits bort (Tabell 2). Vissa dataset har uppvisat stor spridning och relativt många höga värden. Det är per definition då inte outliers.




Figur 1. Halter av total koppar vid Årstadal och förekomst av en bedömd outlier markerat i rött.

Tabell 2. Antalet borttagna outliers för totalhalter av metaller. Totalt är det 60 prov per lokal. För år 2009 föll dock flertalet värden bort för kadmium, krom och bly, pga för höga rapporteringsgränser.

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Drevviken	0	1	0	0	0	1
Årstadal	3	0	1	1	1	1
Blockhusudden	1	0	1	1	1	1

Värden som är lägre än den analytiska rapporteringsgränsen har ersatts med halva rapporteringsgränsen, vilket är en konvention. Om ett ämne under ett enskilt år uppvisar sex eller fler värden som är lägre än rapporteringsgränsen har medel och standardavvikelse ej beräknats. I dessa fall beskrivs data med min och max samt antal lägre än rapporteringsgränsen.

Uppdragsnr: 10201107		
Daterad: 2014-10-02	Status: Slutrapport	

Förekomst av tidstrender har analyserats genom regressionstester. Förekomst av trender har identifierats både vid signifikansnivån  $\alpha=5\%$  och  $10\%$ . Vid tidstrendsanalysen har månadsvärden använts. Eftersom det för några metaller förekommit kontamineringsproblem i samband med filtrering så har tidstrender främst utvärderats för totalhalter. Totalhalter bedöms också vara ett bättre mått på belastning än vad löst fas är.

Spearman korrelationstest har använts för att titta på samvariationen mellan ämnena inom respektive lokal. En stark samvariation indikerar att förekomsten av olika metaller har ett gemensamt ursprung. Signifikansnivån är satt vid  $5\%$ .

Rumsliga haltvariationer har undersökts med Kruskal-Wallis icke-parametriska envägs-ANOVA. I de fall signifikanta skillnader föreligger i ANOVA har post hoc test utförts med Tukey test eller, vid olika stora grupper av data, Dunns test. Signifikansnivån är satt till  $\alpha=5\%$ .



## 5 Metaller i ytvatten

### 5.1 Statistisk beskrivning och lokala skillnader

I detta kapitel ges en inledande statistisk beskrivning av uppmätta metallhalter i ytvatten i Drevviken, Årstaviken och Blockhusudden under perioden 2009-2013. Därefter följer en bedömning av skillnader i uppmätta halter mellan de olika lokalerna för respektive metall.

En samlad beskrivning av årsmedelhalter och deras standardavvikelse ges för metallernas totalhalter i Tabell 3 och Tabell 4. Underlaget är justerat för enstaka outliers enligt Tabell 2. Samma data illustreras även grafiskt i Figur 2.

**Tabell 3. Totalhalter av kadmium, krom och koppar ( $\mu\text{g/l}$ ). Årsmedel och standardavvikelse (s).**

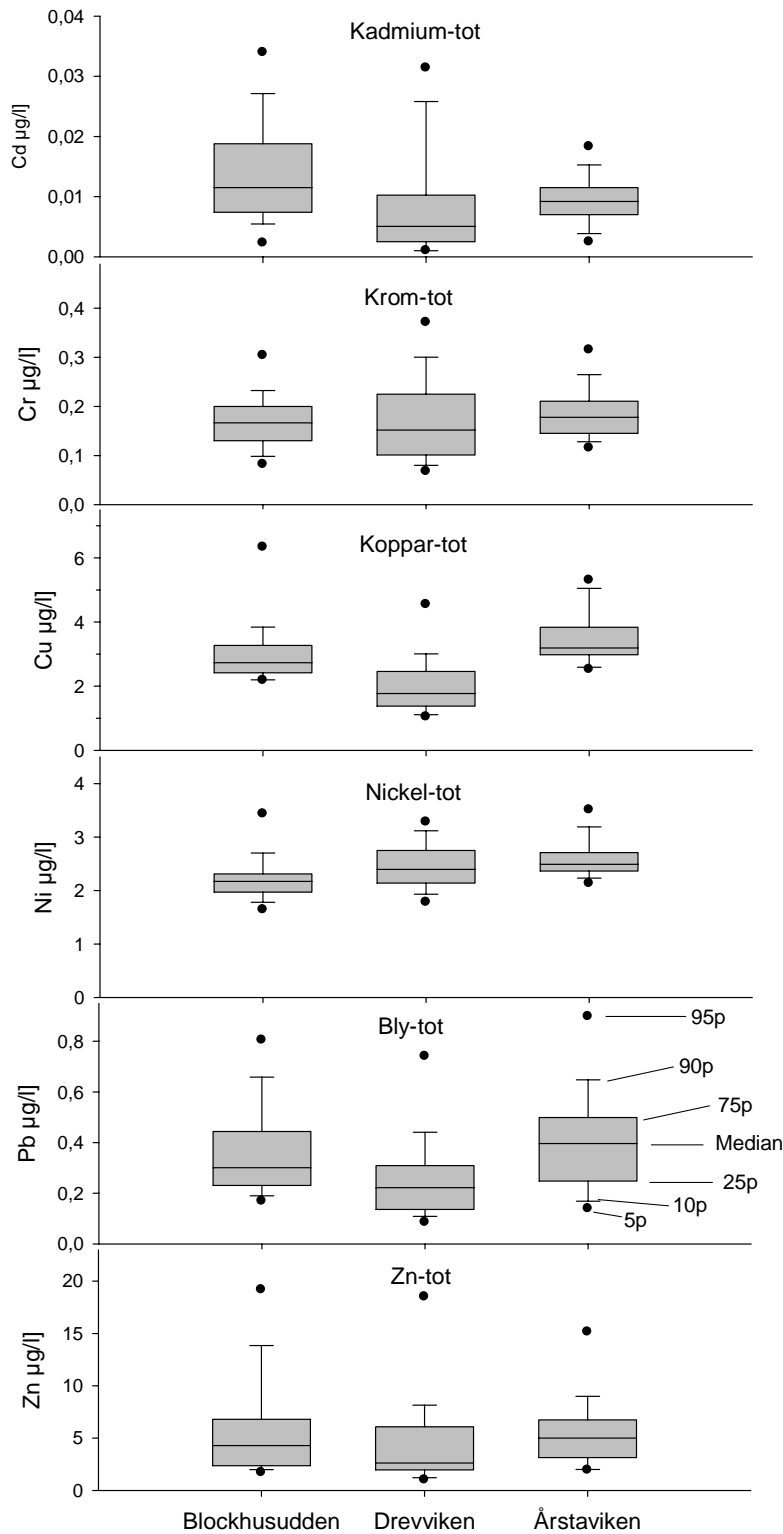
Årtal	Drevviken		Årstaviken		Blockhusudden		Brunnsviken	
	Medel	s	Medel	S	Medel	s	Medel	s
<b>KADMIUM</b>								
<b>2009</b>								
<b>2010</b>	0,008	0,012	0,009	0,006	0,017	0,012		
<b>2011</b>	0,009	0,008	0,010	0,004	0,014	0,009		
<b>2012</b>	0,010	0,009	0,008	0,003	0,011	0,006		
<b>2013</b>	0,008	0,007	0,011	0,003	0,014	0,006	0,020	0,014
<b>KROM</b>								
<b>2009</b>								
<b>2010</b>	0,15	0,070	0,18	0,052	0,19	0,065		
<b>2011</b>	0,16	0,067	0,20	0,078	0,16	0,038		
<b>2012</b>	0,19	0,082	0,17	0,043	0,17	0,091		
<b>2013</b>	0,19	0,13	0,19	0,043	0,18	0,043	0,35	0,62
<b>KOPPAR</b>								
<b>2009</b>	2,4	1,7	3,9	1,4	3,8	2,1		
<b>2010</b>	1,6	0,43	3,3	1,5	3,3	1,6		
<b>2011</b>	2,0	0,85	3,6	0,69	2,6	0,28		
<b>2012</b>	2,2	0,96	3,1	0,42	3,1	1,0		
<b>2013</b>	1,9	0,63	3,5	0,60	2,7	0,48	3,2	2,2

Tabell 4. Totalhalter av nickel, bly och zink ( $\mu\text{g/l}$ ). Årsmedelhalter, standardavvikelse (s).

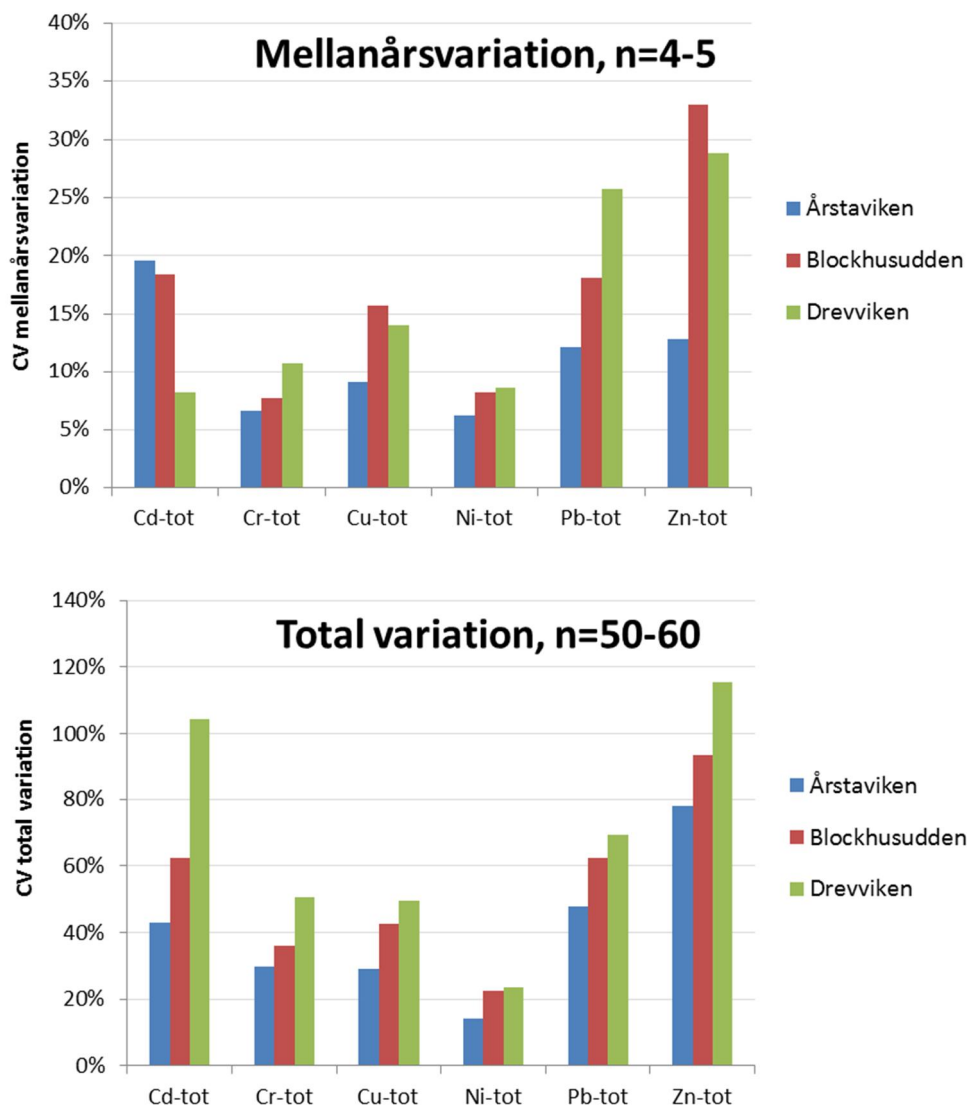
Årtal	Drevviken		Årstaviken		Blockhusudden		Brunnsviken	
	Medel	s	Medel	s	Medel	s	Medel	s
<b>NICKEL</b>								
2009	2,3	0,61	2,8	0,50	2,5	0,85		
2010	2,2	0,28	2,4	0,21	2,2	0,43		
2011	2,5	0,37	2,6	0,22	2,2	0,29		
2012	2,5	0,40	2,4	0,27	2,3	0,39		
2013	2,8	0,93	2,6	0,44	2,0	0,32	2,2	0,9
<b>BLY</b>								
2009								
2010	0,18	0,071	0,34	0,18	0,43	0,23		
2011	0,33	0,21	0,45	0,20	0,34	0,18		
2012	0,25	0,11	0,40	0,19	0,27	0,09		
2013	0,23	0,16	0,37	0,17	0,37	0,18	0,59	0,79
<b>ZINK</b>								
2009	5,3	7,4	6,4	7,3	8,9	7,2		
2010	3,1	1,5	5,7	5,9	7,3	8,3		
2011	6,7	8,6	7,0	3,4	4,2	2,1		
2012	5,0	4,0	5,1	3,3	5,1	4,6		
2013	3,8	2,7	5,4	1,8	4,7	2,5	8,5	6,5

Som mått på variationen i data illustreras både mellanårsvariation och den totala variationen mellan alla enskilda prov. Uppgifter anges som variationskoefficienter i Figur 3. Eftersom det bara finns data för 4-5 år blir mellanårsvariationerna mer osäkra. En viss samstämmighet mellan mellanårsvariation och total variation framgår dock. Nickel uppvisar genomgående lägst variation inom lokalerna (Tabell 4). Zinkhalterna uppvisar generellt högst variation. Eftersom det förekommit kontaminationsproblem för zink kan det inte uteslutas att den höga variation delvis kan bero på detta faktum. Relativt hög variation uppvisas även av kadmium och bly.

Mätt som den totala variationen över den undersökta perioden så uppvisar Drevviken högst värden och Årstaviken lägst. Det kan förefalla något oväntat eftersom de genomsnittliga metallhalter inte är högre i Drevviken än i övriga lokaler.



Figur 2. Statistisk beskrivning av metallernas totalhalter i ytvatten under perioden 2009-2013. De statistiska mått som figurerna illustrerar anges i figuren för bly.



Figur 3. Variabilitet för totalhalter av metaller. Övre figur visar mellanårsvariation, nedre figur visar variation mellan alla enskilda prov.

Rumsliga variationer av uppmätta halter har undersökts med Kruskal-Wallis icke-parametriskt envägs variansanalys (ANOVA). Vid förekomst av skillnader mellan de olika lokalerna har post-hoc (Dunn's) test utförts för att undersöka mellan vilka av lokalerna det föreligger statistiska skillnader på signifikansnivån 5 %. Tester har utförts på samtliga data från hela perioden 2009-2013 efter justering av halter under rapporteringsgränsen och uteslutande av outliers.

Resultat av testet presenteras i Tabell 5 och kan också jämföras med den grafiska redovisningen i Figur 2. För samtliga metaller utom krom förekom statistiskt signifikanta

skillnader mellan lokalerna. Årstaviken utmärker sig genom att halter av koppar, nickel, bly och zink är högre där än i Blockhusudden och/eller Drevviken. För kadmium är halterna högre i Blockhusudden än i Drevviken. För kadmium, koppar, bly och zink är halterna lägre i Drevviken än i Blockhusudden och/eller Årstaviken.

För nickel är skillnaderna mellan lokalerna små. Det stora dataunderlaget om 60 mätvärden per lokal och det faktum att nickel uppvisar förhållandevis små variationer inom lokalerna ökar möjligheten att påvisa statistiskt signifikanta skillnader, även om de är små. Skillnad mellan kadmiumhalter i Blockhusudden och Drevviken samt koppar-, bly- och zinkhalter i Årstaviken och Drevviken är dock påtaglig, vilket antyder stora skillnader i belastning för dessa metaller i de olika lokalerna.

Orsaken till att metallhalterna förefaller vara högre i Årstaviken kan möjligtvis härröra till högt påslag via dagvatten från vägtrafik och industri. Miljöförvaltningen pekar i Miljöbarometern ut dessa källor som betydande för de höga halter av metaller som påträffas i sediment söder om Årsta holmar och det är inte osannolikt att de även påverkar vattenhalter.

Runt Årstaviken finns även ett antal bräddavlopp som kan bidra med föroreningar från avloppsvatten vid kraftiga regn. Under år 2013 var den beräknade mängden bräddat avloppsvatten som avleddes till Årstaviken 2100 m<sup>3</sup> (Stockholm Vatten, 2013). Enligt SMHI (S-HYPE) är Årstavikens flöde ca 10 Mm<sup>3</sup>/år, vilket betyder att bräddavlopp endast bidrar med ca 0,02 % av det totala vattenflödet i Årstaviken. Stockholm vatten har tidigare redovisat metallhalter i inkommande avloppsvatten i Henriksdals reningsverk vid regnperioder, då metallhalter generellt är förhöjda i avloppsvatten (Pettersson och Wahlberg, 2010). Uppgifterna är från år 2005, men kan ändå illustrera möjlig påverkan på recipienten vid bräddat avlopp. Med ovanstående data skulle halttillskottet från bräddavlopp motsvara 0,2-2 % av rådande halter i Årstaviken, ett tillskott som inte skulle kunna påvisas genom mätningar.

Stockholms stad har tillsammans med Stockholm vatten föreslagit schablonvärden för metallinnehåll i dagvatten (Larm och Pirard, 2010). En stor del av markanvändningen kring Årstaviken motsvarar tät stadsbebyggelse och trafikleder. Schablonvärdena avseende halter i dagvatten från dessa marktyper skiljer sig inte mycket från de metallhalter som redovisats i ingående avlopp vid regn. Detta antyder att bräddning av avlopp till Årstaviken innebär en liten påverkan utöver övrig belastning via dagvatten.

Att metallhalter i ytvatten från Drevviken generellt är lägre än i de andra lokalerna pekar på att metallbelastning från omgivande källor är lägre där, och möjligtvis har det med en generellt lägre trafikbelastning i lokalens närhet att göra. Detta diskuteras vidare i avsnitt 5.3.

**Tabell 5 Utfall av ANOVA- och post-hoc-test test för geografiska skillnader i uppmätta halter. I de fall statistiska skillnader föreligger visas medianhalt för hela perioden 2009-2013 inom parentes.**

Ämne	ANOVA	Dunn's test ( $\alpha=0,05$ )
Cd	Signifikant	Blockhusudden (0,012 µg/l) > Drevviken (0,0051 µg/l) Årstaviken (0,0094) > Drevviken
Cr	Ej signifikant	Ej relevant
Cu	Signifikant	Årstaviken (3,2 µg/l) > Drevviken (1,8 µg/l) Årstaviken > Blockhusudden (2,7 µg/l) Blockhusudden > Drevviken
Ni	Signifikant	Årstaviken (2,5 µg/l) > Blockhusudden (2,2 µg/l) Drevviken (2,4 µg/l) > Blockhusudden
Pb	Signifikant	Årstaviken (0,40 µg/l) > Drevviken (0,22 µg/l) Blockhusudden (0,30 µg/l) > Drevviken
Zn	Signifikant	Årstaviken (5,0 µg/l) > Drevviken (2,6 µg/l)

## 5.2 Relation till bakgrundshalter

För att utvärdera i vilken grad metallhalterna i ytvatten är lokalt påverkade kan man jämföra mot bakgrundshalter. Här används tre olika typer av bakgrundshalter:

- Nationell bedömningsgrund för slättlandsåar (Naturvårdsverket, 2000)
- Regionalt anpassade bakgrundshalter för sjöar (SLU, 2009)
- Mälardata uppströms Stockholm (Lithner m.fl., 2003).

Lämpliga referensdata för ytvatten i kust eller marin miljö saknas varför utvärderingen begränsas till Drevviken och Årstaviken.

De tidigare rekommenderade bedömningsgrunderna för sjöar och vattendrag från Naturvårdsverket (2000) innefattar bakgrundshalter för olika typer av sjöar och vattendrag. Med utgångspunkt från avrinningsområdenas karaktär bedöms att halter för slättlandsåar är mest lämpliga. Flera av Mälarens tillflöden utgörs av slättlandsåar: Fyrisån och Sagån, eller åar som delvis flyter genom slättlandskap: Arbogaån och Hedströmmen. Det ska nämnas att dessa bedömningsgrunder är indragna och saknar officiell status.

I SLU (2009) har bakgrundshalter föreslagits för olika geografiska områden och olika sjötyper. Geografiskt indelades vattenförekomster efter de sju limniska ekoregionerna (NFS, 2006:1). Underindelningar gjordes därefter utifrån uppgifter om kalk och humus. Referensdata har valts för de sjötyper som är mest representativa för Drevviken och Årstaviken, enligt förteckning i SLU (2009).

Slutligen har vi använt uppmätta halter från fyra lokaler i Mälaren uppströms Stockholm (Stäket, Hässelby, Kungshatt och Klubbensborg) som redovisats av Lithner m. fl. (2003).

Regionala skillnader i geologiska förhållanden har stor betydelse för metallhalter i jord och därmed för deras förekomst i ytvatten. Jämförelser mot schablonmässiga bakgrundsvärden kan därför ge felaktiga indikationer om graden av lokal påverkan. Geokemiska

kartor över Sverige pekar på att det förekommer jämförelsevis höga halter av nickel, zink, koppar och i viss mån krom i mineraljordar i Mälardalens avrinningsområde (www.markinfo.se). Detta skulle tala för att bakgrundshalter från Lithner är mest representativt, åtminstone för Årstaviken.

I Tabell 6 presenteras bakgrundshalter samt medelhalter för Drevviken och Årstaviken i miljögiftsövervakningen år 2009-2013.

Jämförelse mot bedömningsgrunder för slättlandsåar tyder på mycket liten lokal påverkan, där endast koppar i Årstaviken har tydligt förhöjda halter. Det ska betonas att dessa bakgrundshalter är baserade på mer än 15 år gamla undersökningar.

En jämförelse med bakgrundshalter enligt SLU tyder på att både Årstaviken och Drevviken har förhöjda halter av krom, koppar, nickel, bly och zink samt att Årstaviken även har förhöjda halter av kadmium.

Om halter i Drevviken och Årstaviken istället jämförs med tidigare uppmätta halter av metaller väster om Stockholms innerstad (Lithner m fl., 2003) ges bilden av tydligt förhöjda halter för kadmium, bly och zink i bägge lokalerna. Kopparhalter är något förhöjda. Ingen tydlig lokal förhöjning ses däremot för krom och nickel. I undersökningen av Lithner m fl. (2003) anges vittring av nickelhaltiga sulfidleror uppströms i systemet som förklaring till en avtagande väst-östlig gradient av nickelhalter i Mälaren.

WSP:s slutliga bedömning är att jämförelsen mot Lithners regionala bakgrundsdata är mest relevant. Att just kadmium, koppar, bly och zink tycks förhöjda kring Stockholms innerstad går i linje med tidigare slutsatser (Sternbeck och Östlund, 2001; Lithner m.fl., 2003).

**Tabell 6.** Jämförelse av metallhalter i Drevviken och Årstaviken mot föreslagna bakgrundshalter (SLU, 2009) och jämförvärden för slättlandsåar (NV, 2000). Halter anges som medelvärden av totalhalter för 2009-2013 ( $\mu\text{g/l}$ ). Bakgrundshalterna är valda för följande ekoregioner: Drevviken - S4NY; Årstaviken - S4YY. Halter i Östra Mälaren (Ö Mälaren) anges som medelvärden för totalhalter i fyra lokaler mellan Klubbensborg och Stäket.

	Bakgrundshalt				Medelhalter 2009-2013	
	Till Drevviken (SLU, 2009)	Till Årstaviken (SLU, 2009)	Slättlandsåar (NV, 2000)	Ö Mälaren (Lithner,2003)	Drevviken	Årstaviken
Cd	0,01	0,005	0,016	0,003	0,0087	0,0097
Cr	0,45	0,24	0,8	0,37	0,17	0,19
Cu	1,1	2,2	1,9	2,4	2	3,5
Ni	1,38	0,56	2,7	3,0	2,5	2,6
Pb	0,19	0,16	0,38	0,1	0,26	0,41
Zn	1,3	1	5,7	1,2	4,8	5,9

### 5.3 Samvariation mellan olika metaller inom lokalerna

För att undersöka om olika metaller samvarierar över tid inom respektive lokal har ett Spearman korrelationstest utförts. Analysen har gjorts på samtliga totalhalter från perioden 2009-2013. Samvariationsanalys utförs för att se om förekomsten av olika metaller styrs av gemensamma processer. Processerna kan i princip avse både tillförsel och bortförsel. Samvariation av totalhalter av metaller i respektive lokal presenteras i Tabell 7. I bilaga 1 redovisas diagram för samtliga kombinationer av metaller i respektive lokal.

Generellt kan sägas att det råder samvariation mellan de flesta metaller inom Drevviken respektive Årstaviken. I Drevviken samvarierar samtliga metaller under perioden och här är korrelationskoefficienten hög ( $r = 0,55-0,79$ ) vilket tyder på måttliga till starka samband mellan ämnenas haltvariation. I Årstaviken ses samvariation mellan samtliga metaller utom kadmium och krom samt nickel och bly. Här är dock korrelationskoefficienten i flera fall lägre ( $r=0,28-0,48$ ), vilket innebär svagare samband. Starka samband ( $r=0,63-0,70$ ) ses dock mellan zinkhalt och halt av respektive kadmium, koppar och bly. Även koppar och bly samvarierar med hög korrelationskoefficient.

**Tabell 7.** Samvariation av totalhalter av metaller i respektive lokal, Drevviken (D), Blockhusudden (B), Årstaviken (Å). I de fall samvariation ses för två metaller i en lokal är lokalens initial ifylld i den ruta som representerar kombinationen av de två metallerna.

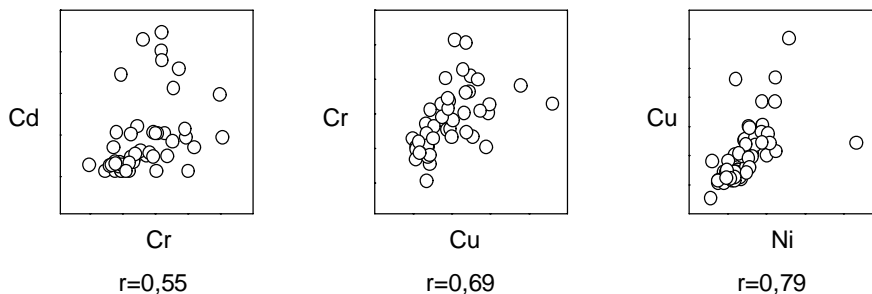
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Cd		D	D, B, Å	D, Å	D, B, Å	D, B, Å
Cr			D, B, Å	D, B, Å	D, B, Å	D, Å
Cu				D, B, Å	D, B, Å	D, B, Å
Ni					D	D, Å
Pb						D, B, Å
Zn						

I Blockhusudden ses samvariation för ett något lägre antal metaller än i de andra två lokalerna. Liksom i Årstaviken finns starka samband mellan zinkhalt och halt av respektive kadmium, koppar och bly samt mellan koppar och bly.

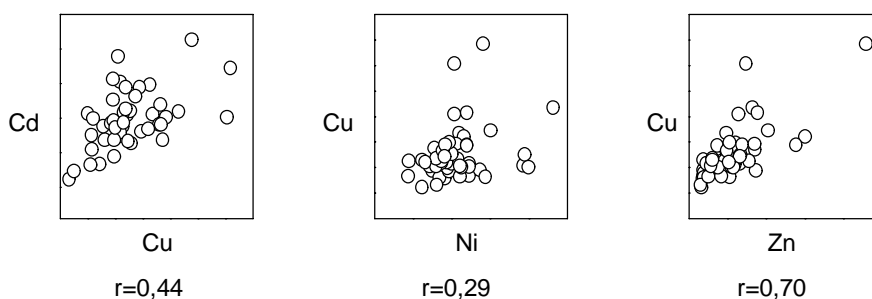
Att det råder samvariation mellan metaller betyder inte alltid att det finns ett starkt linjärt samband med hög förklaringsgrad mellan variablerna. Diagrammen i Figur 4 visar korrelationsdiagram över valda kombinationer av metaller i respektive lokal där signifikant samvariation påvisats. Av diagrammen framgår att korrelationen är mindre tydlig för exempelvis kadmium och krom i Drevviken, koppar och nickel i Årstaviken och för krom och koppar vid Blockhusudden, trots en signifikant påvisad samvariation.



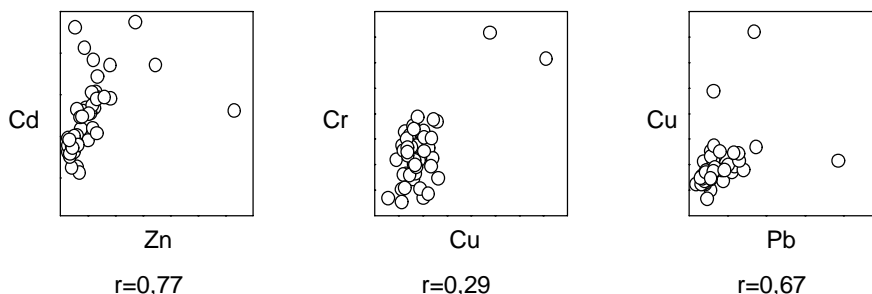
### Drevviken



### Årstaviken



### Blockhusudden



**Figur 4** Korrelationsdiagram för utvalda metaller i lokalerna Drevviken, Årstaviken och Blockhusudden. För samtliga presenterade kombinationer av variabler föreligger signifikant samvariation i Spearman korrelationstest ( $\alpha=0,05$ ). Under varje diagram anges korrelationskoefficienten för respektive samband.

Att samvariationen är så uttalad i Drevviken och Årstaviken kan tyda på att metallbelastningen i respektive lokal har gemensamma ursprung eller att påverkan från skilda källor följer samma mönster.

Ytvattenprovet i Drevviken är taget ca 300 meter ifrån huvudinloppet till norra delen av sjön. Huvudinloppets flöde om ca  $0,6-1 \text{ m}^3/\text{s}$  kommer närmast från sjön Magelungen (SMHI, Vattenwebb). Föroreningsbelastningen i denna del av sjön utgörs till stor del av enskilda avlopp, urbant dagvatten, skog och jordbruk uppströms systemet. Även vägtrafik på den närliggande Nynäsvägen kan misstänkas bidra till påverkan. Belastningen från samtliga källor till metaller i sjön är dock troligtvis till stor del beroende av nederbördsflöden, vilket kan återspeglas i likartade haltvariationer av olika metaller.

I Årstaviken är metallbelastning till stor del kopplat till dagvatten från omgivande vägnät och industrier. Kadmium, koppar, bly och zink har i tidigare studier pekats ut som metaller som kan spridas till omgivande miljö via vägtrafik och då framför allt damm (Sternbeck m. fl., 2001).

Detta övervakningsprogram är inte utformat för att spåra enskilda källor. Allmänt sett så bekräftar dock resultaten att halterna av främst kadmium, koppar, bly och zink är lokalt påverkade. Många flöden och processer bidrar med spridning av metaller till Stockholms miljö, vilket beskrivs av t.ex. Sörme m.fl. (2001). Trafiken pekats ut som en viktig källa till främst koppar, bly och zink. Halterna av koppar, kadmium, bly och zink är något högre i Årstaviken än i Drevviken. Det kan därför vara intressant att se på proportionerna mellan dessa förhöjda halter.

Skillnaden mellan medianhalter i Årstaviken och i Drevviken kan ses som ett mått på det genomsnittliga förhållandet mellan metallerna i den samlade lokala belastningen. Detta kan jämföras med förhållandet mellan dessa metaller i trafikemissioner. I Tabell 8 görs denna jämförelse. Trafikemissioner representeras dels av verkliga emissionsfaktorer till luft (Sternbeck m.fl., 2001) och dels mot metaller i PM10 på Hornsgatan (Sternbeck m.fl., 2004). Haltökningen i Årstaviken har för varje metall dividerats med emissionsfaktorn eller halten i PM10. Detta har sedan normaliserats så att koppar blir 1, antaget att trafiken har stor betydelse för utsläppen av koppar. Alla metaller hamnar mycket nära 1 (Tabell 8). Den enda väsentliga avvikelser är mot Zn i PM10, vilket indikerar att även andra källor än trafik bidrar med zink till dessa vatten. Bly ligger i båda jämförelser något lägre än 1, vilket möjligen skulle kunna förklaras av minskande användning i bromsbelägg. Sammanfattningsvis tyder jämförelsen på att vägtrafik har betydelse för de haltförhöjningar som påvisats i Årstavikens ytvatten.

**Tabell 8. Jämförelse mellan haltökningen i Årstavikenytvatten och olika data för trafikemissioner.**

	Normaliserat mot emissionsfaktorer till luft	Normaliserat mot metaller i PM10 vid Hornsgatan.
Cd	1,9	0,8
Cu	1,0	1,0
Pb	0,6	0,7
Zn	1,2	3,0

Blockhusudden avviker från de andra lokalerna i karaktär av flera skäl. Dels är det en brackvattenlokal med högre och dessutom varierande salinitet vilket kan påverka metallers löslighet och dynamik i vatten. Dels finns här även annan potential till lokal påverkan i Saltsjön via hamnområdet, avloppsreningsverken Bromma och Henrikdals utsläpp av renat avloppsvatten. Dessutom sker med utflödet av sötvatten från Mälaren en skiktning av vattenmassan med en ytligare utåtgående ström och en djupare inåtgående ström. Trots detta ses ändå signifikanta samband mellan merparten av olika metaller vid Blockhusudden.

## 5.4 Relation till gränsvärden

Relevanta gränsvärden eller riktvärden ges i Tabell 9. Metallerna kadmium, bly och nickel omfattas av miljökvalitetsnormer (MKN) för ytvatten. Dessa betraktas inom svensk vattenförvaltning som gränsvärden. Nu gällande MKN (2008/105/EU) kommer att ersättas. Från och med 2021 ska de MKN som anges i 2013/39/EU gälla. Vattenmyndigheten rekommenderar att dessa värden används redan vid klassning 2015, för att åtgärder ska kunna inriktas i god tid innan 2021. Därför utvärderas befintliga data mot båda dessa normer. EUs normer ska för metaller utvärderas mot löst fas.

Metallerna krom, koppar och zink räknas som särskilt förorenande ämnen och kan därför utvärderas mot nationella riktvärden. Sådana föreslogs av Naturvårdsverket (2008) och det föreligger f.n. förslag på nya värden i en remiss från Havs- och Vattenmyndigheten under 2014. Dessa värden ska utvärderas mot årsmedelhalt. Både för miljökvalitetsnormerna och de svenska riktvärdena gäller för metaller att om naturliga bakgrundshalter förhindrar att normerna efterlevs så ska detta beaktas vid klassning. De värden för koppar och zink som föreligger i remissform avser biotillgänglig halt. Men hur detta ska bestämmas anges inte. Det finns en rad experimentella och beräkningsbaserade metoder för att skatta den biotillgängliga halten. Lämpligheten att använda den s.k. BLM-metoden i Sverige är omdiskuterad (t.ex. Hoppe m.fl., 2009; Palm Cousins m.fl., 2009). På grund av denna oklarhet samt bristen på vägledning från myndigheterna bedömer WSP det inte lämpligt att använda dessa värden vid klassningen.

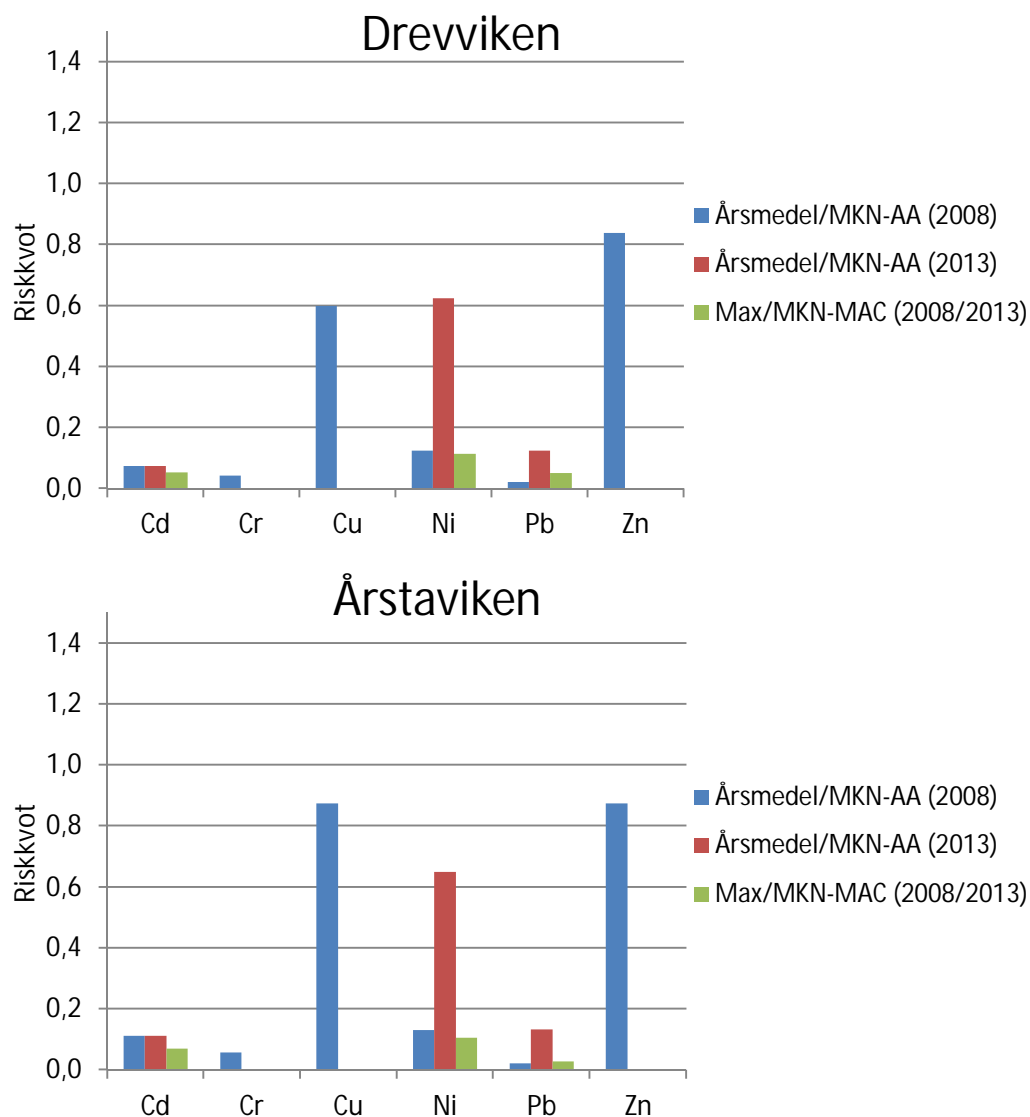
**Tabell 9. Gränsvärden och riktvärden för metaller i ytvatten. I de fall separata värden gäller för kustvatten så anges de inom parantes.**

Gränsvärde/riktvärde	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
<i>2008/105/EU</i>						
MKN AA	0,08 (0,2)			20	7,2	
MKN MAC	0,45			-	-	
<i>2013/39/EU</i>						
MKN AA	0,08 (0,2)			4 (8,6)	1,2 (1,3)	
MKN MAC	0,45			34	14	
<i>Riktvärden</i>						
Naturvårdsverket 2008		3	4			8
Hav remiss, 2014		3	0,5 (0,87)			5,5 <sup>A</sup> (1,1) <sup>A</sup>

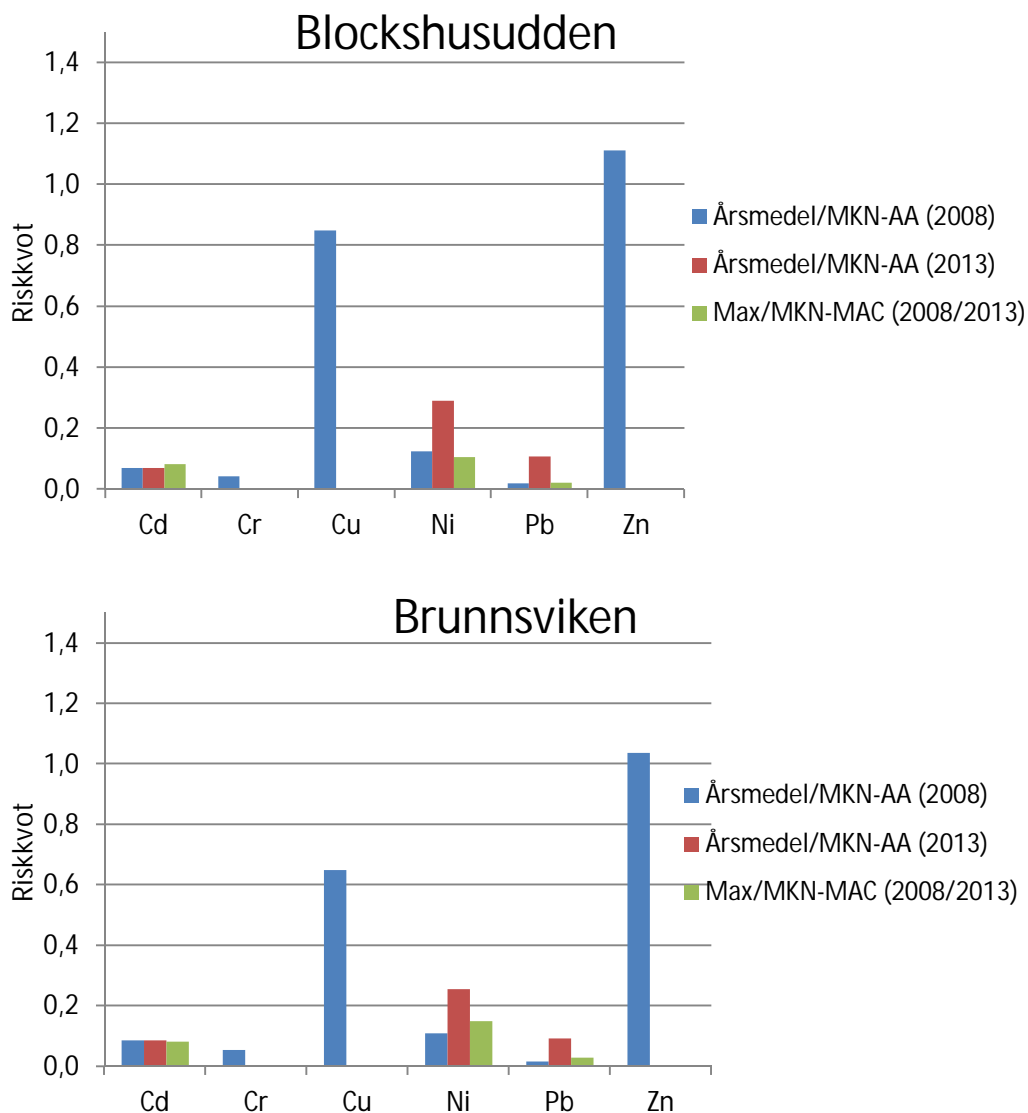
A. Naturlig bakgrundshalt ska läggas till denna halt.

Riskkvoter för varje metall har beräknats som högsta årsmedelhalt dividerat med MKN-AA, eller föreslaget gränsvärde för koppar, krom och zink (Naturvårdsverket, 2008). Riskkvoter har också för kadmium, bly och nickel beräknats som högsta uppmätta halt dividerat med MKN-MAC. I dessa beräkningar har lösta halter använts och troliga outliers har sorterats bort. Resultrande riskkvoter illustreras i Figur 5 och Figur 6.

MKN för kadmium, nickel och bly överskrids inte vid något tillfälle. Varken enligt de nu gällande eller de kommande gränsvärdena. Krom, koppar och zink underskrider med få undantag de föreslagna riktvärdena från Naturvårdsverket (2008). Årsmedelhalterna av zink överskrider dock riktvärdet i Brunnsviken år 2013 samt i Blockhusudden år 2009, med visst förbehåll för att det förekommit kontamineringsproblem särskilt för zink (se Allmyr och Österås, 2014 bilaga 7).



Figur 5. Riskkvoter för lösta metaller i ytvatten vid Drevviken och Årstaviken. Högsta årsmedel för perioden 2009-2013 jämförs med MKN för årsmedelhalt eller föreslaget gränsvärde (Naturvårdsverket, 2008).



Figur 6. Riskkvoter för lösta metaller i ytvatten vid Blockshusudden (2009-2013) och Brunnsviken (2013). Högsta årsmedel jämförs med MKN för årsmedelhalt eller föreslaget gränsvärde (Naturvårdsverket, 2008).

## 5.5 Tidstrender

Ett övergripande mål med programmet är att kunna se om miljötillståndet förändras, dvs om halter över längre tid minskar eller ökar. För metaller i ytvatten finns data för 4-5 år. Ur ett statistiskt perspektiv är det en relativt kort period. Stora inomårsvariationer gör att det normalt krävs längre perioder innan trender kan detekteras. Vid utformningen av programmet under 2008 gjordes en översiktlig beräkning av statistisk styrk baserat på tidigare data från regionen. En årlig förändring på 5% skulle kunna detekteras på 9 år om man tar 12 prov per år (WSP, 2008). Det är också troligt att om förändringar i belastning på recipienterna sker så sker sådana förändringar långsamt.

För att undersöka om tillståndet förändras över tid har statistiska tester utförts genom linjär regression. Testerna visar om det är sannolikt att det föreligger en systematisk förändring av totalhalterna av respektive metall. För många av metallerna förekommer betydande oregelbundna haltvariationer. Enstaka avvikande data kan i vissa fall påverka utfallet av trendanalyserna. Därför anges inte bara om det förekommer en signifikant trend utan också hur stor andel av respektive metalls haltvariationer som beror på tid<sup>1</sup>. I de fall en trend påvisas har också en icke-parametrisk metod (Spearman) använts som kompletterande trendanalys. Spearman är mindre känslig för avvikande värden.

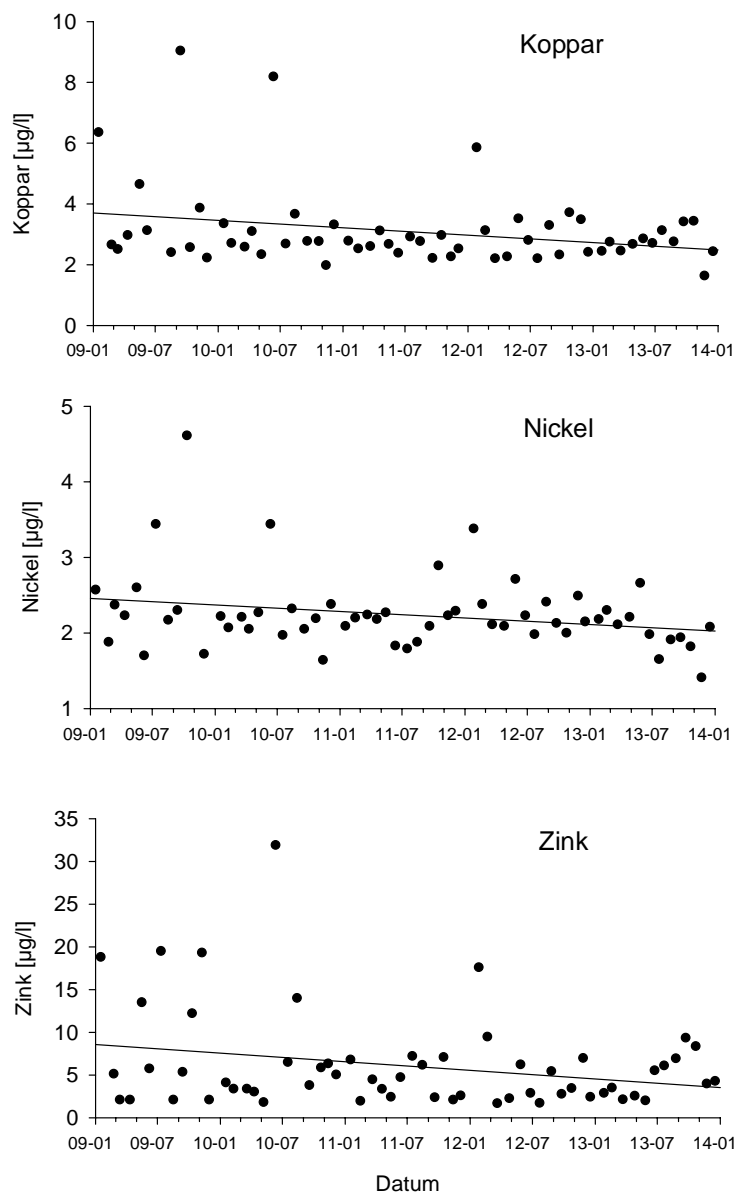
Resultaten sammanfattas i Tabell 10 och i Figur 7. Varken i Drevviken eller i Årstaviken kunde några trender detekteras ens för  $\alpha=10\%$ . I Blockhusudden uppvisar koppar, nickel och zink svagt avtagande trender. Om trender utvärderas med en icke-parametrisk metod (Spearman korrelationstest) kvarstår endast nickel med en signifikant trend. För samtliga dessa trender är den förklarade variansen ( $r^2$ ) mycket låg, vilket betyder att andra faktorer än tid har större betydelse för de uppmätta halternas variationer.

Tidigare sedimentundersökningar från dessa områden tyder på att belastningen av bly, kadmium, koppar, zink, PAH och PCB minskat sedan 1960 eller 1970, och minskningen av kadmium är särskilt tydlig (Östlund m.fl., 1998; Sternbeck och Östlund, 2001). Mellan åren 1997 och 2002 fanns också indikationer på en allmän minskning av bly, kvicksilver, kadmium och PCB-7 i regionen (Rahmberg m.fl., 2004). Att vi inte kan se några starka tecken på haltförändringar i ytvatten för perioden 2009-2013 kan ha flera förklaringar. En uppenbar förklaring är att perioden är för kort och den slumpmässiga haltvariationen är relativt stor. Det är också möjligt att den verkliga förändringen i belastning är långsam eller att det inte sker någon förändring. Exempelvis kan man se på mätningar i slam från Stockholms reningsverk under perioden 1981-2009 att kadmium och krom minskade snabbt fram till omkring 1990 och mer långsamt efter 1995 (Ishaq R., 2011). Samma data visar att koppar, nickel och zink knappt förändras alls efter 1990 och att bly minskat konstant under perioden.

**Tabell 10. Sammanfattning av trender för totalhalter av metaller i ytvatten. I de fall en linjär trend påvisas anges p-värdet i %. Trender upp till 10% bedöms här som statistiskt signifikanta. Som mått på sambandets styrka anges också förklarad varians ( $r^2$ ).**

Metall, område	Linjär trend	$r^2$	Spearman	Storlek och kommentar
<i>Blockhusudden</i>				
<b>Koppar</b>	Ja (3,8%)	7%	Nej	Årlig minskning om 8%. Beror enbart på över tid minskat antal höga värden.
<b>Nickel</b>	Ja (5,5%)	6%	Ja (8,6%)	Årlig minskning om 4%. Beror enbart på över tid minskat antal höga värden.
<b>Zink</b>	Ja (4,3%)	7%	Nej	Årlig minskning om 5%.

<sup>1</sup> Detta anges som "förklarad varians" i %. Om förklarad varians är t.ex. 90% så betyder att haltvariationerna till övervägande del beror på tiden. Om förklarad varians är t.ex. 10% så betyder det även om det föreligger trend så är det andra faktorer som i mycket högre utsträckning påverkar halterna.



Figur 7. Totalhalter av koppar, nickel och zink vid Blockhusudden över hela mätperioden.

## 6 Organiska ämnen i ytvatten

### 6.1 Alkylfenoler

4-Nonylfenol och 4-tert-oktylfenol analyserades månadsvis i ytvatten under 2009-2011. Rapporteringsgränserna var 0,02 µg/l för 4-nonylfenol och 0,01 µg/l 4-tert-oktylfenol, vilket är minst en faktor 10 under miljökvalitetsnormerna. År 2009 detekterades nonylfenol i 75% av proven, och i starkt varierande halter. År 2010 detekterades nonylfenol i 2 av 36 prov och 2011 inte i något prov. Det visade sig att proven år 2009 kontaminerats, troligen på lab. Den övergripande slutsatsen var att dessa ämnen inte med säkerhet detekterats i något prov under dessa 3 år. Därmed följer också att halterna i dessa lokaler var lägre än miljökvalitetsnormerna för ytvatten. Mätningarna avslutades och ersattes med perfluorerade ämnen fr.o.m. 2012.

### 6.2 Perfluorerade ämnen

#### 6.2.1 Statistisk beskrivning

PFOS och PFOA har analyserats månadsvis under år 2012 och 2013 i tre lokaler. År 2013 tillkom också fyra perfluorerade ämnen inom grupperna sulfonsyror och karboxylsyror och dessutom utökades mätningarna med lokalen Brunnsviken. De fyra tillkommande ämnena analyserades kvartalsvis. Årsmedelhalter och standardavvikelse visas i Tabell 11 och den totala variationen illustreras för PFOS och PFOA i Figur 9. Variabiliteten var generellt högre under 2012 jämfört med 2013. En statistisk jämförelse (Anova med rank) för båda åren visar att halterna av både PFOS och PFOA är tydligt högre i Drevviken än i Årstaviken och Blockhusudden.

Medelhalterna för de fyra ämnen som uppmättes kvartalsvis är naturligtvis ganska osäkra. För att ändå bedöma den relativa betydelsen av dessa olika ämnen har medelhalterna staplats på varandra för respektive lokal för år 2013 (Figur 8). Brunnsviken och Drevviken har högst halter och den inbördes fördelningen av de olika ämnena är också mycket likartad här:

$$\text{PFOS} > \text{PFHxS} > \text{PFBS}, \text{PFHxA} > \text{PFOA}, \text{PFHpA}$$

I Årstaviken är halterna något högre än i Blockhusudden (ej statistiskt signifikant) men den inbördes fördelningen är mycket likartad:

$$\text{PFOS} > \text{PFBS}, \text{PFHxS} > \text{PFOA} > \text{PFHpA}, \text{PFHxA}.$$

Detta illustrerar det faktum att många perfluorerade ämnen uppträder i miljön. I exempelvis Rhen var halterna av PFBS generellt högre än av PFOS och PFOA (Eschauzier m.fl., 2010). Flera olika perfluorerade karboxylsyror har också visats förekomma allmänt i europeiska vattendrag (Loos m.fl., 2009).

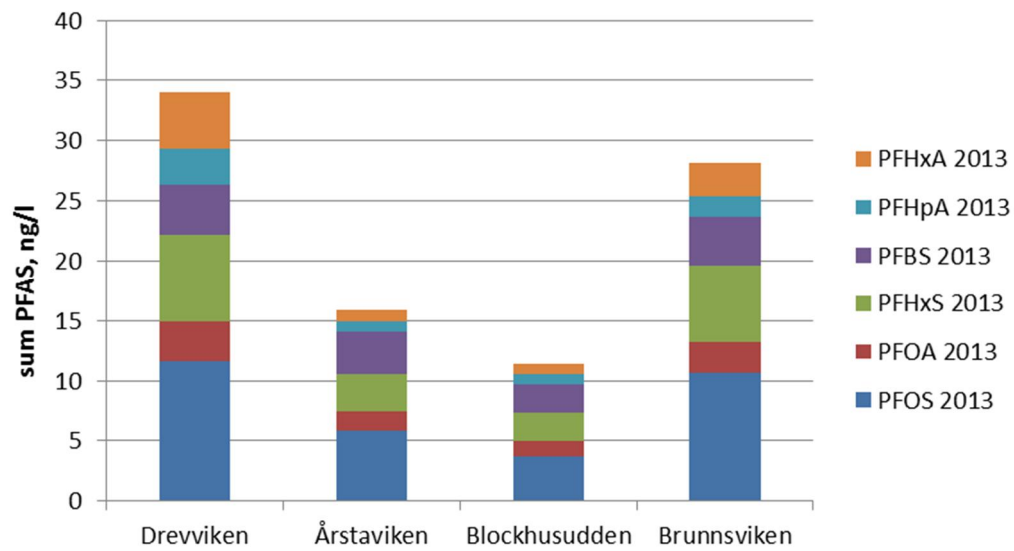


Halterna av de här uppmätta halterna är i ungefär samma nivå som i utgående avloppsvatten från svenska reningsverk (Haglund och Olofsson, 2011). Det kan tolkas som att denna ämnesgrupp sprids direkt till ytvatten, och inte bara via reningsverk. Andra studier har påvisat flera olika perfluorerade ämnen i t.ex. dagvatten (t.ex. Kim och Kannan, 2007).

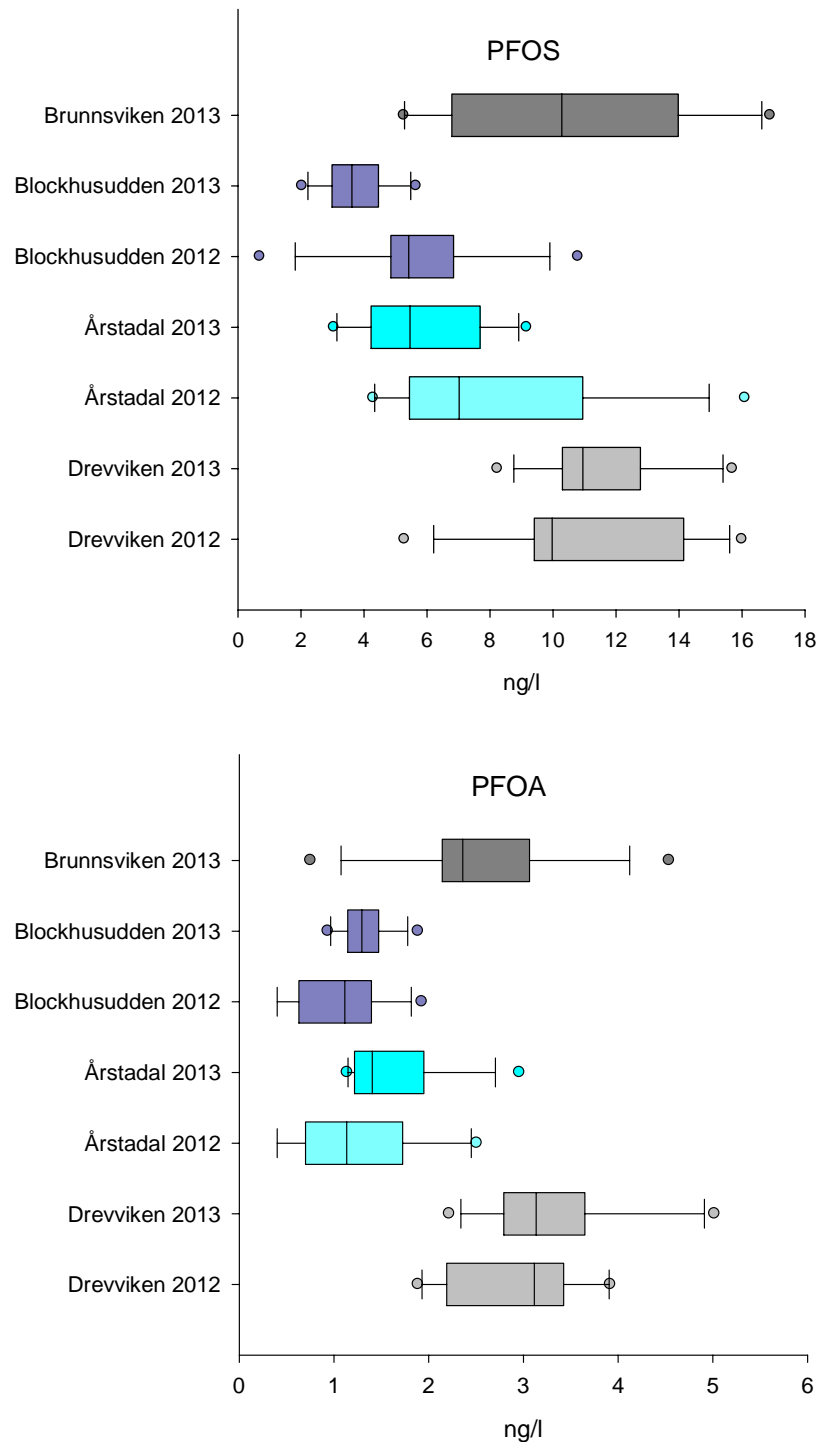
Eftersom dessa mätningar bara pågått i två år är det alldeles för tidigt att utvärdera tidstrender. Med tanke på den relativt stora variation som förelåg särskilt under 2012 är det troligt att det kan ta lång tid innan eventuella trender kan påvisas, såvida förändringar inte skulle gå väldigt snabbt.

**Tabell 11. Totalhalter av PFOS och PFOA. Årsmedelhalter, standardavvikelse (s). För PFOS och PFOA föreligger månadsprov medan övriga PFAS består av fyra prov per år.**

Årtal	Drevviken		Årstaviken		Blockhusudden		Brunnsviken	
	Medel	s	Medel	s	Medel	s	Medel	s
<b>PFOS 2012</b>	11,0	3,1	8,0	3,6	5,7	2,4		
<b>PFOS 2013</b>	11,6	2,1	5,9	2,0	3,7	1,0	10,7	4,0
<b>PFOA 2012</b>	3,0	0,7	1,3	0,7	1,1	0,5		
<b>PFOA 2013</b>	3,3	0,8	1,6	0,5	1,3	0,3	2,5	0,9
<b>PFHxS 2013</b>	7,3	0,7	3,0	1,2	2,3	0,8	6,4	2,8
<b>PFBS 2013</b>	4,2	0,9	3,6	1,1	2,4	0,6	4,1	1,9
<b>PFHpA 2013</b>	2,9	0,8	0,8	0,3	0,8	0,1	1,7	0,3
<b>PFHxA 2013</b>	4,7	2,8	1,0	0,2	0,9	0,2	2,8	1,6



Figur 8. Bidrag av respektive perfluorerat ämnen till summan av de uppmätta under 2013. Staplarna baseras på medelhalter av respektive ämne.



Figur 9. Statistisk fördelning av PFOS och PFOA i ytvatten år 2012 och 2013.

## 6.2.2 Relation till bakgrundshalter och gränsvärden

PFOS omfattas av miljökvalitetsnormer för ytvatten enligt 2013/39/EU. Värdena är omräknade från en kritisk halt i fisk, med antagande om biomagnifiering i näringskedjan. Detta medför att normvärdena är väldigt låga, och sannolikt lägre än bakgrundshalter i många regioner. PFOA omfattas ej av miljökvalitetsnormer men i Norge har man med samma metodik föreslagit riktvärden för PFOA. Värdena för PFOS och PFOA återges i Tabell 12. För övriga perfluorerade ämnen som analyserats i ytvatten saknas effektbase-erade riktvärden.

Beräknade riskkvoter illustreras i Figur 10. För PFOS är årsmedelhalterna långt över MKN-AA i alla fyra lokaler. I Blockhusudden (2012) och i Brunnsviken (2013) överskreds även MKN-MAC vid flera tillfällen. Halterna av PFOA överskrider inte de förslagna riktvärdena från Norge.

**Tabell 12. Gränsvärden och riktvärden för perfluorerade ämnen i ytvatten. I de fall separata värden gäller för kustvatten så anges de inom parantes. Alla värden anges i ng/l.**

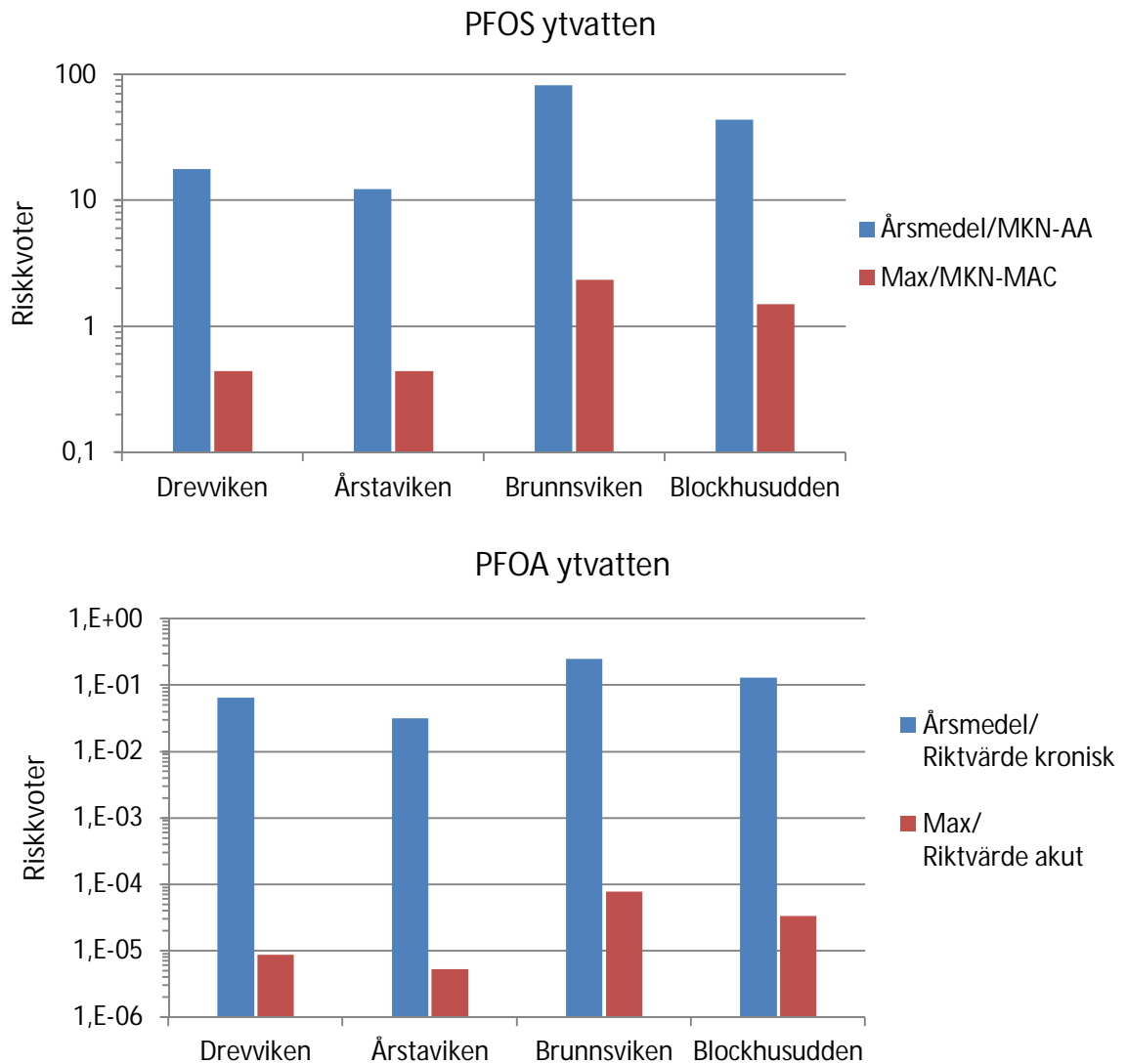
Gränsvärde/riktvärde	PFOS		PFOA	
	Värde	Referens	Värde	Referens
MKN AA	0,65 (0,13)	2013/39/EU		
MKN MAC	36 (7,2)	2013/39/EU		
riktvärde mots. MKN AA			50 (10)	KLIF 2012
riktvärde motsv. MKN MAC			570000 (57000)	KLIF 2012

Det finns relativt få mätningar av perfluorerade ämnen i mellansvenska sjöar. Sjön Vallöxen norr om Stockholm nyttjas som referenslokal inom IVLs projekt RE-PATH. Stickprov under 2011 och 2012 gav följande resultat:

- PFOS < 2 ng/l
- PFOA < 4 ng/l
- PFHxS < 0,6 ng/l
- PFHxA < 1 ng/l

Med utgångspunkt från dessa referensvärden för sjön Vallöxen kan följande slutsatser dras angående grad av lokal påverkan:

- PFOS och PFHxS är tydligt förhöjda i samtliga undersökta lokaler
- PFOA kan inte bedömas
- PFHxA är tydligt förhöjd i Drevviken och Brunnsviken



**Figur 10. Riskkvoter för PFOS och PFOA i ytvatten för åren 2012 och 2013.**

## 7 Föroreningar i fisk

Programmet för organiska ämnen i fisk har haft en fast del bestående av PCB, PBDE, HBCD och PFOS i prov från Drevviken, Årstaviken och Djurgårdsbrunnsviken. Därutöver har Brunnsviken tillkommit fr.o.m. 2013 och under några enstaka år har ytterligare ämnen analyserats, se Tabell 1. Redovisningen inleds därför med den fasta delen. År 2010 undersöktes 5 respektive 10 individer per lokal för att ge en uppfattning om variation mellan individer. Därefter har samlingsprov analyserats.

I programmet föreslogs att abborre i storleksklassen 15-20 cm skulle nyttjas, eftersom det är standard inom svensk miljöövervakning. Det har dock med tillämpade metoder varit svårt att uppnå detta (se kapitel 8) och huvudsakligen har större fisk analyserats. År 2010 gjordes en utvärdering av eventuella samband mellan föroreningshalter och storlek (WSP, 2011) men några tydliga samband kunde inte påvisas.

I Figur 11 visas uppmätta halter av PFOS, PCB-7 och penta-BDE<sup>2</sup> för Årstaviken, Drevviken och Djurgårdsbrunnsviken. För PFOS är halterna något högre i Drevviken än i Årstaviken, vilket överensstämmer med motsvarande mätningar av PFOS i ytvatten. I både Drevviken och Årstaviken är PFOS-halterna i jämförbara nivåer mellan åren. Vid Djurgårdsbrunnsviken var halterna markant lägre år 2011 och 2012.

I mellansvenska referenssjöar varierade halterna av PFOS i abborrlever<sup>3</sup> under 2012-2013 mellan 4-12 ng/g vv. Detta visar att abborre i Drevviken, Årstaviken och Djurgårdsbrunnsviken är starkt förorenad av PFOS. Det finns även tidigare analyser av PFOS i abborrmuskel från Mälaren och ut i Stockholms skärgård (Hansson m.fl., 2014). Halterna är lägre eftersom muskel och inte lever analyserats, men visar också stor lokal påverkan även längre upp i Mälaren. Dessa prov insamlades runt år 2000.

För både PCB och PBDE är halterna inom varje lokal på liknande nivåer under 2010 och 2013. År 2011 och 2012 är halterna markant lägre än 2010 och 2013 (Figur 11). I Tabell 13 jämförs dessa resultat med tidigare mätningar i centrala Stockholm samt med referenssjöar. Det är tydligt att data för 2010/2013 är på samma nivå som äldre data från centrala Stockholm, medan data för 2011/2012 är i nivå med bakgrundshalter. Det ska nämnas att förhöjda halter av PCB och PBDE också kan förväntas i centrala Stockholm, eftersom dessa ämnen är starkt förhöjda i sedimenten (t.ex. Sternbeck m.fl., 2003). Att halter i fisk av dessa starkt bioackumulerande ämnen skulle vara på bakgrundsnivå förefaller orimligt.

Några delprov från samlingsproven för 2011/2012 analyserades även av IVL avseende PBDE. Resultaten återges i Tabell 13 och är mer i paritet med resultaten för 2010/2013. Solletuna kommun (2012) har genomfört likande mätningar på abborre i Edsviken och

<sup>2</sup> Penta-BDE representeras av kongenerna 28, 47, 99, 100, 153 och 154, i enlighet med 2013/39/EU.

<sup>3</sup> Data från nationella miljöövervakningen för Stensjön (Gävleborgs län), Stora Envättern (Stockholms län), Övre Skärsjön (Västmanland) samt Älgjön (Södermanlands län). Utförare: Naturhistoriska riksmuseet; Datavärd: www.ivl.se.

Norrviken, och dessa halter är i nivå med de halter från Stockholms sjöar som uppmättes 2010 och 2013 (Tabell 13) och tydligt över bakgrundshalter.

Det ansvariga labbet för 2011/2012 har kontaktats avseende dessa avvikelser. Man uppvisar kvalitetsäkringsrutiner inkl. bra resultat vid analys av certifierat referensmaterial, och någon orsak till de avvikande värdena har man ej funnit. WSP slutliga bedömning utifrån ovanstående är att analyserna av PCB och PBDE i abborre för år 2011 och 2012 är felaktiga. WSP föreslår att resultaten från IVLs mätningar får ersätta data under dessa år, dock med förbehållet att det bara är delprov och att det främst är data för 2011. Under 2013 ingick även Brunnsviken som uppvisade halter av PCB och PBDE på ungefär samma nivå som övriga lokaler.

**Tabell 13. Jämförelse av uppmätta halter PCB-7 och penta-BDE i abborre med andra studier. Alla halter i ng/g vv. Alla värden representerar samlingsprov.**

Dataset	PCB-7	penta-BDE	Referens
Drevviken, Årstaviken och Djurgårdsbrunnsviken, 2010 & 2013, ALS lab	21-86	0,5-1,1	Denna rapport
Drevviken, Årstaviken och Djurgårdsbrunnsviken, 2011 & 2012, ALS lab	<1-9	<0,02-0,12	Denna rapport
Drevviken, Årstaviken och Djurgårdsbrunnsviken, 2011 & 2012, IVL lab		0,18-0,8	
Centrala Stockholm år 2000	85-150 <sup>B</sup>	3-4,5 <sup>B</sup>	Hansson m.fl., 2006; Hansson m.fl., 2014
Edsviken och Norrviken i Sollentuna	57-72		Sollentuna kommun, 2012
Mälaren, 4 lokaler, centrala och västra områdena	1,3-2,2		WSP, 2013
Regionala referenssjöar <sup>4</sup>	0,5-1	0,02-0,13	Se fotnot

A. Några delprov ur de samlingsprov som ALS analyserat.

B. För PCB och PBDE innefattas fler kongener än i Stockholms stads undersökningar.

Förutom ovanstående ämnen har HBCD, fler perfluorerade ämnen samt ett antal organofosfater analyserats. Det bromerade flamskyddsmedlet HBCD har analyserats under hela perioden. I nästan samtliga prov har halter ej kunnat påvisas (<0,3- 2,5 ng/g vv). I tre individer från Djurgårdsbrunnsviken år 2010 detekterades halter om 0,8-1,2 ng/g vv. Halter i regionala bakgrundssjöar är <0,013-0,027 ng/g vv.

Tretton olika organofosfater analyserades 2011/2012. Rapporteringsgränserna var mycket höga (10-50 mg/kg vv) och inga av dessa ämnen detekterades.

Utöver PFOS har ett antal andra perfluorerade ämnen analyserats, huvudsakligen inom grupperna karboxylsyror och sulfonsyror. Resultaten summeras i Tabell 14. Som jämförelse anges även PFOS för dessa prov. PFOS uppträder i halter ca 20-100 gånger högre än

<sup>4</sup> Data från nationella miljöövervakningen för Stensjön (Gävleborgs län), Stora Envättern (Stockholms län), Övre Skärsjön (Västmanland) samt Älgsjön (Södermanlands län). Utförare: Naturhistoriska riksmuseet; Datavärd: www.ivl.se.

de övriga perfluorerade ämnen som detekterats. De perfluorerade ämnen som detekterats är främst längre karboxylsyror som uppträder i högre halter än PFOA. Därtill har några längre sulfonsyror detekterats. Sannolikt är dessa ämnen med längre kolkedjor (8 eller mer) mer bioackumulerbara än de med kortare kedjor. De kortare övervakas i ytvatten.

**Tabell 14. Övriga perfluorerade ämnen i abborrelever. Alla halter i ng/g vv. Ämnen som inte detekterats i något prov anges i grått.**

Ämne	Årstaviken 2011-2013	Drevviken 2011/2013	Djurgårdsbrunnsviken 2011-2013	Judarn 2012	Trekanten 2012	Brunnsviken 2013
PFHxA	<0,1-<2	<0,1-<10	<0,1-<2	<5,0	<2,0	<0,1
PFHpA	<5	<5	<5-<35	<5,0	<5,0	
PFOA	<0,1-<4	<2 / 0,12	<1-<10	<2,0	<1,0	<0,1
PFNA	<1-2,7	<10	<1-<10	<1,0	<1,0	
PFDA	5,7-9,9	11	5,8-6,8	4,6	20	
PFUnDA	5,8-10	7,3	5,5-12	2,8	12	
PFDoDA	8,6-12	4,1	9,2-10	<2,0	16	
PFBS	<10	<10	<10	<10	<10	
PFHxS	<1 / 0,78	<1-1,1	<1 / 0,88	<1,0	<1,0	<0,4
PFOS	186-360	420-560	140-310	100	160	360
PFDS	2,3-2,5	9,4	1,2-1,4	<1,0	10	
6:2 FTS	<2	<2	<2	<2,0	<2,0	

Sammanfattningsvis är det tydligt att abborre i dessa lokaler har starkt förhöjda halter av PCB-7, penta-BDE och PFOS. För PCB och PBDE är det inte oväntat med hänsyn till de höga halterna som påvisats i ytsediment (Sternbeck m.fl., 2003). För PFOS är förhöjda halter i fisk förväntat såtillvida att även ytvattnet uppvisar förhöjda halter.

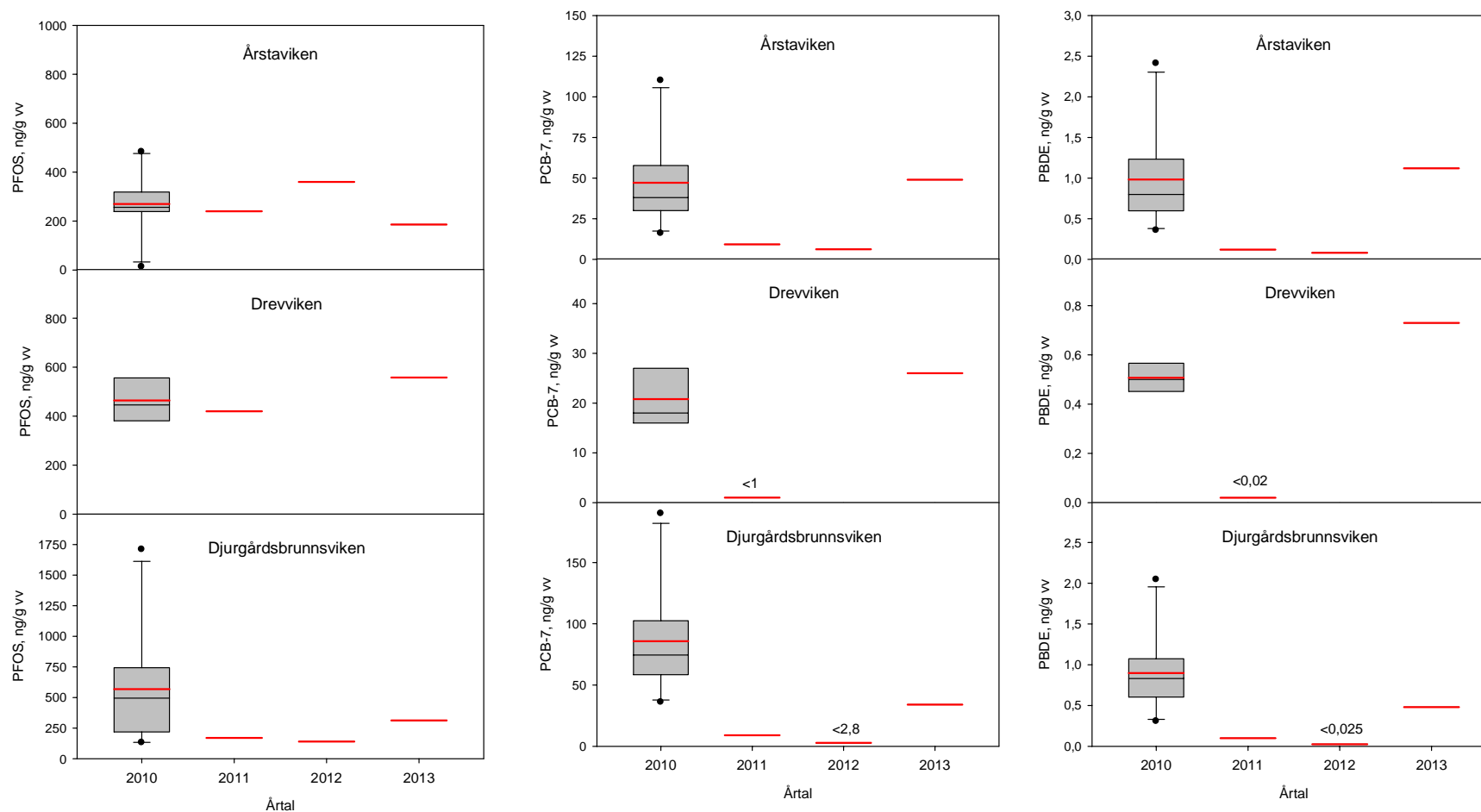
PFOS och Penta-BDE omfattas av gränsvärden i form av miljö kvalitetsnormer för ytvatten och PCB-7 omfattas av gränsvärde för livsmedel (Tabell 15). Vid jämförelse mot uppmätta halter enligt Figur 11 framgår att medelhalterna för PCB-7 är lägre än gränsvärdet, men att det överskrids av några individprov från Djurgårdsbrunnsviken.

Gränsvärdet för penta-BDE är mycket lågt satt och överskrids både i dessa områden och i regionala bakgrundssjöar. Gränsvärdet för PFOS avser troligen muskel men mätningarna är utförda på lever. Mätningar i svenska bakgrundssjöar visar att PFOS i abborrelever i medeltal är 19,6 gånger högre än i abborremuskel (Faxneld m.fl., in prep.). Kvoten varierar mellan enskilda lokaler men antaget att detta förhållande även gäller i Stockholm så skulle det innebära att gränsvärdet för PFOS i biota generellt överskrids.

**Tabell 15. Gränsvärden för PCB-7, penta-BDE och PFOS i fisk.**

Ämne	Gränsvärde	Referens
PCB-7	125 ng/g vv	EU 39/2013
penta-BDE	0,0085 ng/g vv	EU 39/2013
PFOS	9,1 ng/g vv	EU 1259/2011





Figur 11. Halter av PFOS i lever samt PCB -7 och penta-BDE i muskel från abborre. År 2010 består av data för individuellt analyserade abborrar. Övriga år består av data från samlingsprov. Notera att skalorna varierar mellan lokalerna. Data över PCB och PBDE år 2011/2012 bedöms som felaktiga (se ovan). Förklaring till boxplot (år 2010) ges i figur 2.

## 8 Erfarenheter av programmet 2009-2013

Programmet har nu bedrivits under 5 år, i stort sett enligt den ursprungliga planen men med vissa justeringar. Här ges några förslag inför fortsatt övervakning, och i avsnitten därefter ges en kort saklig sammanfattning av erfarenheterna.

Vid undersökningar av ytvatten är det alltid viktigt att minimera kontamineringsrisker, och provtagningen är en viktig komponent. Vi har i dessa undersökningar inte sett några systematiska skillnader i resultat som kan hänföras till byte av provtagare. Det betyder inte att provtagningen saknar betydelse. Det finns exempel från andra undersökningar på att utrustning för vattenprovtagning kan kontaminera proven.

Kontamineringsproblem för både alkylfenoler och metaller i ytvatten har dock förekommit även i dessa undersökningar. För metaller förefaller problemen främst vara knutna till filtreringen och bidrog till att byte av lab för metallanalyser genomfördes fr.o.m. juni 2014. Problemen har uppkommit slumpmässigt och det bedöms därför svårt att genom sticksprovskontroller garantera analyskvalitet. Löpande kontroller av resultatens rimlighet samt dubbelprov kan vara ett sätt att minska risken för felaktiga resultat.

Svårigheter vid insamling av fisk har medfört avvikande storlekar och i något fall också uteblivet material. WSP föreslår att större resurser läggs på standardiserat nätfiske.

Vid analyser av organiska ämnen i fisk är det viktigt att inte behöva byta lab eller analysmetodik. Trots rutinmässig kvalitetssäkring har orimliga resultat erhållits i vissa fall. Även om det rör två års data så representerar det ett analystillfälle. Dessa avvikelser har ej fullt ut kunnat förklaras. Fortsatt rekommenderas att man ställer krav på redovisning av certifierat referensmaterial.


### 8.1 Provtagning

#### 8.1.1 Ytvatten

- Under 2009 användes inte syradiskade kärl för provtagning av ytvatten till metallanalyser, vilket kan ha lett till kontaminering av prov. Under perioden 2010-2013 användes syradiskade kärl vid provtagning.
- Olika provtagare har anlitats under programmets gång. Från 2009 till 2011 anlätades Eurofins för provtagning av ytvatten och 2012-2013 anlätades mProv konsult.
- Under december 2012 försköts provtagningstillfället i Drevviken något och provlokalen fick ändras på grund av isläget. Provtagningen utfördes istället ca 230 m från ordinarie provpunkt.

#### 8.1.2 Fisk

- Olika utförare och metoder för provtagning har använts under åren för insamling av fisk.

Uppdragsnr: 10201107		
Daterad: 2014-10-02	Status: Slutrapport	

- Det har visat sig svårt att få tag på rätt storlek (15-20 cm) och ibland rätt antal (10 st) fiskar, vilket försvårar tolkningen av resultaten.
- Fiske med nät är den metod som visat sig bäst för att få rätt storlek och antal fiskar.

## 8.2 Analyser och provhantering

### 8.2.1 Ytvatten

- Samma laboratorium (ALS) har anlåtats för analyser av metaller och alkylfenoler. Det gäller även för analyser av perfluorerade ämnen som utförts av IVL.
- Analyser av alkylfenoler i ytvatten under 2009 indikerade att prover kontaminerats. Avvikande provhantering med sönderspruckna kärl vid upptining av frysta prov identifierades som en källa till kontaminering. För att undvika fortsatt kontaminering frystes inte prov ner utan analyserades istället löpande from 2010. Under 2011 utgick ett prov från Årstaviken avseende alkylfenoler p.g.a. att provkärlen sprack vid transport till laboratoriet.
- Olika analysmetoder användes under 2009 för totalhalter och lösta halter av metaller, vilket resulterade i olika rapporteringsgränser. På grund av detta kunde inte totalhalter av kadmium, krom och bly detekteras i alla eller flertalet prov. Analysmetoden ändrades fr.o.m. 2010 så att totalhalter och lösta halter har samma rapporteringsgräns.
- Analyser av metaller i ytvatten under 2009 indikerade att vissa prover kontaminerats med främst zink och koppar. Möjliga källor till kontaminering med metaller identifierades som använda sprutor, filter och provkärl. För att utröna orsaken till eventuell kontaminering utfördes test av tidigare använda filter och sprutor. Resultatet från testet visade att både sprutor och filter kan ha kontaminerat filtrerade prover för metallanalyser under år 2009, vilket gör att första årets resultat är osäkert. Det gäller särskilt filtrerade prover. Sprutan gav förhöjda halter av zink, medan filter + spruta gav förhöjda halter av koppar och nickel. För att undvika fortsatt kontaminering bestämdes att kvalitetssäkrade sprutor och filter skulle användas samt att fältblankar skulle analyseras för att följa upp problemet.
- Kontaminationsproblemen med metaller i filtrerade prov blev bättre 2010, men sedan har problemen ökat från 2011 till 2013. Avvikelserna har under 2013 varit tydligast för zink och problemet störst i lokalen Blockhusudden. Analyser av fältblankar har inte gett något entydigt resultat som kan förklara kontamineringen. Kontaminering i fältblankar har påvisats i såväl ofiltrerade som filtrerade prov. Ansvarigt laboratorium har utfört kontroller under 2014 som visar att filter, kärl och provhantering på laboratoriet kan vara orsak till kontaminering. Framförallt är det den lösta fasen som kan vara kontaminerad vid filtrering, se bilaga 7 i årsrapporten för 2013.


### 8.2.2 Fisk

- Olika utförare av provberedning av fiskprov har använts. Provberedningen 2010 till 2012 utfördes av ALS och under 2013 av Naturhistoriska Riksmuseet.
- Fiskar insamlade 2011 provbankades hos Naturhistoriska Riksmuseet fram till samlad analys med fiskprov insamlade 2012. I övrigt har inga fiskprov provbankats innan analys.
- Olika laboratorium har anlåtats för analys av organiska ämnen av fisk. Under 2010-2012 utförde ALS analyserna och under 2013 IVL.
- För analyser av perfluorerade ämnen i fisklever byttes också utförare 2012 från ALS laboratorium i Edmonton till deras underleverantör GBA, vilket innebär att fiskprov från 2011 och 2012 är analyserade hos ett annat laboratorium än 2010.
- Vid sammanställning av analysresultat av PCB och PBDE i fiskmuskel insamlade år 2011 och 2012 noterade kraftigt avvikande halter från analysresultaten från fiskar insamlade år 2010. Detta diskuteras i kapitel 7 i denna rapport.

## 9 Referenser

- Allmyr M. och Österås A.H. (2014) Miljögiftsövervakning av ytvatten och fisk i Stockholms stad – sammanställning för år 2013. WSP rapport till Miljöförvaltningen, Stockholms stad.
- Callender E. och Rice K.C. (2000) The Urban Environmental Gradient: Anthropogenic Influences on the Spatial and Temporal Distributions of Lead and Zinc in Sediments. *Environ. Sci. Technol.* 34, 232–238.
- Eschauzier V., Haftka J., Stuyfzand P.J. och De Voogt P. (2010) Perfluorinated compounds in infiltrated river Rhine water and infiltrated rainwater in coastal dunes. *Environ. Sci. Technol.* 44, 7450-7455.
- Faxneld S., Danielsson S och Nyberg E. (in prep.) Distribution of PFAS in liver and muscle of herring, perch, cod, eelpout, arctic char, and pike from limnic and marine environments in Sweden. Naturhistoriska Riksmuseet rapport 9:2014.
- Haglund P. och Olofsson U. (2011) Miljöövervakning av utgående vatten & slam från svenska avloppsreningsverk. Resultat från år 2010 och en sammanfattning av slamresultaten för åren 2004-2010. Rapport från Umeå Universitet till Naturvårdsverket.
- Hansson T, Schiedek D, Lehtonen K, Vuorinen P, Liewenbor B, Noaksson E, Tjärnlund U, Hanson M och Balk L, 2006. Biochemical biomarkers in adult female perch (*Perca fluviatilis*) in a chronically polluted gradient in the Stockholm recipient (Sweden). *Marine Pollution Bulletin* 53, pp 451-468.
- Hansson T., Baršienė J., Tjärnlund U., Åkerman G., Linderöth M., Zebühr Y., Sternbeck J., Järnberg U. och Balk L. (2014) Cytological and biochemical biomarkers in adult female perch (*Perca fluviatilis*) in a chronically polluted gradient in the Stockholm recipient (Sweden). *Mar. Poll.Bull.* 81, 27–40.
- Hoppe S., Lithner G. och Borg H. (2009) Utvärdering av användbarheten av BLM i svenska vatten. ITM rapport 186.
- Kim S.K. och Kannan K. (2007) Perfluorinated acids in air, rain, snow, surface runoff and lakes. *Environ. Sci. Technol.* 41, 8328-8334.
- KLIF (2012) Utkast til Bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota. Rapport TA 3001.
- Ishaq R. (2011) Miljögifter i avloppsslam. Produktion, användning och halter i slam från tillståndspliktiga avloppsreningsverk i Stockholms län 1981-2009. Länsstyrelsen i Stockholms län, 2011-01-19.
- Larm T. och Pirard J (2010) Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten.
- Linderöth M., Hansson T., Liewenborg B., Sundberg H., Noaksson E., Hanson M., Zebühr Y. och Balk L. (2006) Basic physiological biomarkers in adult female perch

- (*Perca fluviatilis*) in a chronically polluted gradient in the Stockholm recipient (Sweden). *Marine. Poll. Bull.* 53, 437-450.
- Lithner G., Holm K. och Ekström C. 2003 Metaller och organiska mjögifter i vattenlevande organismer och deras miljö i Stockholm 2001 ITM Rapport 108.
- Naturvårdsverket (2000) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och Vattendrag. Rapport 4913.
- Naturvårdsverket (2008) Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen - Stöd till vattenmyndigheterna vid statusklassificering och fastställande av MKN. Rapport 5799.
- NFS (2006:1) Naturvårdsverkets föreskrifter om kartläggning och analys av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.
- Palm Cousins A., Jönsson A. och Iverfeldt Å. (2009) Testing the biotic ligand model for Swedish surface water conditions. IVL Rapport B1858.
- Pettersson M. och Wahlberg C. (2010) Övervakning av prioriterade ämnen i vatten och slam från avloppsreningsverk i Stockholm. SVU 2010-02.
- Rahmberg M., Junestedt C. och Sternbeck J. (2004) Har belastningen av metaller, PAH eller PCB i Stockholms vattendrag förändrats under perioden 1997-2002? IVL Rapport B1582.
- Rauch S. (2007) Trace elements in Stockholm sediments. Nya gifter nya Verktyg. Stockholm stad.
- SLU (2009) Bakgrundshalter av metaller i Svenska inlands- och kustvatten. SLU rapport 2009:12.
- Sollentuna kommun, 2012. Fiskprovtagning – resultat av analyser av kvicksilver och miljögifter i abborre från Edsviken och Norrviken 2011/2012.
- Sternbeck J., Sjödin Å. och Andréasson K. (2001) Spridning av metaller från vägtrafik IVL Rapport B1431.
- Sternbeck, J. & Östlund, P. (2001) Metals in sediments from the Stockholm region: Geographical pollution patterns and time trends. – *Wat. Air Soil Pollut. Focus* 1: 151-165.
- Sternbeck, J., Brorström-Lundén, E., Remberger, M., Kaj, L., Palm, A., Junedahl, E. & Cato, I. (2003) WFD Priority substances in sediments from Stockholm and the Svealand coastal region. – IVL-Rapport B 1538.
- Sternbeck J., Furusjö E. och Palm A. (2004) Vägtrafikens bidrag till PM10 och metaller vid tätorts- och landsvägskörning. IVL rapport B 1598.
- Stockholm Vatten (2013) Miljörapport 2013.

Uppdragsnr: 10201107		
Daterad: 2014-10-02	Status: Slutrapport	

Sörme L., Bergbäck B. och Lohm U. (2001) Goods in the anthroposphere as a metal emission source. *Wat. Air Soil Pollut. Focus* 1, 213-227.

Van Metre P.C., Mahler B.J. och Furlong E.T. (2003) Urban sprawl leaves its PAH signature. *Environ. Sci. Technol.*, 34, 4064–4070.

WSP (2008) Underlag till program för miljögiftsövervakning i Stockholms sjöar och vattendrag. 2008-04-22. Rapport till Stockholms Miljöförvaltning.

Östlund, P., Sternbeck, J. & Brorström-Lundén, E., 1998. Metaller, PAH, PCB och total-kolväten i sediment runt Stockholm – flöden och halter. – IVL Rapport B 1297, Stockholm.

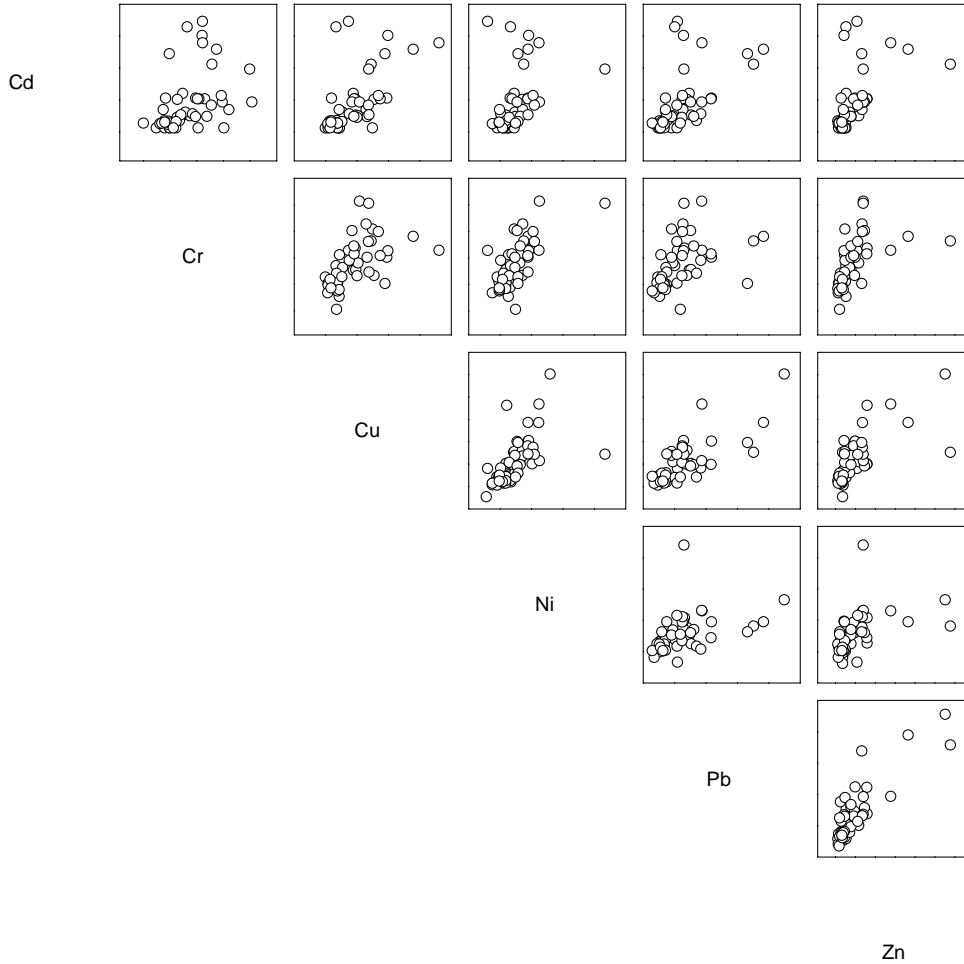
WSP, 2 oktober 2014

John Sternbeck

Mats Allmyr

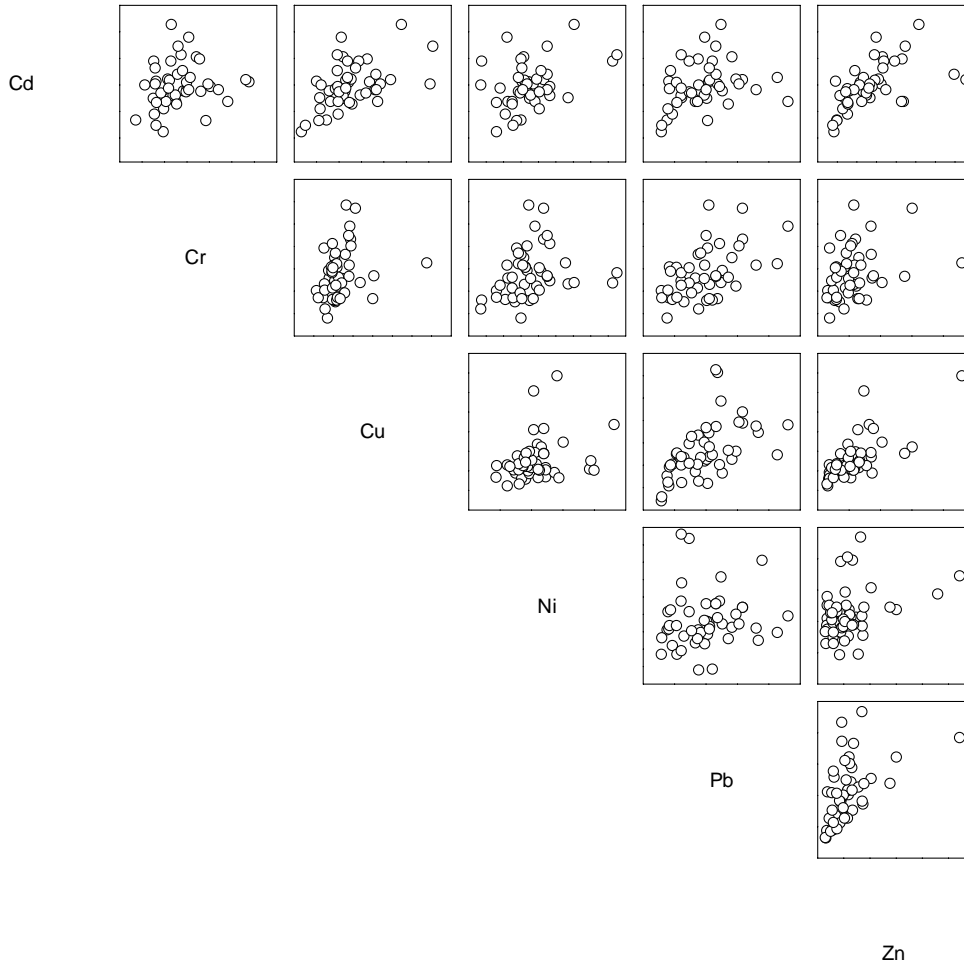
## Bilaga 1

### Korrelationsdiagram för halter av olika metaller vid Drevviken





### Korrelationsdiagram för halter av olika metaller vid Årstaviken



### Korrelationsdiagram för halter av olika metaller vid Blockhusudden

