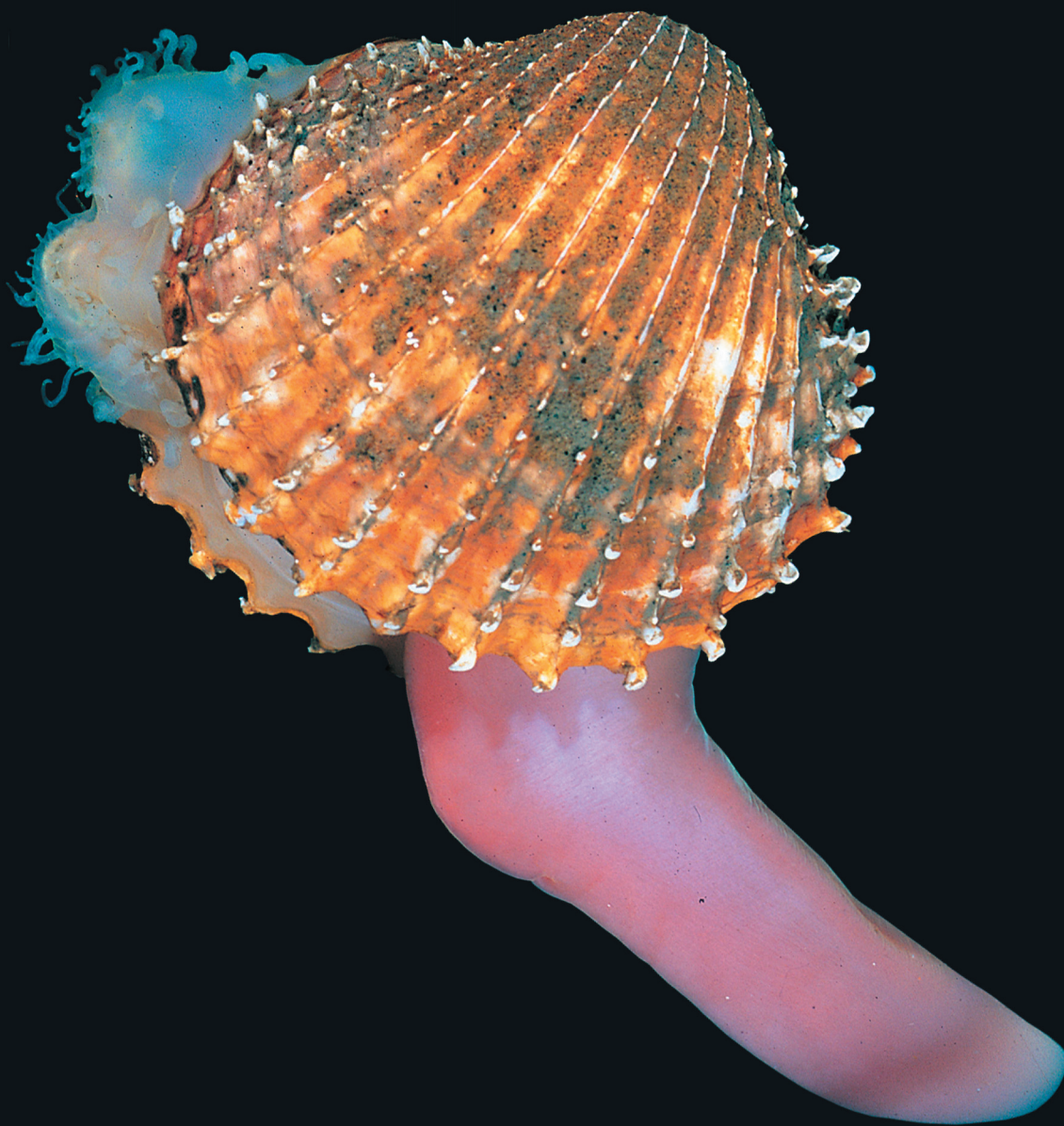


KUSTKONTROLLPROGRAM FÖR HELSINGBORG ÅRSRAPPORT 2004



Peter Göransson, Lena Börjesson & Magnus Karlsson
Miljönämnden i Helsingborg 2005



HELSINGBORG

KUSTKONTROLLPROGRAM FÖR HELSINGBORG ÅRSRAPPORT 2004

Peter Göransson, Lena Börjesson & Magnus Karlsson
Miljönämnden i Helsingborg 2005

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING.....	3
INLEDNING.....	4
METODIK.....	5
RESULTAT OCH DISKUSSION.....	8
BOTTENFAUNA.....	8
Total antal arter.....	8
Total individtäthet.....	9
Total biomassa.....	12
Likheter mellan stationer 2004, Klusteranalys och MDS	16
Diversitetsindex.....	20
Artsammansättning.....	21
De amerikanska havsborstmasken <i>Marenzelleria viridis</i>	23
Faunastruktur: förhållande till bottenytan, känslighet för syrebrist, salthaltstålighet.....	23
<i>Terebellides stroemi</i> och <i>Hydrobia ulvae</i> – två indikatorarter.....	26
Tillståndsklassning, modifiering av Öresundsvattensamarbetets miljömål.....	29
REDOXPOTENTIAL I SEDIMENT	33
ORGANISK HALT OCH NÄRINGSÄMNINGEN I SEDIMENT.....	36
Öresund.....	36
Våtmarker och dagvattendammar.....	39
METALLER	41
Sediment i Öresund.....	41
Avvikelseklassning enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.....	50
Sediment i våtmarker och dagvattendammar.....	52
Avvikelseklassning enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.....	58
Effektgränser för metaller i sediment.....	59
Blåmusslor <i>Mytilus edulis</i>	59
Avvikelseklassning enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.....	69
ORGANISKA MILJÖGIFTER	70
Sediment i Öresund.....	70
Tillståndsklassning enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.....	72
Sediment i våtmarker och dagvattendammar.....	73
Effektgränser för organiska miljögifter i musslor.....	74
Blåmusslor <i>Mytilus edulis</i>	75
Organiska tennföreningar i musslor.....	81
SLUTORD.....	82
REFERENSER.....	83

HELSINGBORGS KUSTKONTROLLPROGRAM

Årsrapport 2004

SAMMANFATTNING

Många traditionella miljögifter som tungmetaller och organiska klorföreningar minskar långsiktigt både i blåmusslor och sediment vilket troligen beror både på lokala och storskaliga miljöåtgärder. Under perioden 1995/98-2004 minskar framförallt kadmium, koppar, HCB, PCB och DDT på många platser.

Haltnivån av kvicksilver och bly i sediment har dock ökat och är fortfarande genomgående mycket hög för HCB och PCB. DDT-halten var kraftigt förhöjd i Råå hamn. Halterna av tenn, bly och koppar i blåmusslor var mycket höga i Råå Hamn. Nickelhalten var mycket hög utanför Råå hamn. Kopparhalten var mycket hög i Kopparverkshamnen. Zink, kobolt, krom och arsenik kunde inte klassas enligt Naturvårdsverkets normer, men jämförelsevis höga halter av zink indikerar att detta element är ett lokalt problem.

Organiska tennföreningar verkar för första gången att minska i området men en mycket hög halt uppmättes i blåmusslor från Råå hamn under 2004. Förbudet i bottenfärger för mindre båtar har troligen haft viss verkan men substanserna används troligen fortfarande.

Biologiska effektgränser i sediment överskreds för arsenik (1 station), bly (5 stationer), zink (3 stationer), koppar (2 stationer) kvicksilver (flertalet stationer i Öresund) och PCB (Åttekulla).

På två stationer i Öresund och en station i Råån minskade fosforhalten i sediment under perioden 1995-2004. Kvävenivån var däremot relativt oförändrad under perioden.

Bottenfaunan på 12-14 meters djup har inte förändrats väsentligt sedan 2003. De flesta stationerna domineras av arter som karakteriserar påverkade tillstånd, medan representationen för arter som betecknar goda tillstånd är genomgående låg. För perioden 1995/96-2004 kan konstateras minskande trender för andel arter som tål låg salthalt (2 stationer), minskande trend i förekomst av *Terebellides stroemi* (1 station) och minskande trend i förekomst av *Hydrobia cf ulvae* (1 station). För tre stationer av tretton var de oxiderade förhållandena i sedimentet mycket otillfredsställande för faunan och reducerande förhållanden uppmättes mindre än 1 centimeter under sedimentytan. Individtätheten och biomassan minskar långsiktigt i hela området.

På de djupa bottarna omkring 30 meters djup och i det marina reservatet vid Knähaken uppmärksammades inga större förändringar under 2004.

Den amerikanska havsborstmasken *Marenzelleria viridis*, som upptäcktes längs helsingborgskusten 2002, återfanns på fler lokaler under 2004.

INLEDNING

Kustkontrollprogrammet för Helsingborg startade 1995 med syftet att dokumentera det lokala tillståndet i Öresund. Denna dokumentation har sedan dess skett fortlöpande med provtagningar både vår och höst. Programmet har framförallt fokuserats på två stora miljöproblem, övergödningen som beror på att för mycket näringsämnen tillförs havet och miljögifterna, som inte alls borde användas. Havsbottnarna är slutstationerna för de kemikalier som vi hanterar på land. Undersökningarna sker därför huvudsakligen på bottnarnas bofasta innevånare, bottendjuret. Som komplement sker mätningar av redoxpotential i bottensedimenten som ger ett mått på syretillgången i botten. Kraftig övergödning kan nämligen ge upphov till syrebrist som får effekter på fiskar och bottendjur. Miljögifter analyseras framförallt i bottendjur men även i sediment. Hydrografiska undersökningar utförs endast undantagsvis eftersom det skulle krävas dagliga mätningar för att spegla förhållandena i Öresund med dess ständiga fluktuationer. Abiotiska faktorer som syrehalt, temperatur och salthalt i vattenmassan har dock stor betydelse för hur miljöförhållandena utvecklas. Tonvikten har alltså lagts på biologiska variabler som sammanfattar utvecklingen under en längre tidsperiod, medan mätning av abiotiska faktorer snarare ger en bild av momentana förhållanden.

För att så småningom kunna skilja naturliga variationer från onaturliga, som inducerats av människan, krävs långa tidsserier av jämförbara data. Öresund ligger mitt i ett kraftigt urbaniserat område och har fungerat som recipient både för gödningsämnen från åkermark och avloppsvatten från industrier och samhällen i Danmark och Sverige. Miljökonsekvenserna har inte alltid varit tydliga och detta kan delvis bero på att undersökningsmetoderna varit bristfälliga och att undersökningarna skett sporadiskt. Utspädningen och de starka strömmarna kan också ha dolt effekterna. Men kanske är det så att de stora problemen uppstår utanför själva utsläppsområdet. På det sättet påverkas vår kust diffust, både av lokala och främmande föroreningar samtidigt som våra egna föroreningar hamnar någon annanstans.

Många stora och små åtgärder kan därför bidra till att förbättra miljöförhållandena. Restaurering av våtmarker pågår i liten skala på ett flertal platser både i och utanför Sverige och samtidigt blir industrierna allt bättre på att minska sina utsläpp. Erfarenheterna från ”småskaliga” projekt kan appliceras till större projekt som i förlängningen leder till globala förbättringar. I detta perspektiv har Helsingborgs miljökontor sedan 1991 anlagt ett 60-tal våtmarker längs Råån och Vegeån.

Sedan kustkontrollprogrammets början 1995 har en förändring i metodik genomförts av praktiska skäl. Från och med 1997 tas 10 bottenfaunaprover på varje station (provtagningsplats) med Haps-corer vars provtagningsyta uppgår till ungefär en hundradels m². Under de föregående åren, 1995 och 1996, togs 3 prover på varje station med Aberdeenhuggare (Smith-McIntyre) vars provtagningsyta motsvarar en tiondels m². Detta innebär att full jämförbarhet inte uppnås mellan perioderna 1995-96 och 1997-2004. Ett flertal stationer har tillkommit sedan programmet startade och redan 1996 påbörjades ett samarbete med Kemira Kemi AB som innebar att ett flertal stationer infördes i närheten av industrin. Under 1999 togs prover på två stationer utanför Höganäs vilket var ett tillfälligt samarbete med miljönämnden i Höganäs. Under 2000 togs sedimentprover i Helsingborgs hamnbassänger vilket utfördes i samarbete med Helsingborgs Hamn AB och detta samarbete utökades 2001 med provtagning på fler stationer, både på sediment och blåmusslor.

Kustkontrollprogrammet finansieras regelbundet av Miljönämnden i Helsingborgs stad och Kemira Kemi AB. Från och med 2004 bidrar också Tekniska nämnden i Helsingborg. Under 1999 bidrog Miljönämnden i Höganäs och under 2000 och 2001 Helsingborgs Hamn AB.

METODIK

BOTTENFAUNA

Provtagning har skett med undersökningsfartyget Sabella. Stationerna är valda för att likna varandra så mycket som möjligt med tanke på djup (12-14m) och bottenstrat (lerig silt-finsand). Positionsbestämning har gjorts med D-GPS satellitnavigator vilket innebär en största avvikelse på ca 15 m. De stationer som besöks årligen är REN, RES, SYH, F23 och stationer med prefix R och KE före ett värde som anger avståndet i kilometer till Råå hamn (Rååns mynning) och Kopparverkshamnen (KE) som numera kallas Bulkhamnen. Två djupa (28 m) stationer utanför Helsingborg, P4 (Knähaken) och HA (*Haploops*), som införlivades i programmet 2000, besöktes även under hösten 2004. De senare proverna har endast besiktigats och har arkiverats för att analyseras noggrannare senare. Stationernas belägenhet framgår av figur 1.

Provtagningarna har, liksom 1997-2003 (Karlsson & Göransson 1999, Göransson & Karlsson 2000, Göransson, Karlsson & Börjesson 2001, Göransson, Karlsson & Börjesson 2002 och Göransson, Karlsson & Börjesson 2003), skett två gånger under året, i april och oktober/november. På varje station togs tio faunaprover med Haps-corer med 125 mm: s rördiameter. Proverna sållades i 1.0 mm såll och konserverades i 95 % etanol. På laboratorium artbestämdes och räknades faunan under preparermikroskop. Alla taxa (arter och systematiska grupper) vägdes som våtvikt efter avtorkning mot läskpapper. Längdmätning har skett på havsborstmasken *Terebellides stroemi* och musslorna *Macoma balthica* och *Abra alba*. Efter analys konserverades djuren i 80 % etanol och transporterades till Zoologiska Museet i Lund, där de förvaras i ett miljöarkiv.

Utvärdering sker både med MDS-ordination och klusteranalys på dubbelrottransformerade data och Bray-Curtis likhetskoefficient enligt PRIMER (Clark & Warwick 1994) och med variansanalys (ANOVA) samt med avseende på förslag till operationella miljömål för bottenfaunan i Öresund (Göransson 1999b). Vid utvärderingen ligger tonvikten på antalet arter och artsammansättningen eftersom den totala individtätheten och biomassan starkt beror på förekomsten av två arter, tusensnäckan *Hydrobia cf. ulvae* och blåmusslan *Mytilus edulis*.

REDOXPOTENTIAL

Redoxpotential uppmättes både under våren och under hösten. Mätningarna gjordes horisontellt på två skilda bottenprover från varje station, från sedimentytan och på varje centimeter ner till ca 8 centimeters djup i sedimentet. Metodiken följde rekommendationer som utarbetats vid interkalibrering för bottenfauna längs svenska västkusten 1994.

MILJÖGIFTER

Analys av miljögifter har utförts på utvalda bottenfaunastationer och ett antal övriga kompletterande stationer. De kompletterande stationerna KEC, KED, KEH, KEK, KEL, KNÄ och REX ingår i specialundersökningar av Kopparverkshamnen och station VÅH avser Västhamnen. Av dessa besöks KEC varje år. Stationer i Helsingborgs hamnbassänger som provtogs 2000 och 2001 har enbart sifferbeteckning (1-17).

I oktober/november 2004 togs, liksom under tidigare år, två sedimentprov med Haps-corer, cylinderdiameter 125 mm. Ytsedimentet (0-1 cm) skrapades av med hjälp av skiktapparat och frystes omedelbart ombord på undersökningsfartyget. Sedimentprover togs dessutom i tre våtmarker längs Råån (Fig. 2). De senare proverna togs med rörprovtagare (diameter 68 mm). På varje station togs två prover av ytsedimentet (0-1 cm). Proverna analyserades på kväve, fosfor, metaller och organiska miljögifter. Sedimentproverna uppslöts enligt Svensk standard för sediment. Metallanalyserna utfördes med ICP AES för de flesta elementen. Arsenik- och tennhalten bestämdes däremot med AAS-hydridteknik och kvicksilverhalten bestämdes med ångteknik och AAS. Kväve analyserades enligt Kjeldahl-metoden.

Vid höstprovtagningen togs även blåmusslor *Mytilus edulis* för analys av miljögifter. På de flesta stationerna togs minst 50 blåmusslor enligt tidigare metodik (Göransson & Karlsson 1995, OSPARCOM 1990). På stationerna SYH, KEC och RÅH hölls musslorna i luftade akvarier under 24 timmar före analysen (Anon.1995). Metaller och näringsämnen analyserades av Växtekologiska avdelningen, Lunds Universitet. Organiska miljögifter i musslor och sediment samt tennorganiska föreningar i blåmusslor analyserades av GBA i Tyskland.



Fig. 1. Stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2004. Stationerna HÖN och HÖS, inom Höganäs kommun, redovisas ej.

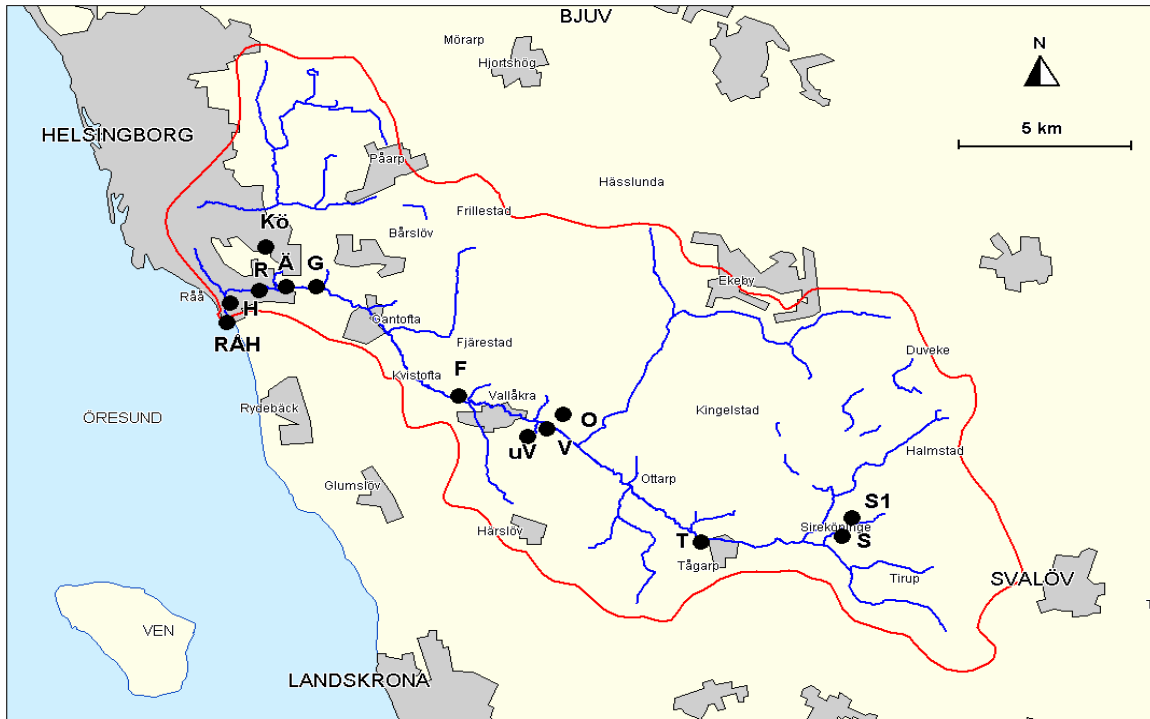


Fig. 2. Provpunkter för sedimentprovtagning i våtmarker längs Råån. Skala 1: 200 000

Enskilda stationer

Ingen av de 13 stationerna förändras statistiskt signifikant avseende det totala antalet taxa för hela perioden 1996-2004 (linjär regression).

Mellan stationerna finns däremot statistiskt signifikanta skillnader som visar att olika förhållanden råder på relativt närbelägna platser (Tab. 3). Mest skiljer sig station KE från de övriga, med färre arter. Station F23 har däremot oftast högre antal arter än flertalet andra stationer.

Tab.3. Signifikanta skillnader vid jämförelser av det totala antalet taxa för enskilda stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1996-2004. Envägs ANOVA RM (Student-Newman-Keuls Method).

	REN	RES	SYH	F23	KE	KE0.2	KE0.5	KE1.5	R0.4	R0.5	R1	R2	R3
REN			<0,001	0,001	<0,001	<0,001	0,020						
RES			<0,001		<0,001	0,013	<0,001	0,010	0,012	<0,001	0,007		
SYH				<0,001	0,023	0,003		0,005	0,005	0,036	0,007	<0,001	<0,001
F23					<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,001	
KE						<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
KE0.2													0,009
KE0.5												0,020	<0,001
KE1.5													0,005
R0.4													0,006
R0.5													<0,001
R1													0,004
R2													
R3													

Total individtätethet

Hela området

I tabell 4 redovisas den totala individtätetheten 1995-2004.

Tabell 4. Total individtätethet (individer/m²) på Helsingborgs kustkontrollprogramms stationer 1995-2004. Under 1995 och 1996 togs tre prover med Aberdeenuggare. 1997 och framåt togs 10 prover med Haps-corer.

ind/m ²	apr-95	nov-95	apr-96	okt-96	apr-97	nov-97	apr-98	okt-98	apr-99	okt-99	apr-00	okt-00	apr-01	okt-01	apr-02	okt-02	apr-03	nov-03	apr-04	okt-04
REN	-	-	-	6973	5536	6408	5024	5424	6360	7296	2408	14328	13320	5472	6184	9560	5336	12128	2704	3280
RES	-	-	-	42480	11856	8792	1696	6752	12536	8288	9792	12968	13696	12800	12832	9424	11888	5712	7688	3696
SYH	-	-	-	-	-	2320	1088	1184	888	4288	2584	2480	488	280	464	1736	4104	960	248	200
F23	-	-	-	4820	2024	7008	1768	1896	2736	3136	2568	9432	4264	2584	1896	6296	6416	3360	3224	3968
KE	-	-	-	607	3016	4232	1904	6896	3104	752	888	2776	3136	1888	2792	696	1936	1176	1592	928
KE02	-	-	-	19274	6328	26760	11032	10240	8552	5840	8648	10120	9120	7312	6360	8336	17888	6424	6176	5128
KE05	-	-	-	4583	1448	5656	1560	2464	3232	1896	2936	7008	2872	2432	1824	2984	3608	1496	1296	2088
KE15	-	-	-	1833	3016	4184	1992	5208	848	2360	1424	2680	2104	1592	1880	896	2264	1176	1360	1240
R04	-	-	-	19506	-	5384	3512	8920	800	1792	760	2776	1432	3712	3256	1520	4592	984	1656	936
R05	2373	2367	1680	2820	2832	4496	2176	2048	352	2816	704	1488	5656	3624	808	1424	2480	1552	1136	576
R1	2253	2350	1420	4170	2360	2752	1264	728	704	1416	1152	2536	1776	2464	888	2080	1576	1176	1928	2992
R2	2137	2676	1880	3577	3136	4272	1536	760	440	3792	1408	2000	1656	936	1112	1992	2008	2176	2328	3960
R3	-	-	-	3293	11520	6680	3000	2064	2416	4696	3328	3624	1856	3720	1776	2704	3200	1784	1992	1552
R4	2190	4383	2163	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Medelv	2238	2944	1786	9495	4825	6841	2889	4199	3305	3721	2969	5709	4721	3755	3236	3819	5177	3085	2564	2350

För hela området minskar individtätetheten signifikant för perioden 1996-2004, då samma stationer undersöktes (Fig. 3).

HELA OMRÅDET

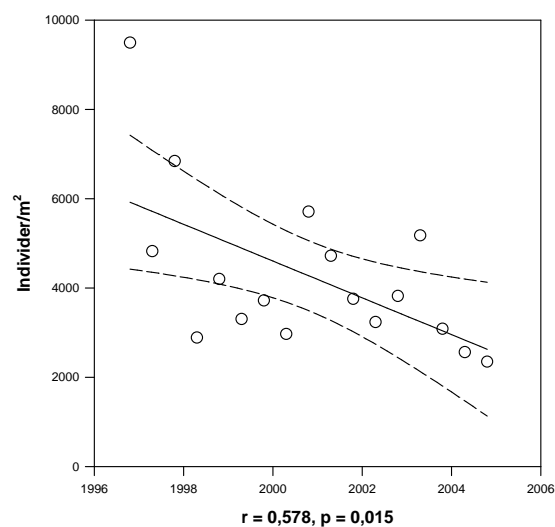


Fig.3. Utvecklingen av den totala individtäheten för hela undersökningsområdet inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1996-2004. Linjär regression.

För hela området finns också statistiskt signifikanta skillnader framförallt mellan höstarna 1996, 1997 samt 2000 och övriga år. Genomgående högre individtäheter påträffades i proverna från höstarna 1996, 1997 samt 2000 än under de övriga åren (Tab. 5).

Tab.5. Signifikanta skillnader (markerade med kryss) vid jämförelser av individtäheten i hela området vid olika tidpunkter inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1996-2004. Envägs ANOVA RM (Student-Newman-Keuls Method). V = Vår, H= Höst.

	H96	V97	H97	V98	H98	V99	H99	V00	H00	V01	H01	V02	H02	V03	H03	V04	H04
H96		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
V97			X						X								
H97				X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	
V98									X								
H98																	
V99									X								
H99									X								
V00									X								
H00										X	X	X	X	X	X	X	X
V01																	
H01																	
V02																	
H02																	
V03																	
H03																	
V04																	
H04																	

Enskilda stationer

Extremvärden, både mycket låga och mycket höga individtäheter har tidvis noterats på stationerna KE, SYH, R0.5, R1 och R2 (mycket låga värden) samt stationerna REN, RES, KE0.2 och R0.4 (mycket höga värden). Individtäheten varierar på ett komplicerat sätt med den organiska belastningen och antar extremvärden vid

Total biomassa

Hela området

I tabell 7 redovisas den totala biomassan exklusive blåmusslor 1995-2004. Blåmusslorna har exkluderats därför att de förekommer fläckvis och får ett stort genomslag i den totala biomassan.

Tabell 7. Total biomassa exklusive blåmusslor *M. edulis* (g/m²) på Helsingborgs kustkontrollprogramms stationer 1995-2004. Under 1995 och 1996 togs tre prover med Aberdeenhuggare. 1997 och framåt togs 10 prover med Haps-corer.

biomassa/m2	apr-95	nov-95	apr-96	okt-96	apr-97	nov-97	apr-98	okt-98	apr-99	okt-99	apr-00	okt-00	apr-01	okt-01	apr-02	okt-02	apr-03	nov-03	apr-04	okt-04
REN	-	-	-	62,55	54,10	40,21	45,71	49,46	34,46	30,18	34,26	77,98	40,54	29,49	24,70	46,93	37,16	62,50	28,22	28,04
RES	-	-	-	233,79	65,22	95,42	21,00	31,45	55,23	106,61	35,98	145,30	40,54	35,09	58,26	38,37	84,21	25,54	81,42	25,82
SYH	-	-	-	-	-	50,82	96,25	19,14	14,29	43,74	58,36	35,48	5,85	5,63	15,97	25,26	38,70	16,41	13,55	4,94
F23	-	-	-	124,82	150,95	180,50	40,51	33,05	318,95	24,78	50,40	134,42	67,95	59,30	67,20	132,43	29,96	87,50	164,32	130,88
KE	-	-	-	5,47	18,70	43,54	15,10	50,52	28,23	10,81	14,51	33,10	28,62	26,68	32,68	10,70	33,12	9,06	25,78	14,18
KE02	-	-	-	92,64	36,69	119,15	76,46	121,05	26,80	30,23	37,74	52,22	57,74	43,31	35,29	34,35	63,70	25,89	39,42	43,02
KE05	-	-	-	50,19	36,38	38,00	15,11	59,90	27,96	476,03	39,50	77,35	28,28	42,24	20,51	38,49	13,16	27,12	47,49	18,26
KE15	-	-	-	29,60	40,02	75,38	50,48	13,55	15,31	55,24	26,20	24,11	53,24	34,00	29,64	5,79	50,52	63,92	18,66	13,56
R04	-	-	-	123,55	42,09	24,47	36,65	20,46	18,92	21,54	16,33	59,62	35,68	31,56	13,85	25,22	18,48	19,24	32,35	
R05	70,91	128,45	63,89	62,35	46,43	60,55	96,63	7,07	2,71	30,40	93,08	27,90	29,70	29,11	9,71	16,88	24,86	10,81	17,77	3,47
R1	79,98	89,31	42,48	61,38	36,37	58,82	27,22	22,44	6,67	14,51	34,70	25,62	23,39	30,00	17,62	12,17	17,09	22,29	18,54	31,17
R2	41,87	56,72	39,06	78,55	59,22	61,62	25,84	20,22	4,52	32,60	14,13	20,85	42,06	21,60	8,90	16,59	14,05	19,28	25,69	36,59
R3	-	-	-	91,46	58,60	140,03	58,82	13,98	16,88	28,46	21,74	40,90	15,34	25,31	16,26	23,47	22,57	146,46	28,17	32,46
Medelv	192,76	274,48	145,43	283,73	200,62	321,02	208,52	63,71	30,78	105,97	163,65	115,27	110,49	106,02	52,50	69,11	78,56	198,83	90,17	103,69

För hela området minskar biomassan exklusive blåmusslor statistiskt signifikant för perioden 1996-2004, då samma stationer undersöktes (Fig. 5).

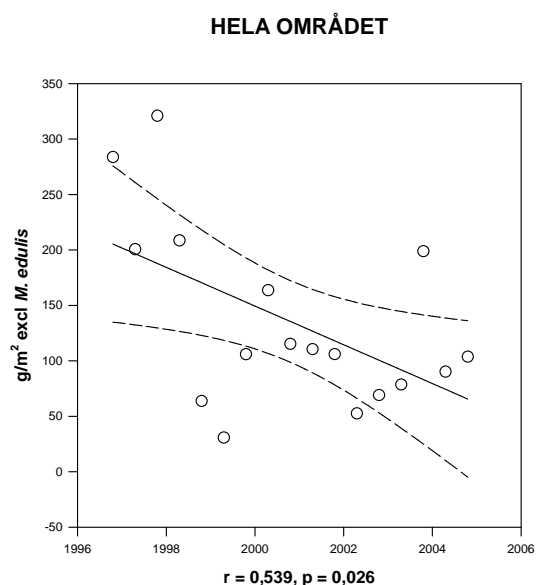


Fig.5. Utvecklingen av den totala biomassan exklusive blåmusslor för hela undersökningsområdet inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1996-2004. Linjär regression.

Det finns endast ett fåtal statistiskt signifikanta skillnader avseende den totala biomassan mellan olika tidpunkter för hela området 1996-2004 (Tab. 8). Framförallt skiljer sig hösten 1997 med signifikant högre biomassa jämfört med flera övriga år.

Tab. 8. Signifikanta skillnader (markerade med kryss) vid jämförelser av totala biomassan exklusive blåmusslor i hela området vid olika tidpunkter inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1996-2004. Envägs ANOVA RM (Student-Newman-Keuls Method). V = Vår, H= Höst.

	H96	V97	H97	V98	H98	V99	H99	V00	H00	V01	H01	V02	H02	V03	H03	V04	H04
H96													X				
V97																	
H97						X						X	X				X
V98																	
H98																	
V99																	
H99																	
V00																	
H00																	
V01																	
H01																	
V02																	
H02																	
V03																	
H03																	
V04																	
H04																	

Enskilda stationer

Genomgående låga biomassor har under hela perioden 1996-2004 noterats på stationerna KE, och SYH. Detta beror sannolikt på närheten till belastningskällor och hög organisk belastning.

Den totala biomassan exklusive blåmusslor minskar på de 5 stationerna KE0.2, R0.5, R1, R2 och SYH under perioden 1996/97-2004 (Fig. 6).

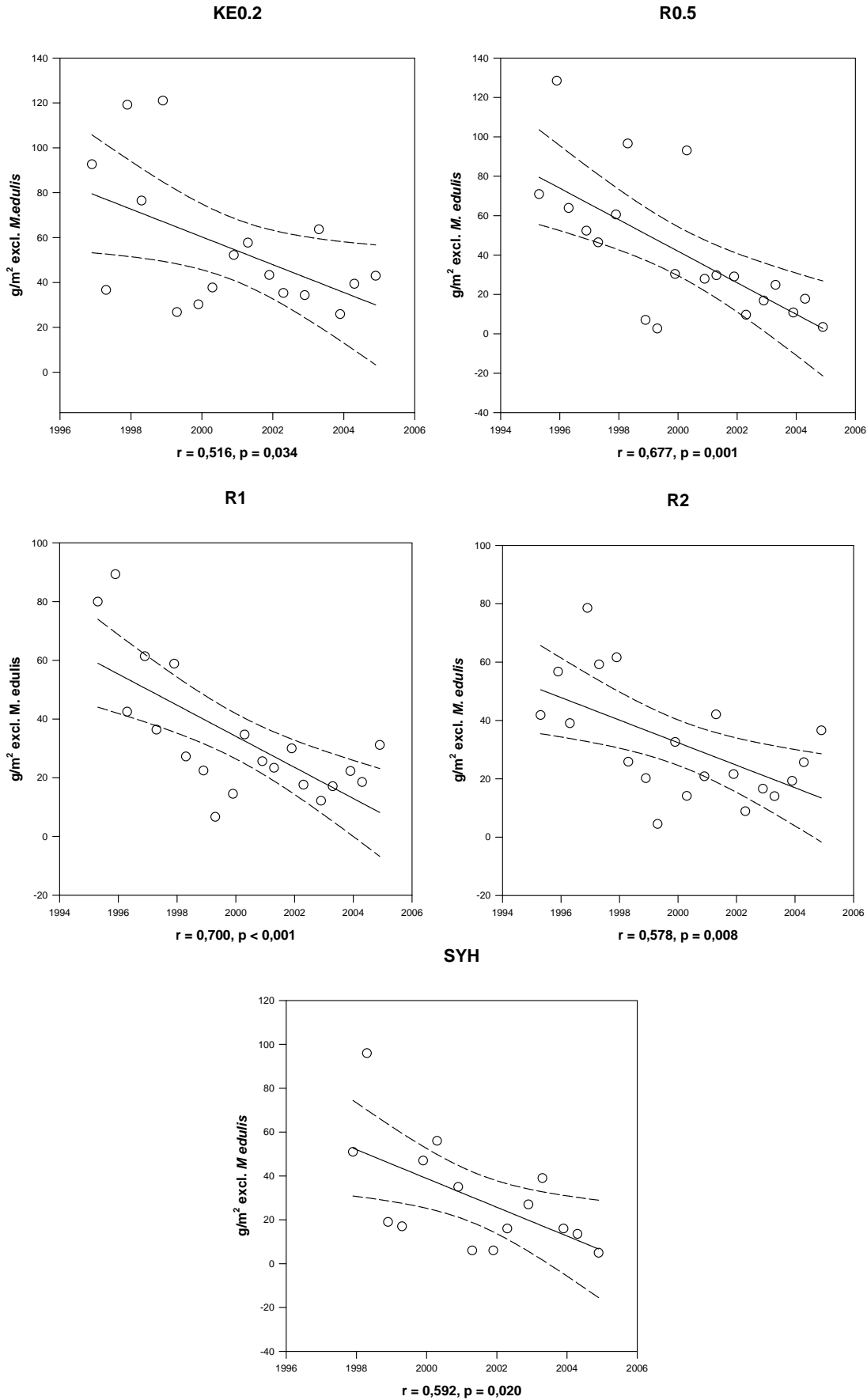


Fig.6. Utvecklingen av den totala biomassen exklusive blåmusslor *Mytilus edulis* för stationerna KE0.2, R0.5, R1 och R2 inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995/1996-2004. Linjär regression.

Mellan stationerna finns också statistiskt signifikanta skillnader som visar att olika förhållanden råder på relativt närbelägna platser (Tab. 9). Mest skiljer sig stationerna RES, F23 och KE0.2 med högre biomassor från flertalet andra stationer.

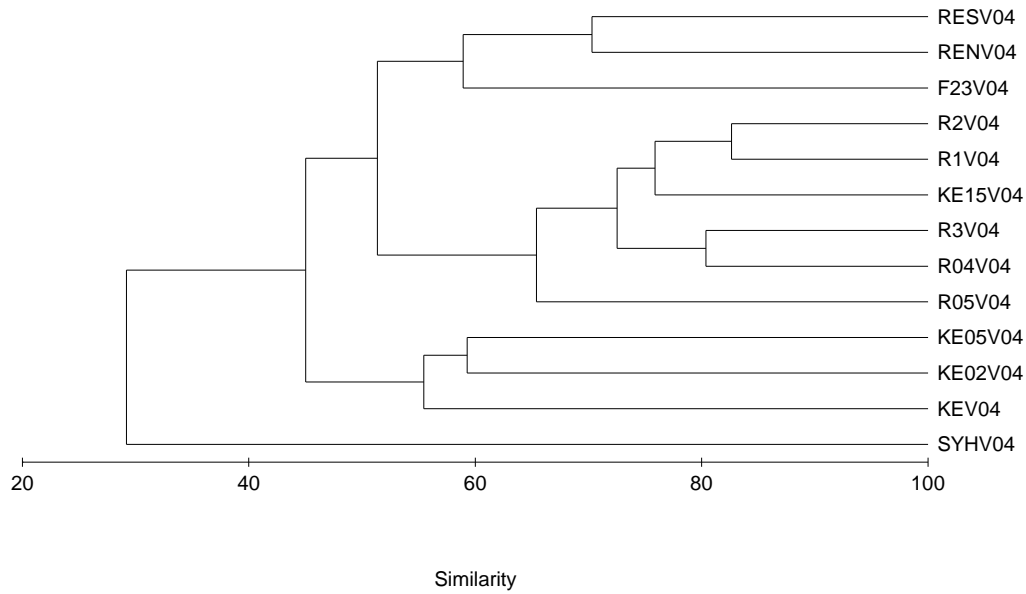
Tab. 9. Signifikanta skillnader vid jämförelser av den totala biomassan exklusive blåmusslor *M. edulis* för enskilda stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1996-2004. Envägs ANOVA RM.

	REN	RES	SYH	F23	KE	KE0.2	KE0.5	KE1.5	R0.4	R0.5	R1	R2	R3
REN		X		X		X							
RES			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
SYH				X		X							
F23					X	X	X	X	X	X	X	X	X
KE						X							
KE0.2							X	X	X	X	X	X	X
KE0.5													
KE1.5													
R0.4													
R0.5													
R1													
R2													
R3													

Likheter mellan stationer 2003, klusteranalys och MDS

Resultaten har också utvärderats med klusteranalys och icke metrisk MDS ordination, som sammantaget ger en bild av likheter mellan stationer. Analyserna har utförts både på data för individtäthet och biomassa. MDS ordination ger inget kvantitativt metriskt mått på skillnader i det erhållna diagrammet och jämförelser kan endast göras med relativa mått inom figurerna. Jämte MDS-plottarna har klusterdiagram baserade på Bray-Curtis likhetskoefficient lagts in för att vidimera tolkningen av resultaten. Likhetskoefficienten ger ett sammanvägt mått på hur lika observationerna är avseende artsammansättning och individtäthet. Stress, som anges i MDS-plottarna, är ett mått på MDS-diagrammens tolkbarhet. Stress <0,05 anses ge en mycket bra representation utan förväntad feltolkning medan stress <0,1 ger en bra representation utan förväntad feltolkning. Stress <0,2 ger endast en potentiellt användbar bild och detaljer bör tolkas med skepsis. Stress >0,3 indikerar däremot att punkterna i diagrammet är mer eller mindre slumpmässigt placerade.

Under 2004 (Fig. 7-10) var resultaten tämligen lika för biomassan under våren och hösten men däremot olika för individtätheten under de båda årstiderna. Stress omkring 0,1 innebär att plottarna bör ge en någorlunda bra representation av resultaten. Stationerna i området söder om Råån var inbördes mest lika genomgående. Likheter mellan individtätheterna för stationerna minskade genomgående mellan våren och hösten. Stationerna SYH och KE var mest olika de övriga stationerna för båda variablerna och årstiderna och resultaten från dessa stationer kan betraktas som ytterligheter. De båda stationerna utanför reningsverket uppvisade stor likhet i resultat vilket även varit fallet tidigare. Sammantalet var alltså stationerna under 2004, som tidigare år, i stora drag tämligen lika inom geografiska områden. Man kan tolka detta som om olika miljöförhållanden råder på olika platser. En eller flera påverkansfaktorer verkar på olika sätt på dessa platser.



Likhet mellan stationer avseende biomassa (g/m²), våren 2004

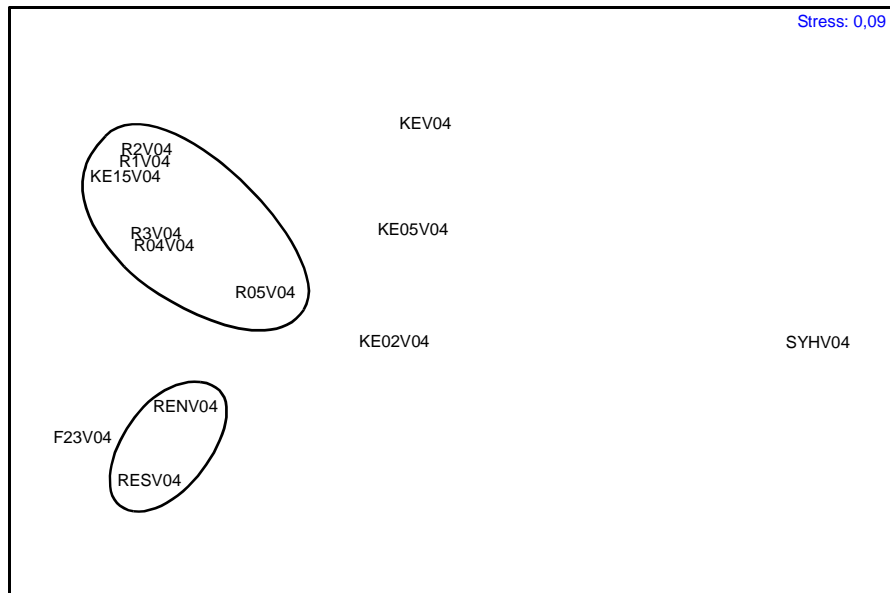
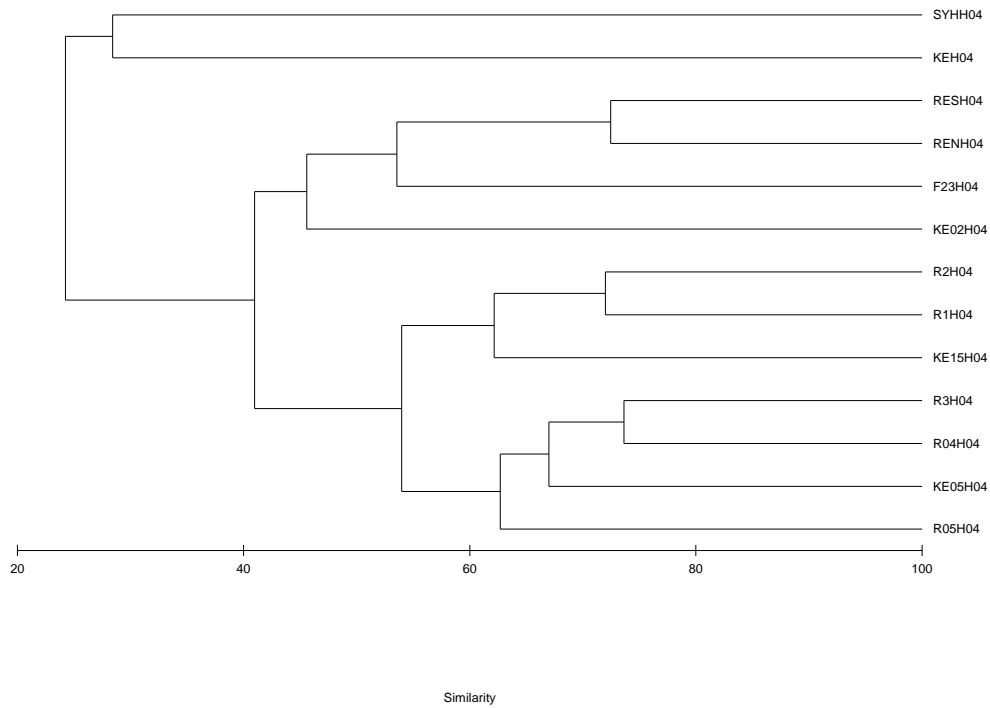


Fig. 7. Likheter mellan Helsingborgs kustkontrollprogramms stationer avseende biomassan under våren 2004. Överst klusteranalys och nederst MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data). Inringade grupper av stationer uppvisar inbördes större likhet än 60 %. Stress <0, 1 ger bra representation utan förväntad feltolkning. Stress <0, 2 innebär att detaljer bör tolkas med skepsis. Stress >0,3 innebär slumpmässigt placerade punkter.



Likhet mellan stationer avseende biomassa (g/m²), hösten 2004

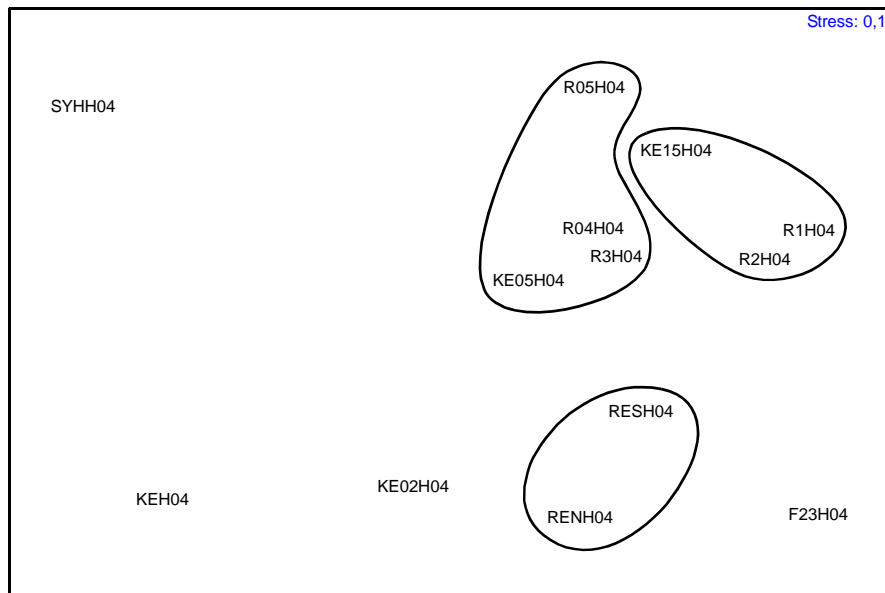
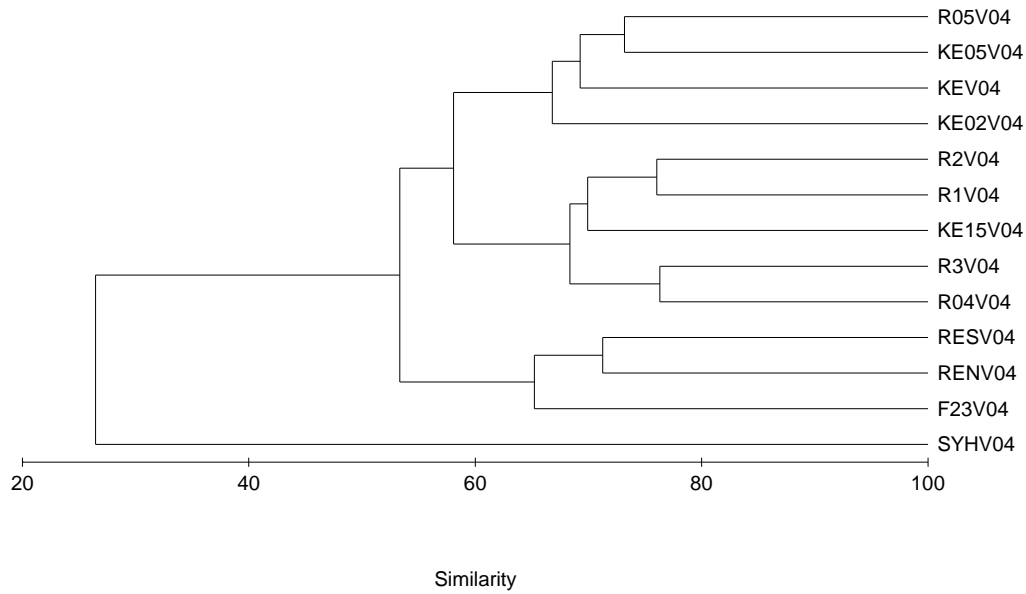


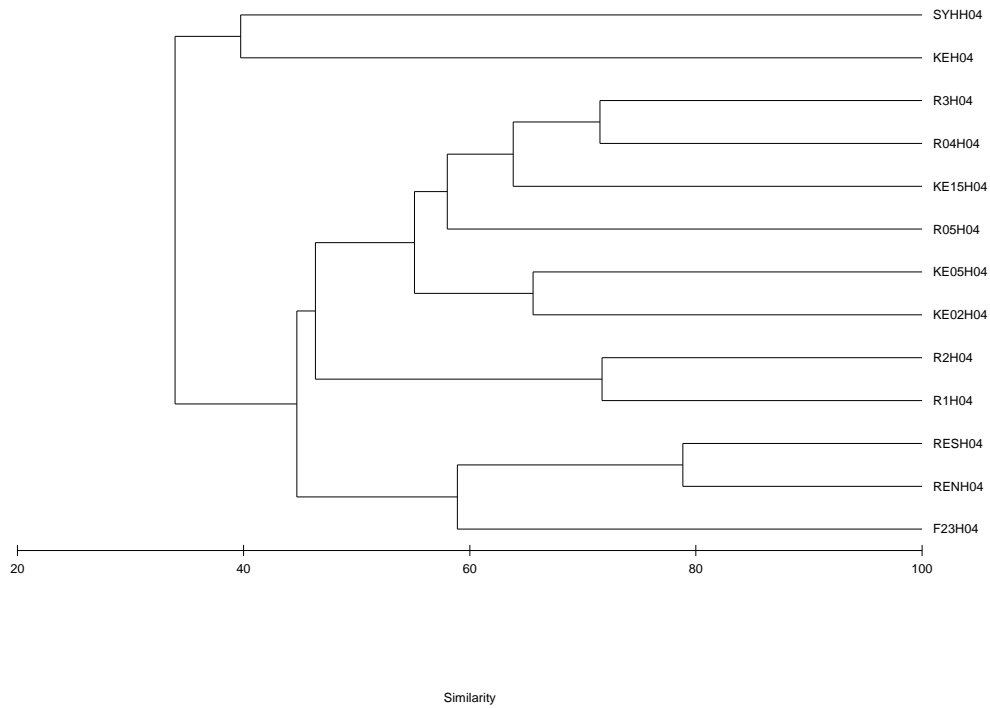
Fig. 8. Likheter mellan Helsingborgs kustkontrollprogramms stationer avseende biomassan under hösten 2004. Överst klusteranalys och nederst MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data). Inringade grupper av stationer uppvisar inbördes större likhet än 60 %. Stress <0, 1 ger bra representation utan förväntad feltolkning. Stress <0, 2 innebär att detaljer bör tolkas med skepsis. Stress >0,3 innebär slumpmässigt placerade punkter.



Likhet mellan stationer avseende individtätet (ind/m²), våren 2004



Fig. 9. Likheter mellan Helsingborgs kustkontrollprogramms stationer avseende individtäteten under våren 2004. Överst klusteranalys och nederst MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data). Inringade grupper av stationer uppvisar inbördes större likhet än 50 %. Stress <0, 1 ger bra representation utan förväntad feltolkning. Stress <0, 2 innebär att detaljer bör tolkas med skepsis. Stress >0,3 innebär slumpmässigt placerade punkter.



Likhet mellan stationer avseende individtäthet (ind/m²), hösten 2004

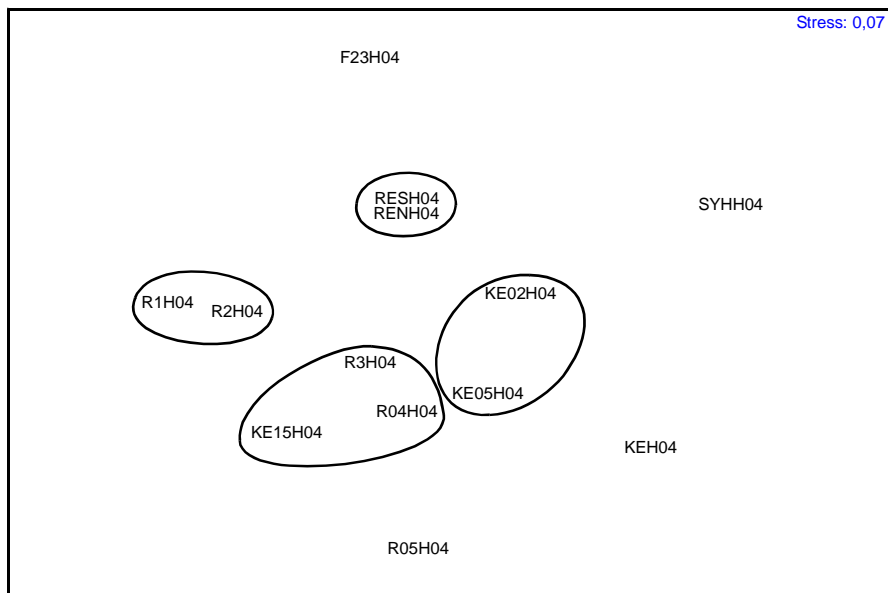


Fig. 10. Likheter mellan Helsingborgs kustkontrollprogramms stationer avseende individtätheten under hösten 2004. Överst klusteranalys och nederst MDS baserad på Bray-Curtis likhetskoefficient (dubbelrot-transformerade data). Inringade grupper av stationer uppvisar inbördes större likhet än 60 %. Stress <0, 1 ger bra representation utan förväntad feltolkning. Stress <0, 2 innebär att detaljer bör tolkas med skepsis. Stress >0,3 innebär slumpmässigt placerade punkter.

Diversitetsindex

Tre olika diversitetsindex för våren och hösten under perioden 1997-2004 har framräknats.

De olika indexen ger skilda mått på biologisk mångfald. Shannon-Wieners index ger en uppfattning om arternas fördelning på den totala individtätheten, Margalefs index är ett artrikedomsindex och Eveness ger ett mått på jämnheten.

Grovt sett var bilden likartad vid de olika provtagningstillfällena. Samma stationer uppvisade oftast de högsta värdena och det omvända gäller också. Station F23, väster om Kopparverkshamnen, och stationer utanför Rååns mynningsområde uppvisade oftast de högsta värdena medan de lägsta oftast gäller station KE, i Kopparverkshamnen. Gradvis ökning av värden med avstånd till Kopparverkshamnen kunde skönjas vid de flesta tillfällena.

Under hösten 1998 var nivån genomgående låg och minimivärden noterades för flera stationer (F23, KE och RES). Medelvärdena för olika index var dessutom lägst för området som helhet betraktat. Genomgående låga index noteras även för hösten 2002. Under denna höst var uppmättes ovanligt låga syrehalter i Öresund. Generellt sett kan inga genomgripande förändringar konstateras för hela området under perioden men Shannon-Wieners index och Eveness ökar signifikant på stationerna REN, RES och R3 under perioden 1997-2004 (Fig. 11).

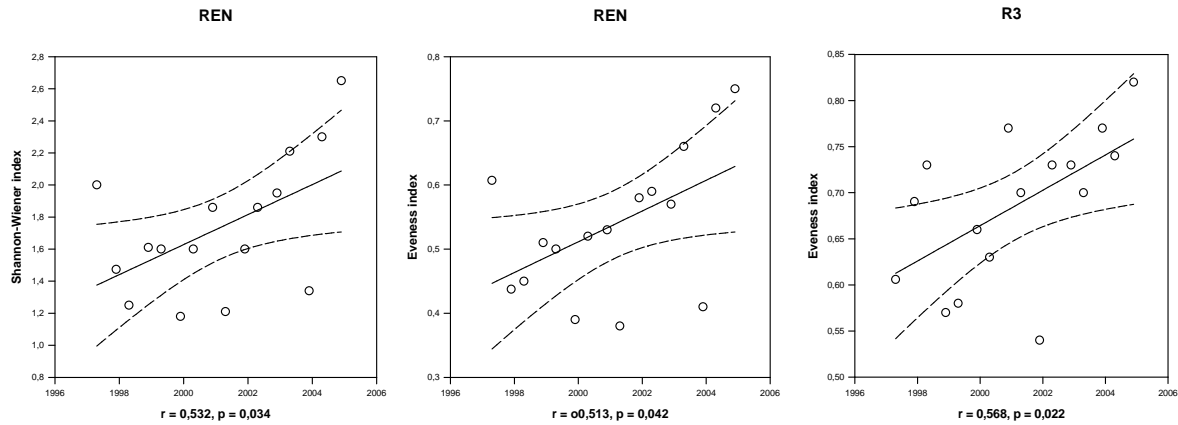


Fig. 11. Utvecklingen av diversitetsindex 1997-2004 på stationerna REN och R3 inom Helsingborgs kustkontrollprogram. Linjär regression.

Artsammansättning

Faunastrukturen på de 13 stationerna har inte förändrats i grunden sedan undersökningarna påbörjades 1995/96 (Tab. 10). Under 2004 fanns på de flesta stationerna samma slag av födogrupper och grupper av indikatorarter som tidigare. Denna struktur har varit ungefär densamma under de tio år som undersökningarna pågått och ger en antydning om att speciella betingelser råder på en viss station, vilket ger upphov till en särskild fauna. De största förändringarna har genomgående skett 1998.

De två vanliga depositionsätande arterna, musslan *Abra alba* och havsborstmasken *Terebellides stroemi*, som nästan försvann från hela undersökningsområdet 1998 men gradvis kom tillbaka 1999-2001 försvann nästan helt 2002. Endast *Terebellides stroemi* har förekommit 2004, men i blygsam omfattning. Tre andra arter som också gick starkt tillbaka 1998, havsborstmaskarna *Nephtys hombergii* och *Heteromastus filiformis* samt kräftdjuret *Diastylis rathkei*, har heller inte återtagit ställningarna sedan nedgången 1998. Det är alltså främst Grupp II, som är depositionsätare, som mera långsiktigt gått tillbaka på flertalet stationer.

Grupp IV, kraftig dominans av snäckor ur släktet *Hydrobia*, har också minskat genomgående i betydelse. Under 1998 fanns dessa kraftigt representerade på 8 stationer, under 1999-2002 på 4-7 stationer. Under 2003 dominerade snäckorna på 5 stationer. Under 2004 gäller detta endast för en station (KE0.2).

Grupp I, stabila depositionsätare, har också gått tillbaka något under 2004. Framförallt gäller detta stationerna SYH, F23, KE, R0.5 och R1.

Grupp III, suspensionsätare, förändrades inte nämnvärt mellan 2003 och 2004.

Grupp V, arter karakteristiska för organiskt belastade sediment, var också tämligen oförändrad sedan 2003.

Grupp VI, den stresstoleranta indikatorarten *Hediste diversicolor*, var dessutom tämligen oförändrad sedan 2003. *Hediste* har dock genomgående gått framåt i området under perioden 1995-2004.

Under flertalet år har enstaka arter av rovdjur (*Nemertini*, *Pholoe cf. baltica*, *Phyllodoce groenlandica*, *Priapulius caudatus*, *Halicryptus spinulosus*, *Retusa obtusa* och *Hinia reticulata*) funnits i viss omfattning. Dessa arter, som var mycket svagt representerade i 1999 och 2000 års prover, var tämligen ovanliga 2001-2004.

Två arter som troligen kan betraktas som föroreningsindikatorer, *Ampharete baltica* och *Polydora quadrilobata*, har varit starkt representerade på många stationer 1999-2000. Under 2001 gällde detta framförallt *Ampharete baltica*. Under 2002 var dessa båda arter relativt svagt representerade. Under 2003 och 2004 utgjorde *Polydora quadrilobata* ett väsentligt inslag på 8 av de 13 stationerna. Under 2004 var *Ampharete baltica* allmän på 6 stationer.

Förändringarna mellan 2003 och 2004 var tämligen små och berörde framförallt de norrut belägna stationerna (F23, KE och KE0.2) medan stationerna R3, R2, R0.4 och KE0.5 var tämligen oförändrade.

Tabell 10. Vanligare taxa (täthet >50 individer per m² på någon av stationerna) på de 13 stationerna vid provtagningen i oktober/november 2004 inom Helsingborgs kustkontrollprogram. Värdet efter stationsbeteckningen anger procentuell organisk halt (glödförlust).

Station R0.4 (3,6-1997)	Station R0.5 (7,7)	Station R1 (6,5-1997)	Station R2 (5,9-1996)	Station R3 (5,3)
I. Depositionsätare, stabil förekomst <i>S armiger</i> (i d b) <i>T stroemi</i> (i d b) <i>M balthica</i> (i sd p)	<i>S armiger</i> (i d b) <i>Oligochaeta</i> (i d b) <i>P quadrilobata</i> (i d p) <i>P elegans</i> (i d p/b) <i>M edulis</i> (y s p)	I. Depositionsätare, stabil förekomst <i>S armiger</i> (i d b) <i>T stroemi</i> (i d b)	I. Depositionsätare, stabil förekomst <i>S armiger</i> (i d b) <i>T stroemi</i> (i d b))	I. Depositionsätare, stabil förekomst <i>S armiger</i> (i d b) <i>T stroemi</i> (i d b) <i>Hydrobia sp</i> (y d b)
<i>Oligochaeta</i> (i d b)		<i>P quadrilobata</i> (i d p) <i>M bidentata</i> (i d b)	<i>N hombergii</i>	<i>H filiformis</i> (i d p)
<i>P quadrilobata</i> (i d p)			<i>Oligochaeta</i> (i d b)	<i>Oligochaeta</i> (i d b)
<i>P elegans</i> (i d p/b)			<i>P quadrilobata</i> (i d p)	<i>P quadrilobata</i> (i d p) <i>A.baltica</i> (i d b)
<i>M edulis</i> (y s p)	<i>M edulis</i> (y s p)		<i>M bidentata</i> (i d b)	<i>M edulis</i> (y s p)
VI. Stresstolerant allätare <i>H diversicolor</i> (i a b)			<i>T multisetosa</i> (i d p) <i>M edulis</i> (y s p) <i>Nematoda</i> (i d b)	
Station KE1.5 (10,6)	Station KE0.5 (2,5)	Station KE0.2 (3,1)	Station KE (3,7)	Station F23 (2,1)
I. Depositionsätare, stabil förekomst <i>S armiger</i> (i d b) <i>T stroemi</i> (i d b)	I. Depositionsätare, stabil förekomst <i>S armiger</i> (i d b) <i>Hydrobia sp</i> (y d b) <i>M balthica</i> (i sd p) <i>T stroemi</i> (i d b)	I. Depositionsätare, stabil förekomst <i>S armiger</i> (i d b) <i>Hydrobia sp</i> (y d b)	<i>Hydrobia sp</i> (y d b) <i>Oligochaeta</i> (i d b)	<i>S armiger</i> (i d b)
<i>P quadrilobata</i> (i d p)	<i>Oligochaeta</i> (i d b) <i>M edulis</i> (y s p)	IV. Kraftig dominans i täthet av <i>Hydrobia</i> (46%)		
		V. Organiskt djupsediment <i>Oligochaeta</i> (i d b) <i>C capitata</i> (i d b)		
		VI. Stresstolerant allätare <i>H diversicolor</i> (i a b)		
	<i>P quadrilobata</i> (i d p) <i>P elegans</i> (i d p/b) <i>A baltica</i> (i d b) <i>M gryllotalpa</i> (y d b)	<i>P quadrilobata</i> (i d p) <i>P elegans</i> (i d p/b) <i>A baltica</i> (i d b) <i>M gryllotalpa</i> (y d b)	<i>P quadrilobata</i> (i d p) <i>P elegans</i> (i d p/b)	<i>M bidentata</i> (i d b) <i>A baltica</i> (i d b) <i>C gibba</i> (y s p) <i>S subtruncata</i> (y s p)
Station RES (8,4)	Station REN (3,4-1996)	Station SYH (10,7)		
I. Depositionsätare, stabil förekomst <i>S armiger</i> (i d b) <i>M balthica</i> (i sd p) <i>Hydrobia sp</i> (y d b) <i>M bidentata</i> (i d b)	I. Depositionsätare, stabil förekomst <i>S armiger</i> (i d b) <i>M balthica</i> (i sd p) <i>Hydrobia sp</i> (y d b)			
V. Organiskt djupsediment <i>Oligochaeta</i> (i d b) <i>P koreni</i> (i d p) <i>C capitata</i> (i d b)	III. Suspensionsätare <i>M arenaria</i> (i s p)			
	V. Organiskt djupsediment <i>Oligochaeta</i> (i d b) <i>P koreni</i> (i d p) <i>C capitata</i> (i d b)			
VI. Stresstolerant allätare <i>H diversicolor</i> (i a b)		VI. Stresstolerant allätare <i>H diversicolor</i> (i a b)		
<i>A baltica</i> (i, d, b) <i>C gibba</i> (y s p) <i>M gryllotalpa</i> (y d b)	<i>A baltica</i> (i, d, b) <i>P elegans</i> (i d p/b) <i>C gibba</i> (y s p) <i>M gryllotalpa</i> (y d b)			

Förkortningar Första bokstaven inom parentesen: i=lever nere i sedimentet, y= lever ovanpå sedimentytan
Andra bokstaven inom parentesen: d=depositionsätare (herbivor), s=suspensionsätare, r=rovdjur
Tredje bokstaven inom parentesen: b=bottenlevande larv, p=pelagisk larv.

Den amerikanska havsborstmasken *Marenzelleria viridis*

Den amerikanska havsborstmasken *Marenzelleria viridis* påträffades för första gången längs Helsingborgskusten i oktober 2002 på station KE inne i Kopparverkshamnen och på station KE0.2 i mynningen till denna hamn.

Under 2003 påträffades några exemplar av *Marenzelleria viridis*, förutom på den ursprungliga lokalen KE i Kopparverkshamnen, också på två nya stationer på 4 meters djup strax utanför Råå hamn (R0,1) och utanför Kopparverkshamnen (KE0,34). Detta gäller också för 2004 då arten påträffades på ytterligare två nya stationer (R1 och R3) förutom i och utanför Kopparverkshamnen. Det är alltså möjligt att arten ökar sin utbredning i området.

Provtagning på djupa stationer inom Helsingborgs kustvatten

Under hösten 2004, togs åter prover på två djupa stationer (28 m), P4 och HA. Dessa stationer har en särskilt intressant fauna. Station P4 ingår i det nybildade Knähakenreservatet (februari 2001) utanför Råå och södra delarna av Helsingborg (Göransson & Karlsson 1998a, b). HA ligger rakt utanför Fortuna och hyser det numera ovanliga *Haploops*-samhället (Göransson 1999c, Göransson 2001). Proverna från dessa stationer besiktigades endast summariskt men resultaten tydde inte på att några större förändringar av faunan sedan föregående år. Proverna har arkiverats för att analyseras noggrannare senare.

Faunastruktur

Arterna har än en gång grupperats på olika sätt med tanke på levnadssätt för att få en uppfattning om de observerade förändringarna kan knytas till något speciellt levnadsmönster. Resultaten kan ge indikationer på vad som orsakat förändringarna. Om man ställer förändringar i relation till individtätheter bör man ha i åtanke att tusensnäckorna, *Hydrobia*, dominerar på många stationer och de betyder därför mycket för helheten.

Levnadssätt i förhållande till bottenytan

Levnadssättet i förhållande till bottenytan kan säga en del om syreförhållandena i sedimentet (Fig. 13). En rik representation för arter som ligger nergrävda kan tyda på tillfredsställande förhållanden. En klar dominans av arter som lever på sedimentytan och samtidig avsaknad av nergrävda arter kan antyda dålig syresättning i sedimentet.

De arter i området som lever en bit ner i botten i området är *Heteromastus filiformis*, *Scoloplos armiger*, *Brada villosa*, *Scalibregma inflatum*, *Terebellides stroemi*, *Pectinaria koreni*, *Abra alba*, *Scrobicularia plana*, *Mya arenaria*, *Macoma balthica* och *Macoma calcarea*.

Sedan nedgången 1998 ökade andelen nergrävda arter 1999-2002 på flertalet stationer. Under 2003 gick dessa arter åter tillbaka. Under 2004 minskade de nergrävda arterna på 8 stationer och ökade på 5 stationer sedan föregående år.

Under perioden 1995-2004 skiljer sig framförallt fyra stationer (REN, RES, KE och KE0.2) från de övriga med genomgående lägre andelar nergrävda arter. Ingen signifikant trend föreligger för någon av stationerna under perioden 1995-2004.

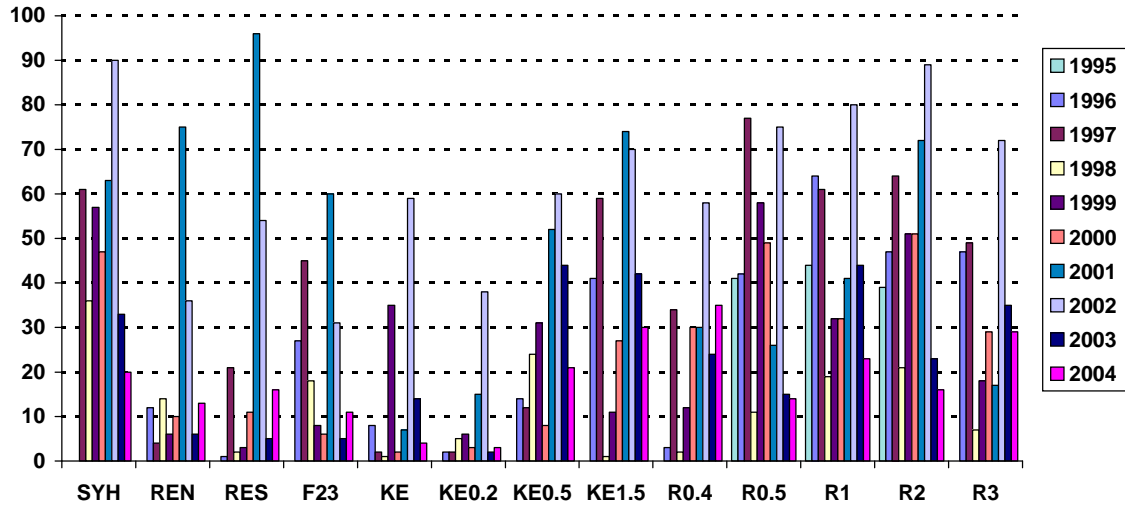


Fig. 13. Procentuell andel av individtätheten av arter som lever nergrävda i botten. Provtagning under oktober/november på 13 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2004.

Arter som är känsliga för syrebrist

Av de arter som förekommit i undersökningsområdet under de olika åren finns några som vid andra undersökningar konstaterats som särskilt känsliga för syrebrist (Henriksson 1969, Diaz & Rosenberg 1995, Hagerman 1998).

Relativt känsliga kan följande arter anses. Havsborstmaskarna *Nephtys ciliata*, *Terebellides stroemi* och *Euchone papillosa*, musslorna *Abra alba* och *Macoma calcarea* samt kräftdjuren *Diastylis rathkei*, *Crangon crangon* och *Carcinus maenas*. Dessa arter har förekommit i varierande antal men förekom i relativt höga individtätheter 1996 och 1997. Under hösten 1998 förekom dessa arter minimalt på knappt hälften (6) av stationerna (Fig. 14). Sedan nedgången 1998 ökade andelen känsliga arter på flertalet stationer under 1999 och 2000. För 2001-2004 noteras åter en minskning på flera stationer. Trots jämförelsevis låga tätheter av syrebristtåliga arter under senare år finns ingen statistiskt signifikant trend för hela perioden 1995/1997-2004.

Av sammanställningen framgår också vilka stationer som verkar särskilt utsatta för syrebrist under hela perioden 1995-2004. På stationer närmast reningsverket (REN och RES) samt inne i och strax utanför Kopperverkshamnen (KE och KE0,2) förekom ytterst låga tätheter av känsliga arter under hela perioden 1995-2004.

Den typiska ökningen av individtätheten av enstaka opportunistiska arter som nästan alltid observeras efter kraftig syrebrist har hittills inte observerats (med undantag för ökning av *Hydrobia* på flera stationer).

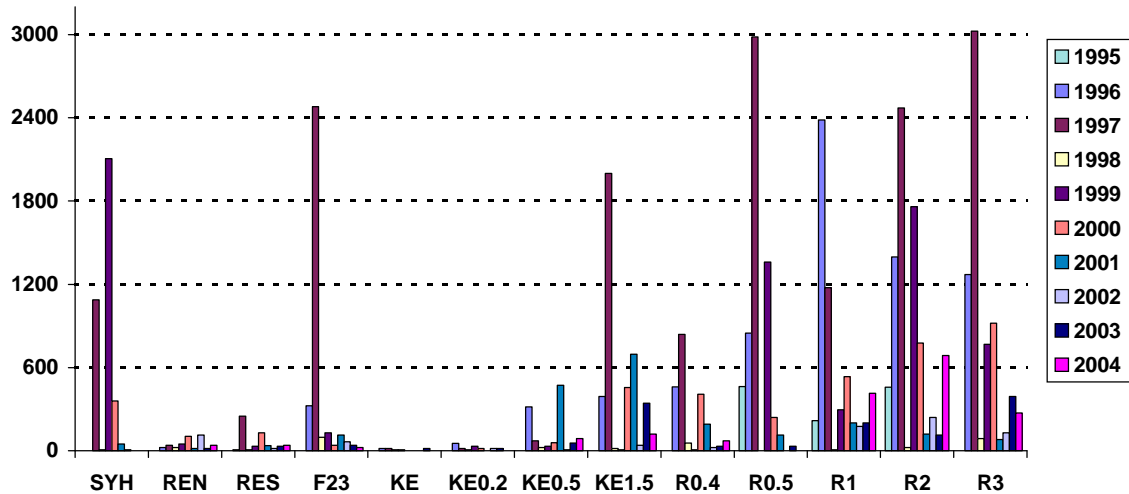


Fig. 14. Individttätheter av arter som är relativt känsliga mot syrebrist. Provtagning under oktober/november på 13 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2004.

Arter som tål låg salthalt

Av stort intresse är att följa arter som tål låga salthalter eftersom salthalten kan påverka faunans struktur. Två grupper av arter kan ge indikationer på låga salthalter, rena brackvattenarter som finns närmast land, och arter som är typiska för *Macoma*-samhället, som finns ner till ca 15 meters djup i Öresund. Till denna grupp hör *Antinoella sarsi*, *Hediste diversicolor*, *Pygospio elegans*, *Oligochaeta*, *Halicryptus spinulosus*, *Hydrobia ulvae*, *Littorina littorea*, *Macoma balthica*, *Mytilus edulis*, *Mya arenaria*, *Cerastoderma glaucum*, *Idotea baltica*, *Idotea viridis*, *Pontoporeia femorata*, *Corophium volutator*, *Crangon crangon* och *Balanus improvisus*.

Denna grups sammanlagda förekomst har varierat under åren, men en verkligt stor förändring ägde rum hösten 1998 då andelen tåliga arter var maximal på nästan samtliga stationer (Fig. 15). Under åren 1999-2004 har det skett en genomgående minskning av dessa arter i området. Resultaten antyder att mycket låga salthalter kan ha förekommit, särskilt under 1998, vilket kunde sammanhånga med den ovanligt kraftiga avrinningen från land under det året. För 2004 noteras genomgående låga andelar brackvattenfauna och minimivärden konstateras för fem stationer, att jämföra med två under 2002 och 2003.

Det finns en alternativ förklaring till den stora förändringen 1998. Kombinationen av den stress som låga salt- och syrehalter innebär kan ha påverkat faunan negativt. Detta har föreslagits gälla i Laholmsbukten (Rosenberg et al 1992). Endast de tåligaste överlever/rekryteras i nämnvärd omfattning och dessa arter sammanfaller grovt sett med brackvattenarterna och arterna i *Macoma*-samhället. Stationer med genomgående hög andel arter med låga salthaltskrav under perioden 1995-2004 är KE, KE0.2, RES och R0.4. Gemensamt för dessa är närheten till belastningskällor.

För två stationer, R0.4 och R1, minskar andelen arter som förekommer i låga salthalter statistiskt signifikant under perioden 1995/96-2004 (Fig. 16).

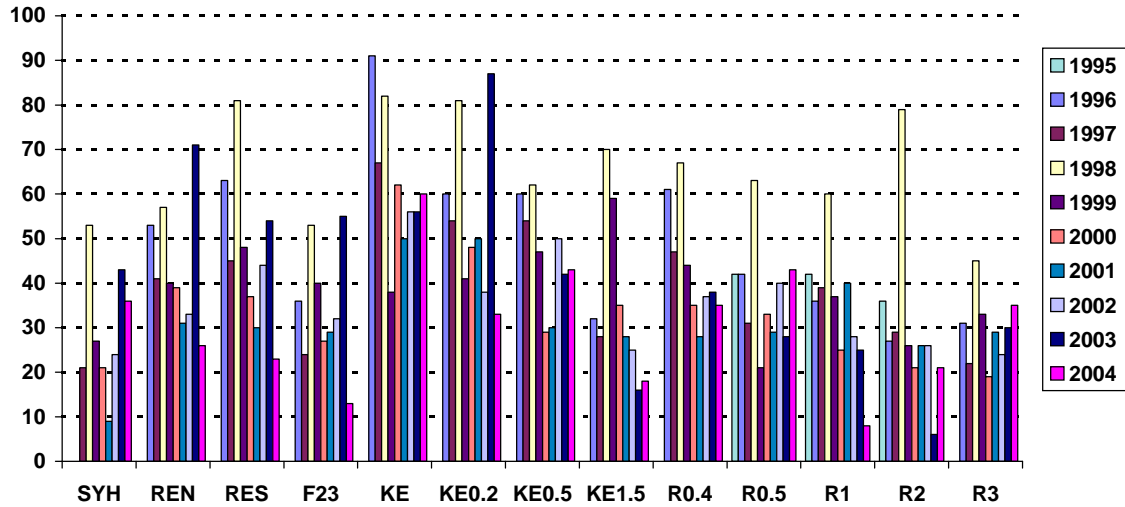


Fig. 15. Procentuell andel arter brackvattenfauna och *Macoma*-samhällets arter på 13 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram under hösten 1995-2004.

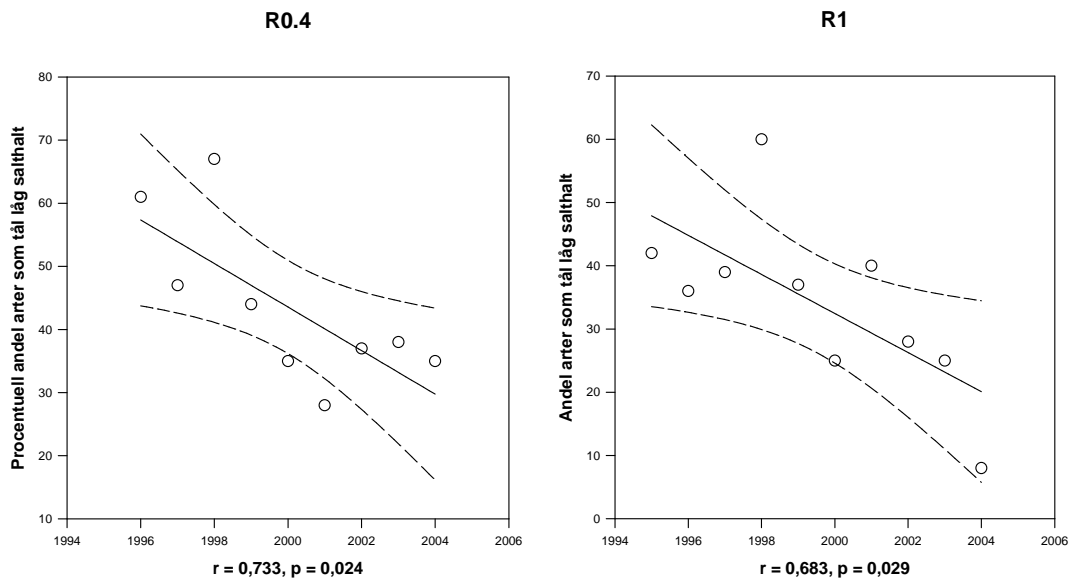


Fig. 16. Utvecklingen av andel arter som tål låg salthalt på stationerna R0.4 och R1 inom Helsingborgs kustkontrollprogram under åren 1995/96-2004. Linjär regression.

Terebellides stroemi och *Hydrobia ulvae* – två indikatorarter för den undersökta bottenytan

Utifrån resultaten under de åtta åren kan särskilt två arter framhållas som indikatorer på miljöförhållandena, havsborstmasken *Terebellides stroemi* och tusensnäckan *Hydrobia ulvae*. Båda arterna är depositionsätare och har förekommit ganska stabilt i området, om man bortser från hösten 1998. Deras reproduktion är också helt knuten till botten. De är dock varandras motsats på flera andra sätt.

Terebellides stroemi, kan anses som indikerande goda miljötillstånd, vid måttlig organisk belastning och tillfredsställande syreförhållanden. Den återfinns också som indikator för opåverkade till svagt påverkade förhållanden enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Anon 1999). Arten lever troligen en bit ner i botten och kräver därmed goda syreförhållanden i sedimentet. *T. stroemi* försvann nästan helt från området under 1998 men kom tillbaka 1999 och 2000, för att åter minska 2001. För 2004 noteras relativt låga till normala individtätheter för perioden 1995-2004 (Fig. 17). För station F23 kan konstateras en statistiskt signifikant minskande förekomst av *T. stroemi* under perioden 1996-2004 (Fig. 18).

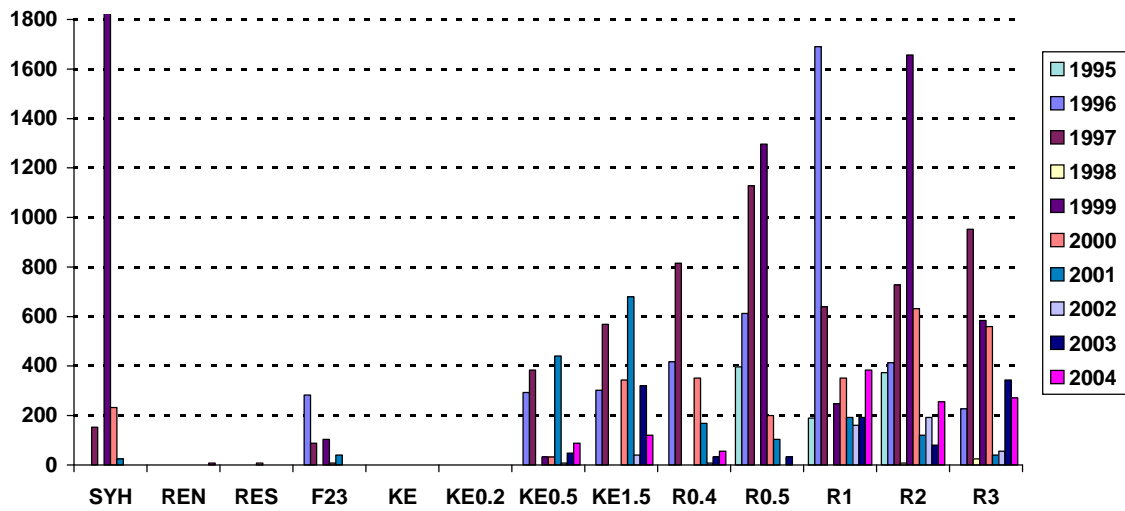


Fig. 17. Individttätthet (ind/m²) för *Terebellides stroemi* under oktober/november på 13 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2004.

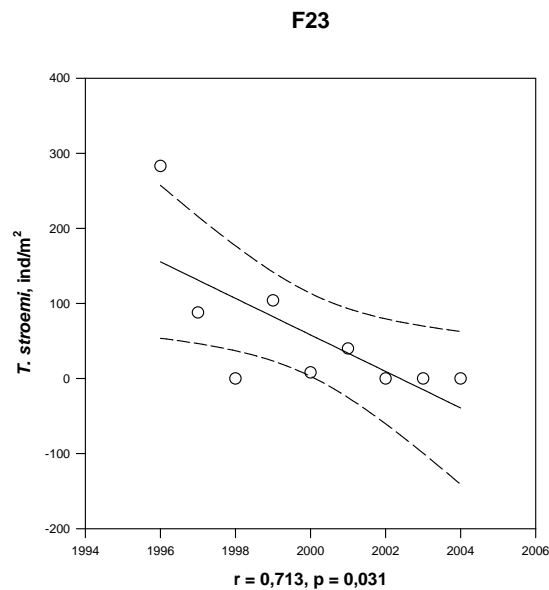


Fig. 18. Utvecklingen av individttättheten för *Terebellides stroemi* på station F23 inom Helsingborgs kustkontrollprogram under åren 1996-2004. Linjär regression.

Hydrobia ulvae är däremot en art som lever ovanpå sedimentytan och är därför inte beroende av syresättningen i själva botten. Arten gynnas sannolikt också av förhöjd organisk deposition. *Hydrobia* förekommer normalt på grundare botten än vad som är fallet i kontrollprogrammet och kan betraktas som ett extremt inslag i faunan på 12-14 meters djup (Bent Muus pers komm). Arten ökade under 1998 då maximala tätheter registrerades på fyra stationer. Under 1999 hade *Hydrobia* ett svagt år men kom tillbaka i relativt normal omfattning under 2000. Arten minskade därefter under 2001 på många stationer. Resultaten för 2004 kan betraktas som ovanligt svaga för perioden 1995-2004 (Fig. 19). För station KE0.2 kan konstateras en statistiskt signifikant minskande förekomst av *Hydrobia* under perioden 1996-2004 (Fig. 20).

Om man jämför förekomsten av *Terebellides stroemi* och *Hydrobia cf ulvae* långsiktigt, inses att en väsentlig förekomst av den ena arten inte är förenlig med någon påtaglig dominans av den andra (Fig. 17 & 19).

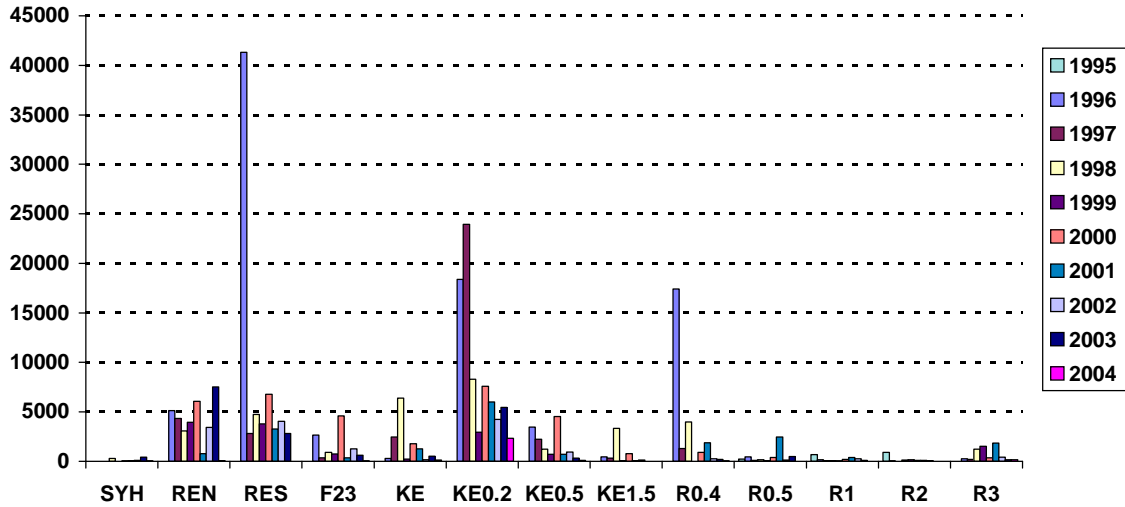


Fig. 19. Individtäthet (ind/m²) för *Hydrobia cf. ulvae* under oktober/november på 13 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2004.

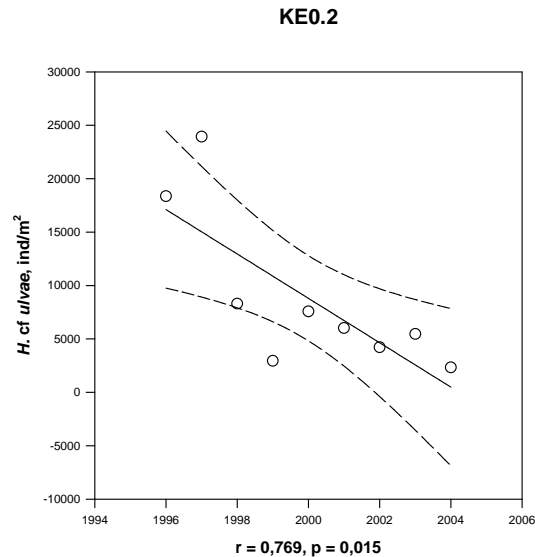


Fig. 20. Utvecklingen av individtätheten för *Hydrobia cf. ulvae* på station KE0.2 inom Helsingborgs kustkontrollprogram under åren 1996-2004. Linjär regression.

Sammanfattningsvis kan det för 2004 konstateras att bottenfaunans struktur inte förändrats väsentligt sedan 2003. Nergrävda arter och snäckan *Hydrobia* minskade dock på många stationer. För perioden 1995/96-2004 kan konstateras minskande trender för andel arter som tål låg salthalt (2 stationer), minskande trend i förekomst av *Terebellides stroemi* (1 station) och minskande trend i förekomst av *Hydrobia cf. ulvae* (1 station).

Tillståndsklassning enligt förslag från Öresundsvattensamarbetet

Naturvårdsverket har tidigare presenterat bedömningsgrunder för Kust och Hav (Anon 1999). Detta var ett stort framsteg eftersom man därvid i stor utsträckning tar fasta på den biologiska mångfalden. När det gäller bottenfaunan har en uppdelning på Västerhavet och Östersjön skett. För faunan i Öresunds djupvatten (20 m och neråt) passar klassningen för Västerhavet bäst och för grunda bottnar ner till ca 10 meters djup passar klassningen för Östersjön bäst de lokala förhållandena. Faunan på 12-14 meter djup utanför Helsingborg utgör dock, grovt sett, ett mellanting. Ett förslag till modifiering av Naturvårdsverkets klassningssystem har också framtagits för Öresunds bottnar i Öresundsvattensamarbetets regi (Göransson 1999). Detta förslag har de klassiska bottenfaunasamhällena som indelningsgrund. Även i detta förslag är det svårt att placera in faunan i det aktuella undersökningsområdet eftersom de dominerande arterna både är typiska för *Macoma*-samhället och *Abra*-samhället. Undersökningsområdet ligger alltså i en övergångszon mellan dessa båda samhällstyper. Man kan dock ha det synsättet att utgå från den fauna som var typisk under de ”goda åren” när inga direkta utslagningar eller försämringar noterades. I detta fall bör man ha *Abra*-samhället som utgångspunkt och en speciell klassning har tagits fram för djupintervallet 12-14 m utifrån de erfarenheter som finns från undersökningarna utanför Helsingborg 1995-2004 (Tab. 11). Inga större justeringar har utförts sedan 2000 men från och med 2004 kan *Polydora quadrilobata* föras till klass 3 – något påverkat, med tanke på dess jämna förekomst i området och uppvisar massförekomst på visst avstånd från belastningskällor. Tillståndsklassningarna behöver dock modifieras ytterligare när ännu mera erfarenheter vunnits.

Tabell 11. Tillståndsklassning för stationer i djupintervallet 12-14 m utanför Helsingborg. Förslag utifrån resultat som erhållits vid provtagningar 1995-2004. Modifiering av tillståndsklassning för mjukbottenfauna i Västerhavet enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Rapport 4914) och Öresundsvattensamarbetets förslag till operationella miljömål (Göransson 1999).

Benämning	Dominerande arter Redox- övergång	Övrig artsammansättning	Antal arter per 0,1 m ²
Klass 1 Opåverkat till obetydligt påverkat	<i>Abra</i> , <i>Rhodine</i> , <i>M calcarea</i> , <i>Onoba</i> <i>Terebellides</i> <i>N ciliata</i> ≥ 30 mm	Flera arter av Nephtyidae Viss förekomst av <i>Macoma calcarea</i> och <i>Macoma balthica</i> Väsentlig förekomst av <i>Mysella bidentata</i>	19-42
Klass 3 Något påverkat	<i>Diastylis</i> , <i>Scoloplos</i> <i>Hydrobia</i> <i>M balthica</i> <i>Polydora</i> 20-30 mm	Enbart <i>N hombergii</i> Enbart <i>Macoma balthica</i>	18-34
Klass 4 Tydligt påverkat	<i>Capitella</i> , <i>Hediste</i> <i>Ampharete</i> <i>Oligochaeta</i> 0-30 mm	Enbart <i>N hombergii</i> Väsentligt förekomst av <i>Ampharete baltica</i> Obetydlig eller ingen förekomst av arter som lever djupt i sedimentet	9-25
Klass 5 Kraftigt påverkat/ utslaget	Ingen makrofauna 0 mm, laminerat, H ₂ S ytligt		0

Utifrån denna klassning kan alla stationerna söder om Råån under 2004 klassas som något påverkade eftersom stationerna domineras av arter som karakteriserar påverkade tillstånd, medan representationen för arter som betecknar goda tillstånd är genomgående låg (Tab. 12). Klassningarna har i första hand utgått från faunans sammansättning och i andra hand från sedimentets redoxövergång. I de flesta fall kan dock en viss fauna grovt sett knytas till en viss redoxövergång.

Tabell 12. Tillståndsklassning för stationer söder om Råån under hösten 2004 enligt Öresundsvattensamarbetets förslag (Göransson 2000).

Benämning	Dominerande arter Redox- övergång	Station R0,4	Station R0,5	Station R1	Station R2	Station R3
Klass 1 Opåverkat till obetydligt påverkat	<i>Abra</i> , <i>Rhodine</i> , <i>M calcarea</i> , <i>Onoba</i> , <i>Terebellides</i> , <i>N ciliata</i> ≥ 30 mm	Terebellides (6)		Terebellides (2)	Terebellides (4)	Terebellides (1)
Klass 3 Något påverkat	<i>Diastylis</i> , <i>Scoloplos</i> <i>Hydrobia</i> <i>M balthica</i> <i>Polydora</i> 10-30 mm	Scoloplos (1) 30 mm	Scoloplos (3) 5 mm	Scoloplos (3) Polydora (1) 80 mm	Scoloplos (3) Polydora (1)	Scoloplos (5) Hydrobia (4) M balthica (7) Polydora (2) 25 mm
Klass 4 Tydligt påverkat	<i>Capitella</i> , <i>Hediste</i> , <i>Ampharete</i> , <i>Oligochaeta</i> 0-10 mm	Hediste (4) Oligochaeta (2)	Oligochaeta (2)		Oligochaeta (7)	Oligochaeta (3)
Klass 5 Kraftigt påverkat/ utslaget	Ingen makrofauna 0 mm, laminerat, H ₂ S ytligt	Inga iakttagelser	Inga iakttagelser	Inga iakttagelser	Inga iakttagelser	Inga iakttagelser

För stationer i och utanför Kopparverkshamnen tyder artsammansättningen 2004 i än högre grad på att miljöförhållandena kan betraktas som påverkade (Tab. 13). Mycket låg redoxövergång uppmättes på station F23, väster om Kopparverkshamnen, och här dominerar också arter som antyder påverkade förhållanden.

Tabell 13. Tillståndsklassning för stationer i och utanför Kopparverkshamnen under hösten 2004 enligt Öresundsvattensamarbetets förslag (Göransson 1999).

Benämning	Dominerande arter Redox- övergång	Station KE	Station KE0,2	Station KE0,5	Station KE1,5	Station F23
Klass 1 Opåverkat till obetydligt påverkat	<i>Abra</i> , <i>Rhodine</i> , <i>M calcarea</i> , <i>Onoba</i> <i>Terebellides</i> , <i>N ciliata</i> ≥ 30 mm			Terebellides (8)	Terebellides (3)	
Klass 3 Något påverkat	<i>Diastylis</i> , <i>Scoloplos</i> <i>Hydrobia</i> <i>M balthica</i> <i>Polydora</i> 10-30 mm	Hydrobia (2) Polydora (4) 40 mm	Scoloplos (8) Hydrobia (1) Polydora (4) 25 mm	Scoloplos (3) Hydrobia (8) M balthica (9) Polydora (2) 15 mm	Scoloplos (2) Polydora (1) 35 mm	Scoloplos (2) 25 mm
Klass 4 Tydligt påverkat	<i>Capitella</i> , <i>Hediste</i> , <i>Ampharete</i> , <i>Oligochaeta</i> 0-10 mm	Hediste (1) Oligochaeta (4)	Capitella (5) Ampharete (7) Oligochaeta (3)	Ampharete (5) Oligochaeta (1)	Ampharete (6)	Ampharete (4)
Klass 5 Kraftigt påverkat/ utslaget	Ingen makrofauna 0 mm, laminerat, H ₂ S ytligt	Inga iakttagelser	Inga iakttagelser	Inga iakttagelser	Inga iakttagelser	Inga iakttagelser

För stationer utanför reningsverket och i Sydhamnen tyder också artsammansättningen 2004 på att miljöförhållandena kan betraktas som påverkade (Tab. 14).

Tabell 14. Tillståndsklassning för stationer utanför reningsverket och i Sydhamnen under hösten 2004 enligt Öresundsvattensamarbetets förslag (Göransson 1999).

Benämning	Dominerande arter Redox- övergång	Station RES	Station REN	Station SYH
Klass 1 Opåverkat till obetydligt påverkat	<i>Abra</i> , <i>Rhodine</i> , <i>M calcarea</i> , <i>Onoba</i> <i>Terebellides</i> , <i>N ciliata</i> ≥ 30 mm			
Klass 3 Något påverkat	<i>Diastylis</i> , <i>Scoloplos</i> <i>Hydrobia</i> <i>M balthica</i> <i>Polydora</i> 10-30 mm	Scoloplos (2) 5 mm	Scoloplos (5) Hydrobia (10)	Hydrobia (2) 5 mm
Klass 4 Tydligt påverkat	<i>Capitella</i> , <i>Hediste</i> <i>Ampharete</i> <i>Oligochaeta</i> 0-10 mm	Capitella (4) Ampharete (3) Oligochaeta (1)	Capitella (2) Ampharete (3) Oligochaeta (1)	Hediste (1)
Klass 5 Kraftigt påverkat/ utslaget	Ingen makrofauna 0 mm, laminerat, H ₂ S ytligt	Inga iakttagelser	Inga iakttagelser	Inga iakttagelser

REDOXPOTENTIAL I SEDIMENT

Förändringarna av de oxiderade förhållandena i sedimenten mellan år var likartade för olika stationer i Råån-området. Redoxpotentialen (Eh) skiftade till negativa värden redan på 1-3 centimeters djup i sedimentet under hösten 1998 och 1999 på de olika stationerna, vilket var en kraftig försämring sedan 1997. Under 2000 och 2001 noterades vissa förbättringar på samtliga stationer, med redoxövergångar på 3-5 centimeters djup, medan en svag försämring noteras för 2002. Resultaten för 2003 och 2004 kan betraktas som genomsnittliga för perioden 1997-2004 med undantag för stationerna R0.5 och R3, där försämringar noterades under 2004 (Fig. 21). För station R0.5 var förhållandena under hösten 2004 mycket otillfredsställande för faunan och reducerande förhållanden uppmättes mindre än 1 centimeter under sedimentytan.

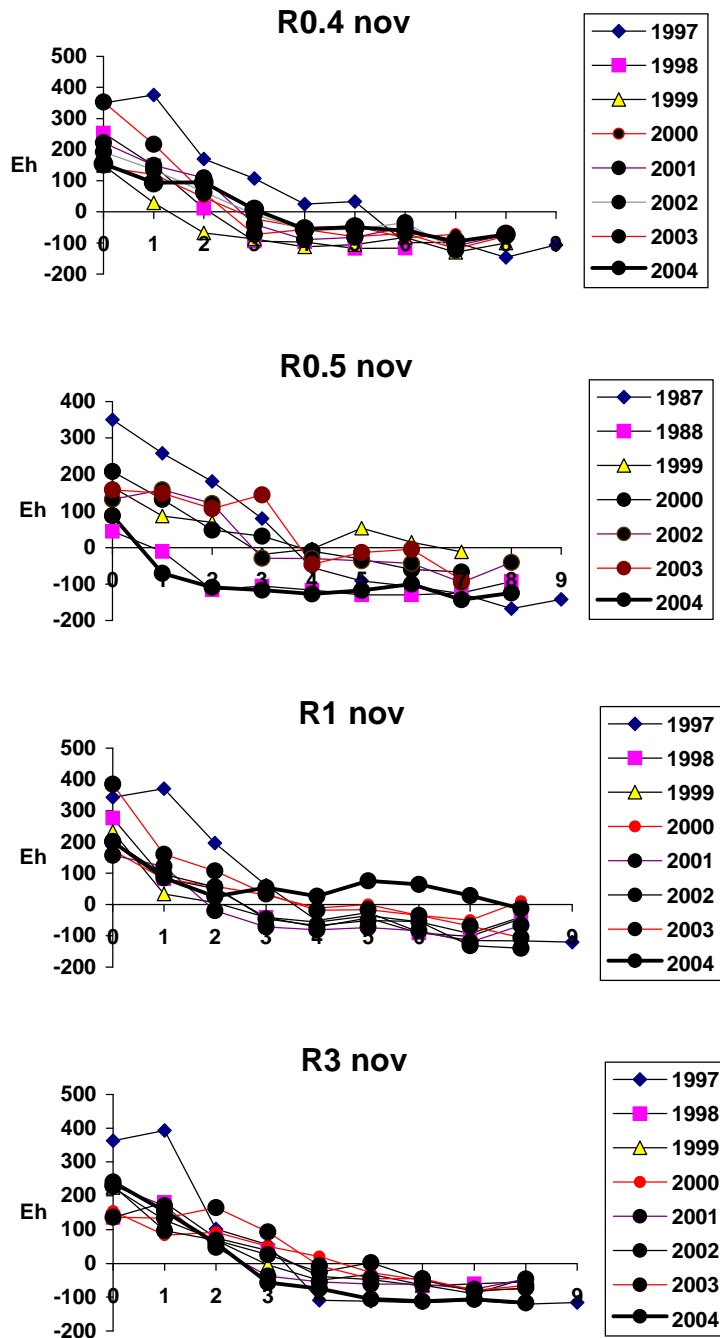


Fig. 21. Redoxpotential (Eh, mV) på olika djup i sedimentet (cm) på stationer utanför Råån i november 1997-2004.

I området i och utanför Kopparverkshamnen har sedimenten varit genomgående sämre syresatta än utanför Råån. Faunan lever under stressade förhållanden. Förändringarna har varierat en del för de olika stationerna mellan åren. För alla stationer förbättrades förhållandena under 2000 och 2001 sedan de besvärliga åren 1998 och 1999. Under 2002 och 2003 sker åter försämringar. 2003 års resultat för station KE0.2 är det hittills sämsta för hela perioden 1997-2004. Under 2004 förbättrades förhållandena åter (Fig. 22).

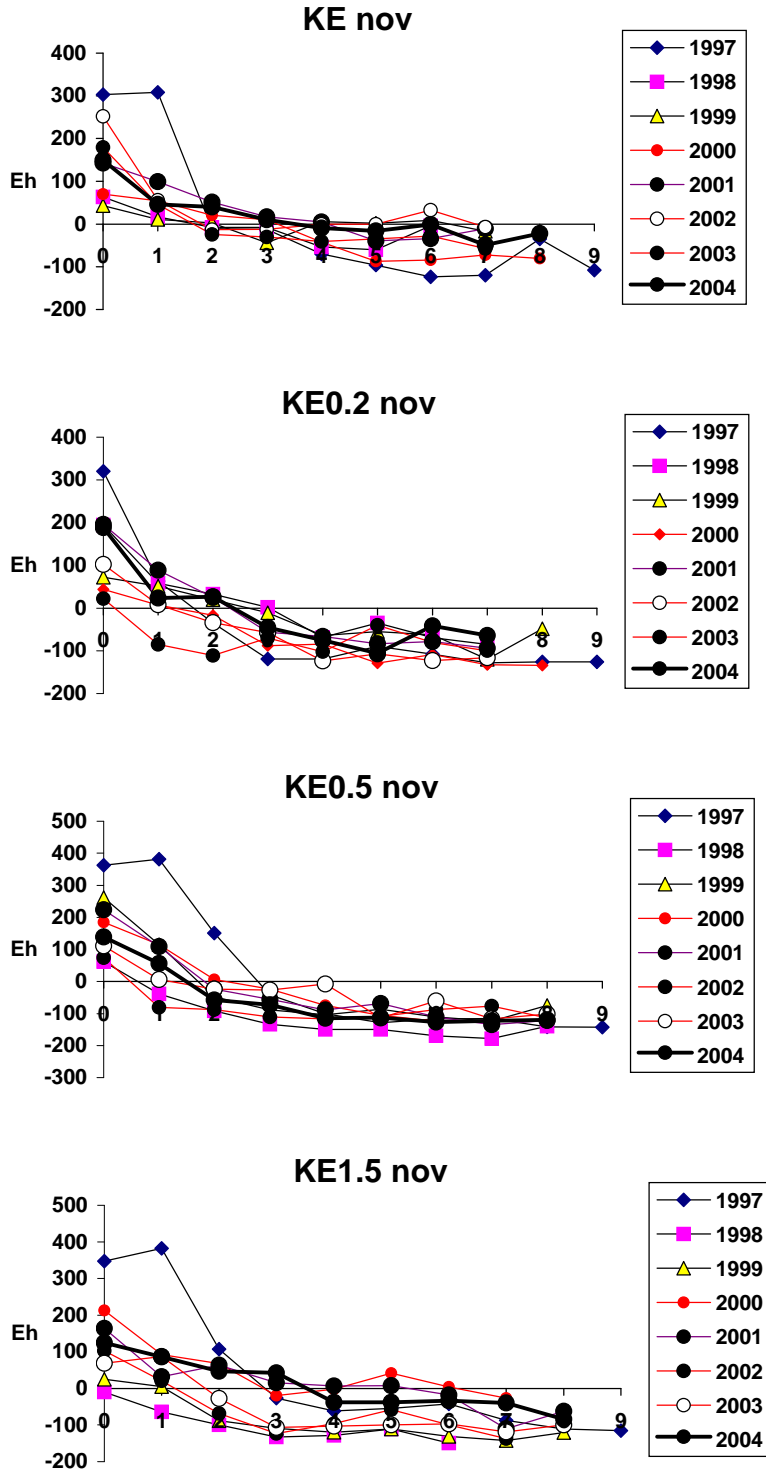


Fig. 22. Redoxpotential (Eh, mV) på olika djup i sedimentet (cm) på stationer i och utanför Kopparverkshamnen i november 1997-2004.

För området väster om Kopparverkshamnen, utanför reningsverket samt i Sydhamnen har skilda resultat noterats under perioden 1997-2004 (Fig. 23). De oxiderade förhållandena har försämrats gradvis fram till 2000 för stationerna F23 och Sydhamnen. Därefter inträffade en viss återhämtning 2001. Under 2002 sker åter försämringar på stationerna RES och F23 medan en viss förbättring noteras i Sydhamnen. Resultaten från 2003 tyder på oförändrade förhållanden. Under 2004 förbättrades förhållandena åter på station F23. För station KE i Sydhamnen och RES utanför reningsverket var förhållandena mycket otillfredsställande för faunan och reducerande förhållanden uppmättes mindre än 1 centimeter under sedimentytan.

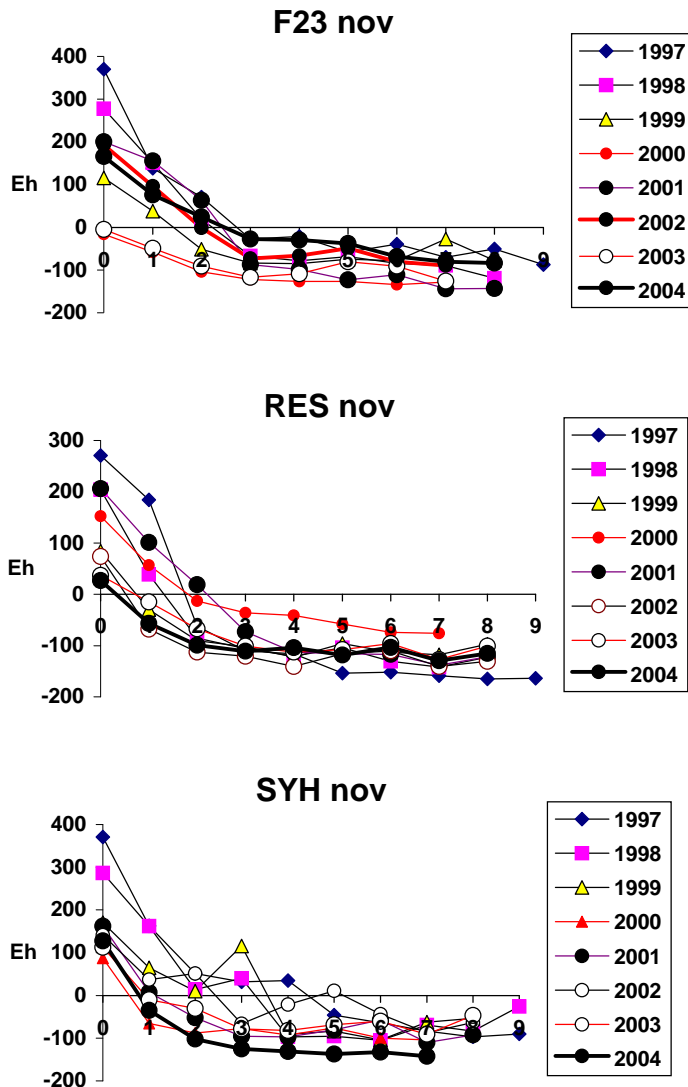


Fig. 23. Redoxpotential (Eh, mV) på olika djup i sedimentet (cm) på stationer väster om Kopparverkshamnen, utanför reningsverket samt i Sydhamnen i november 1997-2004.

Sammanfattningsvis har de oxiderade förhållandena inte förbättrats väsentligt på flertalet stationer sedan hösten 2002 då långvarig och kraftig syrebrist drabbade Öresund. För tre stationer av tretton var förhållandena under hösten 2004 mycket otillfredsställande för faunan och reducerande förhållanden uppmättes mindre än 1 centimeter under sedimentytan.

ORGANISK HALT OCH NÄRINGSÄMNINGEN I SEDIMENT

ÖRESUND

Organisk halt

I figur 24 redovisas glödförlusten för sedimentproverna på samtliga stationer inom kustkontrollprogrammet under perioden 1995-2004. Höga organiska halter (ca 10% eller högre) under perioden fanns på stationerna SYH, KED, RÅH, 1, 5, 13 och 17. Permanent ackumulation av småpartiklar kan förväntas ske på dessa stationer. Dessa sediment har alltså störst benägenhet att binda näringsämnen och miljögifter. Genomgående låga halter (ca 4 % eller lägre) noterades däremot på stationerna F23, KE, KE0.2, 2, 3, 4, 6, 8, 11, P4 och HA. Ackumulationen är troligen mycket liten på dessa stationer. På övriga stationer är ackumulationen av finpartiklar endast tillfällig och här transporteras finmaterialet bort emellanåt. Jämförelsevis höga halter har uppmätts under senare år på stationerna RES, SYH och RÅH. Ingen statistiskt signifikant trend kan noteras för hela perioden 1995-2004.

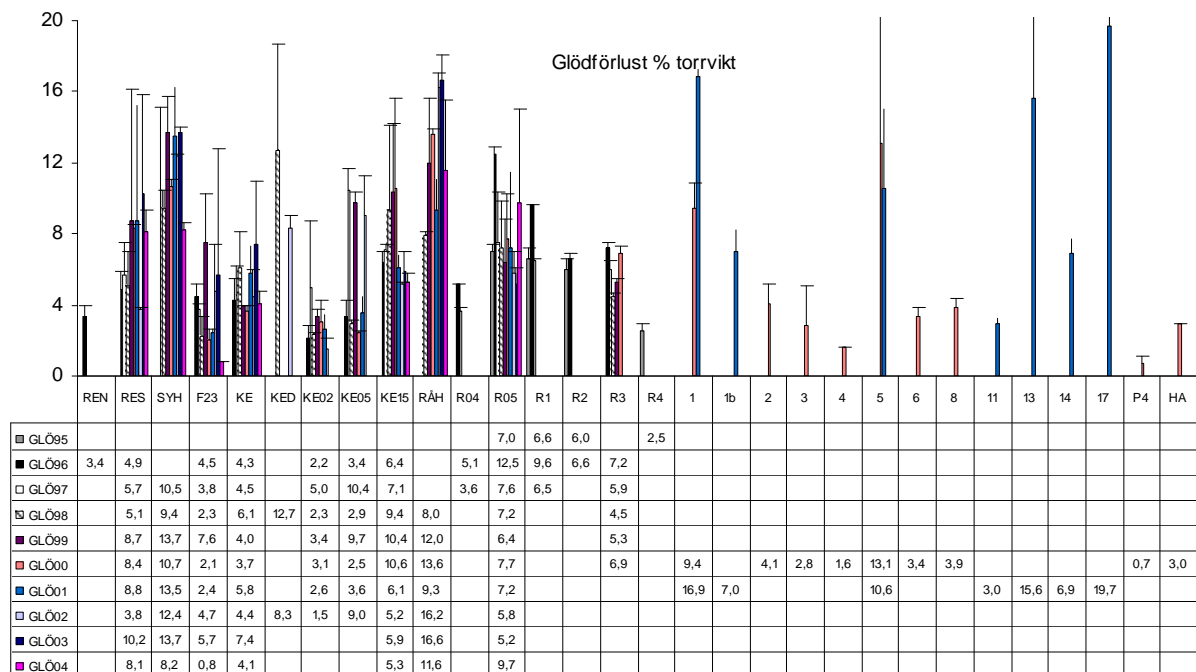


Fig. 24. Organisk halt i sediment uppmätt som glödförlust (% av torrsvikt) på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2004. Medelvärden av två prov och standardavvikelsen.

Kväve

Totalkvävehalterna har genomgående varit högst (över eller omkring 3000 mg/kg torrsvikt) under perioden 1995-2004 på stationerna RES, SYH, KE1.5, RÅH, R0.5, 1, 5, 13 och 17 (Fig. 25). Nivån för området är dock inte ovanligt hög med tanke på karakteristiska värden på 2000 till över 5000 mg/kg torrsvikt för transport- och ackumulationsbottnar (Håkansson & Rosenberg 1985) och jämfört med referensintervallet mellan 1500 och 7700 mg/kg torrsvikt för Bohuskusten, Stenungssund och Brofjorden 1995 (Cato 1997). Ingen statistiskt signifikant trend kan noteras för hela perioden 1995-2004.

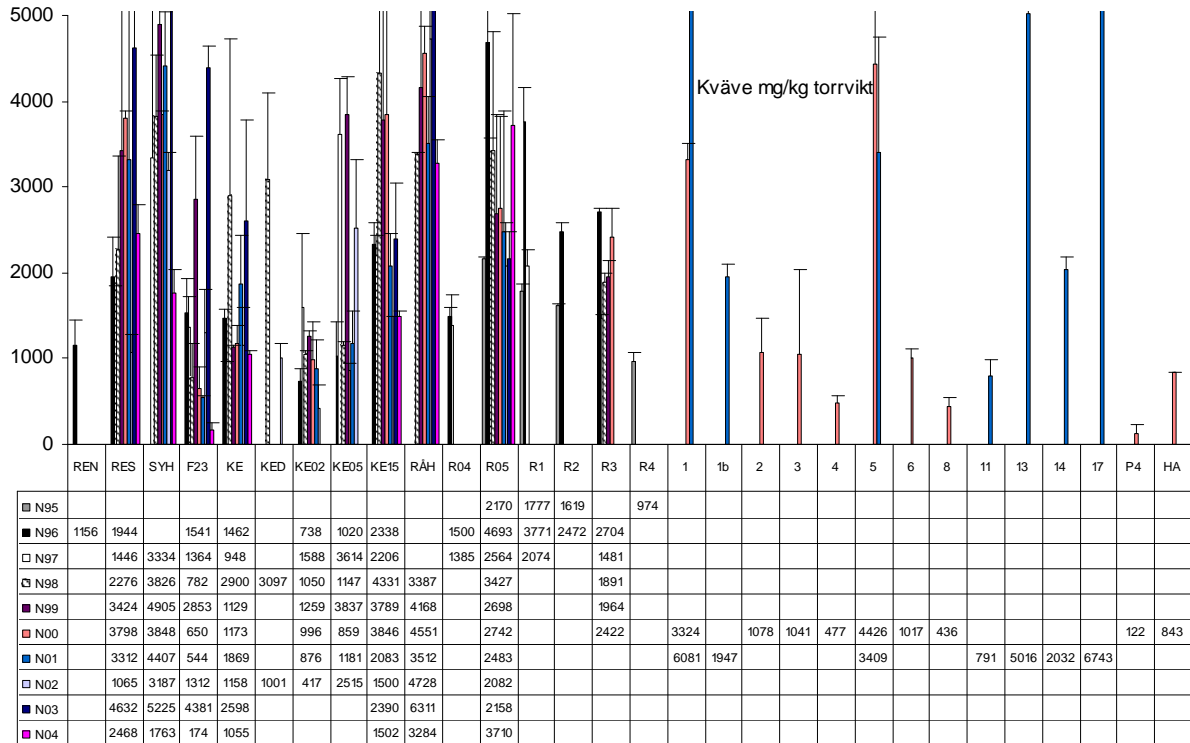


Fig. 25. Totalkväve (mg/kg TS) i sediment på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2004. Medelvärden av två prov och standardavvikelsen.

Fosfor

Totalfosforhalten var relativt låga under de sista åren med undantag för station KE, inne i Kopparverkshamnen, och KED, i Knähakenhamnen, där mycket höga halter ha uppmätts (Fig. 26). Jämförelsevis höga halter under perioden 1995-2003 har uppmätts på stationerna KE, KE0.2, KE0.5, F23 och SYH och R1. Nivån får betraktas som förhöjd i undersökningsområdet med tanke på karakteristiska värden på 500 till över 1000 mg/kg torrsvikt för transport- och ackumulationsbottnar (Håkansson & Rosenberg 1985) och jämfört med referensintervallet mellan 590 och 2000 mg/kg torrsvikt för Bohuskusten, Stenungssund och Brofjorden 1995 (Cato 1997). Två statistiskt signifikanta trender kan noteras för hela perioden 1995-2004. På stationerna RÅH och R0.5 minskade fosforhalten under perioden (Fig. 27).

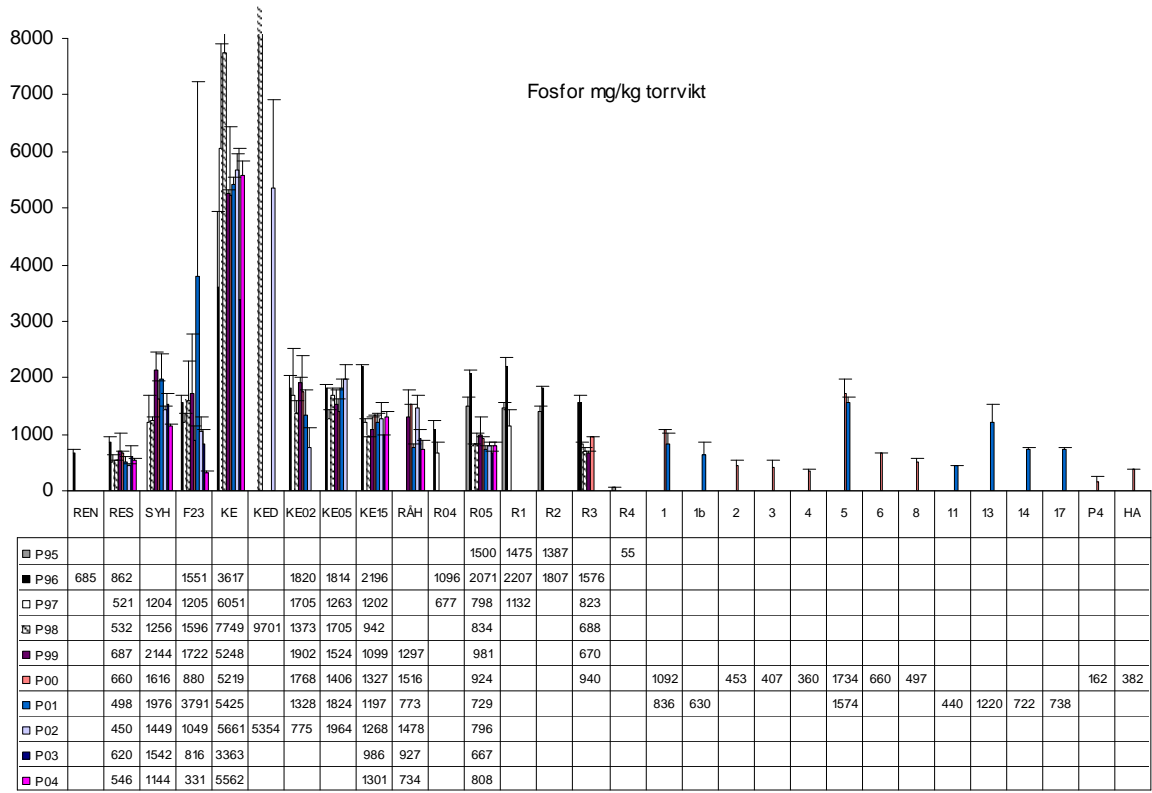


Fig. 26. Totalfosfor (mg/kg TS) i sediment på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2004. Medelvärden av två prov och standardavvikelsen.

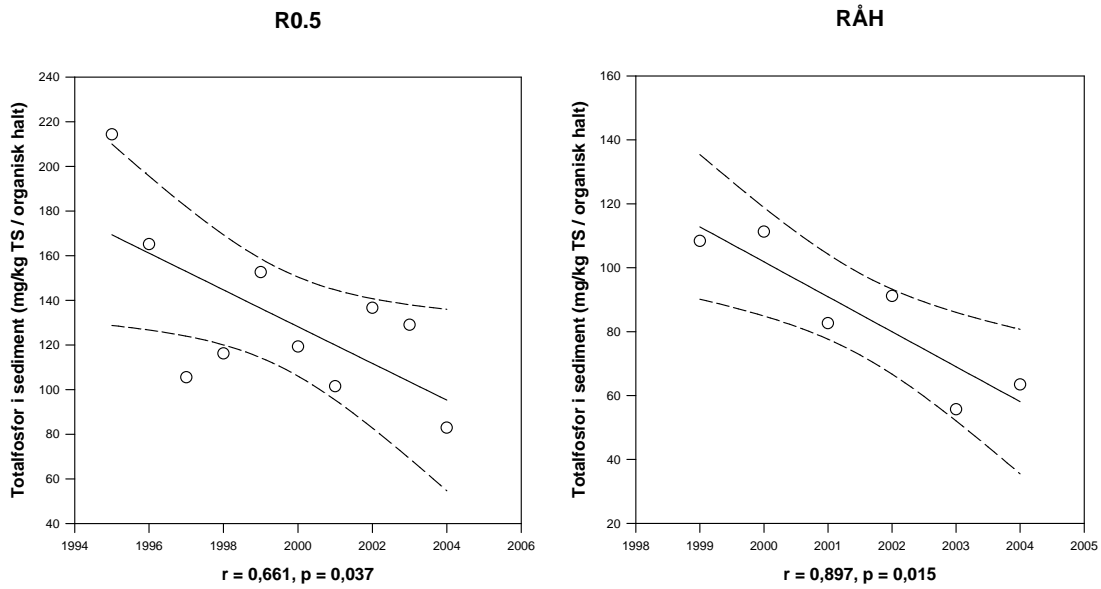


Fig. 27. Utvecklingen av totalfosfor i sediment (mg/kg TS per % organisk halt) på stationerna R0.5 och RÅH inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995/98-2004. Linjär regression. Ett extremvärde har strukits för station RÅH.

VÅTMARKER och DAGVATTENDAMMAR

Under 2004 togs prover längs Råån i Görarpsdammen (G), i våtmarken vid Viarpsbäcken (V), i våtmarken vid Ättekulla industriområde (Ä) och i Råå hamn (RÅH). Under tidigare år har även andra lokaler längs Råån undersökts.

Organisk halt

Den organiska halten, uppmätt som glödförlust, låg under 2004 över 10% i samtliga sediment, vilket indikerar permanent ackumulation av finpartiklar. Detta var också fallet under tidigare år, med undantag för Råå hamn under 1998 (Fig. 28). Sedimenten är alltså relativt jämförbara avseende benägenheten att ackumulera miljögifter och ger ett bättre mått på belastningen än sedimenten från kusten. 2004-års halter var jämförelsevis normala i de 4 olika provpunkterna.

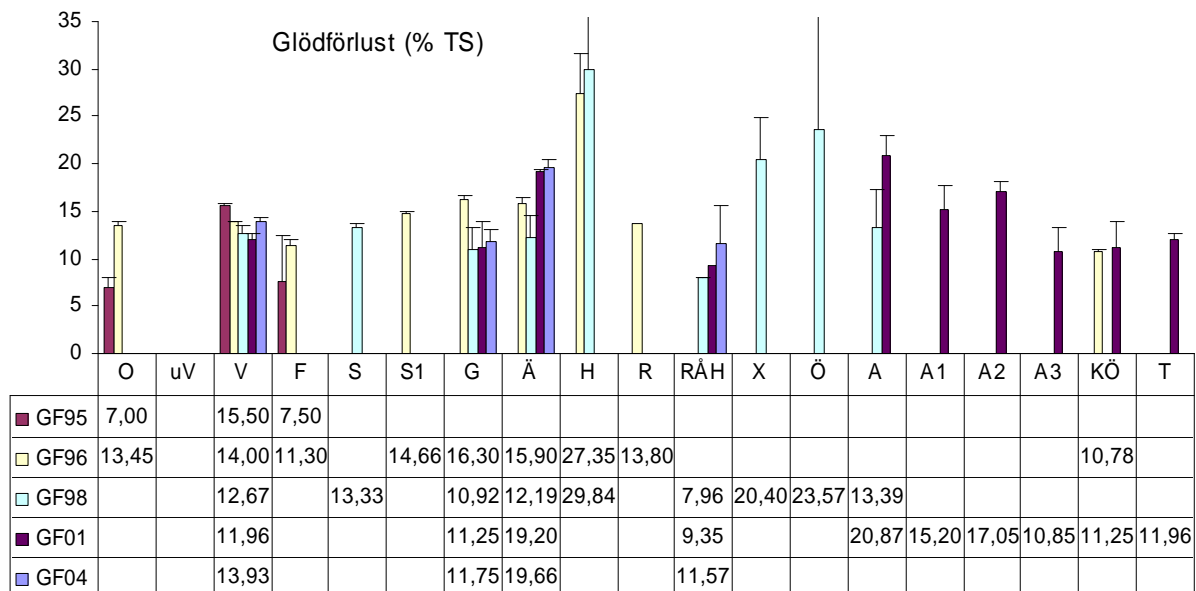


Fig. 28. Organisk halt i sediment 1996-2004 från våtmarker längs Råån, i dagvattendammar i Helsingborgs stad (Ö, X, Ä) och kring Filborna avfallsanläggning (A-A3). Halter uppmätta som glödförlust i % per torrsubstans. Medelvärde av två prov och standardavvikelsen.

Kväve

Kvävehalterna låg under 2004 på samma nivå som under tidigare år. Denna nivå är fortfarande relativt hög jämfört med vad som brukar finnas i sjösediment (5500 mg/kg TS) enligt Håkansson (1981). Ingen större skillnad fanns mellan våtmarker och dagvattendammar (Fig. 29).

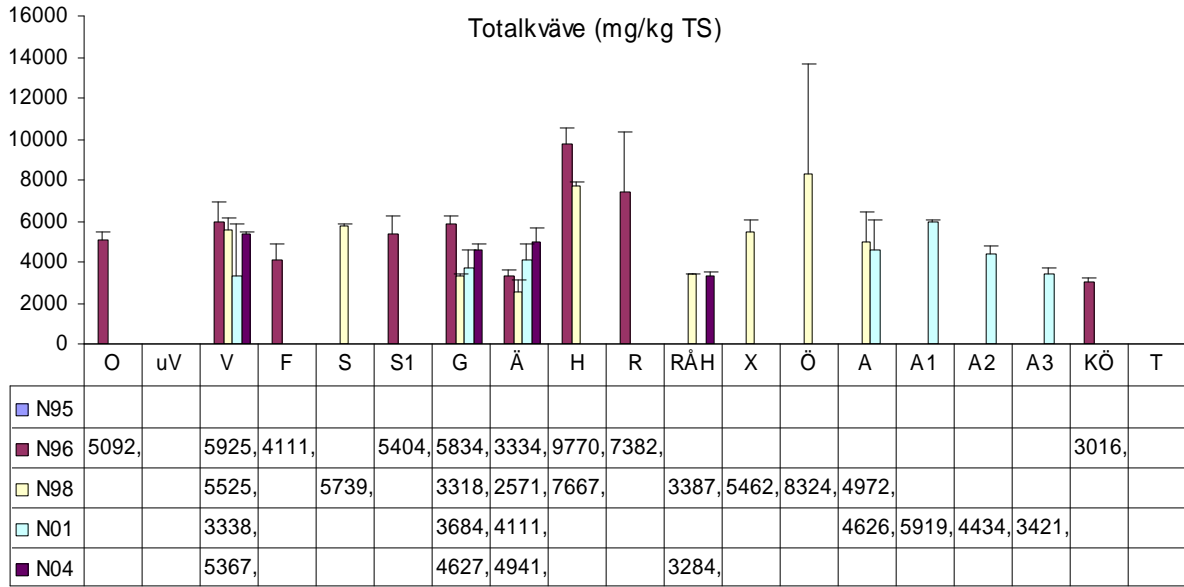


Fig. 29. Kväve i sediment 1996-2004 från våtmarker längs Råån, i dagvattendammar i Helsingborgs stad (Ö, X, Ä) och kring Filborna avfallsanläggning (A-A3). Halter i mg/kg per torrsubstans. Medelvärdet av två prov och standardavvikelsen.

Fosfor

Fosforhalterna var genomgående låga till normala relativt föregående undersökningar. Nivån är dock fortfarande förhöjd jämfört med preindustriella referensvärden omkring 1000 mg/kg TS (Håkansson 1981). Ingen större skillnad fanns heller i detta fall mellan våtmarker och dagvattendammar (Fig. 30). För våtmarken i Viarpsbäcken (Råån) finns en statistiskt signifikant avtagande halttrend för perioden 1995-2004 med hänsyn till den organiska halten (Fig. 31).

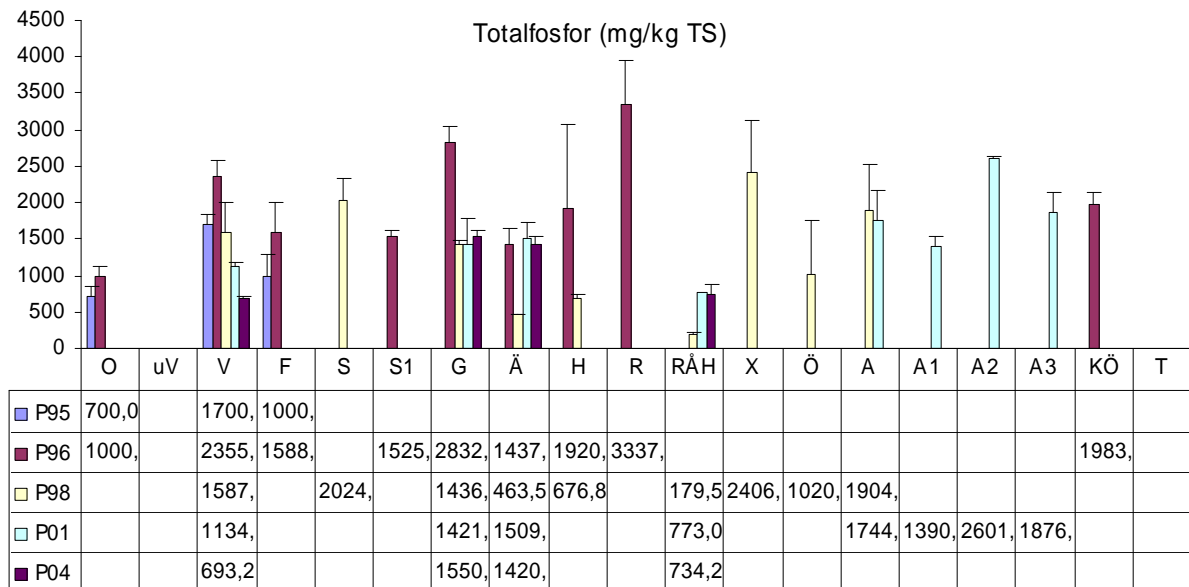


Fig. 30. Totalfosfor i sediment 1995-2004 från våtmarker längs Råån, i dagvattendammar i Helsingborgs stad (Ö, X, Ä) och kring Filborna avfallsanläggning (A-A3). Halter i mg/kg per torrsubstans. Medelvärdet av två prov och standardavvikelsen.

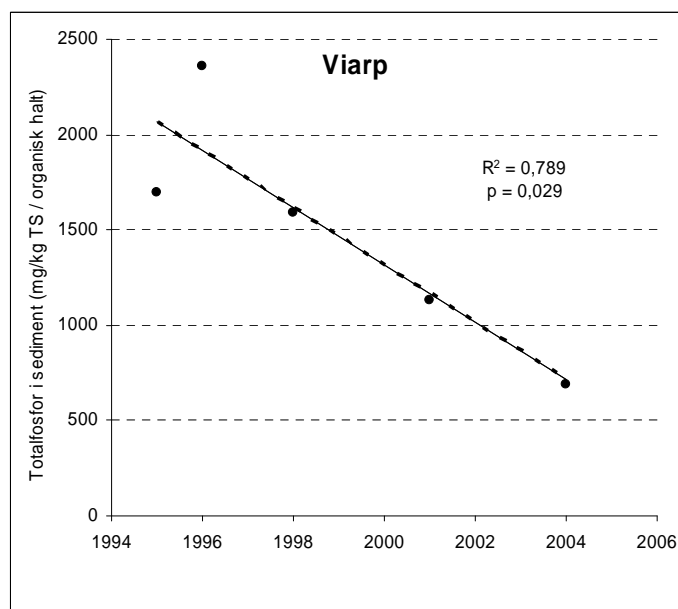


Fig. 31. Utvecklingen av totalfosfor i sediment 1995-2004 i våtmarken vid Viarp längs Råån.

METALLER

SEDIMENT I ÖRESUND

Bottenförhållandena varierar mycket på olika stationer inom kustkontrollprogrammet. Sedimentets organiska halt ger ett mått på bottenarnas benägenhet att ackumulera småpartiklar. Det är framförallt på dessa små partiklar som metaller och organiska miljögifter är bundna. I syfte att göra relevanta jämförelser mellan år har därför metallhalter relaterats till den organiska halten vid trendanalyser.

Arsenik

Arsenikhalten har på flertalet stationer under hela perioden 1995-2004 legat kring eller under Naturvårdsverkets jämförvärde (Anon 1999) på 10 mg/kg torrsvikt, och inom referensintervallet mellan 4 och 26 mg/kg torrsvikt för Bohuskusten, Stenungssund och Brofjorden 1995 (Cato 1997). Inne i Kopparverkshamnen (KE) och strax utanför (KE02), samt i Sydhamnen (SYH) fanns betydligt högre halter (Fig. 32). Under 2004 var halterna jämförelsevis normala på flertalet stationer utom inne i Kopparverkshamnen.

Arsenik har tidigare släppts ut från Boliden AB som verkade där numera Kemira Kemi AB finns. Eftersom utsläppen i det närmaste upphört borde halterna minska. Jämförelsevis låga halter har också uppmätts på flera platser under senare år. För station RÅH, i Råå hamn, finns en statistiskt signifikant minskande trend för perioden 1998-2004 om man tar hänsyn till den organiska halten i sedimentet (Fig. 33).

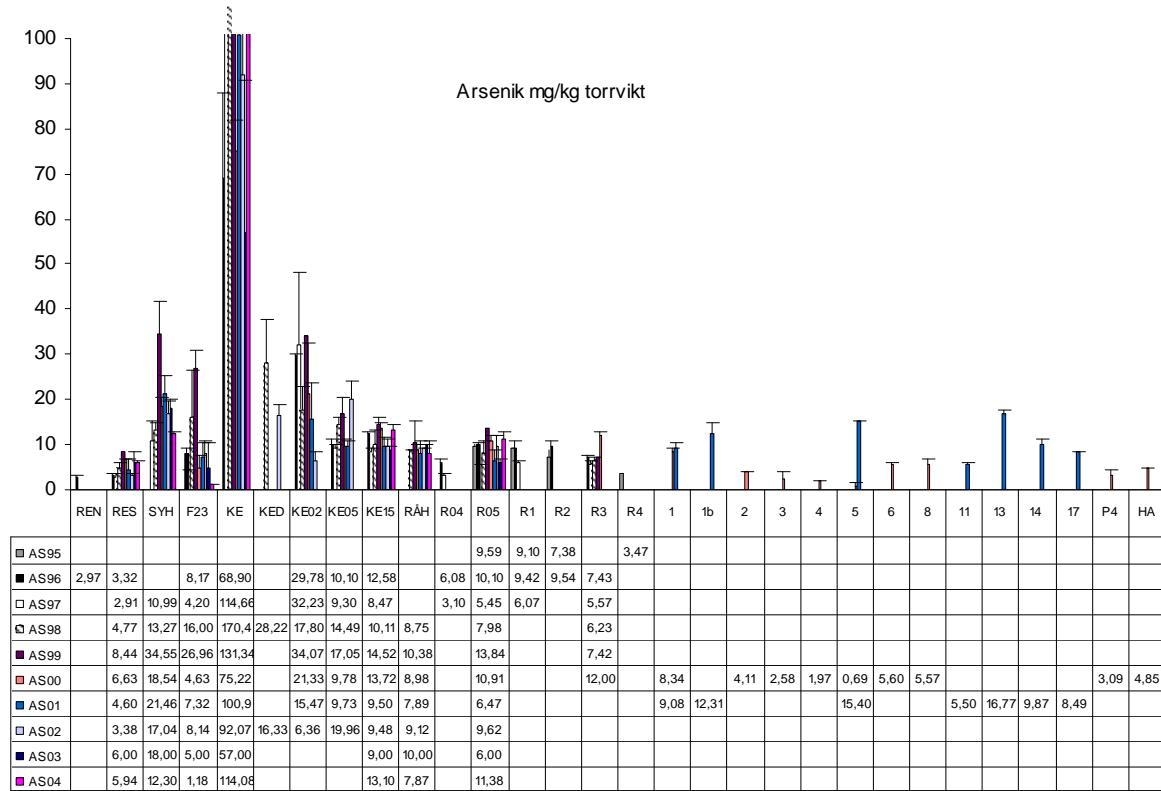


Fig. 32. Arsenik (mg/kg TS) i sediment på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2004. Medelvärden av två prov och standardavvikelsen.

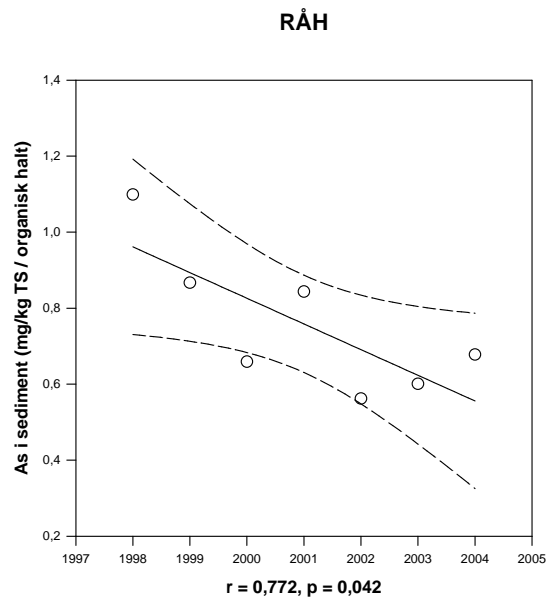


Fig. 33. Utvecklingen av arsenik i sediment (mg/kg TS per % organisk halt) på station RÅH inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1998-2004. Linjär regression.

Kadmium

Kadmiumhalterna var under perioden 1995-2004 högst på stationerna KE, R0,5 och R1. Många stationer låg under åren 1995-96 över Naturvårdsverkets jämförvärde på 0,2 mg/kg torrsvikt, eller i övre delen av referensintervallet mellan 0,02 och 0,82 mg/kg torrsvikt för Bohuskusten, Stenungssund och Brofjorden 1995 (Cato 1997), vilket redovisas i figur 34. Under de sista åren har genomgående lägre värden noterats för många stationer.

Halterna sjunker i och utanför Kopparverkshamnen. Den avtagande tendensen var statistiskt signifikant för stationerna KE och F23 för perioden 1996-2004 om man tar hänsyn till den organiska halten i sedimentet (Fig. 35). Den minskande trenden är kraftigast för station KE och utgår från ett betydligt högre utgångsläge än för station F23.

Det finns många källor för kadmium (plaster, färger, handelsgödsel mm).

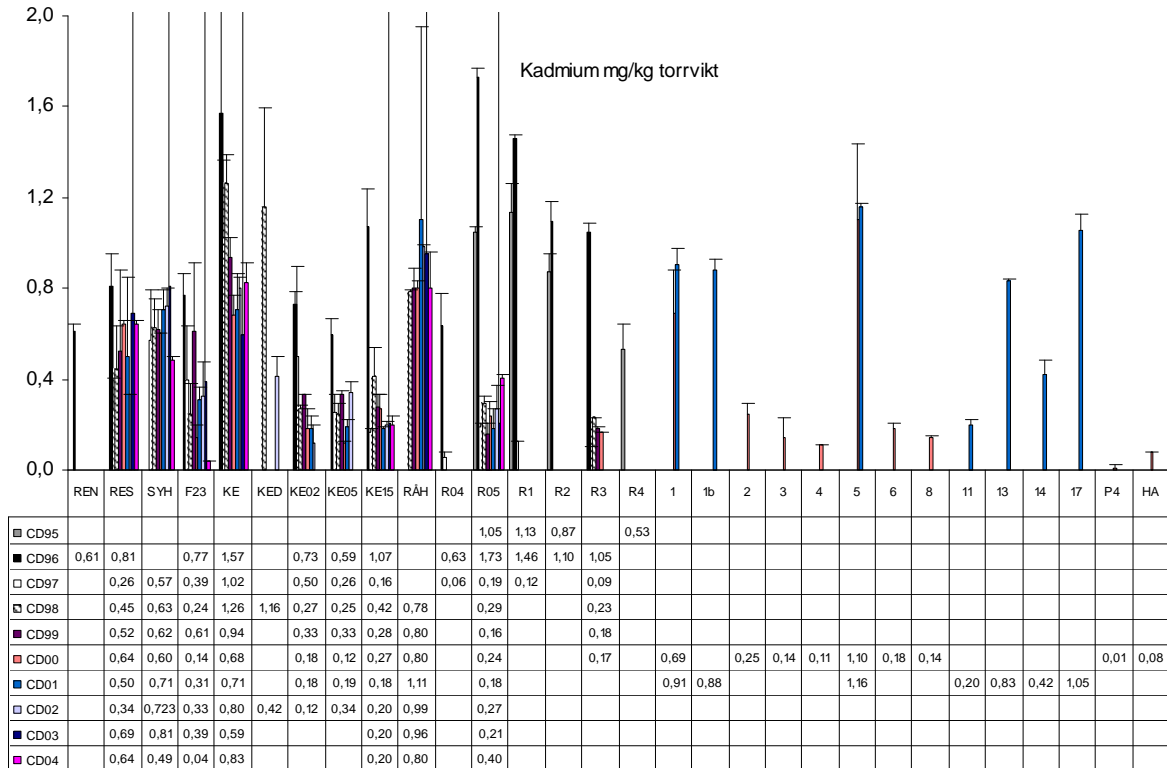


Fig. 34. Kadmium (mg/kg TS) i sediment på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2004. Medelvärden av två prov och standardavvikelsen.

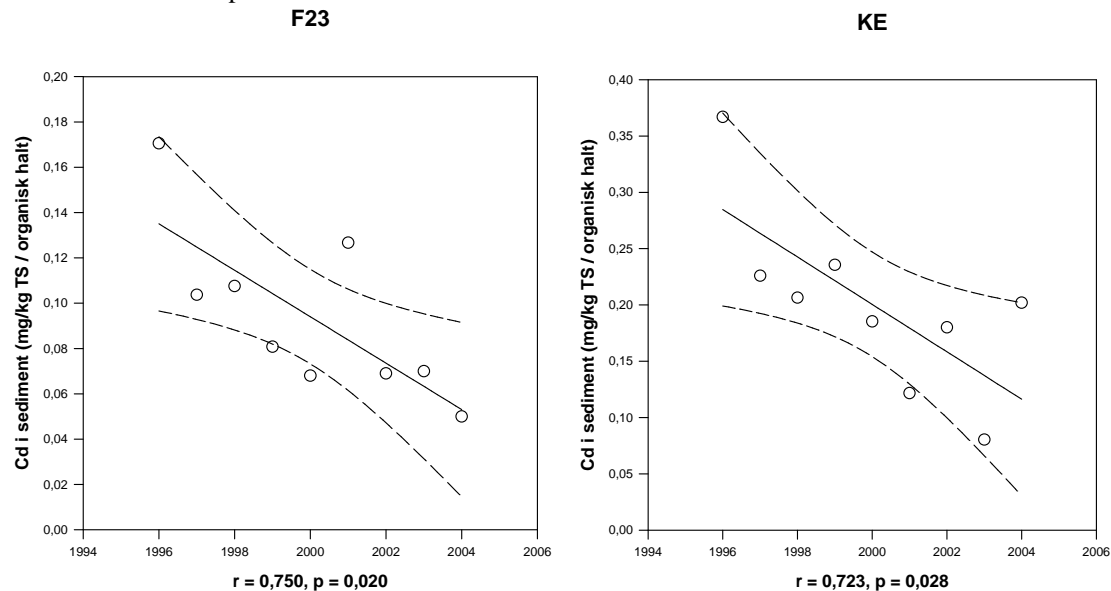


Fig. 35. Utvecklingen av kadmium i sediment (mg/kg TS per % organisk halt) på station F23 (till vänster) och station KE (till höger) inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1996-2004.

Kobolt

Kobolthalterna låg betydligt under Naturvårdsverkets jämförvärde för svenska kusten på 12 mg/kg torrsvikt (Anon 1999) i alla prover under hela perioden 1995-2004 med ett undantag. På station KED låg medelhalten, vid de två mätillfällena 1998 och 2002, på hela 122,4 mg/kg respektive 166,3 mg/kg torrsvikt (Fig. 36). Nivån verkar alltså genomgående låg i området, med undantag för station KED. Man kan anta att kobolt tillförs denna provpunkt via en närbelägen dagvattenledning som mynnar i Knähakenhamnen.

Värdena för 2004 var relativt normala för perioden. Ingen statistiskt signifikant trend kan noteras för hela perioden 1995-2004.

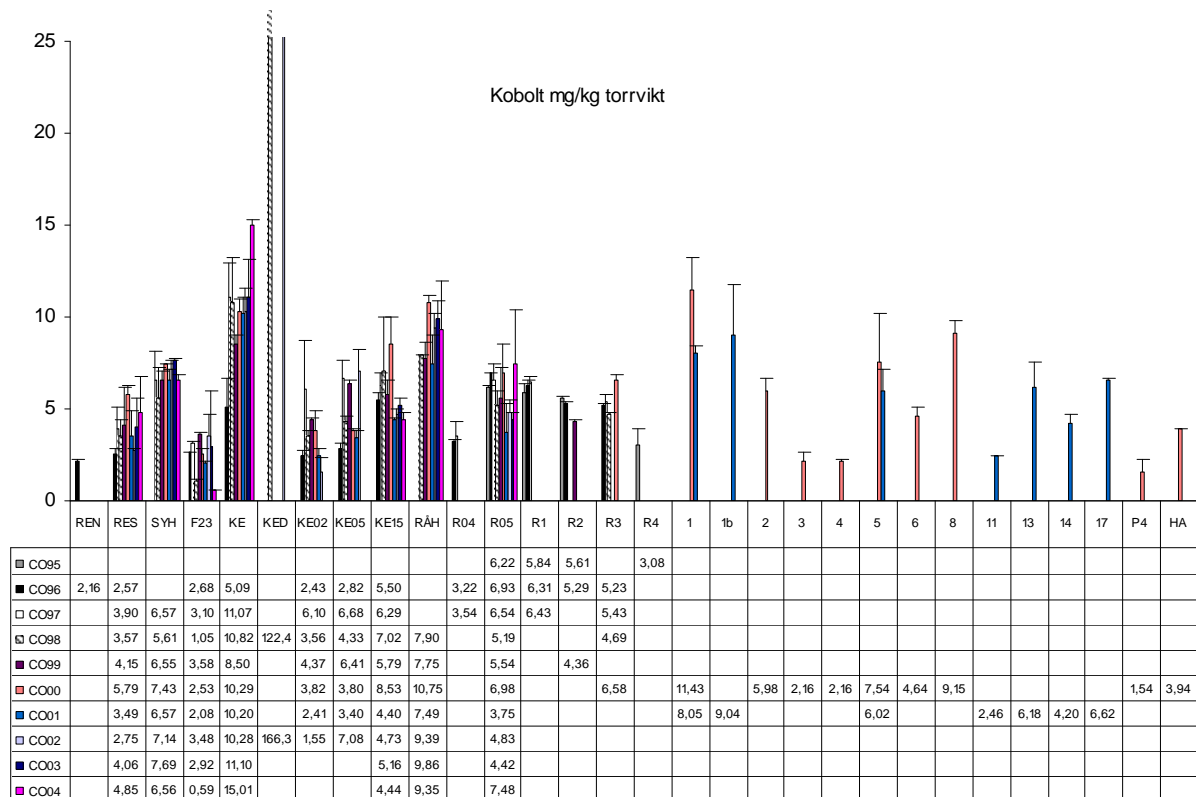


Fig. 36. Kobolt (mg/kg TS) i sediment på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2004. Medelvärden av två prov och standardavvikelsen.

Krom

Under hela perioden 1995-2004 låg kromhalterna genomgående under Naturvårdsverkets jämförvärde för svenska kusten på 40mg/kg torrsvikt, eller på samma nivå som referensintervallet mellan 15 och 44 mg/kg torrsvikt för Bohuskusten, Stenungssund och Brofjorden 1995 (Cato 1997). Högst halt uppmättes i sediment från station F23 under 2000, där 50 mg/kg noterades (Fig. 37). Nivån för krom verkar alltså tämligen normal i området, endast viss förhöjning förekommer på några få stationer.

Värdena för 2004 var relativt normala för perioden. Ingen statistiskt signifikant trend kan noteras för hela perioden 1995-2004.

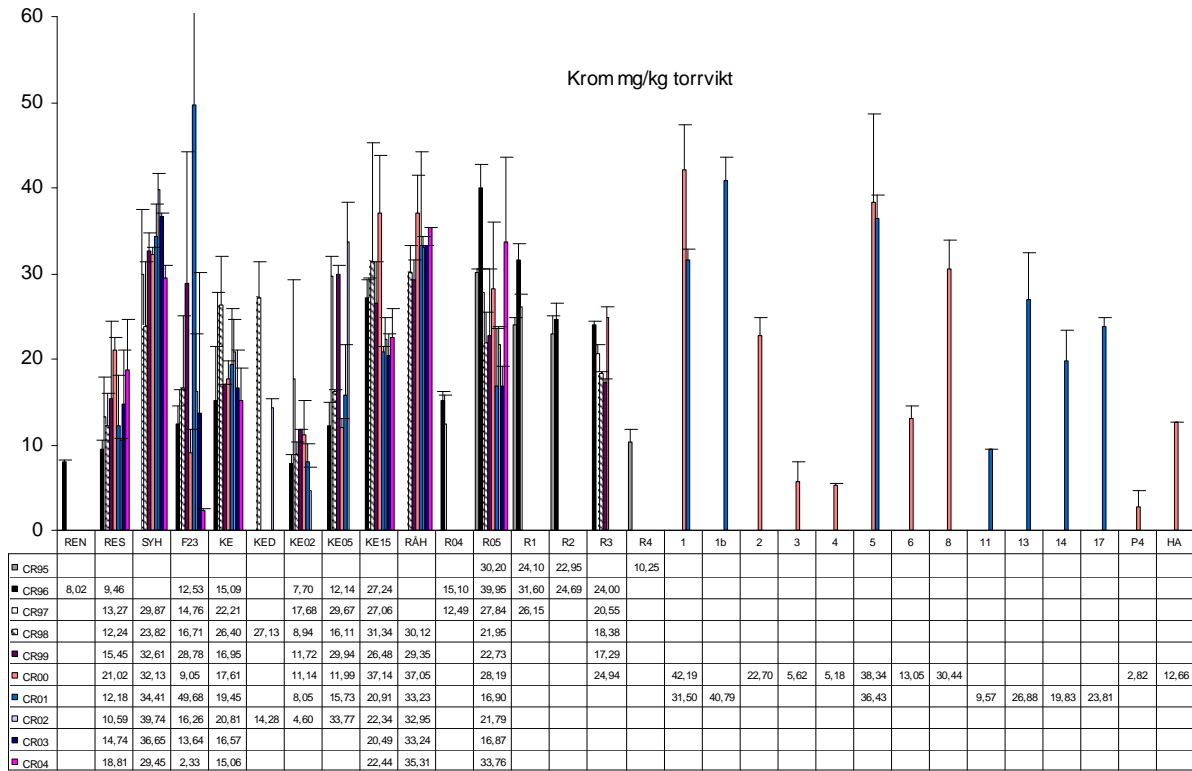


Fig. 37. Krom (mg/kg TS) i sediment på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2004. Medelvärden av två prov och standardavvikelsen.

Koppar

Kopparhalterna för perioden 1995-2004 låg över Naturvårdsverkets jämförvärde på 15 mg/kg torrsvikt för flera stationer, men på samma nivå som referensintervallet mellan 7 och 78 mg/kg torrsvikt för Bohuskusten, Stenungssund och Brofjorden 1995 (Cato 1997) för flertalet stationer (Fig. 38). Fem stationer avviker med tydligt högre halter än de övriga, KED i Kopparverkshamnen, RÅH i Råå hamn och stationerna 1, 2 och 5 i Helsingborgs hamnar. Station KED, som provtogs 1998 och 2002, var den station som hade allra högst kopparhalter i sedimentet, 916 mg/kg torrsvikt respektive 515 mg/kg torrsvikt. Halterna i Råå- och Helsingborgs hamnar låg betydligt lägre (91-307 mg/kg torrsvikt).

Kopparhalterna låg alltså på en förhållandevis låg nivå ute i Öresund medan förhöjda värden noterades i flera hamnar. Koppar kan främst tillföras hamnarna från dagvatten och båtbottnfärger.

Värdena för 2004 var relativt normala för perioden med högst halter i Råå hamn och Sydhamnen. Bottnarna på dessa platser har störst benägenhet att ackumulera miljögifter. Ingen statistiskt signifikant trend kan noteras för hela perioden 1995-2004.

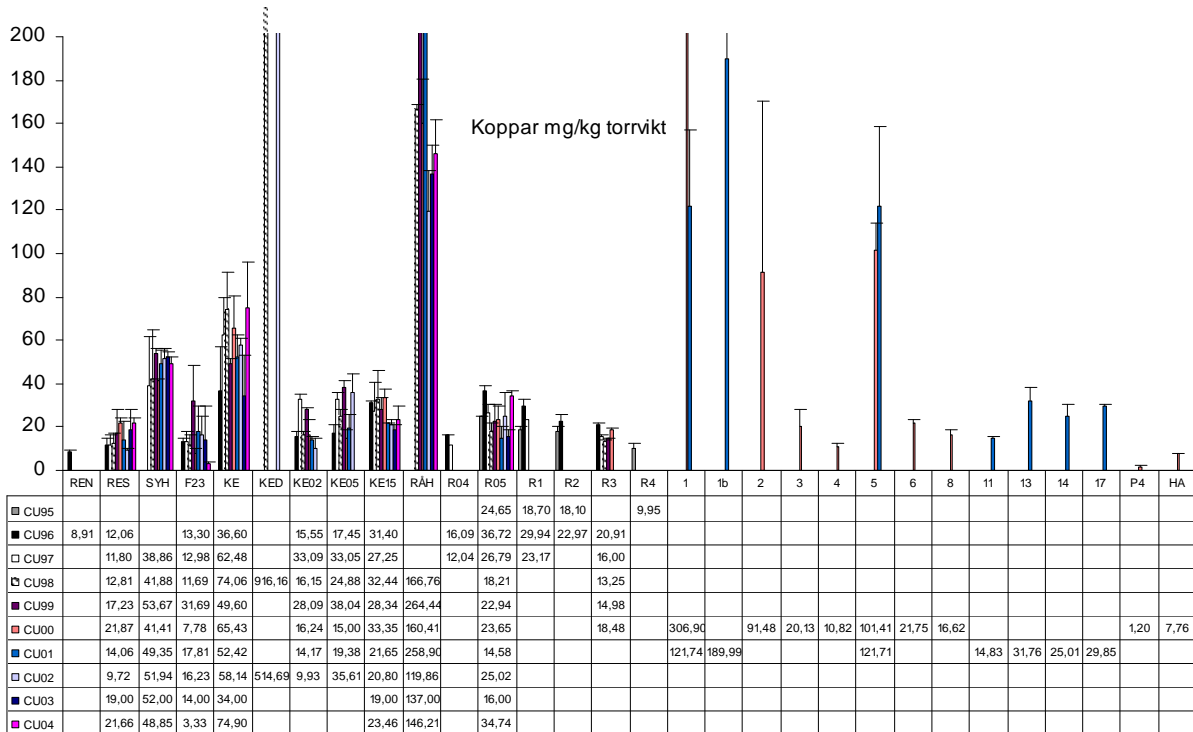


Fig. 38. Koppar (mg/kg TS) i sediment på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2004. Medelvärden av två prov och standardavvikelsen.

Kvicksilver

Kvicksilverhalterna låg under perioden 1995-2004 över Naturvårdsverkets jämförvärde (0,04 mg/kg torrsvikt), men inom referensintervallet mellan 0,05 och 0,47 mg/kg torrsvikt för Bohuskusten, Stenungssund och Brofjorden 1995 (Cato 1997) för flertalet stationer (Fig. 39), liksom under tidigare år. Högst uppmätta halt är 1,49 mg/kg torrsvikt under 2001 från station F23, där höga halter även noterades 1998 och 1999. Genomgående hög nivå konstateras också för stationerna 1b, 5, SYH, KE0.5, KE1.5 och RÅH.

Kvicksilver sprids diffust och långväga från många olika källor. Den varierande nivån för kvicksilver på stationerna kan till viss del förklaras med de olikartade ackumulationsförhållandena och de högsta halterna noterades genomgående på stationer med hög organisk halt. Ett undantag utgör station RES, söder om reningsverket, där nivån är blygsam sett till sedimentets organiska halt. Detta tyder på att reningsprocesserna fungerar.

Värdena för 2004 var jämförelsevis höga på flera stationer. För stationerna SYH och KE1.5, finns statistiskt signifikant ökande trender för perioden 1996/97-2004 om man tar hänsyn till den organiska halten i sedimentet (Fig. 40).

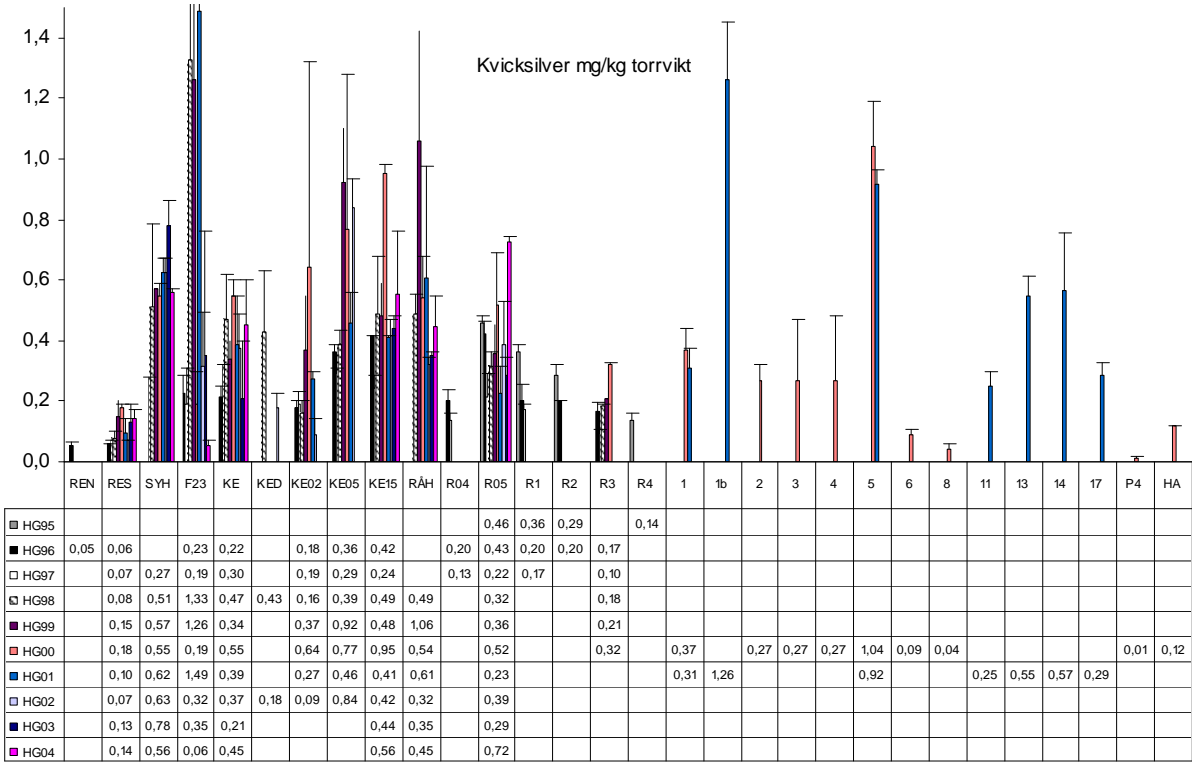


Fig. 39. Kvicksilver (mg/kg TS) i sediment på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2004. Medelvärden av två prov och standardavvikelsen.

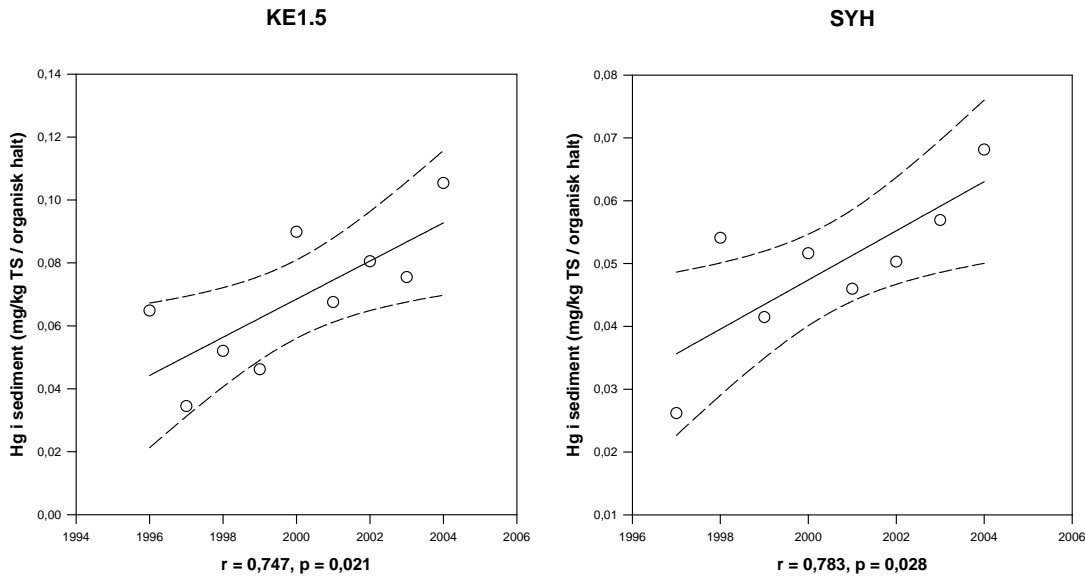


Fig. 40. Utvecklingen av kvicksilver i sediment (mg/kg TS per % organisk halt) på station KE1.5 (till vänster) och station KE (till höger) och SYH (till höger) inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1996-2004. Linjär regression.

Bly

Blyhalterna låg under perioden 1995-2004 över Naturvårdsverkets jämförvärde (25 mg/kg torrsvikt), men omkring referensintervallet mellan 9 och 41 mg/kg torrsvikt för Bohuskusten, Stenungssund och Brofjorden 1995 (Cato 1997) för flertalet stationer, liksom under tidigare år (Fig. 41). På stationerna RÅH, 1b och 5 uppmättes dock högre halter. Högst halt noterades 2001 för station 1b5 (122 mg/kg torrsvikt).

Värdena för 2004 var relativt normala till höga för perioden 1995-2004. Ingen statistiskt signifikant trend kan noteras för hela perioden.

Bly kan tillföras via dagvatten och binds starkt till organiskt material, vilket kan förklara de jämförelsevis höga halterna i hamnarna.

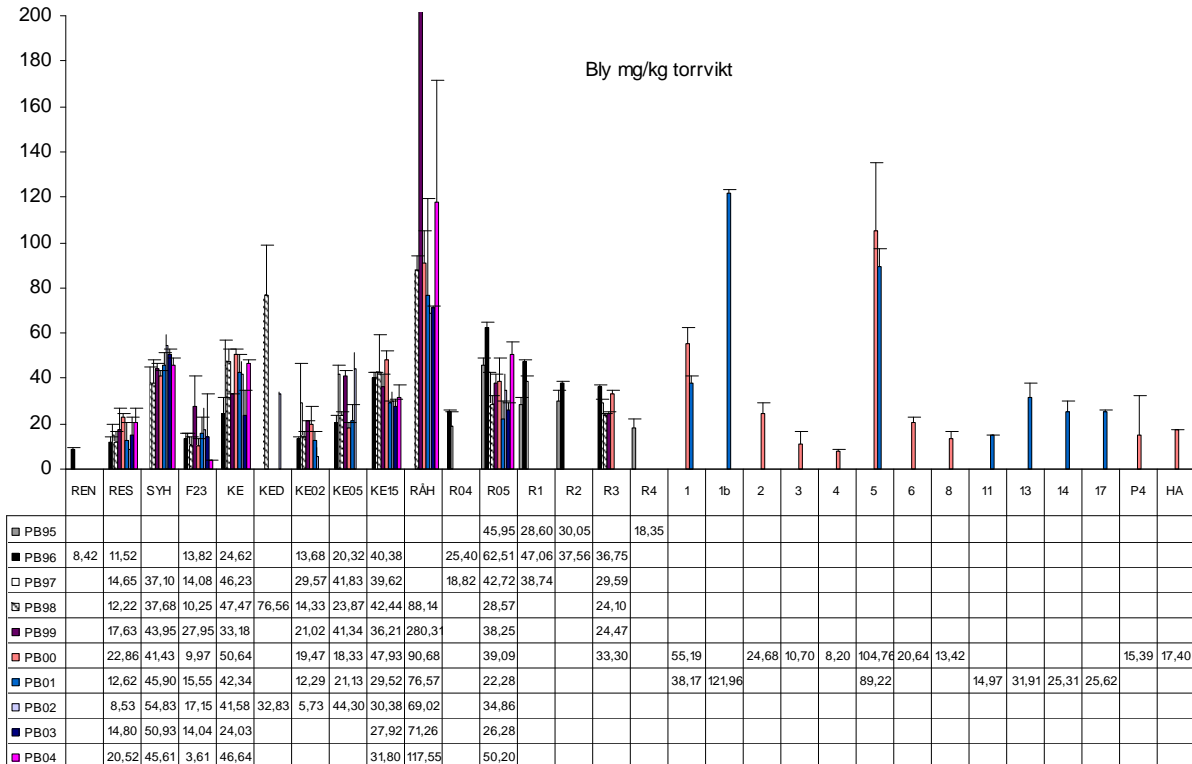


Fig. 41. Bly (mg/kg TS) i sediment på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2004. Medelvärden av två prov och standardavvikelsen.

Tenn

Tenn har inte undersökts före 1997. Jämförvärde från Naturvårdsverket saknas. I relation till värden för Bohuskusten, Stenungssund och Brofjorden 1995 mellan 1 och 9,9 mg/kg torrsvikt låg halterna utanför Helsingborg på samma nivå (Fig. 42). De högsta halterna har uppmätts på tre stationer i Helsingborgs hamnar, 1, 2 och 5 samt i Råå hamn (RÅH) och i Knähakenhamnen (KED), där halter mellan 3,7 och 10,4 mg/kg torrsvikt har uppmätts.

Värdena för 2004 var relativt normala till höga för mätperioden. För station SYH finns en statistiskt signifikant ökande trend för perioden 1997-2004 om man tar hänsyn till den organiska halten i sedimentet (Fig. 43).

Tenn ingår i båtbottnfärger, för vilka användningen nyligen förbjudits på fritidsbåtar. Användningen kvarstår dock på större fartyg.

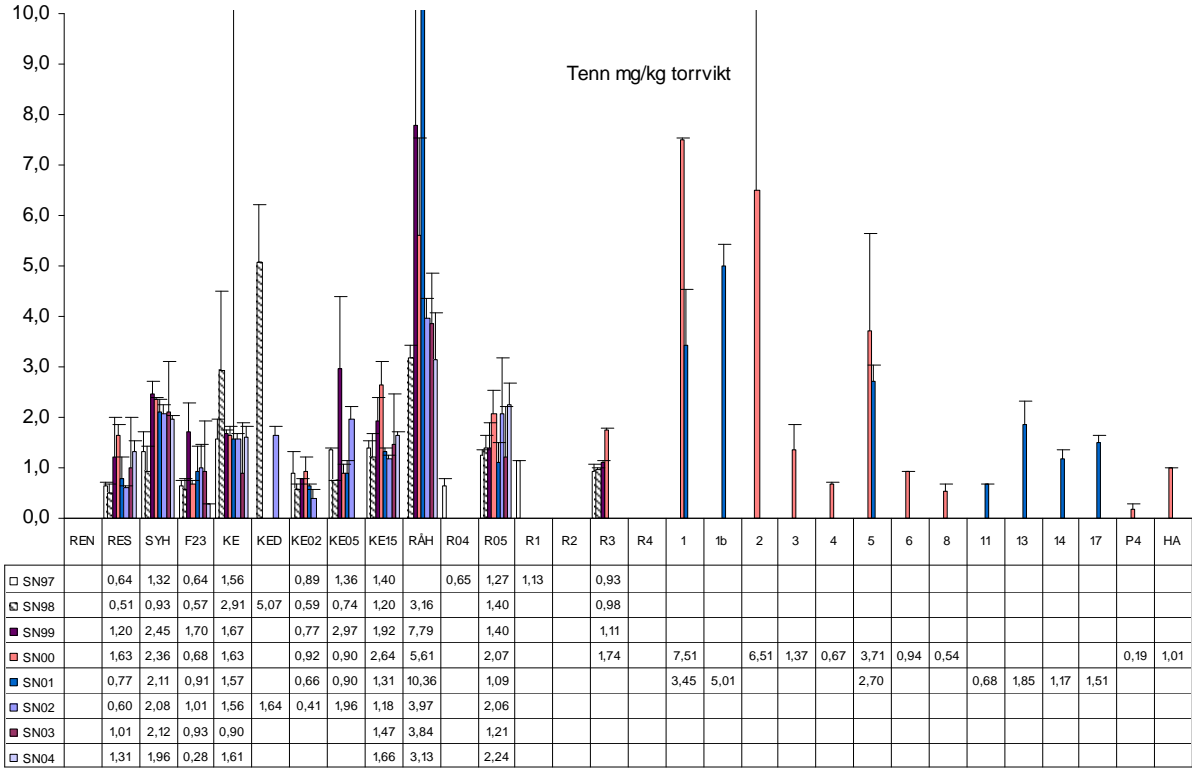


Fig. 42. Tenn (mg/kg TS) i sediment på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2004. Medelvärden av två prov och standardavvikelsen.

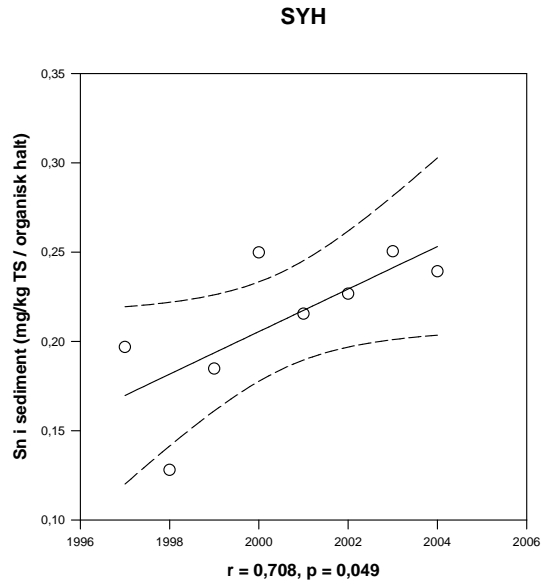


Fig. 43. Utvecklingen av tenn i sediment (mg/kg TS per % organisk halt) på station SYH inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1997-2004. Linjär regression.

Zink

Halterna av zink låg omkring eller över Naturvårdsverkets jämförvärde (85 mg/kg torrsvikt) och referensintervallet mellan 50 och 166 mg/kg torrsvikt för Bohuskusten, Stenungssund och Brofjorden 1995 (Cato 1997) under perioden 1995-2004 (Fig. 44). Höga halter noterades på stationerna KED, KE och 5. Station KED, närmast dagvattenledningen i Knähakenhamnen, uppvisade 1998 de klart högsta halterna av zink, 9945 mg/kg torrsvikt. Under 2002 påvisades 7338 mg/kg torrsvikt.

Zink har tidigare släppts ut från Boliden AB som verkade där numera Kemira Kemi AB finns. Eftersom utsläppen i det närmaste upphört borde halterna minska. Zink tillförs också via dagvattnet vilket delvis kan förklara de höga halterna på stationerna KED och 5.

Värdena för 2004 var relativt normala till höga för perioden 1995-2004. Ingen statistiskt signifikant trend kan noteras för hela mätperioden.

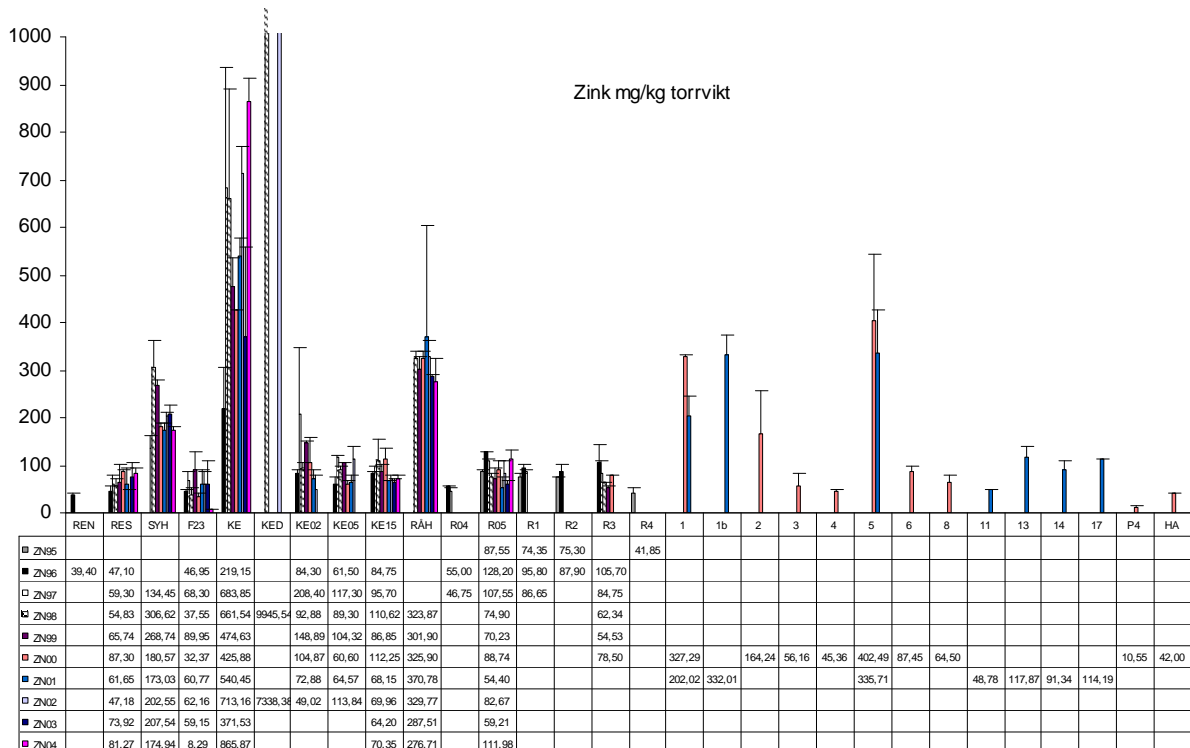


Fig. 44. Zink (mg/kg TS) i sediment på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2003. Medelvärden av två prov och standardavvikelsen.

Avvikelseklassning enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder

De analyserade värdena för olika metaller kan relateras till Naturvårdsverkets jämförvärden (Anon 1999). Dessa jämförvärden anses motsvara förindustriella nivåer. Kvoten mellan uppmätt värde och jämförvärde ger ett klassningsvärde som kan ge en uppfattning om sedimentets föroreningsgrad d.v.s. hur sedimentet avviker från den förindustriella nivån (avvikelseklassning). En stor felkälla vid jämförelser mellan stationer är att ingen hänsyn har tagits till den organiska halten i sedimentet, vilken har ett samband med metallhalter. I klassningssystemet saknas tenn, för vilken höga halter noterades utanför Helsingborg jämfört med Bohuskusten.

Metallhalterna i sedimenten från de 7 undersökta stationerna 2004 varierade kraftigt vilket framgår av tabell 16. För krom och kobolt hamnade majoriteten av stationer i klass 1, vilken anger ingen eller obetydlig avvikelse från förindustriell nivå. För kvicksilver, koppar och bly är däremot haltnivån genomgående hög i området. Arsenik- och zinkhalten är kraftigt förhöjd lokalt. För arsenik och zink noterades mycket stor avvikelse i sedimenten från Kopparkshamnen. För koppar och bly noterades mycket stor avvikelse i sedimenten från Råå hamn.

Kvicksilver ligger ofta på en högre nivå numera jämfört med förindustriella förhållanden. Medelvärden från Skagerack-Kattegatt mellan 0,02 och 1,1 mg/kg TS talar för detta (Cato 1997b). Avvikelserna skall alltså ses i

detta perspektiv. Under 2004 noterades maximalt 0,72 mg/kg TS längs Helsingborgskusten och ingen station kunde placeras i den högsta föroreningsklassen enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Haltnivån har dock ökat tydligt sedan 2003 och 4 av de 7 stationerna gick upp i en högre föroreningsklass.

Kadmium ligger ofta på en förhöjd nivå numera jämfört med tidigare och medelvärden från Skagerack-Kattegatt ligger mellan 0,01 och 4,2 mg/kg TS (Cato 1997b). Det högsta värdet från helsingborgskusten 2004 uppgick till 0,83 mg/kg TS och ingen station kunde placeras i den högsta föroreningsklassen enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Haltnivån är relativt oförändrad eftersom två stationer placeras i högre klass och två stationer placeras i lägre klass sedan 2003.

Kopparhalten var under 2004 kraftigt förhöjd på en station. Haltnivån är relativt oförändrad för stationerna sedan 2003 men en station placeras i högre klass än 2003. Zinkhalten var under 2004, som tidigare år, kraftigt förhöjd på en station. Haltnivån är relativt oförändrad eftersom en station placeras i högre klass och en station i lägre klass sedan 2003. Arsenikhalten var under 2004 kraftigt förhöjd på endast en station. Detta har även varit fallet under tidigare år och nivån är tämligen oförändrad längs Helsingborgskusten sedan 2003. Halterna av kobolt och krom var, som under tidigare år, genomgående låga under 2004. Halterna av bly var förhöjda i området under 2004. Haltnivån har ökat eftersom fyra av sju stationer placeras i högre klass sedan 2003. Stationen i Råå hamn har ökat kraftigt och gick upp två klasser.

Sammanfattningsvis placerar resultaten från 2004 grovt sett stationerna i samma klasser som 1999-2003 för flertalet element. Haltnivåerna har dock ökat framförallt för kvicksilver men även för bly. För två stationer finns dessutom statistiskt ökande kvicksilvertrender för perioden 1996-2004. Däremot kan statistiskt signifikant lägre kadmiumhalter noteras för två stationer under samma period.

I Kopparverkshamnen beror troligen de förhöjda halterna av flera element på en kombination av tidigare utsläpp från industrin och tillförsel från dagvatten som leds till hamnen, samt i viss mån från båtbottnfärger. För övriga hamnar gäller sannolikt tillförsel både från dagvatten och båtbottnfärger.

Tabell 16. Jämförvärden och avvikelseklassningar för metaller i sediment från kustzonen enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4914). Stationerna inom Helsingborgs kustkontrollprogram 2004 har placerats i olika klasser. Höga avvikelsevärden inom parentes (antalet gånger förhöjning av jämförvärde).

Variabel	Jämförvärde mg/kg TS	Klass 1 Ingen/obetydlig avvikelse ≤1,0	Klass 2 Liten Avvikelse	Klass 3 Tydlig avvikelse	Klass 4 Stor avvikelse	Klass 5 Mycket stor avvikelse
As	10	RES, F23, RÅH	SYH, KE1.5, R0.5			KE (14)
Co	12	Övriga stationer	KE			
Pb	31	RES, F23	KE1.5	SYH, KE, R0.5		RÅH
Cu	15	F23	RES, KE1.5	SYH, R0,5	KE	RÅH (10)
Cr	40	Samtliga stationer				
Cd	0,2	F23	SYH, KE1.5, R0.5	RES, KE, RÅH		
Hg	0,04		F23	RES	SYH, KE, KE1.5, RÅH, R0.5	
Zn	85	RES, F23, KE1.5	SYH, R0.5		RÅH	KE (10)

SEDIMENT I VÅTMARKER och DAGVATTENDAMMAR

Halterna redovisas i relation till Naturvårdsverkets tillståndsklasser (Anon 1999b), eller då dessa saknas görs jämförelser med referensvärden för sjöar (Håkansson & Rosenberg 1987).

Arsenik

Arsenikhalterna var genomgående låga i sedimenten från lokalerna längs Råån. Högre värden påträffades i anslutning till Filborna avfallsanläggning under 2001 (A, A1, A2). Dessa halterna avviker lite till tydligt (klass 2 och 3) från bakgrundsvärden enligt Naturvårdsverkets tillståndsklasser. 2004 års halter var normala för mätperioden (Fig. 45).

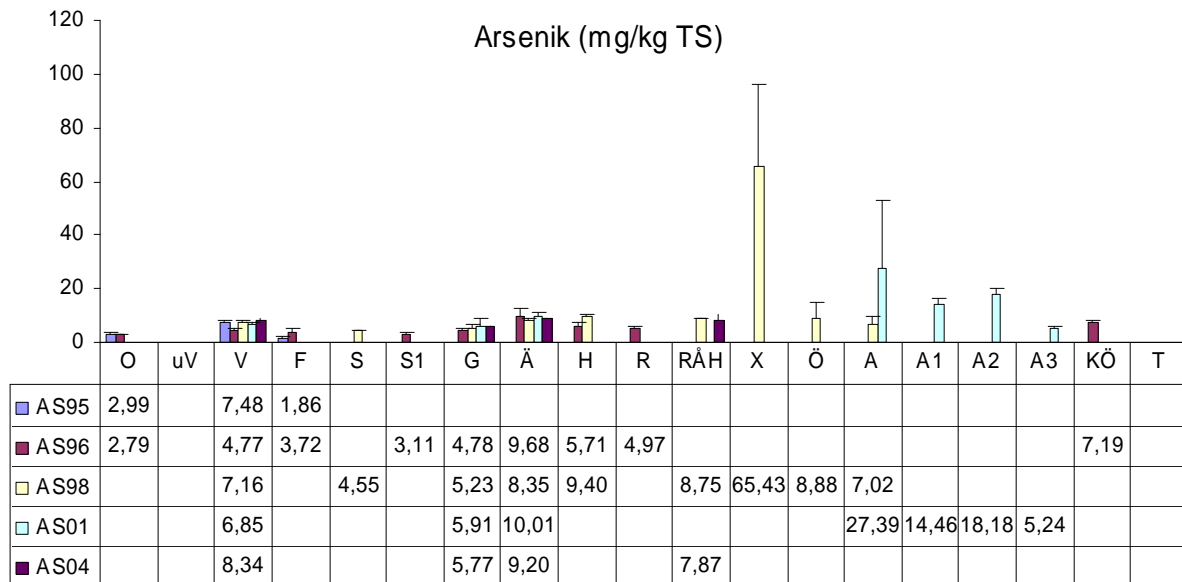


Fig. 45. Arsenik i sediment 1995-2004 från våtmarker längs Råån, i dagvattendammar i Helsingborgs stad (Ö, X, Ä) och kring Filborna avfallsanläggning (A-A3). Halter i mg/kg per torrsubstans. Medelvärden av två prov och standardavvikelsen.

Kadmium

Kadmiumhalterna var låga till normala under 2004 jämfört med resultaten från tidigare års undersökningar (Fig. 46). På jämförbara våtmarkslokaler verkar halterna att minska utom vid Ättekulla industriområde. För våtmarken i Viarpsbäcken (Råån) finns en statistiskt signifikant avtagande halttrend för perioden 1995-2004 med hänsyn till den organiska halten (Fig. 47).

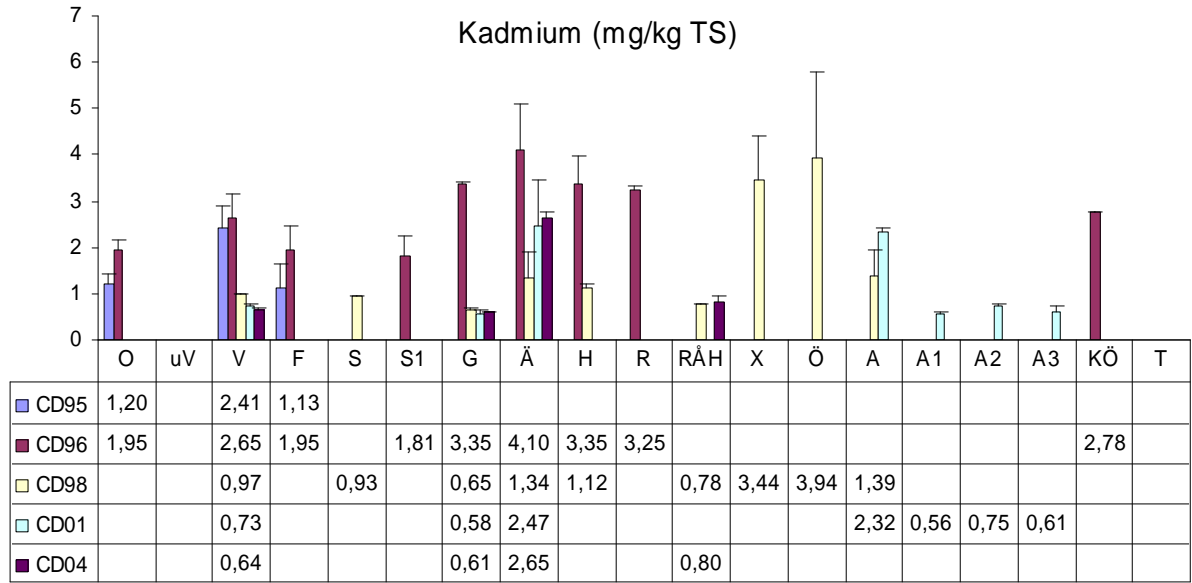


Fig. 46. Kadmium i sediment 1995-2004 från våtmarker längs Råån, i dagvattendammar i Helsingborgs stad (Ö, X, Ä) och kring Filborna avfallsanläggning (A-A3). Halter i mg/kg per torrsubstans. Medelvärdet av två prov och standardavvikelsen.

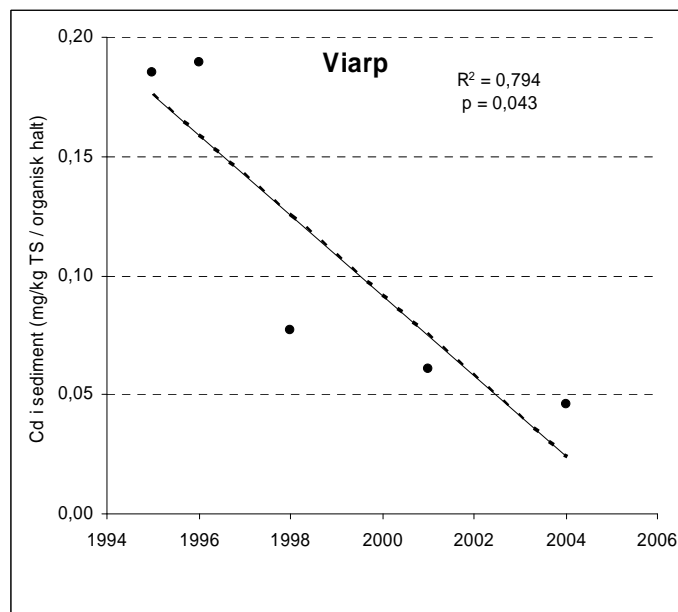


Fig. 47. Utvecklingen av kadmium i sediment 1995-2004 i våtmarken vid Viarp längs Råån.

Krom

Även kromhalterna tenderar att minska i våtmarker längs Råån förutom vid Ättekulla industriområde. Under 2004 var halterna relativt normala för mätperioden (Fig. 48).

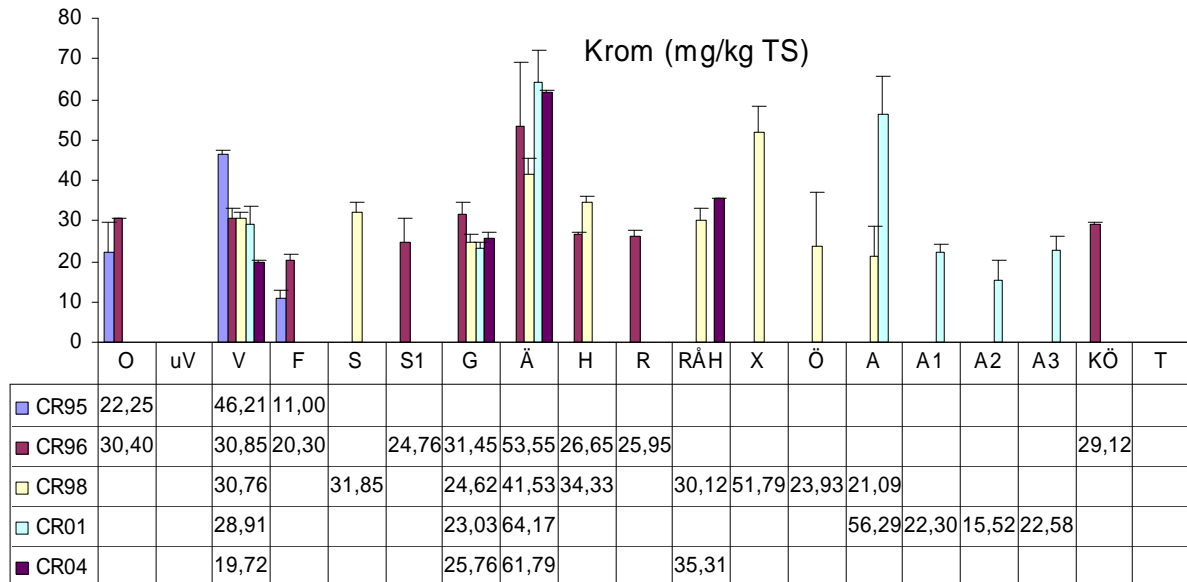


Fig. 48. Krom i sediment 1995-2004 från våtmarker längs Råån, i dagvattendammar i Helsingborgs stad (Ö, X, Ä) och kring Filborna avfallsanläggning (A-A3). Halter i mg/kg per torrsubstans. Medelvärdet av två prov och standardavvikelsen.

Koppar

Jämförelsevis normala kopparhalter uppmättes under 2004. Det högsta medelvärdet för mätperioden noterades för Ättekulla industriområde (Fig. 49).

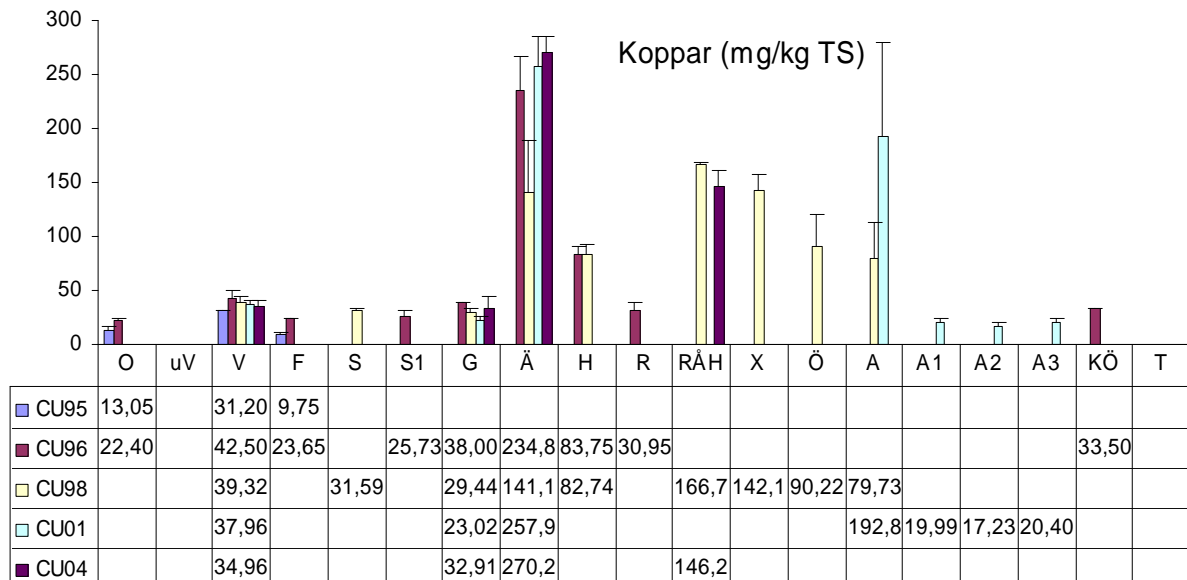


Fig. 49. Koppar i sediment 1995-2004 från våtmarker längs Råån, i dagvattendammar i Helsingborgs stad (Ö, X, Ä) och kring Filborna avfallsanläggning (A-A3). Halter i mg/kg per torrsubstans. Medelvärdet av två prov och standardavvikelsen.

Kvicksilver

Kvicksilverhalterna 2004 var låga till normala. Högst medelvärde noterades för Ättekulla industriområde (Fig. 50).

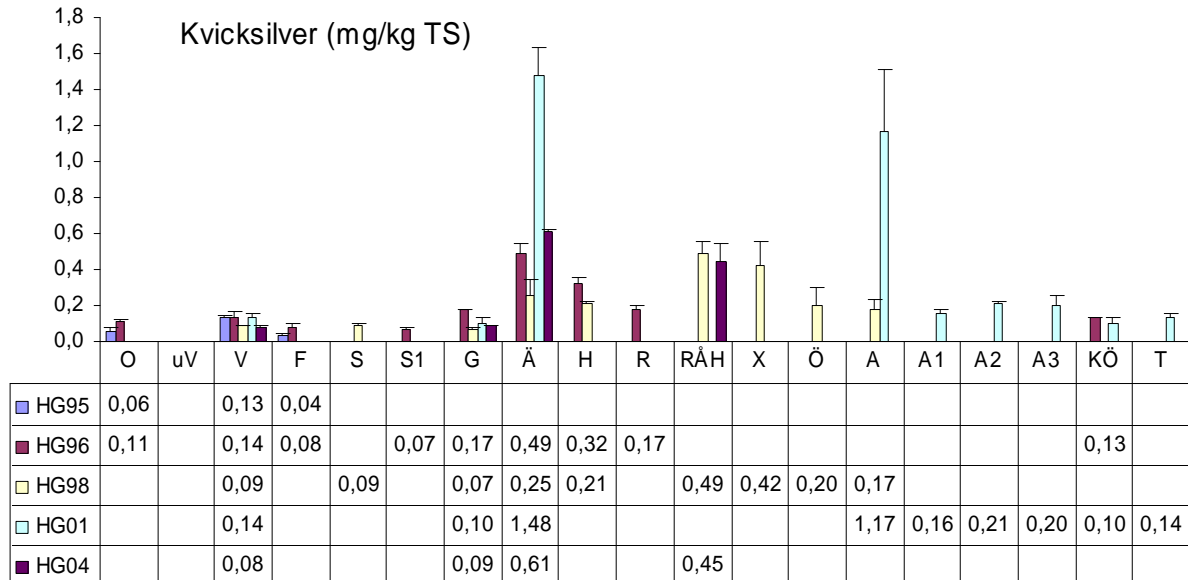


Fig. 50. Kvicksilver i sediment 1995-2004 från våtmarker längs Råån, i dagvattendammar i Helsingborgs stad (Ö, X, Ä) och kring Filborna avfallsanläggning (A-A3). Halter i mg/kg per torrsubstans. Medelvärdet av två prov och standardavvikelsen.

Bly

Blyhalterna 2004 var lägre än tidigare i våtmarken vid Viarp men däremot högre än tidigare vid Ättekulla industriområde och i Råå hamn (Fig. 51). För våtmarken i Viarpsbäcken (Råån) finns en statistiskt signifikant avtagande halttrend för perioden 1995-2004 med hänsyn till den organiska halten (Fig. 52).

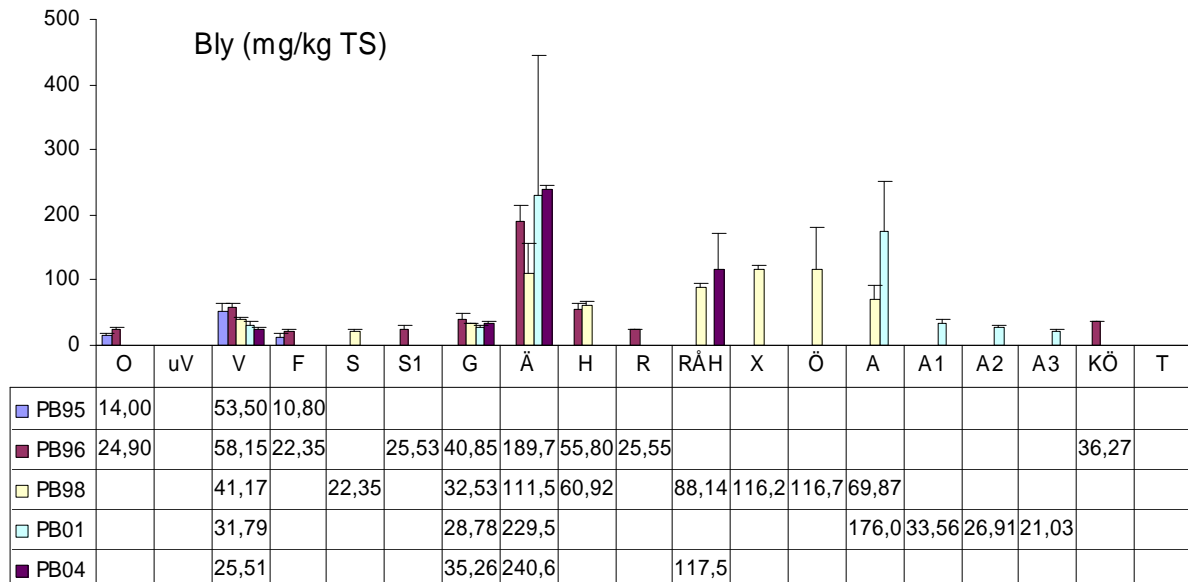


Fig. 51. Bly i sediment 1995-2004 från våtmarker längs Råån, i dagvattendammar i Helsingborgs stad (Ö, X, Ä) och kring Filborna avfallsanläggning (A-A3). Halter i mg/kg per torrsubstans. Medelvärdet av två prov och standardavvikelsen.

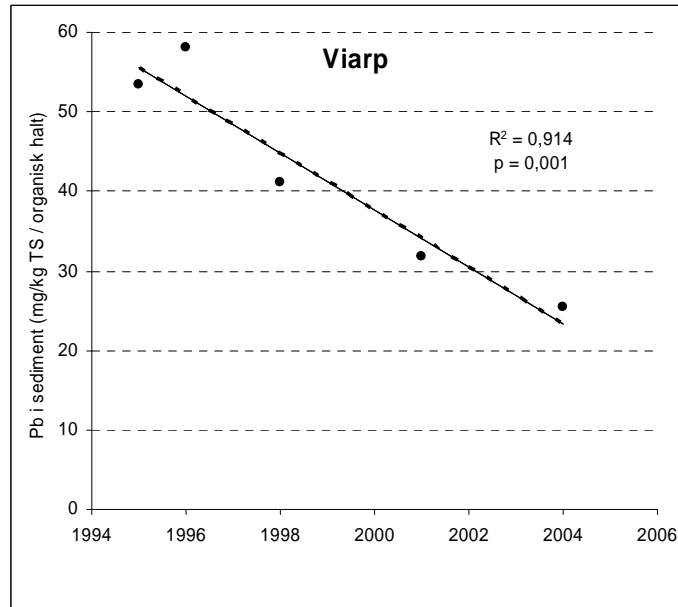


Fig. 52. Utvecklingen av bly i sediment 1995-2004 i våtmarken vid Viarp längs Råån.

Tenn

Inga referensvärden har kunnat uppbringas för tenn. 2004-års halter var högst i Råå hamn (Fig. 53). Det senare kan sammanhänga med användningen i båtbottnfärger.

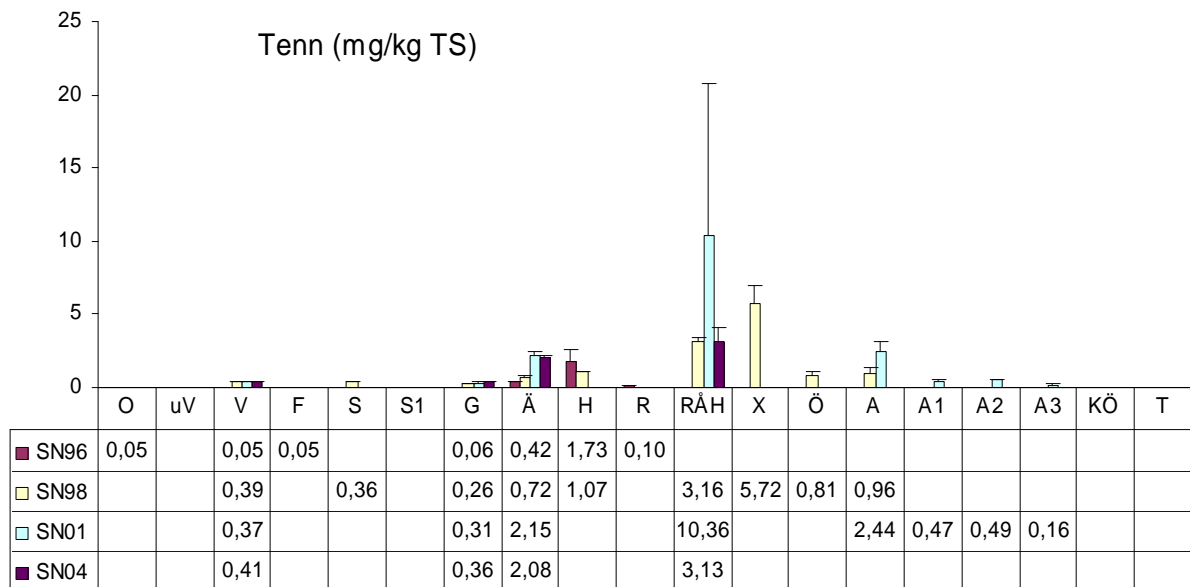


Fig. 53. Tenn i sediment 1995-2004 från våtmarker längs Råån, i dagvattendammar i Helsingborgs stad (Ö, X, Ä) och kring Filborna avfallsanläggning (A-A3). Halter i mg/kg per torrsubstans. Medelvärdet av två prov och standardavvikelsen.

Zink

Flertalet zinkhalter var relativt låga i våtmarkssedimenten 2004. Däremot var halterna högst hittills i sediment från Ätekulla industriområde (Fig. 54).

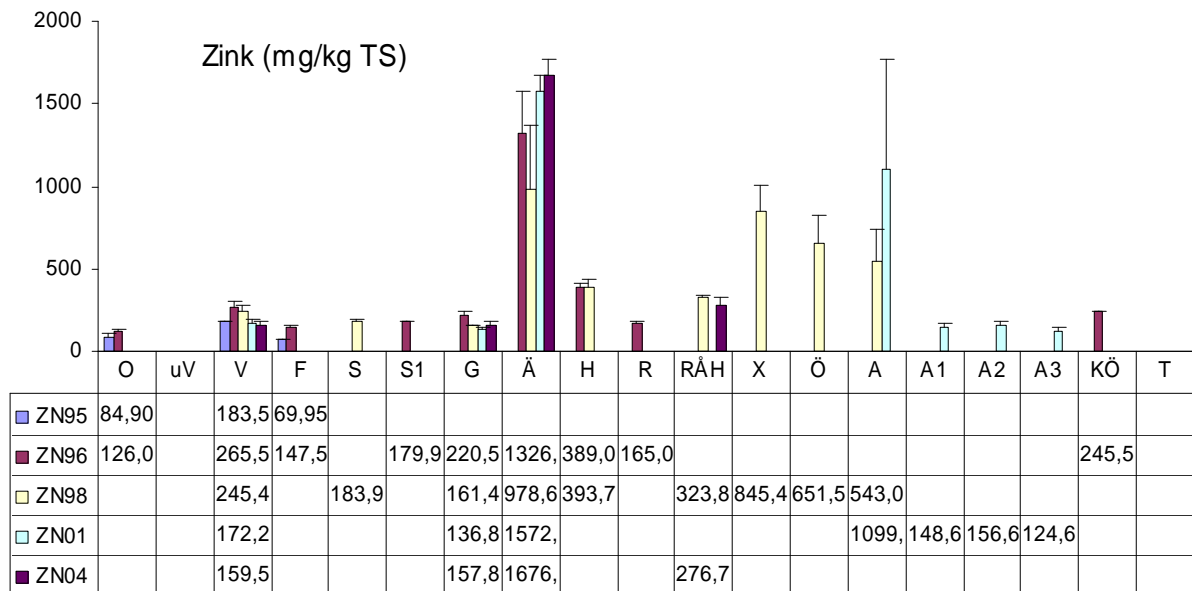


Fig. 54. Zink i sediment 1995-2004 från våtmarker längs Råån, i dagvattendammar i Helsingborgs stad (Ö, X, Ä) och kring Filborna avfallsanläggning (A-A3). Halter i mg/kg per torrsubstans. Medelvärdet av två prov och standardavvikelsen.

Nickel

Halterna av nickel 2004 var genomgående låga för mätperioden. Högst halt noterades i sediment från Ätekulla industriområde (Fig. 55).

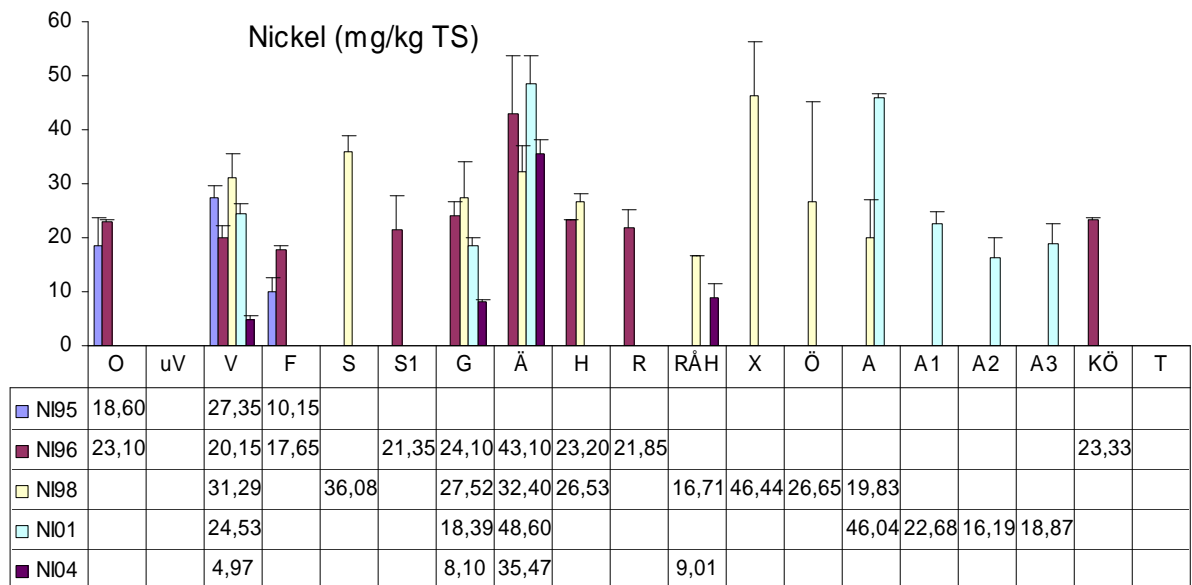


Fig. 55. Nickel i sediment 1995-2001 från våtmarker längs Råån, i dagvattendammar i Helsingborgs stad (Ö, X, Ä) och kring Filborna avfallsanläggning (A-A3). Halter i mg/kg per torrsubstans. Medelvärdet av två prov och standardavvikelsen.

Molybden

Halterna av molybden i sediment var under 2004, som tidigare, tydligt högst från Ättekulla industriområde. Även i Råå hamn har relativt höga halter uppmätts (Fig. 56). Molybden ingår bl a i legeringar, glödlampor, elektronrör och fetter.

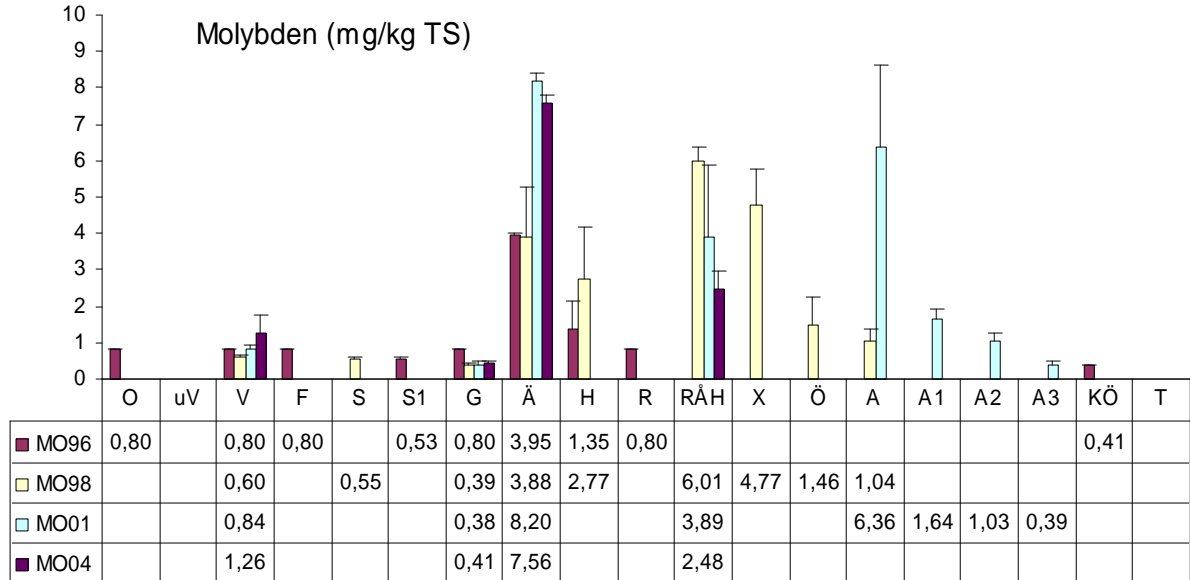


Fig. 56. Molybden i sediment 1996-2004 från våtmarker längs Råån, i dagvattendammar i Helsingborgs stad (Ö, X, Ä) och kring Filborna avfallsanläggning (A-A3). Halter i mg/kg per torrsubstans. Medelvärdet av två prov och standardavvikelsen.

Avvikelseklassning enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder

De analyserade värdena för olika metaller kan relateras till Naturvårdsverkets jämförvärden (Anon 1999b). Som jämförvärden används uppskattningar av bakgrundsvärden för södra Sverige eller vad som betraktas som de ursprungliga, naturliga halterna.

Det bör observeras att klassindelningen av avvikelsen från jämförvärdet skiljer sig mellan sediment i sjöar och vattendrag respektive kust och hav. Faktorerna är i allmänhet högre i sediment från inlandsvatten än i marina miljöer. En viktig orsak till detta är att sediment från inlandsvatten i allmänhet innehåller betydligt mer organiskt material och att de flesta metaller återfinns i den fraktionen i sedimenten.

För flertalet metaller kan de flesta lokalerna 2004 placeras i de lägsta klasserna, som indikerar låg föroreningsgrad. Provtagningsplatserna nerströms Ättekulla industriområde (Ä) och i Råå hamn (RÅH) kan däremot klassas högt för flera metaller, i synnerhet för koppar (Tab. 17). Resultaten från 2004 pekar främst på lägre halter sedan 2001 av flera metaller, framförallt nickel och kvicksilver. Sedimenten nerströms Ättekulla industriområde uppvisade lägre halter av både kvicksilver och zink jämfört med 2001. Dessa förändringar kan inte relateras till minskad organisk halt i sedimentet. Däremot uppmättes högre halt av bly i sedimentet från Råå hamn. Ökningen var något större än vad som kunde förväntas utifrån den ökade organiska halten.

Tabell 17. Jämförvärden och avvikelseklassningar för metaller i sediment från vattendrag och dammar enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Rapport 4913). Stationerna inom Helsingborgs kustkontrollprogram 2004 har placerats i olika klasser. Höga avvikelsevärden inom parentes.

Element	Jämförvärde mg/kg TS Bakgrund Södra Sverige	Klass 1 Ingen/obetydlig avvikelse ≤1,0	Klass 2 Liten avvikelse	Klass 3 Tydlig avvikelse	Klass 4 Stor avvikelse	Klass 5 Mycket stor avvikelse
As	10	V, G, Ä, RÅH				
Pb	80	V, G	Ä, RÅH			
Cu	20		V, G			Ä (14), RÅH
Cr	15	V, G		Ä, RÅH		
Ni	10	V, G, RÅH		Ä		
Cd	1,4	V, G, RÅH	Ä			
Hg	0,16	V, G	Ä	RÅH		
Zn	240	V, G	RÅH	Ä		

Effektgränser för metaller i sediment

Det finns olika effektgränser som anger koncentrationer över vilka biologiska effekter kan förväntas på känsligaste art. En av dessa har utarbetats av amerikanska NOAA och baseras på ett hundratal amerikanska undersökningar i sediment. Effektgränserna från NOAA ligger väl över de som utarbetats i Kanada för flertalet metaller. I Kopparverkshamnen låg arsenikhalterna fortfarande kraftigt över NOAA:s effektgräns (35 mg/kg TS) under 2004. Vid våtmarken nedströms Ättekulla låg halten av koppar nära 4 gånger över effektgränsen (70 mg/kg TS). I Råå hamn låg halten på drygt dubbla effektgränsen för koppar. Kvicksilverhalterna överskred effektgränsen (0,15 mg/kg TS) på flertalet stationer i Öresund och i våtmarken vid Ättekulla samt i Råå hamn. För bly överskreds effektgränsen (35 mg/kg TS) på 4 stationer i Öresund och i våtmarken vid Ättekulla samt i Råå hamn. Effektgränsen för zink (120 mg/kg TS) överskreds på 3 stationer i Öresund och mycket kraftigt i Kopparverkshamnen (7 gånger) samt i alla våtmarksprover.

BLÅMUSSLOR

Arsenik

Arsenikhalterna i blåmusslor från undersökningsområdet låg i samma storleksordning som 2003 men har en tendens att minska (Fig. 57). Halterna låg i samma storleksordning för de olika stationerna. De jämförelsevis högsta halterna har noterats inne i Kopparverkshamnen. Halter från fyra stationer inom Öresunds vattenvårdsförbunds kontrollprogram 2002 var lägre och låg mellan 2,6 och 6,8 mg/kg torrsvikt (Lundgren 2003).

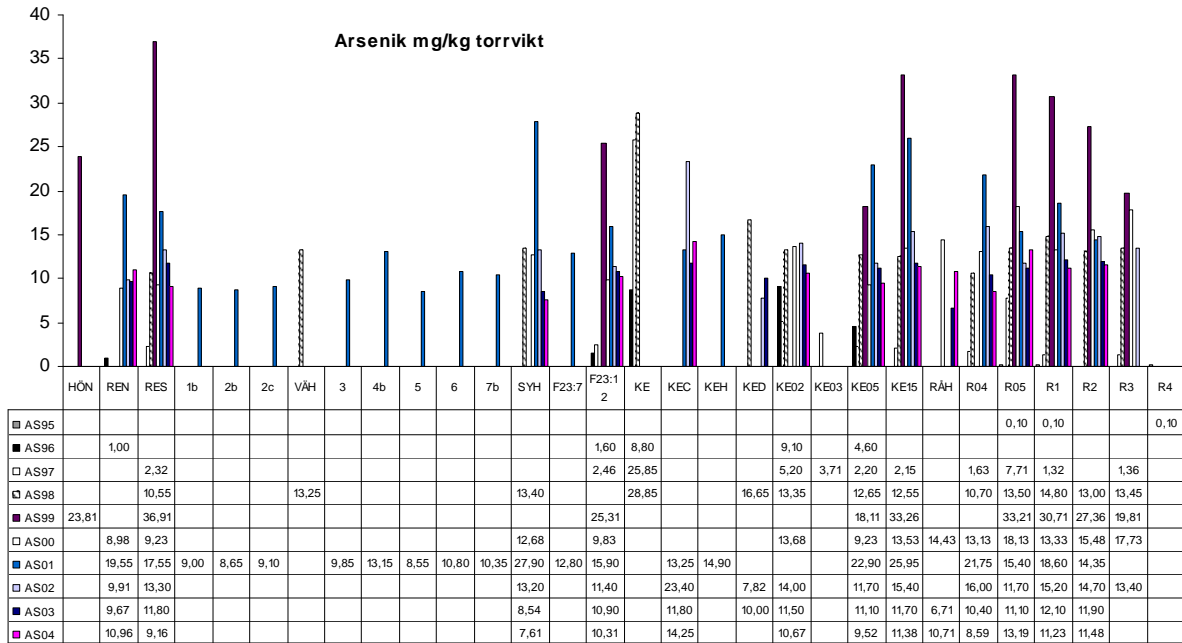


Fig. 57. Arsenik (mg/kg TS) i blåmusslor på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2004.

Koppar

Kopparhalterna i blåmusslor från undersökningsområdet var under 2004 relativt låga på flertalet stationer (Fig. 58). Flertalet stationer uppvisade halter som låg i nivå med referensintervallet för svenska sidan av Öresund, 5-15 mg/kg torrsvikt (Anon. 1987), och var jämförbara med halter från fyra stationer inom Öresunds vattenvårdsförbunds kontrollprogram 2002, 7,1-9,9 mg/kg torrsvikt (Lundgren 2003), danska sidan av Öresund, 8-11 mg/kg torrsvikt (Hein et al 2002) och svenska kusten 1997, 5,4-7,9 mg/kg torrsvikt (Bignert 1999). Naturvårdsverkets jämförvärde för Västerhavet uppgår till 8 mg/kg torrsvikt (Anon 1999). De jämförelsevis högsta halterna har tidigare noterats inne i och strax utanför Kopparverkshamnen.

För hela fem stationer minskar halterna statistiskt signifikant under perioden 1996-2004 (Fig. 59).

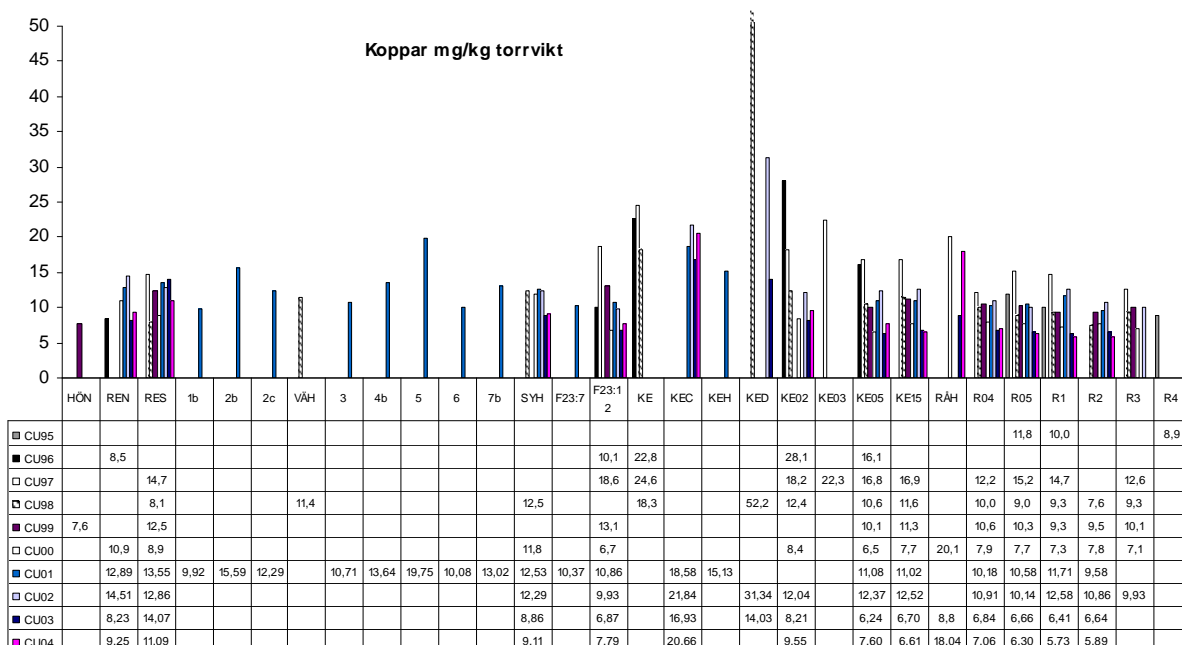


Fig. 58. Koppar (mg/kg TS) i blåmusslor på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2004.

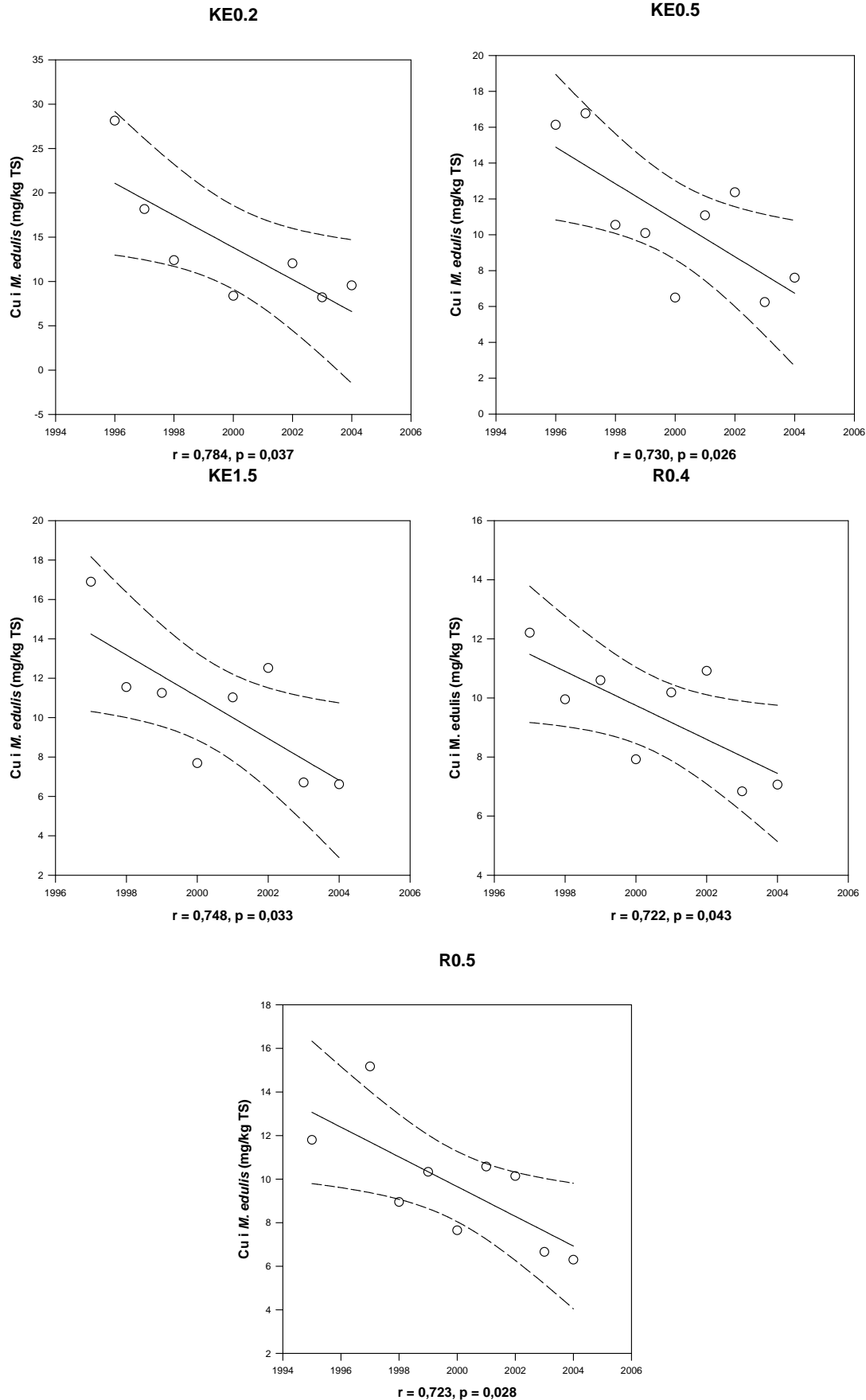


Fig. 59. Utvecklingen av koppar i blåmusslor (mg/kg TS) på stationerna KE0.2, KE0.5, KE1.5 och R0.4 inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1996-2004. Linjär regression.

Kadmium

Kadmiumhalterna låg 2004 på flertalet stationer på samma nivå som under föregående år (Fig. 60).

Halterna låg också väl inom ramen för värden för övriga svenska kusten, 0,87-4,1 mg/kg torrsvikt (Bignert 1999) och omkring referensvärdet för svenska sidan av Öresund, 1,6 mg/kg torrsvikt (Anon. 1987), och jämförbara med fyra stationer inom Öresunds vattenvårdsförbunds kontrollprogram 2002 som låg mellan 1,6 och 2,6 mg/kg torrsvikt (Lundgren 2003), men i den undre delen av intervallet för danska sidan av Öresund, 1,8-3,5 mg/kg torrsvikt (Hein et al 2002). Naturvårdsverkets jämförvärde för Västerhavet uppgår till 1,3 mg/kg torrsvikt (Anon 1999). De jämförelsevis högsta halterna utanför Helsingborg har tidigare noterats inne i Kopparverkshamnen och Västhamnen.

För en station minskar halterna statistiskt signifikant under perioden 1996-2004 (Fig. 61).

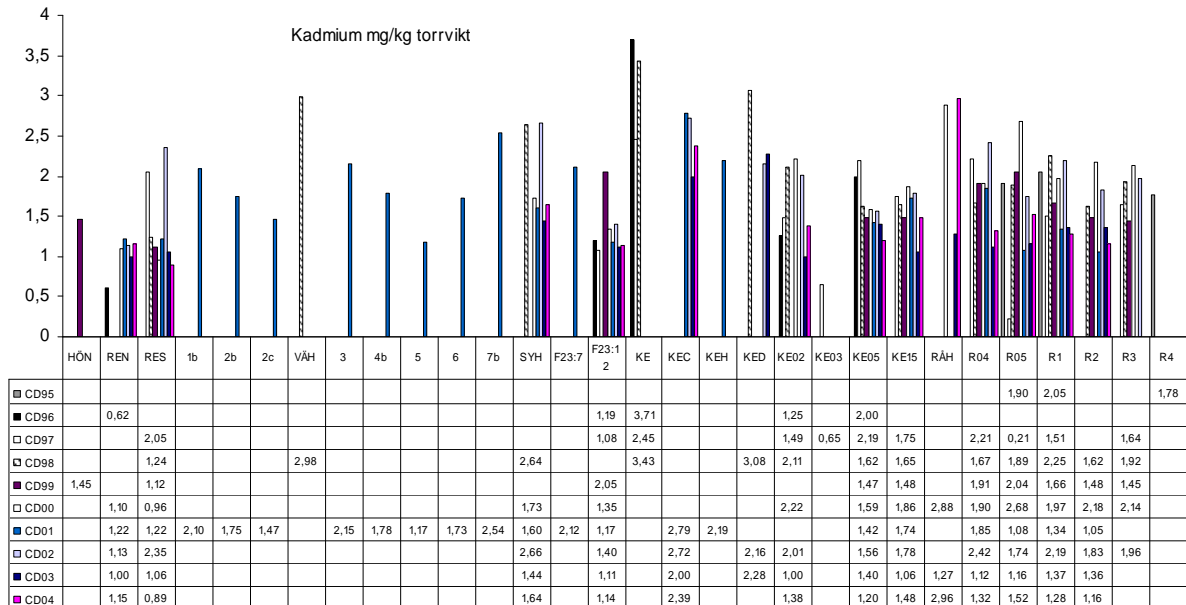


Fig. 60. Kadmium (mg/kg TS) i blåmusslor på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2004.

KE0.5

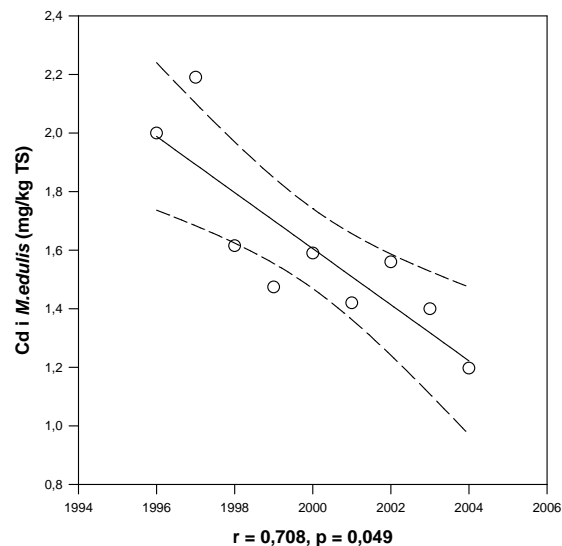


Fig. 61. Utvecklingen av kadmium i blåmusslor (mg/kg TS) på station KE0.5 inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1996-2004. Linjär regression.

Kvicksilver

Kvicksilverhalterna i blåmusslor var under 2004 normal för mätperioden 1995-2004 (Fig. 62). Under 2004 låg alla halter inom referensintervallet för svenska sidan av Öresund på 0,2-0,55 mg/kg torrsvikt (Anon. 1987), och värden från fyra stationer inom Öresunds vattenvårdsförbunds kontrollprogram 2002 som låg mellan 0,15 och 0,4 mg/kg torrsvikt (Lundgren 2003) samt danska sidan av Öresund, 0,15-0,38 mg/kg torrsvikt (Hein et al 2002). Referensvärden för övriga svenska kusten 1997 är ännu lägre, 0,1-0,13 mg/kg torrsvikt (Bignert 1999). Naturvårdsverkets jämförvärde för Västerhavet uppgår till 0,5 mg/kg torrsvikt (Anon 1999).

För en station minskar halterna statistiskt signifikant under perioden 1996-2004 (Fig. 63).

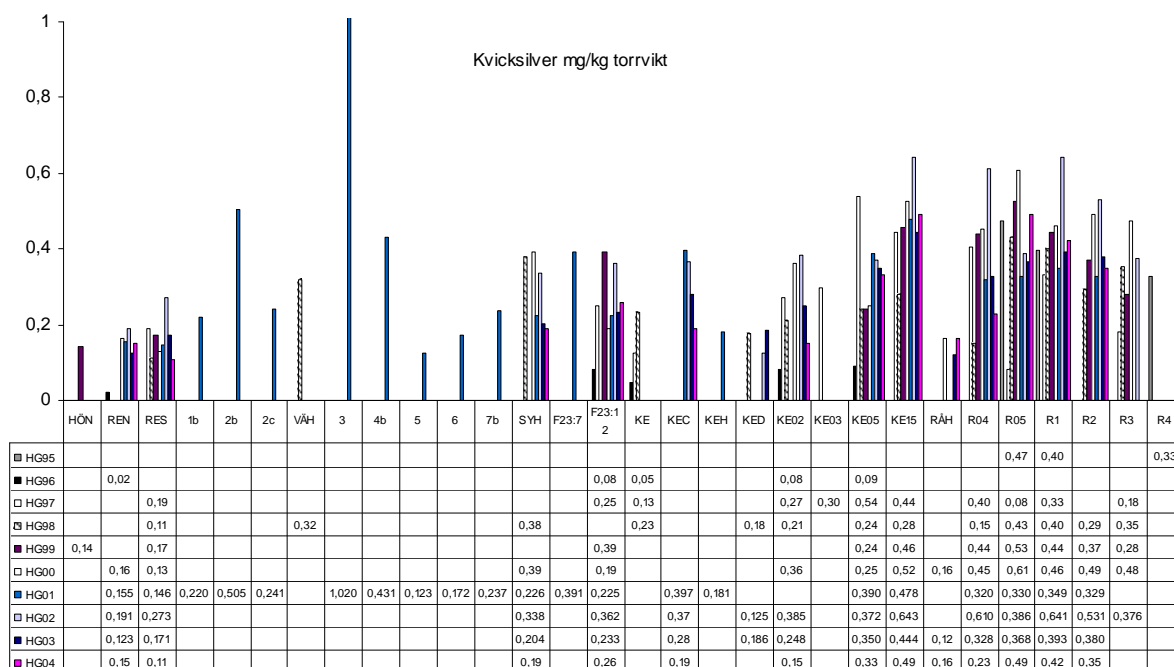


Fig. 62. Kvicksilver (mg/kg TS) i blåmusslor på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2004.

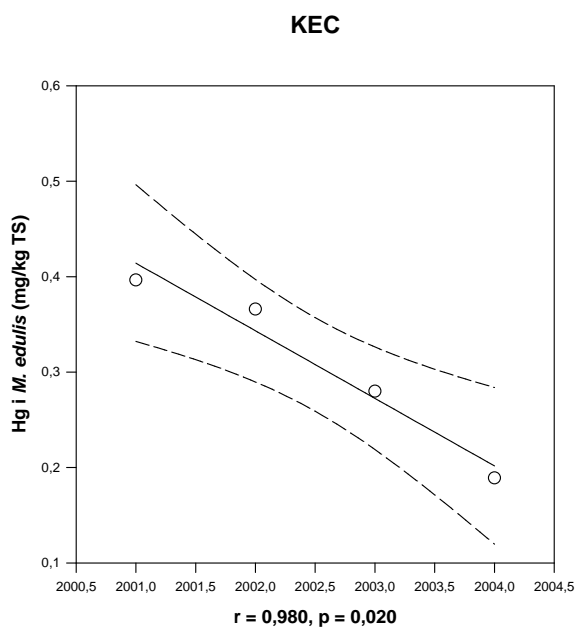


Fig. 63. Utvecklingen av kvicksilver i blåmusslor (mg/kg TS) på station KEC inom Helsingborgs kustkontrollprogram 2001-2004. Linjär regression.

Kobolt

Kobolthalterna i undersökningsområdet var under 2004 normala för mätperioden 1995-2004 (Fig. 64). På flera stationer noterades något högre värden än från fyra stationer inom Öresunds vattenvårdsförbunds kontrollprogram 2002 som låg mellan 0,55 och 0,72 mg/kg torrsvikt (Lundgren 2003). Musslor från Kopparkverkskhammen hade tydligt högre halter av kobolt än på övriga stationer.

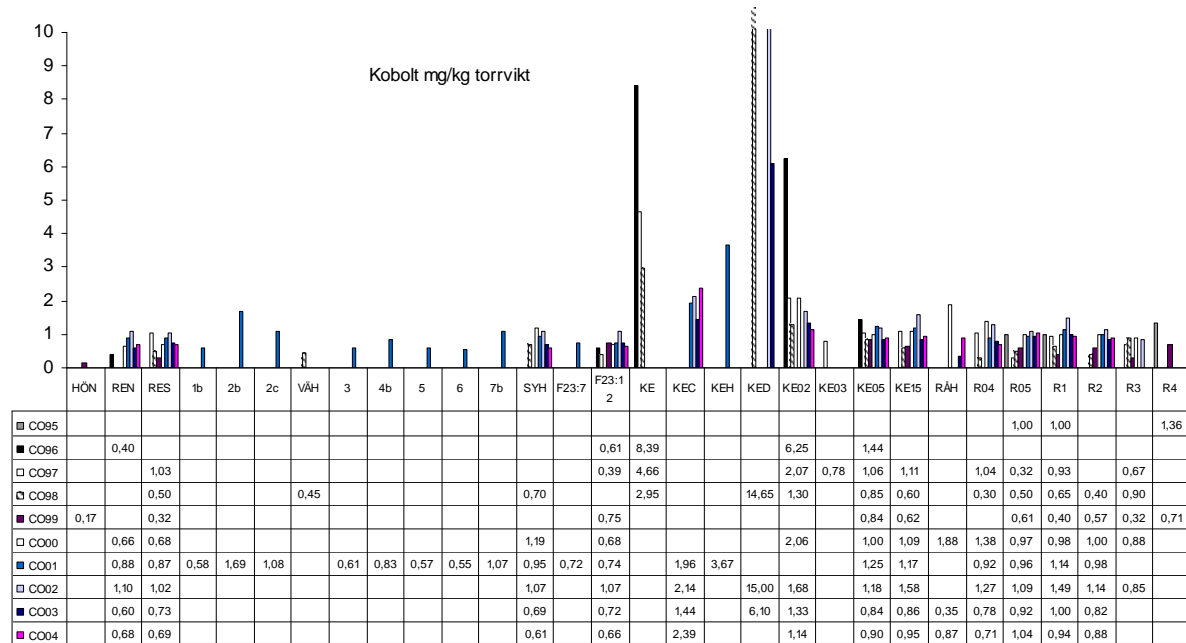


Fig. 64. Kobolt (mg/kg TS) i blåmusslor på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2004.

Bly

Blyhalterna i undersökningsområdet 2004 var normala för mätperioden 1995-2004 (Fig. 65).

Halter från fyra stationer inom Öresunds vattenvårdsförbunds kontrollprogram 2002 var lägre och låg mellan 1,6 och 3,9 mg/kg torrsvikt (Lundgren 2003). Referensvärden för övriga svenska kusten, är jämförelsevis ännu lägre, 1,23- mg/kg torrsvikt 1,44 mg/kg torrsvikt (Bignert 1999). Naturvårdsverkets jämförvärde för Västerhavet uppgår till 0,9 mg/kg torrsvikt (Anon 1999).

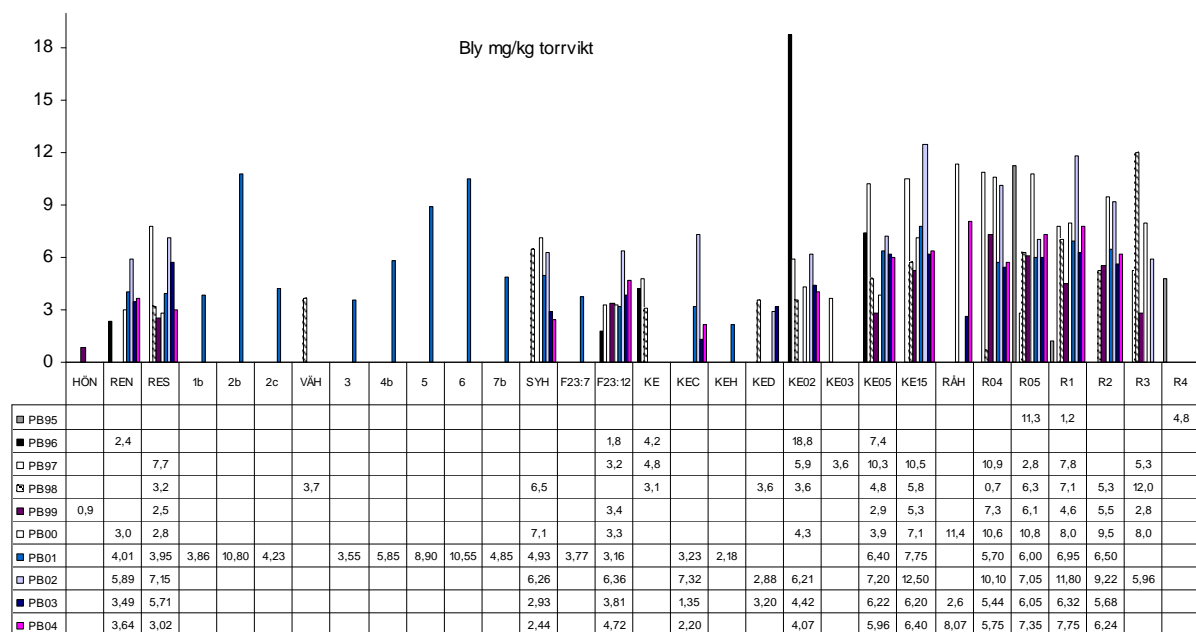


Fig. 65. Bly (mg/kg TS) i blåmusslor på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2004.

Krom

Kromhalterna i undersökningsområdet var genomgående normala 2004 för flertalet stationer jämfört med tidigare (Fig. 66). Halterna är tämligen jämnt fördelade över området under hela perioden 1995-2004. Alla halter utom fyra ligger under hela perioden 1995-2004 inom ramen för referensvärden för övriga svenska kusten 1997, 0,71-4,0 mg/kg torrsvikt (Bignert 1999).

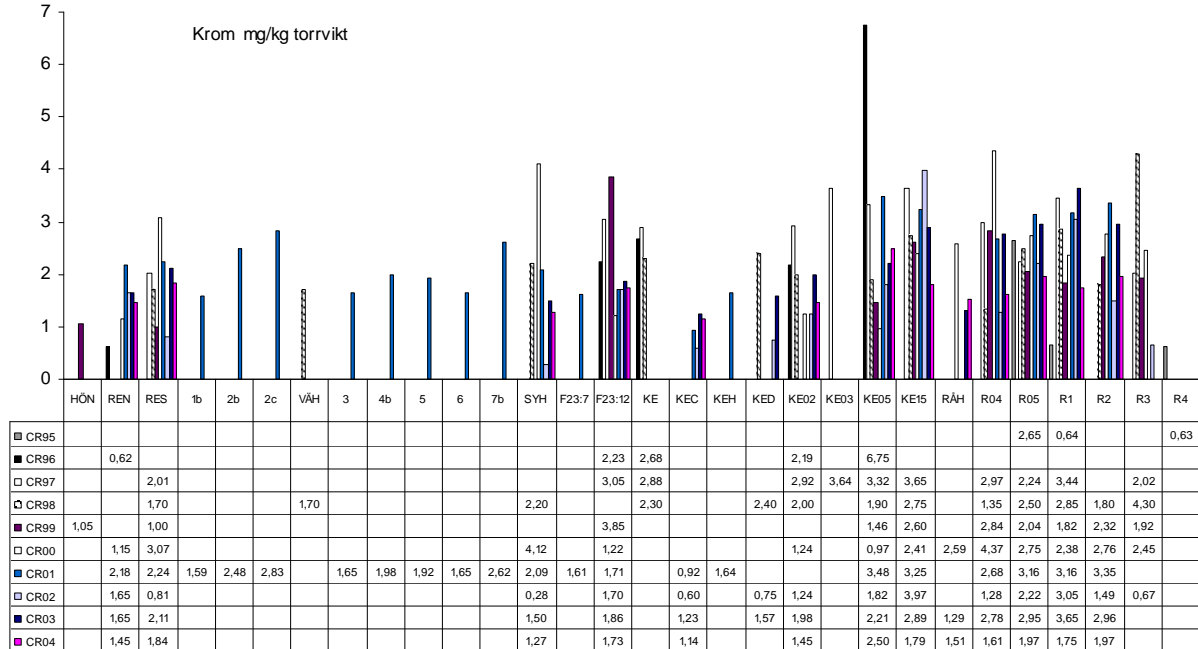


Fig. 66. Krom (mg/kg TS) i blåmusslor på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2004.

Tenn

Tennhalterna i blåmusslor har endast undersökts sedan 1997. Halterna i undersökningsområdet låg under 2004 på en genomgående låg nivå jämfört med tidigare (Fig. 67). I Råå hamn, station RÅH, påträffades dock den högsta halten hittills, 1,26 mg/kg torrsvikt. Däremot finns en statistiskt signifikant minskande trend för station F23, väster om Kopparverkshamnen (Fig. 68).

De tydligt högsta tennhalterna påträffades för övrigt i musslor från hamnar vid specialundersökningen 2001. Allra högst var halterna i inre Kopparverkshamnen (KEH) och Sydhamnen (7b), där drygt 1 mg/kg torrsvikt noterades. Eftersom tenn används i båtottenfärger är det inte överraskande att halterna i dessa hamnar är högst med tanke på att större fartyg, för vilka användningen av tennhaltiga färger är tillåten, trafikerar dessa. Halter från Bohuskusten 1992-97 låg mellan 0,47 och 1,3 mg/kg torrsvikt (Cato 1999), alltså i samma storleksordning som utanför Helsingborg. Naturvårdsverkets jämförvärde för Västerhavet uppgår till 0,2 mg/kg torrsvikt (Anon 1999).

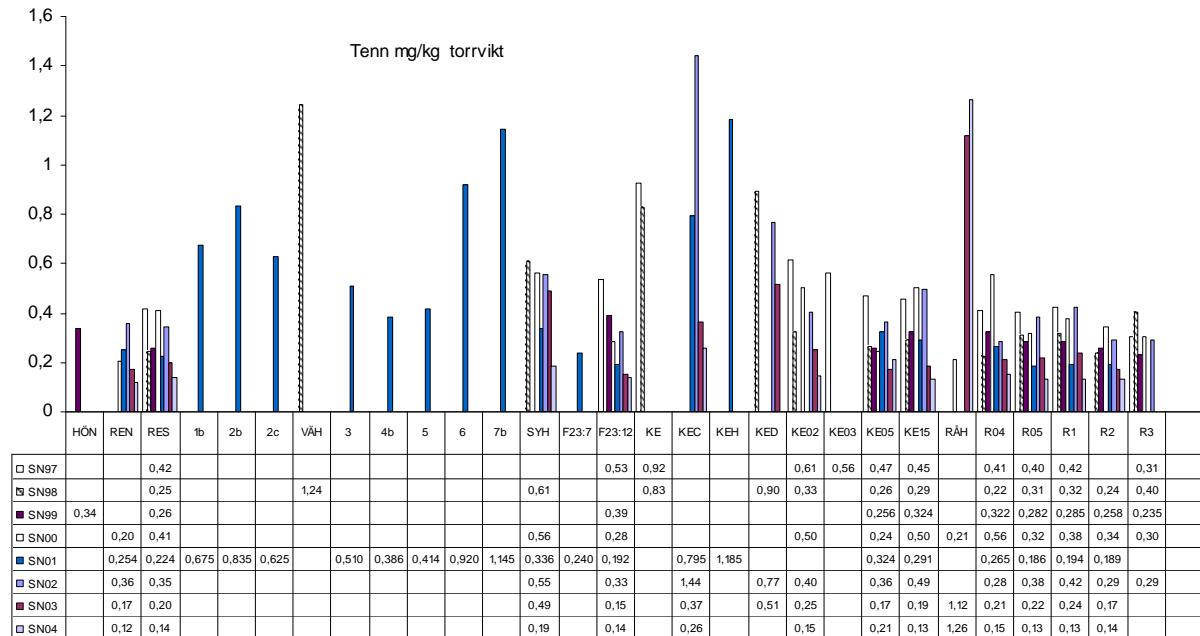


Fig. 67. Tenn (mg/kg TS) i blåmusslor på 29 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1997-2004.

F23

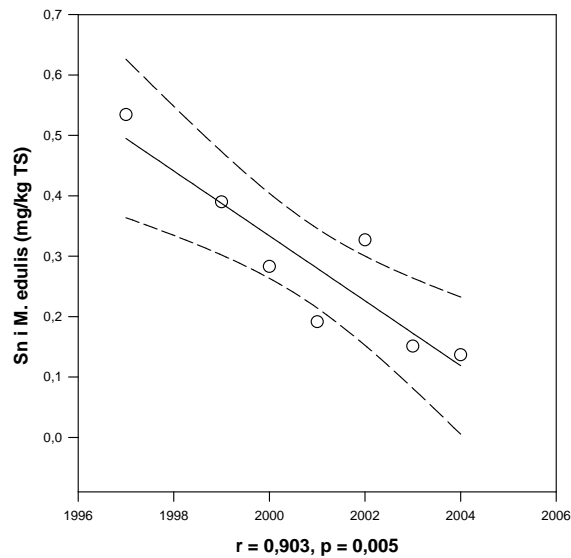


Fig. 68. Utvecklingen av tenn i blåmusslor (mg/kg torrsvikt) på station F23 inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1997-2004. Linjär regression.

Zink

Zinkhalterna i undersökningsområdet var under 2004 normala till höga för perioden 1995-2004 (Fig. 69). Halterna har under alla år varit högst i och strax utanför Kopperverkshamnen och Knähakenhamnen (KE, KEC, KEH, KED och KE0.2). Även i Råå hamn (RÅH) har jämförelsevis höga halter uppmätts. Halterna utanför Helsingborg 2004 ligger i flertalet fall på samma nivå som för övriga svenska kusten 1997, 131-164 mg/kg torrsvikt (Bignert 1999), och från fyra stationer inom Öresunds vattenvårdsförbunds kontrollprogram 2002 mellan 162 och 183 mg/kg torrsvikt (Lundgren 2003) och danska sidan av Öresund, 123-164 mg/kg torrsvikt (Hein et al 2002). Endast stationerna KEC och KED avviker med högre värden.

En statistiskt signifikant minskande trend för station KE0.5 kan noteras för perioden 1996-2004 (Fig. 70).

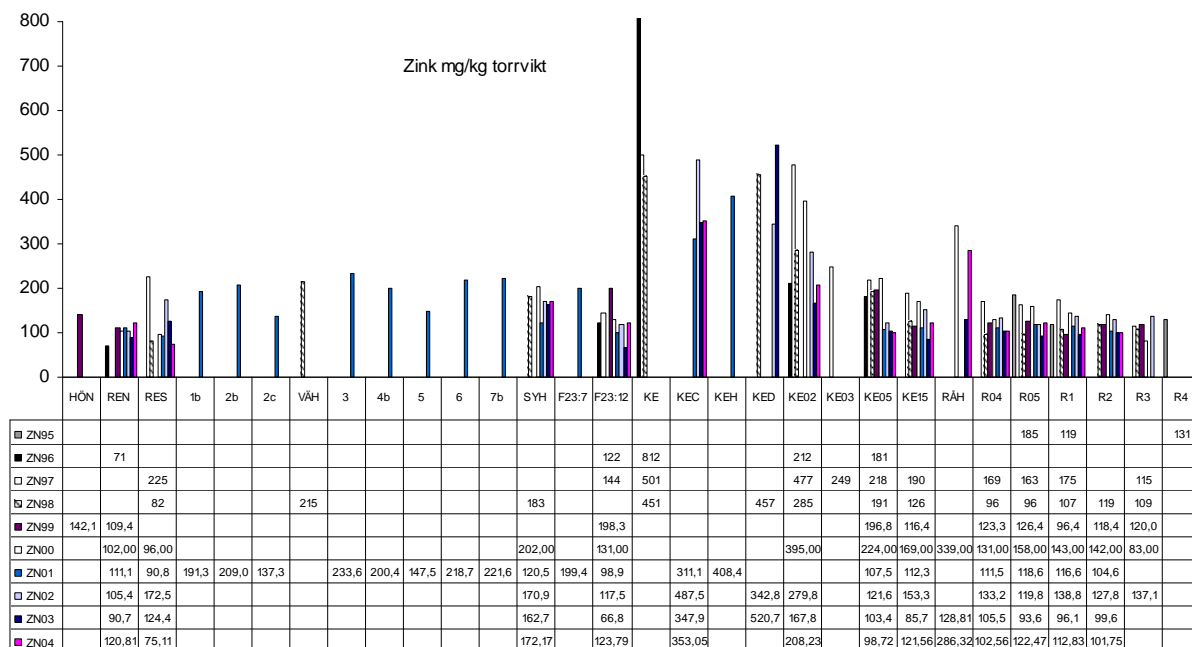


Fig. 69. Zink (mg/kg TS) i blåmusslor på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2004.

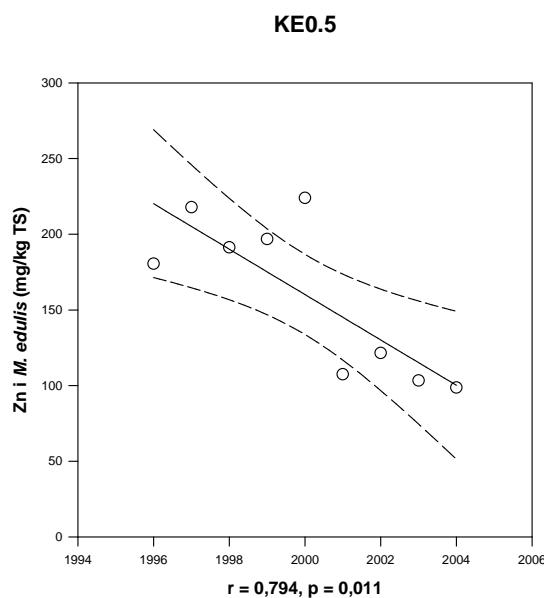


Fig. 70. Utvecklingen av zink i blåmusslor (mg/kg torrsvikt) på station KE0.5 inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1996-2004. Linjär regression.

Nickel

Nickelhalterna i undersökningsområdet var genomgående låga under 2004 jämfört med föregående år men relativt normala för perioden 1995-2004 på flertalet stationer (Fig. 71). Jämförelsevis mycket hög halt har uppmätts i mynningen till Kopperverkshamnen under 1996.

Halterna utanför Helsingborg 2002 ligger på samma nivå referensvärden för övriga svenska kusten 1997, 0,97-2,8 µg/g torrsvikt (Bignert 1999) men genomgående lägre än fyra stationer inom Öresunds vattenvårdsförbunds kontrollprogram 1999 mellan 3,8 och 5,0 mg/kg torrsvikt (Lundgren 2003) men på samma nivå som för danska sidan av Öresund, 2,6-3,4 mg/kg torrsvikt (Hein et al 2002). Naturvårdsverkets jämförvärde för Västerhavet uppgår till 1 mg/kg torrsvikt (Anon 1999).

En statistiskt signifikant minskande trend för station SYH kan noteras för perioden 1998-2004 (Fig. 72).

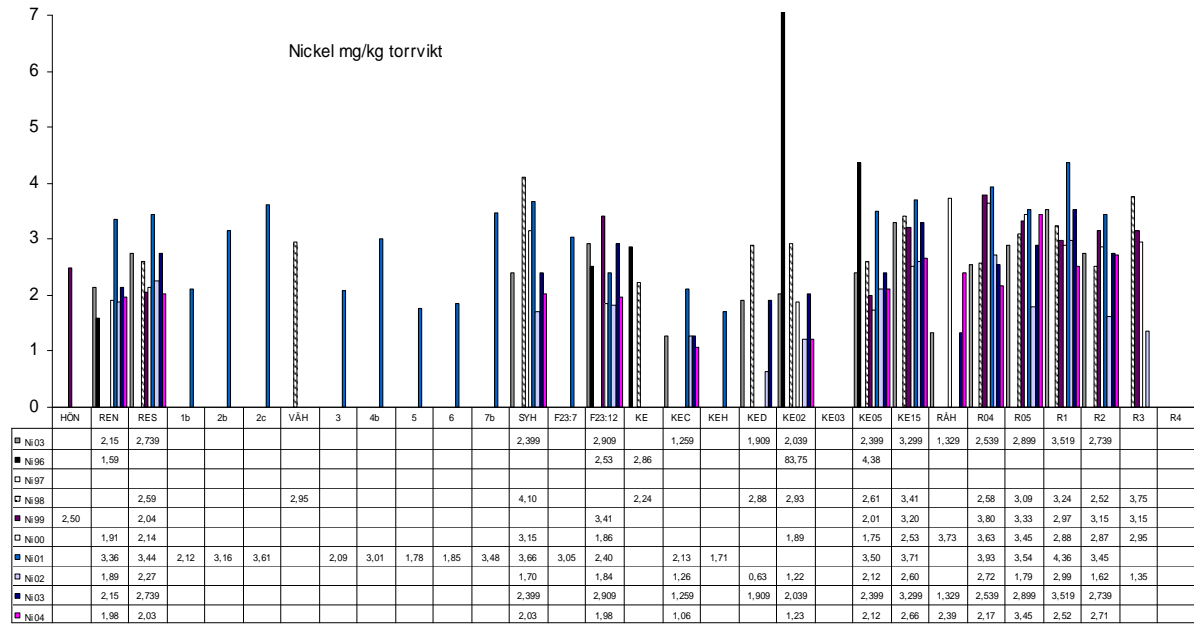


Fig. 71. Nickel (mg/kg TS) i blåmusslor på 30 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2004.

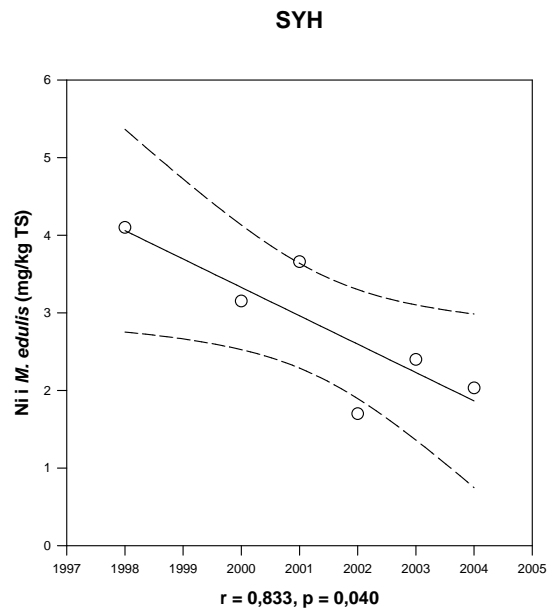


Fig. 72. Utvecklingen av nickel i blåmusslor (mg/kg torrsvikt) på station SYH inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1998-2004. Linjär regression.

Avvikelseklassning för metaller i blåmusslor

De analyserade värdena för olika metaller kan relateras till Naturvårdsverkets jämförvärden (Anon 1999) som utgör 5-percentilen av en stor mängd mätdata. Kvoten mellan uppmätt värde och jämförvärde ger ett klassningsvärde som kan ge en uppfattning om föroreningsgraden i musslorna jämfört med normala förhållanden längs kusten (avvikelseklassning).

Metallhalterna i blåmusslorna varierade en del men innebar att flera av värdena från de 14 provpunkterna under 2004 kunde klassas högt för många element, tabell 18. Endast för kvicksilver kunde flertalet stationer placeras i den lägsta klassen, som indikerar ingen eller obetydlig avvikelse från vad som kan betraktas som normala förhållanden. Detta var också fallet under de föregående åren.

För bly och nickel är nivåerna genomgående höga i större delen av området. Halten av tenn var mycket hög i Råå Hamn. Halten av bly var mycket hög i Råå hamn och på 3 stationer utanför. Kopparhalten var mycket hög i Råå hamn och Kopparverkshamnen. Nickelhalten var mycket hög utanför Råå hamn. Zink, kobolt, krom och arsenik kunde inte klassas enligt Naturvårdsverkets normer, men jämförelsevis höga halter av zink indikerar att detta element är ett lokalt problem. Kvicksilver är däremot ett mindre problem i området.

De flesta värdena låg 2004 i samma storleksordning som vid klassningen 2003. Haltnivån minskade genomgående för tenn och nickel men ökade för bly. Särskilt var halterna av flera metaller högre 2004 än 2003 i musslor från Råå hamn. Detta gällde framförallt bly, koppar och kadmium. För fem stationer finns statistiskt minskande koppartrender för perioden 1996-2004. Statistiskt signifikant lägre halter av zink, tenn, kvicksilver och kadmium noteras för en stationer under samma period.

Inga effektgränser anges i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för metaller i musslor.

Tab. 18. Jämförvärden och avvikelseklassningar för metaller i blåmusslor i Västerhavet enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4914). Stationerna inom Helsingborgs kustkontrollprogram 2004 har placerats i olika klasser. Mycket höga avvikelsevärden inom parentes.

Variabel	Jämförvärde mg/kg TS	Klass 1 Ingen/obetydlig avvikelse ≤1,0	Klass 2 Liten avvikelse	Klass 3 Tydlig avvikelse	Klass 4 Stor avvikelse	Klass 5 Mycket stor avvikelse
Sn	0,2	REN, RES, SYH F23, KE0.2, KE1.5, R0.4, R0.5, R1,R2	KE0.5	KEC		RÅH (6)
Pb	0,9			RES, SYH, KEC	REN, F23, KE0.2, KE0.5, KE1.5, R0.4	RÅH, R0.5, R1, R2
Cu	8	F23, KE0.5, KE1.5, R0.4, R0.5, R1,R2	REN, SYH, KE0.2	RES		KEC, RÅH
Ni	1		KEC, KE0.2	REN, F23	RES, SYH, KE0.5, KE1.5, RÅH, R0.4, R1, R2	R0.5
Cd	1,3	KE0.5, RES, F23, R1, R2	REN, SYH, KE0.2, KE1.5, R0.4, R0.5		KEC, RÅH	
Hg	0,5	Samtliga stationer				

ORGANISKA MILJÖGIFTER

Man bör ha i åtanke att organiska miljögifter är naturfrämmande och därför bör inga halter finnas i oförorenade sediment. Detta är tyvärr sällan fallet eftersom miljöfarliga kemikalier producerats och använts samt därför fått omfattande spridning. Genom förbud och restriktioner samt genom sänkta utsläpp har dock belastningen av flera av dessa föreningar minskat i den akvatiska miljön under senare år.

SEDIMENT I ÖRESUND

Jämförelsevis högre halter av organiska miljögifter uppmättes i sedimenten under 2004 än under de närmast föregående åren (Fig. 73-75).

PCB-halten var åter högst i Kopparverkshamnen sedan 2003 års kraftiga nedgång (Fig. 73).

Jämförelsevis högre halt noterades även för HCB i Kopparverkshamnen (Fig. 74). Referensintervallet för Bohuskusten, Stenungssund och Brofjorden 1995 avseende HCB ligger mellan halter under detektionsgränsen och 7,9 µg/kg torrsvikt (Cato 1997). Värdet från Kopparverkshamnen 2004 var alltså kraftigt förhöjt.

Halterna av DDT låg under detektionsgränsen i två av fyra provpunkter. I Råå hamn uppmättes den högsta halten hittills (Fig. 75).

En statistiskt signifikant minskande trend kan noteras för station KE i Kopparverkshamnen för perioden 1996-2004 (Fig. 76). Halterna har varit under detektionsgränsen de fyra sista åren.

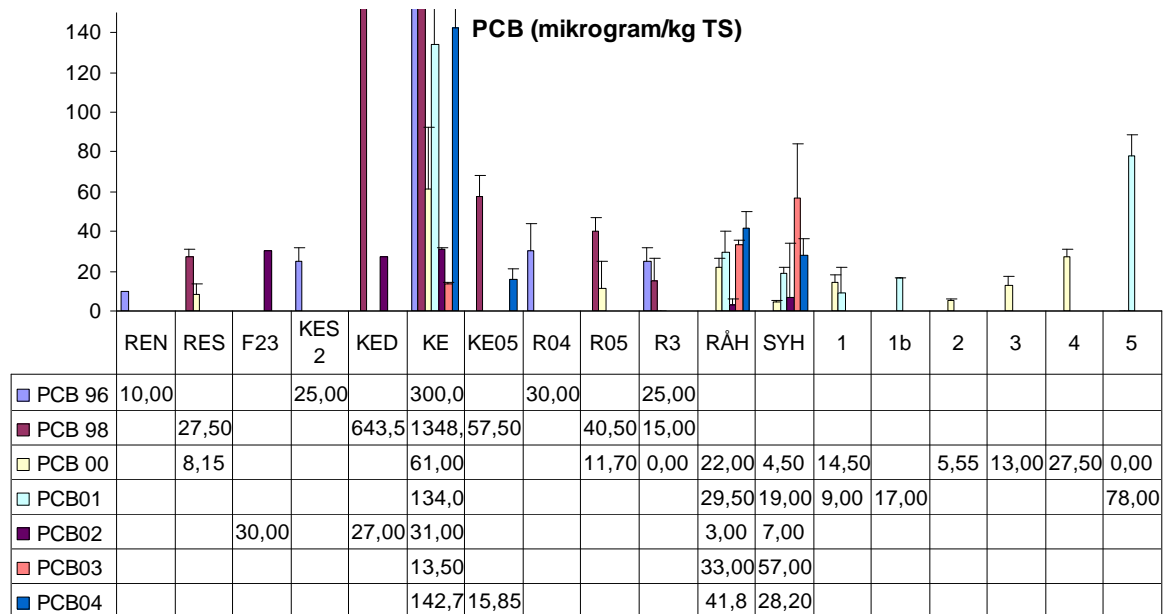


Fig. 73. PCB (µg/kg TS) i sediment på 18 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1996-2004. Medelvärden av två prov och standardavvikelsen. För PCB gäller total PCB 1996 och 1998 samt PCB7 under 2000 och framåt. 0,00 innebär att halten underskrider detektionsgränsen. KES2 anger djupsediment från station KE.

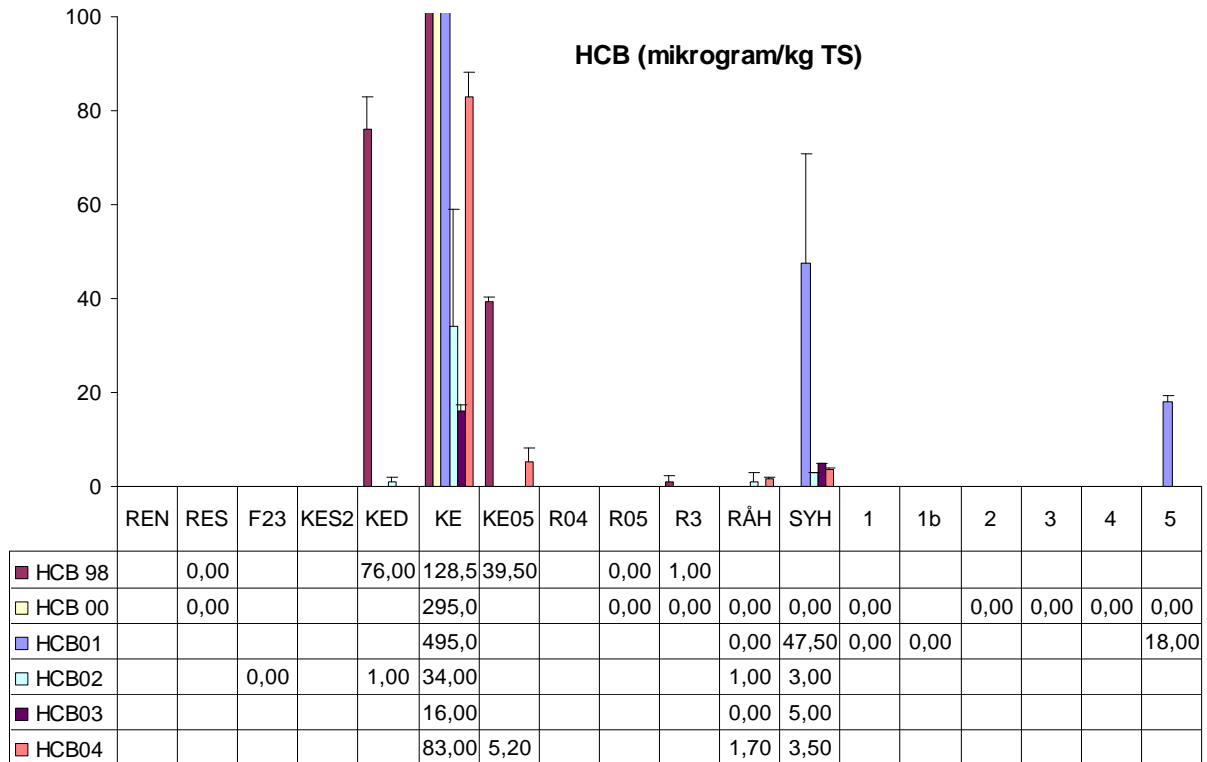


Fig. 74. HCB ($\mu\text{g}/\text{kg TS}$) i sediment på 18 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1998-2004. Medelvärden av två prov och standardavvikelsen.

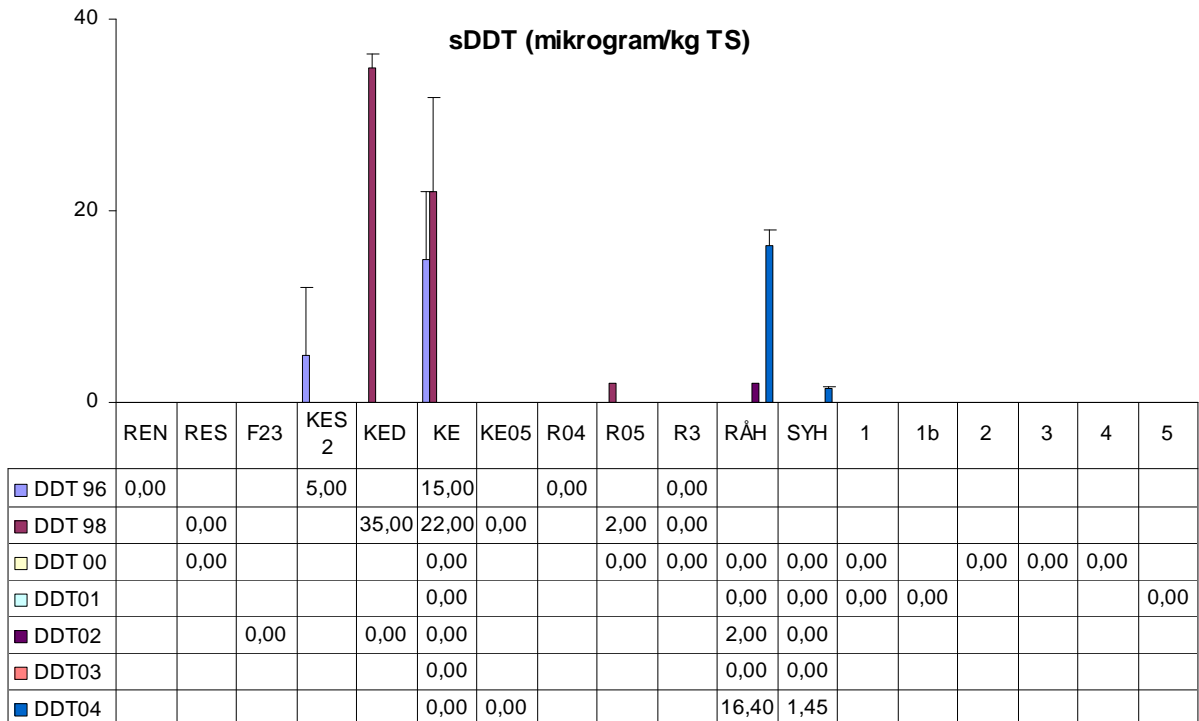


Fig. 75. sDDT ($\mu\text{g}/\text{kg TS}$) i sediment på 18 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1996-2004. Medelvärden av två prov och standardavvikelsen.

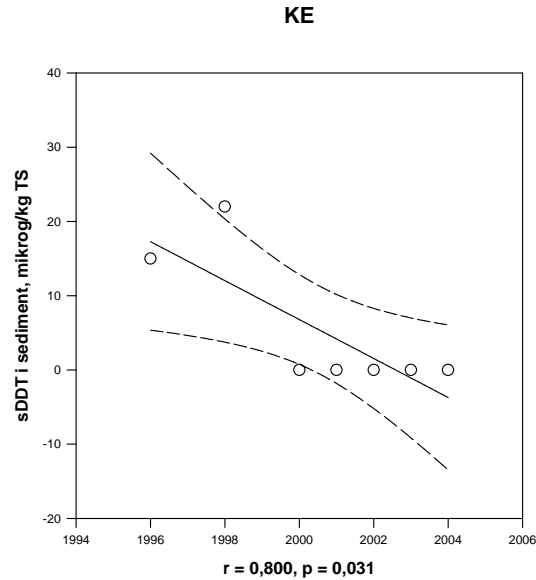


Fig. 76. Utvecklingen av sDDT i sediment ($\mu\text{g}/\text{kg TS}$ per % organisk halt) på station KE inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1998-2004. Linjär regression.

Tillståndsklassning för organiska miljögifter i sediment

De analyserade värdena för organiska miljögifter kan relateras till Naturvårdsverkets tillståndsklassningar (Anon 1999). Tillståndsklassningen har baserats på uppmätta halter i svenska kust- och utsjösediment. Klassningen medger en överblick över regionala skillnader samt möjlighet att identifiera områden med förhöjda föroreningshalter. Eftersom halterna av miljögifter är starkt beroende av sedimentets innehåll av organiskt kol skall uppmätta halter relateras till detta. Detta har inte utförts eftersom den organiska halten inte uppmätts som organiskt kol. För att ändå få en grov uppfattning om tillståndet i området har det antagits att den organiska halten låg omkring 1%, vilket verkar rimligt med tanke på analysresultaten för glödförlust i sedimenten.

Tab. 19. Statistiska tillståndsklassningar av organiska miljögifter i sediment enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4914) för stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram under 2004. Det skall observeras att den organiska halten har antagits vara omkring ca 1%.

Variabel	Klass 1 Ingen halt	Klass 2 Låg halt	Klass 3 Medelhög halt	Klass 4 Hög halt	Klass 5 Mycket hög halt
PCB7					SYH, KE, KE0.5, RÅH
HCB					SYH, KE, KE0.5, RÅH
Summa DDT	KE, KE0.5			SYH	RÅH

Under 2004 kunde halterna av PCB och HCB betecknas som mycket höga (Tab. 19). Detta innebär en återgång till en kraftigt förhöjd nivå i området sedan 2003 års genomgående lägre värden. Mycket hög halt av DDT i Råå hamn innebär att också denna nivå stigit sedan 2003.

SEDIMENT I VÅTMARKER och DAGVATTENDAMMAR

Under 2004 togs prover längs Råån i våtmarken vid Ättekulla industriområde (Ä) och i Råå hamn (RÅH). Under tidigare år har även andra lokaler längs Råån undersökts.

PCB-halterna var 2004 genomgående lägre vid Ättekulla (Ä) än tidigare. I Råå hamn (RÅH) uppmättes relativt låga halter jämfört med 1998 (Fig. 77). Under de första åren, 1996 och 1998, uppmättes total PCB medan PCB7 uppmättes 2001. Eftersom total PCB ger ett högre värde än PCB7 behövs fler år för att uttala sig om förändringar föreligger. Bakgrundsdata för total PCB från sediment i 19 svenska sjöar ligger i storleksordningen 7-82 µg/kg per torrsubstans (Anders Södergren pers komm 1998).

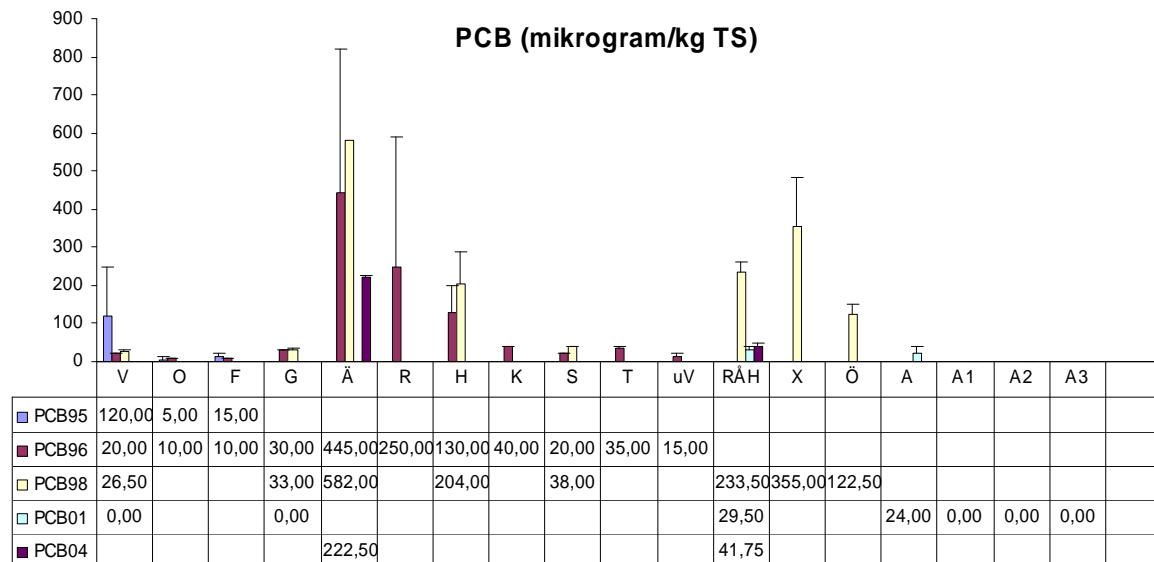


Fig. 77. PCB i sediment 1995-2004 från våtmarker längs Råån, i dagvattendammar i Helsingborgs stad (Ö, X, Ä) och kring Filborna avfallsanläggning (A-A3). Halter i µg/kg per torrsubstans. För 1996 och 1998 redovisas Total PCB. För år 2000 redovisas PCB7. 0,00 innebär att halten underskrider detektionsgränsen. Medelvärde av två prov och standardavvikelsen.

För summa DDT kan, glädjande nog, konstateras att haltnivån verkar sjunka sedan 1998, då relativt höga värden noterades för flera provtagningspunkter. I Råå hamn uppmättes dock 2004 de högsta halterna hittills (Fig. 78).

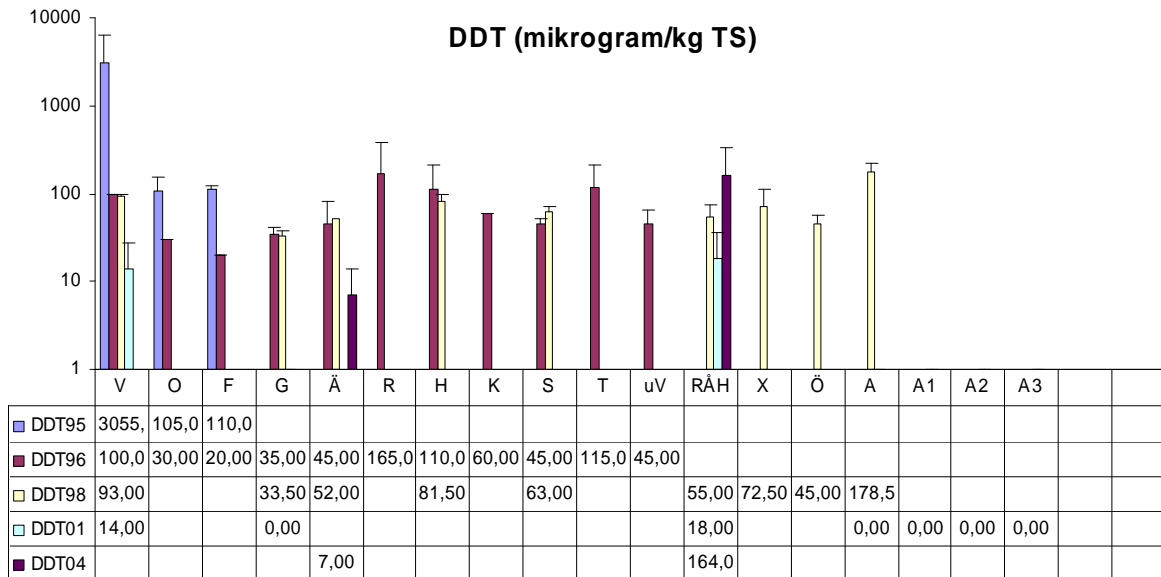


Fig. 78. Summa DDT i sediment 1995-2004 från våtmarker längs Råån, i dagvattendammar i Helsingborgs stad (Ö, X, Ä) och kring Filborna avfallsanläggning (A-A3). Halter i µg/kg per torrsubstans. 0,00 innebär att halten underskrider detektionsgränsen. Medelvärde av två prov och standardavvikelsen. Logaritmisk y-axel.

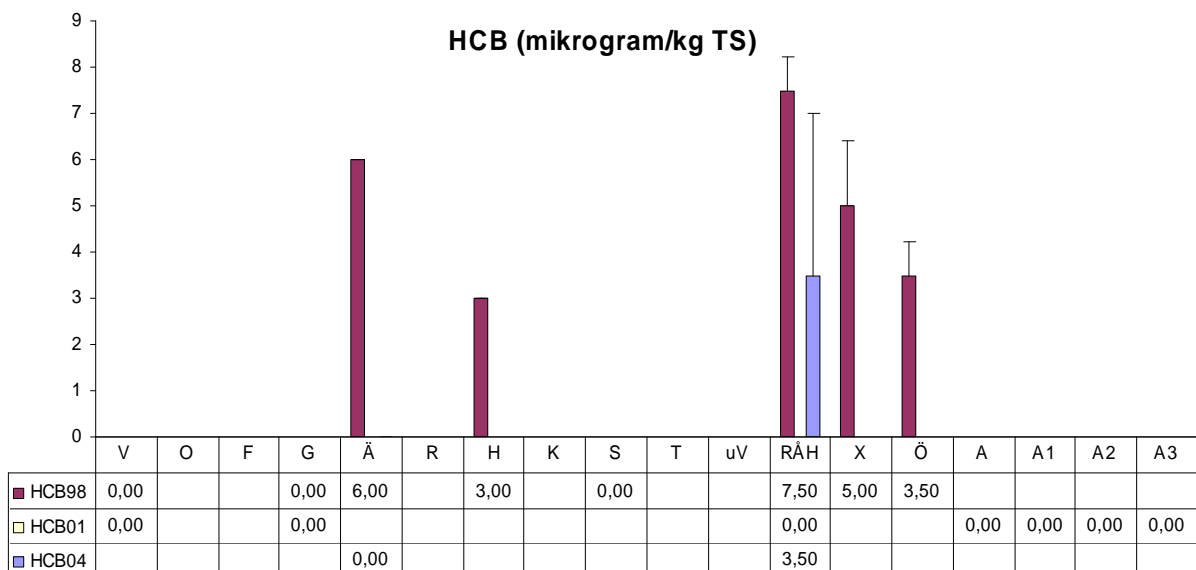


Fig. 79. HCB i sediment 1998-2004 från våtmarker längs Råån, i dagvattendammar i Helsingborgs stad (Ö, X, Ä) och kring Filborna avfallsanläggning (A-A3). Halter i µg/kg per torrsubstans. 0,00 innebär att halten underskrider detektionsgränsen. Medelvärde av två prov och standardavvikelsen.

HCB, som kunde detekteras på flertalet lokaler 1998, låg 2004 under detektionsgränsen vid Ättekulla. I Råå hamn fanns mätbara halter (Fig. 79).

Sammanfattningsvis låg halterna av organiska miljögifter i sediment på de två lokalerna i Råån på ungefär samma nivå 2004 som tidigare med undantag för halterna av DDT i Råå hamn som låg betydligt högre än tidigare.

Effektgränser för organiska miljögifter i sediment

Halterna av PCB på de fyra stationerna i Öresund låg över Oslo-Pariskommissionens (OSPAR) preliminära säkerhetsgräns (1 mikrogram/kg TS) för effekter på organismer. Vid Ättekulla överskreds denna gräns kraftigt. Halten av DDT i Råå hamn låg däremot klart under amerikanska NOAA:s effektgräns på 3 ppm. För HCB har ingen sådan säkerhetsgräns angivits.

BLÅMUSSLOR

På flertalet stationer togs prover under 2004 och behandlades på samma sätt som under åren 1995-2003, d.v.s. genom att musslorna skrapades upp, frystes direkt och därefter analyserades. I Kopparverkshamnen, där de högsta halterna av flera organiska miljögifter uppmätts under flera år, utfördes specialstudier 2004, liksom under tidigare år. Dessa prover togs av dykare i anslutning till rör som mynnar i hamnen, därefter fördes musslorna över till luftade akvarier där de förvarades i 24 timmar före analysen. Alla analyser redovisas på fettviktsbas och är jämförbara mellan de olika undersökningarna med reservation för att blåmusslorna var av något olika storlek. Storleksintervallet för de insamlade musslorna har genomgående varit 25-45 mm (undantagsvis 50 mm).

PCB

PCB-halterna var genomgående högre i undersökningsområdet 2004 jämfört med de senaste åren (Fig. 80 och 81). De högsta PCB-halterna uppmättes i Råå hamn och i området utanför (RÅH, R0.5, R1 och KE1.5) där halter över 1 mg/kg fettvikt noterades. Nivån i Helsingborgsområdet är jämförbar med tre stationer inom Öresunds vattenvårdsförbunds kontrollprogram 2002 där halter mellan detektionsgränsen och 1,8 mg/kg fettvikt uppmättes, medan extremvärdet 49,2 mg/kg fettvikt noterades för en station vid Klagshamn (Lundgren 2003). Nivån i Helsingborgsområdet är högre än längs med övriga svenska kusten, där medelvärden för summa PCB mellan 0,45 och 0,7 mg/kg fettvikt noterades 1997 (Bignert 1999).

För 4 stationer finns statistiskt signifikant minskande trender för perioden 1996/97-2004 med reservation för något olika analyser de första tre åren jämfört med de fem sista (Fig. 82). Detta beror på att PCB7 analyserades istället för total PCB. Total PCB, som analyserades 1996-1998, ger högre värden än PCB7.

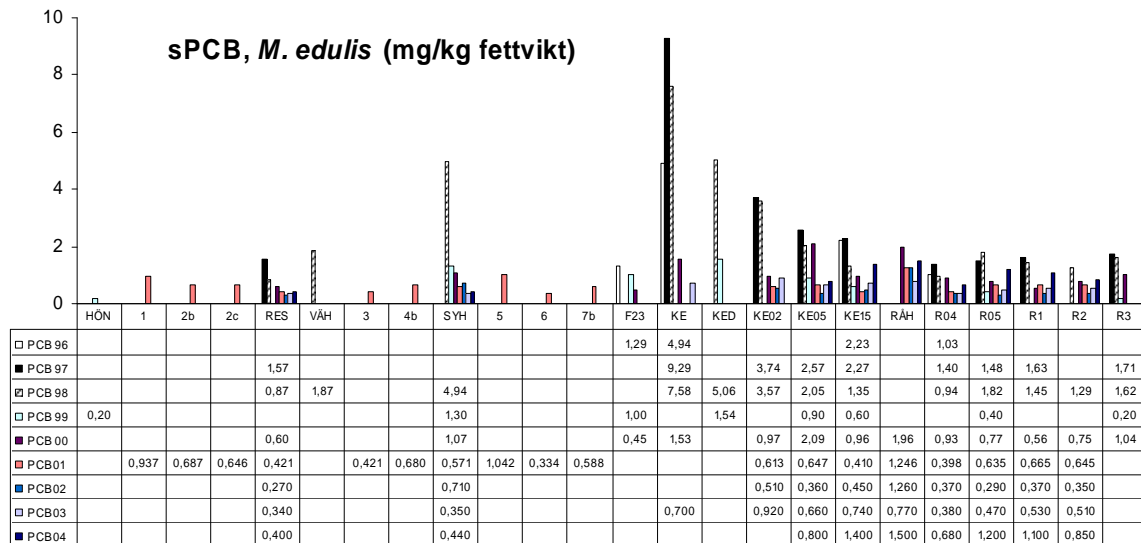


Fig. 80. PCB (mg/kg fettvikt) i blåmusslor på 24 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1996-2004. Under åren 1995-98 avser värdena total PCB samt under åren 1999 och framåt gäller PCB7.

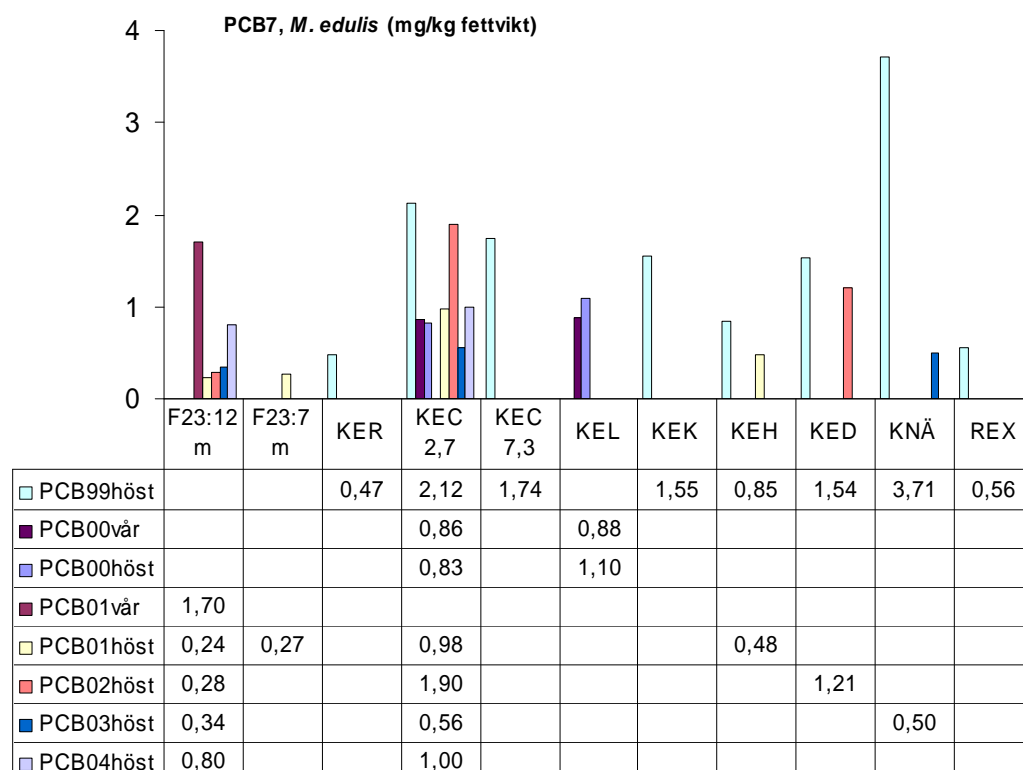


Fig. 81. PCB7 (mg/kg fettvikt) i blåmusslor på sju stationer inne i Kopparverkshamnen (KEC2.7, KEC7.3, KEH, KEL, KEK, KED och KNÄ) och fyra stationer strax utanför (F23:12m och F23:7m, KER och REX) inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1999-2004. KEC2.7 anger 2,7 m:s djup och närmast rör C medan KEC7,3 anger 7,3 m:s djup och vid botten under rör C. PCB7 exklusive CB101 under hösten 2001 och exklusive CB28 under hösten 2002 pga. osäkra analysvar.

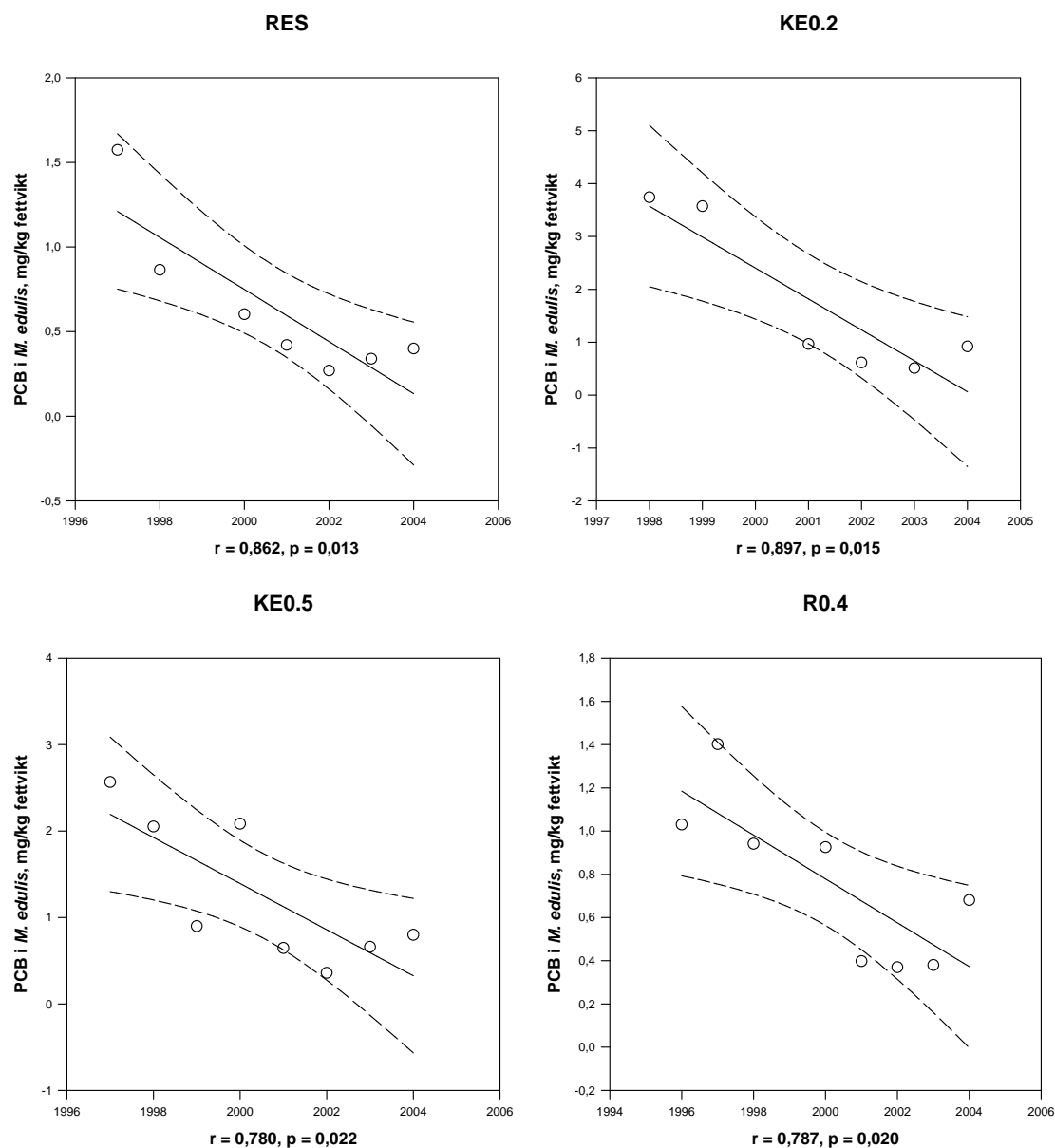


Fig. 82. Utvecklingen av PCB (mg/kg fettvikt) i blåmusslor på 4 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1996/97-2004. Linjär regression. Total PCB analyserades 1996-98. PCB7 analyserades därefter.

DDT

För DDT låg halterna 2004 på samma nivå som under de föregående åren (Fig. 83 och 84). På tre stationer var halten högre än för yttre delar av svenska kusten 1984-97 (medelvärden: 0,08 och 0,11 mg/kg fettvikt, Bignert 1999) och för fyra stationer inom Öresunds vattenvårdsförbunds program där halterna låg under detektionsgränsen (Lundgren 2003).

Den högsta halten 2004 uppmättes, som vid flera tillfällen tidigare, i Råå hamn (RÅH), där 0,170 mg/kg fettvikt noterades.

För en station finns en statistiskt signifikant minskande trend för perioden 1996-2004 (Fig. 85).

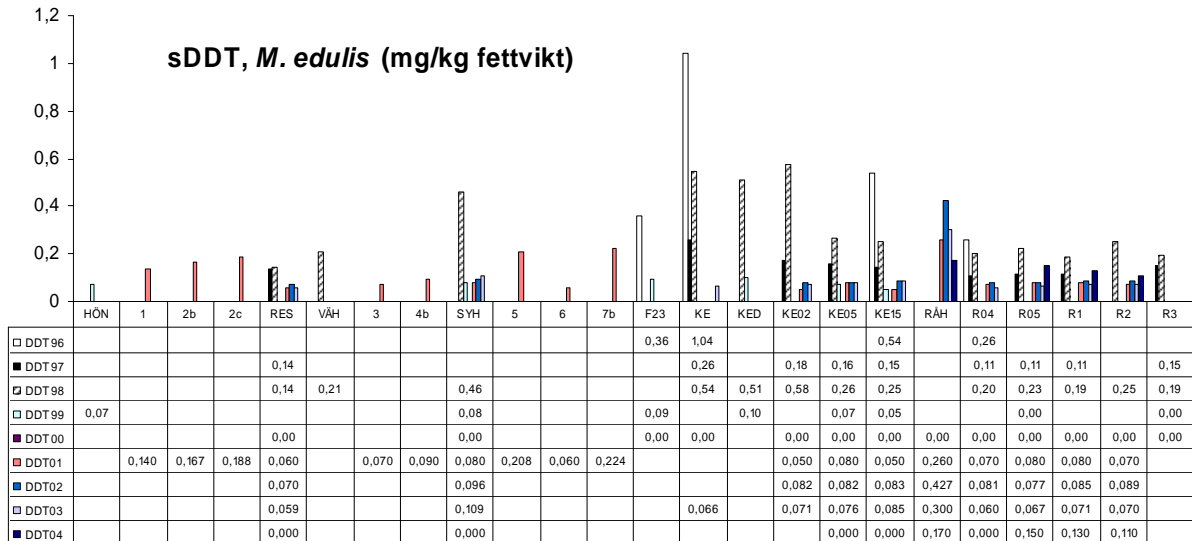


Fig. 83. Summa DDT (mg/kg fettvikt) i blåmusslor på 21 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1996-2004.

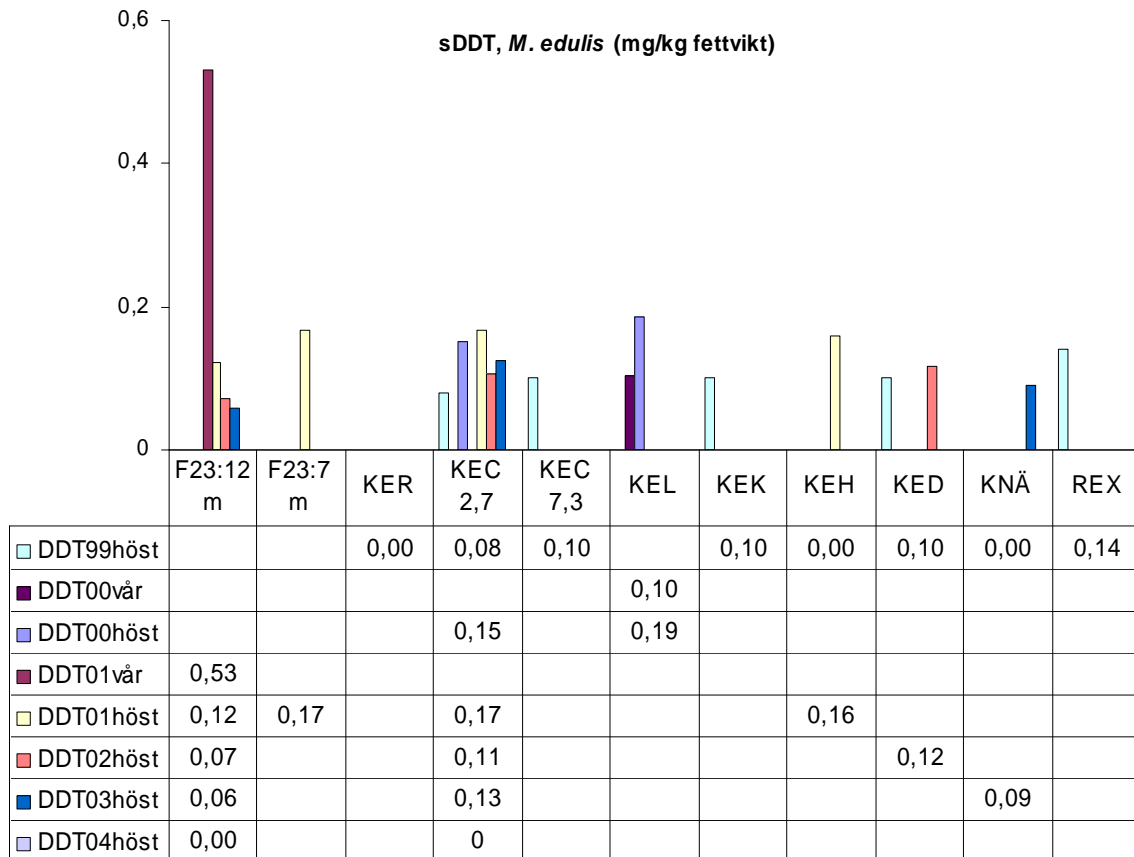


Fig. 84. Summa DDT (mg/kg fettvikt) i blåmusslor på sju stationer inne i Kopperverksamhamnen (KEC2.7, KEC7.3, KEH, KEL, KEK, KED och KNÄ) och fyra stationer strax utanför (F23:12m och F23:7m, KER och REX) inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1999-2004. KEC2.7 anger 2,7 m:s djup och närmast rör C medan KEC7,3 anger 7,3 m:s djup och vid botten under rör C. Värden under detektionsgränsen anges som 0.

R0.4

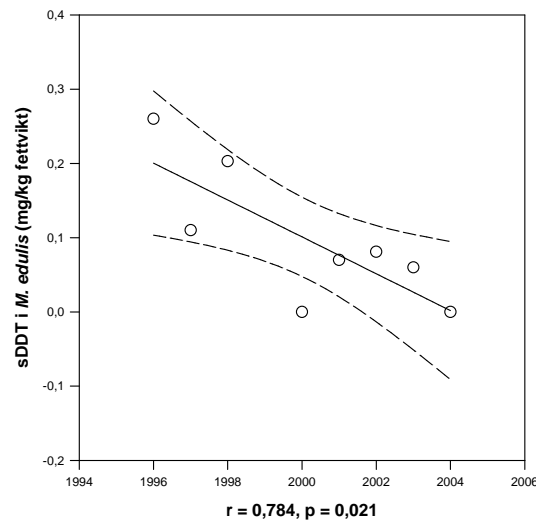


Fig. 85. Utvecklingen av sDDT (mg/kg fettvikt) i blåmusslor på station R0.4 inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1996-2004. Linjär regression.

HCB

Analysvärden har under perioden 1997-2001 visat på särskilt höga halter av denna substans inne i Kopperverkshamnen (Fig. 86 & 87) men även strax utanför har tydligt förhöjda halter noterats jämfört med yttre delar av svenska kusten 1988-97 (medelvärden: 0,003-0,007 mg/kg fettvikt, Bignert 1999) och övriga Öresund 2002 (under detektionsgränsen, Lundgren 2003). Det är därför glädjande att halterna var jämförelsevis mycket lägre 2002, 2003 och särskilt 2004, då de låg under detektionsgränsen för samtliga stationer. Detektionsgränsen har dock varierat avsevärt.

För fyra stationer finns statistiskt signifikant minskande trender för perioden 1997/2000-2004 (Fig. 88). Detta är ett resultat av att haltnivån sjunkit i hela området. För stationen närmast avloppstuben i Kopperverkshamnen, KEC2.7, finns en statistiskt signifikant linjär trend om extremvärdet stryks.

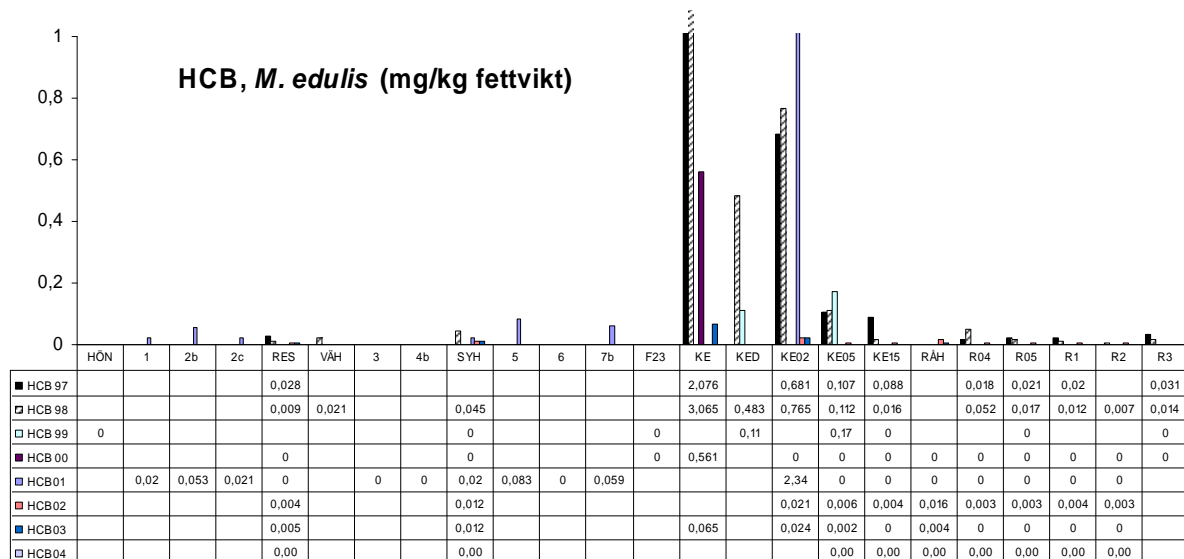


Fig. 86. HCB (mg/kg fettvikt) i blåmusslor på 24 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1995-2004. Värden under detektionsgränsen (för 2004: 0,002-0,065 mg/kg fettvikt) anges som 0.

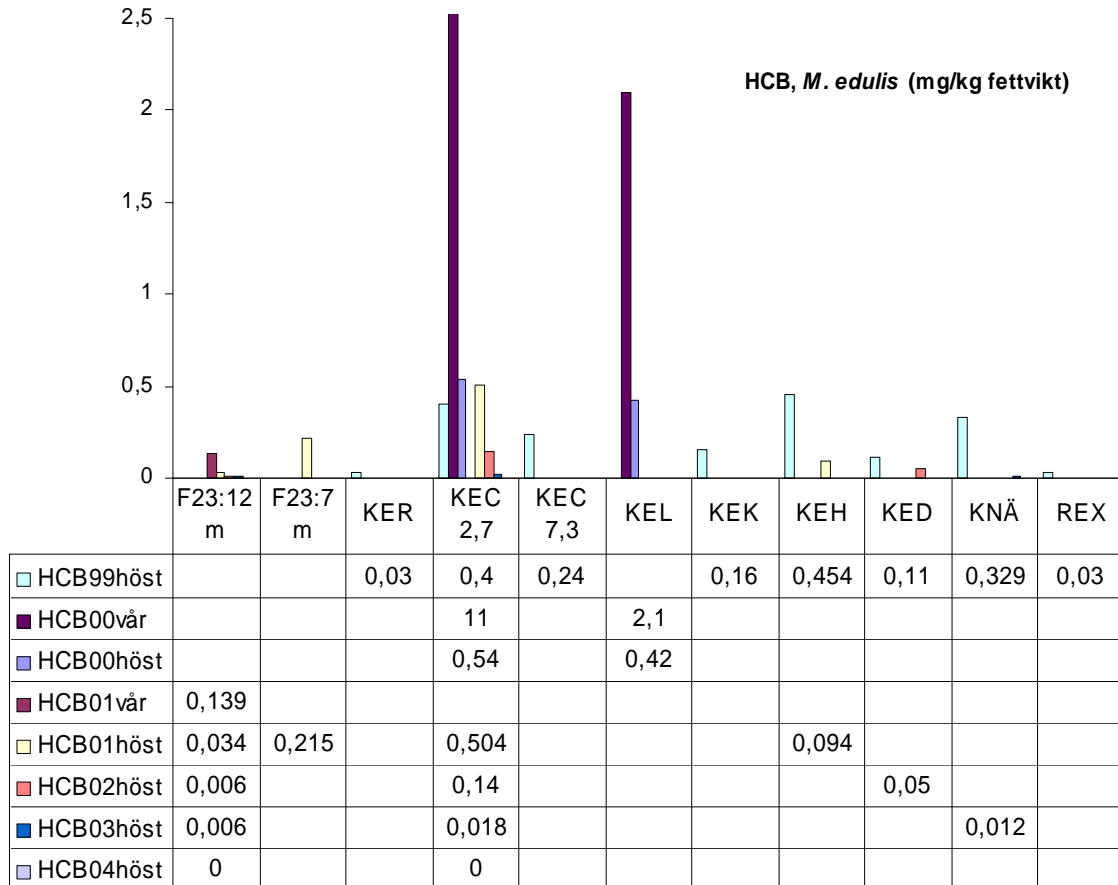


Fig. 87. HCB (mg/kg fettvikt) i blåmusslor på sju stationer inne i Kopparverkshamnen (KEC2.7, KEC7.3, KEH, KEL, KEK, KED och KNÄ) och fyra stationer strax utanför (F23:12m och F23:7m, KER och REX) inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1999-2003. KEC2.7 anger 2,7 m:s djup och närmast rör C medan KEC7,3 anger 7,3 m:s djup och vid botten under rör C. Värden under detektionsgränsen (för 2004: 0,11-0,15 mg/kg fettvikt) anges som 0.

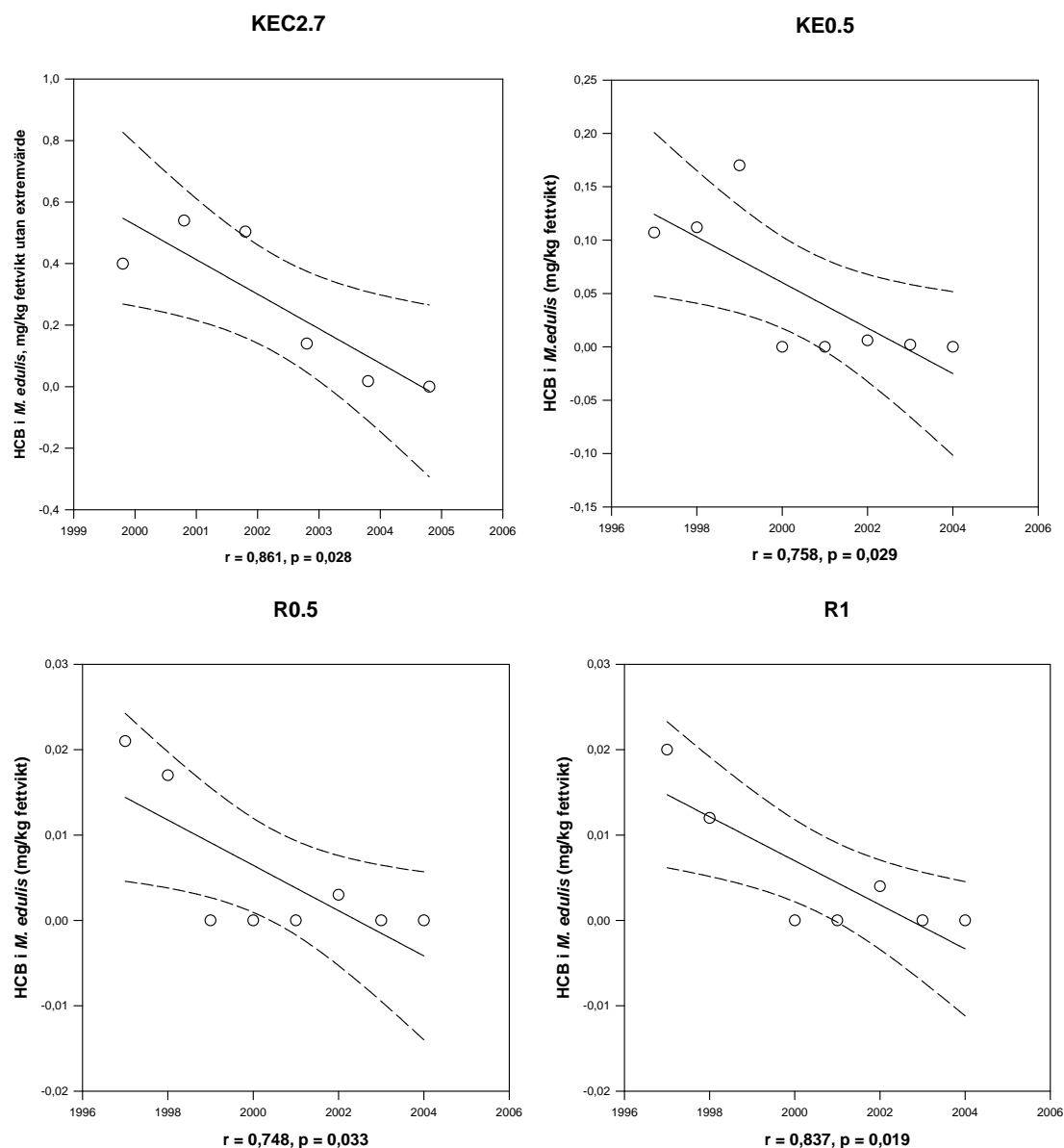


Fig. 88. Utvecklingen av HCB (mg/kg fettvikt) i blåmusslor på 4 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1997/2000-2004. Linjär regression. Ett extremvärde har uteslutits för KE.

Organiska tennföreningar

Organiska tennföreningar analyserades för första gången 1996 i sediment från helsingborgskusten och kunde då detekteras på samtliga 10 stationer. Under 1999 togs prover på blåmusslor och analysresultaten visade på genomgående hög haltnivå för undersökningsområdet och allra högst halt i hamnarna. Under 2001 analyserades musslor enbart från hamnar. Halterna var de hittills högst uppmätta.

Analysresultaten från 2004 visar på genomgående något lägre halter än 1999 på jämförbara stationer (Fig. 89). Dessutom har andelen nedbrytningsprodukt (DBT) ökat. Detta kan bero på att förbudet att använda dessa substanser på mindre båtar har haft verkan.

En mycket hög halt noteras i Råå hamn, den hittills högst uppmätta inom kustkontrollprogrammet. En relativt hög halt av grundsubstansen TBT jämfört med DBT kan bero på att substansen fortfarande till viss del används.

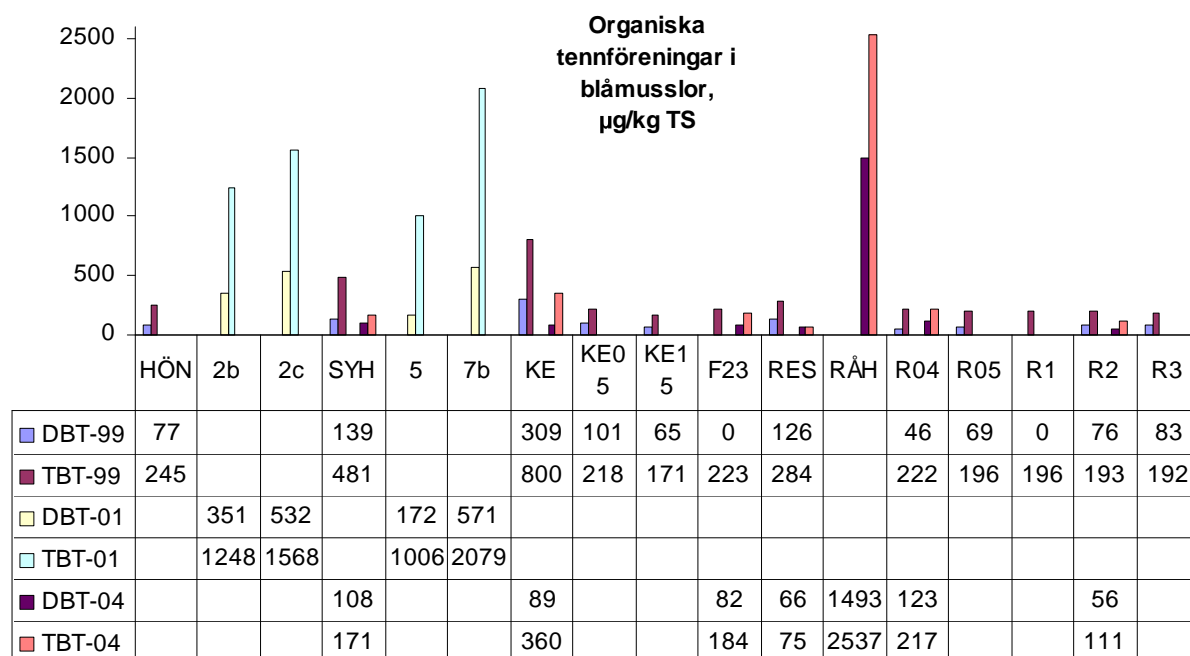


Fig. 89. Organiska tennföreningar (µg/kg torrsvikt) i blåmusslor på 17 stationer inom Helsingborgs kustkontrollprogram 1999-2004. TBT = Tributyltenn, DBT = Dibutyltenn.

Effektgränser för organiska miljögifter i musslor

Oslo-Pariskommissionen (OSPAR) har utarbetat effektgränser för några organiska miljögifter i vävnader. Av dessa är två aktuella för undersökningsområdet, DDE och PCB. Värdena anger gränser för biologiska effekter som kan förväntas på känsligaste art.

För DDE anges effektgränsen för mussla preliminärt till 0,075 mg/kg torrsvikt enligt OSPAR. Inga prov som togs under 2002-2004 nådde upp till denna gräns, maximalt noterades ca 0,002 mg/kg torrsvikt omräknat från fettviktsbaserade analysvärden.

För PCB7 anges effektgränsen för mussla till 0,04 mg/kg torrsvikt enligt OSPAR. Inget resultat från perioden 2001-2004 nådde upp till denna gräns (max 0,022 mg/kg torrsvikt). En station tangerade denna gräns under 2000. Under 1998 låg tre stationer strax över gränsen.

För HCB och organiska tennföreningar har inga effektgränser utarbetats. Substanserna kan dock misstänkas ha effekter, främst på fortplantning, nervsystem och immunsystem.

SLUTORD

Undersökningarna utanför Helsingborg visar att havet påverkas av många aktiviteter som pågår både lokalt och i omgivningen. Det är oftast lättast att göra någonting åt det som pågår lokalt. Det verkar också som om man tydligt kan se att lokala åtgärder har stor betydelse. Lokala åtgärder behövs på många ställen.

REFERENSER

- Anon. 1987. Öresund. Miljöfarlighetsanalys av toxiska ämnen. Naturvårdsverket. Rapport 3400. 1987. 83 pp.
- Anon. 1995. Nordic environmental specimen banking – methods in use in ESB. Tema Nord 1995:543.
- Anon. 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Kust och Hav. SNV Rapport 4914.
- Bergek S & M Tysklind. 2002. Analys av PCDD/PCDF samt non-orto PCB-er i två skrubbaprover. Miljö kemi. Umeå Universitet. 3 pp.
- Bignert A. 1999. Comments concerning the national Swedish contaminant monitoring programme in marine biota. Contaminant research group at the Swedish Museum of Natural history.
- Bray, J. R., Curtis, J. T. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.* 27: 325-349.
- Clarke K.R., Warwick R.M. 1994. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory.
- Cato, I. 1997. Sedimentundersökningar längs Bohuskusten 1995 samt nuvarande trender i kustsedimentens miljö kvalitet – en rapport från fem kontrollprogram. SGU Rapporter och meddelanden nr 95. 365 pp.
- Cato, I. 1997b. Contaminants in the Skagerrak and Kattegat Sediments. Research Papers. SGU series Ca 86. 15 pp.
- Cato, I. 1999. Miljögifter och miljö kvalitet längs Bohuskusten 1990-1998 – Förändringar, belastning och samband. SGU 2000. Göteborgs och Bohus läns kustvattenkontroll. 135 pp.
- Christensen, J.H. & J. Platz. 2001. Screening of Polybrominated Diphenyl Ethers in Blue Mussels, Marine and Freshwater Sediments in Denmark. *Journal of Environmental Monitoring. Under tryckning*
- de Wit, C. 2000. Brominated flame retardants. *SNV Rapport 5065*.
- DMU 2003. Opgørelse af skadevirkninger på bundfaunaen efter iltvindet i 2002 i de indre danske farvande. Faglig rapport fra DMU, nr 456. Danmarks Miljøundersøgelser.
- Diaz J D & R Rosenberg. 1995. Marine benthic hypoxia. A review of its ecological effects and the behavioural responses of the benthic macrofauna. *Oceanogr. Mar. Biol.* 33, 245-303.
- EU, Ekologiska rådet 2000. http://www.ecocouncil.dk/arkiv/2000/000908_flammehammer.html
- Fallesen G & H M Jörgensen. 1991. Distribution of *Nephtys hombergii* and *Nephtys ciliata* (Polychaeta: Nephtyidae) in Århus Bay, Denmark, with emphasis on the effect of severe oxygen deficiency. *Ophelia Suppl.* 5: 443-450.
- Göransson P. & M. Karlsson. 1996. Kustkontrollprogram för Helsingborg. Årsrapport 1995. 40 pp.
- Göransson P. & M. Karlsson. 1997. Kustkontrollprogram för Helsingborg. Årsrapport 1996. 60 pp.
- Göransson P. & M. Karlsson. 1998a. Knähaken – Öresunds stolthet. Ett hundraårigt perspektiv på biologisk mångfald i ett kustnära havområde. Miljönämnden i Helsingborg och Miljövårdsfonden Malmöhus läns landsting. 57 pp.
- Göransson P. & M. Karlsson. 1998b. Knähakens Hästmusselbankar – Ett hundraårigt perspektiv på biologisk mångfald i ett kustnära havområde. *Fauna och Flora* 93:1, 9-28.
- Göransson P. & M. Karlsson. 2000. Kustkontrollprogram för Helsingborg. Årsrapport 1998. 117 pp.
- Göransson P, M. Karlsson & L. Börjesson. 2001. Kustkontrollprogram för Helsingborg. Årsrapport 1999 & 2000. 88 pp.
- Göransson P, & L. Börjesson & M. Karlsson. 2002. Kustkontrollprogram för Helsingborg. Årsrapport 2001. 104 pp.
- Göransson P, L. Börjesson & M. Karlsson. 2003. Kustkontrollprogram för Helsingborg. Årsrapport 2002. 71 pp.
- Göransson P, & L. Börjesson & M. Karlsson. 2004. Kustkontrollprogram för Helsingborg. Årsrapport 2003. 84 pp.
- Göransson P. 1999b. Förslag till operationella miljömål för bottenfaunan i Öresund. Öresundsvattensamarbetet.
- Göransson P. 1999c. Det långa och det korta perspektivet i södra Kattegatt – bottendjurens berättelse från två provpunkter. *Fauna och Flora* 94:3, 125-138.
- Göransson P. 2001. Det långa och korta perspektivet – bottendjuren berättar från södra Kattegatt. Syrebrist i havet – dess orsaker och effekter. Havsmiljön temanummer. Göteborgs Marina Forskningscentrum och länsstyrelsen i Västra Götalands län.
- Hagerman L. 1998. Physiological flexibility; a necessity for life in anoxic and sulphidic habitats. Development in hydrobiology 132. 32nd EMBS. Lysekil, Sweden 1997.
- Hartmann-Schröder G. 1996. Annelida, Borstenwürmer, Polychaeta.

- Hein M, Brøns Hansen J, Holm Ditlevsen G, Burgdorf Nielsen J, Rasmussen J, Sørensen K & L A Angantyr. Overvågning av Øresund 2001. Fredriksborgs Amt, Københavns Amt, Københavns kommune og Roskilde Amt.
- Henriksson R. 1969. Influence of pollution on the bottom fauna of the Sound (Öresund). *Oikos* 20: 507-523.
- Håkansson L. & R. Rosenberg. 1985. Praktisk kustekologi. Naturvårdsverket. s.nv pm 1987. 110 pp.
- Jörundsdóttir H Ó & S Jensen. 2002. Koncentration av klorerade kolväten i fisk och musslor från Helsingborgsområdet 2001. Institutionen för miljö kemi, Stockholms Universitet. 7 pp.
- Kanneworff E. & W. Nicolaisen. 1973. The "Haps" a frame-supported bottom corer. *Ophelia*, 10: 119-129.
- Karlsson M. & Göransson P. 1999. Kustkontrollprogram för Helsingborg. Årsrapport 1997. 30 pp.
- Kruskal, J.B., Wish, M. 1978. Multidimensional scaling. Sage Publications, Beverly Hills, California.
- Lundgren, F. 2003. Miljögifter i biota. Undersökningar i Öresund 2002. ÖVF Rapport 2003:1. Öresunds vattenvårdsförbund. 10 pp.
- OSPARCOM 1990. Oslo and Paris Comissions. Principles and methodology of the joint monitoring programme.
- Pearson T H. & R. Rosenberg. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16:229-311.
- Persson L-E. 1994. Nya arter ändrar Östersjön mer än våra föroreningar. *Fauna och Flora nr 5*, 33-37.
- Remberger M, Sternbeck J, Palm A, Kaj L, Strömberg K & E Brorström-Lundén. 2004. The environmental occurrence of hexabromcyclododecane in Sweden. *Chemosphere* 54:9-21.
- Rosenberg R, Loo L-O & P. Möller. 1992. Hypoxia, salinity and temperature as structuring factors for benthic communities in a eutrophic area. *Neth. J. Sea Res.* 30: 121-129.
- SEMAC 1996. Status report 1996. Shallow water fauna. The authorities' control and monitoring programme for the fixed link across Öresund.
- SEMAC 1998. Bundfauna. Anden fauna end blåmuslinger. Datarapport nr. 2. Forår 1998. Artlister. The authorities' control and monitoring programme for the fixed link across Öresund.
- Smith W. & McIntyre A. D. 1954. A spring-loaded bottom sampler. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 33.1954. p 261.
- Sokal R. R. & F. J. Rohlf. 1995. Biometry. The principles and practice of statistics in biological research. Third edition. W. H. Freeman and company. 887 pp.
- Waldock, M J, Thain, J E. & M E. Waite. 1987. The distribution and potential toxic effects of TBT in UK estuaries during 1986. *Appl. Organomet. Chem.* 1: 287-301.