

Projekt Valdemarsviken

- Riskbedömning av krom- och kvicksilverförorenade områden från verksamheten vid f d Lundbergs läder -



Envipro Miljöteknik AB

Linköping och Göteborg

2006-10-10

Envipro Miljöteknik AB

Huvudkontor:

Repslagaregatan 19 Tel 013-357270
582 22 Linköping Fax 013-357271

Avd. kontor:

Magasinsgatan 22 Tel 031-3397740
411 18 Göteborg Fax 031-3397741

Avd. kontor:

Rehngatan 20 Tel 08-5466600
Box 19090 Fax 08-54666801
104 32 Stockholm

Org.nr. 556326-9314

Förord

Länsstyrelsen Östergötland har tillsammans med Valdemarsviks kommun från 2002 till 2006 genomfört en huvudstudie, enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual, för de områden som förorenats av verksamheten vid f d Lundbergs läder. Projektet har finansierats med bidragsmedel från Naturvårdsverkets anslag till Länsstyrelsen Östergötland.

Huvudstudien har genomförts etappvis med möjlighet att anpassa det fortsatta arbetet inför varje etapp utifrån vad som framkommit i tidigare etapper. Om den successivt förbättrade riskbedömningen visar på att föroreningarna inte utgör något problem har arbetet varit möjligt att avbrytas.

Arbetet har drivits av en styrgrupp bestående av Torvald Karlsson (ordförande), Hans Jonsson, Britt Olausson, Göran Karlsson och Thomas Örnberg från Valdemarsviks kommun samt Magnus Kviele och Markus Gustavsson från Länsstyrelsen Östergötland.

En projektgrupp under ledning av Magnus Kviele, Länsstyrelsen Östergötland har haft ansvarat för det löpande arbetet. I projektgruppen har också Markus Gustavsson (bitr. projektledare), Länsstyrelsen Östergötland, Carsten Petersen och Marie Magnusson, Valdemarsviks kommun, Henning Holmström (beställarstöd), SGU och Pär Elander (tekniskt stöd), Envipro Miljöteknik AB ingått. Valdemarsviks kommun har ansvarat för löpande provtagningar. För genomförande av utredningar har konsulter med särskilda specialistkompetenser handlats upp.

Föreliggande rapport avseende riskbedömningen för Valdemarsviken, utfyllnaden vid Grännäs och fabrikstomten har utarbetats av Henrik Eriksson, Envipro Miljöteknik AB med stöd av Pär Elander, Envipro Miljöteknik AB.

SAMMANFATTNING

Länsstyrelsen Östergötland har tillsammans med Valdemarsviks kommun från 2002 till 2006 genomfört en huvudstudie, enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual, för de områden som förorenats av verksamheten vid f d Lundbergs läder. Projektet har finansierats med bidragsmedel från Naturvårdsverkets anslag till Länsstyrelsen Östergötland.

Huvudstudien har utförts med syfte att utreda möjligheterna till att minska miljöbelastningen av tungmetaller från de områden som förorenats från verksamheten vid f d Lundbergs läder, dvs sediment och vatten i Valdemarsviken, utfyllnaden vid Grännäs samt fabrikstomten. Syftet med denna rapport är att utreda riskerna idag och i framtiden med dessa områden.

Källorna till föroreningarna i Valdemarsviken utgörs av fabrikstomten, utfyllnaden vid Grännäs samt sedimenten i viken. Fabrikstomten uppvisar generellt låga metallhalter. Förhöjda kromhalter har konstaterats, dock någon meter ner i marken samt under hårdgjorda ytor. Utfyllnaden vid Grännäs innehåller material från f d Lundbergs läder med höga kromhalter. Stabiliteten i utfyllnaden är inte tillfyllest och en risk för spontana skred föreligger. Fyllning har redan idag skredat/eroderats ut i viken.

De huvudsakliga föroreningselementen i Valdemarsvikens sediment utgörs av krom och kvicksilver. Halterna av krom är mycket höga och förhöjda kromhalter kan noteras så långt ut som utanför tröskeln. De högsta halterna av krom och kvicksilver återfinns generellt i hamnen, mellan hamnen och Grännäsfjärden samt i Grännäsfjärdens grundområden. Mäktigheten på de förorenade sedimenten uppgår generellt till cirka 1 m i hamnen, cirka 0,5 m från hamnen och ut förbi Grännäsfjärden.

Spridningen av framförallt krom från sedimenten är mycket stor. Beräkningar visar att uppskattningsvis 3,5 ton krom årligen frigörs från källområdena i Valdemarsviken. En trolig orsak till resuspensionen bedöms vara båtraffiken. Cirka hälften av det krom som frigörs återsedimenterar över källområdena medan resterande del (cirka 1,7 ton/år) sprids vidare utåt i Valdemarsviken samt ut till Östersjön. Spridningen från fabrikstomten har bedömts vara liten, cirka 1 kg krom/år. Från utfyllnaden vid Grännäs sker en spridning genom att fyllning eroderas/skredar ut i vattnet.

Den totala mängden krom i hela viken ligger enligt beräkningarna i storleksordningen 700-800 ton. Av dessa återfinns uppskattningsvis cirka 550-600 ton i det som betraktas som källområde och cirka 200-250 ton i recipientområdet. För kvicksilver är motsvarande siffror cirka 60 kg. Av dessa 60 kg återfinns cirka 35-40 kg inom källområdet. Mängderna kan jämföras med motsvarande för utfyllnaden och fabrikstomten. I utfyllnaden beräknas cirka 2 ton krom och 0,3 kg kvicksilver finnas upplagrat på land och för fabrikstomten uppgår motsvarande siffror till 9 ton krom respektive 40 kg kvicksilver.

Riskbedömningen visar att sedimenten i Valdemarsviken inte utgör någon human-toxikologisk risk. Detsamma gäller fabrikstomten. Däremot är sedimenten i viken toxiska för biota. Detta visas av genomförda toxicitetstester. Ett förhöjt upptag av krom i Östersjömusslor och blåmusslor har även konstaterats. Matfisk som fångats i området uppvisar förhöjda halter av kvicksilver. Vad gäller utfyllnaden vid Grännäs innebär den dåliga stabiliteten en risk. Detta gäller både en risk för ökad spridning av krom vid ett skred samt en direkt olycksrisk för människor.

Sammanfattningsvis bedöms problemet med de områden som förorenats av verksamheten vid f d Lundbergs läder vara:

- Höga kromhalter i sedimenten, vilka enligt undersökningarna är toxiska för biota. Upptag av krom har konstaterats redan idag, bland annat i blåmussla och Östersjömussla.
- Upptag av krom och kvicksilver i fisk. Höga kvicksilverhalter i matfisk har påvisats, vilka utgör humantoxikologiska risker.
- Den mycket stora spridningen av krom från källområdena till skyddsobjekten övriga Valdemarsviken och Östersjön. En orsak till spridningen bedöms vara båtraffiken.
- Den dåliga stabiliteten vid utfyllnaden vid Grännäs, vilken innebär en olycksrisk för människor samt risk för ökad spridning av föroreningar.

I framtiden bedöms följande problem (konsekvenser), i tillägg till dem som bedöms finnas idag, kunna bli aktuella:

- En ökad resuspension och spridning av partikelbundet krom från källområdena som en följd av ökad båttrafik i hamnen.
- Algbloomningens inverkan på syreförhållandena kan bidra till en ökad spridning av löst krom alternativt en ökad sedimentation av krom.
- En ökad spridning av krom vid enstaka tillfällen som en följd av skred vid Grännäsutfyllnaden.

Den högsta prioriteten anses vara att minska den mycket stora spridningen av krom från källområdena. Recipienten Valdemarsviken bedöms ha ett mycket högt skyddsvärde då den är ett mycket populärt fritidsområde sommartid, bland annat för båttrafik och bad. Viken är även mycket viktig för samhället Valdemarsvik, exempelvis vad gäller turismen. En riskreduktion anses både nödvändig och motiverad. Genom att åtgärda källområdena minskas även de ekotoxikologiska effekterna i sedimenten i dessa områden. Riskerna kommer fortsatt att kvarstå i de områden som inte åtgärdas men på sikt kommer den minskade spridningen ge att dessa områden återhämtas och därmed kan även de ekotoxikologiska riskerna reduceras.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	7
2	SYFTE	7
3	MASSBALANSER, PROCESSFÖRSTÅELSE OCH RISKBEDÖMNING – EN ÖVERSIKT	7
4	KÄLLTERMER – FÖRORENINGSKÄLLOR IDAG OCH I FRAMTIDEN	8
4.1	FABRIKSTOMTEN	9
4.2	UTFYLLNADEN VID GRÄNNÄS	10
4.3	VALDEMARSVIKENS SEDIMENT	11
4.3.1	<i>Halter och förekomstsätt</i>	11
4.3.2	<i>Krom och kvicksilver – gemensam källa?</i>	18
4.3.3	<i>Haltvariation på djupet</i>	18
4.3.4	<i>Föroreningsutbredning – i plan- och djupled</i>	22
4.3.5	<i>Föroreningsmängder</i>	26
4.4	FÖRORENINGARNAS FARLIGHET	28
4.5	LÄCKAGE FRÅN KÄLLORNA	29
4.5.1	<i>Diffusion</i>	30
4.5.2	<i>Resuspension</i>	32
4.5.3	<i>Resuspension – effekter av båttrafiken?</i>	33
4.5.4	<i>Skred från utfyllnaden vid Grännäs</i>	35
4.6	KÄLLBARRIÄRER	35
4.6.1	<i>Sedimentation</i>	35
4.6.2	<i>Sorption</i>	36
5	SPRIDNING AV FÖRORENINGAR - NUVARANDE OCH FRAMTIDA TRANSPORTVÄGAR	37
5.1	SPRIDNING FRÅN FABRIKSTOMTEN	37
5.2	SPRIDNING VIA YTVATTEN	37
5.2.1	<i>Spridning till Valdemarsviken</i>	37
5.2.2	<i>Resuspension - transport av sediment mellan olika delar av viken?</i>	39
5.2.3	<i>Partikelbunden eller löst transport av krom och kvicksilver i vattenpelaren</i>	45
5.2.4	<i>Spridning från Valdemarsviken till Östersjön</i>	48
5.3	TRANSPORTBARRIÄRER	48
5.4	FRAMTIDA TRANSPORTVÄGAR	49
6	SAMLAD MASSBALANS	49
7	SKYDDSOBJEKT	52
7.1	BESKRIVNING AV SKYDDSOBJEKT	52
7.2	EXPONERINGSVÄGAR – BERÄKNING AV PLATSSPECIFIKA REFERENSKONCENTRATIONER	53
7.2.1	<i>Människor</i>	54
7.2.2	<i>Miljö</i>	57
7.2.3	<i>Sammanställning av referenskoncentrationer</i>	61
8	KONSEKVENSER IDAG OCH I FRAMTIDEN	61
8.1	KONSEKVENSER IDAG	61
8.2	KONSEKVENSER I FRAMTIDEN	62
9	SAMLAD RISKBEDÖMNING	63
9.1	BEDÖMNING AV NUVARANDE HÄLSO- OCH MILJÖRISKER	63
9.2	RISKREDUKTION – NÖDVÄNDIG OCH MOTIVERAD	64



10 REFERENSER64

Bilaga 1. Djupkarta Valdemarsviken

1 INLEDNING

Länsstyrelsen Östergötland genomför tillsammans med Valdemarsviks kommun en huvudstudie av de områden som förorenats av f d Lundbergs läder. Arbetet med huvudstudien har genomförts mellan 2002 och 2006. Huvudstudien genomförs i enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual för efterbehandling av förorenade områden.

Garveriverksamheten vid Lundbergs läder startade 1873 och pågick fram till 1960. Vid fabriken fanns både ett kromgarveri och en kromläderverkstad. Från fabriken leddes processvatten ut orenat till Fifallaån som mynnar i Valdemarsviken. Detta har lett till att Valdemarsvikens sediment blivit kraftigt förorenade med framförallt krom. Föroreningarna har spridits utåt i viken, mot Östersjön, och påträffas idag ända utanför vid tröskeln vid Krogsmåla.

Huvudstudien har utförts med syfte att utreda möjligheterna till att minska miljöbelastningen av tungmetaller från de områden som förorenats från verksamheten vid f d Lundbergs läder, dvs sediment och vatten i Valdemarsviken, utfyllnaden vid Grännäs samt fabrikstomten.

2 SYFTE

Syftet med denna rapport är att utreda riskerna idag och i framtiden med de områden som förorenats av verksamheten vid f d Lundbergs läder, dvs sediment och vatten i Valdemarsviken, utfyllnaden vid Grännäs samt fabrikstomten. Genom att belysa de processer som inom dessa områden fås en systemförståelse, vilket ligger till grund för riskbedömningen. För att få en helhet krävs att hela processkedjan från källan till skyddsobjekten utreds och som grund för detta har en massbalans upprättats där massflödena mellan olika medier uppskattas. Fokus för massbalansen kommer att ligga på Valdemarsviken, men fabrikstomten och utfyllnaden vid Grännäs innefattas också.

De halter som finns i Valdemarsvikens sediment och vatten, fabrikstomten och utfyllnaden vid Grännäs bedöms utifrån platsspecifika referenskoncentrationer, relevanta jämförvärden och utförda biologiska undersökningar. Målet är att göra en helhetsbedömning av riskerna med de områden som förorenats av f d Lundbergs läder. Slutligen ska bedömningen av riskerna idag även användas för att bedöma vilken riskreduktion som krävs för att undvika skador på miljö och hälsa idag och i framtiden samt uppfylla uppsatta miljömål.

3 MASSBALANSER, PROCESSFÖRSTÅELSE OCH RISKBEDÖMNING – EN ÖVERSIKT

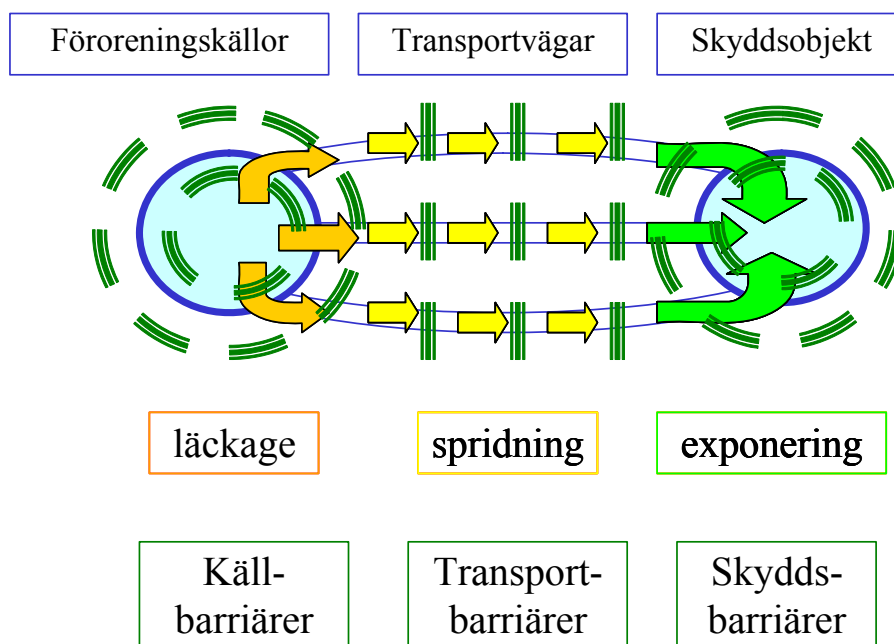
Den fördjupade riskbedömningen för Valdemarsviken har genomförts enligt den modell som sammanfattas i figur 1. Metoden har tidigare bland annat använts i Projekt Gladhammars gruvor (2005a) och Surte Glasbruk (Envipro Miljöteknik AB, 2006). Modellen följer Naturvårdsverkets MIFO-modell (Naturvårdsverket, 1999b) där hänsyn tas till olika föroreningar, mängder, spridningsrisker, skyddsvärden m.m. Den använda metoden är dock något mer precis i sin utformning jämfört med MIFO eftersom den syftar till en större processförståelse över hur föroreningarna omsätts i systemet d.v.s. en belysning av hela riskperspektivet. Modellen följer även den nya struktur för fördjupad riskbedömning som

föreskrivs i Naturvårdsverket senaste kvalitetsmanual för efterbehandling av förorenade områden (Naturvårdsverket, 2006).

Generellt kan sägas om modellen att den diskuterar hur källan till problemet beter sig. Vidare vilka element som kan utgöra problem och risker och vilka processer som styr och reglerar spridningen av dessa. Spridningen av föroreningar undersöks, exempelvis till vilka medier spridning sker i idag och i framtiden. Slutligen utreds vilka skyddsobjekt som finns och som är aktuella ur miljö- och hälsorisksynpunkt samt från en generell betraktelse. I varje steg identifieras också vilka naturliga barriärer som finns och som förhindrar spridningen och transporten samt exponeringen av föroreningarna. Barriärerna kan vara både av fysisk och kemisk karaktär. Informationen sammanställs sedan till en slutlig riskbedömning för det aktuella området.

För att förbättra riskbedömningen har även en massbalans för Valdemarsviken upprättats. I en massbalans kvantifieras de massflöden som sker mellan olika medier, exempelvis transport via ytvatten till recipienten eller diffusionen från sedimenten till vattenpelaren. Genom att massflödena kvantifieras så kan bland annat riskbedömningen vad gäller spridningen avsevärt förbättras. Ett viktigt mål för massbalansen är även att leverera ett underlag till åtgärdsutredningen. Genom att en uppfattning om massflödena erhålls kan åtgärder styras till de källor som utgör de största riskerna.

Riskbedömning vid spridning



Figur 1. Redovisning av generell modell för riskbedömning (Länsstyrelsen i Kalmar län, 2004).

4 KÄLLTERMER – FÖRORENINGSKÄLLOR IDAG OCH I FRAMTIDEN

Undersökningarna inom ramen för huvudstudien har visat att den huvudsakliga källtermen i Valdemarsviken är sedimenten. Två ytterligare källtermer som är kopplade till verksamheten vid f d Lundbergs läder finns dock, nämligen fabrikstomten och utfyllnaden vid Grännäs. En översiktskarta med dessa områden markerade redovisas i figur 2.



Figur 2. Karta som visar de områden som förorenats av verksamheten vid f d Lundbergs läder.

4.1 Fabrikstomten

Undersökningarna av fabrikstomten behandlas i en separat rapport (Tyréns, 2003). Sammanfattningsvis visar undersökningarna av marken på tomten att halterna av arsenik, bly, koppar, kvicksilver och zink är låga. Vad gäller krom har förhöjda halter påträffats, som högst mellan 300 och 930 mg/kg (jämför Naturvårdsverkets riktvärde för Mindre Känslig

Markanvändning på 250 mg/kg). De förhöjda halterna återfinns generellt någon meter under marken, överlagrat av hårdgjorda ytor eller byggnader. Även i grundvattnet konstateras att halterna av arsenik, bly, koppar, kvicksilver och zink är låga. I likhet med marken har förhöjda halter av krom påvisats. Sexvärt krom har inte påträffats, vare sig i mark eller i grundvatten.

Undersökningarna av organiska föroreningar visar inte på några förhöjda halter av klorerade kolväten, alifater eller pesticider.

En grov uppskattning av de upplagrade mängderna visar att cirka 9 ton krom och 40 kg kvicksilver finns i fyllnadsmassorna.

Sammanfattningsvis:

- Undersökningarna av fabrikstomten visar generellt på låga metallhalter undantaget krom.
- De förhöjda kromhalterna återfinns generellt någon meter under markytan.

4.2 Utfyllnaden vid Grännäs

Utfyllnaden vid Grännäs har tidigare undersökts av SGU (1997) och J & W Samhällsbyggnad (2002). Utfyllnaden är gräsbevuxen och delvis täckt med lerig- sandfyllning. Innehållet utgörs av bland annat rivningsrester (tegel m m) samt avfall från f d Lundbergs läder. Utfyllnadens utsträckning har uppskattats till som mest 90 m i längsled och 60 m i sidled. Volymen på land har uppskattats till cirka 1700 m³.

Förutom på land förekommer fyllning i Valdemarsviken. Fyllning har eroderats/spolats ut i viken. Uppskattningsvis återfinns cirka 1500- 2500 m³ ute i vattnet.

Fyllnadsmaterialet innehåller enligt SGU (1997) delvis höga kromhalter. Kromhalter upp till nästan 3400 mg/kg påvisades och medelhalten för krom uppgick till cirka 720 mg/kg. Den underlagrande leran är påverkad ned till cirka 0,5 m djup. Kviksilver-, zink- och kopparhalterna är inte speciellt anmärkningsvärda i fyllnadsmassorna. Grundvattnet i utfyllnaden innehåller höga krom-, zink- och kopparhalter. Halterna av kväve och EGOM (extraherbart gaskromatograferbart organiskt material) är höga i avfallet. PCB- och DDT-halterna ligger dock under detektionsgränserna i avfallet.

Stabiliteten i området och på utfyllnaden är inte tillfyllest. Undersökningar visar att skred kan uppstå spontant, exempelvis i samband med snabba vattenståndsförändringar. Risk finns att hela utfyllnaden kan skreda ut i Valdemarsviken.

Uppskattningsvis finns cirka 2 ton krom och 0,3 kg kvicksilver upplagrat i fyllnadsmassorna på land.

Sammanfattningsvis:

- Utfyllnaden vid Grännäs innehåller bland annat avfall från f d Lundbergs läder. Fyllning återfinns både på land och i vattnet.
- Undersökningar har visat att kromhalterna i fyllningen är höga.
- Stabiliteten i fyllningen är inte tillfyllest och risk finns för spontana skred.

4.3 Valdemarsvikens sediment

4.3.1 Halter och förekomstssätt

För att undersöka sedimentens innehåll har två prover, från hamnen och Grännäsfjärden, utsatts för så kallade screeninganalyser. I dessa analyser undersöks innehållet av metaller och organiska föreningar (bland annat alifater, PAH, klorfenoler och PCB). Resultaten redovisas i tabell 1.

Tabell 1. Resultat från screeninganalys av sediment från hamnen och Grännäsfjärden. < avser värden under rapporteringsgräns.

Parameter	Hamnen	Grännäsfjärden
[mg/kg TS]		
PCB 28	<0,0030	<0,0030
PCB 52	<0,0030	<0,0030
PCB 101	<0,0030	<0,0030
PCB 118	<0,0030	<0,0030
PCB 138	<0,0030	<0,0030
PCB 153	<0,0030	<0,0030
PCB 180	<0,0030	<0,0030
summa 7st PCB	<0,025	<0,025
o,p'-DDT	<0,010	<0,010
p,p'-DDT	<0,010	<0,010
o,p'-DDD	<0,010	<0,010
p,p'-DDD	<0,010	<0,010
o,p'-DDE	<0,010	<0,010
p,p'-DDE	<0,010	<0,010
aldrin	<0,010	<0,010
dieldrin	<0,010	<0,010
endrin	<0,010	<0,010
isodrin	<0,010	<0,010
telodrin	<0,010	<0,010
alfa-HCH	<0,010	<0,010
beta-HCH	<0,010	<0,010
lindan	<0,010	<0,010
heptaklor	<0,010	<0,010
cis-heptakloreoxid	<0,010	<0,010
trans-heptakloreoxid	<0,010	<0,010
alfa-endosulfan	<0,010	<0,010

Parameter	Hamnen	Grännäsfjärden	Parameter	Hamnen	Grännäsfjärden
[%]					
TS_105°C	35	33			
[mg/kg TS]			[mg/kg TS]		
fraktion >C10-C12	40	18	diklormetan	<0,80	<0,80
fraktion >C12-C16	120	19	1,2-diklorethan	<0,10	<0,10
fraktion >C16-C35	1800	550	1,2-diklorpropan	<0,10	<0,10

bensen	<0,020	<0,020	triklormetan	<0,030	<0,030
toluen	<0,10	<0,10	tetraklormetan	<0,010	<0,010
etylbenzen	<0,020	<0,020	1,1,1-trikloretan	<0,010	<0,010
summa xylen	<0,050	<0,050	1,1,2-trikloretan	<0,040	<0,040
summa TEX	<0,085	<0,085	trikloretan	<0,010	<0,010
styren	<0,040	<0,040	tetrakloretan	<0,020	<0,020
naftalen	<0,095	0,15	monoklorbensen	<0,010	<0,010
acenaftilen	<0,10	<0,10	diklorbensener	<0,10	<0,10
acenaften	<0,015	0,032	1,2,3-triklorbensen	<0,020	<0,020
fluoren	<0,015	<0,015	1,2,4-triklorbensen	<0,030	<0,030
fenantren	<0,050	<0,050	1,3,5-triklorbensen	<0,050	<0,050
antracen	<0,020	<0,020	1234-tetraklorbensen	<0,010	<0,010
fluoranten	<0,050	0,075	1245/1235-tetraklorbensen	<0,020	<0,020
pyren	<0,050	0,078	pentaklorbensen	<0,010	<0,010
^bens(a)antracen	<0,020	0,032	hexaklorbensen	<0,010	<0,010
^krysen	<0,037	0,04	2-monoklorfenol	<0,020	<0,020
^bens(b)fluoranten	<0,020	0,068	3-monoklorfenol	<0,020	<0,020
^bens(k)fluoranten	<0,0070	0,032	4-monoklorfenol	<0,020	<0,020
^bens(a)pyren	<0,010	0,04	2,3-diklorfenol	<0,020	<0,020
^dibens(ah)antracen	<0,010	0,011	2,4+2,5-diklorfenol	<0,040	<0,040
benso(ghi)perylen	<0,017	0,053	2,6-diklorfenol	<0,020	<0,020
^indeno(123cd)pyren	<0,034	0,05	3,4-diklorfenol	<0,020	<0,020
summa 16 EPA-PAH	<0,39	0,66	3,5-diklorfenol	<0,020	<0,020
^PAH cancerogena	<0,070	0,27	2,3,4-triklorfenol	<0,020	<0,020
PAH övriga	<0,32	0,39	2,3,5-triklorfenol	<0,020	<0,020
As	18	25	2,3,6-triklorfenol	<0,020	<0,020
Ba	88	93	2,4,5-triklorfenol	<0,020	<0,020
Cd	3,3	2,3	2,4,6-triklorfenol	<0,020	<0,020
Co	26	25	3,4,5-triklorfenol	<0,020	<0,020
Cr	10000	6800	2,3,4,5-tetraklorfenol	<0,020	<0,020
Cu	130	72	2,3,4,6-tetraklorfenol	<0,020	<0,020
Hg	1,1	0,5	2,3,5,6-tetraklorfenol	<0,020	<0,020
Mo	3	2,4	pentaklorfenol	0,07	<0,020
Ni	32	35			
Pb	140	87			
Sn	10	5,2			
V	48	53			
Zn	560	330			

Generellt utgörs föroreningsbilden framförallt av metaller och alifater i de båda proverna. Vad gäller metallerna är det främst krom och kvicksilver som kan noteras i förhöjda halter. För alifater är det främst den tyngsta fraktionen (C₁₆-C₃₅) som återfinns i förhöjda halter. PAH, klorbensener, klorfenoler, PCB och bekämpningsmedel ligger samtliga parametrar undantaget en under rapporteringsgräns. Enda värdet över rapporteringsgräns är pentaklorfenol i provet taget inne i hamnen.

Samma prover som ovan, dvs sediment från hamnen och från Grännäsfjärden har även analyserats avseende tennorganiska föreningar. Eftersom tennorganiska föreningar ingår som beståndsdel i båtbottnfärger så anses dessa viktiga att utreda i fallet Valdemarsviken eftersom omfattande båttrafik förekommer i området. Resultaten från analyserna redovisas i tabell 2.

Analyserna visar på halter av monobutyltenn, dibutyltenn, tributyltenn över rapporteringsgräns från båda proverna. Provet från hamnen uppvisar även halter av monofenyltenn och difenyltenn över rapporteringsgräns. Högst halt uppvisar tributyltenn, 140 µg/kg i hamnen och 38 µg/kg i Grännäsfjärden. Tributyltenn är en av de allra vanligaste tennorganiska föreningarna och sediment fungerar som en sänka för denna förening (Jansson, 2000). Sediment från hamnar och marinor kan således uppvisa mycket höga halter av denna förening. En svensk undersökning av sediment i Östersjön rapporterar halter av monobutyltenn på <10-53000, dibutyltenn <10-44500 och tributyltenn på <10-84000 µg/kg (Jansson, 2000). Halterna i Valdemarsviken ligger således i nederkant av samtliga dessa intervall.

Tabell 2. Resultat från analys av tennorganiska föreningar i sediment från hamnen och Grännäsfjärden. < avser värden under rapporteringsgräns.

Parameter	Hamnen	Grännäsfjärden
[%]		
TS_105°C	35,2	30,7
[µg/kg TS]		
monobutyltenn	42	29
dibutyltenn	38	16
tributyltenn	140	38
tetrabutyltenn	<1,0	<1,0
monooktyltenn	<1,0	<1,0
dioktyltenn	<1,0	<1,0
tricyklohexyltenn	<1,0	<1,0
monofenyltenn	15	<1,0
difenyltenn	7,8	<1,0
trifenyltenn	<1,0	<1,0

Metaller, och då främst krom och kvicksilver bedöms enligt screeninganalyserna och tidigare undersökningar vara de huvudsakliga problemelementen. Sedimenten i Valdemarsviken har därför provtagits och analyserats avseende metaller vid flera tillfällen inom ramen för huvudstudien. I detta avsnitt (tabell 3) redovisas medelvärden och standardavvikelse (uppdelat på tre nivåer) för samtliga prover som utsatts för totalhaltsanalys (Analyticas paket MG-1). Proverna har tagits inne från hamnen och ut till utanför tröskeln vid Krogsmåla.

Kisel, aluminium, järn och natrium är de vanligast förekommande elementen i sedimenten i Valdemarsviken. Halterna av dessa element är tämligen likartade i de olika nivåerna. Detta gäller även generellt för övriga huvudelement. Även medelvärdena för glödrest och LOI är tämligen likartade på de olika nivåerna.

Medelvärdena för svavel varierar mellan 11 000 och 14 000 mg/kg. De högsta enskilda mätningarna uppgår till knappt 20 000 mg/kg. Dessa återfinns i prover tagna i Grännäsfjärden samt i djuphålan utanför Eriksberg. Vid Eriksberg återfinns de högsta svavelhalterna i de djupaste provtagna nivåerna, 35-50 cm under sedimentytan. I Grännäsfjärden uppvisar sedimenten mellan 8 och 20 cm de högsta svavelhalterna.

Tabell 3. Totalhaltsanalyser av sediment från Valdemarsviken indelat efter nivåer, 0-10 cm, 10-20 cm och 20-50 cm. Om antalet mätningar av en parameter avviker från antal prover anges detta genom att en upphöjd siffra motsvarar antalet mätningar för den aktuella parametern. < avser att samtliga värden ligger under rapporteringsgräns.

Element	0-10 cm		10-20 cm		20-50 cm	
	Medel	Std. Av.	Medel	Std. Av.	Medel	Std. Av.
	[18 prover]		[6 prover]		[18 prover]	
TS	37,6	28,1	25,6	5,79	32,3	8,84
[% av TS]						
Glödrest	88,6 ¹⁵	2,28	89,0	1,96	91,1	2,57
[% TS]						
LOI	14,0	3,64	14,1	2,71	11,6	3,31
SiO ₂	52,1	7,06	50,8	4,41	54,0	6,22
Al ₂ O ₃	13,8	1,17	15,0	1,60	15,3	1,62
CaO	1,32	0,319	1,19	0,161	1,23	0,247
Fe ₂ O ₃	6,41	2,50	6,07	1,21	6,01	1,13
K ₂ O	3,342	0,232	3,57	0,330	3,72	0,330
MgO	2,33	0,307	2,52	0,210	2,50	0,370
MnO	0,0652	0,0258	0,0614	0,00982	0,0633	0,0108
Na ₂ O	2,61	0,265	2,50	0,215	2,36	0,118
P ₂ O ₅	0,342	0,0612	0,348	0,0800	0,277	0,0675
TiO ₂	0,570	0,0667	0,625	0,0674	0,638	0,0823
[mg/kg TS]						
As	15,6	7,80	21,7	11,9	17,1	13,7
Ba	474	17,0	491	19,9	510	20,8
Be	3,25	0,482	3,59	0,364	3,52	0,416
Cd	1,14	0,677	1,36	1,01	0,531	0,533
Co	13,6	4,52	13,3	2,70	13,5	2,87
Cr	2430	1730	3070	2750	1100	1730
Cu	58,7	21,6	60,0	20,1	42,9	13,3
Hg	0,370	0,282	0,335	0,245	0,171 ¹⁶	0,120
La	55,1	7,30	59,3	5,54	56,1	7,09
Mo	8,15 ¹	-	<6 ⁰	-	<6 ⁰	-
Nb	11,0	1,80	13,2 ⁵	3,90	14,3	3,59
Ni	34,2	13,3	32,6	5,53	29,9	6,42
Pb	56,8	25,6	62,7	24,9	40,3	21,0
S	12860	4670	13400	4400	11100	6450
Sc	12,7	1,49	13,9	2,06	14,6	2,60
Sn	<20 ⁰	-	<20 ⁰	-	<20 ⁰	-
Sr	153	9,32	157	24,3	143	15,8
V	94,2	20,3	102	13,8	101	16,5
W	<60 ⁰	-	<60 ⁰	-	<60 ⁰	-
Y	34,3	3,09	36,3	1,89	34,8	2,12
Zn	206	71,6	215	59,9	151	50,4
Zr	168	54,8	153	33,6	178	54,3

Tidigare undersökningar har visat att de tungmetaller och spårelement som främst förekommer i Valdemarsvikens sediment är krom, kvicksilver, koppar, bly och zink (DNV, 2003). Av dessa är det framförallt halterna av krom och kvicksilver som är höga. De tidigare resultaten stämmer mycket väl med resultaten i tabell 1. Kromhalterna är mycket hög i Valdemarsvikens sediment. Medelvärdet varierar från cirka 1000 mg/kg i de djupaste nivåerna upp till drygt 3000 mg/kg i de ytligare sedimenten. Dessa halter klassas som mycket höga enligt Naturvårdsverket (1999a). De högsta kromhalterna uppgår till cirka 7000 mg/kg. Dessa återfinns på nivån 15-20 cm i Grännäsfjärden. Längre ut i viken, vid Eriksberg är kromhalterna generellt något lägre. De högsta halterna uppgår till cirka 4200 mg/kg och återfinns i ytligare lager jämfört med i Grännäsfjärden.

Utanför tröskeln är kromhalten lägre jämfört med de inre punkterna, cirka 180 mg/kg TS. Halten klassas ändå som hög och förhöjda kromhalter även utanför tröskeln kan således konstateras, även om de är betydligt lägre än exempelvis inne i hamnen och i Grännäsfjärden.

De uppmätta kromhalterna i de redovisade sedimentproverna ligger i samma storleksordning som tidigare undersökningar. De högsta halterna av krom har även tidigare uppmätts på djupare nivåer i sedimenten, företrädesvis skiktet 10-20 cm.

Krom föreligger främst i trevärd form (Cr(III)) i sedimenten i Valdemarsviken (DNV, 2003). Halter av sexvärdigt krom (Cr(VI)) kunde inte påvisas över detektionsgräns i någon av de undersökta punkterna.

Halterna av kvicksilver i sedimenten uppgår, som medelvärde till cirka 0,3-0,4 mg/kg ner till 20 cm. I de djupaste nivåerna är medelvärdet något lägre, knappt 0,2 mg/kg. Den högsta enskilda halten av kvicksilver uppgår till cirka 1,3 mg/kg. Halten återfinns i provet taget i Grännäsfjärden på nivån 8- 10 cm. Detta stämmer väl med tidigare undersökning (DNV, 2003), som redovisar kvicksilverhalter upp mot 2 mg/kg på nivån 7- 10 cm inne i hamnen. De lägsta kvicksilverhalterna återfinns generellt i de yttre delarna av viken. Halten i ytsedimenten utanför tröskeln uppgår till cirka 0,05 mg/kg.

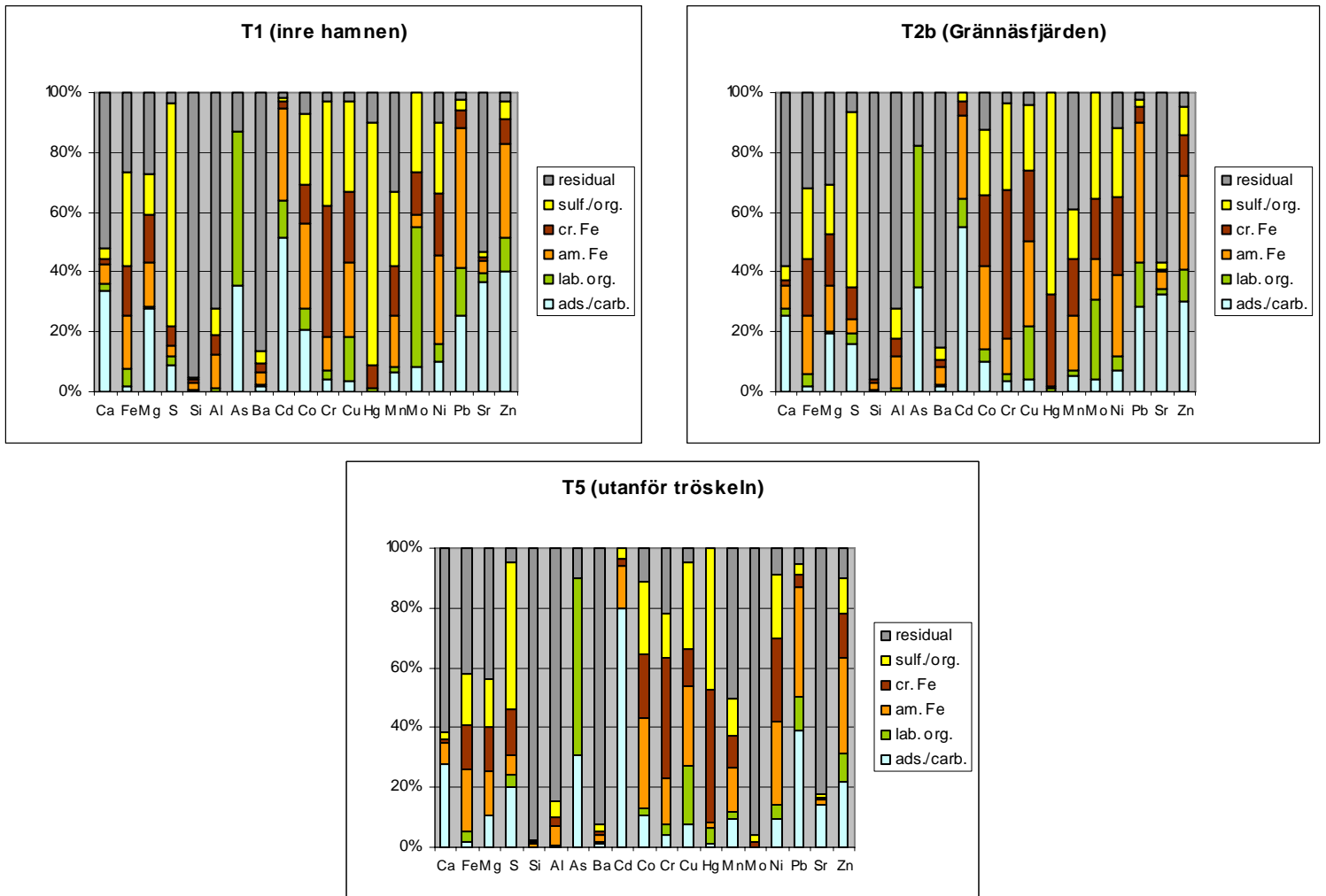
Andelen metylkvicksilver i sedimenten anges i DNV (2003) generellt till < 1 %. Som mest förekommer en andel på cirka 2 % av totala kvicksilverinnehållet. Som jämförelse kan metyleringsgraden i Marnästjärn, Ludvika anges, 0,2-0,6 %. Metyleringsgraden i Valdemarsvikens sediment ligger således i nivå med Marnästjärn. På haltbasis är dock halterna i Valdemarsviken klart lägre. Som mest anges en metylkvicksilverhalt på knappt 6 µg/kg, vilket kan jämföras med 70- 80 µg/kg i Marnästjärn.

Halterna av koppar, bly och zink klassas utifrån denna undersökning som låga till måttliga. Halterna ligger i paritet med tidigare undersökningar. Tidigare slutsatser att de huvudsakliga problemelementen utgörs av krom och kvicksilver stämmer således bra med dessa prover.

Medelhalterna av arsenik i sedimenten bedöms som måttliga enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Tidigare utredning (DNV, 2003) anger att halterna av arsenik i ytsedimenten är låga till måttliga. I enstaka prover på djupare nivåer har dock arsenikhalter som klassas som höga (>30 mg/kg) påträffats, både i föreliggande undersökning och i tidigare utredning (DNV, 2003). De högsta halterna av arsenik i sedimenten uppgår till 80 mg/kg.

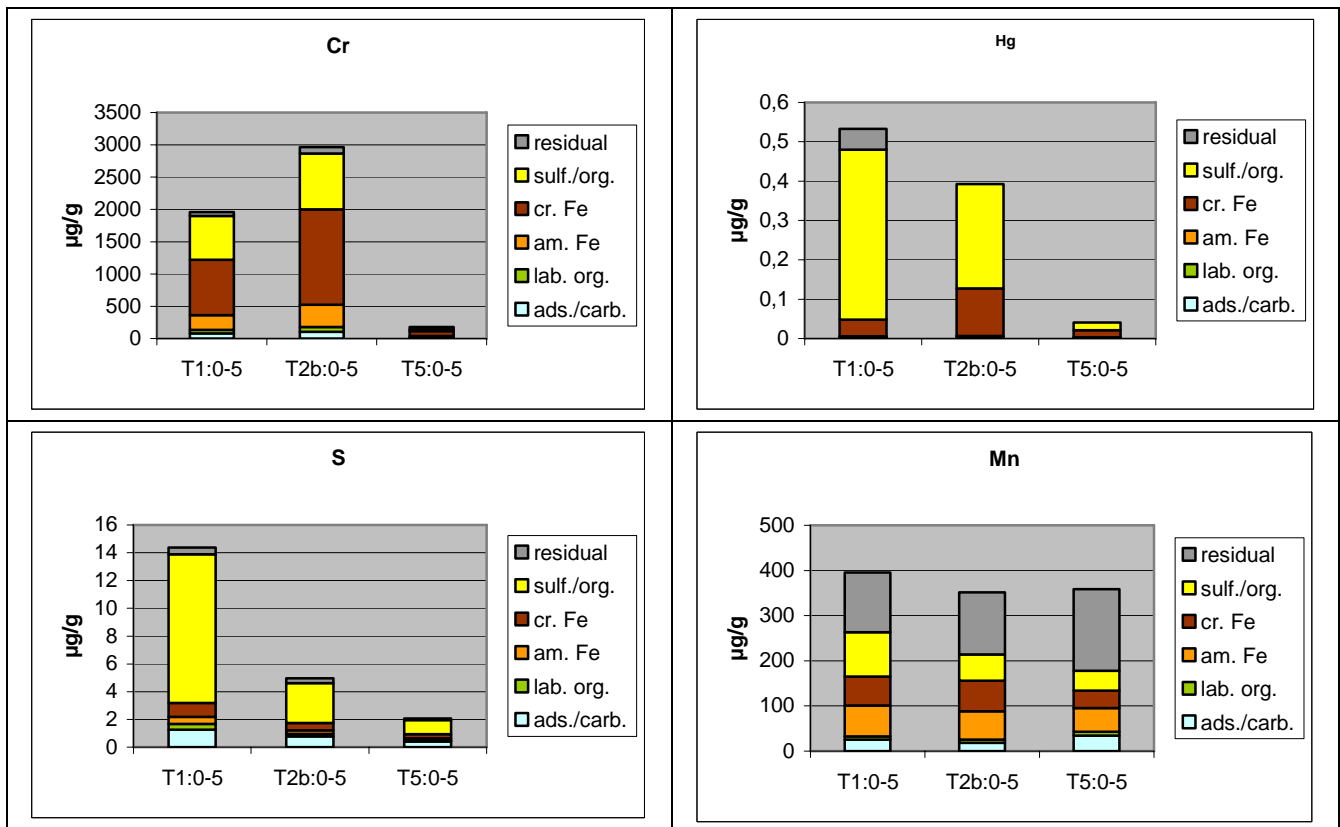
För att utreda i vilka faser metallerna sitter bundna i sedimenten har tre prover på ytsediment (0-5 cm) från tre lokaler i Valdemarsviken utsatts för sekventiella lakningar. Dessa lakförsök utförs i fem steg (se även Hall *et al.*, 1996) och efter varje steg tas lakvatten ut. Lokalerna återfinns inne i hamnen (T1), i Grännäsfjärden (T2b) och utanför tröskeln (T5).

I figur 3 redovisas resultaten från de sekventiella lakningarna för samtliga prover. Varje stapel anger andelarna av ett element som är bundet till de olika faserna. Faserna för de individuella elementen krom, kvicksilver, mangan och svavel för respektive prov visas även i figur 4.



Figur 3. Andelen bundna element i olika faser i ytsedimenten i Valdemarsviken. De olika proverna är tagna inne i hamnen (T1), utanför Grännäs (T2b) och utanför tröskeln (T5). ads/carb=adsorberat/karbonatbundet, lab.org.= labila organiska föreningar (humus, fulvosyror), am. Fe=amorfa järn- och manganhydroxider, cr. Fe=kristallina järnoxidhydroxider, sulf./org.=sulfider/stabila organiska föreningar, residual=kvarvarande material efter lakningen (mestadels silikater).

Resultaten visar att elementen generellt är relativt lika mellan de olika punkterna. Järn förekommer till största del bundet i sulfider i T1 medan residualfasen (det som återstår efter alla lakstegen genomförts) dominerar för T2b och T5. För samtliga punkter förekommer järn även till relativ stor del som amorfa och kristallina järnoxider/hydroxider. Svavel förekommer främst i sulfidform i samtliga punkter. Andelen är som störst för punkten T1, cirka 74 %. För T2b och T5 uppgår andelen svavel i sulfidform till 50-60 %. Att ytsedimenten i T1 uppvisar en hög andel svavel bundet i sulfider stämmer överens med intrycken vid provtagningen. Ytsedimenten var där svarta och lösbruna med tydliga indikationer på reducerande förhållanden i form av en stark vätesulfid-lukt (H_2S). Mangan uppvisar en likartad fördelning mellan faserna för de tre punkterna. Elementet föreligger främst i residualfasen. I den innersta punkten (T1) föreligger cirka 25 % av manganet tillsammans med sulfider. För övriga punkter är denna andel mindre.



Figur 4. Fördelningen mellan olika faser för krom (Cr), kvicksilver (Hg), svavel (S) och mangan (Mn) i Valdemarsvikens ytsediment. De olika proverna är tagna inne i hamnen (T1), utanför Grännäs (T2b) och utanför tröskeln (T5). ads/carb=adsorberat/karbonatbundet, lab.org.= labila organiska föreningar (humus, fulvosyror), am. Fe=amorfa järn- och manganhydroxider, cr. Fe=kristallina järnoxidhydroxider, sulf./org.=sulfider/stabila organiska föreningar, residual=kvarvarande material efter lakningen (mestadels silikater).

Krom föreligger främst bundet till kristallina järnoxider/hydroxider. Cirka 10- 15 % av krominnehållet återfinns bundet till amorfa järnhydroxider/oxider. Detta ger att betydande mängder krom kan frigöras, exempelvis vid långa perioder av syrefria förhållanden, exempelvis i samband med omfattande algblooming. Amorfa järnhydroxider/oxider är stabila så länge syre finns tillgängligt. När förhållandena blir anoxiska kan dessa lösas upp och en frisättning av bundna element ske. I T5 är andelen krom i residualfasen betydligt högre jämfört med T1 och T2b, drygt 20 % jämfört med 3-4 %. Andelen krom som föreligger i de mest lättlakade faserna (adsorberat/karbonater och labila organiska föreningar) uppgår till cirka 5-8 %. Högst andel uppvisar den yttersta punkten.

Kviksilver förekommer generellt till största del bundet till sulfider och till kristallina järnoxider/hydroxider, cirka 90-99 %. Fördelningen mellan dessa två faser varierar något mellan punkterna. Den innersta punkten (T1) uppvisar en större andel sulfidbundet, drygt 80 %. Andelen sulfidbundet sjunker sedan i de följande punkterna samtidigt som andelen bundet till kristallina järnoxider/hydroxider ökar. Andelen kvicksilver som är bundet i lättlakade och mer tillgängliga faser uppgår till cirka 1 % för T1 och T2b och knappt 10 % för T5.

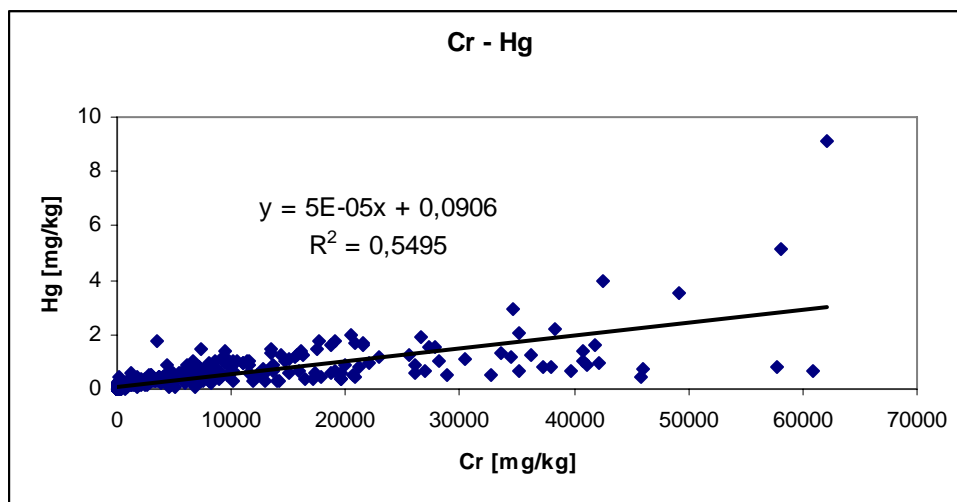
Sammanfattningsvis:

- Analyserna av sediment visar att de huvudsakliga problemelementen i sedimenten är krom och kvicksilver.
- Sekventiella lakningar visar att krom främst förekommer bundet till järnhydroxider/oxider. Betydande mängder bedöms kunna frigöras vid längre perioder av syrefria förhållanden.

4.3.2 Krom och kvicksilver – gemensam källa?

DNV (2003) anger att krom och kvicksilver sannolikt härrör från samma källa, dvs f d Lundbergs läder. Detta styrks av att en god korrelation (0,9) mellan halterna av krom och kvicksilver erhållits. Motsvarande undersökning med samtliga prover tagna vid sedimentkarteringen redovisas i figur 5.

Korrelationen är inte lika bra i denna undersökning som motsvarande i DNV (2003). Fortsatt bedöms det dock som troligt att krom och kvicksilver härrör från samma källa. De flesta punkter i figuren nedan ligger relativt väl samlade kring trendlinjen och endast ett mindre antal uteliggare kan noteras.



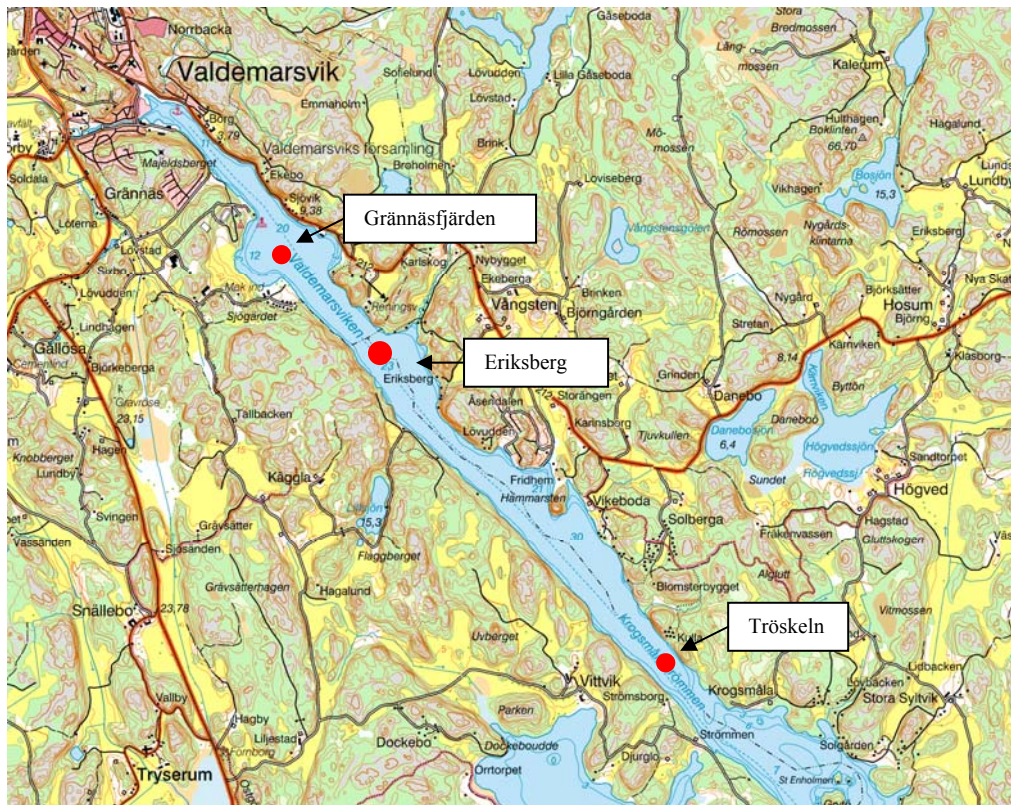
Figur 5: Sambandet mellan halterna av krom och kvicksilver i sedimenten i Valdemarsviken.

Sammanfattningsvis:

- Krom och kvicksilver bedöms härröra från samma källa.

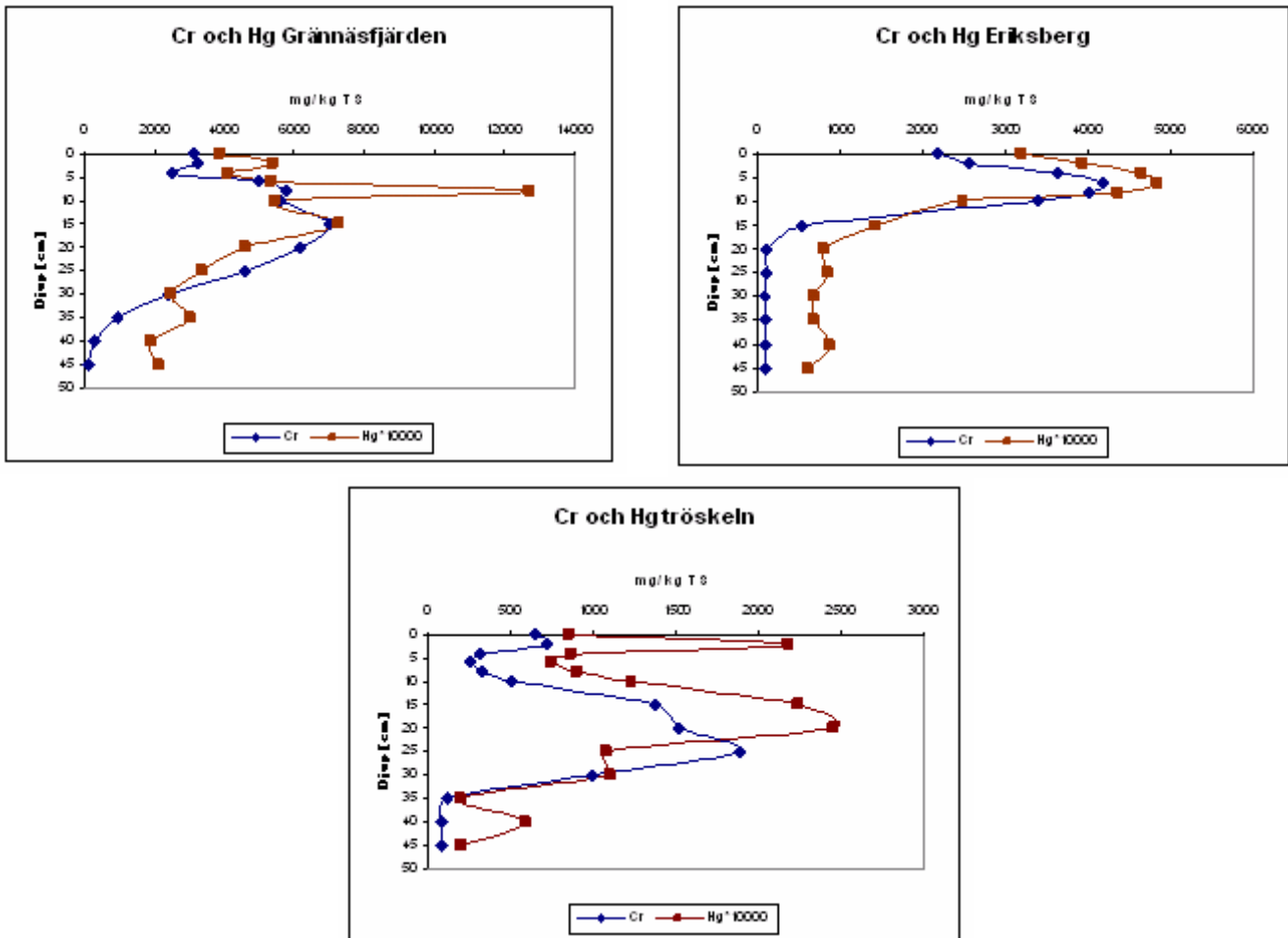
4.3.3 Haltvariation på djupet

Inom ramen för huvudstudien har en noggrannare karaktärisering av sedimenten genomförts i tre djupområden, Grännäsfjärden, Eriksberg och innanför tröskeln (figur 6). I dessa punkter har sedimenten provtagits i 13 nivåer, från ytan och ner till 50 cm djup. I figur 7 redovisas djupprofiler för krom och kvicksilver i de tre punkterna.



Figur 6. Karta som visar provtagningspunkter för karaktärisering av sediment.

Profilerna från Grännäsfjärden och Eriksberg uppvisar i princip liknande utseende. De högsta kromhalterna återfinns på båda platserna en bit ner i sedimenten, för Grännäsfjärden på cirka 15-20 cm och för Eriksberg vid 6-8 cm. Mot djupet och ytan sjunker halterna. I Grännäsfjärden syns dock en liten haltökning i de översta nivåerna. En annan skillnad mellan de två punkterna är att de höga kromhalterna i Grännäsfjärden återfinns på flera och djupare nivåer jämfört med Eriksberg. Halterna är också generellt något lägre vid Eriksberg.



Figur 7. Djupprofiler för krom och kvicksilver i tre djupområden, Grännäsfjärden, Eriksberg och innanför tröskeln.

Djupprofilen som är tagen i djupområdet innanför tröskeln uppvisar ett utseende som påminner om profilen från Grännäsfjärden, en anrikning av krom mot ytan och sedan den högsta kromhalten en bit ner i sedimenten. Kromhalterna är generellt något lägre vid tröskeln jämfört med de två inre punkterna.

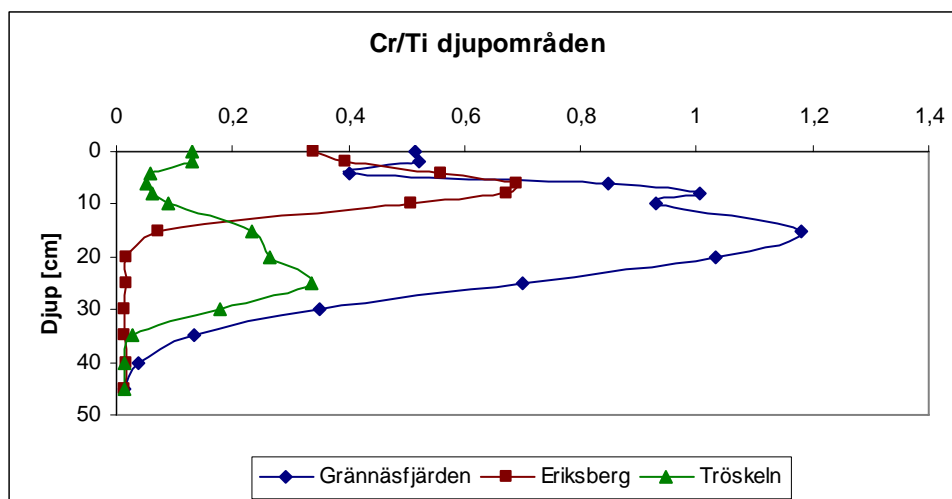
Innan kromhalterna i sedimenten börjar öka i djupprofilerna uppgår halten till cirka 80- 130 mg/kg. Detta bedöms vara ett mått på den naturliga bakgrundshalten i sedimenten i området, dvs innan tiden för verksamheten vid Lundbergs läder. Värdet ligger mycket nära det värde på 80 mg/kg som anges av Naturvårdsverket (1999c) som ett jämförvärde för sediment som inte påverkats av människan.

Profilerna för kvicksilver följer motsvarande för krom relativt väl för de tre punkterna. I Grännäsfjärden ligger kvicksilvermaximat något högre upp i sedimenten jämfört med kromtoppen medan topparna för de båda elementen ligger på i princip samma nivå vid Eriksberg och vid tröskeln.

Samtliga profiler för krom och kvicksilver är tydliga och bedöms vara en indikation på att sedimenten i dessa områden är relativt ostörda, dvs något mönster/en profil kan ses. Skulle sedimentprofilen exempelvis vara helt rak är detta en indikation på att sedimenten är omrörda (jämför att stoppa ner en visp i sedimenten – sedimenten rörs om och halterna jämnas ut). Krom- och kvicksilverprofilerna följer varandra väl, sannolikt en indikation på att källan till båda dessa föroreningar är gemensam. DNV (2003) och undersökningar inom ramen för huvudstudien har visat att det sannolikt är så.

Genom att normalisera kromhalterna med exempelvis järn, mangan, titan eller zirkonium kan faktorer som stör samband och tolkningar tas bort. Eftersom tungmetaller kan vara bundna till järn och mangan (se sekventiella lakförsöken) kan inverkan av dessa element försvåra tolkningar. I referensundersökningen redovisas djupprofiler för Cr/Fe. Utseendet på dessa profiler är mycket lika profilerna för enbart krom, en topp kan ses en bit ned i sedimenten med sjunkande halter mot ytan och mot djupet. Detta tolkas som att järnet inte direkt ger upphov till några skenbara anrikningar, bortsett från i ytan. Sedimenten kan således ses som ett historiskt arkiv och därmed spegla föroreningsbelastningen under en längre tid.

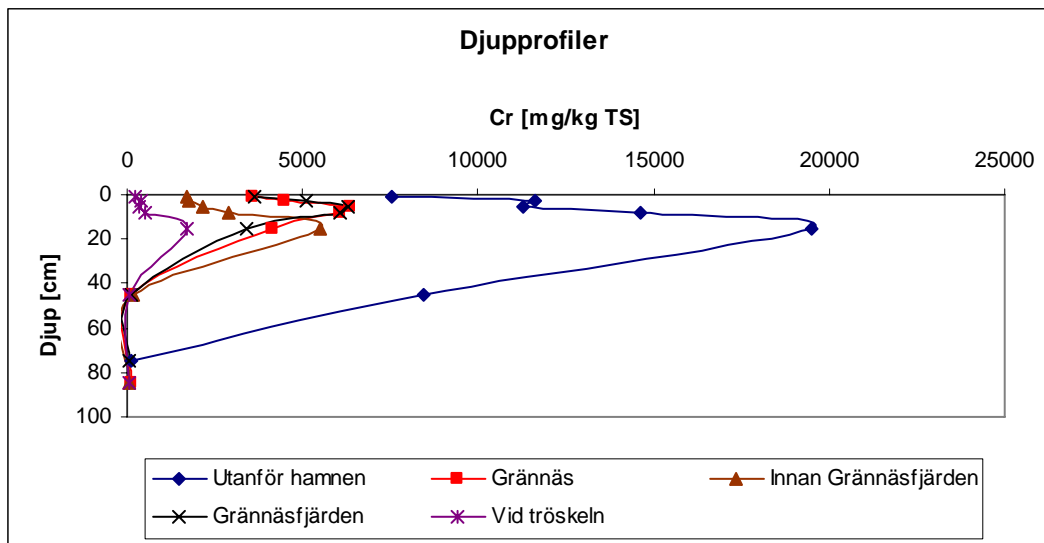
För att ta bort inverkan av bergartsfragment och morän har halterna av krom normaliserats med titan (figur 8). Profilerna påminner fortsatt i mångt och mycket om motsvarande för Cr och Cr/Fe. En tydlig kromtopp kan ses i samtliga punkter med avtagande halter mot ytan och mot djupet. Profilen störs inte av några utstickande punkter på andra nivåer och är heller inte helt raka, dvs. sedimenten är ostörda och inte omrörda. Eftersom även Cr/Ti uppvisar en tydlig topp några centimeter ned i sedimenten kan det uteslutas att den relativt höga andelen krom på dessa nivåer beror på bergartsfragment eller morän som spolats ut i sedimenten. Kromhalterna på djupare nivåer härrör inte heller från en skenbar anrikning på grund av järnhydroxider (se resonemanget ovan) utan beror sannolikt istället på att material (sediment) med höga halter spridits ut i viken. Den lilla ökning av krom mot ytan som ses i Grännäsfjärden och innanför tröskeln bedöms dock kunna bero på en anrikning av järn och mangan, element som har förmåga att binda in (adsorbera) tungmetaller (se till exempel Johnson, 1986).



Figur 8. Djupprofil för Cr/Ti i tre djupområden, Grännäsfjärden, Eriksberg och innanför tröskeln.

Tydliga och ostörda djupprofiler för krom återfinns inte bara i djuphålorna. Resultat från DNV (2003) visar på kromprofiler med samma principutseende som för djupområdena även på 10-15

m vattendjup (figur 9). Noterbart är att även punkten utanför hamnen (4 m vattendjup) uppvisar en kromprofil med samma principutseende.



Figur 9. Djupprofiler för krom i sediment från fem stationer i Valdemarsviken. Data hämtade från DNV (2003).

Vad har då gett upphov till de ökande kromhalterna och kromtopparna i sedimenten? Eftersom sedimenten kan ses som ett historiskt arkiv kan den ungefärliga tiden för de olika nivåerna i sedimenten bestämmas. SGU (2004) anger sedimentationshastigheter på 3-6 mm/år i de undersökta punkterna. Sedimentationshastigheten anges vara lägst innanför Grännäsfjärden och högst i området kring Hammarsten. Om en sedimentationshastighet på 4-5 mm/år antas gälla generellt så motsvarar 40 cm (dvs. den nivå när kromhalterna börjar öka i Grännäsfjärden) en tidsrymd på cirka 80-100 år, vilket innebär tiden kring 1900-1920. Detta stämmer väl med verksamhetstiden för Lundbergs läder. Enligt Malmberg och Malmberg (1943) var industriverksamheten vid Lundbergs läder fullt igång ett stycke in på 1900-talet.

Från att kromhalterna börjar öka i sedimenten till maxvärdet går cirka 40-60 år (200-250 mm). Detta ger att minskade halter kan ses från cirka 1970-1980 i sedimenten i Grännäsfjärden, dvs. tio-tjugo år efter att Lundbergs läder lagts ned. Trots att kromhalterna avtar är de fortsatt mycket höga, detta tyder på att en viss spridning av krom och eventuell omlagring av sedimenten skett ändå, tio-tjugo år efter nedläggningen.

Sammanfattningsvis:

- Djupprofiler för krom och kvicksilver visar att de högsta halterna återfinns en bit ned i sedimenten.
- Profilernas utseende från djupområdena indikerar att sedimenten där är ostörda och att de inte rörs om.
- Den naturliga bakgrundshalten i Valdemarsviken för krom bedöms vara 80- 130 mg/kg.

4.3.4 Föroreningsutbredning – i plan- och djupled

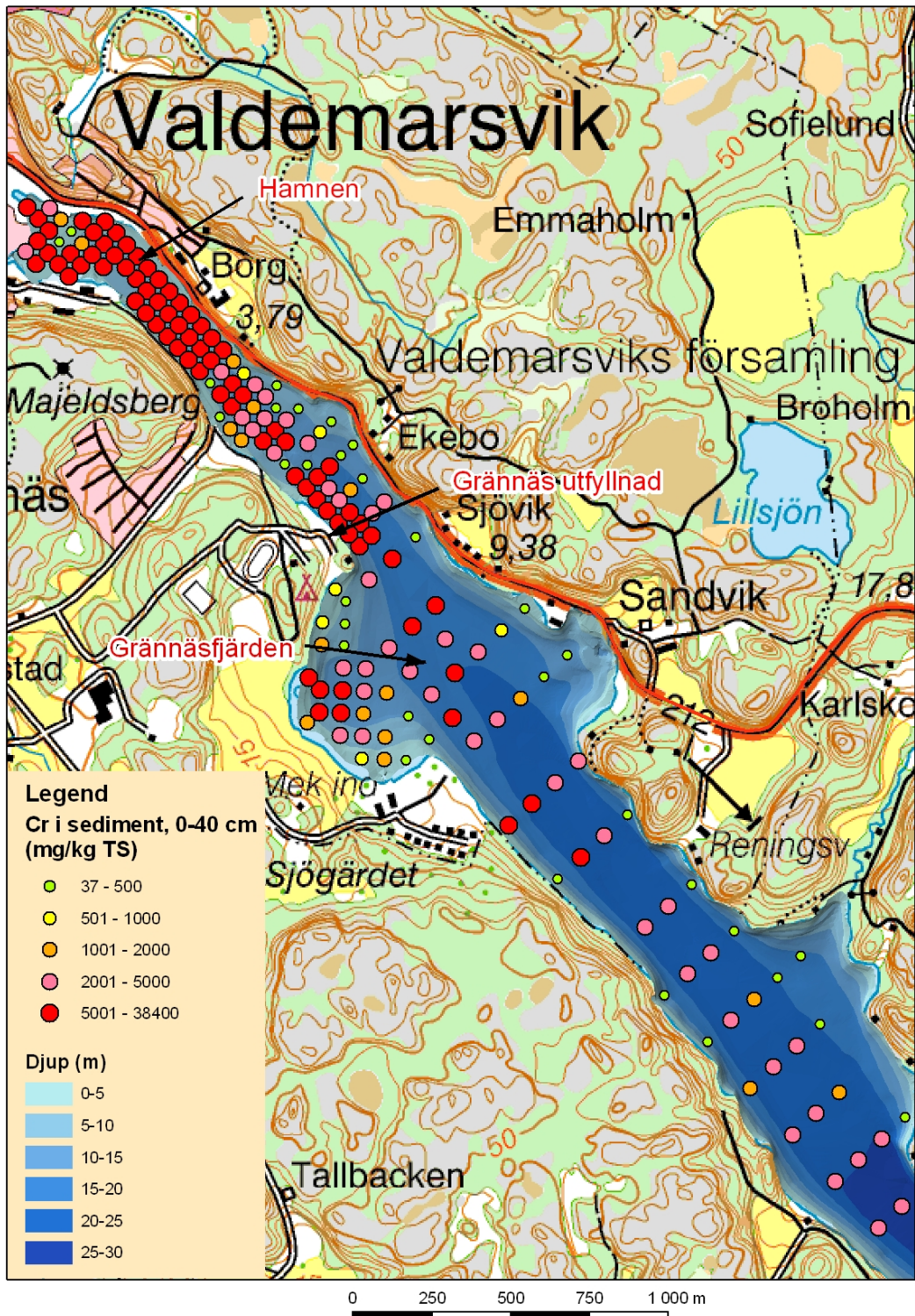
Föroreningsutbredningen i Valdemarsviken har undersökts genom sedimentkartering i två steg. I figur 10 redovisas en karta över kromhalterna på nivån 0-40 cm i området som sträcker sig från hamnen och ut till Eriksberg.

I hamnen och ut till strax efter Borg uppvisar de flesta punkterna mycket höga kromhalter. Endast i enstaka punkter ligger halterna lägre än 5000 mg/kg. Dessa punkter återfinns generellt i strandnära områden. Från Borg ut till Grännäsfjärden dominerar fortsatt punkter med kromhalter över 5000 mg/kg även om områden med lägre halter förekommer. Höga halter har bland annat påvisats i anslutning till Grännäsutfyllnaden. Lägre halter (< 1000 mg/kg) kan noteras framförallt längs nordöstra strandlinjen i detta område.

I flera av punkterna från hamnen och ut till Grännäsfjärden med höga kromhalter är vattendjupet relativt lågt, 3-8 m. Flera av punkterna med hög halt och lågt vattendjup ligger i områden där båttrafiken är omfattande.

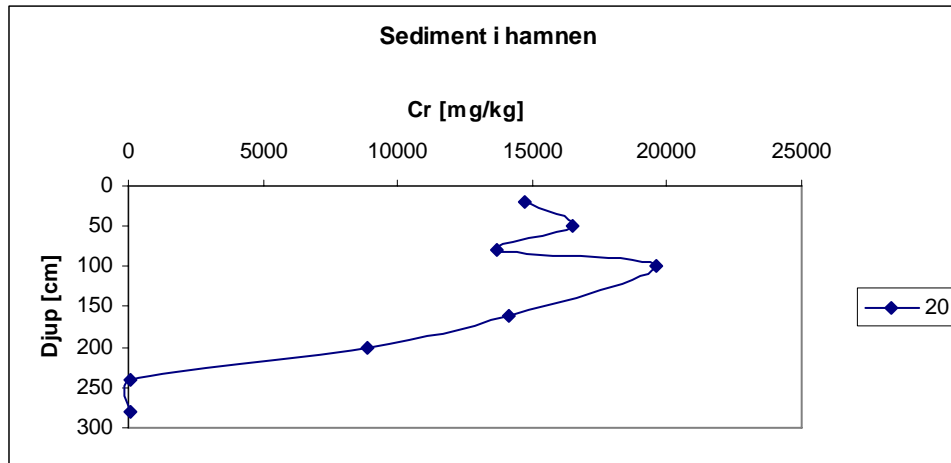
I Grännäsfjärden är halterna generellt något lägre jämfört med i de innersta delarna av viken. De högsta halterna återfinns mitt i fjärden (djupområdena) samt i grundområdena i den sydvästra delen. De lägsta halterna återfinns kring badplatsen vid Grännäs samt i nordöstra delen av fjärden, vid Sandvik.

Utanför Grännäsfjärden är det endast enstaka punkter som uppvisar kromhalter över 5000 mg/kg. Betydligt vanligare är halter på mellan 2001 och 5000 mg/kg. Halterna är generellt således något lägre jämfört med den innersta delen av viken samt Grännäsfjärden.



Figur 10. Karta över kromhalterna i Valdemarsviken, från hamnen och ut till Eriksberg. Varje punkt redovisar halten på nivån 0-40 cm.

Halterna av kvicksilver i de inre delarna av viken uppgår till cirka 0,3- 1,0 mg/kg TS. Enstaka områden med högre halter (1,0-3,0 mg/kg TS) återfinns bland annat inne i hamnen samt i höjd med bostadsområdet Grännäs. De högsta kvicksilverhalterna återfinns i relativt grunda områden (3-7 m djup) där båttrafiken kan gå.



Figur 11. Djupprofil för krom i sedimenten inne i hamnen (punkt 20 i sedimentkarteringen steg 2). Höga kromhalter kan konstateras ända ner till 2 m djup i två punkter.

I Grännäsfjärden ligger halten generellt mellan 0,1 och 1,0 mg/kg TS. I en punkt är halten högre än 1,0 mg/kg TS. I sedimenten utanför Grännäsfjärden klassas kvicksilverhalterna generellt som mycket låga (0- 0,15 mg/kg TS) till låga (0,15-0,30 mg/kg TS).

Mäktigheten på de förorenade sedimenten varierar över viken. I hamnen och även i enstaka punkter mellan hamnen och Grännäs är kromhalterna mycket höga ända ner till 1 m djup i sedimenten. I hamnen förekommer även kromförorenade sediment ner till 1,6 m djup i sex punkter. I två av dessa är kromhalterna även höga så långt ner som till 2 m. På nivåer djupare än 2 m har dock inga förhöjda kromhalter konstaterats i punkterna i hamnen (se figur 11).

Från hamnen och ut till Grännäs uppgår mäktigheten på de förorenade sedimenten generellt till 20-50 cm. I ett antal punkter uppgår mäktigheten till 80 cm och som nämnts i tidigare stycke även till maximalt 1 m djup. I detta område har inga förhöjda kromhalter påvisats på ett större än 1 m ner i sedimenten.

I Grännäsfjärden uppgår mäktigheten på de förorenade sedimenten till som mest 50 cm. I grundområdena i sydvästra delen av fjärden är mäktigheten något större i två punkter, cirka 80 cm. Utanför Grännäsfjärden ligger mäktigheten på de förorenade sedimenten på cirka 20-50 cm. Enligt sedimentkarteringen uppvisar inga prover från 50-80 cm-nivån förhöjda kromhalter.

Sammanfattningsvis:

- Sedimentkarteringen visar att de högsta krom- och kvicksilverhalterna återfinns i området från hamnen och ut till Grännäsfjärden.
- På flera lokaler kan höga halter av krom och kvicksilver noteras i områden med ett relativt lågt vattendjup (3-8 m).

- Mäktigheten på de förorenade sedimenten uppgår generellt till 1 m inne i hamnen. I enstaka punkter har dock höga kromhalter uppmätts ända ner till 2 m djup i sedimenten.
- Utanför hamnen uppgår mäktigheten på de förorenade sedimenten till cirka 0,5 m.

4.3.5 Föroreningsmängder

Baserat på resultaten från sedimentkarteringen har de totalt upplagrade mängderna av krom i Valdemarsviken beräknats. Beräkningarna baseras på att viken delas in i källområde och recipientområde enligt kartan i figur 12 (se vidare även kapitel 5.2.2)



Figur 12. Karta som visar de områden som utpekats som källområden (rödmarkerade). Resterande del av viken betraktas som ett recipientområde. I figuren anges också arean för källområdena.

Volymberäkningen har gjorts genom att ett rutnät 50x50 m har lagts ut, där centrum i rutorna motsvarar en provtagningspunkt och där kromhalten i den provtagna punkten får representera hela rutan. I de rutor där analysresultat saknas har halten uppskattats som ett medelvärde av närliggande rutor. Analysresultat från rutor i över- och underliggande nivåer har inte tagits med i haltberäkningen för rutor inom samma skikt. Tre olika delområden (motsvarar ambitionsnivå 2-4 i åtgärdsutredningen) inom källområdet har definierats och motsvarande ytor har avgränsats.

Volymen för varje nivå (nivå 1=0,0-0,4 m, nivå 2=0,4-0,6 m, nivå 3=0,6-0,8 m, nivå4=0,8-1,0 m, nivå 4b=1,0-1,2 m (analyser saknas), nivå 5=1,2-1,6 m, nivå 6=1,6-2,0 m) har beräknats som arean på varje ruta multiplicerat med nivåns mäktighet för de rutor där den uppskattade halten överstiger bedömd bakgrundshalt (cirka 100 mg Cr/kg). I de fall där halter över bakgrundshalten har påträffats i nivåer under rutor med halter lägre än bakgrundshalten har även volymen för motsvarande överliggande nivå tagits med i volymlberäkningen. Delvolymerna för varje provtagningsnivå och totalvolymen för varje delområde har sedan beräknats.

För recipientområdet har beräkningen också utförts baserat på rutsystemet och för varje provtaget skikt. Mängderna inom respektive skikt har sedan adderats för att få ut en totalmängd

Resultaten från beräkningarna för krom redovisas i tabell 4. De största mängderna av krom återfinns i källområdet. Detta trots att arean för recipientområdet är betydligt större jämfört med källområdet, cirka 1 500 000 m² respektive 350 000 m². Den totala mängden krom i hela viken ligger enligt beräkningarna i storleksordningen 700-800 ton. Av dessa återfinns uppskattningsvis cirka 550-600 ton i det som betraktas som källområde och cirka 200-250 ton i recipientområdet.

Tabell 4. Totalt upplagrade mängder av krom i Valdemarsvikens sediment. Källområde och recipientområde framgår av kartan i figur 12.

Område	Totalmängd
[ton]	
Källområde	560
Recipientområde	220
SUMMA	780

Motsvarande beräkning för kvicksilver redovisas i tabell 5. I likhet med krom återfinns större mängder kvicksilver upplagrat i källområdet jämfört med recipientområdet. Sammantaget återfinns totalt cirka 60 kg kvicksilver upplagrat i Valdemarsvikens sediment. Av dessa 60 kg återfinns cirka 35-40 kg inom källområdet.

Tabell 5. Totalt upplagrade mängder av kvicksilver i Valdemarsvikens sediment. Källområde och recipientområde framgår av kartan i figur 12.

Område	Totalmängd
[kg]	
Källområde	35
Recipientområde	22
SUMMA	58

Sammanfattningsvis:

- Beräkningar visar att cirka 700-800 ton krom och 60 kg kvicksilver finns upplagrat i Valdemarsvikens sediment.
- Av dessa mängder återfinns cirka 70-80 % av kromet och cirka 60-65 % av kvicksilvret i det som betraktas som källområden.

4.4 Föroreningarnas farlighet

Resultaten från analyserna visar att krom och kvicksilver är de element som förekommer i förhöjda halter i sedimenten. Enligt Naturvårdsverket (1999b) bedöms farligheten för krom som hög medan farligheten för kvicksilver bedöms vara mycket hög. Farligheten för krom baseras på trevärd krom, vilket är den form som krom främst föreligger i Valdemarsvikens sediment och vatten. Sexvärd krom anses ha en mycket hög farlighet. Nedan ges en beskrivning över de risker som finns kopplade till krom och kvicksilver.

Krom

Elementärt krom (Cr) förekommer inte naturligt i naturen. Krom förekommer främst i form av mineraler kromit (FeOCr_2O_3) i naturen. I naturen är ursprunget till trevärt krom (Cr(III)) just vittringen av detta mineral. Den trevärdade formen adsorberas av organiskt material eller komplexbinds till detta material och blir svårlösligt vilket gör att kromet kan transporteras kolloidalt och förr eller senare sedimenteras. Sexvärt krom i lösning förekommer företrädesvis alltid i naturen bundet till syre, exempelvis i form av hydrokromat (HCrO_4^-) och dikromat ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$).

Trevärd krom är ett essentiellt näringsämne för människor. Det är relativt okänt om krom är ett essentiellt näringsämne även för växter men alla växter innehåller krom i detekterbara mängder. Trevärd krom absorberas dåligt i kroppen oavsett exponeringsväg till skillnad från sexvärd krom som absorberas lättare (Daugherty, 1992; Baars *et al.*, 2001). I människor och djur koncentreras krom bl.a. i lungor, lever, njurar, mjälte, blod och i benmärg (Baars *et al.*, 2001). Studier på försöksdjur har visat att sexvärd kromföreningar, speciellt de med låg löslighet, kan orsaka lungcancer. Studier har även visat att sexvärd krom är genetiskt aktivt (IPCS, 1988). Exponering av luftburna kromföreningar kan orsaka hudirritationer och orsaka besvär i de övre luftvägarna, allergiska reaktioner och cancer i luftvägarna (IPCS, 1988). Inandning av för stora doser sexvärd krom kan även orsaka rinnande näsa, näsblod och hål i näsväggen. Intag av sexvärd krom kan medföra konvulsioner och skador på lever och njurar och t.o.m. död (ATSDR, 2001).

Enligt Baars *et al.* (2001) beror den orala toxiciteten för trevärd krom på kromföreningens vattenlöslighet. Det tolerabla dagliga intaget anges av samma källa skilja sig med en faktor 1000 mellan lösliga och olösliga kromföreningar. Som olösliga föreningar kan kromoxid (Cr_2O_3) och som lösliga kromacetat ($\text{Cr}(\text{CH}_3\text{COO})_3$) nämnas.

Höga kromhalter kan orsaka skador på fisk och gör dem mer infektionskänsliga. Generellt sett så påverkas invertebrater d.v.s. maskar och insekter mer än vertebrater som fiskar. De flesta mikroorganismer har en förmåga att absorbera krom (IPCS, 1988). Även för dessa organismer är den trevärdade formen mindre toxiskt än den sexvärdade. I jord kan t.ex. nitrifikationen påverkas. När det gäller växter så tas krom upp genom rötter eller genom bladens ytor. För höga halter av krom påverkar växter och ger upphov till effekter som liknar brist på järn.

I Sverige saknas riktvärden gällande ekotoxicitet för krom i sediment och vatten. Kanadensiska CCME anger ett riktvärde för trevärd krom i sötvattensmiljöer ligger på 8,9 $\mu\text{g/l}$ och i marina miljöer på 56 $\mu\text{g/l}$ (CCME, 2005). För sexvärd krom är motsvarande siffror 1 $\mu\text{g/l}$ respektive 1,5 $\mu\text{g/l}$ (CCME, 2005). För ekotoxiska effekter i sediment anger CCME (2002) anges ett PEL-värde (Probable Effect Level) på 90 mg/kg för sötvatten och 160 mg/kg för marina förhållanden.

Kvicksilver

Kvicksilver (speciellt metylkvicksilver) ger skador på centrala nervsystemet (WHO, 1993; ATSDR, 1999), vilket kan ge en hel rad olika symptom. Även njurarna och levern kan skadas. Vid hudkontakt kan kvicksilverföreningar ge upphov till allergiska reaktioner. Metylkvicksilver och metalliska kvicksilverångor är farligare än andra former eftersom mer kvicksilver kan nå hjärnan via denna exponeringsväg (ATSDR, 1999). Metylkvicksilver adsorberas lätt i blodet (>90%) och intaget kan både vara genom andning och direktintag. Metylkvicksilvers neutrala former är hydrofila, lipofila och flyktiga och kan därmed passera över cellmembran. Kvicksilverförgiftning kan ge upphov till humörsvängningar, skakningar, problem med synen, hörseln och minnesproblem. Andra effekter, främst från inandning av kvicksilverångor, kan vara lungskador, illamående, kräkningar, ökat blodtryck, problem med hjärtrytmen, utslag och ögonirritation. Små barn är mer känsliga än vuxna.

Speciellt problematiskt är metylkvicksilver eftersom det tas upp 10-1000 ggr snabbare än t.ex. Hg(II) och även utsöndras långsammare. Metylkvicksilver är också fettlösligt, vilket bl.a. leder till bioackumulering i t.ex. fisk. Metylkvicksilver binder till proteiner och ackumuleringen sker främst i muskler (Madigan *et al.*, 2000). Större delen av kvicksilverinnehållet i fisk kan t.ex. utgöras av metylkvicksilver (Sanfridsson, 2003).

Även för kvicksilver har CCME tagit fram riktvärden för ekotoxiska effekter i vatten och sediment. För vatten anges riktvärden på 0,026 µg/l för sötvatten och 0,016 µg/l för marina miljöer som anges av CCME (2005). I sediment anges ett PEL-värde på 0,486 mg/kg för sötvatten och 0,70 mg/kg för marina miljöer (CCME, 2002).

4.5 Läckage från källorna

Källtermerna till föroreningarna i Valdemarsviken utgörs av sedimenten, fabrikstomten och utfyllnaden vid Grännäs. Sedimenten är förorenade med främst krom och kvicksilver. Halterna av krom är höga ända ner till 70 cm i sedimenten i vissa områden.

De processer som är aktuella vad gäller spridning av föroreningar från sedimenten i Valdemarsviken idag bedöms vara:

- Diffusion
- Resuspension

Processerna behandlas i detalj i följande avsnitt.

Vad gäller fabrikstomten har tidigare utredning visat att en transport av föroreningar sker från tomten via ytvatten till Valdemarsviken. Transporten via ytvatten behandlas i kapitel 5.

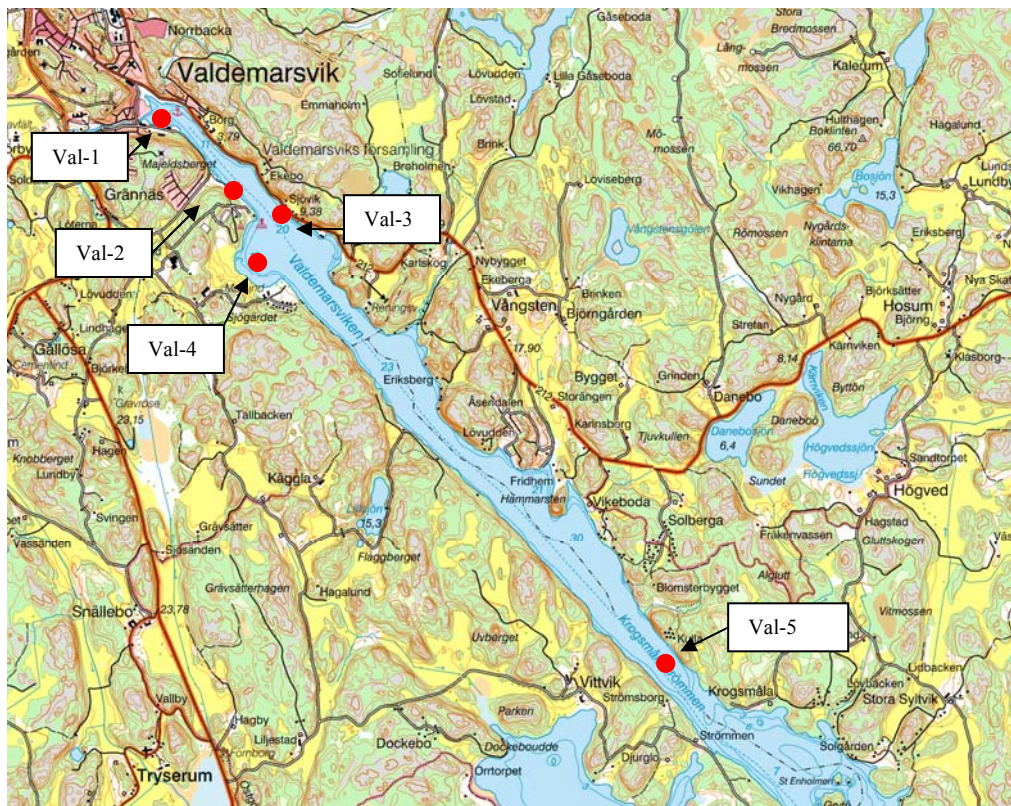
Vad gäller utfyllnaden vid Grännäs bedöms läckage främst ske genom skred. Skredproblematiken behandlas i följande avsnitt.

De processer som idag bedöms vara aktuella ur spridningssynpunkt bedöms även finnas kvar i framtiden. Vissa av processerna, exempelvis diffusion och skred bedöms även kunna ge en ökad spridning i framtiden. För diffusionen är detta kopplat till algblomningen och den syrebrist som

då kan uppstå på bottenarna. Syrebrist kan innebära att järn- och manganhydroxider, som binder krom och kvicksilver, löser upp sig med en ökad diffusion som följd.

4.5.1 Diffusion

Diffusion är namnet på den process där molekyler ”vandrar” mot koncentrationsgradienter för att jämna ut de skillnader i koncentration som kan uppkomma. Diffusion sker således från hög till låg halt. Utifrån resultaten från provtagningen av porvatten och ytvatten i september 2002 (DNV, 2003) har diffusionen av krom och kvicksilver från sedimenten till vattenpelaren s Data från fem olika stationer i Valdemarsviken (se figur 13) har tidigare tagits fram, nära hamnen (betecknad Val-1), utanför utfyllnaden vid Grännäs (Val-2), i Grännäsfjärden utanför badplatsen (Val-3), i Grännäsfjärdens sydvästra del (Val-4) samt innanför tröskeln (Val-5).



Figur 13. Karta som visar provtagningspunkter från DNV (2003). Från provtagningspunkterna har data för att beräkna diffusion hämtats.

Beräkningarna av diffusion är behäftade med en del osäkerheter, bland annat kan störningar av gradienterna uppkomma vid provtagningen samt genom adsorption och komplexbildning till organiska molekyler. Genom att tungmetallerna fastläggs till organiska molekyler blir diffusionen istället styrd av dessa. Ett annat problem är att diffusionen sannolikt varierar över året, bland annat på grund av varierande redox-förhållanden i vattnet. Detta gör att en uppskalning av resultaten på årsbasis inte blir helt korrekt.

Den vertikala diffusionen kan beräknas med Ficks första lag enligt ekvation 1:

Ekvation 1:
$$J = -D \frac{\delta C}{\delta x}$$

Där J anger flödet (massa per tvärsnittsarea och tidsenhet), D är diffusionskoefficienten och $\delta C/\delta x$ är koncentrationsgradienten. För krom har diffusionskoefficienten uppskattats till $5 \times 10^{-6} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ utifrån UFA Ventures, Inc (2005). Diffusionskoefficienten för Hg^{2+} har uppskattats enligt Gill *et al.*, (1999) till $9,5 \times 10^{-6} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$. Vid beräkningarna har en porositet på 0,9 antagits.

Resultaten från beräkningarna för krom redovisas i tabell 6. För kvicksilver saknas värden på diffusionen eftersom analyserna av kvicksilver från porvattnet låg under rapporteringsgränsen. I samtliga punkter är diffusionen av krom uppåtriktad, dvs. sedimenten fungerar som en källa för krom. Beräkningarna visar att diffusionen är störst i punkten nära hamnen, nästan en tiopotens högre jämfört med punkterna längre ut i viken. I Val-1 är vattendjupet som grundast, cirka 4 m. Val 2-4 uppvisar relativt liknande värden på diffusionen. Diffusionen är något högre i Val-2 och 4, vilka också ligger i något grundare områden (11-12 m jämfört med 16 m för Val-3). I punkten innanför tröskeln (Val-5) är diffusionen som lägst. Punkten är belägen på det största djupet av dessa fem.

Tabell 6. Diffusionen av krom från ytsedimenten till vattenpelaren. Ett negativt värde avser en uppåtriktad diffusion.

Station	Diffusion Cr [g/cm ² , s]
Nära hamnen	-1,5E-15
Utfyllnaden vid Grännäs	-2,6E-16
Badplatsen Grännäsfjärden	-4,0E-16
Grännäsfjärdens sv. Del	-2,0E-16
Tröskeln (innanför)	-7,1E-17

Även för kvicksilver visar beräkningarna på en uppåtriktad diffusion för samtliga punkter. Dessa beräkningar är dock något osäkra på grund av att kvicksilverhalten låg under detektionsgränsen i samtliga prover på porvatten. Vid beräkningarna har det antagits att kvicksilverhalten uppgår till halva detektionsgränsens värde.

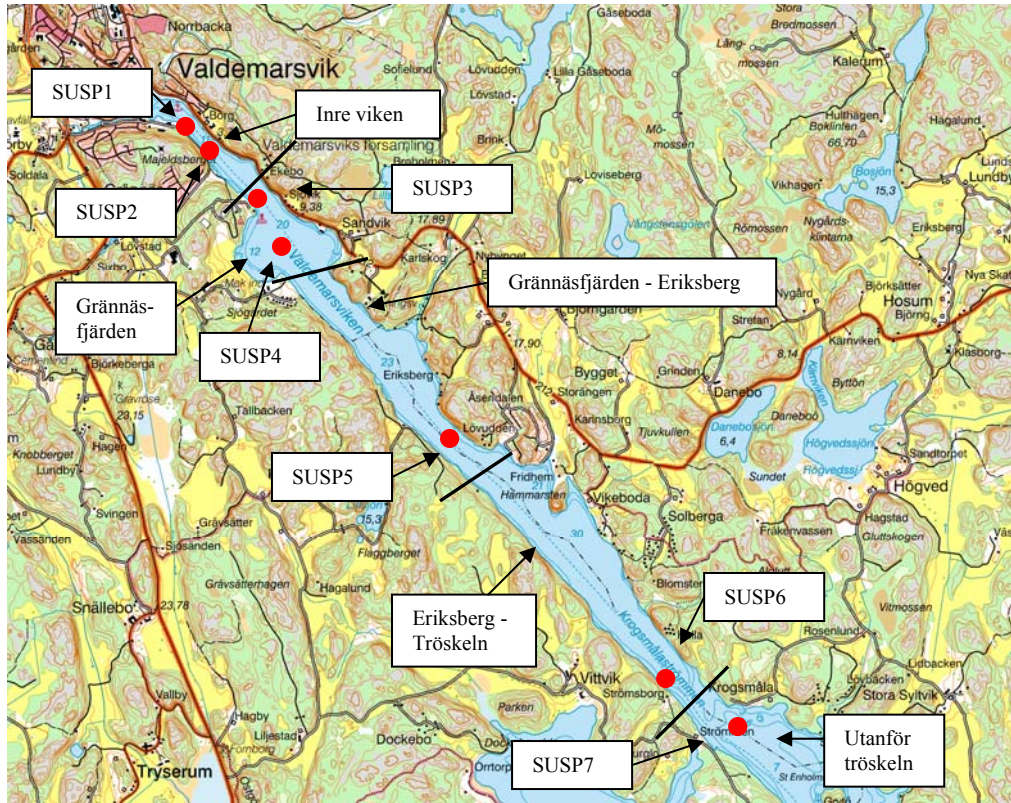
Omräknat för hela Valdemarsviken fås att diffusionen av krom från sedimenten till vattenpelaren är relativt liten. Diffusionen uppgår till cirka 0,03-0,1 kg Cr/år för hela viken. Beräkningarna baseras dock på vattenprover tagna i vattenpelaren, 1-5 m ovanför sedimentytan. Detta gör sannolikt att diffusionen underskattas på grund av att koncentrationsgradienten blir för låg. För att en diffusionsberäkning ska bli så bra som möjligt bör prover på bottenvatten (saknas från Valdemarsviken), tagna någon centimeter ovanför sedimentytan användas istället för prover på ytvatten. Genom att anta att de halter som återfinns i vattenpelaren är representativa även för bottenvattnet (2 cm ovanför vattenytan istället för 1-5 m) fås en mer realistisk gradient. Värdet på diffusionen blir med denna gradient cirka 20 kg Cr/år. En siffra som bedöms vara mer tillförlitlig jämfört med cirka 0,3 kg/år från den tidigare beräkningen.

Sammanfattningsvis:

- Samtliga undersökta stationer visar på en uppåtriktad diffusion av krom.
- Diffusionen från sedimenten till vattenpelaren uppskattas till cirka 20 kg krom/år.

4.5.2 Resuspension

Resuspensionen eller uppvirvlingen av sediment kan bland annat undersökas genom att studera resultaten från sedimentfällorna (tabell 7). I figur 14 visas en karta där delområdesindelningen framgår.



Figur 14. Karta som visar delområdesindelningen samt de olika lokalerna för provtagning av suspensat.

För flertalet av punkterna och provtagningarna är sedimentationshastigheten betydligt högre i den undre fällan jämfört med den övre. Detta gäller både för krom och för kvicksilver. Speciellt tydligt är detta under vinterprovtagningen i de inre punkterna. Exempelvis i punkten SUSP2 är hastigheten i den undre fällan mer än 15 gånger högre än den övre vid vinterprovtagningen. De högre sedimentationshastigheterna i de undre fällorna bedöms vara en indikation på att resuspension av sedimenten sker på vissa platser i viken.

Effekterna av resuspension är sannolikt begränsad till de inre delarna av viken och områden i Grännäsfjärden. I dessa delar finns grundare områden där resuspension bedöms vara möjlig. I de djupare delarna visar provtagningar och fotograferingar av SGU (2004) att sedimenten härrör från depositionsbottnar utan fysiska störningar, dvs resuspension bedöms inte ske i dessa områden. Detta stämmer även väl med tolkningen av djupprofilerna för krom från dessa områden.

Tabell 7. Sedimentationshastigheter för krom ($\text{mg Cr/m}^2, \text{år}$) i sedimentfällor (ö=övre, u=undre) indelat efter delområde. Provtagning har genomförts en gång per fälla och årstid.

Delområde	Provpunkt	Höst	Vinter	Vår	Sommar
-----------	-----------	------	--------	-----	--------

		[mg Cr/m ² , år]	[mg Cr/m ² , år]	[mg Cr/m ² , år]	[mg Cr/m ² , år]
Inre viken	SUSP1Ö	1858	685	13391	67551
	SUSP2Ö	921	393	2227	12669
	SUSP2U	1868	6128	6786	28285
Grännäsfjärden	SUSP3Ö	826	128	1543	6700
	SUSP3U	3119		5798	5507
	SUSP4Ö	623	275	1239	7324
	SUSP4U	2585	1223	3666	3791
Grännäsfjärden – Eriksberg/Lövudden	SUSP5Ö	442	158	599	4939
	SUSP5U	2644	884	1412	1011
Eriksberg/Lövudden – Tröskeln	SUSP6Ö	472	723	599	2511
	SUSP6U	2591	1397	1689	1315
Utanför tröskeln	SUSP7Ö	469	125	5543	2105
	SUSP7U	472	239		138

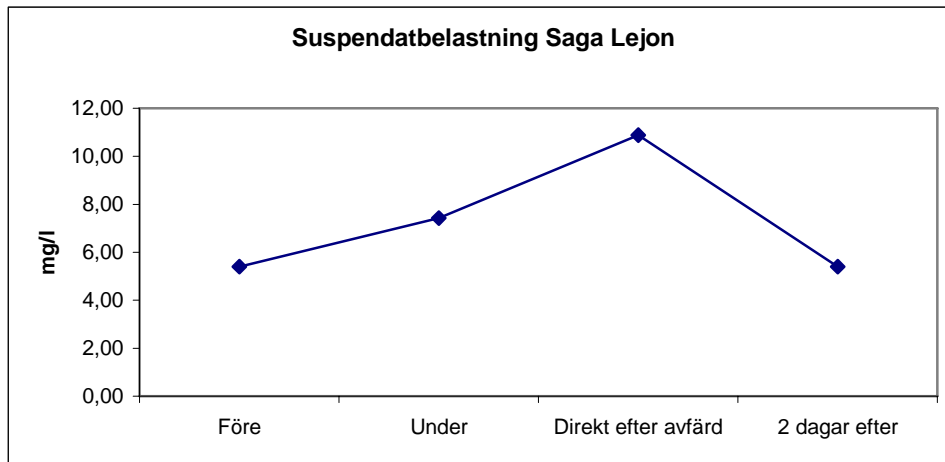
Sammanfattningsvis:

- Data från sedimentfällorna visar att resuspension sannolikt sker från sedimenten.
- Resuspensionen bedöms vara begränsad till att gälla de inre delarna av viken samt vissa områden i Grännäsfjärden.

4.5.3 Resuspension – effekter av båttrafiken?

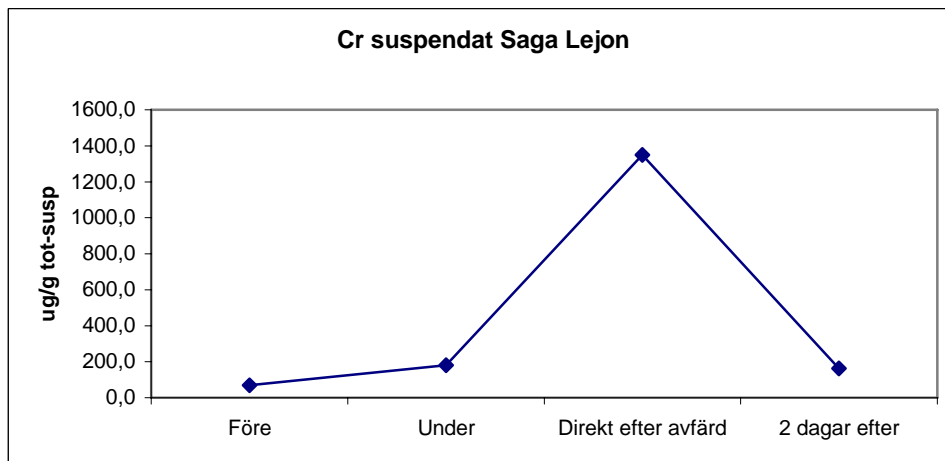
Resuspension av sedimenten kan bland annat ske som en följd av att organismer rör om i sedimenten, strömmar eller båttrafik. För att undersöka båttrafikens eventuella effekt på sedimenten genomfördes en provtagning i samband med en av båtens Saga Lejons färder in i viken, sommaren 2005.

I figur 15 presenteras suspendatbelastningen (mg/l), vilket är ett mått på hur mycket suspenderat material som finns i vattnet, vid de fyra olika tillfällena. Före färden uppgick suspendatbelastningen till 5,4 mg/l. Under färden ökade den sedan till 7,4 mg/l. Det högsta värdet erhöles direkt efter båtens avfärd inne i hamnen. Suspendatbelastningen uppgick då till 10,9 mg/l. Den stora skillnaden jämfört med prov nummer 2 kan delvis förklaras med att vattnet är grundare längre in i viken där detta prov togs. Två dagar efter att Saga Lejon lämnat viken hade suspendatbelastningen återgått till 5,4 mg/l, dvs. samma värde som före båtens färd. Den förhöjning av suspendatbelastning som kunnat uppmätas i samband med Saga Lejons färd visar att båten sannolikt står för en upprörning av sediment till vattenpelaren. Speciellt tydlig blir effekten inne i hamnen där vattendjupet är litet. Detta förstärks ytterligare av att en ökad grumlighet i vattnet kunde konstateras i samband med provtagningen av prov nummer 3.



Figur 15. Suspendatbelastningen vid de fyra olika tillfällena under Saga Lejons färd i Valdemarsviken.

Att Saga Lejon och sannolikt även annan båttrafik virvlar upp sediment i viken bekräftas också vid studier av kromhalterna i suspendatet (se figur 16). Före färden uppgick kromhalten i suspendatet till knappt 70 µg/g tot-susp. Under färden höjdes sedan halten till 180 µg/g tot-susp, dvs. en indikation på att material med högre kromhalt tillförts (eg. uppvirvlat sediment). Provet som togs direkt efter avfärd visar på en ännu högre kromhalt, 1350 µg/g tot-susp. De högre halterna beror sannolikt på att mer sediment (prov taget på ett mindre vattendjup) och med högre halt virvlats upp i detta område. 2 dagar efter avfärd hade halten endast sjunkit lite, 163 µg/g tot-susp jämfört med 180 µg/g tot-susp före färden. Detta indikerar att uppvirvlat sediment från Saga Lejon finns tillgängligt för spridning i vattenpelaren en längre tid (minst två dagar) efter att båten lämnat viken.



Figur 16. Kromhalten i suspendatet i samband med Saga Lejons färd i Valdemarsviken.

Sammanfattningsvis:

- Provtagningar i samband med båten Saga Lejons färd visar på en ökning av kromhaltigt suspendat i vattenpelaren.
- Det uppvirvlade materialet finns tillgängligt för spridning i vattenpelaren minst två dagar efter att båten lämnat viken.

4.5.4 Skred från utfyllnaden vid Grännäs

Tidigare genomförd stabilitetsutredning visar på att stabiliteten i utfyllnaden vid Grännäs inte är tillfyllest (J & W Samhällsbyggnad, 2002). Stabiliteten är så pass dålig att en risk för spontana skred finns, exempelvis i samband med vattenståndsförändringar.

Material från utfyllnaden har tidigare skredat/eroderats ut från utfyllnaden. Detta visas av att betydande mängder återfinns på Valdemarsvikens botten i anslutning till utfyllnaden. Det är inte möjligt att kvantifiera de mängder krom som kan skreda ut från utfyllnaden. Skred sker inte som en kontinuerlig process i dagsläget utan som diskreta händelser.

4.6 Källbarriärer

Källbarriärer är namnet på processer som förhindrar och/eller hämmar läckaget från källan. Barriärerna kan vara rent fysiska, exempelvis ett tätskikt eller kemiska, exempelvis koncentrationsgradienter eller fastläggning till partiklar. För Valdemarsvikens sediment har ett antal källbarriärer identifierats:

- Sedimentation
- Sorption

Processerna behandlas i detalj i följande avsnitt.

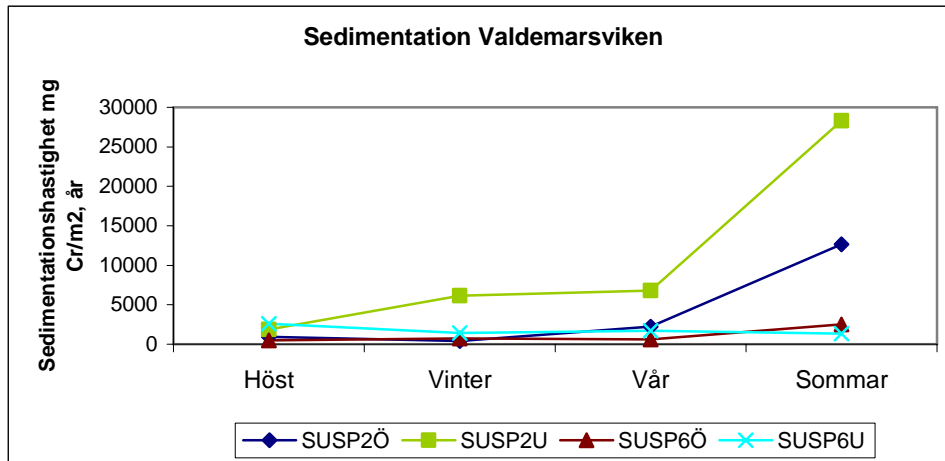
4.6.1 Sedimentation

Sedimentation av föroreningar kan ske genom att lösta metaller binds till partiklar i vattenpelaren som sedan sedimenterar. För Valdemarsviken är det sannolikt så att även resuspenderat material står för en stor del av sedimentationen.

Sedimentationshastigheterna för krom har redovisats tidigare i kapitel 4.5.2. Generellt visar beräkningarna på en högre sedimentationshastighet längst in i viken som sedan sjunker längre ut, vilket bedöms bero på resuspension och återsedimentation. Detta gäller både för krom och kvicksilver. I inre viken är sedimentationshastigheten som högst och högst värden på hastigheterna uppvisar den innersta punkten (SUSP1Ö). Hastigheten uppgår där som mest till cirka 68 000 mg Cr/m², år (sommars). I fällan som är placerad något längre ut (SUSP2) uppgår hastigheten som mest till 12 000-29 000 mg Cr/m², år. Även detta gäller för sommaren.

På säsongsbasis ses att sedimentationshastigheten generellt är som störst under sommaren (figur 17). Speciellt tydlig är ökningen för de övre fällorna i samtliga punkter. En möjlig förklaring till detta är att primärproduktionen är som störst under sommaren, vilket medför en ökad mängd

material som kan binda in löst krom och sedan sedimentera. Sannolikt har även den omfattande algblomningen under sommaren 2005 bidragit till detta. Ytterligare en förklaring till den ökade sedimentationen under sommaren kan vara att båttrafiken i Valdemarsviken är som intensivast då, vilken virvlar upp sediment som sedan återsedimenterar. Under vintern är sedimentationshastigheten generellt som lägst. Vissa undantag finns, se exempelvis undre fällan i SUSP2.



Figur 17. Sedimentationshastigheten för krom i sedimenterande material i punkterna SUSP2 (utfyllnaden Grännäs) och SUSP6 (innanför tröskeln), övre och undre fällan.

Baserat på datamaterialet kan ett mått på sedimentationen av krom och kvicksilver över hela viken erhållas. Sedimentationen av krom är hög och uppgår till cirka 3300 kg/år för hela viken. För kvicksilver har sedimentationen beräknats till cirka 1 kg/år.

Sammanfattningsvis:

- Sedimentation är en process som förhindrar att krom och kvicksilver sprids från sedimenten.
- Sedimentationen är som högst under sommaren. Möjliga förklaringar till det kan vara en ökad primärproduktion samt intensiv båttrafik.
- Sedimentationen över hela viken har uppskattats till cirka 3300 kg krom/år och 1 kg kvicksilver/år.

4.6.2 Sorption

Sorption är samlingsnamnet på ett antal fastläggningsprocesser, bland annat adsorption och absorption. För metaller är adsorption till järn- och manganhydroxider/oxider en vanligt förekommande process i naturliga system. Genom att metallerna binder in till hydroxidernas/oxidernas ytor fastläggs metallen och befinner sig således inte längre i lösning.

För Valdemarsvikens sediment har amorfa och kristallina järnhydroxider identifierats som de viktigaste bärarfaserna för krom (se sekventiella lakförsöken). Även kvicksilver föreligger till viss del till järnhydroxider. Dessa hydroxider kan således fungera som en barriär för diffusionen av krom och kvicksilver, dvs metallerna fastläggs till dessa föreningar. Så länge som

förhållandena är oxiska på bottenarna är järn- och manganhydroxiderna stabila och de fungerar således som barriärer. Om däremot förhållandena förändras mot mer anoxiska, exempelvis vid en omfattande algblomning, kan järn- och manganhydroxiderna börja lösa upp sig och därmed frisätta krom (och även kvicksilver) till vattenpelaren, dvs en ökad diffusion och en ökad spridning.

Sammanfattningsvis:

- Sorption av krom och kvicksilver till järn- och manganhydroxider bedöms vara en källbarriär.
- Så länge som järn- och manganhydroxiderna är stabila binder de in metaller och minskar således diffusionen.
- Längre perioder av syrefattiga förhållanden (exempelvis vid en algblomning) skulle kunna öka diffusionen eftersom järn- och manganhydroxiderna då kan lösas upp.

5 SPRIDNING AV FÖRORENINGAR - NUVARANDE OCH FRAMTIDA TRANSPORTVÄGAR

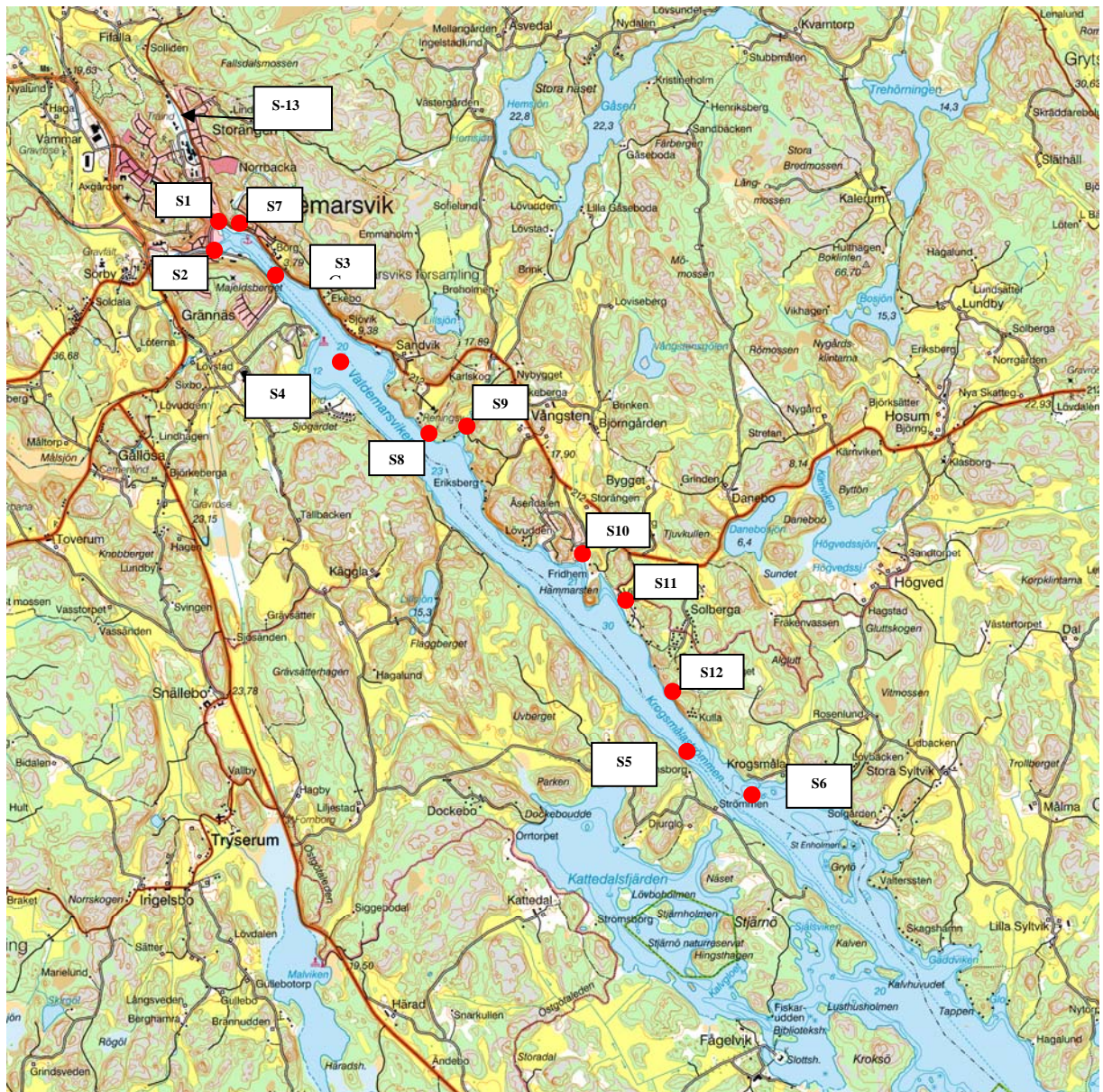
5.1 Spridning från fabrikstomten

Tyréns (2003) har genom en hydrogeologisk modellering beräknat transporten av krom från fabrikstomten till Valdemarsviken. Transporten anges till cirka 1,2 kg/år.

5.2 Spridning via ytvatten

5.2.1 Spridning till Valdemarsviken

Utifrån flödesmätningar och analyser har de transporterade mängderna i ytvattendragen som rinner ut i Valdemarsviken kvantifierats (se karta i figur 18). Resultaten redovisas i tabell 8. Vid beräkningarna har det antagits att den uppmätta halten och flödet vid ett tillfälle är representativ för det aktuella vattendraget $1/x$ av året, där x = antal mätningar. Vid beräkningen av den totala belastningen på Valdemarsviken har station S13 uteslutits på grund av att den är belägen uppströms S1 (Fifallaån).



Figur 18. Karta som visar provtagningspunkter för ytvatten.

Av de sammanlagt åtta tillflödena är det två som uteslutande står för nästan hela den transporterade mängden av krom och kvicksilver till Valdemarsviken, nämligen Fifallaån och Vammarsmålaån (S1 och S2). Dessa två står för 16,3 av de totalt 17 kg krom som årligen transporteras till viken via ytvattendrag. På resultaten för dessa två år ses också att det är enstaka högflodestillfållen som bidrar med de största mängderna. Belastningen är således inte jämn över året. Om dessa högflodestillfållen utesluts ur beräkningar sjunker de transporterade mängderna av krom i Fifallaån och Vammarsmålaån till cirka 1,5 respektive 4 kg/år.

Generellt bedöms de transporterade mängderna via ytvatten till Valdemarsviken som relativt små. Resultaten från beräkningarna ligger på samma nivå som tidigare undersökningar, dvs. något eller några kilogram/år (Projekt Valdemarsviken, 2003).

Tabell 8. Transporterade mängder i ytvattendragen samt totalt till Valdemarsviken. I den totala beräkningen har stationen S13 inte medräknats då den är belägen uppströms S1.

Station	Cr	Hg
	[kg/år]	[kg/år]
S1	4,7	0,013
S2	11,6	0,022
S7	0,07	0,0003
S8	0,11	0,001
S9	0,06	0,0002
S10	0,06	0,0001
S11	0,03	0,0001
S12	0,03	0,0001
S13	0,01	0,00001
SUMMA:	17	0,04

SMHI (2005) har även modellerat flödet i Vammarsmålaån och Fifallaån och på så sätt beräknat transporten av krom till viken via dessa vattendrag. Enligt modelleringarna uppgår transporten till cirka 0,35 kg krom/vecka. Omräknat på årsbasis ger detta cirka 18 kg/år, vilket stämmer mycket väl med ovan genomförda beräkningar.

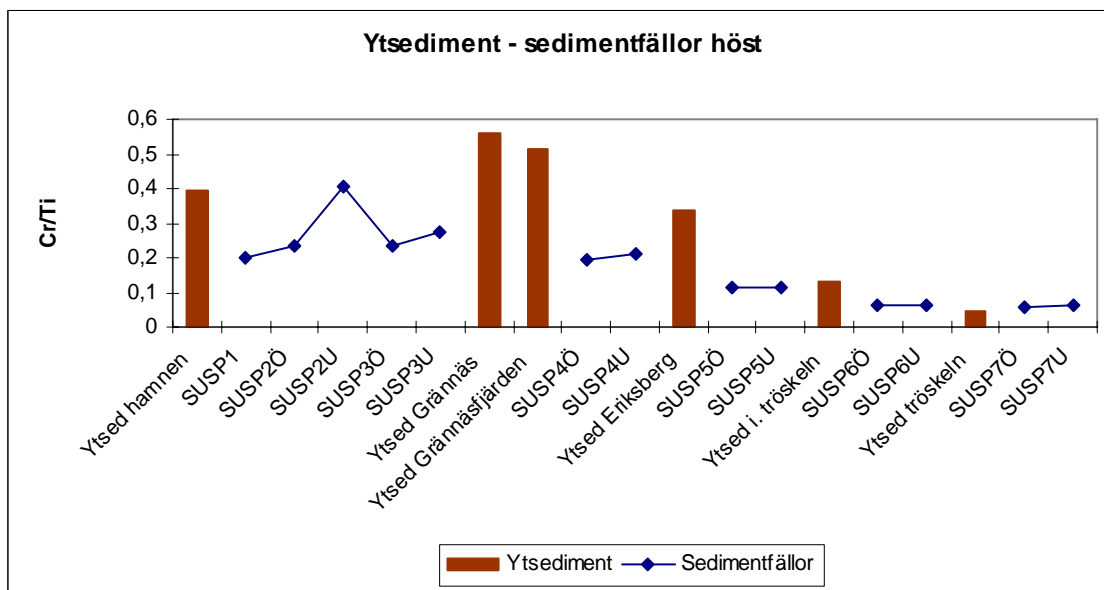
Sammanfattningsvis:

- De transporterade mängderna av krom och kvicksilver till Valdemarsviken via ytvatten bedöms vara relativt små.
- Två vattendrag, Fifallaån och Vammarsmålaån står för de största mängderna.

5.2.2 Resuspension - transport av sediment mellan olika delar av viken?

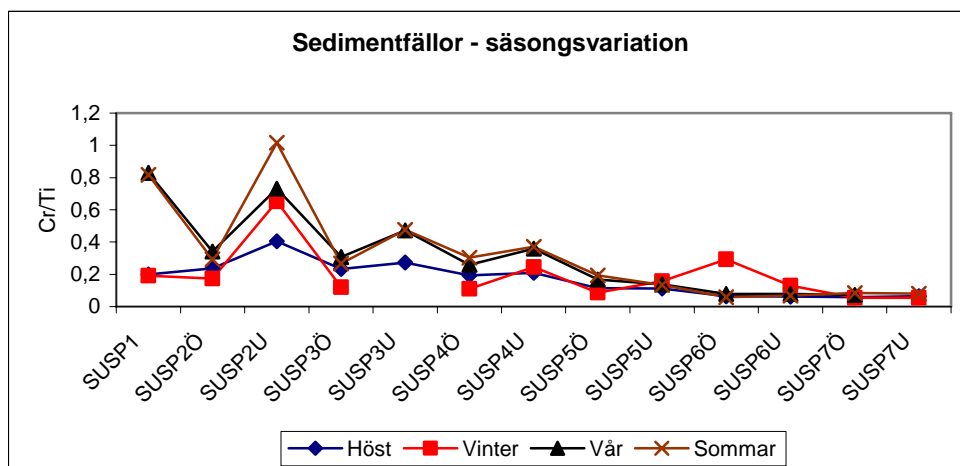
De stora mängder krom som årligen sedimenteras, cirka 3,3 ton Cr/år, måste komma från en källterm med höga kromhalter. Tidigare utredningar har visat att läckaget från fabriksområdet är mycket litet (Tyréns, 2003) och bidraget från ytvattendrag har även det beräknats vara mycket litet. Den källa som bedöms återstå är således sedimenten i viken. En tänkbar förklaring är sediment från vissa delar av viken resuspenderas och sedan transporteras längre ut i viken. Indikationer på att resuspension av sedimenten sker i vissa delar finns i resultaten från sedimentfällorna. En förklaring till resuspensionen bedöms vara båttrafiken.

Genom att jämföra halterna i sedimentfällorna med halterna i ytsedimenten är det möjligt att studera likheter och skillnader vad gäller innehåll. En jämförelse mellan halterna i ytsediment och sedimentfällor (höst 2004) presenteras i figur 19. Kromhalterna i sedimentfällor och ytsediment har normaliserats med titan för att ta bort inverkan av den detritala fasen (bergartsmineral, exempelvis silikater). En jämförelse baserat på enbart ett haltresonemang ger inte alltid en korrekt bild. Normalisering med bland annat titan är vanligt förekommande vid studier av sediment och suspenderat material (se exempelvis Holmström *et al.*, 2000 och Projekt Gladhammars gruvor, 2005b).



Figur 19. Cr/Ti i ytsediment och sedimentfällor i Valdemarsviken under hösten 2004. Varje mätpunkt (ytsediment och sedimentfällor) är baserade på ett prov.

I figuren ses att Cr/Ti i såväl sediment som sedimentfällor uppvisar en sjunkande gradient ut från hamnen och mot tröskeln. Relativt sett mindre krom finns i sedimentfällematerialet längre ut, vilket sannolikt är en effekt av utspädning av halterna från de inre delarna. Utanför punkten SUSP5 ligger Cr/Ti i sedimentfällematerialet relativt jämnt. Detta gäller för samtliga säsonger (se figur 20). I punkterna innanför SUSP6 ligger kvoten något högre och framförallt punkten SUSP2U skiljer sig från de andra. I SUSP2U ligger Cr/Ti på cirka 0,4 medan övriga punkter innanför Grännäsfjärden uppvisar Cr/Ti på cirka 0,2. Detta indikerar att samma/liknande material återfinns i samtliga sedimentfällor innanför Grännäsfjärden undantaget SUSP2U. Liknande trender uppvisar även provtagningarna från vinter, vår och sommar.



Figur 20. Krom-titankvoten i sedimentfällematerialet under samtliga säsonger. Säsongsvariationen är relativt liten.

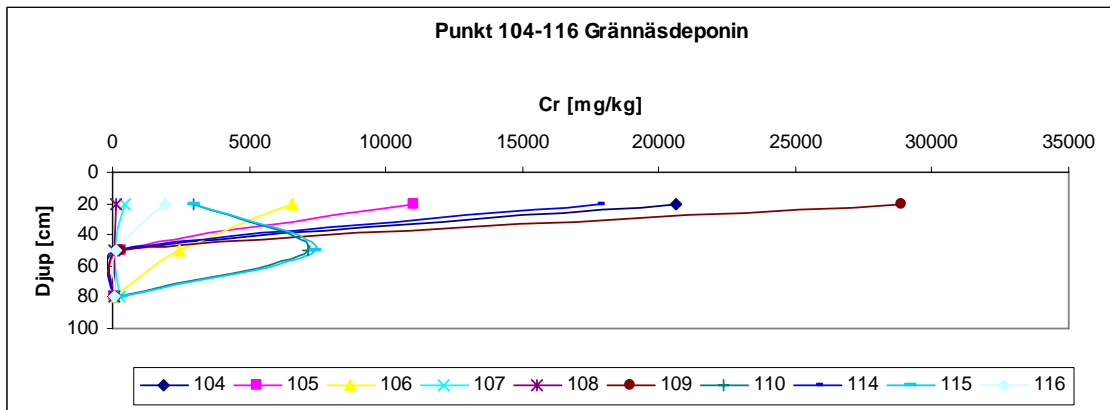
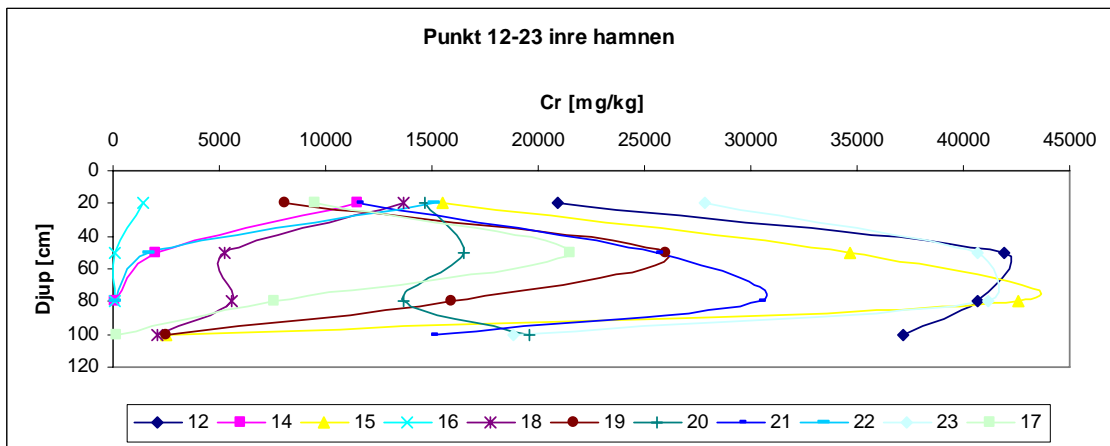
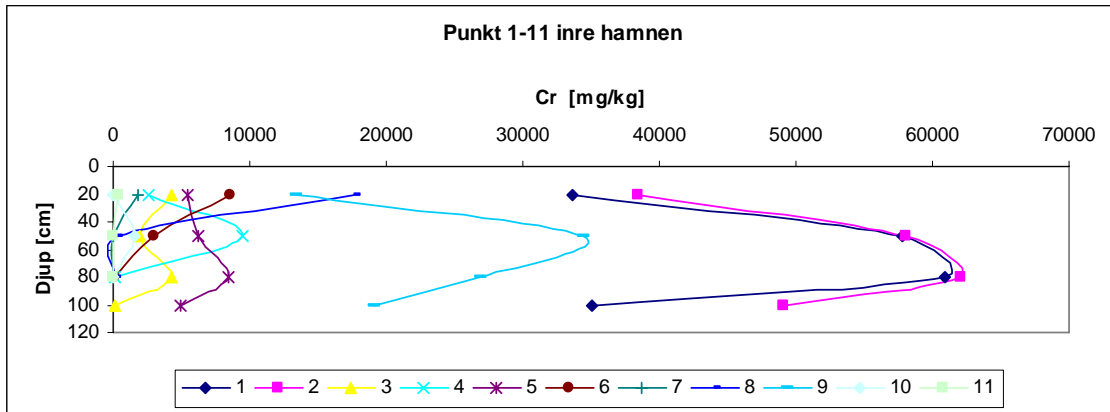
Varifrån kommer då materialet som återfinns i sedimentfällorna? Genom att studera Cr/Ti i ytsedimenten ses att kvoten i Grännäsfjärden och Eriksberg är klart högre jämfört med motsvarande för sedimentfällorna i dessa områden. Detta stämmer även för övriga säsonger, vilket indikerar att sediment från dessa områden inte resuspenderas. Resultaten stämmer väl överens med SGU (2004), som påvisade ostörda sediment i dessa delar. SGU undersökte sedimenten bland annat genom fotografering. Fotografierna visar sediment med en tydlig laminering, vilket indikerar depositionsbottnar utan fysisk störning. Även djupprofilerna för Cr/Ti som redovisas i kapitel 4.3.3 har ett utseende som indikerar att sedimenten är ostörda. Hade djupprofilerna istället varit relativt raka med liknande och höga halter på samtliga nivåer eller uppvisat kromtoppar på flera och andra nivåer skulle detta ha indikerat att omblandning sker i sedimenten.

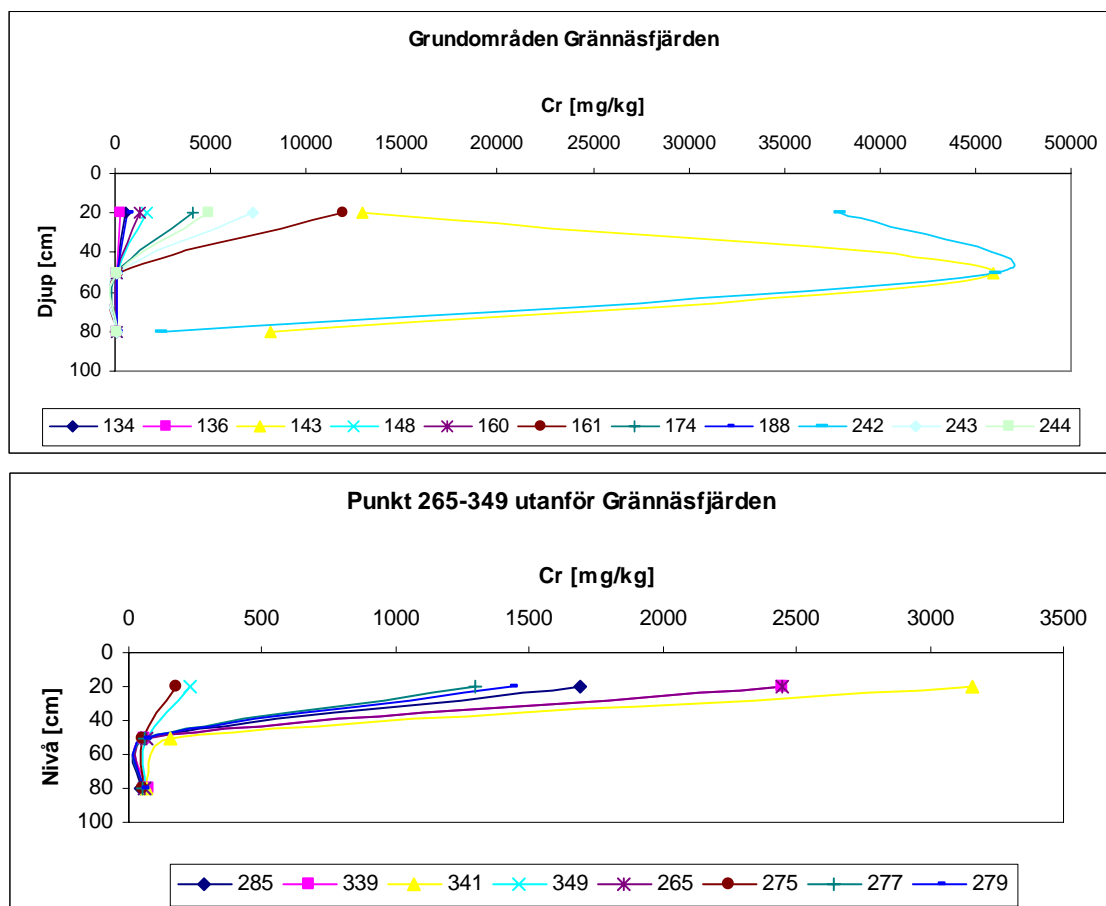
Den källa till sedimentfällematerialet med höga kromhalter som bedöms återstå är således de grundare delarna av viken, vilka framförallt återfinns inne i hamnen och i delar av Grännäsfjärden. Dessutom indikerar resultaten från sedimentfällorna och ytsedimenten att resuspension sker utanför utfyllnaden vid Grännäs.

I hamnen kan i princip fyra typer av sedimentprofiler noteras, relativt jämna kromhalter på samtliga nivåer, en halttopp vid 20 cm, en halttopp vid 50 cm och en halttopp vid 80 cm-nivån (figur 21). De profiler som uppvisar den högsta kromhalten vid 20 cm och sedan en sjunkande trend är jämförbara med de ostörda haltprofilerna som påvisats i stora delar av viken (se 4.3.3). Skulle sedimenten i hamnen vara ett ostört system skulle de flesta profilerna ha detta principutseende. Nu är inte fallet så med utan profiler med jämna och höga kromhalter samt med kromtoppar på både 50 och 80 cm-nivån kan ses. Detta indikerar att sedimenten i hamnen är störda. Relativt raka profiler med hög kromhalt (t.ex. punkt 5) visar att sedimenten rörs om och att de höga halterna blandas ut över alla nivåer.

Profiler som avviker i utseende från djupområdenas kan konstateras i ett sammanhängande område från hamnen och utåt till i höjd med Ekebo (se karta i figur 22). Även i några strandnära punkter i höjd med stadsdelen Grännäs kan dessa sedimentprofiler noteras.

Längre ut mot Grännäsfjärden är vattendjupet större och sannolikheten att resuspension sker bedöms vara mindre jämfört med inne i hamnen. Djupprofilerna från detta område indikerar i princip ostörda sediment, dvs. högst kromhalt vid 20 cm och avtagande halter mot djupet. Enstaka punkter uppvisar dock annorlunda djupprofiler, exempelvis punkt 110 och 115 (figur 21). I dessa punkter ses ett krommaxima på 50 cm-nivån. Dessa punkter är belägna utanför Grännäsutfyllnaden nära stationen SUSP2, vid vilken sedimentfälleresultaten indikerar att resuspension sker. Resultaten från djupprofilen och sedimentfällorna i detta område stämmer således väl överens, sedimenten har rörts om och uppvirvlat sediment har sedan uppmätts i den undre sedimentfällan men inte i den övre.



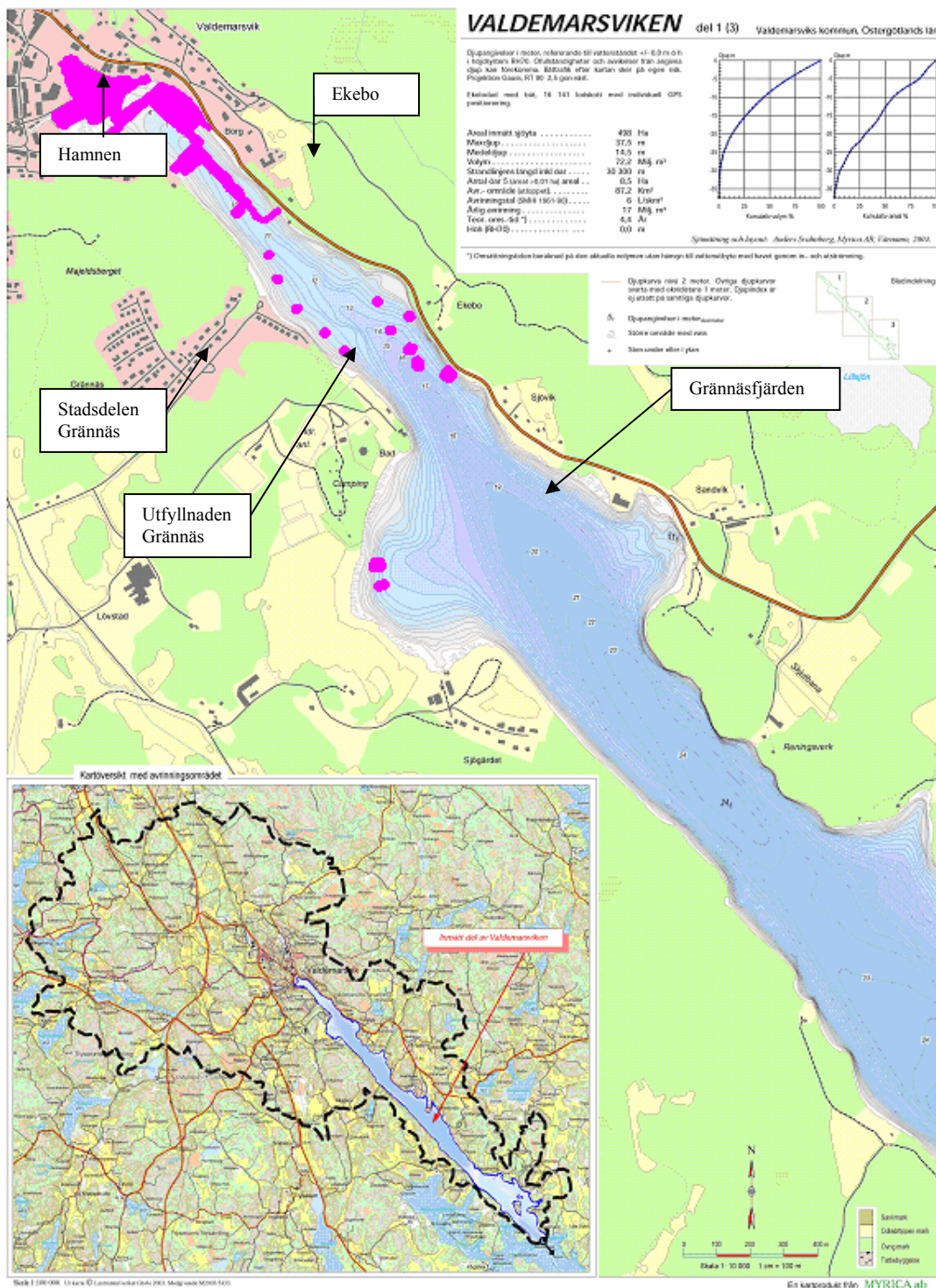


Figur 21. Djupprofiler för krom från inre hamnen, området utanför Grännäsutfyllnaden (SUSP2), grundområden i Grännäsfjärden, samt utanför Grännäsfjärden. Data är hämtade från sedimentkarteringen steg 2.

Även i Grännäsfjärdens grundområden (längs sydvästra stranden) uppvisar djupprofilerna samma principutseende som de ostörda profilerna på djupare nivåer. Undantaget gäller punkt 143 och 242 som båda har en kromtopp på 50 cm-nivån. Generellt indikerar resultaten således på att sedimenten i detta område är relativt ostörda, möjligtvis undantaget grundområdena i sydvästra delen av Grännäsfjärden.

Utanför Grännäsfjärden uppvisar samtliga undersökta punkter ett ostört utseende. Detta stämmer väl med SGUs fotograferingar (SGU, 2004).

Vad är det som gör att sedimenten i Valdemarsviken rörs om? Provtagningar i samband med Saga Lejons färd visar på att den båten virvlar upp sediment. Saga Lejon går dock endast in i viken vid ett mindre antal tillfällen per år. Spridningen av uppvirvlat sediment sker dock i princip över hela säsongen, vilket innebär att Saga Lejon ensam inte kan vara den enda orsaken. Sannolikt bidrar även all båttrafik till uppvirvlingen av krom- och kvicksilverförorenade sediment, i varierande grad beroende på båtarnas storlek och fart. Ytterligare en orsak till föroreningstransporten bedöms vara cirkulationen (vind och vatten).



Figur 22. Karta som visar de områden (rosa) där störda sediment påträffas. Störda sediment indikerar att resuspension kan ske i dessa områden.

Resonemanget visar att sedimenten inne i hamnen sannolikt är störda och att resuspension sker i detta område. Till viss del kan även resuspension ske i anslutning till utfyllnaden vid Grännäs samt i Grännäsfjärdens grundområden. En orsak till resuspensionen bedöms vara båttrafiken.

Eftersom sedimenten i övriga delar av viken generellt är ostörda betyder detta att källan till de stora mängder krom, som transporteras i viken och sedan sedimenterar, är koncentrerad till ett fåtal områden. De aktuella områdena är således främst hamnen, Grännäsutfyllnaden men i viss mån även grundområdena i sydvästra delen av Grännäsfjärden. Dessa områden kan således betraktas som källområden och övriga delar av viken som recipientområden. Källområden och recipientområden redovisas i figur 23.



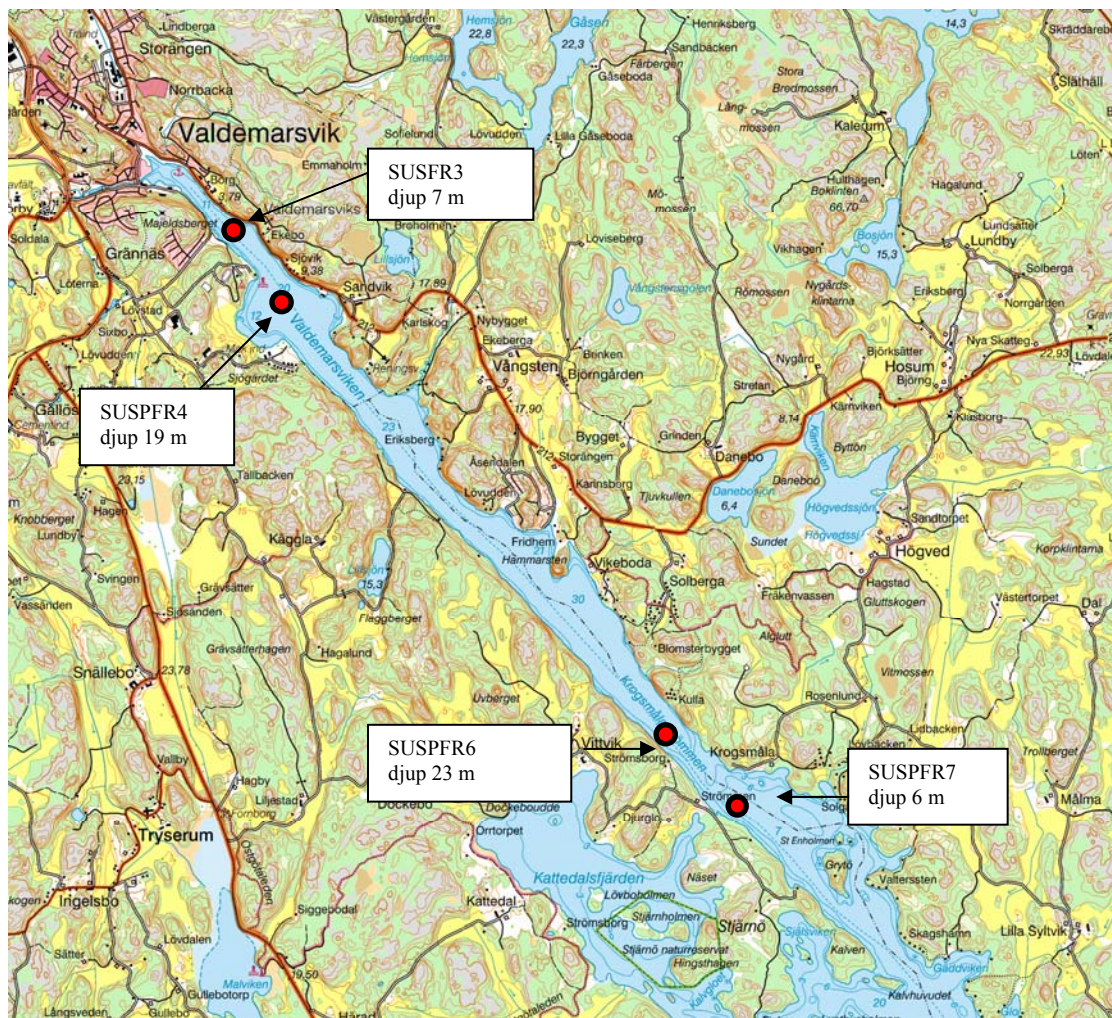
Figur 23. Karta som visar de områden som utpekats som källområden (rödmarkerade). Resterande del av viken betraktas som ett recipientområde. I figuren anges också arean för källområdena.

Sammanfattningsvis:

- Sedimenten i vissa källområden i Valdemarsviken är störda.
- Dessa sediment resuspenderas och fungerar således som en källa för spridningen av krom och kvicksilver till recipientområdena i Valdemarsviken.
- Resuspensionen orsakas sannolikt av båttrafiken och cirkulationen.

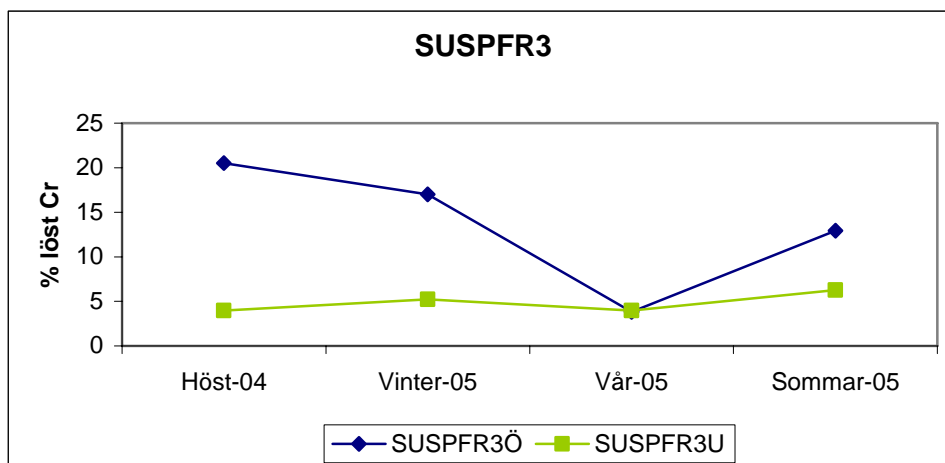
5.2.3 Partikelbunden eller löst transport av krom och kvicksilver i vattenpelaren

Provtagning av suspendat har gjorts vid fyra lokaler i Valdemarsviken. Lokalernas lägen framgår av kartan i figur 24.



Figur 24. Karta med provtagningspunkter för suspendat. Angivet är också vattendjupet i respektive punkt.

I tabell 9 och figur 25 visas resultat från provtagningarna av suspendat. Tabellen och figuren visar att krom generellt till största del föreligger partikelbundet i Valdemarsvikens vatten. Den lösta andelen uppgår till som mest cirka 40 % för flertalet av mätningarna. Enstaka avvikelser från detta förekommer, exempelvis en löst andel på 47-50 % i SUSPFR7 vid två tillfällen. Den lösta andelen krom i punkten utanför utfyllnaden vid Grännäs (SUSFR3) är klart högre i den övre nivån jämfört med den lägre vid samtliga provtagningar undantaget våren. Detta indikerar att suspendatet från den undre nivån till större del utgörs av partikelbundet krom, sannolikt uppvirvlat sediment. Förklaringen till att vårprovtagningen avviker från denna trend skulle kunna vara att denna provtagning skett strax efter våromblandningen i viken, vilket medför att vattenpelaren är väl syresatt. Att så skulle vara fallet ses på syremättnadsgraden vilken uppgick till 74 % vid detta tillfälle, jämfört med 30-50 % vid de övriga. En ökad syresättning medför att järn- och mangan kan oxideras (utfällning-partikelbildning) och därmed binda in "löst" krom.



Figur 25. Tidsserier för andelen löst krom i provpunkt SUSPFR3, övre och undre nivån.

Även i punkten i Grännäsfjärden (SUSPFR4) är andelen löst krom högre i den övre nivån jämfört med den undre. Andelen löst krom uppgår till 20-50 % i den övre nivån och 15-20 % i den undre. Även i denna punkt är skillnaderna mellan nivåerna tydlig vid flertalet av provtagningarna. Generellt är dock andelen löst krom högre i SUSPFR4 (Grännäsfjärden) jämfört med SUSPFR3 (utfyllnaden vid Grännäs), möjligen på grund av att det är grundare i den punkten.

I de yttre punkterna är skillnaderna mellan den övre och undre nivån inte lika stor och tydlig. I vissa fall är den lösta andelen högre i den undre nivån. Andelen löst krom varierar generellt mellan 20 och 50 % i dessa punkter, dvs. liknande Grännäsfjärden.

Tabell 9. % löst Cr i Valdemarsvikens vatten i respektive provtagningsstation. Stationerna är belägna innanför Grännäsfjärden (SUSPFR3), i Grännäsfjärden (SUSPFR4), i Krogsmålaströmmen (SUSPFR6) och utanför tröskeln (SUSPFR7). Vid varje provtagning har filtrering utförts med vatten från två nivåer (Ö och U).

Station	Höst-04	Vinter-05	Vår-05	Sommar-05
[% löst Cr]				
SUSPFR3Ö	20,5	17,0	3,8	12,9
SUSPFR3U	4,0	5,2	4,0	6,3
SUSPFR4Ö	24,2	46,1	37,2	21,1
SUSPFR4U	14,2	15,8	21,8	18,2
SUSPFR6Ö	22,0	36,0	42,0	36,9
SUSPFR6U	31,8	28,8	31,9	37,7
SUSPFR7Ö	19,5	38,9	47,2	36,8
SUSPFR7U	18,4	35,0	33,3	50,5

Även kvicksilver förekommer till största delen partikelbundet, cirka 30-45 % av kvicksilvret i vattnet förekommer i löst fas. För kvicksilver finns ingen tydlig tendens att andelen löst är högre i den övre punkten jämfört med den undre. Detta förhållande mellan övre och nedre punkten varierar mellan de olika provtagningsstationerna.

Sammanfattningsvis:

- Krom och kvicksilver förekommer främst partikelbundet i Valdemarsvikens vatten.

5.2.4 Spridning från Valdemarsviken till Östersjön

SMHI (2005) har modellerat vattenflödet från Valdemarsviken genom tröskeln vid Krogsmåla och ut till Östersjön. Den modellberäknade transporten ut genom tröskeln uppgår till cirka 1 kg krom/vecka, således cirka 50 kg/år. Den modellerade transporten bedöms vara något i underkant. Detta på grund av att modellen endast använder vattendata (ofiltrerade vattenprover), dvs. den tar inte hänsyn till den transport av krom som sker från sedimenten genom resuspension.

Tidigare beräkningar har uppskattat den totala (löst + partikelbundet krom) uttransporten till cirka 500 kg Cr/år. Denna beräkning grundar sig på att halten i vattnet multiplicerats med flödet ut vid tröskeln. Beräkningen tar inte hänsyn till att det även sker en återtransport av krom och således överskattas sannolikt uttransporten.

Ett tredje sätt att beräkna uttransporten av krom vid tröskeln är att använda data från sedimentfällorna. Detta kan göras genom att använda beräknade sedimenterande mängder och anta att dessa är representativa för det som transporteras ut. Problemet med beräkningen är att ansätta en korrekt area över vilken sedimentationen kan anses gälla. Vid beräkningen har det antagits att arean från tröskeln och ut till Krogsmåla är representativ för sedimentationen, dvs det område där större delen av sedimenten från viken sedimenterar. Beräkningen visar på en uttransporterad mängd krom på cirka 40-290 kg/år. Den högre siffran fås om data från den övre fällan används och den lägre om den undre fällan används. Det bedöms att den högre siffran, dvs. 290 kg Cr/år är mest representativ eftersom de utåtriktade strömmarna vid tröskeln är ytliga, enligt SMHI:s modelleringar. Om det antas att värdet från den undre fällan transporteras in i viken igen fås ett nettoflöde på cirka 250 kg Cr/år med detta beräkningssätt.

Sammantaget visar beräkningarna på att uttransporten av krom vid tröskeln ligger i storleksordningen 50-500 kg/år. Sannolikt ligger uttransporten på cirka 250 kg Cr/år, enligt beräkningarna från sedimentfällorna. Dessa beräkningar bedöms som mest tillförlitliga eftersom de tar hänsyn till suspenderat material samt innefattar mätresultat från en hel årsserie.

Sammanfattningsvis:

- Transporten av krom från Valdemarsviken till Östersjön uppskattas ligga mellan 50 och 500 kg/år. Beräkningar visar att ett troligt värde är cirka 250 kg krom/år.

5.3 Transportbarriärer

Transportbarriärer är processer som fördröjer eller förhindrar föroreningarnas transport från källan mot recipienten och skyddsobjekten. I likhet med källbarriärerna kan transportbarriärerna både vara av fysikalisk och kemisk natur.

För Valdemarsviken bedöms den process som är den främsta transportbarriären vara densamma som fungerar som källbarriär, nämligen sedimentationen. Genom att partiklar innehållande krom och kvicksilver binds till varandra och till organiskt material (exempelvis algblomning)

kan större partiklar/aggregat bildas. Dessa partiklar kan sedan sjunka till botten (sedimentera) och därmed förhindra vidare transport av föroeningarna.

En ytterligare transportbarriär bedöms vara tröskeln i sig.

5.4 Framtida transportvägar

De transportvägar som finns idag, spridningen via ytvatten samt från sedimenten bedöms även kvarstå i framtiden under förutsättning att inga åtgärder sätts in mot källan (sedimenten). I källområdena finns cirka 700-800 ton krom upplagrat. Beräkningar visar att spridningen från källområdena uppgår till knappt 2 ton/år. Detta ger att spridningen teoretiskt skulle kunna fortgå i storleksordningen 350-400 år till.

En transportväg som bedöms kunna bli relevant i framtiden är via skred. Det har tidigare utredningar fastlagts att stabiliteten i området kring utfyllnaden vid Grännäs är dålig. Eftersom höga kromhalter finns i området bedöms detta kunna ge upphov till en ökad spridning. En sådan spridning är dock inte kontinuerligt pågående utan uppträder som en diskret händelse i tiden. Effekterna av ett skred bedöms inte enbart bli att mer kromhaltigt material hamnar på Valdemarsvikens botten. När materialet som skredat når botten kommer sedimenten att störas och därmed röras om. Detta kan ge upphov till en ökad resuspension av sedimenten med en ökad spridning av krom och kvicksilver som följd. Omfattande skred skulle kunna ge upphov till att stora mängder metaller frigörs, en typ av metallchock för systemet (recipientområdena i Valdemarsviken).

En ökning av spridningen från sedimenten (resuspensionen) kan även vara tänkbar vid framtida arbeten i hamnen, exempelvis en utbyggnad. I samband med arbeten är det troligt att sedimenten störs och ytterligare material virvlas upp från sedimenten som sedan sprids utåt i viken.

Sammanfattningsvis:

- De transportvägar som finns idag bedöms även finnas i framtiden. Teoretiskt skulle spridningen av krom från sedimenten i källområdena kunna fortgå i storleksordningen 350-400 år till.
- Framtida händelser som skulle kunna ge upphov till en ökad spridning av krom och kvicksilver är via skred (utfyllnaden vid Grännäs) samt vid verksamhet som stör sedimenten i hamnen.

6 SAMLAD MASSBALANS

Genom att använda datamaterialet från provtagningarna av sediment och vatten kan en massbalans ställas upp för Valdemarsviken. Massbalansen redovisas i figur 27.

De totalt upplagrade mängderna av krom i Valdemarsvikens sediment bedöms vara mycket stora. Den totala mängden krom i hela viken ligger enligt beräkningarna i storleksordningen 700-800 ton. Av dessa återfinns uppskattningsvis cirka 550-600 ton i det som betraktas som källområde och cirka 200-250 ton i recipientområdet (se karta i figur 26). Beräkningen visar att de största mängderna fortfarande finns kvar i källområdet. Därmed finns en stor

föroreningspotential i källområdet och spridningen av krom till recipienterna, dvs resterande del av Valdemarsviken och Östersjön, bedöms kunna fortsätta under lång tid.



Figur 26. Karta som visar de områden som utpekats som källområden (rödmarkerade). Resterande del av viken betraktas som ett recipientområde. I figuren anges också arean för källområdena.

Till Valdemarsviken transporteras årligen cirka 17-18 kg Cr/år via ytvattendragen. Av dessa står Vammarsmålaån och Fifallaån för de största mängderna. Från fabriksomten har det i tidigare utredning (Tyréns, 2003) uppskattats att transporten uppgår till cirka 1 kg Cr/år.

Från sedimentfällorna erhålls att cirka 3,3 ton Cr/år årligen sedimenterar över hela Valdemarsviken. Genom att dela in viken i källområden och recipientområden enligt kapitel 5.1.2 kan de mängder som sedimenterar över respektive del beräknas. Det antas att hamnen, området mellan hamnen och Grännäs samt grundområden i sydvästra delen av Grännäsfjärden utgör källområden och resterande del av viken fungerar som recipient (sedimentationsbassäng). De sedimentfällor (SUSP1 och SUSP2) som är placerade inom källområdena ger en sedimentation av krom på cirka 1,8 ton/år.

Diffusionen av krom från sedimenten över hela viken har uppskattats till cirka 20 kg/år. Tillsammans med tillförseln från ytvattendrag och fabriksomten räcker dessa mängder inte till för att nå upp till de mängder som årligen sedimenterar. Enligt tidigare resonemang står

resuspensionen från källområdena sannolikt för detta. För att ”få ihop” massbalansen beräknas således resuspensionen indirekt från det datamaterialet.

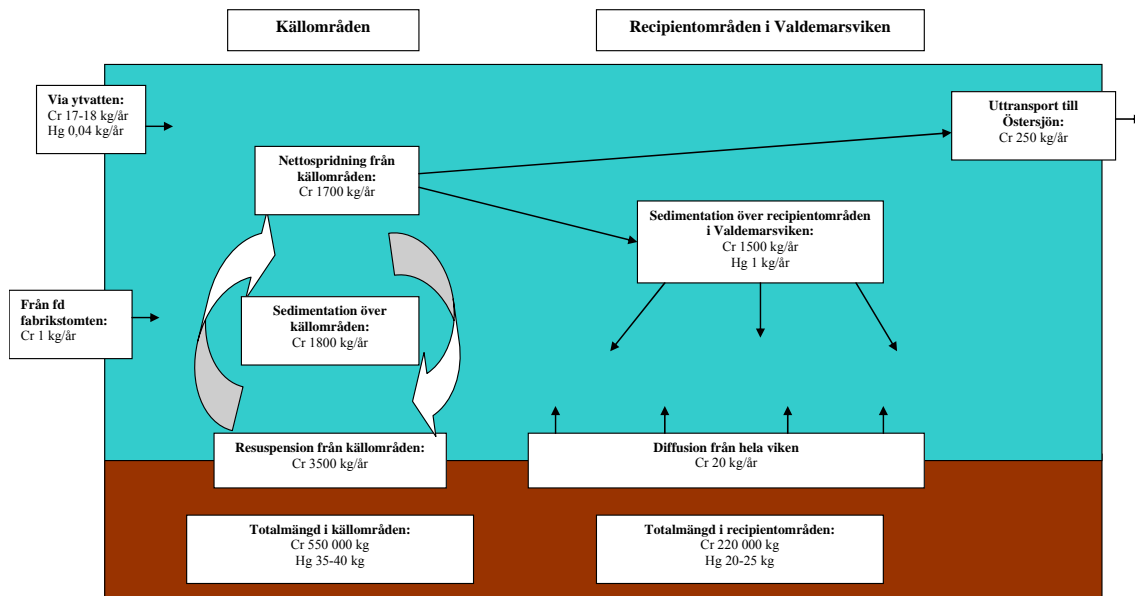
Sedimentation på cirka 3,3 ton Cr/år tillsammans med uttransporten till Östersjön vid tröskeln på cirka 250 kg/år ger att totalt cirka 3,5 ton Cr/år ”försvinner” ur systemet. Till systemet tillförs cirka 20 kg Cr/år via ytvattendrag och från fabriksstomten samt lika mycket till via diffusion, således cirka 40 kg/år. Detta ger att knappt 3,5 ton Cr/år måste tillföras från källområdena i de innersta delarna av viken genom resuspension.

Av dessa 3,5 ton/år återsedimenterar cirka 1,8 ton/år tillbaka över källområdena. Resterande 1,7 ton/år sprids således vidare till recipienterna, dvs. övriga Valdemarsviken samt Östersjön (beräknat från sedimentfällor). Cirka 1,5 ton/år sedimenterar över recipientområdena i Valdemarsviken medan cirka 250 kg/år transporteras ut till Östersjön vid tröskeln.

Beräkningen av spridningen från källområdena med hjälp av sedimentfälldata skiljer sig markant från de siffror som anges av SMHI (2005). I den rapporten redovisas transporten av krom genom två snitt i viken, före och efter Grännäsfjärden. Den modellerade transporten uppgår till 25 kg krom/år in i Grännäsfjärden och 40 kg krom/år ut ur densamma. Anledningen till att modelleringen skiljer sig så pass mycket jämfört med beräkningen är att modelleringen inte tagit hänsyn till att resuspension och även återsedimentering av sedimenten sker. Modellen baseras endast på data från vattenprovtagning (ofiltrerade prover). På grund av att en resuspension sker i vissa källområden, enligt datamaterialet, så bedöms beräkningarna som tar hänsyn till detta ge ett bättre mått på spridningen jämfört med en modell enbart baserad på vattenanalyser.

Inga motsvarande undersökningar i Sverige har haft krom som huvudsakligt problemelement och därmed är underlaget vad gäller jämförelsedata för spridning sparsamt. Som jämförelse anges istället utsläppstillstånden för två industrier där stora mängder krom används i processerna. Sandvik i Sandviken som tillverkar produkter i rostfritt stål släpper årligen ut mindre än 50 kg/år. Elmo Leather i Svenljunga som är Sveriges största garveri där krom hanteras har ett tillstånd på att släppa ut 0,2 kg krom/dygn. Detta ger i storleksordningen 60-70 kg krom/år. Spridningen från källområdet i Valdemarsviken är således ca tjugo gånger högre än Elmos tillstånd och ca trettio gånger högre än utsläppet från Sandvik.

En annan jämförelse som kan göras är med den naturliga spridning som teoretiskt borde ske om Valdemarsviken inte innehållit förhöjda halter av krom. Enligt massbalansen tillförs årligen cirka 17-18 kg krom via ytvattendragen till Valdemarsviken. I ett massbalanshänseende borde således samma mängd lämna viken. Sannolikt borde dock denna mängd vara lägre, pga att en viss mängd hinner sedimentera på vägen ut till tröskeln. Om det ändå antas att den naturliga uttransporten ligger i storleksordningen 17-18 kg krom/år är den uttransport som uppskattas idag (250 kg krom/år) cirka 10-15 gånger större.



Figur 27. Massbalans för Valdemarsviken. Transporten in via ytvatten avser Vammarsmålaån, Fifallaån samt mindre vattendrag som mynnar i viken. Uttransporten via tröskeln är beräknad från sedimentfälldata. Intransporten från fd fabriksstomten är hämtad från Tyréns (2003). Diffusionen är beräknad med data från DNV (2004) och sedimentation från provtagningar av sedimenterande material (sedimentfällor). Resuspensionen fås genom differensen mellan intransporten + diffusionen och uttransporten + sedimentationen. Då krom inte nybildas i viken samt att inga andra betydande källor finns bör detta antagande vara rimligt. Avrundade siffror redovisas i figuren.

7 SKYDDSOBJEKT

7.1 Beskrivning av skyddsobjekt

Ett antal skyddsobjekt som kan utsättas för riskerna kopplade till den f d verksamheten vid Lundbergs läder har identifierats nedan:

- Människor som badar i viken
- Människor som vistas vid Valdemarsviken
- Människor som intar fisk som fångats i viken
- Miljön i vikens vatten och sediment
- Östersjön

Människor som badar i viken bedöms vara ett högt skyddsobjekt. I viken finns flera populära badplatser (bland annat vid Grännäs) som sommartid utnyttjas flitigt. Även längre ut i viken finns sommarstugor med egna bryggor. Även människor som vistas vid Valdemarsviken, exempelvis på båtar har beaktats. Då matfisk, i form av bland annat abborre, gädda och ål, förekommer i viken bedöms även människor som intar fisk vara ett skyddsobjekt.

Miljön i Valdemarsviken bedöms vara ett skyddsobjekt. Valdemarsviken utgör riskintresse båda vad gäller naturvården och friluftslivet (Länkartor, 2001). I vikens yttre delar finns flera naturreservat. Då viken också utnyttjas frekvent som turistmål och för rekreation under sommaren måste miljön anses ha ett mycket stort skyddsvärde.

Den slutliga recipienten, Östersjön, listas också som ett skyddsobjekt. Enligt riksdagens miljömål nummer 10, Hav i balans samt levande kust och skärgård ska Östersjön bland annat *ha en långsiktig hållbar produktionsförmåga och den biologiska mångfalden ska bevaras*.

Företrädesvis är ovan listade skyddsobjekt kopplade till riskerna med Valdemarsvikens vatten och sediment. Riskerna med fabriksomten har i tidigare undersökning bedömts som små-måttliga (Tyréns, 2003). Förutom sedimenten och vattnet i viken samt fabriksomten finns ytterligare ett objekt som skulle kunna innebära risker, utfyllnaden vid Grännäs. Tidigare utförd geoteknisk utredning har visat att utfyllnaden har dålig stabilitet och att skredrisken är uppenbar (J&W Samhällsbyggnad, 2002). Höga halter av krom har uppmätts i utfyllnaden men hälsoriskerna för människor har tidigare bedömts som liten (Envipro Miljöteknik AB, 2001). I samma rapport konstateras att åtgärder för utfyllnaden kan projekteras direkt. Inga skyddsobjekt specifika för utfyllnaden har därför identifierats. Däremot har utfyllnaden gemensamma skyddsobjekt med sedimenten i viken, eftersom det konstaterats att mycket deponimaterial finns på vikens botten.

7.2 Exponeringsvägar – beräkning av platsspecifika referenskoncentrationer

För att undersöka om halterna i Valdemarsvikens sediment och vatten kan innebära några risker för skyddsobjekten listade ovan har värdena satts i relation till referenskoncentrationer. Naturvårdsverket har utarbetat generella riktvärden för olika typer av markanvändning (Naturvårdsverket, 1997a och 1997b). Dessa generella värden har dock inte bedömts som tillämpbara för Valdemarsviken, främst på grund av att exponeringstiderna bedöms skilja samt att de inte är tillämpbara på sediment. Beräkningarna av platsspecifika referenskoncentrationer har genomförts enligt riktlinjer från Naturvårdsverkets rapporter ovan. De element som bedömts förekomma i höga halter och utgör riskelement har behandlats. Detta gäller således krom och kvicksilver. Sexvärt krom och metylkvicksilver har i tidigare undersökning visats förekomma i mycket liten utsträckning varefter riskbedömningen koncentreras på total-krom och total-kvicksilver. Referenskoncentrationerna redovisas var för sig för aktuell exponeringsväg.

Tabell 10. Exponeringsvägar som används vid framtagandet av Naturvårdsverkets generella riktvärden. Markerade exponeringsvägar bedöms vara relevanta för Valdemarsvikens vatten och sediment.

Exponeringsväg	Valdemarsviken
<i>Människor:</i>	
Intag av sediment	x
Hudkontakt	x
Inandning av damm	
Inandning av ångor	
Intag av grundvatten	
Intag av ytvatten	x
Intag av grönsaker	
Intag av fisk	x
<i>Miljön:</i>	
Effekter inom området	x
Effekter i ytvattenrecipient	x

De exponeringsvägar som har betraktats som möjliga vid de platsspecifika förhållandena vid Valdemarsviken redovisas i tabell 10. För intag av sediment, hudkontakt och intag av ytvatten och grönsaker har teoretiska beräkningar avseende riskerna utförts. För intag av fisk och

ekotoxikologiska risker (i sediment och vatten) har istället direkta jämförelser med genomförda biologiska undersökningar gjorts.

Vid beräkningen för intag av sediment har även resultat från de sekventiella lakningarna använts. Detta innebär att ett försök att ta hänsyn till möjlig tillgänglighet och upptag i människan (mag-tarmkanalen) gjorts.

Exponering för förorenade sediment bedöms främst ske vid bad och förtöjning av båtar. Detta gäller både intag av sediment och hudkontakt. Ett tänkbart scenario är att badande barn dyker ner till botten och tar med sig sediment upp. Framförallt sker detta således vid badplatserna, exempelvis Grännäs. Riskerna vid förtöjning av båtar bedöms främst finnas inne i hamnen, där höga halter av krom påvisats.

Direktexponering för föroreningarna i form av inandning av damm eller ångor bedöms inte vara relevant i detta sammanhang.

I samband med bad är det även tänkbart att få i sig vatten genom bland annat ”kallsupar”. Regelbundet intag av dricksvatten bedöms däremot inte ske. Inget grundvattenuttag är sannolikt vare sig nu eller i framtiden i anslutning till utfyllnaden (Envipro Miljöteknik AB, 2001).

Det bedöms inte ske någon odling av grönsaker i anslutning till områden med förorenad mark eller sediment. Intag av fisk har däremot beaktats då det finns matfisk i viken, bland annat gädda, abborre och ål.

För miljön har både effekter i ytvatten och i sedimenten beaktats.

Vid bedömningen av hälsoriskerna för människa från ett förorenat område används bl.a. information gällande vilka doser som ger en viss effekt, eller sambandet mellan dos-respons för människa. Sådana data är utgångspunkten för de s.k. tröskelvärdena som ger en viss negativ effekt och tas fram genom experiment eller epidemiologiska studier. För de flesta föreningar uttrycks dessa tröskelvärden, efter att säkerhetsfaktorer används för att ta hänsyn till osäkerheter i de tillgängliga data, som en tolerabelt daglig dos/intag (TDI) med enheten mg/kg kroppsvikt och dag. Till grund för Naturvårdsverkets generella riktvärden har bakgrundsdata för TDI från bl.a. WHO (World Health Organization) och gränser för ekotoxikologiska effekter från Canada och Nederländerna använts. Indata för beräkning har i mån det bedömts relevant tagits från och uppdaterats från dessa källor samt även US.EPA. För övriga värden som t.ex. för kroppsvikt, exponerad hudyta, plantupptag, har data från Naturvårdsverket som används i beräkningarna av de generella riktvärdena använts. För exponeringstid, utspädningsförhållanden och lakegenskaper har däremot direkt platsspecifika data använts.

7.2.1 Människor

Intag av sediment

Intag av förorenade sediment bedöms kunna ske i samband med bad och vid förtöjning av båtar. Det genomsnittliga dagliga intaget för barn har antagits till 200 mg/kg (konservativt värde enligt US EPA) och för vuxna 50 mg/kg (samma som Naturvårdsverkets generella riktvärden). Bad bedöms vara den aktivitet som sker i störst utsträckning och har därmed varit dimensionerande

för riskbedömningen. Vid beräkningarna antas att antalet tillfällen där människor kommer i kontakt med sediment är 5 dagar/år, dvs antalet tillfällen för bad och båtfärder kan vara större.

Både för krom och kvicksilver finns TDI-värden att tillgå. I Naturvårdsverket (1997b) anges TDI-värdet för krom(III) till 1 mg/kg kroppsvikt och dag och för kvicksilver till $4,7 \times 10^{-4}$ mg/kg kroppsvikt och dag.

Resultaten från beräkningarna visar att krom inte är begränsande med dessa antaganden. Genom att anta att exponering sker varje dag, vilket egentligen är helt orimligt, fås en referenskoncentration för total-krom på 75 000 mg/kg. Denna halt är betydligt högre än de högsta halterna utanför Grännäs badplats, cirka 20 000 mg/kg. Vid användning av ett TDI-värde på 1 mg/kg kroppsvikt och dag föreligger således inga risker vad gäller intag av sediment för krom. RAIS (2006) föreslår en höjning av TDI-värdet för krom till 1,5 mg/kg kroppsvikt och dag. Om detta värde skulle användas vid beräkningarna skulle således referenskoncentrationen höjas ytterligare.

Kroms toxicitet varierar med dess förekomstforms vattenlöslighet (Baars *et al.*, 2001). Exempelvis är vattenlösliga former som kromklorid (CrCl_3) och kromacetat ($\text{Cr}(\text{CH}_3\text{COO})_3$) mer toxiska än svårslöslig kromoxid (Cr_2O_3). RIVM (2001) anger ett TDI-värde på 0,005 mg/kg kroppsvikt och dag för lösliga former av krom, vilket är en faktor 1000 lägre än motsvarande för de svårslösliga formerna. Om detta TDI-värde används istället för 1 mg/kg kroppsvikt och dag och med övriga antaganden konstanta fås en referenskoncentration för krom på cirka 27 400 mg/kg. Halter högre än detta värde har analyserats i ytsedimenten utanför utfyllnaden vid Grännäs. Det bör dock påpekas att halterna som kan anses lösliga är betydligt lägre. Enligt sekventiella lakförsöken föreligger cirka 6-8 % i de två mest lättillgängliga faserna (adsorberat och labilt organisk material, vilka grovt kan anses motsvara lättlösliga former), vilket ger en tillgänglig halt på som mest cirka 3600 mg/kg. Även med denna betydligt högre toxicitet anses således att sedimenten i Valdemarsviken inte utgör någon human-toxikologisk risk för krom vad gäller direktintag.

För kvicksilver fås en referenskoncentration på cirka 2670 mg/kg, vilket är betydligt högre jämfört med halterna i sedimenten. Även om exponering antas ske dagligen året om (orimligt antagande) så blir den beräknade referenskoncentrationen högre än de högsta halterna i sedimenten.

Sammantaget bedöms således sedimenten i Valdemarsviken inte utgöra någon risk vad gäller oralt intag, dvs sedimenten utgör ingen risk för människor vid intag genom munnen.

Hudkontakt

Hudkontakt med sedimenten bedöms kunna ske på samma sätt som intag via munnen, dvs. i samband med bad och vid förankring av båtar. Samma exponeringsantaganden som för intag av sediment används således, 5 dagar/år för barn respektive vuxna. Samma TDI-värden som anges av Naturvårdsverket (1997b) används vid beräkningarna.

Resultaten visar att krom återigen inte är begränsande. Vid antagande om exponering varje dag året runt fås en referenskoncentration på cirka 268 000 mg/kg, vilket är klart högre än de högsta uppmätta halterna i sedimenten.

Den beräknade referenskoncentrationen för kvicksilver uppgår till 7350 mg/kg, vilket är betydligt högre än uppmätta halter i sedimenten. Om exponeringstiden antas till 365 dagar/år erhålls en referenskoncentration på cirka 100 mg/kg. Återigen är referenskoncentrationen klart högre än halterna i sedimenten.

Intag av ytvatten

Intag av ytvatten från viken kan tänkas ske i samband med bad, exempelvis ”kallsupar”. En beräkning av referenskoncentrationen för denna exponeringsväg har utförts utifrån TDI-värden på liknande sätt som för intag av jord. Samma TDI-värden som anges av Naturvårdsverket (1997b) används vid beräkningarna. Det antas att den dagliga exponeringen uppgår till 0,1 l/d. Denna siffra grundar sig på att intaget sker via exempelvis kallsupar. Således antas att viken i vattnet inte utnyttjas för konsumtion, vilket hade gett ett högre värde på det dagliga intaget. Exponeringstiden sätts till 5 dagar/år, dvs. en människa som badar i viken får i sig 0,1 l vid 5 tillfällen per år. Dimensionerande för beräkningen är barn.

Beräkningarna visar att krom inte är begränsande. Om TDI-värdet för lösliga kromformer som anges av Baars *et. al* (2001) används istället fås en referenskoncentration på 55 000 µg/l, vilket är betydligt högre jämfört med halterna i ytvattnet (maxvärde cirka 3 µg/l). För kvicksilver uppgår den beräknade referenskoncentrationen till 5150 µg/l. Även denna halt är betydligt högre än de uppmätta halterna i vikens vatten (maxvärde cirka 7 µg/l).

Sammantaget görs bedömningen att Valdemarsvikens vatten inte utgör någon human-toxikologisk risk vad gäller krom och kvicksilver vid enstaka mindre intag, exempelvis vid bad. Intag av vatten vid exempelvis ”kallsupar” är således inte förknippat med någon risk avseende dessa element.

Intag av fisk

Matfisk i form av bland annat abborre, gädda och ål förekommer i Valdemarsviken. Fiske och intag av fisk som fångats i viken bedöms förekomma i relativt stor utsträckning. Istället för att göra en teoretisk beräkning enligt Naturvårdsverket (1997b) har abborre, gädda och ål i matstorlek fångats. Fiskmuskel, dvs. den del som vanligen äts, från dessa fiskar har analyserats (se tabell 11).

För kvicksilver i fisk finns gränsvärden och kostrekommendationer att tillgå (EU, 2001 och Livsmedelsverket, 2006). Ett EU-gemensamt gränsvärde för kvicksilver i gädda och ål finns på 1,0 mg/kg. För abborre uppgår motsvarande till 0,5 mg/kg. Dessa värden överskrids av samtliga fångade fiskar av matstorlek för både abborre och gädda. Fisken bedöms således vara mindre lämplig för regelbunden konsumtion (se även Medins Biologi AB, 2005). Det bör dock påpekas att kvicksilverhalterna i fisk som fångats inne i viken inte är högre jämfört med referenslokalen i Kattedalsfjärden.

Kromhalterna i fisken är generellt som högst i de fiskar som fångats längst in i viken (område 1). Speciellt tydlig är skillnaden vad gäller abborre och ett förhöjt upptag av krom kan således noteras.

Tabell 11. Metallhalter i fiskmuskel från matfisk fångade i Valdemarsviken (område 1-3) och Kattedalsfjärden (område 4, referenslokal).

Område	Art	Cr	Hg
		[mg/kg]	[mg/kg]
1	Abborre	0,109	1,22
2	Abborre	0,021	1,25
3	Abborre	0,019	1,36
4	Abborre	0,016	1,90
1	Gädda	0,023	2,08
2	Gädda	0,018	1,56
4	Gädda	<0,020	3,39
1	Ål	0,026	<0,5
2	Ål	<0,020	<0,5
3	Ål	0,013	0,81

För att utreda huruvida risker vid intag av fisk föreligger eller inte har den mängd som kan ätas utan risk beräknats fram utifrån TDI-värden. Beräkningar har utförts för både barn (15 kg) och vuxna (70 kg). TDI-värden har hämtats från Naturvårdsverket (1997b) samt från Baars *et al.* (2001) avseende lösliga kromföreningar.

Resultat från beräkningarna redovisas i tabell 12. Krom bedöms inte utgöra någon human-toxikologisk risk vad gäller krom. För att överskrida TDI-dosen krävs ett dagligt intag på hundratals kilo fisk. Om det antas att allt krom förekommer i de mer toxiska och lösliga formerna blir det dagliga intaget klart lägre. För vuxna krävs generellt ett intag på ett par kilo fisk dagligen, vilket bedöms som mindre sannolikt. För barn fås en minsta mängd på cirka 700 g abborre/dag. Detta intag bedöms vara för stort för ett litet barn.

Till skillnad mot krom visar dock beräkningarna att halterna av kvicksilver i fisken skulle kunna utgöra en human-toxikologisk risk. För barn krävs intag i storleksordningen 2-5 g abborre eller gädda per dag för att TDI-dosen ska uppnås. För ål uppgår motsvarande till 8-16 g/dag. Dessa mängder bedöms vara rimliga barnportioner av fisk. För vuxna krävs ett något större intag för att TDI-dosen ska uppnås, i storleksordningen 15-25 g abborre, 10-15 g gädda och 40-75 g ål dagligen. Även dessa mängder bedöms vara rimliga portioner för en vuxen människa.

Tabell 12. Mängder (kg/d) av respektive fiskart som måste intagas för att TDI-dosen ska överstigas för barn respektive vuxna. Det första värdet är beräknat utifrån den högsta analyserade halten medan det andra värdet är beräknat utifrån medelhalterna i fiskarna.

Element	Abborre		Gädda		Ål	
	Barn	Vuxna	Barn	Vuxna	Barn	Vuxna
[kg/d]						
Cr-tot	140/360	640/1700	650/880	3040/4120	580/920	2690/4290
Cr-löslig	0,69/1,8	3,2/8,5	3,3/4,4	15/21	2,9/4,6	13/21
Hg-tot	0,0037/0,0049	0,017/0,023	0,0021/0,0030	0,0097/0,014	0,0087/0,016	0,041/0,075

Sammantaget visar provfisket att ett upptag av både krom och kvicksilver i fisk sker. Halterna av kvicksilver ligger för samtliga analyserade fiskar över gränsvärden. Regelbunden konsumtion av fisk som fångats i Valdemarsviken bedöms således vara mindre lämplig.

7.2.2 Miljö

Ekotoxikologiska effekter i sediment och ytvatten

För att utreda eventuella ekotoxikologiska effekter i Valdemarsvikens sediment och ytvatten har direkta jämförelser med riktvärden gjorts. Dessutom har flera toxicitetstester och biologiska undersökningar genomförts inom ramen för huvudstudien.

Som riktvärden för ekotoxikologiska effekter i sedimenten används data från CCME (2002), vilka bland annat redovisar så kallade PEL-värden (Probable Effect Levels). För krom anges ett PEL-värde på 90 mg/kg för sötvatten och 160 mg/kg för marina förhållanden. Huruvida Valdemarsviken ska betraktas som sötvatten eller marin miljö kan diskuteras men även om det högre riktvärdet (marin miljö) används så överskrider halterna i ytsedimenten detta värde i stort sett hela viken. Även utanför tröskeln kan enstaka värden högre än 160 mg/kg noteras. Effekter på det akvatiska livet på grund av de höga kromhalterna bedöms således som sannolika. Halter över jämförelsevärden finns generellt även på djupare nivåer i sedimenten.

För kvicksilver anges ett PEL-värde på 0,486 mg/kg för sötvatten och 0,70 mg/kg för marina miljöer (CCME, 2002). Riktvärdet för marina förhållanden överskrids generellt i ytsedimenten i de inre delarna av viken samt en stor del av Grännäsfjärden. Ytsedimenten utanför Grännäsfjärden uppvisar halter över 0,70 mg/kg endast i en undersökt punkt. Om det lägre riktvärdet för sötvatten istället används så överskrids detta värde i ytterligare två punkter, bland annat utanför tröskeln. Även på djupare nivåer i sedimenten överskrider kvicksilverhalterna jämförelsevärdet.

För ekotoxikologiska effekter i ytvatten har jämförelser gjorts med vattenkvalitetskriterier från Kanada (CCME, 2005). För marina miljöer anges ett riktvärde för krom på 56 µg/l och för sötvatten på 8,9 µg/l. Ytvattnet i viken ligger klart lägre än det angivna riktvärdet för marina förhållanden. Högsta enskilda mätningen från genomförd referensundersökning uppgår till knappt 9 µg/l, vilket således ligger i nivå med riktvärdet för sötvatten. Tidigare genomförd undersökning av DNV (2003) har påvisat kromhalter högre än 56 µg/l i sedimentens porvatten. Företrädesvis gäller det djupare nivåer (7-10 cm och 10-20 cm). I samtliga punkter i inre viken och i Grännäsfjärden uppvisade porvattnet på dessa nivåer kromhalter högre än riktvärdet. I punkten utanför tröskeln uppgick kromhalten i porvattnet på nivån 10-20 cm till 57 µg/l, således i nivå med riktvärdet för marina förhållanden.

Även för kvicksilver ligger halterna i ytvattnet under både riktvärdet på 0,026 µg/l för sötvatten och 0,016 µg/l för marina miljöer som anges av CCME (2005). Till skillnad mot krom ligger kvicksilverhalterna i porvattnet också generellt under riktvärdena. Enstaka undantag förekommer från detta. Den högsta kvicksilverhalten i porvattnet uppgår till cirka 0,021 µg/l (nivån 10-20 cm i Grännäsfjärden) enligt tidigare utförd utredning, vilket således ligger mellan riktvärdena för marin miljö och sötvatten.

Sammantaget indikerar jämförelserna med riktvärden att risker för ekotoxikologiska effekter föreligger, främst i sedimenten och porvattnet. För att bekräfta dessa resultat har ett antal toxicitetstester och biologiska studier genomförts inom ramen för projektet. Undersökningarna har omfattat bottenfaunainventering, studier av mundelsskador på fjädermygglarver, metallinnehåll i fisk och Östersjömussla, toxicitetstestning avseende blåmussla samt undersökning av dödligheten och tillväxthiberingen på ostracod.

Resultaten från bottenfaunainventeringen visade att artsammansättningen inte uppvisade några tydliga negativa effekter (Medins Biologi AB, 2005). Artantalet och individtätheten betraktades som normala för området. Undantaget gäller den känsliga vitmärlan, vars förekomst var negativt

påverkad i den innersta delen av viken. Mundelsskador på fjädermygglarver förekom i vad som bedömdes som hög frekvens. De höga kromhalterna i sedimenten bedöms vara en sannolik förklaring till detta. Metallinnehållet var mycket högt i Östersjömusslor från den innersta delen av viken med tendenser till avtagande halter utåt i viken (se tabell 13 nedan där profil 5 är referenslokalen). Ett upptag av krom i biota kan således konstateras.

Tabell 13. Halter av krom och kvicksilver i Östersjömussla. Färgmarkeringarna visar avvikelseklassning i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Röd färg visar en mycket stor avvikelse mot jämförvärdet, orange färg visar en stor avvikelse och gul färg visar en tydlig avvikelse mot jämförvärdet. Ofärgade värden visar en avvikelse som är ingen till obetydlig eller liten. Data hämtade från Medins Biologi AB (2005).

Profil	Djup [m]	Cr [mg/kg TS]	Hg [mg/kg TS]
1A	5	260	0,56
1A	8	179	<0,5
1A	12	26,1	1,37
1B	5	38,0	<0,5
1B	8	44,7	<0,4
1B	12	71,0	0,97
2	5	12,3	<0,6
2	8	15,3	<0,5
2	12	16,9	1,25
3	5	6,75	<0,5
3	8	4,60	<0,5
3	12	4,52	0,56
5	8	2,21	1,11

Samstämmigheten mellan metallinnehållet i sedimenten och i musslorna var mycket god, dvs. höga halter i sediment – höga halter i mussla. Halterna av krom och kvicksilver i blåmussla uppgick som mest till 260 mg/kg respektive 1,4 mg/kg. Även andra metaller såsom koppar (högsta värde 410 mg/kg) och zink (högsta värde 1030 mg/kg) kunde noteras i relativt höga halter (Medins Biologi AB, 2005). Halterna i musslorna i Valdemarsviken kan jämföras med motsvarande för kustområdet kring Oskarshamn (Öberg-Högsta och Bank, 2005). Vid mätningar 2003 uppmättes kvicksilverhalter på som mest 0,2 mg/kg, kopparhalter på 24 mg/kg och zinkhalter på 380 mg/kg. Dessa halter uppmättes i musslor som fångats inne i Oskarshamns hamnbassäng.

Motala Ströms Vattenvårdsförbund genomför recipientkontroll av blåmussla ibland annat Valdemarsviken. Undersökningar visar att kromhalterna i blåmusslorna avvek mycket stort jämfört med naturliga bakgrundshalter under 2003 (Motala Ströms Vattenvårdsförbund, 2003). Halterna av krom i blåmussla var under 2000 och 2003 de högsta sedan 1976. Generellt är det gott om blåmusslor i Valdemarsviken men musslornas skal är sköra (Motala Ströms Vattenvårdsförbund, 2003).

Fisken som fiskades vid provfisket visade inte på några tecken på yttre eller inre skador. Artsammansättningen och storleksfördelningen visade inte heller på några tydliga avvikelser. Vad gäller metallinnehållet i små abborrar finns en indikation på förhöjda kvicksilverhalter i den inre delen av viken. För abborre, gädda och ål av matstorlek var kromhalterna högst i fiskar som fångats i den inre delen av viken, vilket indikerar ett förhöjt upptag i detta område. Vad gäller kvicksilver var halterna i abborre och gädda höga i hela viken och dessa rekommenderas inte för regelbunden konsumtion. Återigen visar undersökningarna på att ett upptag av krom och kvicksilver i biota sker.

Porvatten från fem sediment (fyra prover och en referens) samt två kontroller (steriliserat havsvatten) genomgick en toxicitetstestning avseende befruktningen och larvutvecklingen hos blåmussla (*Mytilus edulis*). Befruktningsgraden var signifikant lägre än referens- och kontrollprovet för ett av sedimenten (från Grännäsfjärden). Övriga tre prover uppvisade ingen signifikant skillnad jämfört med referens- och kontrollprover (tabell 14). Däremot uppvisade samtliga prover en kraftig negativ effekt på utvecklingen av veligerlarver jämfört med referens- och kontrollproverna.

Tabell 14. Andelen (%) befruktade ägg efter 3-4 timmar och andelen (%) veligerlarver efter 120 timmars exponering (med hänsyn tagen till totala antalet tillsatta ägg respektive antalet befruktade ägg) i de olika porvattnen samt kontrollerna (sterilfiltrerat havsvatten=Kontroll 1 och syntetiskt havsvatten=Kontroll 2). Medelvärde \pm standardfelet ($n=5$) anges. Data hämtade från Toxicon AB (2004).

Testgrupp	%-befruktade ägg	%-veligerlarver av totala antalet tillsatta ägg	%-veligerlarver av totala antalet befruktade ägg
Kontroll 1	95,8 \pm 2,7	54,7 \pm 2,5	57,2 \pm 2,1
Kontroll 2	85,8 \pm 3,7	44,6 \pm 6,3	52,8 \pm 6,4
Referensprov	95,9 \pm 1,2	52,1 \pm 10,1	54,9 \pm 11,1
T4	87,2 \pm 2,3	2,5 \pm 0,7	2,8 \pm 0,9
T3	78,2 \pm 6,2	0,9 \pm 0,5	1,4 \pm 1,0
T2	74,3 \pm 1,9	0	0
T1	6,7 \pm 5,8	0	0

Slutligen har dödligheten och tillväxthiberingen på ostracoden *Heterocypris incongruens* (bottenlevande sötvattenkräftdjur) undersökts på fem sedimentprover (fyra + en referens). Resultaten visade på att dödligheten uppgick till 17-20 % för proverna inom undersökningsområdet, vilket ska jämföras med < 10 % för referensprovet. Tillväxthiberingen uppgick till 39-61 % för de fyra proverna jämfört med 42 % för referensprovet.

Sammanfattningsvis visar de biologiska undersökningarna och toxicitetstesterna att effekter på effekter på biota finns i Valdemarsvikens sediment och vatten. Upptag av krom och kvicksilver i biota har även konstaterats. Bland annat kan mundelsskador på fjädermygglarver, höga krom- och kvicksilverhalter i Östersjömussla och en negativ påverkan på vitmärta konstateras. Höga kromhalter i Östersjömussla har även konstaterats i andra undersökningar (Motala Ströms Vattenvårdsförbund, 2003). Fiskar som fångat i inre delen av viken uppvisar förhöjda halter av krom jämfört med fiskar som fångats längre ut. Toxicitetstesterna visar att sedimenten och porvattnet i viken är toxiska och därmed kan medföra negativa effekter på biota. Jämförelserna med riktvärden visar att risker för ekotoxikologiska effekter i sediment och vatten kan finnas.

7.2.3 Sammanställning av referenskoncentrationer

En sammanställning av referenskoncentrationer redovisas i tabell 15 nedan.

Tabell 15. Sammanfattning av platsspecifika referenskoncentrationer och jämförvärden för respektive exponeringsväg. **Gråmarkerade** data bedöms kunna utgöra en risk.

Exponeringsväg	Cr-tot	Hg-tot
[mg/kg TS, µg/l]		
Intag av sediment	e.b.	2570
Hudkontakt	e.b.	7350
Intag av ytvatten	e.b.	5150
Intag av fisk	-	-
Effekter inom området	90-160 ¹	0,486-0,70 ¹
Effekter i ytvattenrecipient	8,9-56 ¹	0,016-0,026 ¹

e.b. ej begränsande

- ej beräknad

¹ Riktvärden från CCME (2002, 2005). Undre gräns gäller sötvatten och övre marin miljö undantaget för Hg (effekter i ytvatten) där motsatsen gäller.

8 KONSEKVENSER IDAG OCH I FRAMTIDEN

8.1 Konsekvenser idag

Undersökningar av Valdemarsviken visar att kromhalterna i sedimenten är kraftigt förhöjda. Höga kromhalter förekommer i stora delar av viken, ända in ifrån hamnen och ut till tröskeln vid Krogsmåla. De höga halterna förekommer i flera områden djupt i sedimenten, ner till 50-100 cm och inom vissa områden (exempelvis i hamnen) ner till 200 cm. I sedimenten återfinns även något förhöjda kvicksilverhalter inom vissa delar.

Spridningen av krom från sedimenten är stor. Framförallt är det en omfattande resuspension som sker av sedimenten. Undersökningarna indikerar att resuspension främst sker i vissa källområden, inne i hamnen, i nivå med Grännäsutfyllnaden samt grundområden i Grännäsfjärden. En orsak till resuspensionen bedöms vara båttrafiken i Valdemarsviken. Uppskattningsvis frigörs i storleksordningen 3,5 ton Cr/år från källområdena. Av dessa 3,5 ton återsedimenteras cirka 1,8 ton/år tillbaka över källområdena medan resterande 1,7 ton/år sprids vidare till recipienterna och skyddsobjekten, dvs. övriga Valdemarsviken och Östersjön. Skyddsobjektet Valdemarsviken mottar den allra största delen, cirka 1,5 ton Cr/år medan transporten till skyddsobjektet Östersjön uppskattats till cirka 250 kg Cr/år.

Riskbedömningen visar att de humantoxikologiska riskerna avseende direktexponering med de förorenade sedimenten är små. Sannolikheten för konsekvenser för människor vid direktexponering bedöms således som liten. Däremot bedöms konsekvenser för människor som mer troliga vid intag av fisk. Undersökningarna av matfisk i viken visar på framförallt höga kvicksilverhalter. Det bör dock påpekas att kvicksilverhalterna i fisk som fångats i referensområdet även var höga, vilket indikerar att detta snarare är ett generellt problem för Östersjön och inte specifikt för Valdemarsviken.

Ekotoxikologiska risker i sediment och porvatten bedöms som sannolika. Både jämförelser med referenskoncentrationer och utförda biologiska undersökningar stödjer detta. Bland annat har

mundelsskador på fjädermygglarver påvisats i vad som bedömts som en hög frekvens samt höga kromhalter i musslor. Sedimenten är också direkt toxiska för organismer.

Undersökningarna av fabrikstomten visar att metallinnehållet generellt är relativt lågt. Något förhöjda kromhalter har påvisats, dock någon ner i marken samt under byggnader och hårdgjorda ytor. Spridningen av krom från fabrikstomten till Valdemarsviken bedöms vara mycket liten, cirka 1 kg/år. Sammantaget bedöms konsekvenserna med fabrikstomten vara små.

Utfyllnaden vid Grännäs innehåller material från f d Lundbergs läder och uppvisar höga kromhalter. Stabiliteten i utfyllnaden är inte tillfyllest och risk för spontana skred finns. Delar av utfyllnaden återfinns redan idag i vattnet. Konsekvenser i form av ökad spridning av krom från sedimenten i samband med skred bedöms som mycket troliga. Den dåliga stabiliteten vid utfyllnaden innebär också en direkt olycksrisk för människor då en gång- och cykelväg passerar i anslutning till området.

Sammanfattningsvis bedöms problemet med de områden som förorenats av verksamheten vid f d Lundbergs läder vara:

- Höga kromhalter i sedimenten, vilka enligt undersökningarna är toxiska för biota. Upptag av krom har konstaterats redan idag, bland annat i blåmusslor och Östersjömussla.
- Upptag av krom och kvicksilver i fisk. Höga kvicksilverhalter i matfisk har påvisats, vilka utgör humantoxikologiska risker.
- Den mycket stora spridningen av krom från källområdena till skyddsobjekten övriga Valdemarsviken och Östersjön. En orsak till spridningen bedöms vara båttrafiken.
- Den dåliga stabiliteten vid utfyllnaden vid Grännäs, vilken innebär en olycksrisk för människor samt risk för ökad spridning av föroreningar.

8.2 Konsekvenser i framtiden

De problem (konsekvenser) som bedöms finnas idag gällande human- och ekotoxikologiska risker bedöms även finnas i framtiden om inga åtgärder vidtas eller betydande förändringar i markanvändningen genomförs (gäller utfyllnaden och fabrikstomten). Sedimenten bedöms även framledes vara toxiska för biota och de höga metallhalterna i bland annat fisk och musslor bedöms kvarstå. Skredrisken vid utfyllnaden bedöms bestå.

Eftersom sedimenten i hamnen är störda och resuspension sker kommer det ta lång tid innan sedimenten med höga kromhalter har blivit översedimenterade, om det någonsin sker. Dessutom är mängderna av krom som finns kvar i sedimenten mycket stora. En teoretisk uppskattning visar att spridningen på dagens nivå kan fortgå i 350-400 år till. Således kommer riskerna och konsekvenserna med de höga kromhalterna och den stora spridningen av krom att bestå även på lång sikt.

Risken för att spridningen av krom från sedimenten i källområdena genom resuspension i framtiden ökar bedöms finnas. Detta gäller om båttrafiken i Valdemarsviken ökar. En ökad trafik i hamnen och med större båtar skulle sannolikt öka resuspensionen av sedimenten där. En möjlig konsekvens av detta skulle således kunna vara en ökad spridning av partikelbundet krom och därmed en ökad grad av påverkan.

Även kemiska förändringar i vattenpelaren och sedimenten bedöms kunna påverka spridningen och riskerna med krom. Om den kraftiga algblooming som var sommaren 2005 blir en vanligt förekommande företeelse kan detta påverka kromförekomsten i Valdemarsviken. Algblooming bidrar till att syreförhållandena i viken försämras, dvs. miljön blir mer reducerad. En reducerad miljö ger att järnhydroxider/oxider kan börja lösa upp sig. Eftersom krom i stor utsträckning sitter bundet till amorfa järnhydroxider/oxider (se sekventiella lakningarna) kan en upplösning av dessa ge en ökad frisättning av löst krom. Dessutom kan även resuspenderat sediment som transporteras i vattenpelaren lösa upp sig och därmed frisätta löst krom. Löst krom sedimenterar inte i samma omfattning utan kan lättare transporteras ut till Östersjön.

Beräkningar visar att i storleksordningen 30 ton krom finns bundet till amorfa järnhydroxider/oxider i källområdena ungefär lika mycket till i recipientområdena (nivån 0-40 cm). Därmed finns en stor föroreningspotential, som också bedöms kunna vara nära förestående i tiden.

Även om algbloomingen kan bidra till att mer krom frigörs från sediment och suspendat så kan den även motverka den effekten. Eftersom mer material finns tillgängligt i vattenpelaren kommer även mer löst krom kunna bindas in och därmed sedimentera. Resultaten från sedimentfällorna visar på en ökning av sedimentationen under sommaren, då algblooming företrädesvis sker. På kort sikt bedöms ändå att en ökad spridning av löst krom inte kan uteslutas.

En ökad spridning kan även bli aktuell i framtiden på grund av den dåliga stabiliteten vid utfyllnaden vid Grännäs. Genom att massor med höga kromhalter skredar ut i viken kan spridningen av krom bli högre vid enstaka tillfällen. Skred vid Grännäsutfyllnaden kan också innebära en olycksrisk eftersom en cykelbana går där.

Sammanfattningsvis bedöms följande problem (konsekvenser), i tillägg till dem som bedöms finnas idag, kunna bli aktuella i framtiden:

- En ökad resuspension och spridning av partikelbundet krom från källområdena som en följd av ökad båttrafik i hamnen.
- Algbloomingens påverkan på syreförhållandena kan bidra till en ökad spridning av löst krom alternativt en ökad sedimentation av krom.
- En ökad spridning av krom vid enstaka tillfällen som en följd av skred vid Grännäsutfyllnaden.

9 SAMLAD RISKBEDÖMNING

9.1 Bedömning av nuvarande hälso- och miljörisker

Sedimenten i Valdemarsviken uppvisar mycket höga halter av krom i stora delar, från hamnen och ända ut till tröskeln. I vissa områden är även halterna av kvicksilver något förhöjda. De höga kromhalterna i sedimenten bedöms idag inte utgöra någon humantoxikologisk risk vad gäller direktintag eller hudkontakt. Den humantoxikologiska risk som bedöms kunna ge konsekvenser är vid intag av fisk som fångats i viken. Fisken innehåller höga halter av kvicksilver.

De förorenade sedimenten utgör en ekotoxikologisk risk. Detta visas av flera biologiska undersökningar där upptag av krom och kvicksilver i biota har konstaterats, bland annat i form av förhöjda kromhalter i fisk och musslor. Vidare har mundelsskador på fjädermygglarver påvisats. Toxicitetstester visar att sedimenten även är direkt toxiska för biota. Sannolikheten för konsekvenser av detta bedöms som stor och effekter av detta ses redan idag.

Spridningen av krom från sedimenten är stor. Framförallt sker spridningen på grund av resuspension av sediment från vissa områden. De aktuella områdena är främst hamnen samt vissa områden i höjd med f d utfyllnaden vid Grännäs samt i Grännäsfjärdens grundare delar. En orsak till spridningen bedöms vara båttrafiken. Spridningen sker utåt i viken där mycket av kromet sedimenterar men en spridning genom tröskeln och längre ut mot Östersjön förekommer. Då sedimenten inne i hamnen kontinuerligt störs genom resuspension kommer det ta lång tid innan de höga kromhalterna översedimenterats med renare material. Detta gör att riskerna med de höga kromhalterna bedöms kvarstå under lång tid.

Sammantaget bedöms sedimenten i Valdemarsviken utgöra en risk, både idag och i framtiden. Riskerna är främst kopplade till effekter i biota samt den stora spridningen av krom som sker från sedimenten. Riskerna med fabrikstomten har tidigare bedömts vara små (Tyréns, 2003). För Grännäsutfyllnaden finns risker kopplade till den dåliga stabiliteten.

9.2 Riskreduktion – nödvändig och motiverad

Sedimenten i Valdemarsviken bedöms utgöra en risk. Företrädesvis gäller det de ekotoxikologiska effekter som redan kan ses idag. Halterna av krom och till viss del även kvicksilver är högre än naturliga bakgrundshalter. Spridningen av krom från sedimenten är mycket stor. Spridningen sker främst genom resuspension från vissa källområden. En orsak till detta bedöms vara båttrafiken. Resuspenderat sediment sprids utåt i viken där en sedimentation sker. En viss transport sker även genom tröskeln och vidare ut mot Östersjön. Mot bakgrund av detta bedöms att en riskreduktion krävs för sedimenten i Valdemarsviken.

Problemet med de områden som förorenats av verksamheten vid f d Lundbergs läder och den riskreduktion som anses nödvändig och motiverad kan sammanfattas i följande punkter:

- Då inga direkta humantoxikologiska risker har visats föreligga med sedimenten anses att den högsta prioriteten bör vara att minska spridningen av krom från källområdena.
- Recipienten Valdemarsviken bedöms ha ett mycket högt skyddsvärde då den är ett mycket populärt fritidsområde sommartid, bland annat för båttrafik och bad. Viken är även mycket viktig för samhället Valdemarsvik, exempelvis vad gäller turismen. En riskreduktion anses både nödvändig och motiverad.
- Genom att åtgärda källområdena minskas även de ekotoxikologiska effekterna i sedimenten i dessa områden. Riskerna kommer fortsatt att kvarstå i de områden som inte åtgärdas men på sikt kommer den minskade spridningen ge att dessa områden överlagras av renare sediment och återhämtas. Därmed kan även de ekotoxikologiska riskerna reduceras.

10 REFERENSER

ATSDR (1999) Mercury CAS# 7439-97-6. Agency for toxic substances and disease registry.

Baars A. J., Theelen R. M. C., Janssen P. J. C. M., Hesse J. M., van Apeldoorn M. E., Meijerink M. C. M., Verdam L., Zeilmaker M. J. (2001) Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM Report 711701 025.

CCME (2002) Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Canadian Council of Ministers of the Environment 1999, updated 2002.

CCME (2005) Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Canadian Council of Ministers of the Environment 1999, updated 2005.

Daugherty M.L. (1992) Toxicity summary for Chromium. Oak Ridge Reservation Environmental Restoration Programme.

DNV (2003) Teknisk rapport, Hovedrapport Valdemarsviken. Rapport nr. 2003-1121.

Envipro Miljöteknik AB (2001) Förstudie Valdemarsvik. Mark och sediment förorenade av f.d. verksamheten vid Lundbergs läderfabrik.

Envipro Miljöteknik AB (2006) F d Surte glasbruk Ale kommun EBH- Huvudstudie.

EU (2001) Kommissionens förordning (EG) nr 466/2001 av den 8 mars 2001 om fastställande av högsta tillåtna halt för vissa främmande ämnen i livsmedel. Europeiska gemenskapernas officiella tidning 16.3.2001 L 77/1.

Gill G.A., Bloom, N.S., Cappellino S., Driscoll C.T., Dobbs C., MShea L., Mason R., Rudd J.W.M. (1999) Sediment-water fluxes of mercury in Lavaca Bay, Texas. Environmental Science and Technology 33:663-669.

Hall G. E. M., Vaive J. E., Beer R., Hoashi M. (1996) Selective leaches revisited, with emphasis on the amorphous Fe oxyhydroxide phase extraction. Journal of Geochemical Exploration 56:59-78.

Holmström H., Ljungberg J., Öhlander B. (2000) The character of the suspended and dissolved phases in the water cover of the flooded mine tailings at Stekenjokk, northern Sweden. The Science of the Total Environment 247:15-31.

IPCS (International Programme on Chemical Safety), 1988. Environmental Health Criteria 61, Chromium.

J&W Samhällsbyggnad (2002) Utredning av deponi, stabilitetsförhållanden. Geoteknisk utredning. J&W Samhällsbyggnad, 2002-11-08 (Uppdragsnr. 10025276).

Jansson B. (2000) Tennorganiska föreningar i svensk miljö – behöver vi ytterligare kunskaper?. Institutet för tillämpad miljöforskning (ITM), Stockholms universitet.

Johnson C. A. (1986) The Regulation of Trace Element Concentrations in River and Estuarine Waters Contaminated with Acid Mine Drainage: The Adsorption of Cu and Zn on Amorphous Fe Oxyhydroxides Geochimica et Cosmochimica Acta 50:2433-2438.

Livsmedelsverket (2006) Kvicksilver.
http://www.slv.se/templates/SLV_Page.aspx?id=9440#rekommendationer acc: 2006-03-20.

Länskartor (2001) Länskartor <http://www.gis.lst.se/lanskartor/> acc: 2006-03-13.

Länsstyrelsen i Kalmar län (2004).

Madigan M. T., Martinko J. M., Parker J. (2000) Brock Biology of Microorganisms Ninth Edition Prentice Hall Upper Saddle River.

Malmberg E., Malmberg G. (1943) En bok om Valdemarsvik.

Medins Biologi AB (2005) Metallhalter i fisk, musslor och sediment samt bottenfaunans tillstånd i Valdemarsviken 2005. En undersökning av biologiska effekter av förorenade sediment.

Motala Ströms Vattenvårdsförbund (2003) Delområde 12 – Kusten och skärgården.
<http://www.motalastrom.org/resultat/2003/ALcontrol/PDFer/Delområde%2012.pdf> acc: 2006-08-18.

Naturvårdsverket (1997a) Generella riktvärden för förorenad mark. Beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning. Efterbehandling och sanering. Naturvårdsverket rapport 4638.

Naturvårdsverket (1997b) Development of generic guideline values. Model and data used for generic guideline values for contaminated soils in Sweden Naturvårdsverket report 4639.

Naturvårdsverket (1999a) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket rapport 4913.

Naturvårdsverket (1999b) Metodik för inventering av förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Vägledning för insamling av underlagsdata. Naturvårdsverket rapport 4918.

Naturvårdsverket (1999c) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Kust och hav. Naturvårdsverket rapport 4914.

Naturvårdsverket (2005) Vägledning för riskbedömning av förorenade områden. Remissversion 2005-07-04.

Naturvårdsverket (2006) Efterbehandling av förorenade områden. Kvalitetsmanual för användning och hantering av bidrag till efterbehandling och sanering. Utgåva 2 2006.

Projekt Gladhammars gruvor (2005a) Riskperspektivet för gruvområdet vid Gladhammar och nedströms liggande sjösystem. Processer och konsekvenser idag och i framtiden.

Projekt Gladhammars gruvor (2005b) Geokemin i Tjursbosjön, Ekenässjön och Kyrksjön. Undersökning av nuvarande status och förståelse av geokemiska processer.

Projekt Valdemarsviken (2003) Huvudstudie. Undersökningar gällande effekterna av tidigare verksamhet vid Lundbergs läder. Arbetsgruppens lägesrapport 2003-11-29.

RAIS (2006) Toxicity & Chemical-Specific Factors Data Base. http://risk.lsd.ornl.gov/cgi-bin/tox/TOX_9801. The Risk Assessment Information System. Acc: 2006-03-13.

RIVM (2001) Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. RIVM Report 711701023.

Sanfridsson A-C (2003) Kvicksilverformer inom prioriterade marksaneringsområden i Norr- och Västerbotten. Examensarbete Umeå Universitet. MKD02:20.

SGU (1997) Undersökning av mark och grundvatten vid Fifallatippen och utfyllnaden vid Grännäs vid gamla båtvarvet.

SGU (2004) Bottenundersökning av Valdemarsviken 2004. SGU Rapport 2004:8.

SMHI (2005) Modellering av vattenomsättning i Valdemarsviken. SMHI Rapport Nr. 2005-52.

Toxicon AB (2004) Effekter på befruktning och larvutveckling hos blåmussla vid exponering för porvatten från sediment tagna i Valdemarsvik. Rapport 66/04.

Tyréns (2003) Valdemarsvik – Utredning 1, f.d. fabrikstomten.

UFA Ventures, Inc (2005) UFA Ventures, Inc. Hydrogeology calculators.
http://www.ufaventures.com/ufa_ventures/calculator.html acc: 2005-12-02.

WHO (1993) Guidelines for drinking water quality 2nd Ed.

Öberg-Högsta A-L., Bank A. (2005) Metallstatus i Kalmar sund. Bedömning av tillstånd för metallerna koppar, zink, bly, kadmium, nickel, arsenik och kvicksilver i sediment, vatten och organismer. Sanering av hamnbassängen i Oskarshamn. Rapport nr Oskarshamns hamn 2004:5.