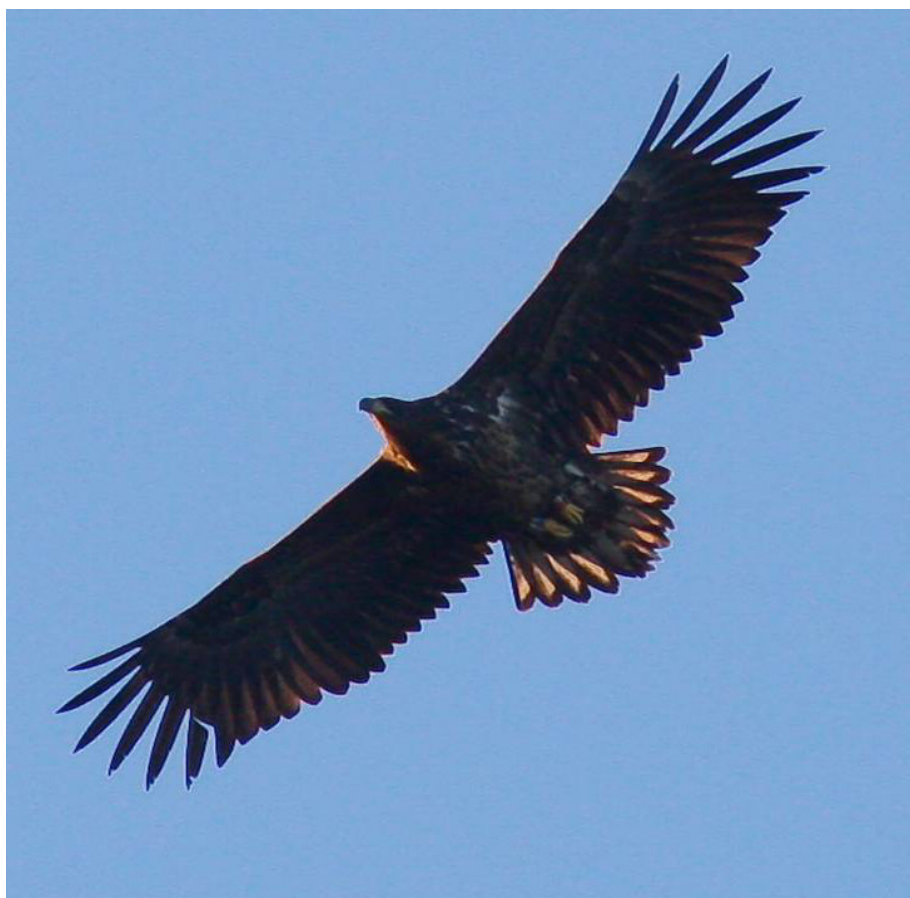


METALLER OCH ORGANISKA MILJÖGIFTER I VÄNERSEDIMENT 2008/2009



Titel: Metaller och organiska miljögifter i Vänersediment 2008/2009

Tryckår: 2009

ISSN: 1403-6134

Författare: Ann-Charlotte Norborg, ALcontrol AB

Omslagsbild: Havsörn, seglandes över Vänern, foto: © Erik Landgren

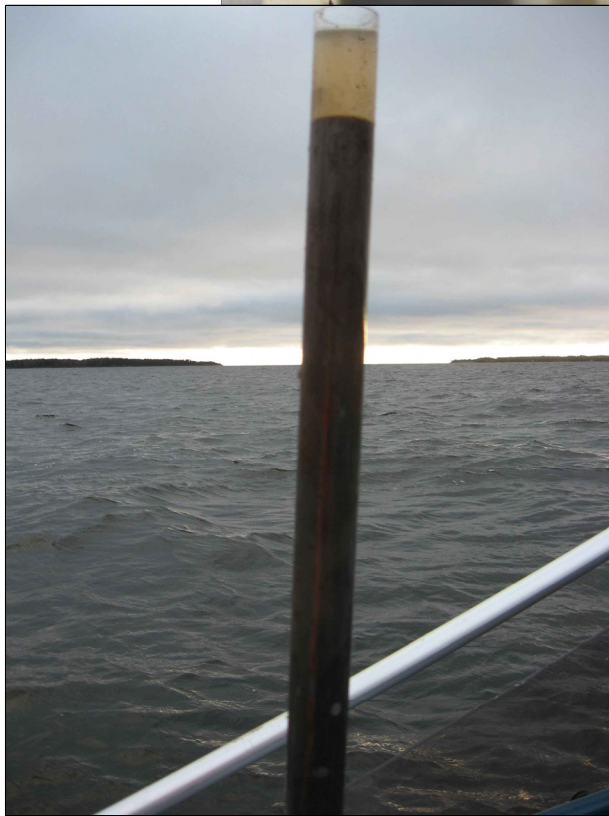
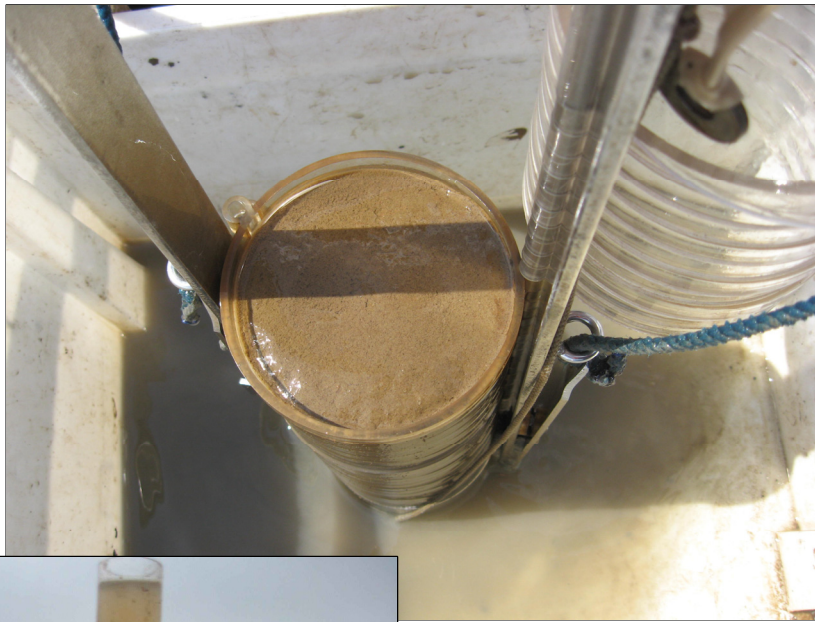
Utgivare: Vänerns vattenvårdsförbund rapport nr 52

Rapporten finns som pdf på: www.vanern.se

Copyright: Vänerns vattenvårdsförbund. Kopiera gärna texten i rapporten men ange författare och utgivare. Användande av rapportens fotografier eller bilder i annat sammanhang kräver tillstånd från fotografen eller utgivare.



ALcontrol Laboratories



METALLER OCH ORGANISKA MILJÖGIFTER I VÄNERSEDIMENT 2008/2009

**Vänerns vattenvårdsförbund
Norra Vänerns intressenter
Mariestads kommun
Metsä Tissue AB
Åmåls kommun**



INNEHÅLL

SAMMANFATTNING.....	1
BAKGRUND.....	4
OMRÅDE OCH FÖRORENINGSKÄLLOR.....	5
RESULTAT OCH DISKUSSION.....	7
Sedimentförhållanden.....	7
Kväve och fosfor	8
Metaller	8
Organiska miljögifter.....	16
Dioxin och dioxinliknande PCB.....	16
PCB.....	17
EOX.....	20
PBDE.....	20
PFOS.....	21
PAH.....	21
Ftalater.....	23
Alkylfenoler.....	24
Tennorganiska föreningar.....	24
Alifatiska och aromatiska kolväten.....	24
REFERENSER.....	25
BILAGA 1. Metodik.....	27
BILAGA 2. Analysvariablernas innebörd och bedömningsgrunder.....	33

SAMMANFATTNING

Vänerns vattenvårdsförbund har tillsammans med Norra Vänerns intressenter, Mariestads kommun, Metsä Tissue AB och Åmåls kommun gett ALcontrol uppdraget att utföra sedimentundersökningar i Vänerområdet hösten 2008 och våren 2009.

Tidigare kvicksilverutsläpp från kloralkaliindustrin gav höga halter

De mest anmärkningsvärda resultaten beträffande metaller var höga kvicksilverhalter i ytsediment (0-1 cm) vid stationerna i Kattfjorden och nordvästra delen av Värmlandssjön. Jämfört med lokala bakgrundsvärden (24-26 cm) bedömdes avvikelserna som mycket stora vid provplatserna i Kattfjorden, nordvästra delen av Värmlandssjön, centrala Värmlandssjön och nordost om Lurön samt stora i nordöstra delen av Värmlandssjön och Åsfjorden. Orsaken är påverkan av tidigare utsläpp av kvicksilver från främst kloralkaliindustrin i Skoghäll.

Högre kvicksilverhalt 2008/2009 än 1998 kan bero på översvämning och högflöde

Vid tidigare undersökningar (1973, 1983 och 1992) var kvicksilverhalten i ytsediment i centrala Kattfjorden mycket hög, men minskade till måttligt hög 1998. Vid 2008 års undersökning var halten åter något högre och bedömdes som hög. Den högre halten kan bero på bioturbation (bottdjurens omrörning av sedimentet i den översta decimetern) eller överlagring av kvicksilverhaltigt material, vilket kan ha ett samband med periodvis översvämning och högflöden under 2000-talet.

Kraftigt minskad zinkbelastning i Åsfjorden

I Åsfjorden minskade zinkhalten i ytsedimentet från hög halt 1977 till måttligt hög 1998 och 2008 som en följd av minskad belastning från Svenska Rayon, där verksamheten numera är avvecklad.

Högre arsenikhalter i stor-Vänern jämfört med kustnära områden

I centrala Värmlandssjön var arsenikhalten hög och vid övriga provplatser i delområdet Stor-Vänern måttligt hög i ytsedimentet 2008/2009. Halterna var generellt lägre i de kustnära områdena i delområdena Norra Vänern, Åmålsviken och Mariestadsfjärden, där halterna var låga eller mycket låga. Mönstret, som var detsamma vid 1998 års undersökning, kan t.ex. vara kopplat till större biologisk produktion i kustnära områden.

Naturligt med måttligt höga halter av koppar, krom och nickel i Vänern

Vid flertalet provplatser var halterna av koppar, krom och nickel måttligt höga i ytsedimentet (0-1 cm) 2008/2009. Jämfört med lokala bakgrundsvärden (24-26 cm) avvek dock halterna i ytsedimentet obetydligt, varför halter i denna nivå kan anses vara nära naturliga för Vänern.

Djupprofiler avslöjar minskad belastning av flera metaller

Vid stationerna i Kolstrandsviken, Åmålsviken och Mariestadsfjärden, där djupprofiler undersöktes, var mönstret för arsenik, kadmium, koppar, krom och nickel detsamma med lägst halter på sedimentnivån 24-26 cm och högst halt på mellannivån (4-6 respektive 7-9 cm) som sedan minskade i ytsedimentet (0-1 cm), vilket avspeglar minskad belastning. I Hammarösjön var dock halten av flertalet metaller högst på den djupaste sedimentnivån, varför sedimentet troligen var påverkat av muddring och/eller propellerrörelser.

Halterna av zink och krom avsevärt lägre jämfört med föreslaget gränsvärde

Jämfört med Naturvårdsverkets förslag till gränsvärde för zink respektive krom var halterna avsevärt lägre vid samtliga provplatser i Vänern vid 2008/2009 års undersökning.

Generellt lägre metallhalter än i Vättern, men högst halter i Värmlandssjön

I jämförelse med metallhalterna i Vättern söder om Visingsö (ytsediment, 0-1 cm) 2004 var halterna i Vänern generellt något lägre 2008/2009. Högre metallhalter förekom huvudsakligen vid stationerna i delområdet Stor-Vänern och allra främst i centrala Värmlandssjön. Detta gällde arsenik, bly, kvicksilver och zink. I delområdet Norra Vänern hade dock Kattfjorden högre kvicksilverhalt och Vismen högre blyhalt jämfört med Vättern.

Minskade dioxinhalter i Värmlandssjön, men inte i Dalbosjön

Minskad belastning från skogsindustrin syntes som halverad dioxinhalt i centrala Värmlandssjön under de senaste 20-30 åren vid jämförelse av ytsediment (0-1 cm) med något djupare sediment (4-6 cm). Även vid jämförelse med en tidigare undersökning 1988 var 2009 års halt något lägre i Värmlandssjön, medan den var ungefär densamma i Dalbosjön. I Åsfjorden och Dalbosjön var dioxinhalterna jämförbara med halter i södra delen av Vättern och bakgrundshalten i Östersjön. I Värmlandssjön var halten något högre, men bara hälften så hög som utanför Aspa bruk i norra delen av Vättern.

Summan dioxiner, furaner och dioxinlika PCB högre än föreslagen effektgräns

Jämfört med föreslaget effektbaserat gränsvärde för summan av dioxiner, furaner och dioxinlika PCB:er var samtliga halter i ytsedimentet (0-1 cm) minst 1,4 (Åsfjorden) till 16 gånger (centrala Värmlandssjön) högre.

Minskad belastning från skogsindustrin gav avsevärt minskade EOX-halter

Halten av extraherbara halogenerade organiska ämnen (EOX) var förhöjd och påvisade trolig påverkan från punktkälla i ytsedimentet främst vid stationerna i Åsfjorden och Kattfjorden samt nordvästra och nordöstra Värmlandssjön. Enligt ALcontrols skala bedömdes dock samtliga halter som låga. Vid jämförelse med tidigare undersökningar 1991 och 1998 framkom att EOX-halterna (relaterade till organisk substans) minskat avsevärt i främst Åsfjorden och Kattfjorden. Den främsta orsaken torde vara minskade utsläpp från skogsindustrin p.g.a. övergång från klorblekning till andra metoder.

Minskad belastning av PCB och PAH i Åmålsviken och Mariestadsfjärden

I Åmålsviken och Mariestadsfjärden var halterna av både PCB (polyklorerade bifenyl) och PAH (polyaromatiska kolväten) lägre i ytsedimentet (0-1 cm) jämfört med nivån 7-9 cm, vilket påvisar minskad belastning under de senaste årtiondena.

PCB främst i Åsfjorden och Kattfjorden och PAH i Vismen och Lunnerviken

I Åsfjordens och Kattfjordens ytsediment var halterna av total-PCB högre än föreslaget effektbaserat gränsvärde. Halterna av PAH i ytsediment påvisade trolig påverkan från punktkälla för cancerogena PAH i sjön Vismen och stor påverkan för övriga PAH i Lunnerviken (bedömningsgrunder för Förorenade områden). Vismen och Lunnerviken hade även mycket höga halter av några PAH-föreningar, som i några fall överskred effektbaserade gränsvärden enligt Oslo-Paris-kommissionen (bedömningsgrunder för Kust och hav).

Måttligt förhöjda halter av vissa organiska föreningar

Diffus tillförsel via luft, nederbörd och tillflöden är troligen den främsta källan till spridning av vissa organiska föreningar som PBDE (flamskyddsmedel), PFOS (ytaktiva ämnen) och DEHP (mjukgörare). Jämfört med bakgrundshalter förekom måttligt förhöjda halter av PBDE i Hammarösjön och Kattfjorden, PFOS i Åmålsviken och DEHP främst i Varnumsviken.

ALcontrol AB

Karlstad 2009-11-08



Ann-Charlotte Norborg
(Projektledning, rapportskrivning)



Håkan Olofsson
(Kvalitetsgranskning av rapport)

BAKGRUND

Uppdrag

Vänerns vattenvårdsförbund har tillsammans med Norra Vänerns intressenter, Mariestads kommun, Metsä Tissue AB och Åmåls kommun gett ALcontrol uppdraget att utföra sedimentundersökningar hösten 2008 och våren 2009. Undersökningarna sker inom nationell miljöövervakning av Vänern (gäller stationerna i stor-Vänern) samt inom recipientkontrollen i Vänerns kustzon (gäller stationerna i norra Vänern, Mariestadsfjärden, Åmålsviken och Vismans avrinningsområde).

Den lokala recipientkontrollen i Vänerns kustzon i norra delen av Vänern, Mariestadsfjärden och Åmålsviken har samordnats med undersökningarna i stor-Vänern. Provtagningsplatser i följande områden är aktuella för respektive deltagande part:

- Vänerns vattenvårdsförbund:
Stor-Vänern
- Norra Vänerns intressenter:
huvuddelen av Norra Vänerns kustzon samt Vismans avrinningsområde
- Mariestads kommun, Metsä Tissue AB:
Mariestadsfjärden
- Åmåls kommun:
Åmålsviken

Syfte

Syftet med undersökningarna var främst att belysa den allmänna belastningen av metaller och organiska miljögifter på sediment i Vänern och Vismans avrinningsområde. Tidsmässiga förändringar av föroreningsgraden studerades genom jämförelser mellan ytliga och djupare sedimentskikt samt jämförelser med tidigare sedimentundersökningar i Vänern, Vättern och Mälaren.

Deltagande personer

Följande personer har deltagit i undersökningarna:

- *Agneta Christensen*, Vänerns vattenvårdsförbunds Vänerkansli – huvudansvarig uppdragsgivare
- *Hans Friberg* och *Marcus Andersson*, ALcontrol Karlstad – provtagning
- *Håkan Olofsson*, ALcontrol Halmstad – framtagande av GIS-kartor samt kvalitetsgranskning av rapport
- *Måns Lindell*, Vätternvårdsförbundet – jämförelsedata Vättern
- *Ann-Charlotte Norborg*, ALcontrol Karlstad – projektledning och rapportskrivning

OMRÅDE OCH FÖRORENINGSKÄLLOR

Allmänt

Vänern, som är Sveriges största insjö, berör två olika län, Värmlands län och Västra Götalands län. Sjön tar emot vatten från skogsälvar, som huvudsakligen mynnar i den norra delen (bl.a. Upperudsälven, Byälven, Norsälven, Klarälven och Gullspångsälven) och jordbruksälvar, som främst mynnar i den södra delen (bl.a. Tidan, Lidan, Nossan och Dalbergsån).

Belastningen av olika miljögifter har generellt minskat i Vänern, men i sedimentet finns föroreningar kvar i de djupare sedimentlagren. Därför fungerar sedimenten som historiska arkiv, som gör det möjligt att studera långsiktiga miljöförändringar genom att jämföra halterna i ytliga och djupare sedimentskikt, vilket var ett av syftena med denna undersökning.

Belastning av metaller har pågått under lång tid, varför det är motiverat att undersöka både ytliga och djupare sedimentskikt. Vid flertalet stationer utfördes metallanalyser i både ytliga och djupare sediment (0-1, 4-6, 12-14 och 24-26 cm) vid 1998 års sedimentundersökning (Vänerns vattenvårdsförbunds årsskrift 1999). Värden från den djupaste nivån (24-26 cm) användes som referensvärden till de ytligare (0-1 cm) proverna även vid 2008/2009 års undersökning.

Belastningen av de organiska föreningar som studerades i denna undersökning har pågått under kortare tid än metallerna, varför dessa föreningar inte förväntas förekomma i det djupaste sedimentskiktet (24-26 cm). Därför analyserades dessa bara i ytligt sediment (främst 0-1 cm) vid 2008/2009 års undersökning. Flera av dessa ämnen undersöktes inte 1998. Exempel på sådana ämnen är dioxin och dioxinlik-

nande PCB, PFOS, PBDE (flamskyddsmiddel), ftalater (mjukgörare) och TBT (tributylenn).

SGU undersökte år 1999 sedimenttillväxten med hjälp av cesiumanalyser och beräknade en tillväxt på mindre än 3 mm per år i norra Värmlandssjön och 5-6 mm per år i Sättersholmsfjärden (Klingberg 2000). Detta innebär att den översta cm sediment motsvarar ca fyra år i norra Värmlandssjön och två år i Sättersholmsfjärden.

Skogsindustri

Vänerområdet får betraktas som Sveriges mest skogsindustriösa område med cellulosaindustri (massa-/pappersbruk) i Säffle, Grums, Skoghall, Mariestad och Vänersborg. Dessutom finns bruk i Vismans avrinningsområde (Bäckhammar), Norsälvens avrinningsområde (Rottneros), Byälvens avrinningsområde (Åmotfors och Svanskog) och Upperudsälvens avrinningsområde (Billingsfors, Åsensbruk, Skåpafors och Långed), som samtliga mynnar i Vänern. Cellulosaindustrier har tidigare även funnits på en rad andra platser vid, eller i tillflöden till, Vänern.

Skogsindustrin, som även omfattar sågverk, har haft stor betydelse för miljöutvecklingen i Vänern. Tidigare skedde stora utsläpp av fibrer, syreförbrukande organiska ämnen, kvicksilver och klororganiska ämnen. Genom ett långsiktigt miljöarbete, som skett i samarbete mellan myndigheter och industrin, har cellulosaindustrins utsläpp av kvicksilver upphört helt medan utsläppen av fibrer, syreförbrukande organiska ämnen och klororganiska ämnen har reducerats kraftigt. Detta har gett konkreta miljöförbättringar av Vänerns vattenmiljö.

Metallkällor

Förutom skogsindustrin har även kloralkaliindustrin (f.d. Skoghall kemi) släppt ut stora mängder kvicksilver i Kattfjorden vid Skoghall. Detta är den främsta anledningen till att Vänern under 1960- och 70-talet betraktades som en av världens mest kvicksilverförorenade sjöar (Håkansson 1975).

Bergs- och metallbearbetning har gamla anor i bergslagsområdet, där det fortfarande bedrivs en del verksamhet. Delar av bergslagsområdet ingår i Vänerns avrinningsområde genom Gullspångsälven.

Metallindustri och andra verksamheter som släpper ut metaller finns också på en mängd andra platser kring Vänern. Även beträffande metallutsläppen har kraftiga minskningar skett under de senaste årtiondena. Av störst betydelse för den nuvarande metallbelastningen i Vänern torde dock vara tillförseln från skogs- och jordbruksmark (via vattendrag som mynnar i sjön) samt nedfall från luften direkt på sjöytan.

RESULTAT OCH DISKUSSION

I detta avsnitt redogörs för resultaten av undersökningen. I bilaga 1 beskrivs metodik för provtagning, analys och utvärdering och i bilaga 2 beskrivs analysvariablernas innebörd och bedömningsgrunder. Merparten av analysresultaten från den aktuella undersökningen samt resultat från tidigare undersökningar i Vänern redovisas i Tabell 1 (metaller), Tabell 2 ("dioxiner") och Tabell 3 (organiska miljögifter). Övriga analysresultat och rådata kan beställas från Vänerns vattenvårdsförbunds Vänerkansli.

Sedimentförhållanden

Lämpliga sediment för provtagning vid flertalet provplatser

Vid flertalet provplatser togs proverna på ackumulationsbotten, vilket är lämpligt vid sedimentundersökningar. I Byviken (station 8) och Jonsbolsdammen (station 16) påvisade andelen torrsubbstans (>35 %) att proverna eventuellt tagits på transportbotten, där det finns risk för omlagring av sedimenten genom påverkan av vågor och strömmar. Detta fick genomslag i analysresultaten för Jonsbolsdammen, men inte för Byviken. I Hammarösjön (station 18) indikerade analysresultaten, med högst halter av flera metaller i det djupaste sedimentet

(24-26 cm), att sedimentet troligen var påverkat av muddring och/eller propellerrelser. (Fältprotokoll finns på Vänerkansliet samt ALcontrol i Karlstad.)

Svarta skikt påvisar syrebrist

I vikarna var dominerande sedimenttyp dy och gytta i de översta centimetrarna och därunder lera (se exempel i Figur 1). I stor-Vänern förekom mest gytta ovanpå lera. Inslag av svarta skikt av sulfider, vilket avspeglar perioder av syrebrist, förekom vid några stationer, bl.a. Kattfjorden (11), Sätterholmsfjärden (12), Varnumsviken (13), Kolstrandsviken (17) och Åmålsviken (26). Vid flertalet av nämnda provplatser förekom de svarta inslagen även i djupare sedimentskikt (ca 25-35 cm), vilket antyder att syrebrist förekommit även i förindustriell tid.

Sulfidskikt på ca 5-15 cm djup påvisar skogsindustriell påverkan i Kattfjorden

I Kattfjorden förekom inga svarta sulfidskikt djupare än ca 15 cm. Detta indikerar försämrat syretillstånd, huvudsakligen till följd av utsläpp av syreförbrukande, organiska ämnen från skogsindustrin. Ljusare sedimentskikt i de översta centimetrarna påvisar att kraftigt minskade utsläpp från skogsindustrin medfört avsevärt förbättrade syreförhållanden.



Figur 1. Ytligt (gyttja, vänster foto) och djupare (lera, höger foto) sediment i Åmålsviken (station S4).

Kväve och fosfor

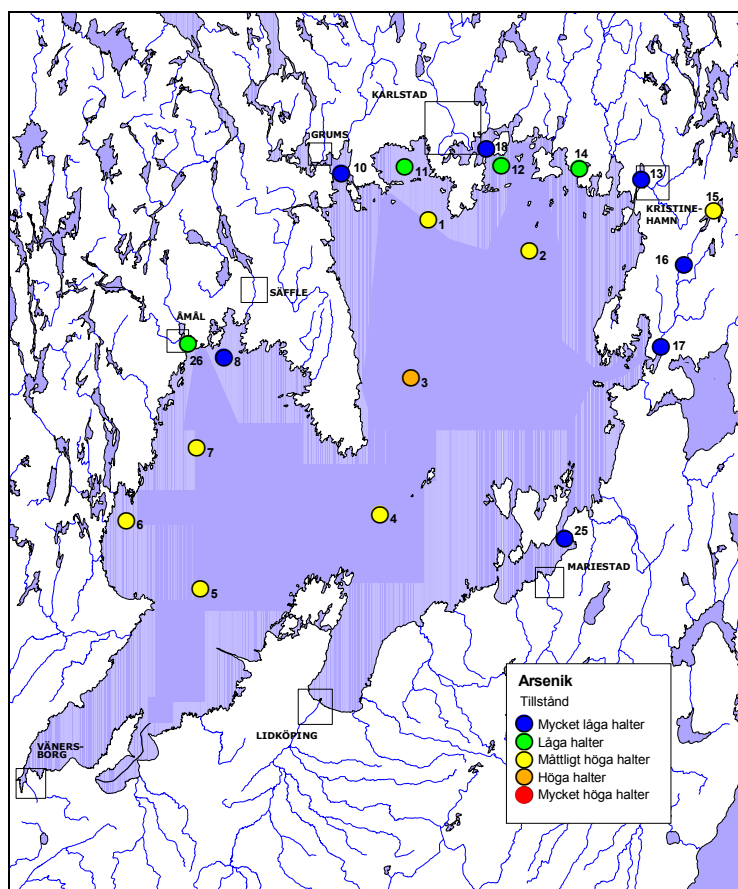
Generellt låga halter av näringsämnen kväve och fosfor

Halterna av totalkväve varierade mellan 2,0 och 5,4 g/kg TS medan halterna av totalfosfor var mellan 0,93 och 2,2 g/kg TS i ytsedimentet (0-1 cm) 2008/2009. (Kväve och fosfor analyserades inte i delområdet Norra Vänern.) Naturvårdsverket har inte publicerat några bedömningsgrunder för kväve och fosfor i sediment. Jämfört med lokala bedömningsgrunder framtagna i samband med en omfattande sedimentundersökning i Ryssbysjön i Jönköpings län (ALcontrol 2003) klassas emellertid kvävehalter i dessa nivåer som mycket låga. Fosforhalterna bedöms som låga med undantag av centrala Värmlandssjön (station 3), där de var medelhöga.

Metaller

Högre arsenikhalter i stor-Vänern jämfört med kustnära områden

Halterna av arsenik var generellt lägre i de kustnära områdena av Vänern (delområdena Norra Vänern, Åmålsviken och Mariestadsfjärden), där halterna var mycket låga eller låga i ytsedimentet (0-1 cm) 2008/2009 (Figur 2, Tabell 1). Vid provtagningsplatserna i delområdet Stor-Vänern var arsenikhalterna i ytsedimentet måttligt höga och i centrala Värmlandssjön (station 3) t.o.m. höga (Tabell 1). Även i Vismen (station 15) bedömdes arsenikhalten som måttligt hög. Den lägre halten i kustnära områden kan möjligen vara kopplad till större biologisk produktion (främst plankton) och större tillförsel av "arsenikfattigt material" från tillrinnande älvar samt högre sedimentationshastighet.



Figur 2. Arsenikhalter i ytsediment (0-1 cm) enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4913) vid samtliga provtagningsplatser i Vänerområdet 2008/2009.

Tabell 1. Metallhalter i ytsediment i Vänerområdet vid olika sedimentundersökningar samt jämförelse med bakgrundshalter, Vättern och bedömningsgrunder. Höga och mycket höga halter enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) är inramade. Övriga rådata kan beställas från Vänerkansliet

Provtagningsplats	ID	Nivå cm	År	TS %	GF % av TS	GR	As	Pb	Fe	Cd	Co	Cu	Cr	Hg	Mn	Ni	Zn
							mg/kg torrsubstans										
Värmlandssjön NV	1	0-1	1998	11,2	9,7	90,3	14	48	36000	0,70	12	25	25	0,37	4000	15	270
	1	0-1	2009	22,5	7,4	92,6	23	58	52000	0,93	13	23	31	1,1	5400	17	390
Ö. Värmlandssjön	2	0-1	1974	-	-	-	-	108	-	1,4	-	28	-	0,96	-	-	380
	2	0-1	1984	-	9,6	90,4	-	96	-	1,1	-	17	45	0,73	-	-	590
Värmlandssjön NO	2	0-1	1998	11,1	10,3	89,7	18	60	44000	0,88	13	28	29	0,22	4800	19	360
	2	0-1	2009	21,8	7,0	93,0	13	69	35000	1,1	15	28	37	0,32	1500	22	440
V. Värmlandssjön	-	0-1	1974	-	-	-	-	114	-	1,6	-	29	-	1,9	-	-	410
	-	0-1	1984	-	10,3	89,7	-	78	-	1,2	-	21	25	0,74	-	-	530
Centr. Värmlandssjön	3	0-1	1998	10,4	10,5	89,5	22	78	45000	1,3	14	32	33	0,36	9800	23	450
	3	0-1	2009	18,1	7,7	92,3	37	100	51000	1,1	15	34	42	0,85	3500	22	480
Skaraborgssjön	-	0-1	1974	-	-	-	-	100	-	1,0	-	28	-	0,95	-	-	310
	-	0-1	1984	-	7,9	92,1	-	48	-	0,80	-	24	25	0,48	-	-	390
Lurön NO	4	0-1	1998	12,2	9,4	90,6	17	56	40000	0,95	14	27	29	0,18	5000	19	330
	4	0-1	2009	24,3	6,1	93,9	12	76	39000	0,93	16	30	38	0,39	1400	23	410
Dalbosjön	-	0-1	1974	-	-	-	-	100	-	1,2	-	29	-	0,25	-	-	480
	-	0-1	1984	-	6,2	93,8	-	29	-	1,0	-	16	47	0,18	-	-	310
Dalbosjön S	5	0-1	1998	14,4	7,3	92,7	16	54	36000	0,58	13	24	28	0,07	2400	18	260
	5	0-1	2009	20,3	6,0	94,0	11	46	38000	0,48	17	25	36	0,066	5100	22	290
Köpmannebro	6	0-1	1998	13,7	8,7	91,3	18	39	39000	0,55	13	22	24	0,05	3400	17	220
	6	0-1	2009	22,6	5,8	94,2	18	55	45000	0,81	16	29	31	0,089	2200	20	280
Dalbosjön N	7	0-1	1998	14,4	7,4	92,6	8,2	51	33000	0,49	13	25	27	0,08	1800	17	230
	7	0-1	2009	28,1	6,1	93,9	16	53	54000	0,61	18	26	33	0,066	3800	23	270
Byviken	-	0-3	1992	20,5	7,3	92,7	-	60	-	0,60	-	24	40	0,07	-	25	420
	8	0-1	1998	12,5	7,9	92,1	7,7	39	33000	0,72	13	23	27	0,07	5400	17	260
	8	0-1	2009	35,2	3,7	96,3	5,0	23	25000	0,24	13	41	31	0,03	1300	17	140
Äsfjorden	19	0-2	1977	15,5	13,2	86,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1610
	10	0-1	1998	12,1	10,4	89,6	4,7	32	41000	1,3	13	27	24	0,16	3700	14	330
	10	0-1	2008	19,3	9,3	90,7	4,9	29	38000	1,3	16	28	32	0,17	2600	18	330
Kattfjorden	-	0-1	1974	-	-	-	-	100	-	2,0	-	40	-	7,0	-	-	600
	-	0-1	1983	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8,0	-	-	-
	-	0-3	1992	23,5	10,1	89,9	-	58	-	1,6	-	29	32	6,1	-	25	556
	E	0-1	1994	-	11,6	88,4	-	-	-	-	-	-	-	3,8	-	-	-
	11	0-1	1998	8,9	10,4	89,6	7,4	32	45000	0,74	14	20	22	0,43	27000	14	260
	11	0-1	2008	16,2	9,6	90,4	9,1	45	41000	1,0	14	28	34	1,4	5200	18	360
Hammarösjön	18	0-1	2008	22,9	7,6	92,4	4,3	27	38000	0,41	16	15	21	0,086	2100	12	150
Sätterholmsfjärden	-	0-3	1992	19,0	10,6	89,4	-	89	-	0,80	-	23	33	0,39	-	20	594
	12	0-1	1998	7,7	11,8	88,2	9,0	37	65000	0,45	16	16	20	0,08	13000	13	220
	12	0-1	2008	15,1	9,7	90,3	7,1	48	50000	0,73	19	24	30	0,14	5400	18	310
Lunnerviken	14	0-1	1998	29,9	4,7	95,3	3,9	27	33000	0,21	11	22	31	0,05	700	23	220
	14	0-1	2009	25,5	6,7	93,3	10	19	36000	0,28	11	13	28	0,039	640	13	190
Varnumsviken	13	0-1	1998	11,6	10,1	89,9	2,8	43	38000	0,43	14	24	23	0,11	960	14	210
	13	0-1	2008	17,8	11,0	89,0	2,8	36	34000	0,41	17	28	31	0,13	690	19	230
Vismen	A	0-1	1988	4,4	23,6	76,4	14	160	55000	1,7	-	24	19	0,28	-	9,4	260
	15	0-1	1998	6,2	24,7	75,3	9,9	170	61000	1,5	22	23	30	0,21	2100	20	330
	15	0-1	2008	12,9	16,6	83,4	11	95	36000	0,95	19	17	25	0,15	1000	13	160
Jonsbolsdammen	E	0-3	1988	10,3	28,9	71,1	4,8	200	26000	2,6	-	63	45	0,30	-	19	540
	16	0-1	1998	12,9	32,0	68,0	6,6	310	24000	3,6	20	75	68	0,24	840	27	520
	16	0-1	2008	36,8	10,8	89,2	3,1	64	17000	0,55	11	25	19	0,11	450	12	180
Kolstrandsviken	L2	0-3	1988	34,7	7,4	92,6	1,5	11	16000	0,57	-	14	9,8	0,20	-	9,1	150
	17	0-1	2008	14,0	14,6	85,4	4,2	27	27000	0,87	15	24	39	0,40	1300	25	270
Mariestadsfjärden	25	0-1	1998	26,3	7,0	93,0	3,1	30	28000	0,65	12	20	28	0,13	640	17	370
	25	0-1	2008	19,0	6,9	93,1	4,9	9	35000	0,31	16	21	40	0,10	1400	22	260
Ämålsviken	-	0-1	1993	-	9,7	90,3	-	66	-	0,40	-	-	30	0,26	-	17	470
	26	0-1	1998	12,1	9,8	90,2	8,5	48	40000	0,87	14	26	26	0,12	9200	17	310
	26	0-1	2009	14,2	8,3	91,7	9,0	41	42000	0,49	17	26	36	0,12	6200	21	290
Bakgrundshalt Vänern*	0-1	98/08	-	-	-	-	5	34	32100	0,3	13	19	24	0,06	1011	15	135
Bakgrundshalt S Sverige**	0-1	-	-	-	-	-	10	80	-	1,4	-	20	15	0,16	-	10	240
Naturlig ursprunglig halt**	0-1	-	-	-	-	-	8	5	-	0,3	15	15	15	0,08	-	10	100
Vättern (S Visingsö)***	1	0-1	2004	-	-	-	14	71	-	1,4	13	49	34	0,70	-	27	461
Mycket låg halt**	-	-	-	-	-	-	≤5	≤50	-	≤0,8	-	≤15	≤10	≤0,15	-	≤5	≤150
Övre gräns låg halt**	-	-	-	-	-	-	10	150	-	2	-	25	20	0,3	-	15	300
Övre gräns måttligt hög halt**	-	-	-	-	-	-	30	400	-	7	-	100	100	1,0	-	50	1000
Övre gräns hög halt**	-	-	-	-	-	-	150	2000	-	35	-	500	500	5	-	250	5000
Mycket hög halt**	-	-	-	-	-	-	>150	>2000	-	>35	-	>500	>500	>5	-	>250	>5000

* Medelvärde 24-26 cm för stationerna 2, 6, 8, 10, 11, 12, 13, 17, 18 och 26 vid 1998 års undersökning (2008 för 17 och 18).

** Värden från Naturvårdsverkets bedömningsgrunder 1999 (Rapport 4913).

*** Vätternvårdsförbundet 2005.

TS=torrsubstans, GF=glödningsförlust (andel organiska ämnen), GR=Glödningsrest (andel minerogent material)

Motsvarande regionala variation förekom vid 1998 års undersökning (Vänerns vattenvårdsförbunds årsskrift 1999).

Fyra till sju gånger högre arsenikhalter i ytsedimentet

Jämförelse med lokala bakgrundsvärden (24-26 cm) gav tydlig avvikelse (fyra till sju gånger högre halter i ytsedimentet) i centrala Värmlandssjön (station 3), nordost om Lurön (station 4), södra Dalbosjön (station 5), Köpmannebro (station 6) och norra Dalbosjön (station 7) 2009. Vid övriga provplatser var avvikelsen ingen eller liten.

Några stationer i stor-Vänern hade högre arsenikhalter jämfört med Vättern

Jämfört med arsenikhalten i Vätterns ytsediment (0-1 cm) 2004 var det bara stationerna i nordvästra delen av Värmlandssjön (1), centrala Värmlandssjön (3), Köpmannebro (6) och norra Dalbosjön (7) som hade högre halter 2009.

Överlag låga blyhalter

Blyhalterna i ytsedimentet (0-1 cm) var mycket låga eller låga vid samtliga provplatser 2008/2009 och avvek inte alls eller litet jämfört med lokala bakgrundsvärden (24-26 cm). Sedimentet på den djupare nivån avspeglar situationen för cirka 100 år sedan. För bly måste dock avsevärt äldre sedimentlager analyseras, eftersom belastningen av denna metall har pågått under mycket lång tid. Detta syntes vid två av de fyra stationer där djupprofiler undersöktes (Hammarösjön och Mariestadsfjärden), där blyhalterna var högst på 24-26 cm sedimentdjup.

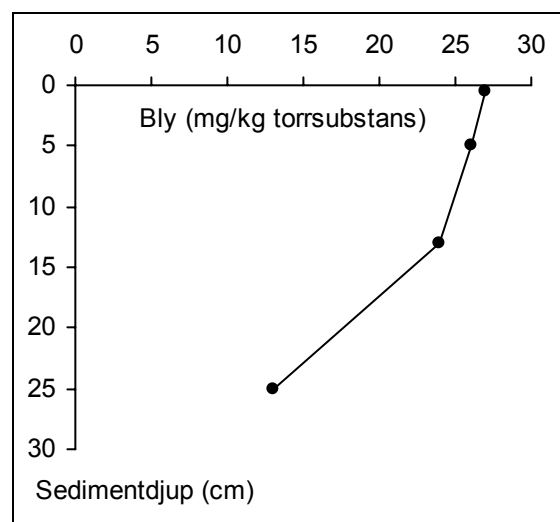
Minskad belastning av bly

Stationen i Åmålsviken (26) följde det förväntade mönstret med lägst halt på det största sedimentdjupet (24-26 cm) och högst halt på mellannivån (7-9 cm) som sedan minskade i ytsedimentet (0-1 cm). En liknande utveckling noterades vid flera provplatser i 1998 års undersökning. En viktig bidragande orsak till minskande blyhalter är sannolikt övergången till blyfri

bensin, vilket radikalt minskat utsläppen till luft. Även jämförelse med tidigare undersökningar i ytsediment visar på minskande belastning vid flertalet provplatser.

Ökande blyhalter i Kolstrandsviken

Kolstrandsviken (station 17) uppvisade en annorlunda utveckling med tydligt ökande halter av bly (även zink) mot sedimentytan (Figur 3), där emellertid halten var mycket låg. Undersökningar i den samordnade recipientkontrollen i norra Vänern påvisar periodvis höga blyhalter i vattnet i Visman, som mynnar i Kolstrandsviken.



Figur 3. Blyhalter vid olika sedimentdjup i Kolstrandsviken (station 17) år 2008.

Bara tre stationer i Vänern hade högre blyhalter än Vättern

Jämfört med halten i Vätterns ytsediment (0-1 cm) 2004 var det bara stationerna i centrala Värmlandssjön (3), nordost om Lurön (4) och Visman (15) som hade högre blyhalter 2008.

Högst halter av järn och mangan i ytsedimentet

Halterna av järn och mangan var överlag högst i ytsedimentet (0-1 cm). En orsak till detta kan vara diffusion av dessa metaller mot sedimentytan, där syrehalterna är högre, vilket ger anrikning genom utfällning av oxider/hydroxider eller bindning till organiskt material. För järn och mangan saknas bedömningsgrunder för haltnivån.

Låga, men förhöjda, kadmiumhalter i ytsedimentet vid några provplatser

Vid samtliga provplatser var kadmiumhalterna mycket låga eller låga 2008/2009. Dock var avvikelserna jämfört med lokala bakgrundsvärden (24-26 cm) stora vid flera platser. Detta gällde stationen nordost om Lurön (4), Köpmannebro (6), norra Dalbosjön (7) och Kattfjorden (11), vilka hade 12-20 gånger högre halter i ytsedimentet.

Minskande kadmiumhalter

Av de fyra stationer där djupprofiler undersöktes följde tre, Kolstrandsviken (17), Åmålsviken (26) och Mariestadsfjärden (25), det förväntade mönstret med lägst halt på det största sedimentdjupet (24-26 cm) och högst halt på mellannivån (4-6 respektive 7-9 cm) som sedan minskade i ytsedimentet (0-1 cm). I Hammarösjön (station 18) var kadmiumhalten högst på 24-26 cm sedimentdjup, vilket antyder att sedimentet troligen var påverkat av muddring och/eller propellerrörelser. Jämfört med tidigare undersökningar var kadmiumhalterna i ytsedimentet 2008/2009 vid flertalet provplatser oftast på samma nivå eller lägre än tidigare. Särskilt stor var minskningen i Jonsbolsdammen (station 16), som ligger i Visman nedströms Björneborg. Vid denna station påvisade dock andelen torrsubstans att proverna eventuellt togs på transportbotten, varför metallhalterna kanske inte är helt jämförbara mellan åren.

Lägre kadmiumhalter än i Vättern

Samtliga provplatser i Vänern hade lägre kadmiumhalter i ytsediment (0-1 cm) 2008/2009 jämfört med Vättern 2004.

Obetydliga skillnader i kobolthalter

För kobolt var haltskillnaderna mellan ytligare och djupare sedimentnivåer, liksom mellan provplatser och tidigare undersökning (1998), obetydliga. Bedömningsgrunder för kobolt saknas. I jämförelse med ytsediment (0-1 cm) i Vättern 2004 var kobolthalterna på samma nivå eller något högre vid provplatserna i Vänern 2008.

Naturligt med måttligt höga kopparhalter i Vänern

Vid hälften av provplatserna bedömdes kopparhalterna i ytsedimentet (0-1 cm) som måttligt höga 2008/2009. Jämfört med lokala bakgrundsvärden (24-26 cm) avvek dock halterna i ytsedimentet obetydligt eller litet, varför kopparhalter i denna nivå kan anses naturliga för Vänern. Skillnaderna mellan provplatserna var små. Den högsta kopparhalten noterades i Byviken (station 8), både relaterat till torrsubstans och organiskt material.

Minskande kopparhalter vid några provplatser

Av de fyra stationer där djupprofiler undersöktes följde tre, Kolstrandsviken (17), Åmålsviken (26) och Mariestadsfjärden (25), det förväntade mönstret med lägst halt på det största sedimentdjupet (24-26 cm) och högst halt på mellannivån (4-6 respektive 7-9 cm) som sedan minskade i ytsedimentet (0-1 cm). I Hammarösjön (station 18) var dock kopparhalten högst på den djupaste sedimentnivån, vilket antyder att sedimentet troligen var påverkat av muddring och/eller propellerrörelser. Generellt var kopparhalterna i ytsedimentet i samma storleksordning 2008/2009 som vid tidigare undersökningar. I Jonsbolsdammen (station 16) var dock 2008 års kopparhalt bara en tredjedel jämfört med 1998. Vid denna station påvisade dock andelen torrsubstans att proverna eventuellt togs på transportbotten, varför metallhalterna kanske inte är helt jämförbara mellan åren.

Lägre kopparhalter än i Vättern

Samtliga provplatser i Vänern hade lägre kopparhalter i ytsediment (0-1 cm) vid 2008/2009 års undersökning jämfört med Vättern 2004.

Generellt måttligt höga halter av krom och nickel

Vid nästan samtliga provplatser var halterna av krom och nickel måttligt höga i ytsedimentet (0-1 cm) 2008/2009. Jämfört med lokala bakgrundsvärden (24-26 cm) avvek dock halterna i ytsedimentet obetydligt,

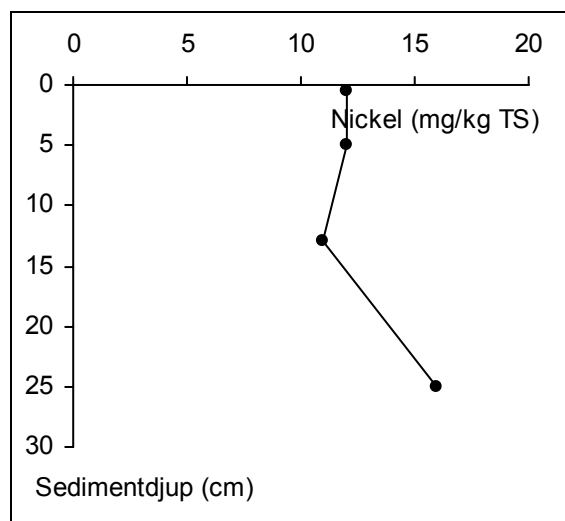
varför halter i denna nivå kan anses vara nära naturliga för Vänern. Skillnaderna mellan provplatserna var små. I jämförelse med ytsediment (0-1 cm) i Vättern 2004 var 2008/2009 års halter i Vänern oftast på samma nivå eller något högre för krom, men överlag något lägre för nickel.

Vänerns kromhalter avsevärt lägre än föreslaget gränsvärde

Jämfört med Naturvårdsverkets förslag till gränsvärde för krom (143-1426 mg/kg torr-vikt för neutral och alkalisk respektive sur miljö, rapport 5799) var halterna i Vänern avsevärt lägre vid 2008/2009 års undersökning vid samtliga provplatser.

Djupprofiler avslöjar minskad belastning av flera metaller

Vid stationerna i Kolstrandsviken (17), Åmålsviken (26) och Mariestadsfjärden (25), där djupprofiler undersöktes, var mönstret för krom och nickel detsamma som för arsenik, kadmium och koppar, d.v.s. lägst halter på sedimentnivån 24-26 cm och högst halt på mellannivån (4-6 respektive 7-9 cm) som sedan minskade i ytsedimentet (0-1 cm), vilket avspeglar minskad belastning. I Hammarösjön (station 18) var dock halten av flertalet metaller, däribland krom och nickel (Figur 4), högst på den djupaste nivån, vilket påvisar att sedimentet troligen var påverkat av muddring och/eller propellerrörelser.



Figur 4. Nickelhalter vid olika sedimentdjup i Hammarösjön (station 18) år 2008.

Oftast högre kromhalter i ytsedimentet 2008/2009 jämfört med 1998

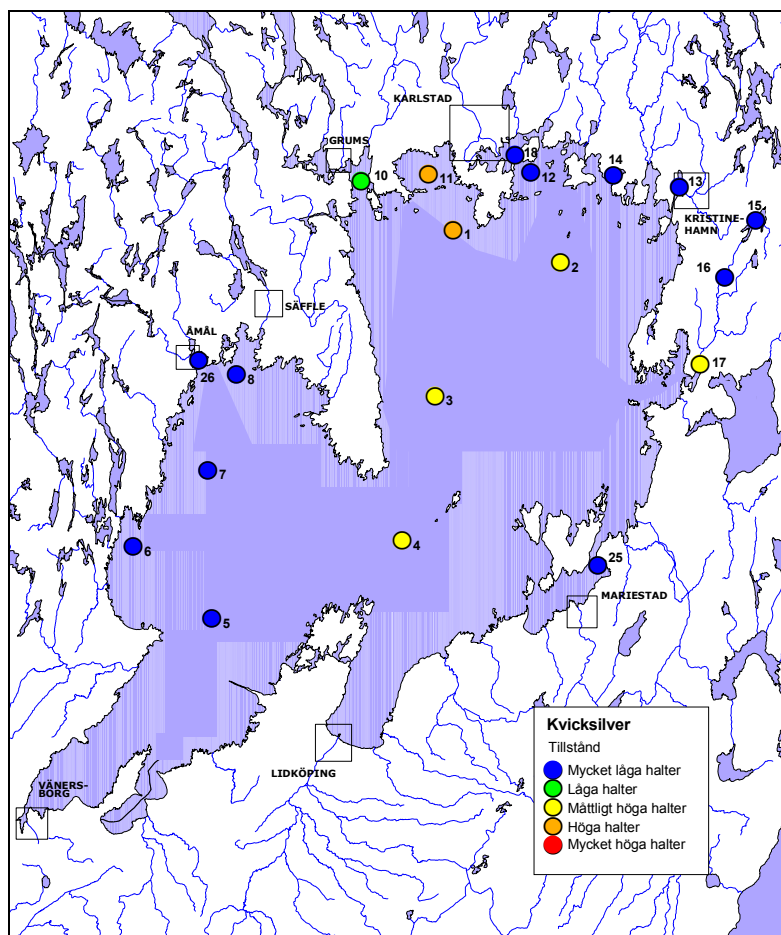
Jämfört med tidigare undersökningar var kromhalterna i ytsedimentet (0-1 cm) oftast något högre 2008/2009 jämfört med 1998. I de fall där äldre värden finns tillgängliga var dessa i några fall (Ö Värmlandssjön, Dalbosjön och Byviken) de högsta. I Jonsbolsdammen var dock 2008 års kromhalter lägre än tidigare. Vid denna station påvisade dock andelen torrsbstans att proverna eventuellt togs på transportbotten, varför metallhalterna kanske inte är helt jämförbara mellan åren.

Tidigare kvicksilverutsläpp från kloralkaliindustrin gav höga halter

Kvicksilver förekom i höga halter i ytsedimentet (0-1 cm) vid stationerna i Kattfjorden (11) och nordvästra delen av Värmlandssjön (1) samt i måttligt höga halter i centrala Värmlandssjön (3), nordost om Lurön (4), nordöstra delen av Värmlandssjön (2) och Kolstrandsviken (17). I övrigt uppmättes mycket låga eller låga halter (Figur 5). Jämfört med lokala bakgrundsvärden (24-26 cm) bedömdes avvikelser som mycket stor vid stationerna i Kattfjorden (93 gångers haltökning), nordvästra Värmlandssjön (73 gånger), centrala Värmlandssjön (57 gånger) och nordost om Lurön (26 gånger). I nordöstra delen av Värmlandssjön (21 gångers haltökning) samt i Åsfjorden (11 gånger) klassades avvikelserna som stora. Skillnaderna mellan provplatserna var således mycket stora och oberoende av om kvicksilverhalten relaterades till organiskt material. Orsaken till den stora haltvariationen mellan provplatserna är påverkan av tidigare kvicksilverutsläpp från främst kloralkaliindustrin i Skoghall.

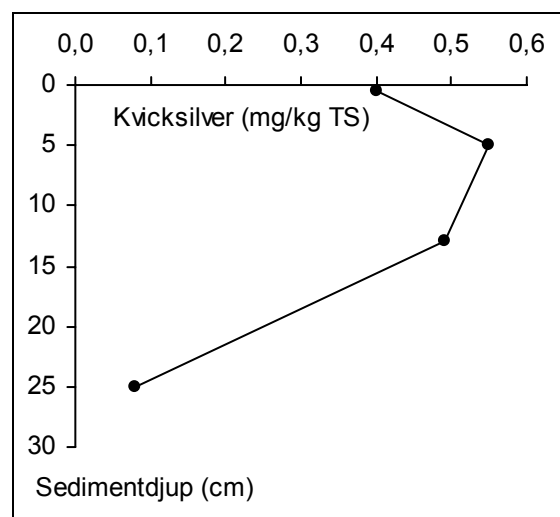
Kraftigt minskad kvicksilverbelastning

I Kolstrandsviken (station 17, Figur 6), Mariestadsfjärden (station 26) och Åmålsviken (station 25) syntes en mycket tydlig gradient med högst halter i mellanliggande sedimentskikt (4-6 och 12-14 cm respektive 7-9 cm). Detta visar på kraftigt minskad

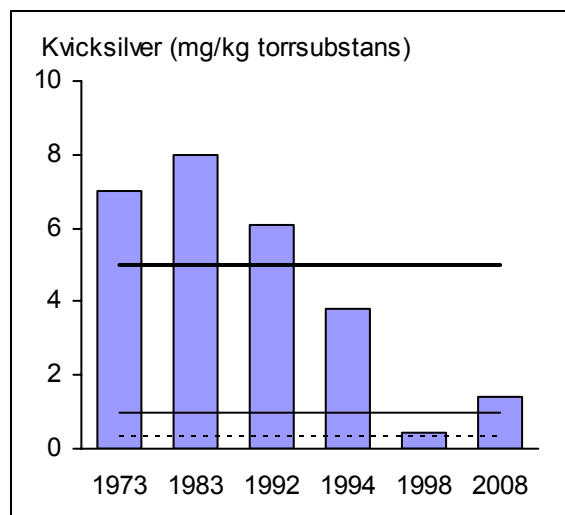


Figur 5. Kvicksilverhalter i ytsediment (0-1 cm) enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4913) vid samtliga provtagningsplatser i Vänerområdet 2008/2009.

belastning av kvicksilver under de senaste årtiondena. Något liknande mönster syntes inte i Hammarösjön (station 18), troligen beroende på att denna station eventuellt var påverkad av muddring och/eller propeller-rörelser. Även vid jämförelse med äldre undersökningar framkommer haltminskningar i ytsedimentet vid flertalet provplatser. Särskilt tydligt var detta i centrala Kattfjorden (station 11), där kvicksilverhalten minskade från mycket hög under 1970- och 1980-talen till måttligt hög 1998 (Figur 7).



Figur 6. Kvicksilverhalter vid olika sedimentdjup i Kolstrandsviken (station 17) år 2008.



Figur 7. Kvicksilverhalter i ytsediment (0-1 respektive 0-3 cm) i centrala Kattfjärden (station 11) vid olika sedimentundersökningar. Streckad linje anger gränsen mellan låg och måttligt hög halt enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4913). Över tunn heldragen linje är halten hög, över tjock linje mycket hög.

Högre kvicksilverhalt 2008/2009 än 1998 kan bero på högflöde och översvämning

Vid 2008 års undersökning var kvicksilverhalten i Kattfjärden (station 11) strax över gränsen till hög (Figur 7). Även vid stationerna i nordvästra Värmlandssjön (1), centrala Värmlandssjön (3), nordost om Lurön (4) och nordöstra Värmlandssjön (2) innebar 2008/2009 års halter höjning med en klass jämfört med 1998. De högre halterna 2008/2009 kan förklaras av överlagring med kvicksilverhaltigt sediment och/eller inlagring av kvicksilverhaltigt sediment från djupare sedimentskikt genom t.ex. bioturbation (omrörning p.g.a. djurens aktiviteter, se följande stycke). En faktor som har ökat i betydelse sedan 1998 är periodvis höga flöden och översvämningar, främst under perioden oktober 2000 till januari 2001, då vattenståndet i Vänern kulminerade på 45,7 m.ö.h., vilket var 1,35 m över normalt vattenstånd. Översvämning kan ge ökad utlakning av kvicksilver från mark och grundvatten. Högre flöden kan bidra till ökad transport av kvicksilverförorenade sediment från erosions- och transportbottnar till ackumulationsbottnar.

Kvicksilver ännu biologiskt tillgängligt

Även om halterna huvudsakligen minskat i Kattfjärdens ytsediment (0-1 cm) exponeras fortfarande bottenfaunan, och därmed även fiskarna, för kvicksilvret genom s.k. bioturbation. Detta beroende på att bottenfaunaorganismer, som t.ex. maskar och larver av fjädermyggor, lever i de översta tio centimetrarna av sedimentet. Vid undersökningar av bottenfauna i Kattfjärden inom den samordnade recipientkontrollen i norra Vänern har frekvensen missbildade mundelar på bottenlevande fjädermyggor några år bedömts som måttlig (ALcontrol 2008). Förekomst av missbildningar vid flera undersökningstillfällen tyder på att det finns miljögifter i sedimentet. I Kattfjärden hade gädda fortfarande förhöjda halter av kvicksilver jämfört med mer opåverkade delar av Vänern år 2007 (Vänerns vattenvårdsförbunds årsskrift 2007). Halterna bedömdes emellertid som låga enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4913).

Lägre kvicksilverhalt vid flertalet provplatser i Vänern jämfört med Vättern

Jämfört med kvicksilverhalten i Vätterns ytsediment (0-1 cm) 2004 var det bara stationerna i Kattfjärden (11) samt nordvästra (1) och centrala Värmlandssjön (3) som hade högre halter 2008/2009.

Måttligt höga zinkhalter på flera håll

Zinkhalterna var måttligt höga i ytsedimentet (0-1 cm) vid stationerna i centrala Värmlandssjön (3), nordöstra Värmlandssjön (2), nordost om Lurön (4), nordvästra Värmlandssjön (1), Kattfjärden (11), Åsfjärden (10) och Sätterholmsfjärden (12). Vid övriga provplatser var halterna mycket låga eller låga. Vid nämnda stationer, med undantag av Åsfjärden och Sätterholmsfjärden, var avvikelserna jämfört med lokala bakgrundsvärden (24-26 cm) tydliga medan den var ingen eller liten vid övriga platser.

Vänerns zinkhalter avsevärt lägre än föreslaget gränsvärde

Jämfört med Naturvårdsverkets förslag till gränsvärde för zink (860 mg/kg torrsvikt, rapport 5799) var halterna i Vänern avsevärt lägre vid 2008/2009 års undersökning vid samtliga provplatser.

Högst zinkhalter på sedimentnivån 7-9 cm i Åmålsviken och Mariestadsfjärden

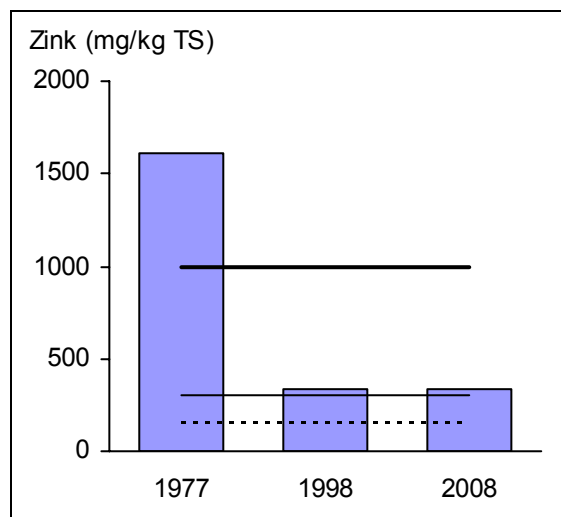
Vid de stationer där sedimentprofiler undersöktes, var mönstret det förväntade i Åmålsviken (26) och Mariestadsfjärden (25) med lägst zinkhalt på det största sedimentdjupet (24-26 cm) och högst halt på mellannivån (7-9 cm) som sedan minskade i ytsedimentet (0-1 cm). I Hammarösjön (station 18) var situationen den omvända med högst halt på den djupaste sedimentnivån, vilket antyder att sedimentet var påverkat av muddring och/eller propellerrörelser. I Kolstrandsviken (station 17) ökade istället zinkhalten (även bly) mot ytan.

Kraftigt minskad zinkbelastning i Åsfjorden

Jämfört med tidigare undersökningar var den största förändringen att zinkhalterna i Åsfjordens ytsediment minskade till en femtedel, från hög halt 1977 (IVL 1977) till måttligt hög halt 1998 och 2008 (Figur 8). Åsfjorden var tidigare kraftigt belastad av zinkutsläpp från Svenska Rayon, där verksamheten numera är avvecklad.

Generellt lägre zinkhalter i Vänern jämfört med Vättern

Jämfört med zinkhalten i Vätterns ytsediment (0-1 cm) 2004 var det bara centrala Värmlandssjön (station 3) som hade högre halter vid 2008 års undersökning.



Figur 8. Zinkhalter i ytsediment (0-3 cm 1977, 0-1 cm 1998 och 2008) i centrala Åsfjorden (station 10) vid olika sedimentundersökningar. Streckad linje anger gränsen mellan mycket låg och låg halt enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4913). Över tunn, heldragen linje är halten måttligt hög och över den tjockaste linjen hög.

Silverhalterna i Vänern lägre än i opåverkade referenssjöar

Silver analyserades vid stationerna i delområdena Stor-Vänern, Åmålsviken och Mariestadsfjärden 2008/2009. Halterna i ytsediment (0-1 cm) var mellan <0,44 och <0,86 mg/kg TS. Jämfört med bakgrundshalter i två opåverkade referenssjöar (IVL 2008) var halterna i Vänern lägre.

Ingen påverkan från punktkälla av wolfram i Åmålsviken

Wolfram analyserades bara i Åmålsviken (station 26). I ytsediment (0-1 cm) var halten 2,8 mg/kg TS och på en djupare nivå (7-9 cm) 5,6 mg/kg TS. Dessa halter påvisar enligt bedömningsgrunderna för Förorenade områden (Naturvårdsverkets Rapport 4918) ingen påverkan från punktkälla.

Organiska miljögifter

Dioxin och dioxinliknande PCB

Polyklorerade dibensodioxiner och dibensofuraner ("dioxin") analyserades bara i centrala Värmlandssjön (station 3, skikten 0-1 och 4-6 cm) och Dalbosjön (station 5, skikten 0-1 och 4-6 cm) i delområdet Stor-Vänern samt i Åsfjorden (station 10, skiktet 0-1 cm) i delområdet Norra Vänern.

Dioxinhalten i Värmlandssjön halverad under de senaste 20-30 åren

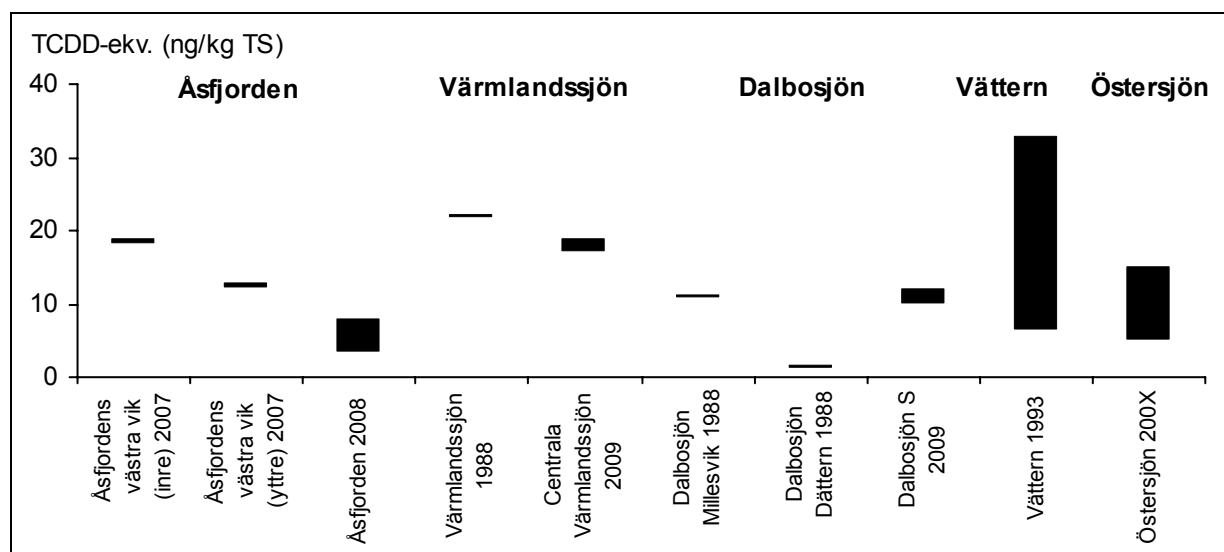
Både relaterat till torrs substans respektive organisk torrs substans var dioxinhalten lägst i Åsfjorden, något högre i Dalbosjön och högst i centrala Värmlandssjön (Figur 9, Tabell 2). I Dalbosjön var halten i yt-sedimentet något högre än i djupare sediment. I centrala Värmlandssjön var dock halten i ytsedimentet ungefär halverad jämfört med det djupare skiktet. Detta avspeglar troligen minskad belastning från skogsindustrin i främst Skoghall och Grums. Sedimentationshastigheten i Värmlandssjön har beräknats till <3 mm/år (Klingberg 2000). Om värdet 2 mm/år antas innebär detta att 4-6 cm sedimentdjup avspeglar tillståndet för 20-30 år sedan.

Dioxinhalten nu lägre än Naturvårdsverkets riktvärde för förorenad mark

Värdena för Åsfjorden och Dalbosjön var lägre än Naturvårdsverkets riktvärde (20 ng/kg TS) för känslig markanvändning (tabell på Naturvårdsverkets hemsida 2008-10-24). Värdet för sedimentnivån 4-6 cm i centrala Värmlandssjön (drygt 30 ng/kg TS) var högre än Naturvårdsverkets riktvärde för känslig markanvändning (20 ng/kg TS), men avsevärt lägre än Naturvårdsverkets riktvärde för mindre känslig markanvändning (200 ng/kg TS). Även värdet för sedimentnivån 0-1 cm i centrala Värmlandssjön (knappt 20 ng/kg TS) kan ha överskridit Naturvårdsverkets riktvärde för känslig markanvändning, eftersom detta riktvärde inkluderar dioxinliknande PCB-föreningar. Halterna av dioxinliknande PCB var <20 ng/kg TS vid nämnda provplatser (dioxinliknande PCB analyserades inte i Åsfjorden).

Summan dioxiner, furaner och dioxinlika PCB högre än föreslagen effektgräns

Jämfört med Naturvårdsverkets förslag till effektbaserat gränsvärde för summan av dioxiner, furaner och dioxinlika PCB:er (0,9 ng WHO-TEQ_{fisk}/kg torr vikt sediment, rapport 5799) var samtliga halter i ytsedimentet (0-1 cm) minst 1,4 (Åsfjorden) till 16 gånger (centrala Värmlandssjön) högre.



Figur 9. Halter av polyklorerade dibensodioxiner och -furaner som TCDD-ekvivalenter (ng/kg torrs substans) i ytsediment (0-1 cm) vid olika provplatser i Åsfjorden (2007 och 2008), Värmlandssjön (1988 och 2009), Dalbosjön (1988 och 2009), Vättern (1993) och Östersjön (2000-tal).

Tabell 2. Halter av dibensodioxiner och –furaner vid sedimentundersökningar i Vänerområdet 1988, 2002, 2007 och 2008/2009 samt jämförelse med Vättern och Östersjön

Provtagningsplats	ID	Nivå cm	År	TS %	GF % av TS	OCDD ng/kg TS	OCDF ng/kg TS	TCDD-ekv. ng/kg TS	OCDD ng/kg org. TS	OCDF ng/kg org. TS	TCDD-ekv. ng/kg org. TS
Åsfjordens västra vik, inre*	-	0-1	2007	24,7	11,6	560	85	18-19	4830	730	155-164
Åsfjordens västra vik, yttre*	-	0-1	2007	24,2	8,7	400	58	12-13	4600	670	138-149
Åsfjorden	10	0-1	2008	19,3	9,3	190	88	3,3-8,0	2040	950	35-86
Kattfjorden**	-	0-1	1988	16,8	10,6	300	8400	76	2830	79250	717
Kattfjorden***	-	0-1	2002	-	-	-	-	10-20	-	-	-
Värmlandssjön**	-	0-1	1988	16,6	6,9	420	770	22	6090	11160	319
Centr. Värmlandssjön	3	0-1	2009	10,4	10,5	320	400	17-19	3050	3810	162-181
Dalbosjön Millesvik**	-	0-1	1988	19,6	8,5	240	110	11	2820	1290	129
Dalbosjön Dättern**	-	0-1	1988	26,6	2,8	37	6	1,3	1320	210	46
Dalbosjön S	5	0-1	2009	14,4	7,3	130	82	9,9-12	1780	1120	136-164
Vättern****	-	0-1	1993	-	-	-	-	6,3-33	-	-	-
Östersjön*****	-	-	-	-	-	-	-	5-15	-	-	-

* ALcontrol 2007

** ALcontrol 2007 (Dioxinundersökning i Väner 1988 - Länsstyrelsens sedimentdatabas)

*** ALcontrol 2007 (Sedimentprovtagning inför kajarbete, AKZO Nobel, 2002 - Länsstyrelsens sedimentdatabas)

**** Vätternvårdsförbundet 1993

***** Kristofer Warman, ALcontrol Linköping, muntligen 2007

TS=torrsubstans, GF=glödningsförlust (andel organiska ämnen),

OCDD=oktaklorodibenso(p)dioxin, OCDF=oktaklorodibensofuran, TCDD=tetraklorodibenso(p)dioxin

Lägre dioxinhalt än för 20 år sedan i Värmlandssjön, men inte i Dalbosjön

Jämfört med en tidigare undersökning av dioxin i Väner 1988 (Åtgärdsgrupp Väner 1995) var halten i Värmlandssjöns yt-sediment (0-1 cm) något lägre 2009 (Figur 9, Tabell 2), vilket överensstämmer med att halten var lägre i ytsedimentet (0-1 cm) 2009. I Dalbosjön var emellertid dioxinhalten i ytsedimentet ungefär densamma 1988 (Millesvik) och 2009 (Figur 9, Tabell 2). Jämfört med dioxinhalter i den inre delen av Åsfjorden utanför Gruvöns bruk 2007 (ALcontrol 2007) var halten mer än halverad något längre ut i fjorden 2008 (Figur 9, Tabell 2).

Lägre dioxinhalt i Värmlandssjön än i norra Vättern, men högre än i Östersjön

Vid fyra av sex provplatser i Vättern år 1993 var dioxinhalterna i ytsedimentet på samma nivå eller lägre jämfört med Åsfjorden, centrala Värmlandssjön och Dalbosjön 2008/2009 (Figur 9, Tabell 2). Utanför Aspa bruk i Vätterns norra del var dock halterna nästan dubbelt så höga som den högsta halten i Värmlandssjön. I Åsfjorden och Dalbosjön var dioxinhalterna

jämförbara med bakgrundshalten i Östersjön (5-15 ng/kg TS) medan halten var något högre i centrala Värmlandssjön (Figur 9, Tabell 2).

PCB

PCB-halter påvisade inga punktutsläpp

Vid 2008/2009 års undersökning varierade halterna av PCB (summan av sju kongener) mellan 0,3 och 14 µg/kg TS i ytsedimentet (0-1 cm) vid de sex stationerna i Väner (Tabell 3). Både relaterat till torrsubstans respektive organisk torrsubstans var halterna högst i Kattfjorden och Åsfjorden och lägst i Mariestadsfjärden. Summahalten (µg/kg TS) påvisade enligt bedömningsgrunderna för Förorenade områden (Naturvårdsverkets Rapport 4918) ingen eller liten påverkan av punktkälla. Det är sannolikt diffus spridning via luft, nederbörd och tillflöden som är huvudkällan till uppmätta halter. Jämfört med generella riktvärden för förorenad mark (tabell på Naturvårdsverkets hemsida 2008-10-24)

Tabell 3. Halter av organiska miljögifter vid sedimentundersökningar i Vänerområdet 1991, 1998 och 2008/2009 samt jämförelse med bakgrundshalter, Vättern och bedömningsgrunder (referenser framgår av resultatdel och metodikbilaga). Övriga rådata kan beställas från Vänerkansliet

Provtagningsplats	ID	Nivå cm	År	TS %	GF % av TS	Dioxin (TEQ) ng/kg TS	PCB- WHO ng/kg TS	PCB s:a 7 µg/kg TS	PCB tot.*** µg/kg TS	PBDE 47 99 209 µg/kg TS	TBT µg/kg TS	EOX mg/kg org.TS	mg/kg TS	
Värmlandssjön NV	1	0-1	1998	11,2	9,7	-	-	89	312	-	-	227*	23*	
	1	0-1	2009	22,5	7,4	-	-	-	-	-	-	-	4,9	
Värmlandssjön NO	2	0-1	1991	-	-	-	-	-	-	-	-	40	-	
	2	0-1	1998	11,1	10,3	-	-	47	165	-	-	146*	15*	
	2	0-1	2009	21,8	7,0	-	-	-	-	-	-	50	3,5	
Värmlandssjön C	7	0-1	1991	-	-	-	-	-	-	-	-	10	-	
	3	0-1	1998	10,4	10,5	-	-	56	196	-	-	219*	22*	
	3	0-1	2009	18,1	7,7	17-19	<20	3,5	12	1,6	3,2	<2	23	1,8
	3	4-6	2009	19,0	7,5	32-34	<20	-	-	-	-	-	-	-
Lurön NO	13	0-1	1991	-	-	-	-	-	-	-	-	160	-	
	4	0-1	1998	12,2	9,4	-	-	73	256	-	-	128*	12*	
	4	0-1	2009	24,3	6,1	-	-	-	-	-	-	31	1,9	
Dalbosjön S	21	0-1	1991	-	-	-	-	-	-	-	-	20	-	
	5	0-1	1998	14,4	7,3	-	-	30	105	-	-	92*	6*	
	5	0-1	2009	20,3	6,0	9,9-12	<20	1,7	6,0	<1	<1	<2	6	0,34
	5	4-6	2009	27,7	4,8	6,0-9,4	<20	-	-	-	-	-	-	-
Köpmannebro	6	0-1	1998	13,7	8,7	-	-	44	154	-	-	93*	8*	
	6	0-1	2009	22,6	5,8	-	-	-	-	-	-	-	0,38	-
Dalbosjön N	19	0-1	1991	-	-	-	-	-	-	-	-	30	-	
	7	0-1	1998	14,4	7,4	-	-	1,0	3,5	-	-	112*	8*	
	7	0-1	2009	28,1	6,1	-	-	-	-	-	-	2	0,11	
Byviken	8	0-1	1998	12,5	7,9	-	-	-	-	-	-	165*	20*	
	8	0-1	2009	35,2	3,7	-	-	-	-	<1	<1	<2	-	-
Äsfjorden	AS	0-1	1991	-	-	-	-	-	-	-	-	500	-	
	10	0-1	1998	12,1	10,4	-	-	-	-	-	-	240*	24*	
	10	0-1	2008	19,3	9,3	3,3-8,0	-	11	39	<1	<1	3,2	40	3,7
Kattfjorden	SK	0-1	1991	-	-	-	-	-	-	-	-	500	-	
	11	0-1	1998	8,9	10,4	-	-	-	-	-	-	173*	17*	
	11	0-1	2008	16,2	9,6	-	-	14	49	<1	<1	21	51	4,9
Hammarösjön	18	0-1	1998	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	18	0-1	2008	22,9	7,6	-	-	-	-	<1	<1	35	<3,6	-
Sätterholmsfjärden	12	0-1	1998	7,7	11,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	12	0-1	2008	15,1	9,7	-	-	-	-	<1	1,3	13	-	-
Lunnerviken	14	0-1	1998	29,9	4,7	-	-	-	-	-	-	-	43*	2*
	14	0-1	2009	25,5	6,7	-	-	-	-	<1	<1	<2	<2,7	-
Varnumsviken	13	0-1	1998	11,6	10,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	13	0-1	2008	17,8	11,0	-	-	-	-	<1	<1	<2	<5,4	-
Vismen	15	0-1	1998	6,2	24,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	15	0-1	2008	12,9	16,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Jonsbolsdammen	16	0-1	1998	12,9	32,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	16	0-1	2008	36,8	10,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Kolstrandsviken	L2	0-3	1988	34,7	7,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	17	0-1	2008	14,0	14,6	-	-	-	-	<1	<1	<2	-	-
Mariestadsfjärden	25	0-1	1998	26,3	7,0	-	-	6,3	22	-	-	-	57*	4*
	25	0-1	2008	19,0	6,9	-	-	0,27	0,95	<1	<1	<2	-	0,64
	25	7-9	2008	30,4	6,0	-	-	0,64	2,2	<1	<1	<2	-	0,79
Ämälsviken	26	0-1	1998	12,1	9,8	-	-	14	49	-	-	-	82*	8*
	26	0-1	2009	14,2	8,3	-	-	6,6	23	-	-	-	<5,3	-
	26	7-9	2009	29,4	6,5	-	-	16	56	-	-	-	<2,9	-
Bakgrundshalt referenssjöar	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<1	<1	<2	-	-
Diffus påverkan	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Påverkan punktkälla	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<5	<5	50-100	-	-
Vättern	-	0-1	1993	-	-	6,3-33	6,3-26	-	-	-	-	-	-	-
Riktvärde känslig markanvändning	-	-	-	-	-	20**	20**	8	-	-	-	-	-	-
Riktvärde mindre känslig markanv.	-	-	-	-	-	200**	200**	200	-	-	-	-	-	-
Ingen/liten påverkan punktkälla	-	-	-	-	-	-	-	<15	-	-	-	<5	-	<2
Trolig påverkan punktkälla	-	-	-	-	-	-	-	15-80	-	-	-	5-20	-	2-10
Stor påverkan punktkälla	-	-	-	-	-	-	-	80-400	-	-	-	20-100	-	10-50
Mycket stor påverkan punktkälla	-	-	-	-	-	-	-	>400	-	-	-	>100	-	>50
Mycket låga halter	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<50	-
Låga halter	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	50-100	-
Måttligt höga halter	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100-300	-
Höga halter	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	300-1000	-
Mycket höga halter	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<1000	-

* 1998 analyserades EOCi, men EOCi och EOX torde vara jämförbara.

** Avser dioxiner, furaner och dioxinliknande PCB. *** Beräknad som PCB-7 * 3,5 (Arochlor 1254).

TS=torrsubstans, GF=glödningsförlust (andel organiska ämnen), PCB-WHO=dioxinlika PCB, PBDE=polybromerade difenyletrar, TBT=tributyltenn, EOX=extraherbara halogenerade organiska ämnen

Tabell 3 (fortsättning). Halter av organiska miljögifter vid sedimentundersökningar i Vänerområdet 1991, 1998 och 2008/2009 samt jämförelse med bakgrundshalter, Vättern och bedömningsgrunder (referenser framgår av resultatdel och metodikbilaga). Övriga rådata kan beställas från Vänerkansliet

Provtagningsplats	ID	Nivå cm	År	TS %	GF % av TS	PAH-16 cancerog. mg/kg TS	övriga mg/kg TS	PFOS mg/kg TS	DEHP mg/kg TS	Nonylfenol mg/kg TS	Oktylfenol mg/kg TS	Alif.kolv. C16-C35 mg/kg TS
Värmlandssjön NV	1	0-1	1998	11,2	9,7	-	-	-	-	-	-	-
	1	0-1	2009	22,5	7,4	-	-	-	-	-	-	-
Värmlandssjön NO	2	0-1	1991	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	0-1	1998	11,1	10,3	-	-	-	-	-	-	-
	2	0-1	2009	21,8	7,0	-	-	-	-	-	-	-
Värmlandssjön C	7	0-1	1991	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	3	0-1	1998	10,4	10,5	-	-	-	-	-	-	-
	3	0-1	2009	18,1	7,7	0,46	<2,0	-	-	<1	<0,01	-
	3	4-6	2009	19,0	7,5	-	-	-	-	-	-	-
Lurön NO	13	0-1	1991	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	4	0-1	1998	12,2	9,4	-	-	-	-	-	-	-
	4	0-1	2009	24,3	6,1	-	-	-	-	-	-	-
Dalbosjön S	21	0-1	1991	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	5	0-1	1998	14,4	7,3	-	-	-	-	-	-	-
	5	0-1	2009	20,3	6,0	0,49	<2,0	-	-	<1	<0,01	-
	5	4-6	2009	27,7	4,8	-	-	-	-	-	-	-
Köpmannebro	6	0-1	1998	13,7	8,7	-	-	-	-	-	-	-
	6	0-1	2009	22,6	5,8	-	-	-	-	-	-	-
Dalbosjön N	19	0-1	1991	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	7	0-1	1998	14,4	7,4	-	-	-	-	-	-	-
	7	0-1	2009	28,1	6,1	-	-	-	-	-	-	-
Byviken	8	0-1	1998	12,5	7,9	-	-	-	-	-	-	-
	8	0-1	2009	35,2	3,7	0,16	<2,0	-	0,08	<1	-	-
Äsfjorden	AS	0-1	1991	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	10	0-1	1998	12,1	10,4	-	-	-	-	-	-	-
	10	0-1	2008	19,3	9,3	0,26	<2,0	-	0,62	<1	-	-
Kattfjorden	SK	0-1	1991	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	11	0-1	1998	8,9	10,4	-	-	-	-	-	-	-
	11	0-1	2008	16,2	9,6	1,1	<2,0	-	0,57	<1	-	-
Hammarösjön	18	0-1	1998	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	18	0-1	2008	22,9	7,6	0,20	<2,0	-	0,84	<1	-	<10
Sätterholmsfjärden	12	0-1	1998	7,7	11,8	-	-	-	-	-	-	-
	12	0-1	2008	15,1	9,7	0,57	<2,0	-	0,56	<1	-	-
Lunnerviken	14	0-1	1998	29,9	4,7	-	-	-	-	-	-	-
	14	0-1	2009	25,5	6,7	0,30	34	-	0,05	<1	-	-
Varnumsviken	13	0-1	1998	11,6	10,1	-	-	-	-	-	-	-
	13	0-1	2008	17,8	11,0	0,62	<2,0	-	2,5	<1	-	200
Vismen	15	0-1	1998	6,2	24,7	-	-	-	-	-	-	-
	15	0-1	2008	12,9	16,6	6,2	2,6	-	-	-	-	-
Jonsbolsdammen	16	0-1	1998	12,9	32,0	-	-	-	-	-	-	-
	16	0-1	2008	36,8	10,8	1,5	<2,0	-	-	-	-	190
Kolstrandsviken	L2	0-3	1988	34,7	7,4	-	-	-	-	-	-	-
	17	0-1	2008	14,0	14,6	0,49	<2,0	-	0,32	<1	-	250
Mariestadsfjärden	25	0-1	1998	26,3	7,0	-	-	-	-	-	-	-
	25	0-1	2008	19,0	6,9	0,36	<2,0	-	-	<1	-	-
	25	7-9	2008	30,4	6,0	0,64	<2,0	-	-	<1	-	-
Ämålsviken	26	0-1	1998	12,1	9,8	7,6	-	-	-	-	-	-
	26	0-1	2009	14,2	8,3	0,78	1,3	0,01	-	-	-	-
	26	7-9	2009	29,4	6,5	<2,0	<2,0	0,02	-	-	-	-
Bakgrundshalt referenssjöar	-	-	-	-	-	-	-	0,002	<0,04	-	-	-
Diffus påverkan	-	-	-	-	-	-	-	0,008	1,2-2,8	-	-	-
Påverkan punktkälla	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,04-0,2	-	-	-
Vättern	-	0-1	1993	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Riktvärde känslig markanvändning	-	-	-	-	-	1,0	-	-	-	-	-	100
Riktvärde mindre känslig markanv.	-	-	-	-	-	10	-	-	-	-	-	1000
Ingen/liten påverkan punktkälla	-	-	-	-	-	<2,5	<2,7	-	-	-	-	-
Trolig påverkan punktkälla	-	-	-	-	-	2,5-13	2,7-13	-	-	-	-	-
Stor påverkan punktkälla	-	-	-	-	-	13-65	13-70	-	-	-	-	-
Mycket stor påverkan punktkälla	-	-	-	-	-	>65	>70	-	-	-	-	-
Mycket låga halter	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Låga halter	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Måttligt höga halter	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Höga halter	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mycket höga halter	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

* 1998 analyserades EOC1, men EOC1 och EOX torde vara jämförbara.

** Avser dioxiner, furaner och dioxinliknande PCB. *** Beräknad som PCB-7 * 3,5 (Arochlor 1254).

TS=torrsubstans, GF=glödgningsförlust (andel organiska ämnen), PAH=polyaromatiska kolväten, PFOS=perfluoroktansulfonat, DEHP=dietylhexylftalat, alif.kolv.=alifatiska kolväten

var PCB-halterna i Åsfjorden (station 10) och Kattfjorden (station 11) strax över riktvärdet för känslig markanvändning (8 µg/kg TS), men avsevärt lägre än gränsen för mindre känslig markanvändning (200 µg/kg TS).

Total-PCB i Åsfjorden och Kattfjorden högre än föreslagen effektgräns

Jämfört med Naturvårdsverkets förslag till effektbaserat gränsvärde för total-PCB (30 µg/kg torrsvikt sediment, rapport 5799) var halterna högre i ytsedimentet (0-1 cm) i Åsfjorden (station 10) och Kattfjorden (station 11) samt i det djupare sedimentskiktet 7-9 cm i Åmålsviken (station 26).

Lägre halter av PCB än tidigare

I Åmålsviken (station 26) och Mariestadsfjärden (station 25) analyserades även nivan 7-9 cm och där var summahalten cirka dubbelt så hög som i ytsedimentet, vilket påvisar minskad belastning under de senaste årtiondena. PCB-halterna, som var låga redan vid 1998 års undersökning, var ännu lägre 2008/2009.

EOX

EOX från skogsindustri i Åsfjorden, Kattfjorden och stor-Vänerns norra del

Analys av extraherbara, halogenerade organiska ämnen (EOX), som analyserades vid elva provplatser 2008/2009, gav förhöjda halter i ytsedimentet (0-1 cm) främst vid stationerna i Åsfjorden (10), Kattfjorden (11), nordvästra Värmlandssjön (1) och nordöstra Värmlandssjön (2). Detta gällde både relaterat till torrs substans respektive organisk torrs substans. Halter i dessa nivåer (mg/kg TS) indikerar enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för Förorenade områden (Rapport 4918) trolig påverkan från punktkälla. Huvuddelen av de halogenerade, organiska ämnena i Vänerns sediment bedöms ha skogsindustriellt ursprung, men ett visst inslag av naturliga ämnen finns också.

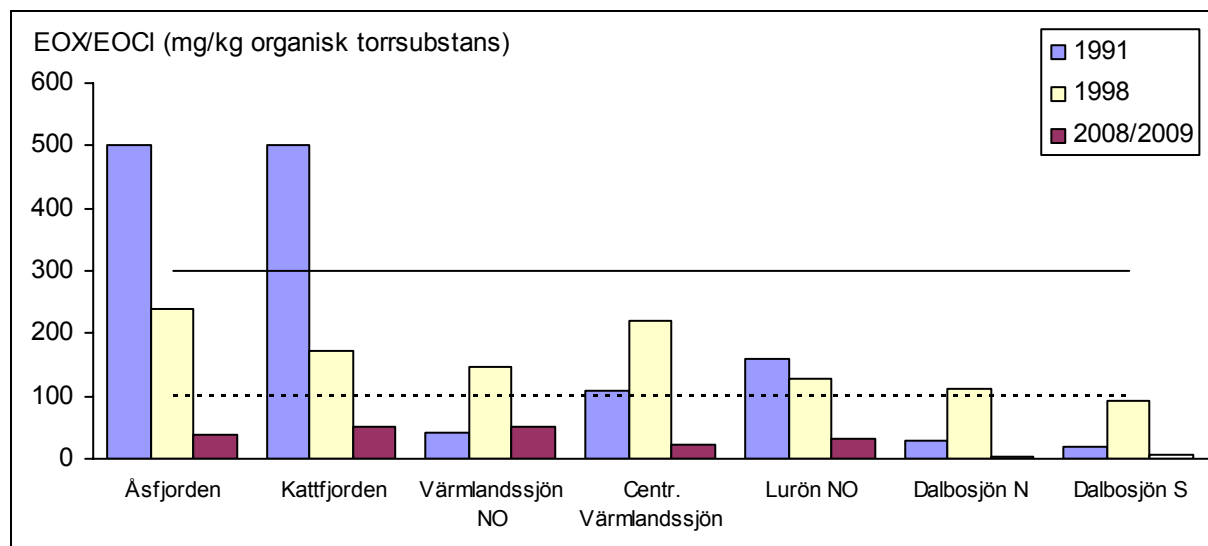
Avsevärt lägre EOX-halter påvisar minskad belastning från skogsindustrin

Vid jämförelse med halter uppmätta på 0-1 cm sedimentdjup år 1991 (Naturvårdsverkets rapport 4619) och 1998 (Vänerns vattenvårdsförbund 1999) framkom att halterna av EOX (1991) respektive EOCl (1998) minskade avsevärt under de senaste knappa 20 åren (Figur 10). Störst var minskningen i Åsfjorden och Kattfjorden, där halterna minskade från höga till mycket låga respektive låga. Den främsta orsaken torde vara minskade utsläpp från skogsindustrierna (Gruvön och Skoghall) p.g.a. övergång från klorblekning till andra metoder. I den inre delen av Åsfjorden utanför Gruvöns bruk uppmättes måttligt höga halter 2007 (ALcontrol 2007).

PBDE

Måttligt förhöjda halter av PBDE i Hammarösjön och Kattfjorden

Vid analysen av åtta olika kongener av polybromerade difenyletrar (PBDE, bromerade flamskyddsmedel) i ytsediment (0-1 cm) var merparten av halterna under rapporteringsgränsen för metoden (2 µg/kg TS för PBDE-209 och 1 µg/kg TS för övriga). I centrala Värmlandssjön (station 3) noterades dock 1,6 µg/kg TS av PBDE-47 och 3,2 µg/kg TS av PBDE-99. I Sätterholmsfjärden (station 12) uppmättes 1,3 µg/kg TS av PBDE-85. Vid samma provplats samt vid stationerna i Hammarösjön (18), Kattfjorden (11) och Åsfjorden (10) noterades halter av PBDE-209 mellan 3,2 och 35 µg/kg TS. De högsta halterna hade Hammarösjön (35 µg/kg TS) och Kattfjorden (21 µg/kg TS). Detta gällde både relaterat till torrs substans respektive organisk torrs substans. Bakgrundsnivån av PBDE i ytsediment (0-5 cm) i tio referenssjöar år 2002 (Kvernes 2003) var under rapporteringsgränsen (samma som ovan). I Viskans avrinningsområde uppmättes PBDE-halter i storleksordningen 50-100 µg/kg TS år



Figur 10. Halter av extraherbara, halogenerade organiska ämnen (EOX, 1991 och 2008/2009) respektive klorerade organiska ämnen (EOC, 1998) relaterade till organisk substans i ytsediment (0-1 cm) vid provplatser i Vänern 1991, 1998 och 2008/2009. Streckad linje anger gränsen mellan låga och måttligt höga halter och över heldragen linje är halterna höga.

1999 vid provplatser som var påverkade av textilindustri (Golder Grundteknik KB 2000). Uppmätta halter i Hammarösjön och Kattfjorden var således högre än bakgrunds-nivån, men lägre än vid provplatser som var påverkade av punktkällor, och kan därför anses som måttligt höga. Troligen sker tillförseln av PBDE huvudsakligen diffust via luft, nederbörd och tillflöden.

PFOS

Åmålsvikens sediment mer påverkat av PFOS än i Stockholms innerstad

Halten av perfluorerade oktylsulfonater (PFOS) mättes bara i Åmålsviken på 0-1 respektive 7-9 cm sedimentdjup. I det ytliga sedimentet var halten 10 ng/g TS medan den var dubbelt så hög på den djupare nivån. Vid en screeningundersökning av läkemedel, PFAS och biocider år 2005 uppmättes PFOS-halter i ytsediment upp till 2 ng/g TS i referenssjöar och upp till 8 ng/g TS i Stockholms innerstad (IVL 2006). Jämfört med dessa resultat var således Åmålsviken mer påverkad av PFOS än Stockholms innerstad.

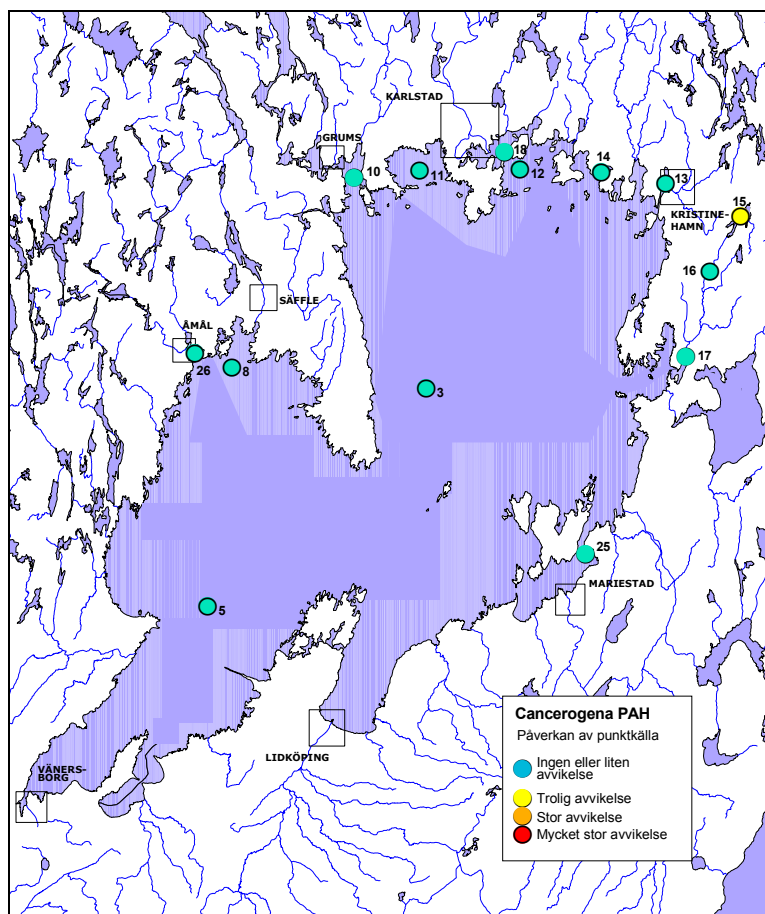
PAH

Halten av cancerogena PAH påvisade trolig påverkan av punktkälla i Vismen

Enligt bedömningsgrunderna för Förorenade områden (Naturvårdsverkets Rapport 4918) påvisade halterna av cancerogena PAH (Figur 11) respektive övriga PAH ingen eller liten påverkan av punktkälla vid flertalet provplatser. Undantagen var sjön Vismen (station 15), där påverkan från punktkälla bedömdes som trolig för cancerogena PAH (indeno(1,2,3-c,d)pyren, chrysen, benzo(k)fluoranten och benzo(b)fluoranten) samt Lunnerviken, där påverkan bedömdes som stor för övriga PAH (fenantren). Den enda kända punktkällan, som kan påverka Vismen via nedfall från luften, är Scana Steel i Björneborg, men troligen är det främst diffusa källor via luft, nederbörd och tillflöden som bidrar. I Lunnerviken finns ingen känd punktkälla.

Riktvärden för PAH överskreds i främst Lunnerviken

Jämfört med Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark (tabell på Naturvårdsverkets hemsida 2008-10-24) var summahalten av PAH-föreningar med



Figur 11. Halter av cancerogena polyaromatiska kolväten (PAH) i ytsediment (0-1 cm) enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4918) vid provplatser i Vänern 2008/2009.

hög molekylvikt (motsvarar ungefär cancerogena PAH) högre än riktvärdet för känslig markanvändning ($1000 \mu\text{g/kg TS}$) vid stationerna i Kattfjorden (11), Vismen (15) och Jonsbolsdammen (16). Vid nämnda tre provplatser var dock värdet avsevärt lägre än riktvärdet för mindre känslig markanvändning ($10000 \mu\text{g/kg TS}$). Dessa tre provplatser hade även de högsta summalterna av cancerogena PAH relaterat till organisk torrsbstans. I Lunnerviken (station 14) överskred summahalten av PAH-föreningar med låg molekylvikt (främst naftalen) riktvärdet för mindre känslig markanvändning ($15000 \mu\text{g/kg TS}$). Orsaken är okänd.

Förhöjd PAH-halt i ytsediment i främst Lunnerviken, Vismen och Åmålsviken

Klassning av tillstånd enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för Kust och hav (Rapport 4914) påvisade hög halt av

benso(b)fluoranten i Kattfjorden (station 11), mycket hög halt av antracen och fenantren i Lunnerviken (station 14) samt mycket hög halt av benso(b)fluoranten och hög halt av benso(k)fluoranten, chrysen/trifenylen och fenantren i Vismen (station 15). I Mariestadsfjärden (station 25) var halten antracen och fenantren hög i sedimentskiktet 7-9 cm, men medelhög i ytsedimentet (0-1 cm). Åmålsviken (station 26) hade hög halt av antracen, fenantren och pyren i både ytsediment (0-1 cm) och något djupare sediment (7-9 cm). På nivån 7-9 cm var dessutom halten hög av benso(a)antracen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten och fluoranten.

Effektgräns överskreds i främst Lunnerviken, Vismen och Kolstrandsviken

Jämfört med effektbaserade gränsvärden i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för Kust och Hav (Rapport 4914) överskreds

säkerhetsgränsen enligt OSPAR vid följande stationer: Lunnerviken, station 14 (naftalen, fenantren, antracen), Vismen, station 15 (naftalen, chrysen), Kolstrandsviken, station 17 (naftalen) och Hammarösjön, station 18 (naftalen).

Lägre halter av PAH än tidigare

I Åmålsviken (station 26) och Mariestadsfjärden (station 25) analyserades även nivå 7-9 cm och där var PAH-halterna generellt högre än i ytsedimentet (0-1 cm), vilket påvisar minskad belastning under de senaste årtiondena. Vid 1998 års undersökning undersöktes PAH endast i Åmålsviken, då totalhalten var cirka fyra gånger så hög som 2009.

Ftalater

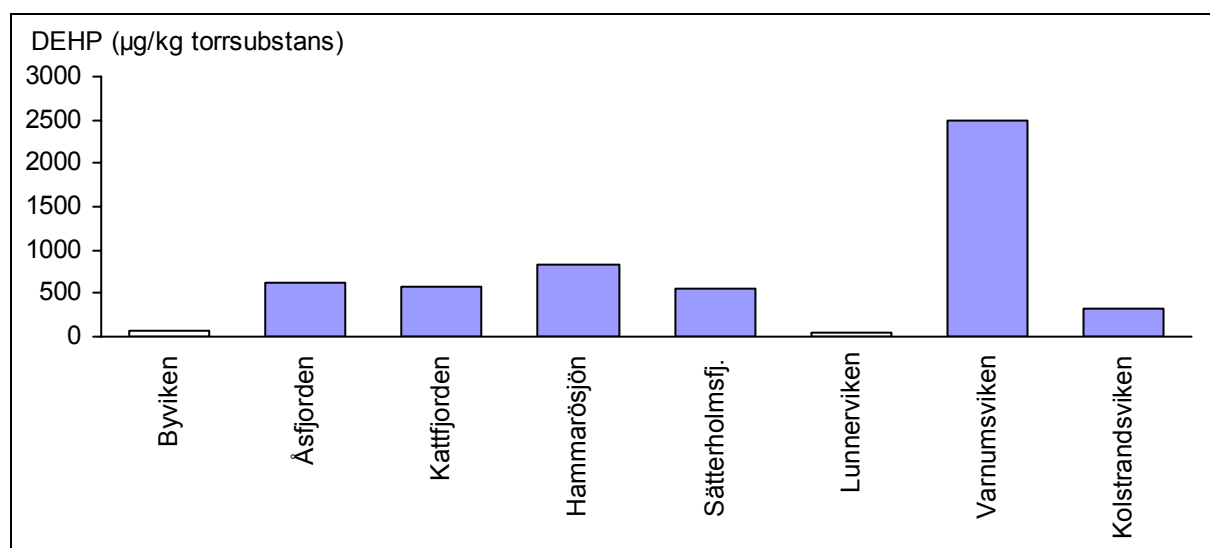
DEHP förekom vid alla stationer i norra Väner, men främst i Varnumsviken

Fem olika ftalater mättes i ytsedimentet (0-1 cm) vid tio provplatser, varav två i delområdet Stor-Väner och åtta i delområdet Norra Väner. Många halter var under rapporteringsgränsen 0,05 mg/kg TS. I södra delen av Dalbosjön (station 5) noterades

dock 0,16 mg/kg TS för butylbensylftalat. Denna förening uppmättes i halter mellan 0,05 och 0,16 mg/kg TS även vid flera stationer i delområdet Norra Väner. Även dibutylftalat förekom i halter mellan 0,06 och 0,30 mg/kg TS vid flera provplatser i norra Väner. Dietylhexylftalat (DEHP) uppmättes vid samtliga provplatser i norra Väner (0,05-2,5 mg/kg TS, Figur 12). Haltvariationen mellan stationerna var densamma både relaterat till torrsubstans och organisk torrsubstans. Den högsta halten av DEHP hade Varnumsviken (station 13). Eventuellt kan en av källorna i Varnumsviken vara limtillverkningen vid Casco.

Halterna av DEHP i Varnumsviken i nivå med dem i centrala Stockholm

Jämfört med resultat från 2006 års nationella screeningundersökning (IVL 2007) var halterna av DEHP (mjukgörare) i Varnumsviken i nivå med dem i centrala Stockholm (avspeglar främst diffus påverkan). I Byviken och Lunnerviken var halterna något högre än bakgrundsvärden från referenssjöar. Halterna vid övriga provplatser i norra Väner var lägre än i Stockholmsområdet, men högre än utanför industrierna i Stenungsund.



Figur 12. Halter av dietylhexylftalat (DEHP) i ytsediment (0-1 cm) vid provplatser i delområdet Norra Väner 2008/2009.

Alkylfenoler

Nonylfenol och oktylfenol kunde inte detekteras

Halterna av nonylfenol var under rapporteringsgränsen (1 mg/kg TS) vid samtliga elva provplatser. Även oktylfenolhalten, som bara mättes vid två stationer i stor-Vänern, var lägre än rapporteringsgränsen (0,01 mg/kg TS).

Tennorganiska föreningar

Låga halter av tributyltenn

Halterna av tributyltenn (TBT), som undersöktes vid åtta provplatser, varierade mellan <2,7 och <6,2 µg/kg TS. Svenska bedömningsgrunder saknas, men enligt en norsk bedömningsskala (Stiftelsen Sörlandets Teknologi 1997, Nordfeldt 2000) påvisar halter under 5 µg/kg TS låg föroreningsgrad och halter mellan 5 och 20 µg/kg TS måttlig föroreningsgrad. Att halterna av monobutyltenn (MBT), som är en nedbrytningsprodukt till TBT, var avsevärt högre än halterna av TBT påvisar minskad belastning av tennorganiska föreningar.

Alifatiska och aromatiska kolväten

Spår av diesel eller lätt eldningsolja i Hammarösjön

Vid de fyra provplatser där alifatiska och aromatiska kolväten ("olja") undersöktes, uppmättes alifater C16-C35 i förhöjda halter i Varnumsviken (station 13), Jonsbolsdammen (station 16) och Kolstrandsviken (station 17). Jämfört med Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark (tabell på Naturvårdsverkets hemsida 2008-10-24) var halterna över gränsen för känslig markanvändning (100 mg/kg TS), men lägre än gränsen för mindre känslig markanvändning (1000 mg/kg TS). Vid typning av nämnda prover kunde inte förekomst av någon specifik oljeprodukt bekräftas med säkerhet. I Jonsbolsdammen och Kolstrandsviken kan paraffin ha förekommit, men det kan lika gärna ha varit naturliga humusämnen. Vid stationen i Hammarösjön (18) påvisades spår av diesel eller lätt eldningsolja.

REFERENSER

- ALcontrol 2003. Detaljerad sedimentundersökning i Ryssbysjön 2003. Nässjö kommun.
- ALcontrol 2007. Sedimentundersökning i Åsfjordens västra vik 2007 samt sammanställning av recipientdata för Åsfjorden 1975-2006.
- ALcontrol 2008. Norra Vänern 2003-2007. Norra Vänerns intressenter
- Golder Grundteknik KB 2000. Översiktliga undersökningar av sediment i Viskans avrinningsområde. Länsstyrelsen Västra Götaland.
- Håkanson, L. 1975. Kvicksilver i Vänern. Nuläge och prognos. SNV PM 563/NLU Rapport 80.
- IVL 1977. Bottenundersökning i Åsfjorden, maj 1977. Billeruds AB och Svenska Rayon AB.
- IVL 2006. Results from the Swedish National Screening Programme 2005. Subreport 1: Antibiotics, Antiinflammatory substances and Hormones. Report B1689.
- IVL 2007. Results from the Swedish National Screening Programme 2006. Subreport 1: Phthalates. Report B1750.
- IVL 2008. Results from the Swedish National Screening Programme 2007. Subreport 5: Silver. Report B1826.
- Kemikalieinspektionens hemsida www.kemi.se.
- Klingberg 2000. Redeponering av cesium-137 och ackumulationshastigheter inom Klarälvens mynningsområde i Vänern. SGU, FOU projektnr: 5272.
- KM Laboratorierna AB 1989. Recipientundersökning av sediment, bottenfauna och påväxt i Vismansystemet 1988.
- KM Lab Recipientkontroll 1993. Recipientkontrollen i Norra Vänern 1992. Norra Vänerns intressenter. Del 1. Undersökningar i Säffle, Grums, Karlstads och Hammarö kommun.
- KM Lab 2000. Angående nya bedömningsgrunder för miljö kvalitet (vattenkemi). Tillämpningsförslag gällande bedömningsgrunder kemi. Skrivelse 2000-02-14.
- Kvernes 2003. Bromerade flamskyddsmedel (PBDE) i fisk och sediment. En litteraturstudie och en fallstudie av tio svenska referenssjöar. Examensarbete, 20 p. vid Institutionen för miljöanalys, SLU.
- Naturvårdsverket 1996. Vänerns miljötillstånd och utveckling 1973-1994. Rapport 4619.
- Naturvårdsverket 1999a. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913.
- Naturvårdsverket 1999b. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Kust och hav. Rapport 4914.
- Naturvårdsverket 1999c. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Förorenade områden. Rapport 4918.
- Naturvårdsverkets hemsida www.naturvardsverket.se (tabell publicerad 2008-10-24).

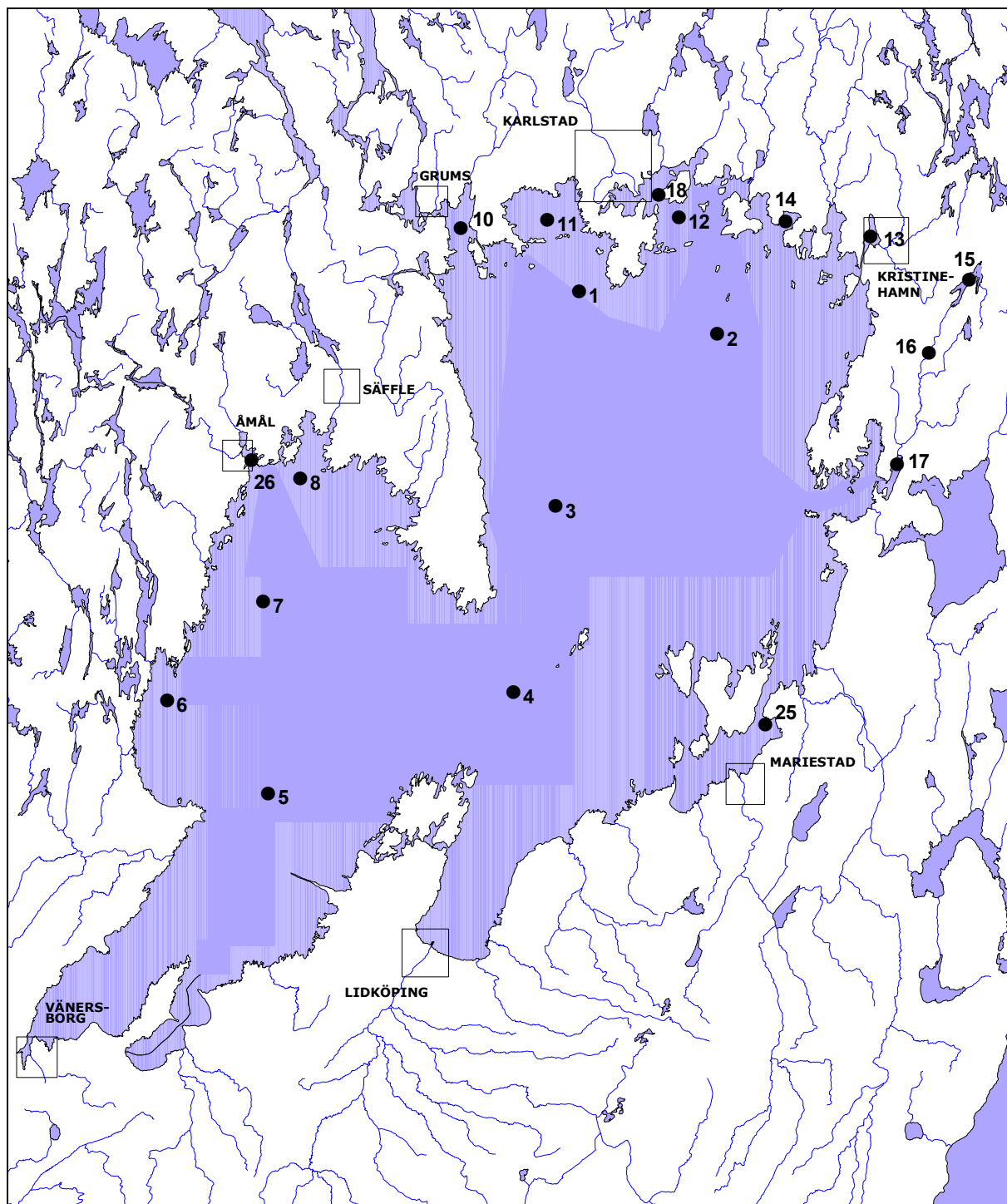
- Naturvårdsverket 2008. Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen. Stöd till vattenmyndigheterna vid statusklassificering och fastställande av MKN. Rapport 5799.
- Nordfeldt 2007. Båtbottenfärger i sömländska naturhamnar och småbåtshamnar. Organiska tennföreningar, koppar, zink, zinkpyrit och irgarol i ytsediment. Länsstyrelsen i Södermanlands län, rapport nr 2007:11.
- Vänerkansliet 1996. Kvicksilverdata från Kattfjorden. Skrivelse 1996-02-26.
- Vätternvårdsförbundet 1993. Årsskrift 1993. Rapport nr 33.
- Vänerns vattenvårdsförbund 1999. Vänern. Årsskrift 1999. Rapport nr 7.
- Vätternvårdsförbundet 2005. Avstämning av Vattenvårdsplanerna Vättern 90 och Vättern 96. Rapport nr 88.
- Vänerns vattenvårdsförbund 2007. Vänern. Årsskrift 2007. Rapport nr 47.
- Åtgärdsgrupp Vänern 1995. Metaller och stabila organiska ämnen i Vänern. Tillstånd, utveckling, källfördelning, risker. Rapport nr 2.

BILAGA 1

Metodik

Provtagningsplatser

Samtliga stationers läge och datum för provtagning framgår av karta i Figur 13 samt Tabell 4.



Figur 13. Provtagningsplatser vid sedimentundersökning i Vänerområdet 2008/2009.

Tabell 4. Provtagningsplatser och –datum vid sedimentundersökning i Vänern hösten 2008 och våren 2009

Delområde	Stn nr	Stn alias	Station-läge	Djup (m)	Koordinater (x/y)	Nivåer (cm)	Provtagnings-datum
Stor-Vänern	1	-	Värmlandssjön NV	52	6572350-1364700	0-1	2009-05-04
	2	-	Värmlandssjön NO	54	6566982-1382020	0-1	2009-05-04
	3	-	Centr. Värmlandssjön	49	6545443-1361781	0-1 4-6	2009-05-13
	4	-	Lurön NO	61	6522166-1356494	0-1	2009-05-13
	5	-	Dalbosjön S	32	6509509-1325766	0-1 4-6	2009-05-25
	6	-	Köpmannebro	34	6521141-1313089	0-1	2009-05-25
	7	-	Dalbosjön N	56	6533490-1325154	0-1	2009-05-25
Norra Vänern	8	By3	Byviken	30	6548917-1329769	0-1	2009-05-06
	10	Ås2	Åsfjorden	30	6580278-1349875	0-1	2008-10-29
	11	Ka1	Kattfjorden	31	6581350-1360720	0-1	2008-10-30
	18	Sä33	Hammarösjön	25	6584450-1374670	0-1 4-6 12-14 24-26	2008-11-03
	12	Sä1	Sätterholmsfjärden	36	6581622-1377203	0-1	2008-10-28
	13	Va2	Varnumsviken	9,5	6579258-1401181	0-1	2008-10-28
	14	Lu1	Lunnerviken	4,0	6581136-1390558	0-1	2009-02-26
	15	Vi1	Vismen	22	6573850-1413550	0-1	2008-11-05
	16	Vi20	Jonsbolsdammen	1,5	6564680-1408500	0-1	2008-11-05
	17	Vi14	Kolstrandsviken	2,7	6550650-1404570	0-1 4-6 12-14 24-26	2008-11-05
Mariestadsfjärden	25	-	Mariestadsfjärden	11	6518055-1388044	0-1 7-9	2008-11-05
Åmålsviken	26	S4	Åmålsviken	25	6551264-1323665	0-1 7-9	2009-05-06

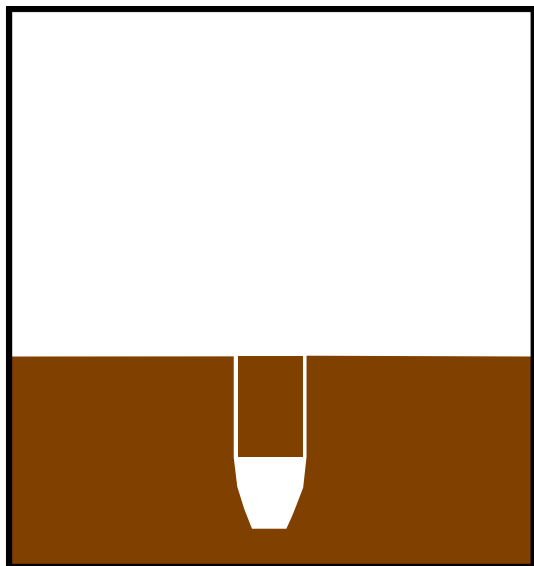
Provtagning

Provtagningen utfördes med en rörprovtagare av modell Limnos vid de provplatser där sedimentet skulle skiktas för uttagning av prover från flera olika nivåer. Vid övriga provplatser användes en Kajakprovtagare (typ ELK, Figur 14).

Provtagningen utfördes efter det att provtagningsplatsen studerades med ekolod. En plan bottenyta eftersträvades. I vissa fall flyttades därför provtagningsplatsen något i förhållande till 1998 års undersökning. Exakta koordinater framgår av Tabell 4.

Provtagningen utfördes till dess att tillräcklig provmängd erhöles, vilket i praktiken innebar att minst fem hugg togs. Huggen var utslumpade på en yta motsvarande ca 100 m².

I enlighet med kontrollprogrammet togs på vissa av provplatserna endast prov på 0-1 cm. Vid övriga provplatser skiktades proverna på nivåerna 0-1, 4-6, 12-14 och 24-26 cm alternativt 0-1, 7-9 och 24-26 cm.



Figur 14. Rörhämtnare (typ ELK) för sedimentprovtagning.

För respektive sedimentskikt och station slogs delproven ihop till två samlingsprov. Det ena provet skickades vidare för analys och det andra provet sparades i frys.

Vid varje provplats karaktäriserades sedimentproppen. Vid flertalet stationer skedde även fotodokumentation av en sedimentpropp i hela sin längd. I något fall kunde inga bilder tas p.g.a. att kamerans batteri tog slut.

Fältprotokoll finns på Vänerkansliet samt ALcontrol i Karlstad.

Analys

Proverna inkom till ALcontrol i Karlstad, men skickades sedan vidare till olika laboratorier för analys. Följande laboratorier deltog i analysarbetet:

- ALcontrol, Linköping (torrsubstans, glödningsförlust, TOC, kväve, fosfor, metaller, PAH-16, dioxin, dioxinliknande PCB (PCB-WHO), PCB-7, PBDE, ftalater, DEHP, nonylfenol, oktylfenol, fraktionerade alifater och aromater)
- ALcontrol, Nederländerna (EOX, tennorganiska föreningar)
- LMI AB, Helsingborg (totalkol)
- ALS Scandinavia AB, Täby (PFOS)

Analysmetod för respektive variabel framgår av Tabell 5.

Tabell 5. Analysvariabler och –metoder vid sedimentundersökning i Väner hösten 2008 och våren 2009. Där inte annat anges är analyserna utförda vid ALcontrol i Linköping

Variablel	Förkortn./förklaring	Enhet	Analysmetod	Variablel	Förkortn./förklaring	Enhet	Analysmetod
Torrsubstans	TS	%	SS-EN 12880	CB 77	dioxinliknande PCB	ng/kg TS	HRGC/HRMS
Glödningsförlust	GF	% av TS	SS-EN 12879-1	CB 81	dioxinliknande PCB	ng/kg TS	HRGC/HRMS
Glödningsrest	GR	% av TS	SS-EN 12879	CB 105	dioxinliknande PCB	ng/kg TS	HRGC/HRMS
Totalkol	Tot-C	% av TS	LMI, Carlo Erba*	CB 114	dioxinliknande PCB	ng/kg TS	HRGC/HRMS
Totalt organiskt kol	TOC	% av TS	NEN 5756*	CB 118	dioxinliknande PCB	ng/kg TS	HRGC/HRMS
Totalkväve	Tot-N	g/kg TS	SS028101-1	CB 123	dioxinliknande PCB	ng/kg TS	HRGC/HRMS
Totalfosfor	Tot-P	g/kg TS	SS-EN ISO 11885-1	CB 126	dioxinliknande PCB	ng/kg TS	HRGC/HRMS
				CB 156	dioxinliknande PCB	ng/kg TS	HRGC/HRMS
Arsenik	As	mg/kg TS	SS-EN ISO 11885-1	CB 157	dioxinliknande PCB	ng/kg TS	HRGC/HRMS
Bly	Pb	mg/kg TS	SS-EN ISO 11885-1	CB 167	dioxinliknande PCB	ng/kg TS	HRGC/HRMS
Järn	Fe	mg/kg TS	SS-EN ISO 11885-1	CB 169	dioxinliknande PCB	ng/kg TS	HRGC/HRMS
Kadmium	Cd	mg/kg TS	SS-EN ISO 11885-1	CB 189	dioxinliknande PCB	ng/kg TS	HRGC/HRMS
Kobolt	Co	mg/kg TS	SS-EN ISO 11885-1				
Koppar	Cu	mg/kg TS	SS-EN ISO 11885-1	CB 28	PCB-förening (PCB-7)	µg/kg TS	HRGC/HRMS
Krom	Cr	mg/kg TS	SS-EN ISO 11885-1	CB 52	PCB-förening (PCB-7)	µg/kg TS	HRGC/HRMS
Kvikksilver	Hg	mg/kg TS	SS ISO 16772, utg.1	CB 101	PCB-förening (PCB-7)	µg/kg TS	HRGC/HRMS
Mangan	Mn	mg/kg TS	SS-EN ISO 11885-1	CB 118	PCB-förening (PCB-7)	µg/kg TS	HRGC/HRMS
Nickel	Ni	mg/kg TS	SS-EN ISO 11885-1	CB 138	PCB-förening (PCB-7)	µg/kg TS	HRGC/HRMS
Silver	Ag	mg/kg TS	SS-EN ISO 11885-1	CB 153	PCB-förening (PCB-7)	µg/kg TS	HRGC/HRMS
Wolfram	W	mg/kg TS	SS-EN ISO 11885-1	CB 180	PCB-förening (PCB-7)	µg/kg TS	HRGC/HRMS
Zink	Zn	mg/kg TS	SS-EN ISO 11885-1				
				BDE 47	polybromerad difenyleter	µg/kg TS	GC/MS*
Benzo(a)antracen	PAH-för. (PAH-16)	µg/kg TS	GC/MS	BDE 100	polybromerad difenyleter	µg/kg TS	GC/MS*
Benzo(a)pyren	PAH-för. (PAH-16)	µg/kg TS	GC/MS	BDE 99	polybromerad difenyleter	µg/kg TS	GC/MS*
Benzo(b)fluoranten	PAH-för. (PAH-16)	µg/kg TS	GC/MS	BDE 85	polybromerad difenyleter	µg/kg TS	GC/MS*
Benzo(k)fluoranten	PAH-för. (PAH-16)	µg/kg TS	GC/MS	BDE 154	polybromerad difenyleter	µg/kg TS	GC/MS*
Chrysen/Trifenylen	PAH-för. (PAH-16)	µg/kg TS	GC/MS	BDE 153	polybromerad difenyleter	µg/kg TS	GC/MS*
Dibenso(a,h)antracen	PAH-för. (PAH-16)	µg/kg TS	GC/MS	BDE 138	polybromerad difenyleter	µg/kg TS	GC/MS*
Indeno(1,2,3-cd)pyren	PAH-för. (PAH-16)	µg/kg TS	GC/MS	BDE 209	polybromerad difenyleter	µg/kg TS	GC/MS*
Acenafthen	PAH-för. (PAH-16)	µg/kg TS	GC/MS				
Acenafitylen	PAH-för. (PAH-16)	µg/kg TS	GC/MS	Dimetylfthalat	ftalat	mg/kg TS	GC/MS*
Antracen	PAH-för. (PAH-16)	µg/kg TS	GC/MS	Dietylfthalat	ftalat	mg/kg TS	GC/MS*
Benso(ghi)perylen	PAH-för. (PAH-16)	µg/kg TS	GC/MS	Dibutyfthalat	ftalat	mg/kg TS	GC/MS*
Fenantren	PAH-för. (PAH-16)	µg/kg TS	GC/MS	Di-(2)etylhexylftalat	ftalat	mg/kg TS	GC/MS*
Fluoranten	PAH-för. (PAH-16)	µg/kg TS	GC/MS	Butylbensylftalat	ftalat	mg/kg TS	GC/MS*
Fluoren	PAH-för. (PAH-16)	µg/kg TS	GC/MS				
Naftalen	PAH-för. (PAH-16)	µg/kg TS	GC/MS	Nonylfenol		mg/kg TS	GC/MS
Pyren	PAH-för. (PAH-16)	µg/kg TS	GC/MS	Oktylfenol		mg/kg TS	GC/MS
2378 TCDD	dioxinförening	ng/kg TS	SS-EN 1948	EOX	extrah.bara org. halogener	mg/kg TS	ALcontrol NL Sterlab*
12378 PeCDD	dioxinförening	ng/kg TS	SS-EN 1948				
123478 HxCDD	dioxinförening	ng/kg TS	SS-EN 1948	Tributyltenn	tennorganisk förening	µg/kg TS	ALcontrol NL Sterlab*
123678 HxCDD	dioxinförening	ng/kg TS	SS-EN 1948	Trifenyltenn	tennorganisk förening	µg/kg TS	ALcontrol NL Sterlab*
123789 HxCDD	dioxinförening	ng/kg TS	SS-EN 1948	Monobutyltenn	tennorganisk förening	µg/kg TS	ALcontrol NL Sterlab*
1234678 HpCDD	dioxinförening	ng/kg TS	SS-EN 1948	Dibutyltenn	tennorganisk förening	µg/kg TS	ALcontrol NL Sterlab*
2378 TCDF	dioxinförening	ng/kg TS	SS-EN 1948	Monofenyltenn	tennorganisk förening	µg/kg TS	ALcontrol NL Sterlab*
12378 PeCDF	dioxinförening	ng/kg TS	SS-EN 1948	Difenyltenn	tennorganisk förening	µg/kg TS	ALcontrol NL Sterlab*
23478 PeCDF	dioxinförening	ng/kg TS	SS-EN 1948	Tricyklohexyltenn	tennorganisk förening	µg/kg TS	ALcontrol NL Sterlab*
123478 HxCDF	dioxinförening	ng/kg TS	SS-EN 1948				
123678 HxCDF	dioxinförening	ng/kg TS	SS-EN 1948	Alifater >C5-C8	alifatiska kolväten >C5-C8	mg/kg TS	GC/MS*
123789 HxCDF	dioxinförening	ng/kg TS	SS-EN 1948	Alifater >C8-C10	alifatiska kolv. >C8-C10	mg/kg TS	GC/MS*
234678 HxCDF	dioxinförening	ng/kg TS	SS-EN 1948	Alifater >C10-C12	alifatiska kolv. >C10-C12	mg/kg TS	GC/MS*
1234678 HpCDF	dioxinförening	ng/kg TS	SS-EN 1948	Alifater >C12-C16	alifatiska kolv. >C12-C16	mg/kg TS	GC/MS*
1234789 HpCDF	dioxinförening	ng/kg TS	SS-EN 1948	Alifater >C16-C35	alifatiska kolv. >C16-C35	mg/kg TS	GC/MS*
				Aromater >C8-C10	aromatiska kolv. >C8-C10	mg/kg TS	GC/MS*
				Aromater >C10-C35	aromatiska kolv. >C10-C35	mg/kg TS	GC/MS*
				PFOS	perfluorerade ämnen	mg/kg TS	ALS, LC-MS-MS

* Metod ej ackrediterad av SWEDAC

Utvärdering

Analysresultaten sammanställdes i tabeller och diagram och utvärderades enligt tillgängliga bedömningsgrunder och riktvärden. Vilka bedömningsgrunder och riktvärden som användes för respektive analysvariabel framgår av Bilaga 2.

För metaller beräknades avvikelser mellan halterna i ytsediment (0-1 cm) och djupare sediment (24-26 cm) för respektive provtagningsstation. I de fall där djupare sediment inte undersöktes 2008/2009 användes värdet från motsvarande undersökning 1998.

En stor del av metallerna och de organiska miljögifterna är bundna till den organiska substansen. För en bättre jämförbarhet

mellan provplatser med olika sedimenttyper relaterades därför halterna av metaller och organiska föreningar till den organiska substansen.

Resultaten jämfördes med tidigare undersökningar i Vänern 1974, 1977, 1983/84, 1988, 1991, 1992, 1993, 1998 och 2007. Vid 1977 års undersökning (Åsfjorden) representerades ytsedimentet av 0-2 cm och vid 1988 (Vismen, Jonsbolsdammen och Kolstrandsviken) respektive 1992 (Byviken, Kattfjorden och Sätterholmsfjärden) års undersökningar av 0-3 cm. Därför är dessa resultat inte helt jämförbara med övriga undersökningar som avser 0-1 cm. Vid jämförelsen med äldre undersökningar valdes de provplatser som lägesmässigt bäst överensstämde med 1998 och 2008/2009 års undersökningar enligt Tabell 1, Tabell 2 och Tabell 3.

BILAGA 2

Analysvariablernas innebörd och bedömningsgrunder

Sedimenttyper

I sjöars djuphålor sjunker partiklar ned kontinuerligt i tidsföljd och bildar **ackumulationssediment**. Dessa karaktäriseras av torrsubstanshalter mellan 5 och 25 %. Glödningsförlusten utgör vanligen 10-30 % av torrsubstansen. Denna sedimenttyp har stor förmåga att binda tungmetaller och organiska miljögifter som t.ex. PAH och PCB.

I strandzonen förekommer **erosionssediment**. Denna sedimenttyp har ofta torrsubstanshalter som överstiger 50 %. Beroende på inverkan av brant lutning, vågor och strömmar sköljs fina partiklar hela tiden ut från sedimentet. Därför utgör minerogena substanser (sand, grus och sten) merparten av sedimentet samtidigt som andelen organiska ämnen är liten. Erosionssediment är även vanligt förekommande i vattendrag. Erosionssediment kan omlagras av påverkan från vågor och strömmar och förmågan att binda metaller och organiska miljögifter är liten. Därför rekommenderas inte provtagning av denna sedimenttyp, eftersom halterna blir missvisande låga och risken för omlagring är stor.

Mellan strandzonen och djuphålorna, där en måttlig lutning av botten förekommer, finns **transportsediment**. Där sker periodvis sedimentering och periodvis transport av sediment. Torrsubstanshalten ligger ofta mellan 25 och 50 % i denna sedimenttyp. Förmågan att binda tungmetaller och organiska miljögifter är måttlig. Omlagring av sedimenten kan förekomma.

Referensvärden (bakgrundsvärden) för t.ex. tungmetaller härrör som regel från ackumulationssediment. Halter i olika sedimenttyper med skilda värden för torrsubstans (TS) och glödningsförlust (GF) är inte helt jämförbara. I en sjö med samma belastning av metaller i hela sjön kan t.ex. blyhalten vara 10 mg/kg TS i erosionssedimentet, 50 mg/kg TS i transportsedimen-

tet och 100 mg/kg TS i ackumulationssedimentet.

Sedimentationshastigheten i Vänern har beräknats till 6-7 mm/år i Klarälvens mynningsområde, 5-6 mm i Sätterholmsfjärden, 3-5 mm söder om Söökojan och <3 mm i Värmlandssjön (Klingberg 2000).

Sedimentkaraktärisering

Vid sedimentprovtagning är det viktigt att provet karaktäriseras. Färgen ger information om syreförhållandena. Ljusa sediment innebär höga syrehalter medan svarta sediment avspeglar syrebrist. När syret tar slut omvandlas oxiderat järn (III) till reducerat järn (II). Samtidigt bildas små mängder svavelväte. Tillsammans bildar det reducerade järnet och svavelvätet järnsulfid, som är en svart, stabil förening. Genom att ta en profil av ett sediment går det ofta att dokumentera hur sedimentets syrehalt har varierat i tiden.

Det är också viktigt att dokumentera sedimentsorter. Klassning görs enligt följande:

- dy
- gyttja
- lera
- sand
- myrmalm

I många fall förekommer blandningar av olika sedimentsorter.

Dy består huvudsakligen av humus (organiskt material) som kommer från omgivande land. Dy är mörkbrun i färgen och påminner om torv i utseendet.

Gyttja består huvudsakligen av material som producerats i sjön (fina partiklar), t.ex. planktonrester. Färgen kan variera från ljusa kulörer till helt svart.

Lera består av mycket fina aluminiumsilikatpartiklar. Dessa grumlar lätt vattnet och kan bilda sammanhängande klumpar.

Sand består av grövre kiselpartiklar (kvarts = silikater).

Myrmalm kan utgöras av bruna eller svarta klumpar innehållande järn (brun) eller mangan (svart). Myrmalmen kan också bestå av en hård, brun skorpa av järn som ligger på sedimentytan. En annan variant är bruna mynt- eller tallrikslika formationer, som också huvudsakligen består av järn.

Torrsubstans

Torrsubstans (TS, %) är den del av provet som återstår efter torkning (105 °C). Viktförlusten motsvaras av vattenhalten (100-TS = vattenhalt, %).

Glödningsförlust och -rest

Efter askning (550 °C) av ett torkat prov återstår den oorganiska (minerogena) delen av sedimentet. Denna kallas glödningsrest. Den delen som försvinner (invägt torkat prov minus glödningsrest) utgör glödningsförlust. Glödningsförlusten består till stor del av organiskt material.

En stor del av metallerna och de organiska miljögifterna är bundna till den organiska substansen. Vid jämförelse av olika sedimenttyper kan därför en normalisering till den organiska substansen öka jämförbarheten.

Totalkol och totalt organiskt kol

Livet vi känner är baserat på grundämnet kol. Av detta skäl kallas alla molekyler där kol- och väteatomer ingår för organiska. Icke-organiska ämnen är således de ämnen som innehåller vilket som helst av de över 110 övriga grundämnena, utom både kol och väte samtidigt. Trots detta känner vi idag till fler organiska ämnen än icke-organiska. Kol är universums fjärde vanligaste grundämne och endast väte, helium och syre är vanligare.

Analys av totalkol ger det totala innehållet av både organiskt och oorganiskt kol i sedimentet medan analys av totalt organiskt kol (TOC) ger den organiskt bundna andelen. Vid nedbrytning av organiska ämnena åtgår syre, varför TOC är ett mått på mängden syreförbrukande ämnen i sedimentet.

Totalkväve och -fosfor

Allmänt

Kväve är en av de viktigaste byggstenarna i allt biologiskt liv. För mycket kväve leder till övergödning av sjöar med igenväxning som följd, vilket i sin tur ger syrebrist vid nedbrytning av det organiska materialet. Totalkväve anger det totala kväveinnehållet i sedimentet. Kväve kan föreligga dels organiskt bundet, dels som lösta salter. De senare utgörs av nitrat- nitrit och ammonium.

Fosfor är ett viktigt växnäringsämne. Fosfor är i allmänhet det tillväxtbegränsande näringsämnet i sötvatten och alltför stor tillförsel kan medföra igenväxning med påföljande syrebrist. Totalfosfor anger det totala fosforinnehållet i sedimentet. Fosfor föreligger antingen bunden till organiska (t.ex. humus och alger) eller oorganiska (t.ex. lera) partiklar eller som fosfat.

Bedömningsgrunder

Nationella bedömningsgrunder för fosfor och kväve i sediment saknas.

Enligt lokala bedömningsgrunder framtagna i samband med en omfattande sedimentundersökning i Ryssbysjön i Jönköpings län (ALcontrol 2003) klassas halterna av totalkväve respektive –fosfor i ytse-
diment (0-5 cm) enligt följande skala (g/kg TS):

	Kväve	Fosfor
Mycket låg halt	≤7	<1,5
Låg halt	7-14	1,5-2,1
Medelhög halt	14-21	2,1-3,1
Hög halt	21-28	3,1-4,1
Mycket hög halt	>28	>4,1

Metaller

Allmänt

Metaller med en densitet större än fem gram per kubikcentimeter betecknas som tungmetaller. Exempel på tungmetaller är bly, krom, kadmium, koppar, arsenik, zink, nickel och kvicksilver. I dagligt tal kallas dessa tungmetaller också för ”skadliga” tungmetaller, till skillnad mot exempelvis järn som per definition också är en tungmetall.

Tungmetaller är grundämnen, som finns naturligt i miljön i förhållandevis låga halter. Till skillnad från flertalet naturligt förekommande ämnen tycks vissa tungmetaller - främst bly, kadmium och kvicksilver - inte ha någon funktion i levande organismer. I stället orsakar dessa metaller redan i små mängder skador på både djur och växter. Några tungmetaller, t.ex. zink, krom och koppar är nödvändiga och ingår i enzymer, proteiner, vitaminer och andra livsviktiga byggstenar, men tillförseln till organismen får inte bli för stor.

Tungmetallerna är oförstörbara, bryts inte ner och utsöndras mycket långsamt från levande organismer. De är således exempel på stabila ämnen, som blir miljögifter för att de dyker upp i alltför stora mängder i fel sammanhang.

Tungmetallernas giftverkan beror till stor del på att de binds hårt till organiska ämnen/strukturer i levande celler, vilket dels försvårar utsöndring (ger ackumulering) och dels bidrar till att olika cellfunktioner störs (ger gifteffekt).

Metallerna förekommer i olika kemiska former och är därigenom i olika grad biotillgängliga för levande organismer. Metallerna kan förekomma lösta i jonform eller som oorganiska och organiska komplex. De binds även till partiklar och följer dessa. Tungmetallernas rörlighet i miljön skiftar beroende på deras fysikaliska och kemiska egenskaper. Kadmium, arsenik, nickel och zink transporteras och sprids mycket lätt, medan kvicksilver, bly, krom och koppar behöver speciella förhållanden, t.ex. lågt pH-värde, för att kunna frigöras och ”vandra”.

Naturliga bakgrundshalter (jämförvärden) för sediment bör i första hand bestämmas utifrån lokalspecifika värden från djupare sedimentlager som återspeglar de ursprungliga halterna i det aktuella området. För de flesta metaller återfinns dessa halter i sedimentlager som avsattes för mer än 100-150 år sedan, vilka normalt återfinns på cirka 15-30 cm djup. Om sedimentationshastigheten är stor (i t.ex. övergödda vatten) påträffas det 100-150 år gamla sedimentet betydligt djupare ned.

Generellt rekommenderas provtagning på minst 25 cm djup. Detta med anledning av skilda sedimentationshastigheter (normalt 1-10 mm/år) och bioturbation (sedimentets tio översta centimetrar blandas om av bottendjur).

För bly måste avsevärt mycket äldre sedimentlager analyseras, eftersom belastningen av denna metall har pågått under mycket lång tid. Samma sak gäller metallhalterna i sjöar som påverkats av gruvbrytning eller metallhantering i flera hundra år.

Det är mycket viktigt att mängden organiskt material, mätt som glödningsförlust, är ungefär lika stor i sedimenten som ska jämföras. Särskilt viktigt är detta för bly och kvicksilver, eftersom halten av i första hand dessa båda metaller är positivt korrelerad till halten organiskt material i sedimenten.

För respektive metall som ingick i undersökningen görs nedan först en allmän beskrivning och därefter redogörs för de bedömningsgrunder som finns.

Klassificering av tillstånd enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) baseras på variation av halter i ytsediment i svenska sjöar. Klassindelningen är utformad så att klass 1-3 omfattar ca 95 % av mätvärdena i underlagsmaterialet. Klasserna 4 och 5 representerar halter som i allmänhet återfinns i lokalt belastade områden. Den högsta klassen (5) inbegriper endast de högsta uppmätta halterna i Sverige.

Avvikelse beräknades genom att metallhalter i ytsediment (0-1 cm) vid respektive provplats dividerades med naturliga bakgrundshalter (jämförvärden) från den djupa sedimentnivån (24-26 cm) vid 2008/2009 eller 1998 års undersökning. KM Lab (2000, numera ALcontrol) har föreslagit att avvikelsen från jämförvärdet bedöms enligt följande skala, som inte är relaterad till biologiska effekter:

<2	Ingen avvikelse
2-4	Liten avvikelse
4-10	Tydlig avvikelse
10-25	Stor avvikelse
>25	Mycket stor avvikelse

Järn

Allmänt

Järn är ett vanligt förekommande grundämne med många användningsområden. Förr användes det till verktyg och vapen. Numera förädlas det ofta till det vanliga byggmaterialet stål. Järn är det fjärde vanligaste grundämnet i jordskorpan. Det förekommer dock sällan i ren form, men ofta i föreningar med syre såsom hematit och magnetit. Jordens kärna består till stor del av en järn-nickel-legering. Under Sveriges historia är det framförallt berggrunden i Bergslagen och Norrbotten som har varit och är de viktigaste källorna till järn. Järn innehåller oftast en mängd kol. Ju mer kol desto hårdare och sprödare blir järnet. Det är mycket sällsynt att järn uppträder i helt ren form. Mineralet kristalliserar sig i ett tärningsformat kristallsystem. På grund av reaktion med vatten och syre är rent järn inte stabilt. Det uppträder därför, legerat med nickel, endast i järnmeteoriter eller i basaltiska bergarter, där det ofta sker en reduktion av järnhaltiga mineraler.

Järn är ett viktigt spårämne i den mänskliga kroppen. En vuxen person innehåller cirka 4 gram järn, varav merparten finns i de röda blodkropparna hemoglobin. En mindre del finns i muskelns röda färgämne myoglobin, små mängder finns upplösta i blodplasman och kroppsvätskorna och utgör en beståndsdel i en lång rad enzymer. Cirka 20 % är deponerat i lever, benmärg och mjälte, varifrån det kan mobiliseras vid behov. Det ingår i enzymer som i mitokondrierna styr cellernas respirationprocesser. Brist på järn kan ge trötthet, hjärtklappning, andfäddhet etc. Vid svår järnbrist kan det också uppstå förändringar i munslemhinnan, speciellt tungan, samt i huden och naglarna. Det finns även en del som tyder på att järnbrist kan vara en bidragande orsak till rastlösa ben. Brist kan vidare förorsakas av underskott på magsyra samt brist på B6-vitamin, B12-vitamin, C-

vitamin, folsyra, zink, koppar eller mangan. Järnunderskott kan medföra blodbrist, cancer, leverbesvär, kronisk gikt i lederna och mottaglighet för infektioner. Efter blodförluster såsom genom menstruation eller blodgivning kan mängden järn, precis som blodmängden, vara för låg. Blodgivare brukar få järntabletter för att lättare stabilisera järnvärdet. Järn är en tungmetall som lagras i kroppen. Järn är inte vattenlösligt utan lagras i fett. Överdosering kan leda till förgiftning. Järn påträffas vanligtvis i livsmedel som inälvsmat (speciellt lever), ägg, fisk, blodmat, fågel, bladgrönt, fullkornsprodukter, katrinplommon, russin, öljäst, rödbetor, broccoli, vetegroddar, sesamfrö, vallmofrö, solrosfrö, bananer, persikor och aprikoser.

Bedömningsgrunder

Bedömningsgrunder för järn i sediment saknas.

Mangan

Allmänt

Mangan är ett grundämne som liknar järn. Det används ofta i legeringar med järn i till exempel rostfritt stål. Ibland används manganföreningar i glasyrer. Mangan är ett livsviktigt spårämne för djur och växter. Växterna kan bara ta upp mangan som tvåvärt mangan (Mn^{2+}). Vitrötesvampar använder sig av mangan vid nedbrytning av ved. Mangan finns i te, traditionellt te, men också i "rött" te, från Rooibos-busken. Mangan förekommer i naturen mest i oxider, karbonater och silikater. Havsvatten innehåller också lite mangan, men bara i koncentrationer av 0,1 mg/ton. Mangan framställs genom reduktion av krossad manganmalm med kol, aluminium eller kisel i elektriska ugnar vid 1000 °C. När man vill framställa manganmetall med hög renhet gör man elektrolys av en vattenlös-

ning med mangan(II)sulfat. Kaliumpermanganat($KMnO_4$) är ett oxiderande ämne som används i laboratorier och för att döda bakterier i vatten. Mangandioxid (MnO_2) används i zink-grafit batterier och förr framställde man syre och klor ur mangandioxid. Mangankarbonat ($MnCO_3$) kan användas i glasyrer och som gödsel i manganfattiga jordar. Manganklorid ($MnCl_2$) och mangansulfat($MnSO_4$) är två ljusrosa mangansalt av saltsyra och svavelsyra.

Bedömningsgrunder

Bedömningsgrunder för mangan i sediment saknas.

Arsenik

Allmänt

Arsenik och dess föreningar är giftiga och dagens användning grundar sig till stor del just på den egenskapen. Tidigare var den i särklass största användningen inom trävaruindustrin som träskyddsmedel och bekämpningsmedel. Arsenik har tillsammans med kreosot använts vid impregnering av träslipers på järnvägar. Andra användningsområden är som legeringsmetall och som glasråvara. Användningen har minskat kraftigt under senare år. Användningen av arsenik och arsenikföreningar har till största delen utgjorts av arsenik(V)oxid inom trävaruindustrin (träimpregnering). Minsningen beror på ändrade regler för användning av arsenik som träimpregneringsmedel. Impregneringsindustrin har ersatt arsenikmedlen med arsenikfria alternativ. Arsenik förekommer även naturligt i berggrunden.

Bedömningsgrunder

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) kan metallhalter i ytsediment

(0-1 cm, ackumulationsbotten, torrsubstans (TS) <25 %, glödningsförlust >10 %) indelas i tillståndsklasser avseende arsenikhalter (mg/kg TS) enligt följande:

≤5	Mycket låga halter
5-10	Låga halter
10-30	Måttligt höga halter
30-150	Höga halter
>150	Mycket höga halter

Kobolt

Allmänt

De vanligaste oorganiska koboltföreningarna är oxider, nitrat, sulfat, karbonat, klorid och deras hydrater samt koboltkarbonyl. Sedan många tusen år har de oorganiska koboltföreningarna använts som färgämne. Eftersom de är oorganiska tål de upphettning till hög temperatur och används mest i glasyrer, emalj och glas. Störst mängder koboltföreningar används tillsammans med andra metallföreningar i lösningar för elektrolytisk beläggning av metall. Framför allt vid förnickling ger koboltsalter en legering med en hårdare yta med större glans. Kobolts förmåga att lätt byta oxidationstal och bilda komplex gör koboltföreningar lämpliga som katalysator, vilket utgör en väsentlig del av världsförbrukningen. Koboltoxid och sulfid används som katalysator vid vätgasbehandling för t.ex. avsvavling av petroleum. Koboltkarbonyl används för att framställa aldehyder och alkoholer (oxo-processer). Inom elektronikindustrin används koboltsalter för tillverkning av halvledare och batterier. Kobolt ingår i vitamin B12. Det är därför ett essentiellt näringsämne för vissa djur, främst idisslare, som själva kan syntetisera detta vitamin. För att motverka vitaminbrist tillsetts lösliga koboltsalter, framför allt sulfathydraten, till vissa foder. Också själva betesjorden kan tillföras koboltsalter för att tas upp av foderväxterna. I Sverige används oorganiska koboltföreningar huvud-

sakligen som färgämne och för metallytbeläggning samt till viss del som katalysator och fodertillsats.

Bedömningsgrunder

Bedömningsgrunder för kobolt i sediment saknas.

Koppar

Allmänt

Koppar är rödaktig, har klar lyster, är smidbar, tånjbar och en bra värmeledare. Koppar är den näst bäste ledaren för ström efter silver. Koppar är 100 % återvinningsbar, utan att den förlorar någon av sina egenskaper. Enligt nyligen framtagen data kommer 34 % av de 22 miljoner ton koppar som årligen används i världen från återvunnet material. Livslängden för olika kopparprodukter varierar stort, från hundra år eller mer i byggnader, till bara några få år i elektronisk utrustning. I fuktig luft, särskilt i närvaro av luftföroreningar, bildas ett brunt oxidskikt, som sedan kan omvandlas till en grön patina. Skiktet skyddar mot ytterligare korrosion. Koppar är livsnödvändigt för människor, djur och växter. Koppar förekommer i olika former och koncentrationer. Den finns i sjövattnen, floder, växter, jorden och även i ren metallisk form. Koppar används dels olegerad, dels som basmetall i ett stort antal legeringar, i vilka man önskar uppnå vissa speciella egenskaper. Några vanliga kopparlegeringar är mässing, brons och nysilver. Termen används om en rad olika legeringar med koppar som basmetall och kan med fördel användas när legeringselementen och deras inbördes mängdförhållanden inte är kända, något som ofta är fallet till exempel när det gäller förhistoriska fynd som av slentrian ofta felaktigt bara kallas "brons".

Bedömningsgrunder

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) kan metallhalter i ytsediment (0-1 cm, ackumulationsbotten, torrs substans (TS) <25 %, glödningsförlust >10 %) indelas i tillståndsklasser avseende kopparhalter (mg/kg TS) enligt följande:

≤15	Mycket låga halter
15-25	Låga halter
25-100	Måttligt höga halter
100-500	Höga halter
>500	Mycket höga halter

Krom

Allmänt

Krom används ofta i legeringar. När krommetall exponeras för luft bildas ett tunt oxidskikt som skyddar resten av metallen. Krom används i stål för att göra detta rostfritt eller hårt. Det används också som prydnad på t.ex. bilar. Olika kromföreningar kan användas som pigment i glasyrer och färger. Krom används också i olika katalysatorer och för garvning av läder. I kombination med svavelsyra används olika kromatsalter till att binda en syreatom till ett derivat (oxidation). Krom framställs ur mineralet FeCr_2O_4 genom reduktion med aluminium eller kisel. Krom är ett livsviktigt spårämne som behövs för ämnesomsättningen, men för mycket krom är giftigt.

Bedömningsgrunder

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) kan metallhalter i ytsediment (0-1 cm, ackumulationsbotten, torrs substans (TS) <25 %, glödningsförlust >10 %) indelas i tillståndsklasser avseende kromhalter (mg/kg TS) enligt följande:

≤10	Mycket låga halter
10-20	Låga halter
20-100	Måttligt höga halter
100-500	Höga halter
>500	Mycket höga halter

I Naturvårdsverkets rapport "Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen" (Rapport 5799, tabell 8) anges följande gränsvärde (EP-GV_{sediment}) för krom:

Krom(III): 143-1426 mg/kg torrsvikt, där det lägre värdet avser sur miljö och det högre värdet neutral eller alkalisk miljö.

Till skillnad mot tillståndsklassningen enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) är detta värde effektbaserat och har räknats om från halter som förväntas ge effekter på vattenlevande organismer.

Nickel

Allmänt

Eftersom nickel är motståndskraftig mot oxidering används den bl.a. i mynt. Dess viktigaste användning är i legeringar. Nickel är magnetisk och ett av de fem ferromagnetiska grundämnena. Omkring 65 % av det nickel som konsumeras i västvärlden används för att framställa rostfritt stål. Ytterligare 12 % används i superlegeringar. Kvarstående 23 % av nickelkonsumtionen delas mellan stållegeringar, uppladdningsbara batterier, katalysatorer och andra kemikalier, myntning, gjuteriprodukter och ytbehandling. Nickel ingår i flera enzymer. För vissa växter är nickel nödvändigt. Studier på kycklingar och råttor tyder på att nickel är viktigt för leverns funktion. I hög koncentration är nickel giftigt för de flesta livsformer. Nickel kan även orsaka allergi.

Bedömningsgrunder

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) kan metallhalter i ytsediment (0-1 cm, ackumulationsbotten, torrs substans (TS) <25 %, glödgningsförlust >10 %) indelas i tillståndsklasser avseende nickelhalter (mg/kg TS) enligt följande:

≤5	Mycket låga halter
5-15	Låga halter
15-50	Måttligt höga halter
50-250	Höga halter
>250	Mycket höga halter

Zink

Allmänt

Korrosionsbeständiga zinkbeläggningar på stål är ett viktigt användningsområde för metallen. Andra användningsområden är i batterier och legeringar, som exempelvis mässing. Zinkblände, en zinksulfid, är den viktigaste zinkmalmen. Zinkproduktion innefattar rostning, lakning och slutligen pyrometallurgisk vinning eller elektrovinning. Zink är en vital mineral, nödvändig för allt liv. Enzymer med en zinkatom i sitt reaktiva centrum är vitt spridda inom biokemin, exempelvis alkoholdehydrogenas hos människan. Konsumtion av högre koncentrationer zink kan leda till ataxi, trötthet och kopparbrist. Zink kan återfinnas i alla celler, men har en särskilt hög koncentration i ögon, hud, hår, naglar, hjärna, hypofys, binjurar, könsorgan, sköldkörtel, lever och njurar. Fram till nu har man funnit mer än 70 enzymer som är beroende av zink, och nästan alla ämnesomsättningsprocesser är också det. Det samma gäller hormonproduktionen i hypofysen, sköldkörteln, könsorganen och bukspottskörteln. Det främjar nagel- och hårväxten, bildandet av ben och läkandet av sår (zinkpasta på munsår). Zink är dessutom en förutsättning för utnyttjandet av järn och bildandet av blod, normal funktion av

prostata och optimalt utnyttjande av A-vitamin. Zink är i mycket små halter nödvändigt för både växter och djur.

Bedömningsgrunder

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) kan metallhalter i ytsediment (0-1 cm, ackumulationsbotten, torrs substans (TS) <25 %, glödgningsförlust >10 %) indelas i tillståndsklasser avseende zinkhalter (mg/kg TS) enligt följande:

≤150	Mycket låga halter
150-300	Låga halter
300-1000	Måttligt höga halter
1000-5000	Höga halter
>5000	Mycket höga halter

I Naturvårdsverkets rapport "Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen" (Rapport 5799, tabell 8) anges gränsvärdet (EP-GV_{sediment}) 860 mg/kg torrsvikt för zink. Till skillnad mot tillståndsklassningen enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) är detta värde effektbaserat och har räknats om från halter som förväntas ge effekter på vattenlevande organismer.

Kvicksilver

Allmänt

I Sverige är problemet med förhöjda kvicksilverhalter i miljön, främst höga halter i insjöfisk, gammalt och välkänt. Trots nationella insatser är nedfallet av kvicksilver fortfarande stort över Sverige, ca 4,2 ton per år, p.g.a. långväga lufttransporter främst från Europa men även från andra delar av världen. De årliga svenska utsläppen till luft beräknas vara 0,7 ton.

Kvicksilver och dess föreningar, främst metylkvicksilver, har framförallt negativa effekter på nervsystemet och dess utveck-

ling, samt negativa effekter på hjärtskärssystemet, immunsystemet, reproduktionssystemet samt njurarna. Störningarna av nervsystemets utveckling och toxiciteten för det centrala nervsystemet är de känsligaste och mest väldokumenterade effekterna. Kvicksilver omvandlas till metylkvicksilver av naturliga processer och bioackumuleras i näringskedjan. Metylkvicksilver överförs till fostret, det passerar blod-hjärnbarriären och hämmar troligen även vid låga halter den mentala utvecklingen. Befolkningsgrupper som äter mycket fisk, skaldjur och marina däggdjur, är särskilt utsatta.

Kvicksilverhalterna i insjöfisk överskrider WHO/FAO:s gränsvärde på 0,5 mg kvicksilver /kg fisk i hälften av Sveriges sjöar (vilket motsvarar ca 50 000 sjöar), vilket gör att kvinnor som planerar att skaffa barn snart, gravida och ammande mödrar rekommenderas att inte äta viss insjöfisk och vissa havsfiskearter för att undvika effekter på foster och nyfödda. Den övriga befolkningen bör högst äta dessa fiskar en gång per vecka enligt Livsmedelsverket.

En minskning med 80 % av kvicksilverhalterna i nedfallet krävs för att på sikt nå halter på maximalt 0,5 mg kvicksilver/kg fisk. Det finns även indikationer på att fortplantningen hos fiskätande däggdjur och fågel påverkas av de höga halterna i fisk. Trots att nedfallet av kvicksilver har minskat de senaste årtiondena är det inte tillräckligt för att förhindra att metallen ackumuleras. Halterna ökar med ca 0,5 % årligen i skogsmarkens översta lager och är i södra Sverige redan över de nivåer som visat sig ge effekter på markbiologiska processer och organismer. Detta kvicksilver utgör även en källa till metylkvicksilver genom urlakning till vattensystem.

Bedömningsgrunder

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) kan metallhalter i ytsediment

(0-1 cm, ackumulationsbotten, torrsubstans (TS) <25 %, glödningsförlust >10 %) indelas i tillståndsklasser avseende kvicksilverhalter (mg/kg TS) enligt följande:

≤0,15	Mycket låga halter
0,15-0,30	Låga halter
0,30-1,0	Måttligt höga halter
1,0-5	Höga halter
>5	Mycket höga halter

Kadmium

Allmänt

Den största exponeringskällan för kadmium hos människa (den icke-rökande delen av befolkningen) är kosten. Kvinnor med låga järndepåer har generellt högre kadmiumbelastning, till följd av ett högre upptag av kadmium i magtarmkanalen, än män. Tusentals kvinnor i Sverige och långt fler i övriga Europa beräknas ha förhöjda kadmiumnivåer i njurarna.

Kadmium ansamlas framför allt i njurarna och det är också där som skador i första hand konstaterats. Vid ungefär samma exponeringsnivå då skador på njurar uppkommer har effekter på bentätheten observerats. Resultatet av senare tids forskning tyder på att effekter kan uppkomma vid lägre exponeringsnivåer (kadmiumbelastning) än vad som anges i tidigare riskbedömningar av kadmium.

Tillförseln av kadmium till åkermark främst via handelsgödsel och rötslam har minskat. Det sker dock fortfarande en genomsnittlig nettoökning av kadmiuminnehållet i åkermark. Den viktigaste åtgärden för att begränsa tillförseln till svensk åkermark är att begränsa nedfallet, vilket står för den övervägande delen av den totala kadmiumtillförseln.

Kadmiumhalten i den svenska skogsmarkens ytskikt ökade stadigt fram till mitten

av 1980-talet, till halter som var tre till fem gånger högre än uppskattade naturliga halter. På senare tid har det minskade nedfallet i kombination med en ökad markförsurning lett till att mer kadmium transporteras bort från de ytliga marklagren jämfört med vad som tillförs. Detta har inneburit att markens (mårlagrets) innehåll av kadmium börjat minska över stora delar av Sverige. Samtidigt har läckaget till vatten ökat. Inga storskaliga effekter (liknande de som orsakats av bly och kvicksilver på mikrobiologisk aktivitet) har kunnat påvisas som följd av kadmiumökningen i mark. Några effekter hos marklevande djur på grund av förhöjda kadmiumhalter har inte heller kunnat påvisas. Toxiciteten av kadmium i mycket mjuka vatten, typiska för nordiska förhållanden, skall undersökas ytterligare innan slutsatser för dessa vatten kan dras.

Bedömningsgrunder

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) kan metallhalter i ytsediment (0-1 cm, ackumulationsbotten, torrs substans (TS) <25 %, glödningsförlust >10 %) indelas i tillståndsklasser avseende kadmiumhalter (mg/kg TS) enligt följande:

≤0,8	Mycket låga halter
0,8-2	Låga halter
2-7	Måttligt höga halter
7-35	Höga halter
>35	Mycket höga halter

Bly

Allmänt

Exponering för bly kan ge skador på nervsystemet och medföra försämrade mental utveckling och intellektuell prestationsförmåga. Foster och små barn är speciellt känsliga. Andra effekter är högt blodtryck och ökad förekomst av hjärt- och kärlsjukdomar hos vuxna.

Sedan blyet i bensin ersattes med andra ämnen i början på 1990-talet har halterna av bly i blod hos barn minskat avsevärt, från 60 µg/l i slutet av 1970-talet till nuvarande ca 20 µg/l. Marginalen mellan uppmätta blyhalter i blod hos gravida och små barn och de nivåer där hälsoeffekter börjar uppträda är relativt liten, en faktor 2 till 5. En fortsatt övervakning av dessa grupper behövs därför.

Halter av bly i skogsmark i södra Sverige är i nivå med, eller högre än, de nivåer där effekter kan befaras. Det finns därför välgrundade misstankar om att bly redan idag ger negativa effekter i stora delar av svensk skogsmark. Detta kan innebära effekter på markorganismerna som lever i det översta markskiktet. De förhöjda koncentrationerna innebär också risker för att metallen ska tas upp av däggdjur och fåglar som lever i skogslandskapet. Halterna är generellt högre i södra än i norra Sverige, vilket pekar på långväga transport. Luftdepositionen har dock minskat till följd av utfasningen av bly i bensin och minskade emissioner från industriella processer samt vid utvinningen av bly. Inom begränsade geografiska områden kan användning eller upplag av metalliskt bly ge förhöjda blyhalter i marken och vegetationen.

Bedömningsgrunder

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) kan metallhalter i ytsediment (0-1 cm, ackumulationsbotten, torrs substans (TS) <25 %, glödningsförlust >10 %) indelas i tillståndsklasser avseende blyhalter (mg/kg TS) enligt följande:

≤50	Mycket låga halter
50-150	Låga halter
150-400	Måttligt höga halter
400-2000	Höga halter
>2000	Mycket höga halter

Silver

Allmänt

Silver är en metall som i jonform har miljöfarliga egenskaper och är akut giftig för vattenlevande organismer redan vid låga halter. Studier publicerade av Institutionen för tillämpad miljövetenskap (ITM) vid Stockholms universitet har visat att silver i miljön kan vara både biotillgängligt och bioackumulerande (anrikas i näringskedjan). Det finns farhågor om att en utbredd silveranvändning kan bidra till utveckling av resistenta bakterier. Därför bör utsläpp av silver till miljön så långt möjligt undvikas. Användningen av silver i fotografisk verksamhet har minskat betydligt i samband med övergången till digital teknik. Under senare år har silver istället börjat användas inom andra områden, bland annat sjukvårdsmaterial, textilier och vitvaror såsom kylskåp och tvättmaskiner. Anledningen är att silver i jonform har antibakteriella egenskaper. I vilken grad silver släpps ut och sprids i miljön varierar mellan olika användningsområden. Vissa tvättmaskiner har en funktion som avger silverjoner till tvättvattnet i antibakteriellt syfte, vilket kan ifrågasättas av miljöskäl. Funktionen bör i vart fall inte användas vid tvätt i temperaturer på 60 °C och högre, eftersom hög vattentemperatur i sig har en bakteriedödande effekt.

Bedömningsgrunder

Bedömningsgrunder för sediment saknas.

I en översiktlig kartläggning av silver i svensk miljö år 2007 uppmättes bakgrundshalter av silver mellan 2 och 5 mg/kg TS (IVL 2008) i opåverkade referenssjöar (Gårdsjön i Stenungsund och By-sjön i Årjäng).

Volfram

Allmänt

Volfram är ett mycket sällsynt grundämne. Halten av ämnet i jordskorpen är endast cirka 1 g/ton. Volfram förekommer inte i ren form i naturen. Den främsta gruppen av volframföreningar är volframaterna. Förutom volframaterna känner man även till några sulfider, en silikat och en oxyklorid, men dessa är väldigt sällsynta. Volfram används främst vid metallbearbetning och gruvdrift samt till byggnadsmaskiner. Oftast används då väldigt hårda volframkarbider som WC och W₂C. Det näst största användningsområdet är i lampor och andra elektriska tillämpningar. Eftersom volfram har den högsta smältpunkten av alla metaller används det i glödtrådar till glödlampor. Kalcium- och magnesiumvolframater kan också användas i lysrör.

Bedömningsgrunder

I Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för Förorenade områden (Rapport 4918) anges för wolfram i havssediment värdet 70 mg/kg TS som gränsen mellan ingen eller liten påverkan av punktkälla och trolig påverkan av punktkälla.

Bedömningsgrunder för sjösediment saknas.

Ytkoncentrering

Beroende på kompaktering (ihoptryckning), diffusion och olika syrehalter i sedimentskikten sker som regel en viss anrikning av metaller i ytsedimentet även vid opåverkade förhållanden. Metallerna är som regel till stor del bundna till organiskt material (humus). En del av metallerna kan också vara bundna till järnhydroxider. Vid

ytan är de stora, komplexa, organiska molekylerna utvecklade i hela sin yta, vilket ger många bindningsställen för metaller. Längre ned i sedimentet är det organiska materialet hoptryckt beroende på större tryck. Detta minskar ytan, varför förmågan att binda metaller blir mindre.

I de djupare sedimentskikten sker även en viss nedbrytning av organiskt material, vilket leder till frigörande av metaller. Samma process kan ge syrebrist i sedimentet, vilket gör att järnbundna och oxidbundna metaller kan frigöras. Metallerna diffunderar mot ytan där syrehalterna är högre och kan då anrikas genom utfällning av oxider/hydroxider eller bindning till organiska ämnen.

Som en tumregel kan skillnaden i metallhalt mellan ytliga och djupare sediment-skikt vara upp till en faktor två utan att någon skillnad i belastning förekommit.

Bioturbation

I de översta tio centimetrarna av sedimentet finns bottendjur som till viss del blandar om sedimentet, vilket kallas bioturbation. Detta innebär att föroreningar både kan föras upp mot ytan och transporteras ned till djupare delar av sedimentet.

Organiska miljögifter

Allmänt

Många organiska ämnen är byggstenar för allt liv och ingår i naturens ständiga kretslopp. Men det finns även vissa organiska föreningar, framförallt sådana som människan lärt sig att tillverka, som redan i låga halter utgör en risk för allt levande. Några av de allra giftigaste ämnen vi känner till

är organiska ämnen som på ett eller annat sätt har hamnat i miljön. Risken för skador på människor, djur och växtlighet beror av ämnets stabilitet, giftighet och förmåga att bioackumuleras.

Akut giftiga ämnen kan tillfälligt eller permanent slå ut livsfunktioner eller vävnader. Andra ämnen kan vara skadliga på längre sikt, trots att de tillförs i betydligt mindre mängder. Dessa kan påverka centrala livsfunktioner, något som senare kan leda till exempelvis tumörer, störningar på hormonsystem och reproduktion eller immunförsvar.

Stabila ämnen, som inte lätt bryts ned i naturen, har särskilt stora förutsättningar att agera som miljögifter. Det beror dels på att effekten på omgivningen kan bli långvarig, dels att ämnena hinner spridas över stora områden innan de bryts ned. Ämnen som stannar kvar i miljön under lång tid kallas persistenta (långlivade). Livslängden beror både på ämnets egenskaper och omgivande miljö. I havens bottensediment kan det ta hundratals år för en viss mängd dioxin att halveras, medan samma mängd dioxin i luftens atmosfär bryts ned på bara några dygn.

Risken att ett stabilt ämne åstadkommer skador ökar om det har förmåga att bioackumuleras, det vill säga kan lagras i vävnader hos växter eller djur. Att ett ämne är fettlösligt är vanligtvis ett tecken på att det kan bioackumuleras. Fettlösliga ämnen kan ansamlas i betydligt högre halter i fettvävnader än i omgivningen.

Flera ökända, organiska miljögifter hör till gruppen halogenerade aromatiska kolväten. Dessa är i många fall både mycket giftiga, fettlösliga och långlivade. Exempel på sådana ämnen är PCB, DDT och dioxiner.

Industriella utsläpp av många organiska miljögifter har minskat. Men det är inte tillräckligt. Kemikalier används även i en

rad olika produkter och dessa ämnen hamnar oavsiktligt i naturen så småningom.

Cancer, leverskador och beteendeförändringar är bara några exempel på skador som kan orsakas av organiska miljögifter. Andra ämnen, som uppmärksammats på senare år, påverkar hormonbalansen i kroppen.

Våra kunskaper om miljögifternas skadliga effekter bygger dock i stor utsträckning på studier av försöksdjur. Svenska forskare har visat att DDT, PCB och det bromerade flamskyddsmedlet PBDE orsakar hyperaktivitet hos de möss som utsatts för ämnena vid tidig ålder. Det är inte känt huruvida spädbarn är lika känsliga som möss, men det går inte att bortse från risken. Mot den bakgrunden är det oroande att halten av vissa typer av PBDE är oförändrad eller i vissa fall till och med fortfarande ökar i bröstmjölk.

Att urskilja vilka ämnen som ger upphov till skadliga effekter hos vilt levande djur eller hos människor är vanligtvis inte möjligt. Det beror främst på att människor och vilda djur utsätts för en komplex blandning av olika miljöföroreningar. Två eller flera ämnen kan samverka så att deras effekt förstärks eller försvagas. Det är därför möjligt att ämnena tillsammans ger en högre giftverkan, som inte ämnena var för sig kan orsaka. Detta gäller vissa bromerade flamskyddsmedel och PCB.

Mycket av de allmänna texterna under respektive ämne nedan har sitt ursprung i Kemikalieinspektionens hemsida (www.kemi.se).

Dioxin

Allmänt

Dioxiner och dibensofuraner är klorerade miljögifter som ibland sammanfattas som "dioxiner". De fullständiga namnen är polyklorerade dibenso-*p*-dioxiner (PCDD) respektive polyklorerade dibensofuraner (PCDF).

Dioxiner och dibensofuraner bildas vid förbränning av organiskt material tillsammans med material som innehåller klor, t.ex. PVC-plast. De har inga användningsområden, men kan bl.a. bildas som föroreningar vid tillverkning av andra klorerade, organiska ämnen samt vid sopförbränning. Antalet tänkbara ämnen som kan bildas är 210 och 17 av dem anses som speciellt giftiga. Den giftigaste är 2,3,7,8-tetraklordibenso-*p*-dioxin (TCDD).

PCDD och PCDF är lipofila, persistenta ämnen, d.v.s. de söker sig till fettrik vävnad och är motståndskraftiga mot nedbrytning. Därför anrikas de i näringskedjorna och människan exponeras väsentligen via födan, där framförallt fet fisk från förorenade vatten kan ha höga halter. Vissa kongener är särskilt benägna att anrikas. Sammantaget analyseras vanligtvis 17 olika toxiska PCDD- och PCDF-kongener.

Halterna av PCDD och PCDF i livsmedel har mätts i så kallade TCDD-ekvivalenter. Detta innebär att giftigheten hos de olika enskilda kongenerna sätts i relation till TCDD:s giftighet. Om en kongen är hälften så giftig som TCDD, får den en toxicitetsekvivalentfaktor (TEF) på 0,5. Genom att multiplicera koncentrationen för varje enskild kongen med dess TEF och därefter summera produkterna får man den totala halten av TCDD-ekvivaler (TEQ). Samtliga PCDD och PCDF verkar via samma mekanism, via den s.k. dioxin- eller Ah-receptorn, och ger upphov till samma effekter. Effekterna anses vara additiva och

den senaste översynen av TEF gjordes under 2006 i WHO:s regi.

Dioxiner och dibensofuraner har påvisats i stora delar av miljön, i fisk, däggdjur och bröstmjolk hos människa. Vissa av föreningarna kan också bildas naturligt i miljön, men de mängderna är mycket mindre än från industriella processer.

Mätningar av PCDD och PCDF i utsläppen påbörjades i Sverige i mitten på 1980-talet. Sedan dess har de totala utsläppen avsevärt reducerats. Naturvårdsverket drog dock 2005 slutsatsen att det finns motiv för ytterligare begränsningar av bildning och spridning av dioxiner. Halterna i fisk från Östersjön sjönk mellan 1970- och 80-talen, men nu tycks haltminskningen ha avstannat i vissa områden. Halterna i modersmjolk har dock fortsatt sjunka under perioden 1996-2004.

Dioxiner och dioxinlika PCB:er misstänks bland annat kunna påverka centrala nervsystemet (hjärnan), hormonnivåer, immunförsvaret och fortplantningen samt orsaka cancer vid höga exponeringar. EU har fastslagit ett tolerabelt dagligt intag (TDI) för dioxiner och dioxinlika PCB:er på 2 pg/kg kroppsvikt och dag.

Bedömningsgrunder

Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark (tabell på Naturvårdsverkets hemsida 2008-10-24) anger för dioxiner, furaner och dioxinliknande PCB:er 20 ng/kg torrsubstans för känslig markanvändning och 200 ng/kg för mindre känslig markanvändning.

Bakgrundshalten av dioxin i Östersjön varierar mellan 5-15 TCDD-ekv i ng/kg TS (muntlig uppgift, Kristofer Warman, 2007). Med bakgrundsvärden menas i detta fall halter i ytsediment som inte är påverkade av punktkälla.

I Naturvårdsverkets rapport "Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen" (Rapport 5799, tabell 7) anges gränsvärdet 0,9 ng TEQ_{fisk}/kg (GV_{sediment}) för summan av dioxiner, furaner och dioxinlika PCB:er. Detta värde är effektbaserat och avser toxiciteten för fisk.

Dioxinliknande PCB

Allmänt

Flera PCB-kongener (s.k. plana PCB:er) inducerar effekter som liknar de som orsakas av klorerade dioxiner och dibensofuraner. Toxiciteten av sådana PCB-kongener uttrycks som TCDD-ekvivalensfaktorer (TEF:s). TEF:s för dioxinliknande PCB:er har rekommenderats av WHO och reviderades 2006. Om sådana TEF:s tillämpas på fisk- och modersmjölksprover finner man att dioxinlika PCB:er ger ett stort bidrag till den totala mängden TCDD-ekvivalenter (TEQ).

Bedömningsgrunder

Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark (tabell på Naturvårdsverkets hemsida 2008-10-24) anger för dioxiner, furaner och dioxinliknande PCB:er 20 ng/kg torrsubstans för känslig markanvändning och 200 ng/kg för mindre känslig markanvändning.

I Naturvårdsverkets rapport "Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen" (Rapport 5799, tabell 7) anges gränsvärdet 0,9 ng TEQ_{fisk}/kg (GV_{sediment}) för summan av dioxiner, furaner och dioxinlika PCB:er. Detta värde är effektbaserat och avser toxiciteten för fisk.

PCB

Allmänt

Polyklorerade bifenyler (PCB) är ett samlingsnamn för ett antal likartade ämnen som innehåller olika mycket klor. En bifenyyl består kemiskt av två aromatiska ringar.

All nyanvändning av PCB förbjöds i Sverige 1978 och PCB har avvecklats successivt sedan dess, senast genom förordning SFS 2007:19. PCB är dock ännu ett globalt miljöproblem. PCB användes främst som isolering och smörjolja i kondensatorer samt i transformatorer, fogmassor, färg, självkopierande papper m.m. PCB finns även kvar i vår närmiljö, bland annat i vissa byggnader. Dessa ska vara sanerade från PCB-haltigt byggmaterial i fogar och golvmaterial senast år 2013.

PCB är stabilt och bioackumuleras i miljön. PCB är mycket giftigt för vattenlevande organismer och ger störningar i fortplantningsförmågan hos fisk och vattenlevande däggdjur, t.ex. sälar.

PCB har länge ingått i olika program för miljöövervakning och halterna har börjat sjunka i Östersjön sedan 1970-talet. Generellt sett har bestånden av olika arter börjat återhämta sig under 1980- och 1990-talen.

Bedömningsgrunder

För summa PCB-7 ($\mu\text{g/kg TS}$) i förorenade havssediment finns följande indelning för bedömning av påverkan från punktkälla i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för Förorenade områden (Rapport 4918):

Ingen eller liten påverkan	<15
Trolig påverkan	15-80
Stor påverkan	80-400
Mycket stor påverkan	>400

Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark (tabell på Naturvårdsverkets hemsida 2008-10-24) anger för PCB-7 8 $\mu\text{g/kg}$ torrsustans för känslig markanvändning och 200 $\mu\text{g/kg}$ för mindre känslig markanvändning.

I Naturvårdsverkets rapport "Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen" (Rapport 5799, tabell 7) anges gränsvärdet 30 $\mu\text{g/kg}$ torrsvikt ($\text{GV}_{\text{sediment}}$) för total-PCB (summan av alla 209 PCB-kongener). Detta värde är effektbaserat. I denna undersökning analyserades PCB-7, d.v.s. följande kongener: PCB-28, PCB-52, PCB-101, PCB-118, PCB-138, PCB-153 och PCB-180. Sammansättningen av de olika PCB-kongenerna antyder att de har sitt ursprung i Arochlor 1254. Detta innebär att halterna av PCB-7 multiplicerades med faktorn 3,5 för att erhålla total-PCB.

EOX

Allmänt

Analys av EOX (extraherbara halogenerade organiska ämnen) ger ett mått på den totala mängden av halogenerade, organiska ämnen, vilka huvudsakligen är produkter av mänsklig aktivitet.

Den helt dominerande källan till utsläpp av halogenerade (främst klorerade) organiska föreningar har varit skogsindustrin. Orsaken var att en betydande del av den producerade massan blektes med klorgas. I samband med blekningen bildades klorerade, organiska ämnen som sedan släpptes ut i sjöar och vattendrag.

Flera av dessa föreningar visade sig vara både bioackumulerande och toxiska, t.ex. olika klorfenoler och därmed besläktade ämnen. På grund av stor efterfrågan på klorfritt papper (konsumenttryck) har andra blekningsmetoder (väteperoxid,

ozon, klordioxid) tagit över, vilket radikalt minskat skogsindustrins utsläpp av klororganiska föreningar.

Bedömningsgrunder

I Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för Förorenade områden (Rapport 4918) finns följande indelning för bedömning av påverkan från punktkälla avseende EOX (mg Cl/kg torrsvikt) för förorenade sediment:

Ingen eller liten påverkan	<2
Trolig påverkan	2-10
Stor påverkan	10-50
Mycket stor påverkan	>50

Bromerade flamskyddsmedel

Allmänt

Bromerade flamskyddsmedel används för att minska brandrisken hos textilier och plastprodukter, bland annat i elektronisk utrustning och isoleringsmaterial.

Det finns cirka 70 olika bromerade flamskyddsmedel, som har väldigt skiftande kemiska egenskaper. Kunskapen om dem varierar. Det finns fem bromerade flamskyddsmedel, som historiskt sett har använts mest, som det finns mycket kunskap om. Det är pentabromdifenyleter, oktabromdifenyleter, dekabromdifenyleter, tetrabrombisfenol A och hexabromcyklodekan.

Penta-, okta- och dekabromdifenyleter tillhör samma kemiska grupp av ämnen, polybromerade difenyletrar och förkortas **PBDE**. Dessa har olika antal bromatomer i strukturen, pentaBDE har fem, okta har åtta och deka har tio bromatomer. Alla tre är svårnedbrytbara, persistenta ämnen medan bioackumuleringen och toxiciteten skiljer sig åt.

PentaBDE är klassificerad som miljöfarligt och hälsoskadligt. Det finns risk för allvarliga hälsoskador vid långvarig exponering genom hudkontakt och förtäring och ämnet kan skada barn under spädbarnsperioden. PentaBDE har visat sig förekomma i bröstmjölk. Dessutom är pentaBDE klassificerat som mycket giftigt för vattenlevande organismer och kan orsaka skadliga långtidseffekter i miljön.

OktaBDE är klassificerat som reproduktionsstörande och bedömd som persistent, bioackumulerande och toxiskt.

Riskbedömning av dekaBDE är i huvudsak klar inom EU:s existerande ämnesprogram. Utredningen visade att inga påtagliga hälso- eller miljörisker kan pekas ut, men några viktiga frågor kvarstår ändå som behöver besvaras innan riskbedömningen kan slutföras.

Penta- och oktaBDE över en viss halt är förbjudna i kemiska produkter och varor inom EU. Polybromerade bifenyler (PBB) och polybromerade difenyletrar (PBDE) inklusive dekaBDE är förbjudna att användas i elektriska och elektroniska produkter.

Bedömningsgrunder

Bedömningsgrunder för sediment saknas.

Bakgrundsnivån av PBDE i ytsediment (0-5 cm) i tio referenssjöar år 2002 (Kvernes 2003) var under rapporteringsgränsen (2 µg/kg TS för PBDE-209 och 1 µg/kg TS för övriga kongener). I Viskans avrinningsområde uppmättes PBDE-halter i storleksordningen 50-100 µg/kg TS i ytsediment (0-10 cm) vid provplatser som var påverkade av textilindustri år 1999 (Golder Grundteknik KB 2000).

Perfluoroktansulfonat (PFOS)

Allmänt

Perfluorerade alkylsulfonater (PFAS) innefattar bl.a. högfluorerade (perfluorerade) organiska syror. PFAS består av en mängd perfluoralkylerade substanser som bryts ned till mer persistenta perfluorkarboxylater, där slutprodukten PFOA är vanligast förekommande, och perfluoralkylerade sulfonater, där slutprodukten PFOS är dominerande i sediment och biologiska prover. Det finns flera hundra olika kemiska föreningar där PFOS ingår i strukturen.

Perfluorerade ämnen används för att utnyttja ämnernas förmåga att bilda släta, vatten-, fett- och smutsavvisande ytor. Vanliga produkter där perfluorerade ämnen kan ingå är impregnerat papper och textilier, rengöringsmedel (till exempel golvpols) och brandsläckningsskum. De finns även i produkter som används i verkstads- och elektronikindustrin.

PFOS är ett så kallat PBT-ämne (**P**ersistent, **B**ioackumulerande, **T**oxiskt). Det bryts inte ner i miljön, vare sig på kemisk eller biologisk väg. Det är kroniskt giftigt, reproduktionsstörande och giftigt för vattenlevande organismer. Den stabilitet som PFOS uppvisar är typisk för perfluorerade, organiska ämnen och beror av det kolskelett som molekylen är uppbyggd av. PFOS bedöms därför som persistent i miljön och det styrks av förekomster i miljön.

Man har funnit PFOS i t.ex. blodplasma hos fåglar (havsörn, albatross) och fisk. PFOS har också påträffats i höga halter i isbjörnar och säl i Arktis, men även i delfiner i Ganges och sköldpaddor i Mississippi. I Sverige har undersökningar av ägg från sillgrissla visat att PFOS har funnits i den svenska miljön sedan 1960-talet och att mängden har ökat sedan dess. Undersökningar av fisk (abborre, skrubbskädda och tånglake) visar att PFOS är spridd i re-

lativt låga halter i sjöar och längs kusten i hela Sverige.

Användningen av ämnen som kan brytas ned till PFOS har minskat under senare år, men har troligen till stor del ersatts med andra perfluorerade ämnen. En del av dessa, till exempel fluortelomerer, kan brytas ned till PFOA.

PFOA:s egenskaper är ännu inte fullt utredda, men utöver att det är svårnedbrytbart i naturen är det sannolikt reproduktionsstörande och kan vara cancerframkallande.

Regleringar av perfluorerade ämnen är på gång på flera håll i världen och utfasning av flera av dessa ämnen kan komma inom några år. Inom EU har man beslutat att begränsa användningen av PFOS.

Bedömningsgrunder

Bedömningsgrunder för sediment saknas.

Vid en screeningundersökning av läkemedel, PFAS och biocider år 2005 uppmättes PFOS-halter i ytsediment upp till 2 ng/g TS i referenssjöar och upp till 8 ng/g TS i Stockholms innerstad (IVL 2006).

Polycykliska aromatiska kolväten

Allmänt

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) är den största grupp av cancerogena ämnen som vi känner till idag. Gruppen PAH utgörs av flera hundra enskilda kemiska ämnen, över 500 olika PAH har t.ex. upptäckts i luftprover. PAH bildas när kol eller kolväten, t.ex. olika oljor upphettas utan att det samtidigt finns tillräckligt mycket syre för att ge en fullständig förbränning till koldioxid. Det kan ske i industriella processer, såsom vid krackning av petroleum,

eller i förbränningsmotorer i bilar. Huvuddelen av all PAH används inte som enskilda föreningar utan förekommer i olika blandningar, t.ex. i olika typer av kol- och oljeprodukter.

Bilavgaser, slitage av bildäck och slitage av vägmateriäl är de största källorna till PAH i luften i de större städerna. Småskalig vedeldning, kreosotimpregnerat virke, fabriker som tillverkar gummi och bensinstationer är andra källor till spridning av PAH. En stor del av föroreningarna som sprids i luften hamnar slutligen i vattenmiljön, där de kan uppsamlas i sedimenten. PAH bildas även naturligt i små mängder.

PAH består ur kemisk synpunkt av två eller flera kondenserade, aromatiska ringar. Bensen är det enklaste aromatiska kolvätaet. Den består av sex kolatomer i en ring med en väteatom på varje kolatom. Med kondenserad menas att de aromatiska ringarna har en sida gemensam. En viktig egenskap är att ringarna sitter i samma plan.

Mycket av den biologiska verkan av PAH är kopplad till den plana strukturen hos molekylerna och dess förmåga att påverka DNA i cellkärnan. De flesta organismer kan omvandla PAH. De nedbrytningsprodukter som då bildas kan många gånger vara farligare än ursprungssämnet. I djurförsök har många föreningar visat sig vara t.ex. cancerframkallande och kunna orsaka skador på arvsmassan. Föreningarna är också ofta klassificerade som cancerframkallande.

PAH är fettlösliga, oftast stabila och i en del fall bioackumulerande. Att föreningarna är stabila innebär att de är svårnedbrytbara och att de kan spridas långt i miljön innan nedbrytning sker.

I vattenmiljöer binds PAH framförallt till partiklar, som sedan transporteras till sediment där de kan bli mycket långlivade. Därför är vattenekosystem nära utsläppskällor mest utsatta. Många PAH-föreningar

ansamlas i ryggradslösa organismer i vattenmiljön och anrikas i näringskedjan. Till exempel har musslor dålig förmåga att bryta ner PAH, vilket leder till att föreningarna ansamlas i musslorna.

Förekomst av högaromatiska oljor, s.k. HA-oljor, i bildäck har uppmärksamats på senare tid eftersom det bidrar till spridningen av PAH i miljön. Återvunna bildäck används sedan för att tillverka gummigranulat som används som utfyllnad i konstgräsplaner. EU beslutade i juni 2005 att införa regler som begränsar halten av cancerframkallande PAH i utfyllnadsoljor (t.ex. HA-oljor) som används vid tillverkning av nya bildäck och av slitbanor till regummerade däck. Reglerna gäller för alla typer av däck och träder i kraft den 1 jan 2010.

Bedömningsgrunder

I Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för Förorenade områden (Rapport 4918) finns följande indelning för bedömning av påverkan från punktkälla avseende PAH (mg/kg TS) för förorenad mark:

Påverkan av punktkälla	Ingen/liten	Trolig	Stor	Mkt stor
Fenantren	<0,5	0,5-2,4	2,4-12	>12
Benso(a)antracen	<0,4	0,4-2	2-10	>10
Benso(a)pyren	<0,4	0,4-2	2-11	>11
Benso(g,h,i)perylene	<0,4	0,4-2	2-9	>9
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	<0,4	0,4-2	2-9	>9
Pyren	<0,6	0,6-3	3-16	>16
Krysen	<0,5	0,5-2,5	2,5-13	>13
Fluoranten	<1	1-5	5-24	>24
Benso(k)fluoranten	<0,4	0,4-2	2-9	>9
Benso(b)fluoranten	<0,7	0,7-3,5	3,5-18	>18
Summa PAH	<5	5-26	26-130	>130
Summa canc. PAH	<2,5	2,5-13	13-65	>65
Summa övriga PAH	<2,7	2,7-13	13-70	>70

Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark (tabell på Naturvårdsverkets hemsida 2008-10-24) anger följande gränser för PAH (summahalter) med olika molekylvikt (µg/kg TS):

	Känslig markanvändning	Mindre känslig markanvändning
PAH-låg*	3000	15000
PAH-medel**	3000	20000
PAH-hög***	1000	10000

* naftalen, acenaften, acenaftilen

** fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren

*** bens(a)antracen, chrysen, bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten, bens(a)pyren, dibens(a,h)antracen, benso(g,h,i)perylene, indeno(1,2,3-c,d)pyren

I Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för Kust och hav (Rapport 4914, tabell 30) finns följande indelning för tillståndsklassning av PAH-föreningar i sediment längs Sveriges kust ($\mu\text{g/kg}$ torrsvikt, 1 % organiskt kol). Gränsen mellan klass 2 och 3 motsvarar ungefärliga minimihalter i utsjösediment. Gränsen mellan klass 4 och 5 utgörs av 95-percentilen av insamlade data.

	Ingen halt	Låg halt	Medelhög halt	Hög halt	Mycket hög halt
Fenantren	0	0-10	10-30	30-100	>100
Antracen	0	0-2	2-8	8-30	>30
Fluoranten	0	0-20	20-80	80-270	>270
Pyren	0	0-12	12-50	50-200	>200
Bens(a)antracen	0	0-10	10-35	35-110	>110
Chrysen	0	0-13	13-50	50-180	>180
Bens(b)fluoranten	0	0-50	50-150	150-400	>400
Bens(k)fluoranten	0	0-20	20-50	50-160	>160
Bens(a)pyren	0	0-20	20-60	60-180	>180
Bens(ghi)perylene	0	0-30	30-100	100-350	>350
Indeno(cd)pyren	0	0-50	50-170	170-600	>600

I delområdet Norra Vätern gjordes normaliseringen genom division med TOC (% av TS). I delområdena stor-Vätern, Mariestadsfjärden och Åmålsviken gjordes normaliseringen genom division med totalkol (% av TS) eftersom TOC inte analyserades.

I Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för Kust och hav (Rapport 4914, tabell 28) anges följande effektbaserade gränsvärden för olika PAH-föreningar (mg/kg torrsvikt, 1 % organiskt kol):

	Effektgräns NOAA	Säkerhetsgräns OSPAR
Naftalen	340	0,04
Fenantren	225	0,09
Antracen	150	0,05
Fluoranten	600	0,1*
Pyren	350	0,15*
Bens(a)antracen	230	0,075*
Chrysen	400	0,1*
Bens(a)pyren	400	0,09*

* Värdena anses preliminära

Ftalater

Allmänt

Ur kemisk synpunkt är ftalater diestrar av orto-ftalsyra. Estrarna är uppbyggda av en syra som innehåller en aromatisk ring och en eller två alkoholer, t.ex. etanol eller butanol. Alkoholernas kolvätekedjor kan också vara ringformade kolväten eller aromatiska ringar. Ftalaternas fysikaliska och kemiska egenskaper beror på hur kolvätekedjorna ser ut. Genom att modifiera dem kan man få fram ftalater för olika användningsområden.

Ftalater används framförallt som mjukgörare i plast och gummi och innehållet av ftalater kan vara upp till 40 procent av den färdiga produkten. Särskilt uppmärksammat är användningen av DEHP (di(etylhexyl)ftalat) som mjukgörare i PVC-plast. Största mängderna av ftalater finns i produkter för golvbeläggning, tapeter, kabel, folie och vävplast. Ftalater kan också ingå som mjukgörare för bindemedel i olika slags färg och lim. I många importerade produkter såsom skosulor, plastslang och vissa textilier återfinns också ftalater.

Mjukgörare är inte fast bundna till PVC-polymeren och därför utsöndras ftalater från plastprodukter under hela deras livslängd. Denna diffusa spridning gör att ftalater hittas nästan överallt i miljön.

DEHP, dibutylftalat (DBP) och bensylbutylftalat (BBP) är klassificerade som giftiga och reproduktionsstörande, d.v.s. kan ge nedsatt fortplantningsförmåga och fosterskador. DBP är också klassificerad som miljöfarlig och mycket giftig för vattenlevande organismer. Riskbedömning inom EU:s program för existerande ämnen är avslutade för DEHP, diisononylftalat (DINP) och diisodecylftalat (DIDP).

Sverige har regler för ftalater, men dessa upphävdes den 16 januari 2007 i och med att nya EU gemensamma regler för de sex vanligaste ftalaterna trädde i kraft. De tre farligaste ftalaterna (DEHP, DBP och BBP) totalförbjuds i leksaker och barnavårdsartiklar. För de tre mindre farliga ämnena (DINP, DIDP och DNOP) gäller förbudet leksaker och barnavårdsartiklar som kan stoppas i munnen.

Bedömningsgrunder

Bedömningsgrunder för sediment saknas.

Vid en screeningundersökning av ftalater år 2006 (IVL 2007) var halterna av DEHP i ytsediment (0-2 cm) under rapporteringsgränsen (40 µg/kg TS) i referenssjöar (avspeglar bakgrundsvärden), <40-200 µg/kg TS utanför industrierna i Stenungsund (avspeglar påverkan från punktkällor) och 1200-2800 µg/kg TS i centrala Stockholm (avspeglar diffus påverkan).

Alkylfenoler

Allmänt

Generellt är alkylfenoler kemiska föreningar som består av en eller flera alkylkedjor bundna till en fenol. Fenol består av en aromatisk ring och en hydroxylgrupp. Alkylkedjan kan vara olika lång, t.ex. butyl, nonyl eller dodecyl, som har fyra, nio respektive tolv stycken kolatomer.

Alkylfenoler används för att framställa derivat, t.ex. alkylfenoletoxilat. Alkylfenoletoxilat framställs genom en kemisk reaktion mellan alkylfenol och oxiran. Alkylfenoletoxilater är ytaktiva ämnen som används som tensider i bl.a. rengöringsmedel.

Huvudparten av all producerad **nonylfenol** används för tillverkning av nonylfenoletoxilat. Användningen av nonylfenoletoxilat har dock minskat i Sverige under 1990-talet. Nonylfenol används också som katalysator vid härdning av epoxihartser. Dodecylfenol används för tillverkning av smörjoljetillsatser och för framställning av dodecyletoxilat.

Nonylfenoletoxilat bryts förhållandevis lätt ned i miljön och då bildas nonylfenol som nedbrytningsprodukt. Nonylfenol är svårnedbrytbart och bioackumuleras i miljön. Många alkylfenoler är giftiga för vattenlevande organismer och mest giftiga är de med en stor alkylkedja, d.v.s. oktyl-, nonyl- och dodecylfenol. Nonylfenol är klassificerat som mycket giftigt för vattenlevande organismer och kan orsaka skadliga långtidseffekter i miljön.

Nonylfenol har också visat sig ha östrogena effekter, bl.a. har feminisering av hanfiskar observerats. Det pågår också en riskbedömning inom EU (programmet för existerande ämnen) av oktylfenol. Data i riskbedömningen pekar på att även **oktylfenol** har samma egenskaper som nonylfenol, både vad gäller miljöfarlighet och östrogena effekter.

Nonylfenol och nonylfenoletoxilat är förbjudet i vissa användningsområden inom EU genom direktiv 2003/53/EG.

Tillsammans med vattendirektivet finns en lista över ämnen som ska prioriteras i arbetet med att uppnå god ytvattenstatus. Nonylfenol är ett av dessa ämnen.

Bedömningsgrunder

I Naturvårdsverkets rapport "Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen" (Rapport 5799, tabell 8) anges gränsvärdet (EP-GV_{sediment}) 0,2 NP-TEQ (mg/kg torrsvikt) för nonylfenoletoxilater. Nonylfenoletoxilat bryts förhållandevis lätt ned i miljön till nonylfenol. Nonylfenol är svårnedbrytbart och bioackumuleras i miljön. Under antagandet att merparten av de nonylfenoliska ämnena förelåg som nonylfenol beräknades den totala koncentrationen till 0,5 NP-TEQ (mg/kg torrsvikt). Eftersom samtliga analysresultat var under rapporteringsgränsen 1 mg/kg TS sattes dessa vid beräkningen till 0,5 mg/kg TS.

Tennorganiska föreningar

Allmänt

Tenn är en metall. Det finns fyra huvudgrupper av tennorganiska föreningar beroende på antal ingående organiska grupper: tetra-, tri-, di- och monoorganotennföreningar. Den organiska gruppen kan vara en alkylkedja eller en aromatisk ring. Vanliga alkylkedjor är butyl eller oktyl och en vanlig aromatisk ring är fenyl. Tri-, di- och monotennorganiska föreningar innehåller även fler kemiska grupper som kan vara oorganiska, t.ex. klorid eller organiska, t.ex. karboxylat.

Tetraorganiska tennföreningar används mest som råvara vid tillverkning av andra tennorganiska föreningar och förekommer inte i kemiska produkter.

Triorganiska tennföreningar fungerar som biocider och används i träskyddsmedel och båtbottnfärger samt som konserveringsmedel. De har allvarliga hälso- och miljöfarliga egenskaper. Användningen är starkt begränsad genom olika förbud.

Mono- och diorganiska tennföreningar används som stabilisatorer vid plasttillverkning. De kan också förekomma i tätningsmedel, lim, fogmassor och lacker, där de fungerar som katalysatorer i bindemedlet.

Hur giftiga de mono- och diorganiska tennföreningarna är beror på vilka alkylgrupper som ingår. Ett förslag till hälso- och miljöfarlighetsklassificering av dioktyl- och dibutyltennföreningar är under diskussion inom EU. Tillgängliga data tyder på att dibutyltennföreningar är mer giftiga än dioktyltennföreningar. Båda typerna av tennföreningar kan påverka immunsystemet vid upprepade exponering. Dibutyltennföreningar kan verka frätande eller irriterande på hud och ögon. Data tyder också på att dibutyltennföreningar kan ha reproduktionsstörande och mutagena effekter.

Det finns även data som talar för att mono- och dibutyltennföreningar samt dioktyltennföreningar kan klassificeras som miljöfarliga. Monooktyltennföreningar är inte lättnedbrytbara i miljön, men det saknas effektdata för att kunna göra en bedömning om de bör klassificeras som miljöfarliga.

Bedömningsgrunder

Svenska bedömningsgrunder för tributyltenn (TBT) i sediment saknas. Enligt en norsk bedömningsskala (Stiftelsen Sörlandets Teknologi 1997, Nordfeldt 2000) kan föroreningsgraden av TBT indelas enligt följande:

Föroreningsgrad	TBT, µg/kg TS
Ej förorenat	<1
Låg	1-5
Måttligt hög	5-20
Hög	20-100
Mycket hög	>100

I Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för Kust och hav (Rapport 4914, tabell 28) anges det effektbaserade gränsvärdet 0,02 µg/kg torrsvikt (1 % organiskt kol), vilket föreslagits av Oslo-Paris-

kommissionen (OSPAR 1996). Enligt Oslo-Paris-kommissionen (OSPAR 2000) är det högsta värdet för TBT där inga ekotoxikologiska effekter förekommer 0,005-0,05 µg/kg TS. Halter i dessa nivåer ligger under rapporteringsgränsen för den analysmetod som användes i denna undersökning.

Alifatiska och aromatiska kolväten

Allmänt

”Olja” är ett samlingsnamn för en blandning av kolväteföreningar, där kolkedjorna är raka (alifatiska) eller har ringstruktur (aromatiska).

Alifatiska kolväten består av alkaner, alkenar och alkyner. Alifater återfinns i bensin, diesel och eldningsolja. De är humantoxiska och kan påverka centrala nervsystemet. Aromatiska kolväten, eller arener, har fått sitt gemensamma namn eftersom många av dessa föreningar avger särpräglade dofter. Arener används som lösningsmedel och för framställning av plaster, färgämnen och läkemedel. Exempel på aromatiska kolväten är bensen, toluen, etylbensen och xylen. De framställs av petroleum eller uppstår vid gasframställning. De kan påverka centrala nervsystemet samt ge upphov till leukemi.

Bedömningsgrunder

Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark (tabell på Naturvårdsverkets hemsida 2008-10-24) anger följande gränser för olika fraktioner av alifatiska och aromatiska kolväten (mg/kg TS):

Kolvätefraktion	Känslig markanv.	Mindre känslig markanvändn.
Alifat >C5-C8	12	80
Alifat >C8-C10	20	120
Alifat >C10-C12	100	500
Alifat >C12-C16	100	500
Alifat >C5-C16	100	500
Alifat >C16-C35	100	1000
Aromat >C8-C10	10	50
Aromat >C10-C16	3	15
Aromat >C16-C35	10	30

Bedömningsgrunder för sediment saknas.

ALcontrol är Sveriges största laboratoriekedja för miljö- och livsmedelsanalyser med drygt 350 medarbetare och ca 220 msek i omsättning. Verksamheten bedrivs med 4 laboratorier, samtliga ackrediterade av SWEDAC.

ALcontrol Laboratories är Europas ledande analysföretag med högkvalificerade laboratorier i England, Irland, Holland, Frankrike och Sverige.

HÄR FINNS ALCONTROL I SVERIGE



ALcontrol AB

Box 307

651 07 KARLSTAD

Telefonnummer: 054-21 30 77

Besöksadress: Bromsgatan 4A

Hemsida: www.alcontrol.se

Rapporter i Vänerens vattenvårdsförbunds rapportserie

4. Väner 1996 - årsskrift från Vänerens vattenvårdsförbund. Vänerens vattenvårdsförbund, 1997. Rapport nr 4 1997.
5. Metaller och stabila organiska ämnen i Vänerfisk 1996/-97. L. Lindeström. Vänerens vattenvårdsförbund 1998. Rapport nr. 5.
6. Väner 1997 - årsskrift från Vänerens vattenvårdsförbund. Vänerens vattenvårdsförbund, 1998. Rapport nr 6.
7. Väner - årsskrift 1999 från Vänerens vattenvårdsförbund. Vänerens vattenvårdsförbund, 1999. Rapport nr 7.
8. Embryonal utveckling hos vitmärla i fyra sjöar – Väner, Vättern, Vågsfjärden och Rogsjön. B. Sundelin m.fl. Vänerens vattenvårdsförbund rapport nr 7, Vätternvårdsförbundet och Naturvårdsverket 1999.
9. Fågelskär i Väner 1999. E. Landgren & T. Landgren. Vänerens vattenvårdsförbund, 2000. Rapport nr 9.
10. Program för samordnad nationell miljöövervakning i Väner. A. Christensen. Vänerens vattenvårdsförbund, 2000. Rapport nr 10.
11. Väner – tema biologisk mångfald. Årsskrift 2000 från Vänerens vattenvårdsförbund. Vänerens vattenvårdsförbund, 2000. Rapport nr 11.
12. Övervakning av bottenfauna i Väner och dess vikar – ett tioårigt perspektiv. W. Goedkoop, SLU. Vänerens vattenvårdsförbund, 2000. Rapport nr 12.
13. Övervakning av fågelfaunan på Vänerens fågelskär – Metodutvärdering och förslag till framtida inventeringar. E. Landgren & T. Landgren. Vänerens vattenvårdsförbund, 2000. Rapport nr 13.
14. Alger som fastnar på fisknät i Väner, Vättern och Hjälmaren. R. Bengtsson. Vänerens vattenvårdsförbund, 2000. Rapport nr 14.
15. Vegetationsförändringar vid Vänerens stränder – Jämförelser av land- och vattenvegetationens utveckling från 1975 till 1999. L. Granath. Vänerens vattenvårdsförbund, 2001. Rapport nr 15.
16. Stråkvis inventering av Vänerens strandvegetation – Övervakningssystem för framtida kontroll av igenväxning och vegetationsförändringar. J. Lannek. Vänerens vattenvårdsförbund, 2001. Rapport nr 16.
17. Fågelskär i Väner 2000. E. Landgren & T. Landgren. Vänerens vattenvårdsförbund, 2001. Rapport nr 17.
18. Väner. Årsskrift 2001 från Vänerens vattenvårdsförbund. Vänerens vattenvårdsförbund, 2001. Rapport nr 18.
19. Bekämpningsmedelsrester i yt- och grundvatten i Vänerens avrinningsområde. A-B. Bilén. Vänerens vattenvårdsförbund Rapport nr 19 och SLU Miljöanalys, 2001.
20. Livet vid Väner, Vättern och Mälaren – en berättelse om natur och miljö. 16 sidor broschyr. Utgiven av Vänerens vattenvårdsförbund, Vätternvårdsförbundet, Mälarens vattenvårdsförbund, Naturvårdsverket och Fiskeriverket 2002.
21. Om laxar, sjöormar, galärskepp... i Väner. A. Christensen. Vänerens vattenvårdsförbund 2002. Rapport nr 21.
22. Väner. Årsskrift 2002 från Vänerens vattenvårdsförbund. Vänerens vattenvårdsförbund, 2002. Rapport nr 22.
23. Vegetationsförändringar i Väner steg två. Projektplan för att utreda orsaken till igenbuskningen av skär och stränder samt dynamik hos vattenvegetationen. J. Strand & S. Weisner. Vänerens vattenvårdsförbund, 2002. Rapport nr 23.
24. Vitmärlans reproduktion i Väner och Vättern 2002. B. Sundelin m.fl. Utgiven av Vänerens vattenvårdsförbund rapport nr 24, Vätternvårdsförbundet och Naturvårdsverket 2003.
25. Miljögifter i fisk 2001/2002. Ämnen enligt vattendirektivets lista i fisk från Väner och Vättern. T. Öberg. Utgiven av Vänerens vattenvårdsförbund rapport nr 25, Vätternvårdsförbundet och Naturvårdsverket 2003.
26. Paleolimnologisk undersökning i Väner och Vättern. I. Renberg m.fl. Utgiven av Vänerens vattenvårdsförbund rapport nr 26, Vätternvårdsförbundet och Naturvårdsverket 2003.
27. Väner. Årsskrift 2003 från Vänerens vattenvårdsförbund. Vänerens vattenvårdsförbund, 2003. Rapport nr 27.
28. Metodbeskrivning för inventering av kolonihäckande sjöfåglar i Väner. T. Landgren. Vänerens vattenvårdsförbund, 2004. Rapport nr 28.
29. Kväve och fosfor till Väner och Västerhavet - Transporter, retention och åtgärdsscenarier inom Göta älvs avrinningsområde. L. Sonesten, M. Wallin & H. Kvarnäs. Utgiven av Vänerens vattenvårdsförbund rapport nr 29, Länsstyrelsen i Västra Götalands län och Länsstyrelsen i Värmlands län. 2004.
30. Fågelskär i Väner 2001-2003. T. Landgren och E. Landgren. Vänerens vattenvårdsförbund, 2004. Rapport nr 30.
31. Förändringar av strandnära vegetation runt Väner – metodutveckling och analys. C. Finsberg och H. Paltto från Pro Natura. Vänerens vattenvårdsförbund, 2004. Rapport nr 31.
32. Inventering av bottenfaunan i tio litorala biotoper i Väner. J. Johansson, 2004. Examensarbete på Högskolan i Kristianstad. Vänerens vattenvårdsförbund, 2004. Rapport nr 32.
33. Väner. Årsskrift 2004 från Vänerens vattenvårdsförbund. Vänerens vattenvårdsförbund, 2004. Rapport nr 33.
34. Miljögifter i Väner – Vilka ämnen bör vi undersöka och varför? A. Palm m.fl. Utgiven av IVL rapport B1600 och Vänerens vattenvårdsförbund rapport nr 34. 2004.
35. Inventering av undervattensväxter i Väner 2003. M. Palmgren. Vänerens vattenvårdsförbund, 2005. Rapport nr 35.

36. Mål och åtgärder - Vattenvårdsplan för Vänern. Huvuddokument. Remissutgåva. A. Christensen. Vänerns vattenvårdsförbund, 2005. Rapport nr 36.
37. Hur mår Vänern? Vattenvårdsplan för Vänern. Bakgrundsdokument 1. Remissutgåva. A. Christensen m.fl. Vänerns vattenvårdsförbund, 2005. Rapport nr 37.
38. Vänern. Årsskrift 2005 från Vänerns vattenvårdsförbund. Vänerns vattenvårdsförbund, 2005. Rapport nr 38.
39. Mål och åtgärder - Vattenvårdsplan för Vänern. Huvuddokument. A. Christensen. Vänerns vattenvårdsförbund, 2006. Rapport nr 39.
40. Hur mår Vänern? Vattenvårdsplan för Vänern. Bakgrundsdokument 1. A. Christensen, J. Johansson, N. Lidholm. Vänerns vattenvårdsförbund, 2006. Rapport nr 40.
41. Submersa makrofyter och kransalger Vänern 2005 - Basinventering Natura 2000, miljöövervakning, översiktlig scanning av strandlinjer. A. Olsson, Melica. Vänerns vattenvårdsförbund, 2006. Rapport nr 41.
42. Vänern. Årsskrift 2006 från Vänerns vattenvårdsförbund. Vänerns vattenvårdsförbund, 2006. Rapport nr 42.
43. Vänern och människan. Vattenvårdsplan för Vänern. Bakgrundsdokument 3. A. Christensen, N. Lidholm, J. Johansson, Vänerns vattenvårdsförbund, 2007. Rapport nr 43.
44. Djur och växter i Vänern – Fakta om Vänern. Vattenvårdsplan för Vänern. Bakgrundsdokument 2. A. Christensen, N. Lidholm, J. Johansson, Vänerns vattenvårdsförbund, 2007. Rapport nr 44.
45. Bullermätningar i Vänerskärgråden vid Kållandsö och Hovden sommaren 2006. S. Peilot. Vänerns vattenvårdsförbund, 2007. Rapport nr 45, samt Länsstyrelsen i Västra Götalands län.
46. Åtgärdsidéer för några sandständer och strandängar i Götene, Lidköpings och Mariestads kommuner. S. Peilot. Vänerns vattenvårdsförbund, 2007. Rapport nr 46, samt Länsstyrelsen i Västra Götalands län.
47. Vänern. Årsskrift 2007 från Vänerns vattenvårdsförbund. Vänerns vattenvårdsförbund, 2007. Rapport nr 47.
48. Skötsel av fågelskär i Vänern – skötselobjekt och skötselråd för Götene, Lidköpings och Mariestads kommun. E. Landgren och T. Landgren, Thomas Landgren Naturalys. Vänerns vattenvårdsförbund, 2007. Rapport nr 48.
49. Vänern. Årsskrift 2008 från Vänerns vattenvårdsförbund. Vänerns vattenvårdsförbund, 2008. Rapport nr 49.
50. Gåsbete och vasstäthet i Vänervikar. E. Palm. Vänerns vattenvårdsförbund, 2009. Rapport nr 50.
51. Vänern. Årsskrift 2009 från Vänerns vattenvårdsförbund. Vänerns vattenvårdsförbund, 2009. Rapport nr 51.
52. Metaller och organiska miljögifter i Vänersediment 2008/2009. Alcontrol AB. Vänerns vattenvårdsförbund, 2009. Rapport nr 52.

Vänerns vattenvårdsförbund

Vänerns vattenvårdsförbund är en ideell förening med totalt 69 medlemmar varav 30 stödjande medlemmar. Medlemmar i förbundet är alla som använder, påverkar, har tillsyn eller i övrigt värnar om Vänern.

Förbundet ska verka för att Vänerns naturliga miljöförhållanden bevaras genom att:

- fungera som ett forum för miljöfrågor och information om Vänern och verka som ett vattenråd för Vänern
- genomföra undersökningar av Vänern
- sammanställa och utvärdera resultaten från miljöövervakningen
- formulera miljömål och föreslå åtgärder där det behövs. Vid behov initiera ytterligare undersökningar. Initiera projekt som ökar kunskapen om Vänern
- informera om Vänerns miljötilstånd och aktuella miljöfrågor
- ta fram lättillgänglig information om Vänern
- samverka med andra organisationer för att utbyta erfarenheter och effektivisera arbetet.

Medlemmar

Medlemmar är samtliga kommuner runt Vänern, industrier och andra företag med direktutsläpp till Vänern, organisationer inom sjöfart och vattenkraft, regionerna, intresseorganisationer för fiske, jordbruk, skogsbruk och fritidsbåtar, naturskyddsföreningar, andra vattenvårdsförbund och vattenförbund vid Vänern m.fl. Länsstyrelserna kring Vänern, Naturvårdsverket och Fiskeriverket deltar också i föreningsarbetet.

Mer information

Mer information om Vänern och Vänerns vattenvårdsförbund finns på förbundets webbplats: www.vanern.se. Förbundets kansli kan svara på frågor, tel 0501-60 53 85.