



vatten & miljö

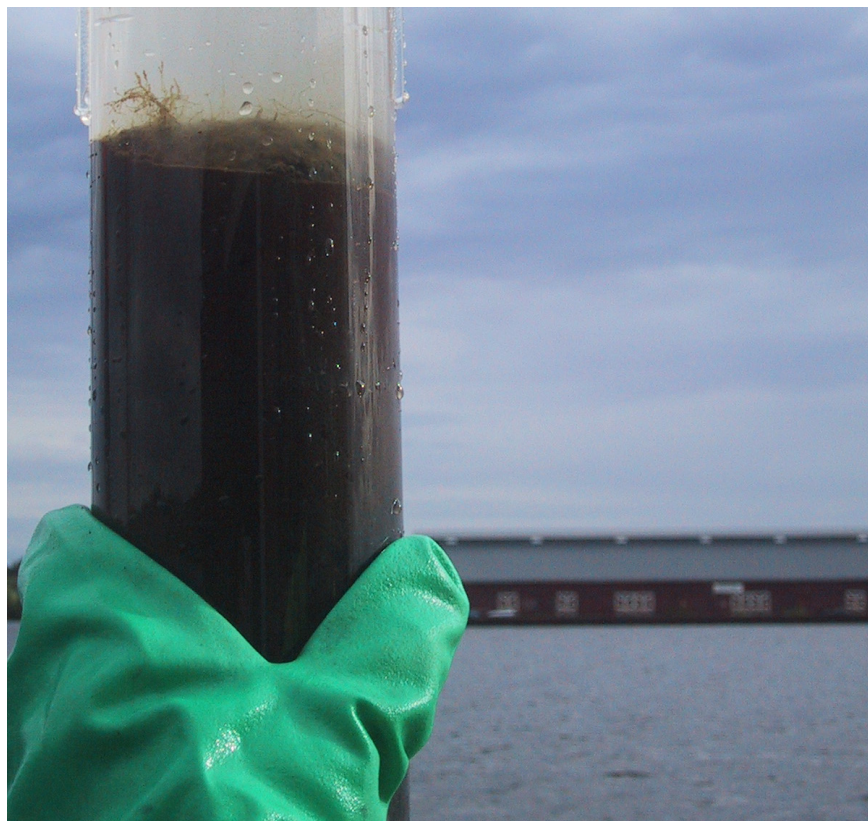
**Bothniakonsult**

# Karlshäll

**AB Bothniakonsult**

Smedjegatan 1  
972 33 Luleå  
Tel: 0920-26 40 40  
Fax: 0920-26 40 50  
[www.bothniakonsult.se](http://www.bothniakonsult.se)  
Uppdragsnummer: 0422

*AB Bothniakonsult*



Fördjupad förstudie

Luleå Kommun

Tekniska förvaltningen

2005-12-14

## Sammanfattning

AB Bothniakonsult har under 2004 och 2005 tillsammans med Envipro Miljöteknik AB och underkonsulterna Pelagia Miljökonsult AB, och Thalassos Computations, på uppdrag av Luleå Kommun genomfört en fördjupad förstudie av Karlshälls fd industriområde och sedimenten i Notviken.

Förstudien har innefattat en kartläggning av tidigare utförda undersökningar samt kompletterande undersökningar av magasin, grundvatten, stränder sediment och vatten i Notviken. Inom förstudien har även en biologisk undersökning av kvicksilver i chironomider (en typ av mygglarver), gädda och abborre i Notviken och referensområdena Avan och Södra Sunderbyn, samt en bottenfaunaundersökning i Notviken och referensområdet S. Sunderbyn utförts.

Undersökningen av de så kallade Tyskmagasinen bekräftar resultaten från tidigare undersökningar som visar på kvicksilverförekomst i trägolven. Kompletterande provtagningar visar även på förhöjda kvicksilverhalter i väggar och stommar. Provtagning under golv visar dock på måttliga halter, och förekomst av kvicksilver i luften har inte kunnat påvisas. Riskbedömningen visar inte på att nuvarande användning av magasinen utgör någon risk för människors hälsa eller miljö.

Provtagning av grundvatten i området visar inte på några förhöjda halter av föroreningar.

Provtagning av den så kallade barktippen visar på måttligt förhöjda kvicksilverhalter, dock understigande naturvårdsvekets riktvärde för mindre känslig markanvändning.

Sedimentkartering och provtagning visar tillsammans med resultaten från sedimentfällorna och vattenprovtagningen att fibersedimenten i den sydvästra delen av Notviken är kraftigt kvicksilverförorenade, att resuspensionen är omfattande och att ingen överlagring med rena sediment sker. Föroreningstransporten ut ur Notviken har beräknats med hjälp av mätdata och den vattenströmningsmodellering som utförts av Thalassos Computations. Enligt denna beräkning uppgår nettotransporten av kvicksilver ut ur viken till ca 0,2 kg/år varav 0,00137 kg utgörs av metylkvicksilver.

I den sammanfattande riskbedömningen dras slutsatserna att risker för humantoxikologiska, såväl som ekotoxikologiska effekter föreligger, samt att spridningsförutsättningarna är stora. Det anses således att fibersedimenten i Notviken fortsatt bör betecknas som riskklass 1 enligt Naturvårdsverkets MIFO (Modell för Inventering av Förorenade Områden)-modell.

Åtgärdsalternativ för riskreducering av området, främst olika alternativ för täckning och muddring av fibersedimenten har utretts översiktligt. Det

största problemet med täckning av massorna bedöms vara vågerosion, tillsammans med att landhöjningen på sikt kommer att resultera i att större delen av de förorenade bottnarna kommer att vara ovan vattenytan. Med muddring bedöms svårigheten vara omhändertagande av muddermassorna, då det på grund av dess höga innehåll av organiskt material inte är säkert att det blir tillåtet att deponera muddermassorna. Kostnaderna för behandling av massorna genom förbränning är i dagsläget orimligt höga, varför alternativa behandlingsmetoder bör utredas bättre inom ramen för en framtida huvudstudie.

## Innehållsförteckning

1	Inledning .....	5
2	Syfte, mål och avgränsning .....	5
2.1	Syfte .....	6
2.2	Mål .....	6
2.3	Avgränsning .....	6
3	Historik.....	6
4	Tidigare undersökningar .....	7
4.1	Effekter av utsläpp av fenylkvicksilver till Notviken, Miljökontoret, Luleå, 1989 .....	7
4.2	Georadarmätning över fiberbank i Notviken, SGAB, 1989.....	7
4.3	Kompletterande undersökning av kvicksilver i bottensediment i Notviken, miljökontoret 1990. ....	8
4.4	Grundförstärkning av kaj vid Karlshäll, J&W, 1994 .....	8
4.5	Vattenkontroll i samband med spontningsarbeten, MRM 1995 ....	8
4.6	Miljöteknisk markundersökning och inledande åtgärdsutredning, MRM, MRAP 010403 .....	8
5	Områdesbeskrivning .....	8
6	Utförda undersökningar .....	10
6.1	Provtagning .....	10
6.1.1	Biota .....	10
6.1.2	Vattenomsättningsmodell.....	10
6.1.3	Sediment, sedimentation och vatten.....	10
6.1.4	Strandprovtagning och grundvattenrör .....	17
6.1.5	Magasinen .....	18
6.1.6	Barktippen.....	18
6.2	Analys .....	18
7	Resultat.....	19
7.1	Utbredning halter och tillståndsklassning .....	19
7.1.1	Biota .....	19
7.1.2	Sediment, suspenderat och vatten .....	20
7.1.3	Magasinen .....	31
7.1.4	Barktippen.....	31
7.1.5	Grundvatten.....	32
7.1.6	Sedimentprov Arcus campings badplats .....	33
7.2	Processer i Notviken, sedimentation, metylering och diffusion .....	33
7.2.1	Suspenderat material och sedimentation .....	33
7.2.2	Metylering av kvicksilver .....	35
7.2.3	Diffusion .....	38
7.3	Kvantifiering av transport av kvicksilver och metylkvicksilver i och ut ur Notviken .....	41
8	Riskbedömning .....	43
8.1	Föroreningarnas farlighet.....	43
8.2	Föroreningsnivå och spridningsförutsättningar .....	44
8.3	Känslighet och skyddsvärde.....	46
8.4	Möjliga exponeringsvägar – referenskoncentrationer.....	46
8.4.1	Hälsa.....	47
8.4.2	Miljö.....	49
8.5	Samlad riskbedömning.....	49



9	Förslag till vidare undersökningar .....	50
10	Riskreduktion och förslag till åtgärds mål .....	50
10.1	Åtgärdsnivå 0 .....	51
10.2	Åtgärdsnivå 1 .....	51
10.3	Åtgärdsnivå 2 .....	52
10.4	Åtgärdsnivå 3 .....	52
11	Tänkbara efterbehandlingsmetoder och möjliga konsekvenser .....	53
11.1	Allmänt.....	53
11.2	Skyddsbarriärer .....	53
11.3	Källbarriärer - sediment .....	54
11.3.1	Övertäckning på plats.....	54
11.3.2	Muddring av sediment .....	55
11.4	För och nackdelar med respektive metod.....	56
	Referenslista:.....	57

## Bilagor

Bilaga 1: Delrapport magasinen

Bilaga 2: Delrapport barktippen

Bilaga 3: Delrapport biota: Bottenfaunasamhället

Bilaga 4: Delrapport biota: Kvicksilver i chironomider, abborre och gädda.

Bilaga 5: Delrapport: Översiktlig modellberäkning av vattenutbytet i  
Notviken, Luleå

Bilaga 6: Sammanställning analyser

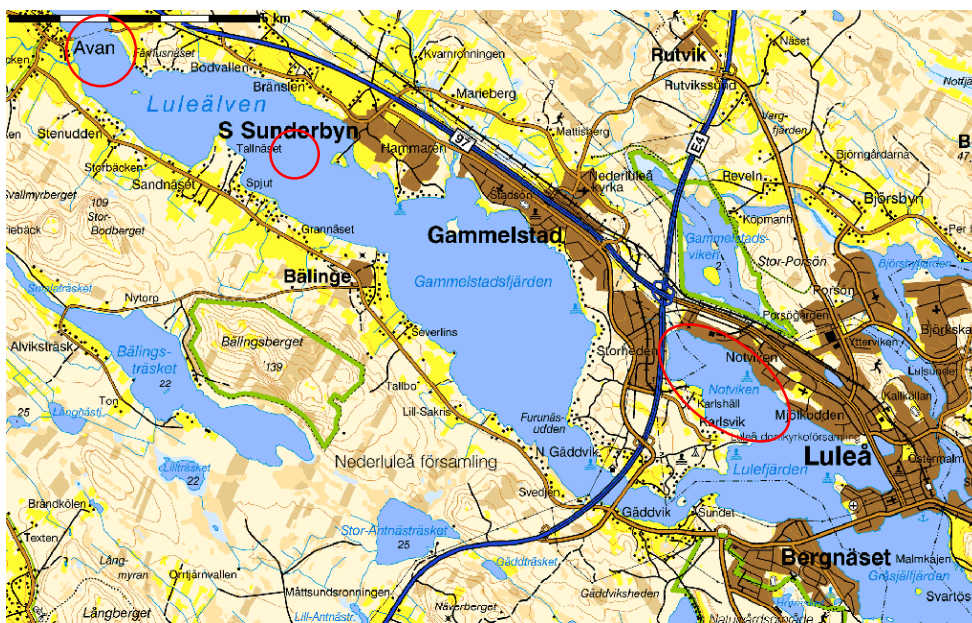
Bilaga 7: Efterbehandling: Muddringstekniker och avfallsklassning

Bilaga 8: Koordinater för provpunkter

Bilaga 9: Fältprotokoll kartering av fibersediment

## 1 Inledning

Karlshälls före detta industriområde är beläget vid Notvikens södra strand, fågelvägen ca 5 km väster om Luleå tätort, se Figur 1. I området har tillverkning av träslipmassa bedrivits mellan åren 1911 och 1962, med ett uppehåll under andra världskriget då verksamheten låg nere. Under andra världskriget användes de två stora trämagasinen, som fortfarande står kvar på området, som förråd av tyskarna. De är idag kulturminnesmärkta och går under benämningen ”tyskmagasinen”. Idag används det ena magasinet som uppställningsplats för bland annat husvagnar, och det andra används av föreningen Malmbanans vänner som garage för tågagnar.



**Figur 1. Karta över Luleå med omgivningar. Undersökta områden markeras med röda ringar.**

På uppdrag av Luleå kommun har AB Bothniakonsult tillsammans med Envipro AB utfört denna fördjupade förundersökning under perioden juni 2004 – oktober 2005. Den biologiska provtagningen har utförts av Pelagia, och beräkningar av strömningar och vattenomsättning i Notviken har utförts av Thalassos Computations.

## 2 Syfte, mål och avgränsning

Arbetet ska ligga till grund för ansökan om medel för upprättande av huvudstudie med förslag till åtgärder. Förundersökningen består av undersökningar av sediment, mark, byggnader och vattenlevande biota i det aktuella området, samt jämförelser med referensområdena (Avan och S Sunderbyn, se Figur 1).

## **2.1 Syfte**

Syftet med undersökningarna i industriområdet har varit att klarlägga om betydande kvicksilverförekomster finns under byggnader eller i grundvatten, samt att utreda om det kvicksilver som finns i trägolv och väggar i de så kallade tyskmagasinen utgör en risk för de personer som i dagsläget använder magasinen.

Syftet med undersökningarna av sediment och biota i Notviken har varit att klarlägga förekomst och spridningsförutsättningar för kvicksilver i viken, för att därmed kunna göra en bedömning av risker för miljö och hälsa, samt utreda åtgärdsbehov, behov av vidare undersökningar, samt översiktligt utreda olika åtgärdsalternativ.

## **2.2 Mål**

Målsättningen har varit att upprätta en fördjupad förstudie där alla ingående delar enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual för förorenade områden belyses.

## **2.3 Avgränsning**

Inventering och kemisk provtagning har innefattat delundersökningar i industriområdet, stränderna, magasinen, grundvattnet samt sediment och vatten i Notviken.

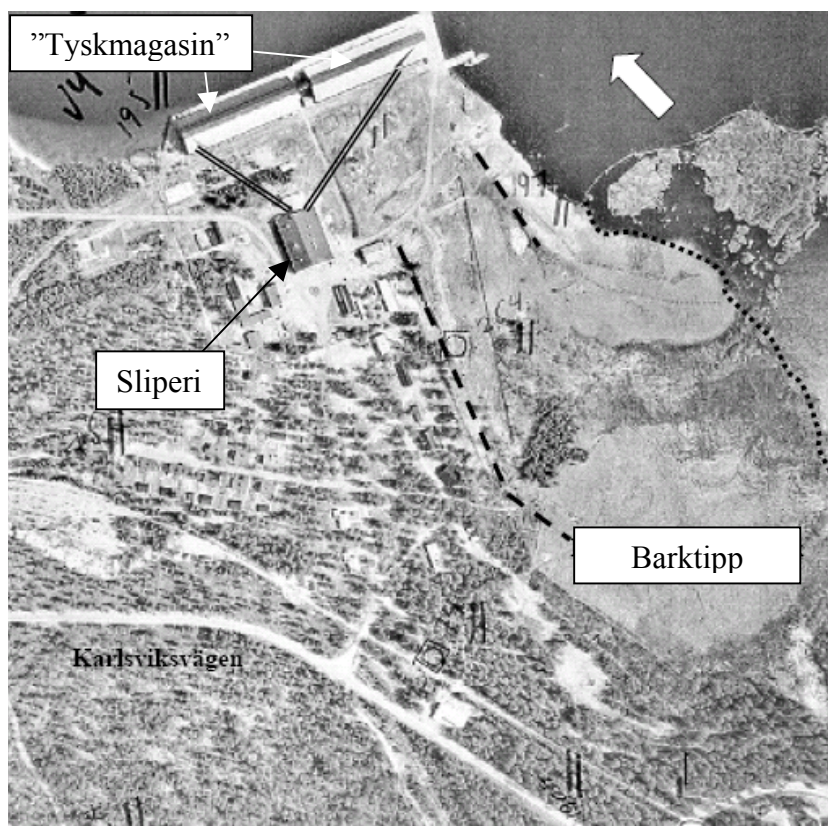
Inventering och provtagning med hänsyn till biologi har inneburit följande delundersökningar: Studie av bottenfaunasamhällets sammansättning och funktion i Notviken och i referensområdet S Sunderbyn (se Figur 1) samt Kvicksilveranalys av fjädermygglarver (Chironomider), abborre och gädda i Notviken och i referensområdena Avan och S Sunderbyn.

## **3 Historik**

En slipmassfabrik byggdes i området åren 1911-1912. Samtidigt bildades Luleå träsliperi AB. Företaget köptes 1917 upp av Baltiska Trävaruaktiebolaget och såldes därefter 1918 till AB Ytterstfors-Munksund som slutligen blev Munksund AB. Verksamheten innebar tillverkning av träslipmassa som i huvudsak levererades till engelska pappersbruk. Driften pågick fram till 1962.

Timmer flottades till Notviken via Luleälven och togs där upp i anslutning till magasinen. Magasinen kan ses överst i Figur 2. Timmer transporterades också till området på järnväg och tippades i Notviken via en pir som ligger på östra sidan om magasinen. Under vintern förvarades timmer längs stranden. Timmer togs upp och transporterades till renseriet för barkning via ett transportband. När timret barkats fördes det till sliperiet där det omvandlades till slipmassa. Slipmassan formades till ark som förvarades i magasinen i väntan på export. I processen användes vatten som pumpades upp från viken. Användningen av fenylkvicksilveracetat introducerades vid företaget 1952. Under åren 1952-1962 blandades fenylkvicksilveracetat i processvattnet för att förhindra svamp och mögelangrepp på slipmassemarken.

Överblivet processvatten med träfibrer i leddes via träledning ut i viken. Troligen användes fenykvicksilveracetat även som slembekämpningsmedel i fiberavloppet från slipmassetillverkningen.



Figur 2. Flygbild från 1966 som visar det före detta industriområdet i Karlshäll.

## 4 Tidigare undersökningar

### 4.1 Effekter av utsläpp av fenykvicksilver till Notviken, Miljökontoret, Luleå, 1989

Provtagning av sediment utfördes i fyra punkter samt en referenspunkt. Proven togs till cirka 1 dm djup och placerades i närheten av det område där processvattnet en gång i tiden släpptes ut. Halter upp till 2,9 mg/kg uppmättes. Halterna avtog något med djupet. I referensprovet uppmättes halter på cirka 0,01 mg/kg.

Provfiske av gädda utfördes också. Gäddorna vägde cirka 1 kg. Halter på 0,15-0,29 mg/kg uppmättes vilket tolkades som låg påverkan då en halt på 0,15 mg/kg uppmättes i en referensgädda.

### 4.2 Georadarmätning över fiberbank i Notviken, SGAB, 1989

Georadarmätningar utfördes för att försöka bedöma sedimenttjockleken i Notviken. Metoden fungerade inte i vissa områden på grund av dämpning beroende på dels stort vattendjup dels på sedimenten själva. Resultatet av

undersökningen antyder att det inte finns fibersediment längst in i Notviken. Längs Notvikens sydsida, vid Karlshäll, finns däremot fibersediment.

### **4.3 Kompletterande undersökning av kvicksilver i bottensediment i Notviken, miljökontoret 1990.**

Provtagning utfördes i tre profiler i sedimenten med sammanlagt 14 provpunkter. Prov analyserades ned till 11 cm djup. Kviksilver återfanns i samtliga prov. I fyra av proven låg halterna på bakgrunds nivå, cirka 0,01-0,02 mg/kg. Den högsta halt som uppmättes i övriga punkter uppgick till 8 mg/kg. Slutsatsen som drogs i rapporten var att uppmätta halter varit högre i den översta cm sediment jämfört med analyser gjorda på prov på nivån 1-11 cm under sedimentytan.

Provfiske av gädda visade halter på cirka 0,2 mg/kg.

### **4.4 Grundförstärkning av kaj vid Karlshäll, J&W, 1994**

Åtta sedimentprover togs i samband med förundersökning inför reparation av kajen. Samlingsprover togs från djupet 0-15 cm och proven togs cirka 5-18 m utanför kajen. Uppmätta kvicksilverhalter varierade mellan 0,1 och 0,4 mg/kg TS.

### **4.5 Vattenkontroll i samband med spontningsarbeten, MRM 1995**

Vattenprover togs i samband med spontningsarbeten. Prover togs vid sex tillfällen på tre djup inom ett avstånd på 150-1 500 m från kajkanten. Proven analyserades med avseende på metaller, framförallt kvicksilver samt halten suspenderande ämnen. Halten suspenderade ämnen understeg i samtliga fall detektionsnivån 5 mg/l. Inga kvicksilverhalter över detektionsnivån 0,2 µg/l kunde uppmätas. Höga metallhalter i form av kadmium, koppar och zink noterades i några av proven.

### **4.6 Miljöteknisk markundersökning och inledande åtgärdsutredning, MRM, MRAP 010403**

Undersökningar utfördes i byggnader, mark och i sediment på Notvikens botten. Förhöjda halter av kvicksilver påvisades i magasinets golv och i sedimenten. Provtagningar i sedimenten visade på kvicksilverhalter om 5-7,8 mg/kg. Den totala mängden kvicksilver beräknades till några hundra kg. Området avgränsades inte men arealen på det förorenade området bedömdes uppgå till ca 250 ha. Bedömningen som gjordes var att kvicksilvret troligen var hårt bundet till träfibrer, men att mekanisk eller kemisk påverkan kan ha ändrat förutsättningarna.

## **5 Områdesbeskrivning**

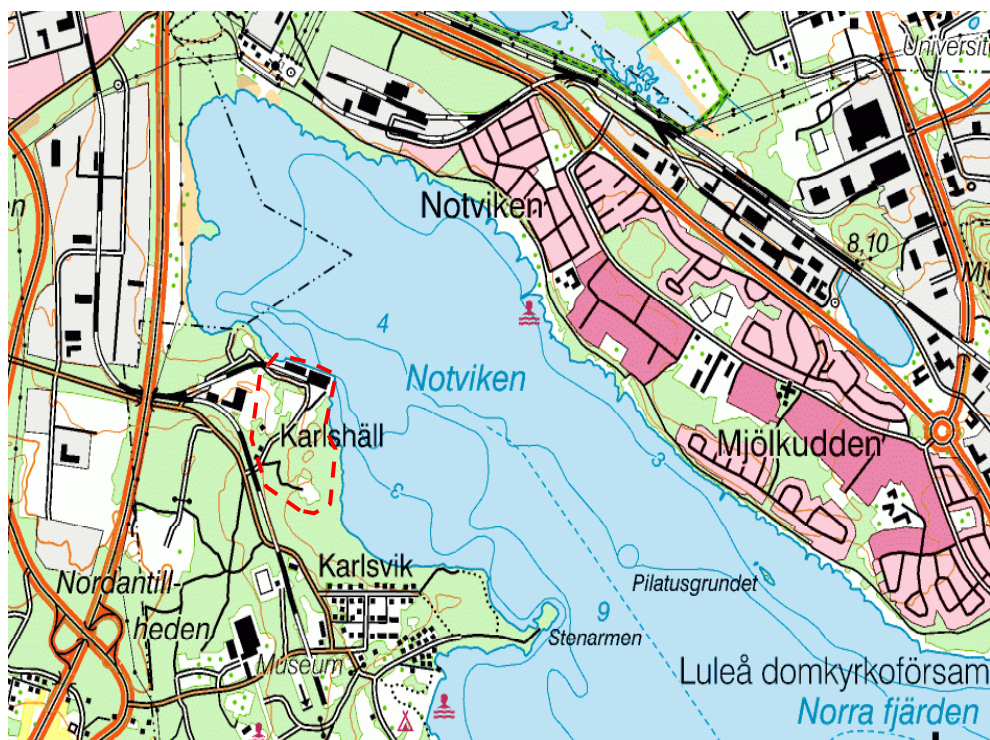
Det undersökta området är lokaliserat cirka ca 5 km väster om Luleå tätort. Området består dels av det före detta industriområdet med de sk "Tyskmagasinen" beläget på Notvikens södra strand, dels av själva Notviken, se figur 3.



Notviken är en del av Luleälven och ligger vid älvens utlopp i havet. Viken är som mest cirka 9 m djup. Stranden runt Notviken är till största delen bebyggd. I Karlshäll finns två bostadshus ca 250 m sydväst om magasinen och en plastindustri APC som reparerar båtar. Kring det före detta industriområdet finns naturmark. Strandområdet längs viken vid Karlshäll är av myrartad karaktär och beväxt med tät slyskog. Marken i anslutning till det före detta industriområdet sluttar flack mot öster ned mot vattnet.

Idag är de så kallade "Tyskmagasinen" de enda byggnader som finns kvar. Magasinen är förklarade som byggnadsminnen av Länsstyrelsen i Norrbottens län, se bilaga 1. Övriga synliga spår av verksamheten utgörs av den barktipp som är placerad i södra delen av industriområdet. Det ena magasinet används idag för uppställning av husvagnar m.m. och det andra hyrs av föreningen Malmbanans vänner (MBV) som garage för gamla lok och tågagnar. Intill magasinen finns en kran och en ramp som används för sjösättning och upptagning av båtar. I Notviken förekommer sportfiske. Badplatser finns längs stranden vid bostadsområdet Mjolkudden, samt vid Arcus camping i Karlsvik, se Figur 3.

Området är av riksintresse för kulturmiljö, friluftsliv och turism enligt den fördjupade översiktsplanen för Luleå kommun [25], [26].



**Figur 3. Översikt över undersökningsområdet bestående av Notviken och Karlshälls före detta industriområdet som är markerat med en röd streckad linje.**

## **6 Utförda undersökningar**

### **6.1 Provtagning**

#### **6.1.1 Biota**

Undersökning av biota omfattade en undersökning av bottenfaunasamhället på djupare botten i Notviken och referensområdet S. Sunderbyn som ligger uppströms Notviken i Lule älv. Undersökning av kvicksilver i chironomider, gädda och abborre utfördes i Notviken samt i de lokala referensområdena Avan och S Sunderbyn. Undersökningarna beskrivs mer utförligt i bilaga 3 och 4, se även kapitel 7.1.1.

#### **6.1.2 Vattenomsättningsmodell**

En översiktlig modellberäkning av vatten utbytet från Notviken och vidare utåt i viken genom tvärsnittet från Stenudden/Stenarmen över Pilatus/Pålsgrundet och vidare till land på Mjölkudden har utförts av Thalassos Computations se bilaga 5.

Modellresultatet visar att vindstressen är den mekanism som driver strömmen kraftigast genom tvärsnittet. Även strömmar som uppkommer som följd av vattenföringen i Luleälven ger en transport över tvärsnittet. Vid medelvattenföring beräknas transporten över tvärsnittet bli  $42 \text{ m}^3/\text{s}$  in i Notviken och lika mycket ut till följd av enbart Luleälvens flöde. Vid medelvattenföring i älven samt med en sydostlig eller nordvästlig vind på  $14 \text{ m/s}$  transporteras omkring  $240 \text{ m}^3/\text{s}$  vid ytan över snittet och samma mängd vatten transporteras tillbaka vid botten. Om vindstyrkan är  $7 \text{ m/s}$  beräknas vattentransporten vara omkring  $110 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Strömhastigheterna utanför Karlshäll på grunt vatten domineras av våggenererade hastigheter och kan vara uppåt  $20 \text{ cm/s}$  där vattendjupet är  $1 \text{ m}$ . På ännu grundare vatten där vågorna bryter blir vattenhastigheterna större. Strömhastigheterna vid botten på  $6\text{-}7 \text{ m}$  djup utanför Karlshäll kan uppgå till  $10\text{-}12 \text{ cm/s}$ .

#### **6.1.3 Sediment, sedimentation och vatten**

##### **6.1.3.1 Sedimentkartering**

Sedimentprovtagningen utfördes i juli 2004 med en kartering av sedimenten och därefter även provtagning. I mars 2005 utfördes även en provtagning i de två mest förorenade punkterna för undersökning av porvatten.

Karteringen utfördes genom att ta upp sedimentproppar i 26 punkter (S1-S26), se Figur 5, ned till den svarta/blågrå glaciärra som underlagrar sedimenten i hela området. Dessa proppar okulärbesiktigades och struktur, färg och lukt noterades för att översiktligt bedöma fibersedimentens utbredning och mäktighet. Fältprotokollen från karteringen redovisas i bilaga 9.



**Figur 4: Sedimentkartering utförd med hjälp av dykare och plexiglasrör.**

Genom att använda plexiglasrör som kunde skarvas i längder på 2 och 3 meter från ytan och som sedan trycktes ned i sedimenten kunde prov tas ned till ett mycket stort djup. När röret drogs upp satte dykaren en plugg i botten på röret för att förhindra att sedimenten åkte ut när rören skarvades av vid upptagningen, se Figur 4.

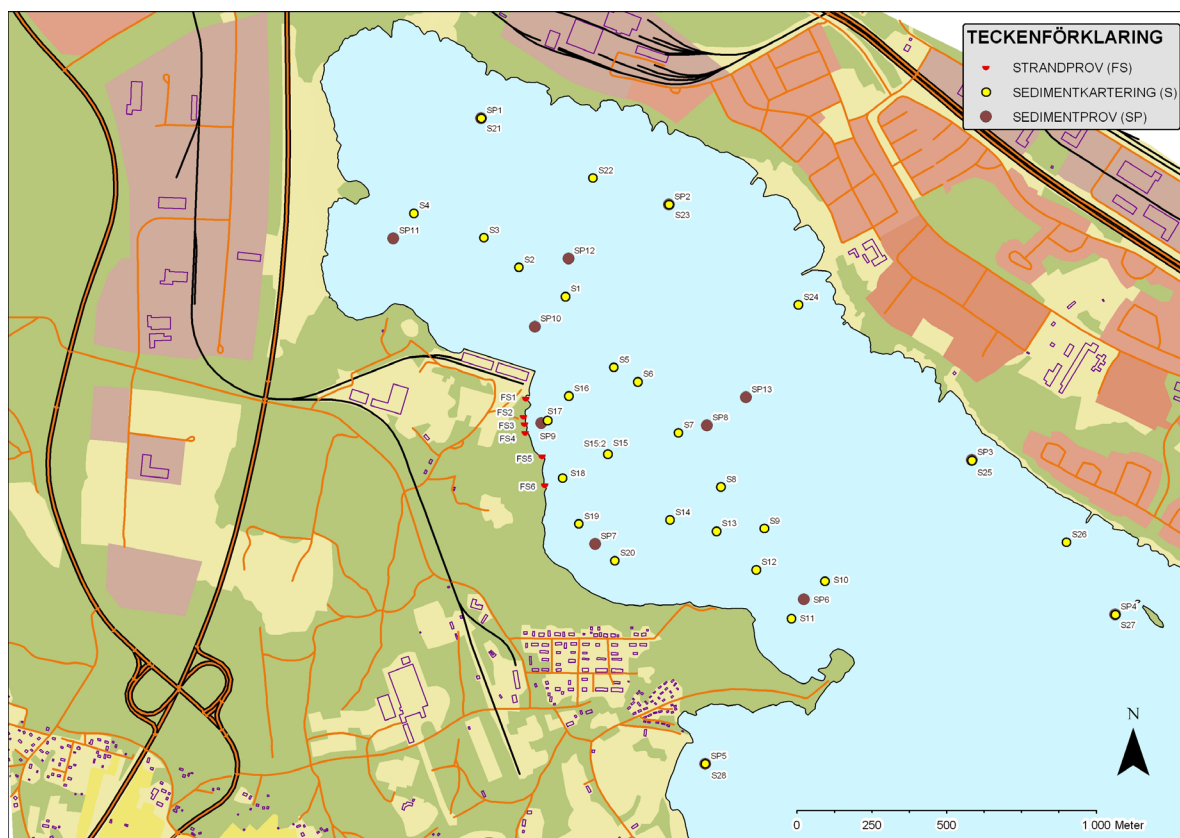
#### **6.1.3.2 Provtagning av sediment**

När karteringen var genomförd togs ytterligare 13 st sedimentproppar (SP1-SP13) i 4 längsgående profiler i viken, se Figur 5 för analys. Provtagningen genomfördes med en s.k. modifierad Kajakprovtagare [1], på så sätt att en dykare tryckte ned provtagaren i hela dess längd eller så långt det var möjligt. Därefter drogs provtagaren upp med vajer från båten, och dykaren satte i proppen i botten på provtagningsröret så fort det kommit upp över sedimentytan, och i några fall där sedimenten var mycket lösa redan innan röret kommit upp.

Propparna skivades i förbestämda intervall från den översta centimetern och därefter varje 20 cm, se Figur 6. Nivåerna 0-1 cm, 0-20 cm, 20-40 cm analyserades, och övriga prover sparades i frys för eventuell framtida analys. Viktigt att komma ihåg är att den del av sedimentpropparna som utgjordes av fibersediment komprimerades kraftigt vid upptagandet. Detta påverkade framförallt provpunkterna SP7 och SP9. Nivån 20 cm i dessa punkter motsvarade troligen egentligen ungefär nivån 40-50 cm i ostört sediment. Vid sedimentkarteringen placerade dykaren ett gummiband på provtagningsröret i nivå med sedimentytan, och därmed kunde man i efterhand kompensera för kompressionen av provproppen.

En av sedimentprovtagningspunkterna, SP5, placerades utanför badplatsen på Arcus camping i Karlsvik för att verifiera att inga föroreningar i farliga halter förekom där. Samtliga prover analyserades m.a.p. tungmetaller inklusive kvicksilver, och ett antal utvalda prover analyserades m.a.p. ett stort antal ämnen för att ta reda på om det fanns andra allvarliga föroreningar i området än kvicksilver.





**Figur 5: Provpunkter sedimentkartering och provtagning. Punkter med beteckningen S är karteringspunkter och SP och FS (vid strandkanten) är provtagningspunkter.**



**Figur 6: Sedimentprovtagningsröret och skivningsutrustningen.**

### 6.1.3.3 Provtagning av porvatten och sediment.

En provtagning för undersökning av porvatten utfördes i mars 2005 i de två punkterna SP7 och SP9 som uppvisade den högsta föroreningsgraden av de tretton punkter där prover från sedimenten analyserats (punkter med märkning SP i Figur 5), även denna gång med hjälp av dykare, se Figur 7 till vänster och i mitten. Dessa sedimentproppar skivades i nivåerna 0-2, 2-4, 4-6, 6-8, 8-10, 10-15, 15-20, 20-40 och 40-60 cm. Samtliga prover lades direkt från provtagaren ned i dubbla plastpåsar som fylldes med argon för

att säkerställa en syrefri atmosfär, för att främst metyleringen av kvicksilver skulle påverkas så lite som möjligt innan proverna analyserades.

Därefter vacuumextraherades porvatten från sedimentproverna i syrefri miljö på laboratorium, se figur 7 till höger. Redoxpotential och pH uppmättes i både extraherat porvatten och i själva sedimenten, och extraherat porvatten och sediment analyserades därefter med avseende på metaller och metylkvicksilver.



Figur 7: Provtagning från is och porvattenextraktion i argonfylld låda

#### 6.1.3.4 Provtagning, bottenvatten och ytvatten

I samma två punkter (SP7 och SP9) utfördes även provtagning av bottenvatten och ytvatten vid fyra tillfällen. Den första vattenprovtagningen utfördes i samband med sedimentprovtagningen i mars 2005, och följande vattenprovtagningar utfördes i maj, juli och september samma år. I vattenproverna mättes temperatur, pH, konduktivitet, redoxpotential och syrgashalt i fält. Proverna analyserades även m.a.p. metaller och metylkvicksilver.

#### 6.1.3.5 Diffusion av kvicksilver och metylkvicksilver från sedimenten

Utifrån resultaten från porvattenextraktionen och provtagningen av bottenvatten har en kvantifiering av diffusionen av kvicksilver och metylkvicksilver från sedimenten genomförts. Beräkningarna ger ett mått på den lösta transporten av elementen från sedimentytan till vattnet samt den interna diffusionen av elementen i sedimenten. Det bör dock betonas att de lösta halterna av element i porvatten och bottenvatten varierar över året, exempelvis beroende på skillnader i syrgashalt. I denna undersökning har extraktion av porvatten och provtagning av bottenvatten genomförts vid ett tillfälle, mars 2005, i två punkter (benämnda SP7 och SP9). Resultaten är således behäftade med vissa osäkerheter och en uppskalning på årsbasis av resultaten får därmed tolkas med detta i beaktande.

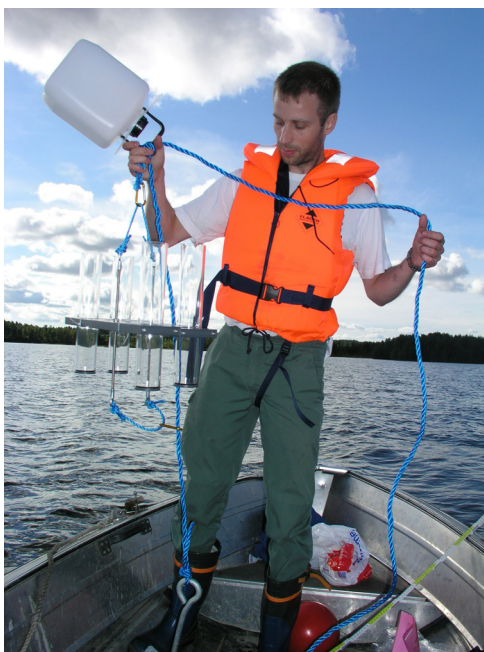
Den vertikala diffusionen kan beräknas med Ficks första lag enligt ekvation 1:

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. Diffusionskoefficienten för  $Hg^{2+}$  har uppskattats enligt Gill *et al.*, (1999) till  $9,5 \times 10^{-6} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ . För metyl-Hg har  $1,3 \times 10^{-5} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$  använts [9].

### 6.1.3.6 Sedimentfällor

För att undersöka sedimentationshastighet och eventuell resuspension m.m. installerades totalt 6 st sedimentfällor med fyra rör vardera i fyra punkter i viken, se Figur 9. Rörrens innerdiameter var 54 mm vilket ger en total area av  $91,6 \text{ cm}^2$  per fälla (fyra rör). I punkterna SF2 och SF4 installerades 2 fällor i varje punkt, en ca 1 m över sedimentytan och en så nära vattenytan som möjligt, i praktiken ca 2 – 2,5 m under vattenytan. Detta djup krävdes för att fällans upphängningsanordning inte skulle påverkas/tryckas ner av is och vattenståndsväxlingar under vintern. I punkterna SF1 och SF3 hängdes endast en fälla ca 1 m över sedimentytan, eftersom vattendjupet i dessa lokaler inte var tillräckligt för att medge fällor på två nivåer. Vattendjupet vid SF1 och SF3 var ca 2,5 m vid tidpunkten för isättning (2/9-04). I Tabell 1 redovisas vattendjupet och fällornas höjd över sedimentytan.

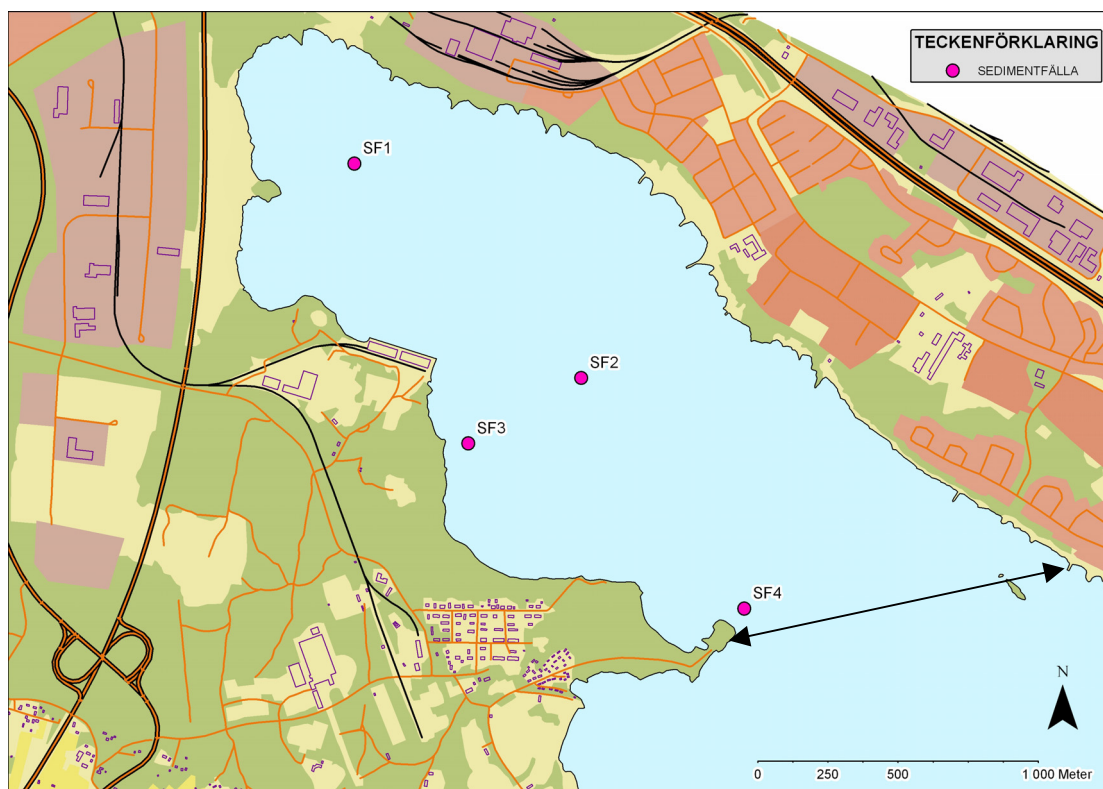


Figur 8: En sedimentfälla med 4 st rör.

**Tabell 1. Vattendjup och sedimentfällornas (ungefärliga) höjd över sedimentytan.**

Sedimentfälla	SF1	SF2	SF3	SF4
Vattendjup	2,5	5,6	2,5	6,8
Fällans höjd över sedimentytan (m)	1	1	0,6	1

Placeringen av SF1 valdes för att kontrollera omfattningen på ev. spridning in i viken, för att säkerställa att inte sediment trycks in i viken. Placeringen av SF2 valdes för att den ligger mitt i viken i nivå med magasinen, eftersom man vid sedimentkarteringen (se kap 7.1.2.1) hittade rester av fibersediment i detta område. Stationen valdes också för att täcka upp hela viken och kunna bedöma spridningen. Placeringen av SF3 valdes för att kontrollera och uppskatta resuspensionen i det område som är högst belastat med slipmassa. Slutligen valdes placeringen av SF4 för att tillsammans med vattenmodelleringarna kunna beräkna utgående mängder av Hg.



**Figur 9: Sedimentfällornas placering i Notviken med markering för tvärsnittet Stenarmen/Stenudden-Pilatus/Pålsgrundet-Mjölkkudden.**

Sedimentfällorna fick hänga ute i ett års tid, och skulle under den tiden tömmas totalt fyra gånger. På grund av olika problem med bl.a. besvärliga isförhållanden och båtar som körde på fällorna m.m. så var det bara SF3 som kunde tömmas vid alla fyra tillfällena. Vilka fällor som tömdes vid vilka tillfällen framgår tydligare av beskrivning i kapitel 7.1.2.4.

Fällornas innehåll analyserades m.a.p. metaller inklusive kvicksilver, och metylkvicksilver.



### 6.1.3.7 Beräkning av totalmängder och transport av kvicksilver

Beräkningen av totalmängd kvicksilver och metylkvicksilver i fibersedimenten i Notviken har utförts genom att använda medelhalten av kvicksilver med ett 95 % konfidensintervall, i sedimentprov från respektive område med fibersediment A1, A2 och A3 samt areor och mäktighet för fibersedimentens utbredning. (Tabell 2: Beräknade areor och volymer fibersediment, areor ur Figur 13) I område A2 har inga prover analyserats varför medelhalten i område A1 har använts. Den framräknade volymen fibersediment i respektive område har multiplicerats med medelhalten samt max och minimihalt i konfidensintervallet, av kvicksilver i respektive område för att få ett intervall för den totala mängd kvicksilver som finns upplagrat i sedimenten. Mängden metylkvicksilver har dragits ifrån den framräknade mängden. Metylkvicksilvermängden har beräknats utifrån den genomsnittliga metyleringsgraden i punkterna SP7 och SP9. Data från porvatten används på grund av att sedimenten till största delen utgörs av detta. Även här har ett 95 % konfidensintervall använts för att beräkna max och minimivärden för metyleringsgraden.

De mängder av kvicksilver och metylkvicksilver som sedimenterar till respektive diffunderar från/till sedimenten har erhållits enligt beräkningar beskrivna i kapitel 6.1.3.3.

Mängderna som transporteras ut genom Notviken i löst fas har beräknats genom att multiplicera vattenflödet ut från viken genom tvärsnittet Stenarmen/Stenudden-Pilatus/Pålsgrundet-Mjölkudden med respektive medelhalt i vattnet se Figur 9. Vattenflödet har beräknats utifrån genomförd vattenomsättningsmodellering (bilaga 5) samt med hjälp av vinddata från metrologerna på Kallax flygfält [27].

Generellt kan man säga att nordvästlig vind dominerar under vinterhalvåret och den är ganska stark och byig. Sydlig vind dominerar under sommaren. Vind i sektorn ost till syd är ofta stark och byig medan den är svag vid sydvästlig och nordostlig riktning. Medelvindhastigheten över året uppgår till 3,3 m/s enligt data från Kallax och vindrosen indikerar att vinden under sommaren oftast ligger i sektorn 140-220 grader, vind rakt in i viken är ca 145 grader. Med ledning av detta uppgår flödet ut genom tvärsnittet till 66 m<sup>3</sup>/s enligt vattenomsättningsmodelleringen vid medelvattenföring och en vind på 3 m/s i 145 grader under den tid som viken inte är istäckt, ca 7 månader. Den tid som viken är istäckt, ca 5 mån, drivs transporten uteslutande av älven, dvs vattenståndsvariationer är inte medräknade vilket ger ett flöde ut ur tvärsnittet på 42 m<sup>3</sup>/s. Totalt ger detta ett flöde genom Notviken på  $1,77 \times 10^9$  m<sup>3</sup>/år.

En transport av kvicksilver och metylkvicksilver sker även i partikulär fas. Det antas att beräkningarna av de sedimenterande mängderna i sedimentfällan SF4 ger ett mått på de mängder som transporteras ut från Notviken i partikulär fas. Sedimentfällan SF4 antas representera det delområde som är beläget närmast Luleälven och genom detta område passerar även den vattenström som leder ut till älven enligt vattenomsättningsmodelleringen.

### 6.1.4 Strandprovtagning och grundvattenrör

Fyra provgropar (se Figur 10) grävdes den 17 juni 2004 (FS 4 provtogs den 15 juli, eftersom tjälen omöjliggjorde provtagning i juni) ned till grundvattennivån längs stranden och metallhalter analyserades i prover från de olika skikt som kunde urskiljas. Figur 11 visar första gropen, FS1.

Den 17 september 2004 togs prover från två (FS2 och FS3 i figur 5) ytterligare punkter på strandnära fibersediment från båt, så långt in mot strandkanten som det var möjligt. Dessa togs med plexiglasrör på liknande sätt som sedimentpropparna eftersom det inte gick att komma fram från stranden. Utvalda prover analyserades.



Figur 10: Provpunkter vid stranden samt grundvattenrör.

Fyra grundvattenrör installerades i närheten av, och nedströms i bedömd flödesriktning för grundvatten, platsen där slipmassfabriken legat. Grundvattnet provtogs i slutet av oktober 2004 och analyserades på metallinnehåll. Grundvattenrörens placering framgår av Figur 10.



**Figur 11: Provgrop på stranden, i bilden syns det mörkare fiberresterna ovanpå den ljusare sanden.**

### 6.1.5 Magasinen

Provtagning utfördes på trä i golv, väggar och stommar i de så kallade tyskmagasinen samt på marken under golvet. En utförligare beskrivning av de undersökningar som gjorts i magasinen finns i en separat rapport som bifogas i bilaga 1.

### 6.1.6 Barktippen

Barktippen lokaliserades och tre provgropar grävdes. Prover av barken och täckmaterialet analyserades. Två grundvattenrör installerades nedströms barktippen och prover för metallanalys togs i november 2005. En utförligare beskrivning av de undersökningar som gjorts i barktippen finns i en separat rapport som bifogas i bilaga 2.

## 6.2 Analys

Samtliga prover i denna undersökning har analyserats av Analytica AB. Sediment och jordprover har analyserats enligt Analyticas paket M1-C. Provet torkas vid 50°C och lakas med salpetersyra/väteperoxid i slutna teflonbehållare i mikrovågsugn. (Halterna korrigeras till TS 105°C). Slutbestämningen av halterna sker med ICP-MS. Metylkviksilver (Me-Hg) i både fasta prov och vatten har bestämts av Analytica med en ny metod som utvecklats i samarbete med Umeå Universitet, som bl.a. innebär att radioaktiva isotoper av ett antal kvicksilverspecies tillsätts provet före analys så att man på så sätt kan korrigera för den omvandling av kvicksilver mellan olika species som sker under själva analysen.

Yt-, botten- och porvattenprover har analyserats enligt Analytica AB:s paket V-2, som omfattar Ca, Fe, K, Mg, Na, S, Si, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, P, Pb, Sr och Zn. Slutbestämningarna har genomförts med ICP-AES, ICP-SFMS (högupplösande ICP-MS) och i fallet kvicksilver AFS (Fluorescensspektrometri).

Ett antal utvalda sedimentprover analyserades med Analyticas screeningpaket ENVIPACK. Ingående parametrar i ENVIPACK framgår av sammanställningen av rådata i bilaga 6.

## **7 Resultat**

### **7.1 Utbredning halter och tillståndsklassning**

#### **7.1.1 Biota**

Provtagningarna av biota i Notviken och referensområdet redovisas i Pelagias rapporter ”Fördjupad förstudie inför miljösanering av förorenad mark, objekt Notviken utanför Karlshäll 2:2, Kvicksilver i chironomider, abborre och gädda, Rapport till AB Bothniakonsult” som bifogas i bilaga 3 och 4. Nedan följer en sammanfattning av dessa rapporter.

##### **7.1.1.1 Bottenfauna**

Pelagia Miljökonsult AB har på uppdrag av Luleå kommun/AB Bothniakonsult utfört en undersökning gällande bottenfaunasamhället i Notviken utanför Karlshäll 2:2. Undersökningarna omfattade mjukbottenfaunan på djupare botten och utfördes dels i Notviken och dels i det lokala referensområdet S. Sunderbyn som ligger uppströms Notviken i Lule älv.

För utvärderingen användes individantal och antal taxa (arter, grupper) för varje prov samt tre olika index, BQI-index, O/C-index samt Shannon-index. Dessutom studerades bottenfaunans fördelning på funktionella grupper (arternas ekologiska funktion, t ex rovdjur eller filtrerare) för att eventuellt upptäcka någon form av störning i bottenfaunasamhällets sammansättning.

Resultaten är inte helt lätta att tolka då det föreligger både likheter och skillnader mellan lokalerna. Båda lokalerna är troligtvis påverkade av den tidigare flottningen i älven. Notviken har lägre vattenomsättning än S. Sunderbyn samt tidvis även inflöde av brackvatten. Tolkningen av indexvärdena försvåras av att dessa egentligen gäller sjöars profundalzon (djupområde) samt att värdena generaliseras att gälla över hela Sverige.

Bottenfaunan dominerades i både Notviken och S Sunderbyn som förväntat av detritusätare (detritus = dött organiskt material). I detta hänseende förefaller bottenfaunan vara ”normalt” sammansatt. Enligt andra undersökningar och andra bottenfaunaexperters erfarenheter är det inte heller förväntat att bottenfaunasamhällets sammansättning skulle påverkas av förekomst av kvicksilver. Däremot har tillförsel av organiskt material som flis och bark ofta en tydlig påverkan på bottenfaunasamhällets sammansättning.

##### **7.1.1.2 Kvicksilver i chironomider, abborre och gädda**

Pelagia Miljökonsult AB har på uppdrag av Luleå kommun/AB Bothniakonsult utfört en undersökning gällande kvicksilverhalter i biota i Notviken utanför Karlshäll 2:2. Undersökningarna omfattade sedimentlevande chironomider (fjädermyggor), abborre och gädda och utfördes dels i Notviken och dels i de lokala referensområdena Avan och S.



Sunderbyn som ligger uppströms Notviken i Lule älv.

Analysen av de sedimentlevande chironomiderna visade att halterna var något högre i Notviken. Statistiska beräkningar visade dock att skillnaden mellan områdena ej var signifikant (statistiskt säkerställd).

Analyserna av små abborrar (12 – 13 cm) visade på tydligt förhöjda kvicksilverhalter i Notviken. Skillnaden mellan Notviken och Avan var klart signifikant. Om medelhalten i Avan får anses spegla bakgrundsvärdet i området så var kvicksilverhalten (i medeltal) förhöjd ca 14 gånger i Notvikens småabborrar.

När det gäller gädda var skillnaden mellan områdena mindre. Medelvärdet var dock fortfarande något högre för Notviken. I genomsnitt bedömdes halterna som ”låga men oftast förhöjda i förhållande till bakgrundsvärden”. Den allra högsta halten uppmättes i en gädda i mycket dålig kondition och med avvikande utseende från Avan. Halten i denna gädda klassificerades som hög och medförde att om den inte räknades med i resultaten så var skillnaden mellan områdena signifikant. Samtliga gäddor låg under Livsmedelsverkets gränsvärde för gädda, 1 mg kvicksilver/kg vs (vs = våtvikt). Tre av gäddorna låg över Livsmedelsverkets gränsvärde för fisk och fiskprodukter av andra arter än gädda och ål, 0,5 mg kvicksilver/kg vs.

Det är troligt att skillnaden i kvicksilverhalt i större abborrar av konsumtionsstorlek från Notviken och Avan är betydligt mindre än för småabborrarna, eftersom de större abborrarna vandrat för födosök och lek, och därmed också intagit föda som ej varit utsatt för förhöjda kvicksilverhalter i miljön.

## **7.1.2 Sediment, suspenderat och vatten**

Resultaten av de förhållandevis omfattande undersökningar som utförts av sedimenten och vattnet i Notviken sammanfattas nedan. Rådata från samtliga analyser och övriga mätningar redovisas i bilaga 6.

### **7.1.2.1 Fibersedimentens utbredning och mäktighet**

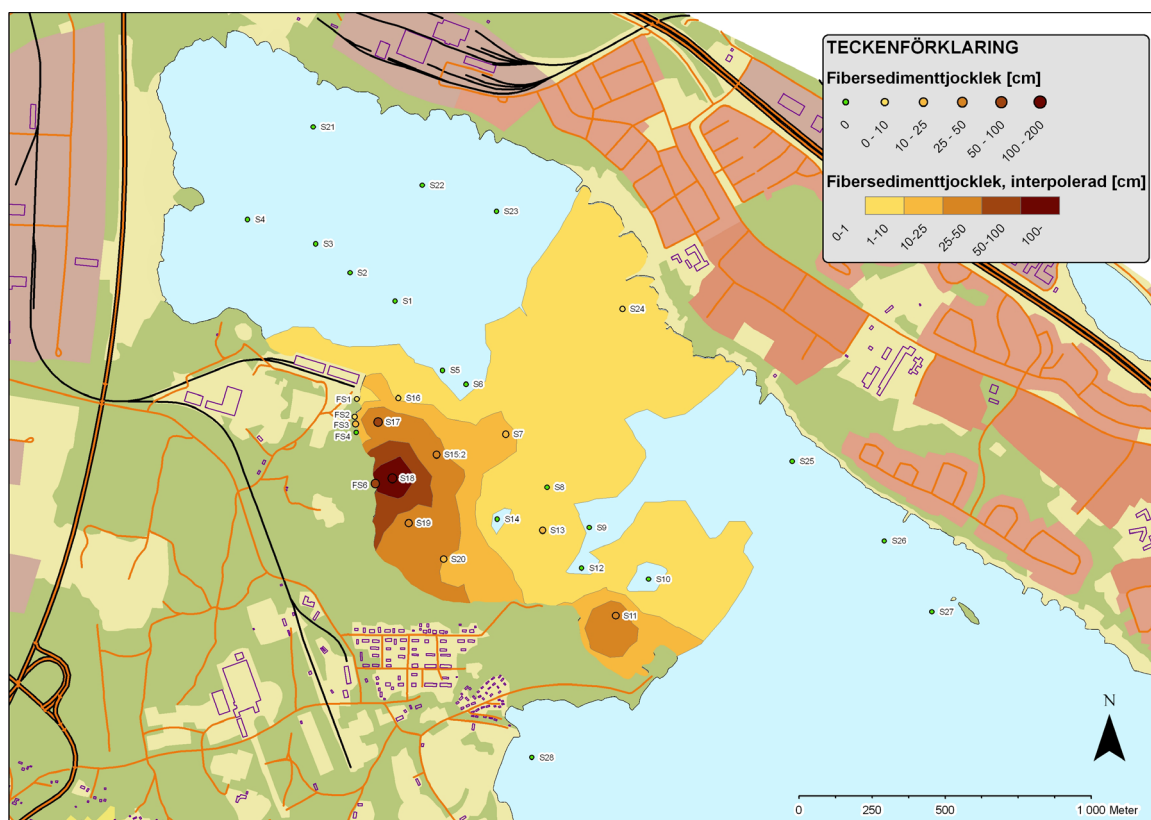
Resultatet av den relativt omfattande karteringen av sedimenten, och en interpolering av mätvärdena från denna, tillsammans med resultaten från sedimentprovtagningen användes för att göra en bedömning av fibersedimentens totala utbredning och mäktighet samt beräkna ungefärliga volymer av fibersediment i tre olika områden (Tabell 2). I område A1 täcks botten av sediment som är av tydlig fiberkaraktär. Sedimenten i detta område utgörs till stor del av i stort sett helt oförändrad slipmassa, med viss inblandning av bark och djupare ner även lera. Botten i område A2 domineras av bark och stockar, men även här finns tydliga inslag av slipmassa inblandat.

Interpoleringen av fibersedimenttjockleken är gjord i Arc Map 9.0, tillägget Geostatistical Analyst enligt nedan:

Tilläggsparametrar Arc Map 9.0, Geostatistical Analyst			
Selected Method:	Inverse Distance Weighting	Searching Ellipse:	
Method Parameter(s):		Minor Semiaxis:	810,14
Power:	2,9574	Angle:	0
Searching Neighborhood:		Sector Mode:	0
Neighbors to Include:	5 (include at least 1 )	Major Semiaxis:	810,14

Den valda metoden IDW är exakt, vilket innebär att interpolerat värde i en punkt som har ett faktiskt mätvärde blir lika med mätvärdet.

Det interpolerade området har redigerats i sydvästra änden (utanför udden ”Stenarmen” eftersom programmet inte tar hänsyn till att landtungan bryter spridningen av fibersediment.



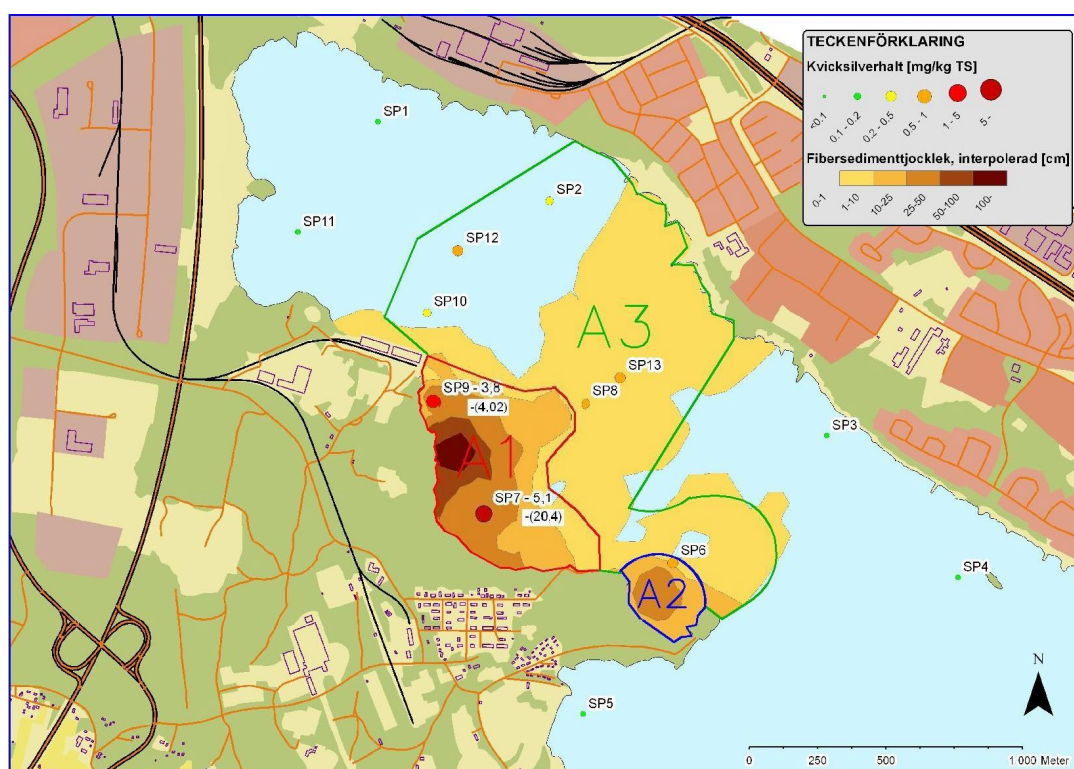
Figur 12: Uppmätt mäktighet (kompenserad för kompression) av fibersediment i provpunkter och interpolerad fibersedimentmäktighet.

Botten i område A3 liknar vid första anblicken opåverkade sediment, med ett tydligt rödbrunt oxiderat ytskikt. Vid en mer noggrann besiktning ser man dock att det finns svarta, halvt nedbrutna fibrer inblandade i sedimenten ned till ca 10-15 cm djup. Figur 12 är resultatet av den statistiska interpolation av mätvärdena från sedimentkarteringen som utförts. Figur 13 kombinerar denna interpolation med en manuell, erfarenhetsbaserad bedömning av fibersedimentens utbredning, som också tar hänsyn till uppmätta kvicksilverhalter i sedimenten.

Tabell 2: Beräknade areor och volymer fibersediment. Areor ur figur 13.

Delområde	Area (m <sup>2</sup> )	Volym (m <sup>3</sup> )
A1	333 000	150 000
A2	52 000	10 400
A3	110 0000	220 000

Tabell 2 redovisar beräknade areor och volymer av fibersediment i de olika delområdena. Volymerna för områdena A1 och A2 är beräknade utifrån flera mindre delareor med olika fibersedimentdjup. Vid volymbereäkningen av A3 har 2 dm fibersedimentdjup antagits för hela området.



Figur 13: Bedömda areor förorenade sediment, samt uppmätta kvicksilverhalter i ytskiktet (0-1 cm) och interpolerad fibersedimenttjocklek. Värden inom parentes vid SP7 och SP9 är uppmätta vid provtagningen i mars i skiktet 0-2 cm (se kap 7.1.2.3).

### 7.1.2.2 Uppmätta halter och tillståndsklassning

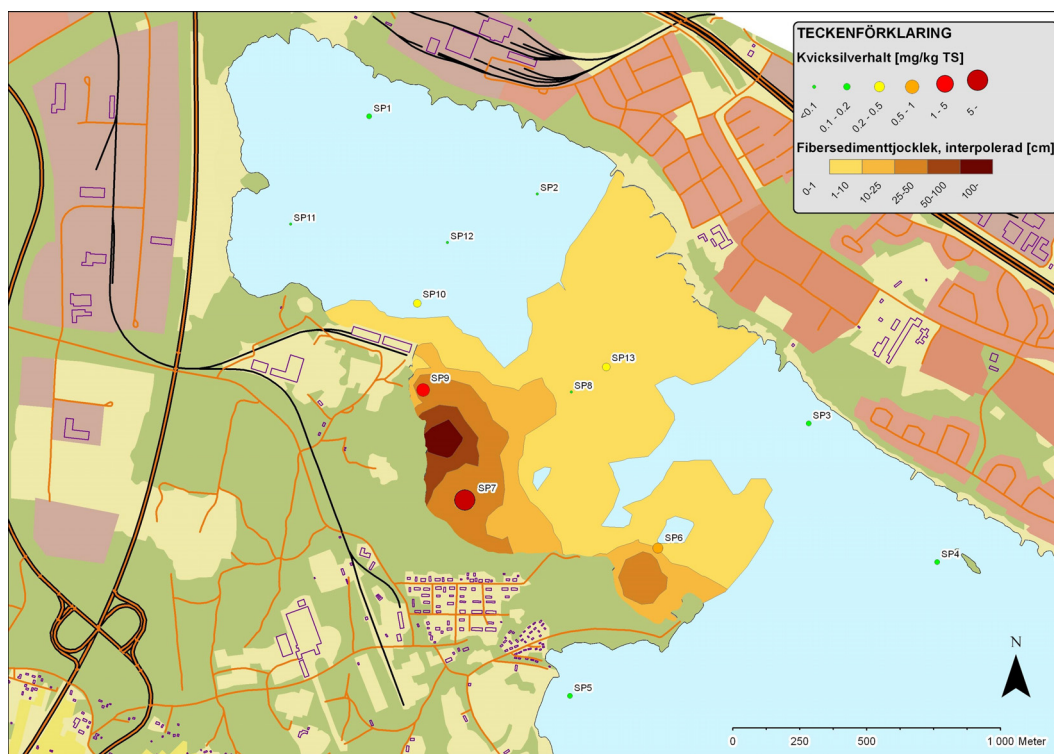
De screeninganalyser (ENVIPACK, se kapitel 6.2 Analys och bilaga 6) som utfördes visade inte på några anmärkningsvärt förhöjda halter av andra föroreningar än kvicksilver.

Tabell 3 visar Naturvårdsverkets tillståndsklassning [2] för kvicksilver i förorenade sediment.

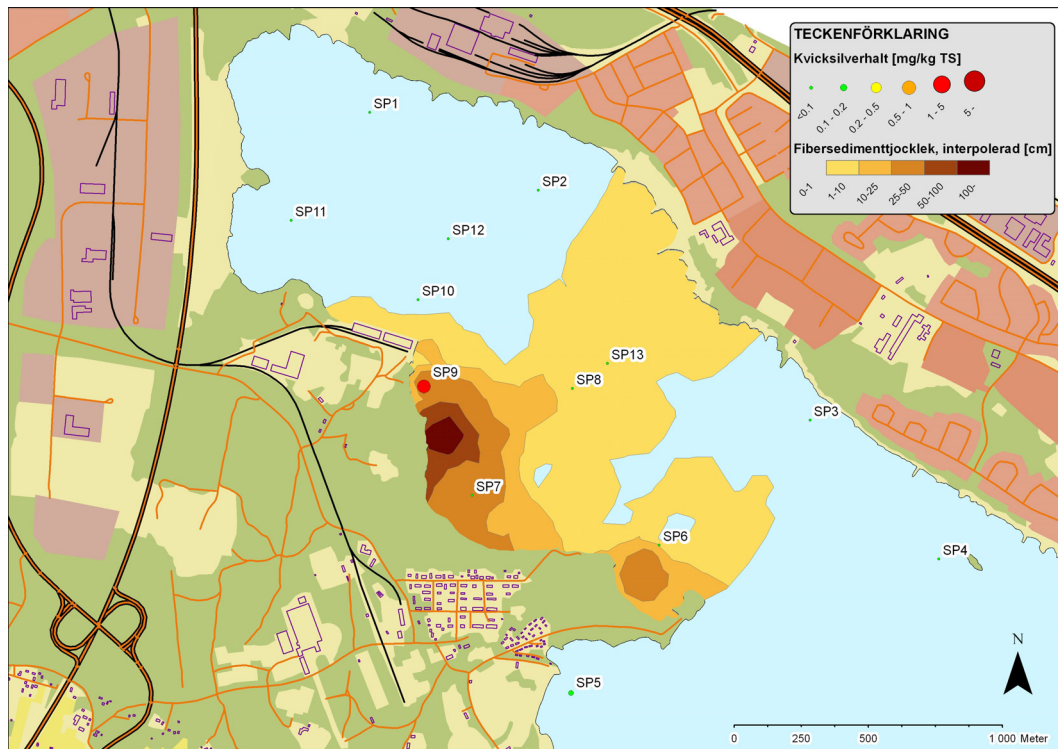
**Tabell 3: Tillståndsklassning förorenade sediment**

Klass	Benämning	Hg (mg/kgTS)	Övrig yta i Notviken	A3	A2	A1
1	Mycket låga halter	0-0,15	⇕			
2	Låga halter	0,15-0,3		⇕		
3	Måttligt höga halter	0,3-1,0			?	
4	Höga halter	1,0-5			⇕	⇕
5	Mycket höga halter	> 5				⇕

Figur 14 och 15 nedan visar uppmätta kvicksilverhalter i nivåerna 0-20 och 20-40 cm under sedimentytan.



**Figur 14: Uppmätta kvicksilverhalter nivån 0-20 cm under sedimentytan.**



Figur 15: Uppmätta kvicksilverhalter nivån 20-40 cm under sedimentytan.

Figureerna 13-15 visar på ett klart samband mellan fiberförekomst i sedimenten och förhöjda kvicksilverhalter. I områden där ingen förekomst av fibrer påvisats är uppmätta kvicksilverhalter att beteckna som låga till mycket låga enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder [2].

Inom området A3 är halterna i det ytliga sedimentlagret, dvs där fiberresterna finns är halterna att beteckna som måttligt höga, och i område A1 d.v.s. det område där fiberstrukturen på sedimenten är tydlig, är halterna höga till mycket höga i de prov som utgörs av fibersediment, och avtar på djupet för att när man kommit ner i opåverkad bottenlera sjunka till halter som betecknas som mycket låga.



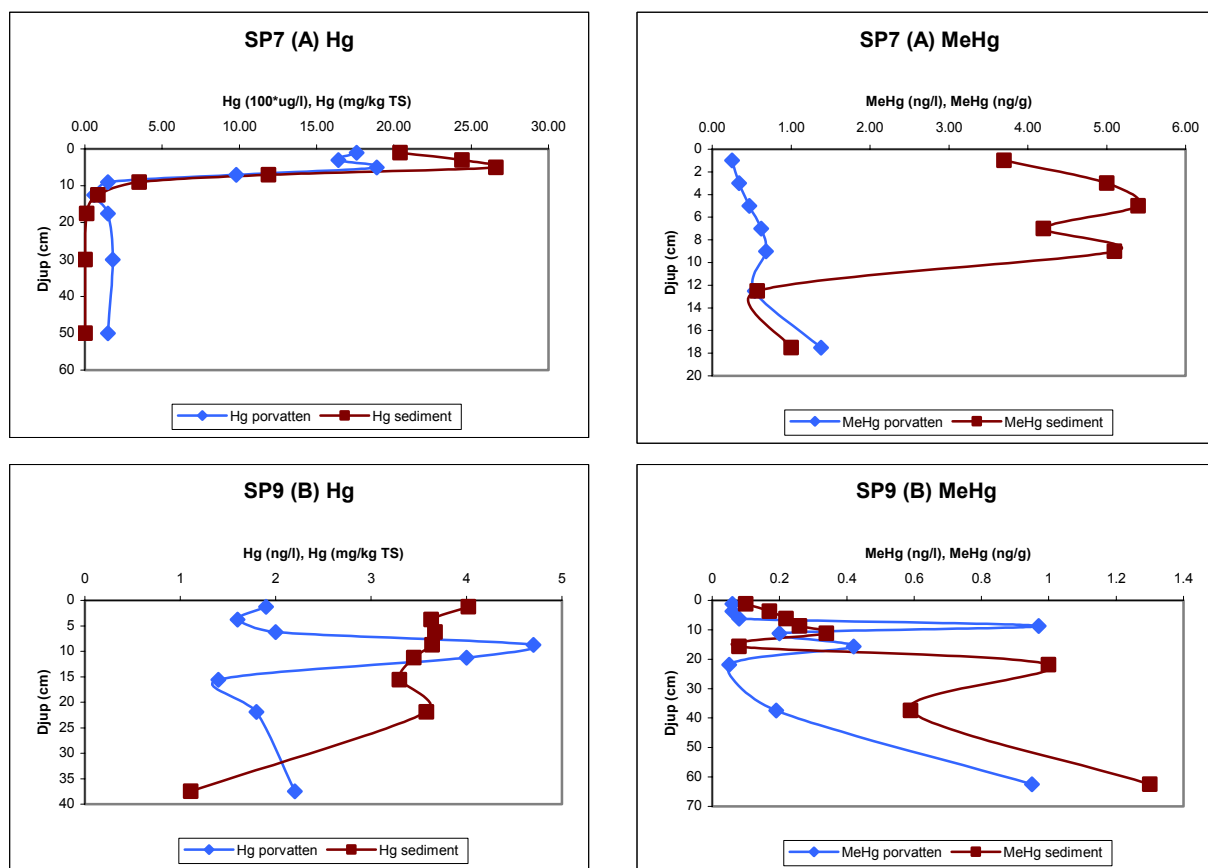
**Tabell 4: TOC och kvicksilver i ytsediment 0-1 cm, punkterna SP7 och SP9 där TOC- och kvicksilverhalterna är högst har markerats med gult.**

Provpunkt	TOC % av TS	Hg mg/kg TS
SP1	2,8	0,134
SP2	3,3	0,237
SP3	2,2	0,107
SP4	4,5	0,197
SP5	3,8	0,163
SP6	7	0,832
SP7	20,4	5,11
SP8	3,9	0,609
SP9	34	3,82
SP10	5,1	0,464
SP11	4,3	0,109
SP12	4,7	0,579
SP13	5,5	0,512

Halterna av totalt organiskt kol (TOC) i ytsedimenten visar även de på ett samband med fiberstrukturen i sedimenten, se Tabell 4. Provpunkterna SP7 och SP9 var de som uppvisade högst kvicksilverhalter och de har även de högsta TOC-halterna. Detta är väntat och bekräftar okulärbesiktningens resultat.

### 7.1.2.3 Undersökning i område A1: Kvicksilver och metylkvicksilver i sediment och porvatten

I Figur 16 redovisas halterna av kvicksilver och metylkvicksilver mot djupet i de båda provpunkterna, SP7 och SP9. I SP7 är halten av kvicksilver högst i de ytliga proverna, både för porvatten och för sediment. Haltprofilerna för porvatten och sediment följer varandra mycket väl för Hg i denna punkt. Den tydliga haltnedgången från cirka 10 cm och neråt beror på att fibersedimenten där börjar övergå i lera. Kvicksilverhalterna i fibersedimenten i SP7 varierar mellan 3 och 27 mg/kg TS. Dessa halter skulle klassas som mycket höga, >5 mg/kg TS enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder [2]. Halterna är högre än de som tidigare påträffats och visar att halterna lokalt i fibersedimenten kan vara höga. Halterna ligger i nivå med ytsedimenten i Marnästjärn, Ludvika där de uppgår till 13-30 mg/kg TS (Envipro Miljöteknik AB, 2005). Halterna i porvattnet i fibersedimenten är höga 0,1-0,2 µg/l, vilket kan jämföras med 0,002-0,007 µg/l i ytsedimentens porvatten i Marnästjärn. Kvicksilver verkar således vara mer lösligt i Notviken, vilket är negativt, eftersom det kan tyda på att större andel kvicksilver förekommer som lösliga organiska föreningar, vilka generellt är farligare än andra former av kvicksilver.



Figur 16: Kvicksilver och metylkvicksilver i porvatten och sediment mot djupet i punkterna SP7 och SP9.

I SP9 följer inte haltprofilerna för porvatten och sediment varandra lika väl som i SP7, se Figur 16. Kvicksilverhalten är relativt jämn de översta 20 cm, 3-4 mg/kg TS, och sjunker sedan i den djupaste mätpunkten till ca 1 mg/kg TS. Hela proppen består av fibersediment, men halterna är lägre än i SP7. Halterna är dock i nivå med det som tidigare påträffats. Kvicksilverhalten i porvattnet i SP9 varierar mellan 0,001 och 0,005 µg/l. Dessa halter är i nivå med halterna i Marnästjärn. En generell slutsats som kan dras är att halterna i vattenfaserna avspeglar halterna i sedimenten. Hög halt i sediment medför även en hög halt i vattenfasen.

Metylkvicksilverhalten i fibersedimenten vid SP7 uppgår till 3-5 ng/g. Leran uppvisar lägre metylkvicksilverhalter, cirka 0,5-1 ng/g. Trenden är lik profilen för kvicksilver. Halterna i fibersedimenten kan jämföras med 47-79 ng/g i Marnästjärn [3], 150-210 ng/g vid Bengtsbrohöjden [4] och 15-18 ng/g i Köpmanholmen [5]. Halterna av metylkvicksilver i fibersedimenten i Karlshäll är således lägre än samtliga dessa objekt. Det måste dock betonas att metyleringen främst sker under sommartid vid högre temperaturer. Detta eftersom metyleringen främst orsakas av mikrobiell aktivitet. Dessa uppmätta Me-Hg halter bedöms således vara en underskattning av halterna på årsbasis.

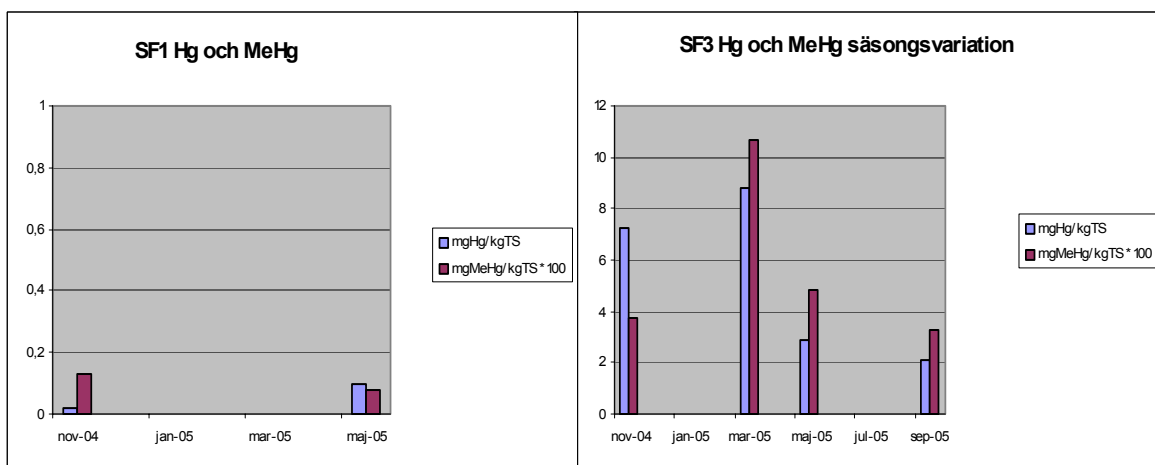
I porvattnet i SP7 varierar metylkvicksilverhalten relativt lite, 0,25-1,4 ng/l. En ökande trend mot djupet kan ses vilket är anmärkningsvärt med tanke på proppens karaktär (fibersediment överlagrar lera). Sannolikt borde metylkvicksilverhalten i porvattnet följa samma tendens som för kvicksilver, dvs med högre halter i fibersedimenten och lägre i leran. Halterna kan jämföras med 1,1-1,3 ng/l i Marnästjärn. En möjlig förklaring kan vara att även lera eller svartmocka naturligt innehåller kvicksilver är därmed även viss halt av Me-Hg. Detta kan dock inte verifieras och inga kända undersökningar av svartmocka med fokus på kvicksilver finns.

Halten av metylkvicksilver i sedimenten vid SP9 varierar mellan 0,1 och 1,3 ng/g, något lägre än för SP7. Anmärkningsvärt ökar halten mot djupet. En förklaring till detta skulle kunna vara att ytsedimenten håller ett högt redox, vilket generellt missgynnar metyleringsprocessen eftersom bland annat sulfatreducerande bakterier visat sig metylera kvicksilver [6].

Metylkvicksilverhalten i porvattnet uppvisar generellt samma trend som halten i sedimenten, undantaget enstaka punkter (exempelvis mätpunkten på ca 9-10 cm djup). Halterna varierar mellan 0,05 och 1 ng/l, dvs liknande storleksordning som SP7.

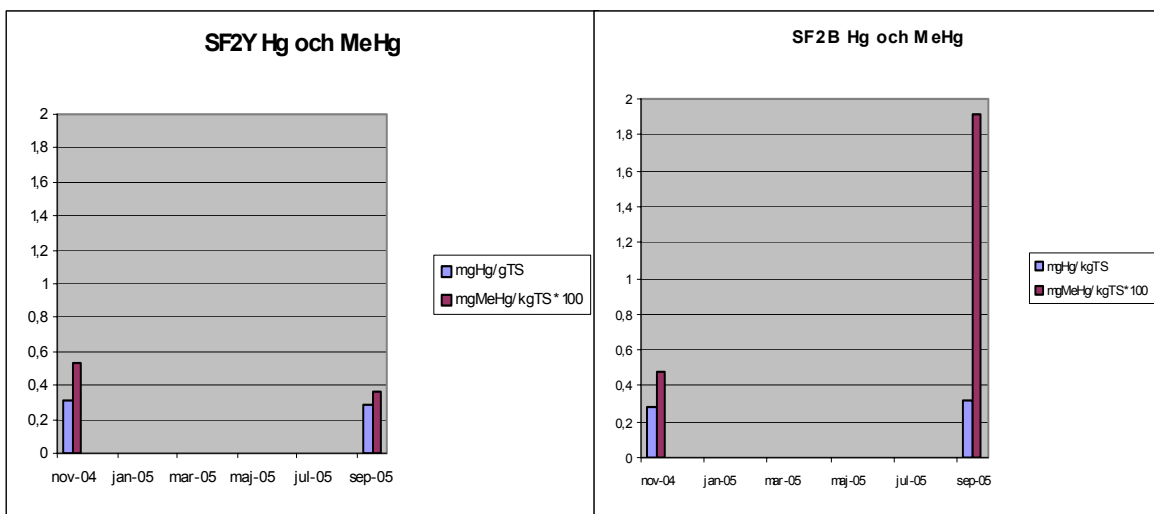
#### 7.1.2.4 Suspendat från sedimentfällor

Figur 18-20 nedan visar samtliga uppmätta kvicksilver och metylkvicksilverhalter i de sex sedimentfällor som använts i denna undersökning.

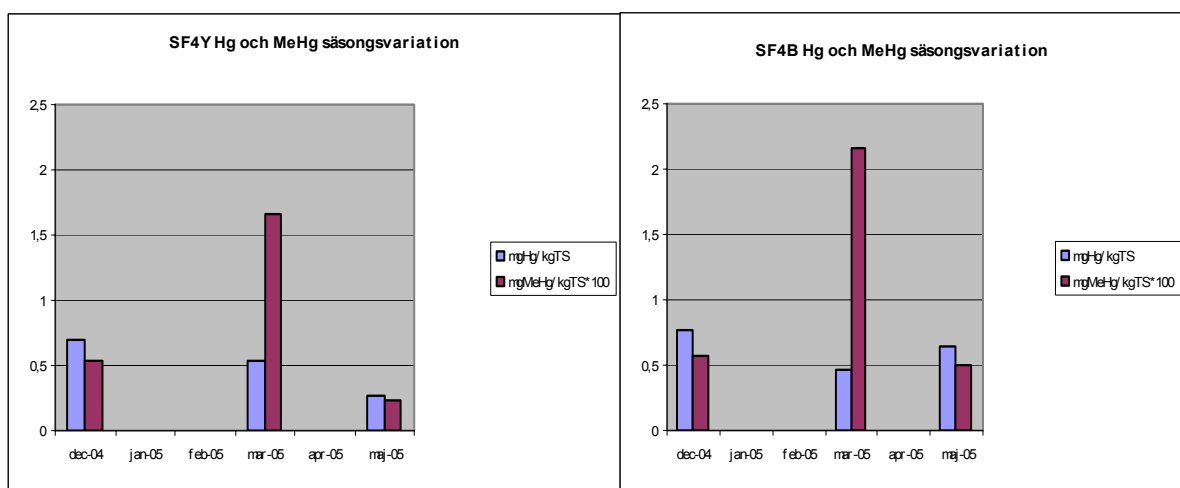


Figur 17: Kvicksilver, Hg och metylkvicksilver, MeHg i sedimentfällorna SF1 och SF3 vid samtliga provtagningstillfällen.





Figur 18: Kvicksilver, Hg och metylkvicksilver, MeHg i sedimentfällorna SF2Y (ytan) och SF2 B (botten) vid samtliga provtagningstillfällena.



Figur 19: Kvicksilver, Hg och metylkvicksilver, MeHg i sedimentfällorna SF4Y (ytan) och SF4B (botten) vid samtliga provtagningstillfällena.

Tabell 5: Kvicksilverhalter, Hg och metylkvicksilver, MeHg i sedimentfällor för samtliga provtagningstillfällena. Halter i mg/kgTS.

Fälla\Månad	Nov/Dec 04		Mar 05		Maj 05		Sep 05	
	Hg	Me-Hg	Hg	Me-Hg	Hg	Me-Hg	Hg	Me-Hg
SF1	0,02	0,0013			0,097	0,00076		
SF2B	0,28	0,0047					0,32	0,0019
SF2Y	0,31	0,019					0,29	0,0036
SF3	7,21	0,038	8,78	0,11	2,92	0,049	2,13	0,033
SF4B	0,76	0,0056	0,46	0,022	0,63	0,005		
SF4Y	0,69	0,0053	0,53	0,017	0,27	0,0024		

En jämförelse med dessa resultat och de kvicksilverhalter som uppmätts i ytsedimenten (se Tabell 6) visar att kvicksilverhalten i fallande sediment är i

samma storleksordning som halten i ytsedimenten där respektive fälla varit placerad, med undantag av november-provtagningen i SF1, där halten i fällan var ca 5-6 ggr lägre än i ytsedimenten. Detta är en mycket stark indikation på att resuspension av sediment i viken är betydande, med möjligt undantag för längst in i viken vintertid i det område där SF1 var placerad. Den höga kvicksilverhalten i det fallande sedimentet medför att Hg under den det tar för att återsedimentera är tillräcklig för upptag. Att sedimenten inte heller ligger still är negativt, eftersom det innebär att ingen översedimentering och därmed naturlig haltsänkning är möjlig inom överskådlig framtid.

Metylkvicksilverhalterna är i de fällor som provtogs i mars, SF3 och SF4 högre vid marsprovtagningen jämfört med övriga provtagningstillfällena, vilket är svårförklarad. Halten i SF3 ligger i nivå med halten i ytsedimenten vid SP9, men betydligt lägre än sedimenten vid SP7. Förutom toppen vid marsprovtagningen så varierar metyleringsgraden (andel metylkvicksilver av total mängd kvicksilver) i de olika fällorna och vid de olika provtagningstillfällena mellan ca 0,5 % och ända upp till ca 5 %.

**Tabell 6: Sammanställning av halter i ytsediment. SP7 och SP9 där kvicksilverhalterna är högst har markerats med gult.**

Provtagnings- tillfälle	Provpunkt	Nivå	Hg (mg/kgTS)	Me-Hg (µg/kgTS)	TOC % av TS	Område enl fig 22
Juni 2004	SP1	0-1 cm	0,134		2,8	SF1
Juni 2004	SP11	0-1 cm	0,109		4,3	SF1
Juni 2004	SP2	0-1 cm	0,273		3,3	SF2
Juni 2004	SP3	0-1 cm	0,107		2,2	SF2
Juni 2004	SP8	0-1 cm	0,609		3,9	SF2
Juni 2004	SP10	0-1 cm	0,464		5,1	SF2
Juni 2004	SP12	0-1 cm	0,579		4,7	SF2
Juni 2004	SP13	0-1 cm	0,512		5,5	SF2
Juni 2004	SP7	0-1 cm	5,11		20,4	SF3
Mars 2005	SP7	0-2 cm	20,4	3,7		SF3
Juni 2004	SP9	0-1 cm	3,82		34	SF3
Mars 2005	SP9	0-2 cm	4,02	1,0		SF3
Juni 2004	SP6	0-1 cm	0,832		7	SF4
Juni 2004	SP4	0-1 cm	0,197		4,5	-
Juni 2004	SP5	0-1 cm	0,163		3,8	-

Sammanställningen i Tabell 6 visar kvicksilverhalterna i ytsediment i Notviken, och i vilket område (se Figur 13 sid 20) respektive provpunkt ligger.

### 7.1.2.5 Yt- och bottenvatten

I Tabell 7 presenteras resultatet av provtagningarna i yt- och bottenvatten. Halterna av kvicksilver ligger mellan 0,001 och 0,003 µg/l. Detta är i nivå med Naturvårdsverkets jämförvärde för bakgrundshalter i norra Sverige som är 0,002 µg/l [2]. Halterna metylkvicksilver är även de låga och varierar mellan 0,05 och 0,11 ng/l. Dessa halter kan jämföras med bottenvatten i Marnästjärn där halter om ca 2-9 ng/l uppmätts [4]. Till skillnad från Marnästjärn är halterna av både kvicksilver och metylkvicksilver i bottenvatten markant lägre än halterna i porvattnet (se kap 7.1.2.3).

**Tabell 7: Halter i yt- och bottenvatten i de två punkter där sedimenten uppvisat högst kvicksilverhalter.**

Datum	2005-03-09	2005-05-20	2005-07-13	2005-09-23
	<b>SP7 (VPA) yta</b>	<b>SP7 (VPA) yta</b>	<b>SP7 (VPA) yta</b>	<b>SP7 (VPA) yta</b>
Temp °C	2	6,6	20,46	10,5
Hg µg/l	0,0012	<0,002	0,0023	0,0023
MeHg ng/l	0,06	0,05	0,05	0,05
Metyleeringsgrad %	5	>2,5	2,2	2,2
Redox mV	368	166	275	263
Kond. mS/m	40	29	70	39
pH	6,6	7,97	6,91	7,39
Syrgas mg/l	15,02	15,5		8,21
	<b>SP7 (VPA) botten</b>	<b>SP7 (VPA) botten</b>	<b>SP7 (VPA) botten</b>	<b>SP7 (VPA) botten</b>
Temp °C	0	6,6	20,1	10,8
Hg µg/l	0,0025	<0,002	0,003	<0,002
MeHg ng/l	0,06	0,07	0,07	0,07
Metyleeringsgrad %	2,4	> 3,5	2,3	> 3,5
TOC mg/l	3,7			
Redox mV	369	166	185	248
Kond. mS/m	30	45	70	76
pH	6,2	7,97	6,52	7,37
Syrgas mg/l	15,2	14		8,45
	<b>SP9 (VPB) yta</b>	<b>SP9 (VPB) yta</b>	<b>SP9 (VPB) yta</b>	<b>SP9 (VPB) yta</b>
Temp °C	2	6,1	20,43	10,5
Hg µg/l	0,0023	<0,002	<0,002	<0,002
MeHg ng/l	0,06	0,11	0,11	0,11
Metyleeringsgrad %	2,6	>5,5	>5,5	>5,5
Redox mV	189	157		245
Kond. mS/m	20	46	70	28
pH	5,6	7,32	6,9	7,68
Syrgas mg/l	13,56	12,94		10,54
	<b>SP9 (VPB) botten</b>	<b>SP9 (VPB) botten</b>	<b>SP9 (VPB) botten</b>	<b>SP9 (VPB) botten</b>
Temp °C	0	6	20,44	10,8
Hg µg/l	0,0029	<0,002	<0,002	<0,002
MeHg ng/l	0,06	0,07	0,07	0,07
Metyleeringsgrad %	2,1	> 3,5	> 3,5	> 3,5
TOC mg/l	2,8			
Redox mV	136	146		240
Kond. mS/m	60	46	70	90
pH	4,8	7,34	6,91	7,52
Syrgas mg/l	12,28	13,07		8,88

### 7.1.3 Magasinen

Undersökningen av de så kallade ”Tyskmagasinen” behandlas i en separat rapport som bifogas i bilaga 1. Nedan följer en sammanfattning av denna.

Tidigare undersökningar har indikerat kvicksilverförekomst i golvplankorna i båda magasinen. Denna undersökning bekräftar att det förekommer kvicksilver i golven, i genomsnitt ca 10 mg/kg i nivån 0-1 cm. Halten sjunker markant med ökat djup, och redan på nivån 1-2 cm kan den betecknas som låg. Kviksilver finns även i varierande omfattning i väggar och stommar i båda magasinen, i koncentrationer som varierar mellan under 1 mg/kg TS upp till nära 60 mg/kg TS, en relativt hög halt. Analys samlingsprov från vardera magasin av det yttersta skiktet (0-2 mm) i väggar och stommar visar att halten är högst i ytan även i dessa byggnadsdelar.

I jorden under golven är kvicksilverkoncentrationen betydligt lägre, i genomsnitt strax under 1 mg/kg TS att jämföra med riktvärdet för MKM som är 7 mg/kg TS.

Provtagning av luft i magasinen under en het sommardag när avgång av kvicksilver till luft förväntas vara som störst kunde inte påvisa kvicksilver i luften. Detektionsgränsen för mätningarna var ca 1/100 av Arbetarskyddsstyrelsens nivågränsvärde för kvicksilverånga.

Exponeringsvägarna inandning av damm och ångor, hudkontakt, samt förtäring av jord anses inte utgöra någon risk för människors hälsa vid vistelse i magasinen.

Spridning av kvicksilver från magasinen anses vid nuvarande användning inte utgöra någon risk.

Olika åtgärdsalternativ har utretts översiktligt, då nuvarande användning av magasinen inte anses utgöra någon risk för människors hälsa eller miljö samt att magasinen är kulturminnesskyddade är ett alternativ att magasinen lämnas i befintligt skick. Vid en eventuell framtida reovering eller rivning av magasinen är det dock mycket viktigt att rivningsmaterial m.m. omhändertas på ett miljömässigt acceptabelt sätt och att arbetsmiljöfrågor särskilt beaktas med hänsyn till trämateriallets kvicksilverinnehåll.

### 7.1.4 Barktippen

Undersökningen av barktippen behandlas i en separat rapport som bifogas i bilaga 2. Nedan följer en sammanfattning av denna rapport.

Markprov togs i tre punkter som samlingsprov. Provgropar grävdes för hand ned till ca 1 m djup. Två gropar grävdes i upplagd bark och en av groparna grävdes i den täckta slänten ned till ca 75 cm. Inget kvicksilver kunde detekteras i gropen i täckningsmaterialet, de två groparna som grävdes i upplagd bark innehöll däremot låga halter av kvicksilver. Halterna var lägre än Naturvårdsverkets generella riktvärden för mindre känslig

markanvändning <7 mg/kg TS. Mindre känslig markanvändning är mark som används för exempelvis kontor, industrier eller vägar, det vill säga mark där personer vistas under sin yrkesverksamma tid samt där barn och äldre vistas endast tillfälligt.

Eftersom barken innehåller låga halter av kvicksilver kommer den att täckas med jordmassor. För att undersöka om någon spridning av kvicksilver sker har två grundvattenrör för provtagning installerats och provtagits i november 2005. Provtagningen visar på förhöjda halter av löst kvicksilver jämfört med data från SGUs databas för opåverkade grundvatten.

### 7.1.5 Grundvatten

Provtagningen av grundvatten (Tabell 8) visar på låga halter av metaller och tyder inte på att föroreningar från industriverksamheten har förorenat vattnet. Koncentrationerna av arsenik, kadmium bly och zink är alla mycket låga till låga enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet [7]. För kvicksilver är koncentrationerna <0,002 – 0,0045 µg/l i nivå med de jämförvärden för opåverkade grundvatten i SGUs databas [7]. Det hälsorelaterade gränsvärdet för kvicksilver i dricksvatten är 1 µg/l.

**Tabell 8: Halter i grundvatten vid provtagning 2004-10-26. De metaller (och arsenik) som har effektrelaterade tillståndsklasser är markerade med grått. Hg är markerat med gult.**

	GV 1	GV 2	GV 3	GV 4
Ca mg/l	21,2	24	16,3	10,3
Fe mg/l	0,106	0,381	13,7	0,07
K mg/l	3,09	3,92	3,09	2,11
Mg mg/l	1,15	1,65	3,52	1,01
Na mg/l	1,97	2,23	2,51	1,11
S mg/l	3,44	7,92	3,8	5,29
Si mg/l	5,26	7,22	14,5	4,85
Al µg/l	101	6,83	51,8	49,3
As µg/l	0,873	1,14	1,33	0,242
Ba µg/l	14,9	15,8	21,9	3,81
Cd µg/l	0,0249	0,0021	<0,002	0,0102
Co µg/l	0,27	0,258	0,386	0,715
Cr µg/l	0,594	0,0736	0,754	0,542
Cu µg/l	5,77	0,407	0,11	4,26
Hg µg/l	0,004	<0,002	<0,002	0,0045
Mn µg/l	52,1	8,8	667	8,35
Mo µg/l	2,71	1,35	0,245	0,622
Ni µg/l	3,12	1,26	1,14	3,56
P µg/l	6	1,16	105	3,19
Pb µg/l	0,0944	<0,01	0,557	0,0137
Sr µg/l	66,9	67,2	86,9	38,4
Zn µg/l	2,45	1,9	2,47	6,29

**Tabell 9: Effektrelaterade tillståndsklasser för metaller och arsenik i grundvatten µg/l enligt Naturvårdsverket rapport 4915 [7]**

Klass	Benämning	Cd	Zn	Pb	As
1	Mycket låga halter	0-0,05	0-5	0-0,2	0-1
2	Låga halter	0,05-0,1	5-20	0,2-1	1-5
3	Måttligt höga halter	0,1-1	20-300	1-3	5-10
4	Höga halter	1-5	300-1000	3-10	10-50
5	Mycket höga halter	> 5	> 1000	> 10	> 50

De jämförvärden som finns för övriga metaller i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder baseras på 90-percentilen i SGUs databas och är för Cd: 0,1 µg/l, Zn: 100 µg/l, Pb: 1 µg/l och As: 1 µg/l. För arsenik ligger mätvärdena mellan 0,2 och 1,3 µg/l, dvs nära jämförvärdet. För övriga metaller är samtliga uppmätta koncentrationer mycket långt under jämförvärdet.

### 7.1.6 Sedimentprov Arcus campings badplats

En sedimentprovpunkt (SP5 se t.ex. Figur 13) togs omedelbart utanför badplatsen på Arcus camping i Karlsvik. I detta prov upptäcktes vid okulärbesiktningen inga spår av fibrer, och koncentrationen kvicksilver varierade mellan 0,16 mg/kg TS (0-1 cm) och 0,19 mg/kg TS (20-40) cm. Screeninganalys (ENVIPACK) visade inte heller på höga halter av några föroreningar (se bilaga 6). Halterna av kvicksilver och andra föroreningar betecknas som låga enligt bedömningsgrunderna, se Tabell 3: Tillståndsklassning förorenade sediment.

## 7.2 Processer i Notviken, sedimentation, metylering och diffusion

### 7.2.1 Suspenderat material och sedimentation

I Notviken har sedimentfällor installerats i fyra punkter för att undersöka det material som sedimenterar. I två av punkterna har både en övre och en undre fälla installerats. Halterna i sedimentfällematerialet redovisas i figur 17-19 i kapitel 7.1.2.4. I Figur 20 återfinns de delområden som respektive sedimentfälla antas representera.

I Tabell 10 redovisas beräknade sedimentationshastigheter för kvicksilver och metylkvicksilver i samtliga fällor. De redovisade mängderna är beräknade som ett viktat medelvärde baserat på hur länge sedimentfällan varit på plats före respektive tömning. I Tabell 11 ses att sedimentationshastigheten varierar relativt mycket mellan de olika fällorna, dvs varierar mellan de olika delområdena. Lägst hastighet för kvicksilver uppvisar delområde SF1, cirka 0,2 mg/m<sup>2</sup>, år. Enligt utförda undersökningar saknas fibersediment i detta delområde. Sedimenten i SF1 innehåller mindre kvicksilver och är till karaktären fastare och mer lik en "naturlig" botten. I

de områden där det förekommer fibersediment (SF2-4) är sedimentationshastigheterna för kvicksilver högre, 0,3-10 mg/m<sup>2</sup>, år. Högst hastighet uppvisar fällan i delområde SF3. I detta delområde återfinns också de största förekomsterna av fibersediment i Notviken. SF3 är också ett grunt område vilket gör att effekten av resuspension blir starkare.

**Tabell 10: Beräknade sedimentationshastigheter (mängder) för kvicksilver och metylkvicksilver i sedimentfällorna. Analyser under detektionsgränsens värde har inkluderats som halva detektionsgränsens värde.**

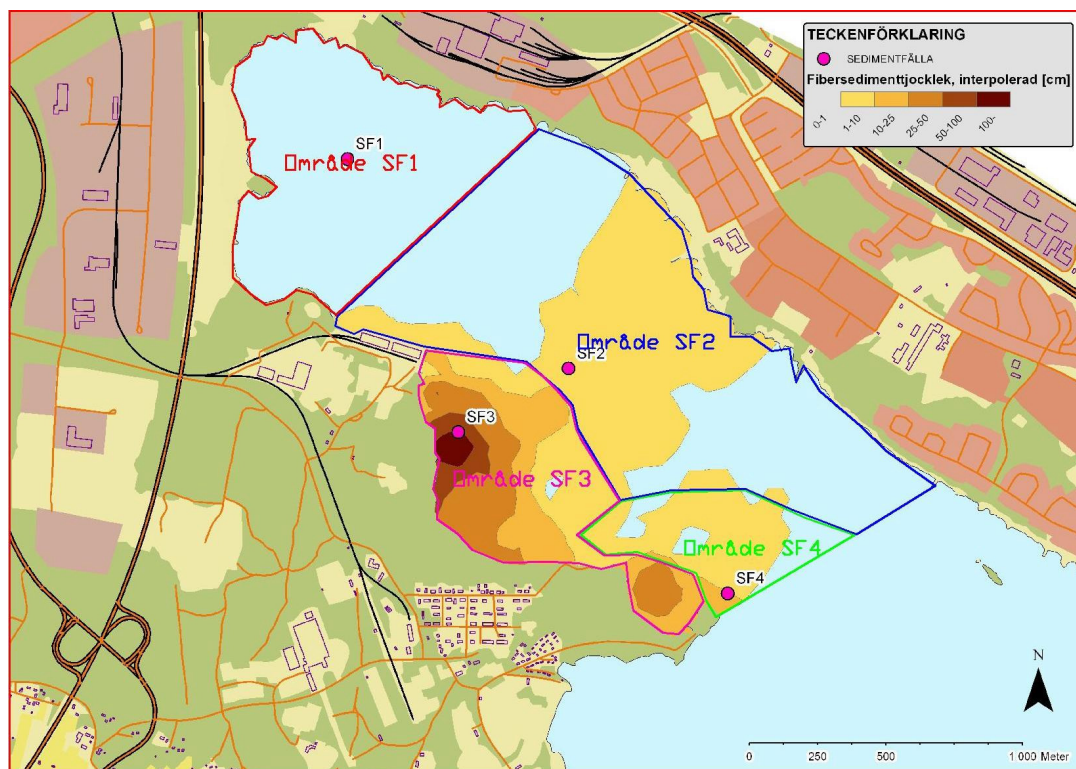
Provpunkt	Vattendjup (m)	Fällans höjd över sedimentytan (m)	Hg [mg TS/m <sup>2</sup> , år]	Me-Hg [mg TS/m <sup>2</sup> , år]
SF1	2,5	1	0,201	0,00969
SF2Y	5,6	3,5	0,319	0,0195
SF2B	5,6	1	2,78	0,156
SF3	2,5	0,6	9,56	0,0674
SF4Y	6,8	3,5	0,828	0,00701
SF4B	6,8	1	0,962	0,00799

För metylkvicksilver är skillnaden i sedimentationshastighet inte lika tydlig mellan delområdena som för kvicksilver. De högsta hastigheterna återfinns i delområde SF2 och 3, 0,02-0,16 mgTS/m<sup>2</sup>, år.

Enligt kapitel 7.1.2.4 är halterna av kvicksilver och metylkvicksilver relativt lika i ytsedimenten och det sedimenterande materialet, vilket indikerar att en resuspension av sediment sker i Notviken. Detta kan även ses i resultaten från beräkningen av sedimentationshastighet. Genom att jämföra den övre (Y) och den undre fällan (B) i punkten SF2 ses att sedimentationshastigheten för kvicksilver och metylkvicksilver är högre i den undre. Även detta indikerar att resuspension av sedimenten sker. En omrörning ("uppvirvling") av ytsedimenten gör att det blir grumligare vid botten än längre upp i vattenpelaren vilket medför att mer material samlas i den undre fällan jämfört med den övre. Effekten av resuspension är sannolikt som störst i de områden där fibersediment förekommer. I SF4 ser man inte lika tydligt skillnad i sedimentationshastighet mellan den övre och den undre fällan, detta kan tyda på att resuspensionen i detta område är mindre. Sedimentationshastigheten av kvicksilverföreningar i området kring SF4 bedöms dock på grund av strömningsförhållandena (se bilaga 5) kunna påverkas av den resuspension av fibersediment som sker i område SF3.

Genom att anta att de olika sedimentfällorna representerar olika delområden (se Figur 20) kan de framräknade sedimentationshastigheterna (mg TS/cm<sup>2</sup>, s) skalas upp så att ett mått för hela Notviken fås. I SF2, där två sedimentfällor placerats har båda värdena använts, dvs ett intervall för sedimentationen i dessa punkter erhålls. För SF4 har det antagits att det material som finns i den övre fällan inte sedimenterar utan är ett mått på vad som transporteras ut från Notviken i partikulär fas, dvs endast den undre fällan har använts vid beräkningen. Beräkningarna visar att sedimentationen av kvicksilver uppgår till cirka 5,4-8,9 kg/år. Motsvarande siffror för metylkvicksilver är 0,06-0,3 kg/år. Sedimentationen av kvicksilver och metylkvicksilver bedöms till största delen orsakas av resuspension av

sediment inom viken. Det är alltså inte troligt att det förekommer tillförsel av partikelbundet kvicksilver utifrån i någon större omfattning.



Figur 20: Karta som visar de delområden av Notviken som respektive sedimentfälla antas representera.

## 7.2.2 Metylering av kvicksilver

### Sediment och porvatten

I Tabell 11 presenteras halterna av kvicksilver och metylkvicksilver samt metyleringsgraden (andel metylkvicksilver) för sediment och porvatten i två punkter, SP7 och SP9.

Andelen metylkvicksilver i sedimenten varierar generellt mellan 0,005 och 0,9 %. Metyleringsgraden ökar djupare ner i sedimenten i båda punkterna. I respektive punkt är det den djupast provtagna nivån som uppvisar högst andel metylkvicksilver. En förklaring till detta skulle kunna vara att ytsedimenten håller ett högt redox, dvs att det råder oxiderande förhållanden, vilket generellt missgynnar metyleringsprocessen eftersom bland annat sulfatreducerande bakterier visat sig kunna metylera kvicksilver [6].



**Tabell 11. Halterna av kvicksilver och metylkvicksilver samt metyleringsgraden i porvatten och sediment i punkterna SP7 och SP9. Halterna i sediment anges i ng/g och i porvatten i ng/l. Värden i fet och kursiverad stil avser halva detektionsgränsens värde.**

Djup [cm]	SP7 Sediment			SP7 Porvatten		
	[Hg]	[MeHg]	[% MeHg]	[Hg]	[MeHg]	[% MeHg]
0-2	20400	3,70	0,02	176	0,25	0,14
2-4	24400	5,00	0,02	164	0,34	0,21
4-6	26600	5,40	0,02	189	0,47	0,25
6-8	11900	4,20	0,04	98,0	0,62	0,63
8-10	3530	5,10	0,14	15,0	0,68	4,53
10-15	842	0,57	0,07	6,00	0,54	9,00
15-20	115	1,00	0,87	15,0	1,38	9,20
20-40	<b>20,0</b>			18,0		
40-60	<b>20,0</b>			15,0		

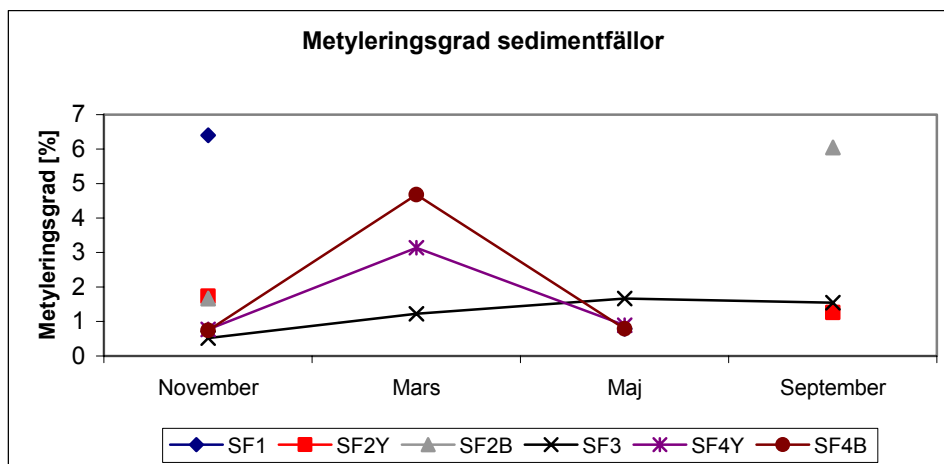
Djup [cm]	SP9 Sediment			SP9 Porvatten		
	[Hg]	[MeHg]	[% MeHg]	[Hg]	[MeHg]	[% MeHg]
0-2	4020	0,1	0,0025	1,9	0,06	3,16
2-4	3630	0,17	0,0047	1,6	0,06	3,75
4-6	3670	0,22	0,0060	2	0,08	4,00
6-8	3640	0,26	0,0071	4,7	0,97	20,6
8-10	3450	0,34	0,0099	4	0,2	5,00
10-15	3300	0,08	0,0024	1,4	0,42	30,0
15-20	3580	1	0,0279	1,8	0,05	2,78
20-40	1110	0,59	0,0532	2,2	0,19	8,64
40-60		1,3			0,95	

Även i porvattnet ökar metyleringsgraden med djupet i sedimenten. I SP7 varierar metyleringsgraden mellan 0,14 och 9,2 % och i SP9 mellan 2,78 och 30 %. Metyleringsprocessen är generellt temperaturberoende och gynnas av högre temperaturer. Därför är det troligt att ovanstående siffror är en underskattning av metyleringsgraden på årsbasis eftersom den genomförda provtagningen av porvatten utfördes under vintern.

Resultaten visar alltså att en metylering av kvicksilver sker i sedimenten och framförallt i porvattnet.

### Sedimenterande material

Metyleringsgraden i sedimenterande material över tiden presenteras i Figur 21. Provtagning av sedimentfällematerialet har inte varit möjligt vid alla tillfällen vilket medför att tidsserierna inte är kompletta. Andelen metylkvicksilver i det sedimenterande materialet varierar mellan 0,5 och 6,5 %. Metyleringsgraden är därmed högre i det material som sedimenterar jämfört med vad som påvisats i själva sedimenten, men lägre än i porvattnet.

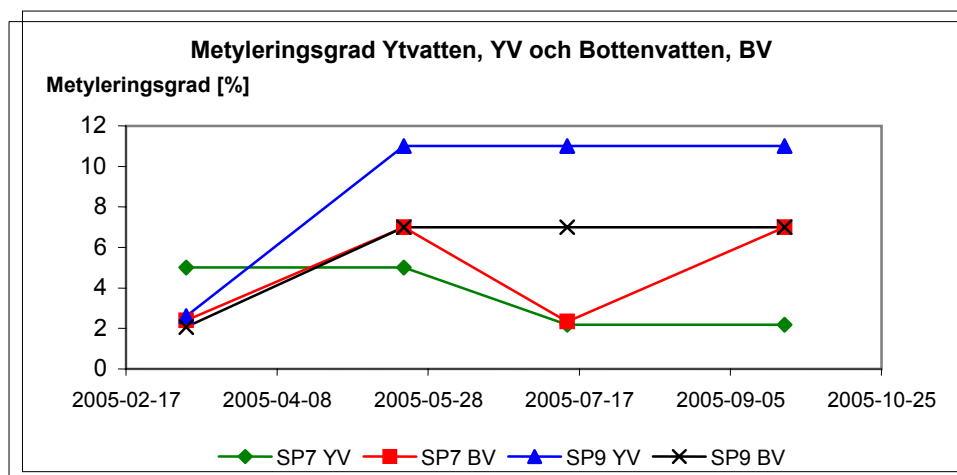


**Figur 21: Metyleringsgraden i sedimenterande material från sedimentfällorna. Halter under detektionsgränsen har inkluderats som halva detektionsgränsens värde ( $Hg < 0,04$  mg/kg TS).**

Sedimentfällan i punkten SF3 är den enda där en komplett tidsserie under hela undersökningsperioden erhållits. Andelen metylkvicksilver är lägst vid tömningen i november och ökar sedan i mars och maj. I punkten SF4 finns en fälla vid ytan och en vid botten. Kurvorna över metyleringsgraden följer varandra med en topp vid tömningen i mars. Halterna av metylkvicksilver och kvicksilver, och därmed även andelen metylkvicksilver är lika i både den övre och den undre fällan vid båda provtagningarna. Detta indikerar att det är samma material i båda. Även i SF2 finns en ytlig och en djup fälla. Vid tömningen i november var andelen metylkvicksilver lika i både den övre och den undre fällan, cirka 1,7 %. Däremot uppvisar den undre fällan en klart högre andel metylkvicksilver vid septemberprovtagningen, 6 % jämfört med 1,3 % för den övre.

### Ytvatten och bottenvatten

I Figur 22 redovisas metyleringsgraden i ytvatten och bottenvatten i två punkter i Notviken över tiden. Prover har tagits vid sammanlagt fyra tillfällen. Generellt varierar metyleringsgraden mellan 2 och 12 %. Detta är relativt låga värden i jämförelse med exempelvis Marnästjärn där andelen metylkvicksilver uppgår till 12-63 % i bottenvattnet och ytvattnet [3]. Andelen metylkvicksilver i vattnet i Notviken liknar mer motsvarande för Örserumsviken i Västervik. Andelen metylkvicksilver i ytvattnet och bottenvattnet varierade där från cirka 0,5 upp till 14 % [8].



**Figur 22: Metyleringsgraden i ytvatten (YV) och bottenvatten (BV) i punkterna SP7 och SP9. Halter under detektionsgränsen har inkluderats i beräkningarna som halva detektionsgränsens värde (Hg <0,002 µg/l).**

Slutsatserna från tidsserierna i Figur 22 blir något osäkra på grund av att halten av kvicksilver legat under detektionsgränsen (<0,002 µg/l) vid flera tillfällen. Dessa värden har inkluderats som halva detektionsgränsens värde. Detta gäller främst punkten SP9 där andelen metylkvicksilver ligger relativt konstant, vilket alltså inte är helt korrekt. Figur 12 indikerar att en ökning från provtagning under vintern till senare under året har skett, vilket är rimligt med tanke på att temperaturen varit högre vid dessa tillfällen. För SP7 noteras en sjunkande trend för andelen metylkvicksilver i ytvattnet. Återigen gör problemet med analyser av kvicksilver under detektionsgränsen att tidsserien blir svårtolkad. I de två första punkterna för ytvattnet i SP7 ligger halten kvicksilver under detektionsgränsen.

Slutsatsen är således att halterna av kvicksilver och metylkvicksilver i vattnet är låga. Mätdata för metyleringsgraden är svårtolkade på grund av att halterna av både kvicksilver och metylkvicksilver ligger nära detektionsgränsen.

### 7.2.3 Diffusion

Resultaten från diffusionsberäkningarna för kvicksilver och metylkvicksilver presenteras i Tabell 12. Beräkningarna har genomförts med resultat från analyserna av porvatten från översta sedimentskiktet och bottenvatten. En uppåtriktad diffusion, en källa, anges av ett negativt värde och en nedåtriktad, en sänka, av ett positivt. Beräkningarna visar att sedimenten vid SP7 fungerar som en källa för både kvicksilver och metylkvicksilver. Diffusionen från sedimenten till vattenpelaren uppgår till cirka 130 µg/år, m<sup>2</sup> och 0,2 µg/år, m<sup>2</sup>, för kvicksilver respektive metylkvicksilver. Vid SP9 fungerar däremot sedimenten som en sänka för kvicksilver med en nedåtriktad diffusion på cirka 0,7 µg/år, m<sup>2</sup>. För

metylkvicksilver fås inget resultat i SP9 pga att halterna var lika i bottenvattnet och porvattnet.

**Tabell 12: Resultat från diffusionsberäkningar för kvicksilver och metylkvicksilver. Observera att ett negativt värde anger en uppåtriktad diffusion och ett positivt en nedåtriktad. Vid beräkningarna har resultat från analysen av porvattnet i det yttligaste sedimentlagret samt bottenvattnet använts.**

Hg	Diffusion	
	$\mu\text{g}/\text{m}^2, \text{år}$	g/år
SP7	-126	-20,8
SP9	0,728	0,120

Me-Hg	Diffusion	
	$\mu\text{g}/\text{m}^2, \text{år}$	mg/år
SP7	-0,189	-31,2
SP9	0	0

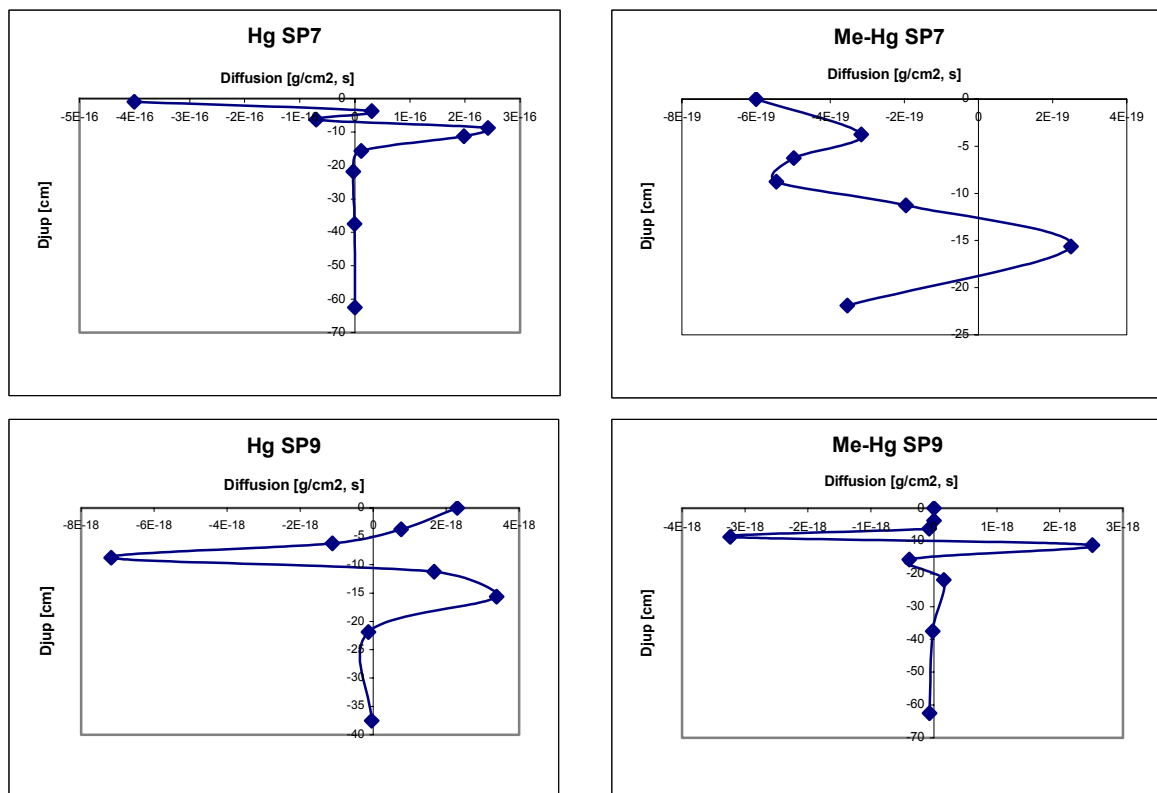
Diffusionen i respektive punkt har beräknats utifrån antagandet att de representerar halva arean A1 (se Figur 13 och Tabell 2 i kapitel 7.1.2.1, 165 000 m<sup>2</sup>) av fibersedimentens utbredning var. Detta ger en uppåtriktad diffusion av kvicksilver på cirka 20,8 g/år och metylkvicksilver på cirka 31,2 mg/år vid SP7. För SP9 blir diffusionen nedåtriktad på 0,12 g kvicksilver/år. Om dessa siffror adderas för att få ett mått för hela fibersedimentområdet erhålls en uppåtriktad diffusion av kvicksilver respektive metylkvicksilver på 20,7 g/år och 31,2 mg/år.

Skillnaden i diffusionsriktning mellan de båda punkterna gör det svårt att dra några generella slutsatser om på vilket sätt sedimenten i Notviken fungerar som en källa eller fälla för kvicksilver respektive metylkvicksilver. Den ena punkten, SP7 visar på att sedimenten fungerar som en källa medan den andra, SP9 visar på att sedimenten är en svag sänka. Skillnaden kan bero på att det är relativt stor haltskillnad för både Hg och Me-Hg mellan de båda punkterna där SP7 uppvisar klart högre halter. De högre halterna i sedimenten i SP7 är sannolikt anledningen till att porvattnet i SP7 håller högre halter än i SP9. Då halten av kvicksilver i bottenvattnet är relativt lika mellan de båda punkterna medför detta att en större koncentrationsgradient i SP7 jämfört med SP9 och därmed en högre diffusion. Resultaten visar därmed att det finns lokala variationer i sedimentens förmåga att fungera som källa eller fälla för kvicksilver och metylkvicksilver.

Kvantifieringen av diffusionen på årsbasis är osäker på grund av att endast en provtagning av porvatten och bottenvatten genomförts, dvs diffusionen under andra årstider än vintern är okänd. Med tanke på att den biologiska aktiviteten är som lägst under vintern är det sannolikt att sedimenten vid SP7 även fungerar som en källa under övriga delen av året. Vad som gäller för SP9 är svårare att bedöma. Men om den biologiska aktiviteten ökar under de varmare delarna av året är det troligt att sedimenten även i SP9 kommer att kunna fungera som en källa för kvicksilver och metylkvicksilver under de varmare delarna av året. Slutsatsen angående diffusionen blir

därmed att sedimenten i Notviken sannolikt fungerar som en källa för kvicksilver och metylkviksilver.

Eftersom porvatten även extraherades från djupare liggande sedimentskikt är det även möjligt att studera diffusionen inuti sedimenten. Beräkningarna utförs på samma sätt som tidigare (ekvation 1 i kapitel 6.1.3.5). Resultaten presenteras i Figur 23.



**Figur 23: Profiler som visar diffusionen av kvicksilver och metylkviksilver i sedimenten i Notviken. Observera att ett negativt värde anger en uppåtriktad diffusion och ett positivt en nedåtriktad. Vid beräkningarna har resultat från analyserna av porvatten använts.**

Figureerna visar att diffusionen av metylkviksilver generellt är riktad uppåt i sedimenten. I SP7 är det endast på en nivå där beräkningarna visar på en nedåtriktad diffusion. I SP9 är diffusionen av metylkviksilver varierande. För kvicksilver varierar diffusionens riktning mer mellan de olika nivåerna i sedimenten. I båda punkterna är diffusionen uppåtriktad i ungefär hälften av de undersökta nivåerna.

### **7.3 Kvantifiering av transport av kvicksilver och metylkvicksilver i och ut ur Notviken**

En massbalans för transporten av kvicksilver och metylkvicksilver i och ut ur Notviken har upprättats utifrån det framtagna datamaterialet. En massbalans upprättas för att få en översikt och förståelse för vilka mängder av föroreningarna som transporteras.

I Figur 24 redovisas en beräknad massbalans för kvicksilver och metylkvicksilver i fibersedimenten i Notviken. Enligt beräkningar beskrivna i kap 6.1.2.7 finns totalt cirka 47-193 kg ( $120 \pm 73$ ) kvicksilver och cirka 3,5-14,5 kg ( $9 \pm 5,5$ ) metylkvicksilver upplagrat i de fiberinnehållande sedimenten i Notviken, dvs områdena A1, A2 och A3. Av dessa finns ca 50-100 kg i område A1, se Figur 13. Sedimenten fungerar, enligt utförda diffusionsberäkningar som en källa för både kvicksilver och metylkvicksilver. Diffusionen beräknas till cirka 21 g Hg/år och 31 mg Me-Hg/år. Den årliga bruttotransporten av kvicksilver och metylkvicksilver till Luleälven har beräknats till cirka 2,9 respektive 0,13 kg/år, utifrån halterna i löst och partikulär fas samt vattenflödet ut ur viken. Enligt kap 7 ligger halterna i yt- och bottenvatten nära Naturvårdsverkets jämförvärde för bakgrundshalter i norra Sverige. Att totalmängden blir så stor beror alltså på att flödet av vatten genom området är högt, och inte på att halterna i vattnet är höga. Det är därför rimligt att anta att transport av löst kvicksilver i vattnet sker i ungefär samma omfattning in i viken som ut ur den, dvs att nettotransporten av löst kvicksilver är noll. Transporten av partikulärt kvicksilver och metylkvicksilver har beräknats till ca 200 respektive 2 g/år utifrån halterna i sedimentfällorna.

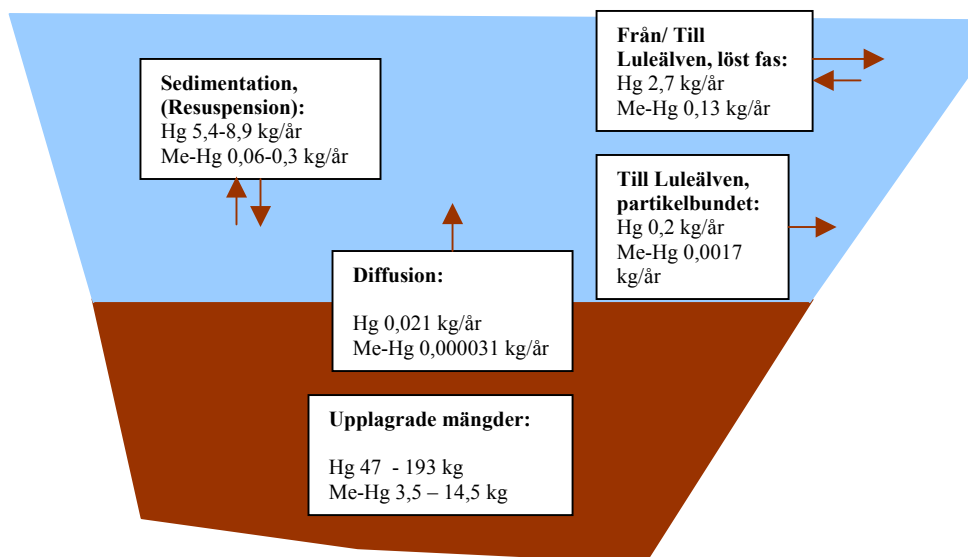
Nettotillskottet av kvicksilver och metylkvicksilver från Notviken till Luleälven antas vara i samma storleksordning som mängden partikulärt plus mängden löst (20 g/år Hg och 0,031 g/år MeHg) som diffunderar upp från sedimenten, dvs totalt ca 220 g Hg/år och 2 g MeHg/år. Detta är mycket höga siffror. Som exempel var hela spridningen från Örserumsviken (fibersediment) ut till Östersjön cirka 100 g kvicksilver/år och mängden fibersediment var betydligt större än i Notviken [8].

I MRM:s rapport [24] beräknas hur stor mängd kvicksilver som kan ha släppts ut till viken under åren 1952-1962 när fenylikvicksilver användes i produktionen. Den totala mängden uppskattades till mellan 10 och 50 kg. Beräkningen baserades på uppgifter om hur mycket fiberslam som släppts ut de aktuella åren och antaganden av medelhalter på 1-4 mg/kg kvicksilver i det utsläppta slammet. Det finns dock inga uppgifter om hur mycket kvicksilver det utsläppta slammet innehöll, varför siffrorna 10-50 kg kan anses vara mycket osäkra.

Vid impregnering av pappersmassa användes under den aktuella tidsperioden normalt ca 15-30 g fenylikvicksilveracetat per ton [28]. Det motsvarar en totalhalt av kvicksilver i den impregnerade massan av ca 9-18 mgHg/kg, vilket ger (med antagandet att totalt 11500 ton impregnerad



massa släpptes ut) en total utsläppt mängd kvicksilver om ca 100-200 kg. Uppskattningsvis användes i storleksordningen lika stor mängd fenyalkvicksilveracetat som slemlösare i avloppet under de aktuella åren. Den totala mängden utsläppt kvicksilver skulle alltså kunna vara i storleksordningen 200-400kg. Detta stämmer ganska väl överens med den beräkning av total upplagrad mängd Hg som utförts ovan.



Figur 24: Beräknad massbalans (per år) för kvicksilver och metylkvicksilver i fibersedimenten i Notviken. Nettotransporten ut ur Notviken är troligen i storleksordningen 200 g för kvicksilver och 2 g för metylkvicksilver.

## 8 Riskbedömning

I en riskbedömning identifieras och kvantifieras de risker ett förorenat område kan ge upphov till. Detta innebär uppskattning av:

- Vilka föroreningar som förekommer och deras hälso- och miljöeffekter
- Halter och mängder av förorening
- Risken för spridning till omgivningen via luft, grundvatten eller vattendrag
- Risken för hälso- och miljöeffekter i dagsläget och i framtiden.

Riskbedömningar kan göras på olika nivåer beroende på syfte och omfattning av dataunderlag, t.ex.: riskklassning, förenklad riskbedömning, fördjupad riskbedömning. I den här undersökningen har riskbedömningen karaktären av fördjupad. I tillägg till den ”vanliga” MIFO-klassningen tas hänsyn till de geokemiska processer som sker samt hur stor spridningen från Notviken till Luleälven är. Platsspecifika riktvärden har inte beräknats utan halterna jämförs istället med Naturvårdsverkets generella riktvärden [10].

### 8.1 Föroreningarnas farlighet

Kvicksilver, speciellt metylkvicksilver kan ge skador på centrala nervsystemet, vilket kan medföra en hel rad olika symptom [11], [12]. 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 [12]. 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.

Metylkvicksilver är speciellt problematiskt eftersom det upptas lätt i blodet (>90 %) och tas upp 10-1000 ggr snabbare än kvicksilver i andra former, t.ex. Hg(II). Utsöndras sker även långsammare än metalliska kvicksilverformer och metylkvicksilver är även fettlösligt, vilket bl.a. leder till bioackumulation i t.ex. fisk. I organismen binder metylkvicksilver till proteiner och ackumuleringen sker främst i muskler [13]. Större delen av kvicksilverinnehållet i fisk kan t.ex. utgöras av metylkvicksilver [14].

Världshälsoorganisationen WHO [11] anger ett riktvärde för dricksvatten (total-Hg) på 1 µg/l. WHO anger också ett tolerabelt veckointag (PTWI) på 5 µg/kg kroppsvikt varav inte mer än 3,3 µg/kg kroppsvikt bör vara i form av metylkvicksilver. För en person med en medelvikt på 60 kg motsvarar detta 300 µg totalhalt kvicksilver eller cirka 200 µg metylkvicksilver. För ett barn på omkring 15 kg är motsvarande 75 µg respektive cirka 50 µg.

Suter och Tsao [15] anger en lägsta dos på 2,3 µg/l totalkvicksilver som akutvärde (s.k. NAWQ, National Ambient Water Quality criteria angivet av US.EPA) för ekotoxeffekter i sötvatten. För metylkvicksilver anges 99 ng/l som akutvärde och 2,8 ng/l som kroniskt värde (s.k. Tier II-värde, motsvarar grovt NAWQ). De kanadensiska vattenkvalitetskriterierna (CCME 2002 [16]) anger 26 ng/l totalkvicksilver och 4 ng/l metylkvicksilver som gränser. CCME ligger delvis till grund för Naturvårdsverkets generella riktvärden. RIWM [17] anger en halt på 1500 mg/kg TS som ett SRC-värde (Serious Risk Concentration). Detta är för förhållandena i Sverige en mycket hög halt och inte rimlig. I bakgrundsrapporten [18] anges ett HC50-värde (ett värde där 50 % av arterna klarar sig) på 36 mg/kg TS för totalkvicksilver och ett NOEC-värde (No Observed Effect Concentration, ingen påvisbar effekt) på 3,7 mg/kg TS för metylkvicksilver.

Enligt Naturvårdsverkets MIFO-modell klassas kvicksilver som ett ämne med mycket hög farlighet [19].

## **8.2 Föroreningsnivå och spridningsförutsättningar**

Halterna av kvicksilver i fibersedimenten i Notviken varierar relativt mycket. Den lägsta halt som analyserats uppgår till cirka 0,2 mg/kg TS och den högsta till drygt 26 mg/kg TS. Medelhalten är cirka 5,7 mg/kg TS. Enligt Naturvårdsverkets tillståndsklassning för sediment klassas halterna som mycket höga, mer än 5 mg/kg TS [2]. Halterna i fibersedimenten kan jämföras med halterna i de områden i Notviken där sediment utan fibrer förekommer och där kvicksilverhalterna är betydligt lägre, cirka 0,1-0,5 mg/kg TS.

Mängdberäkningarna visar på att cirka 50-200 kg kvicksilver finns upplagrade i fibersedimenten i Notviken. Detta bedöms som mycket stora mängder enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder [19]. Det bör betonas att ingen detaljerad sedimentkartering genomförts, vilket innebär att mängderna kan vara större, men även mindre. Den totala mängd kvicksilver som släppts ut under åren 1952-1962 har tidigare uppskattats till 10- 50 kg utifrån en medelhalt på 1-4 mg/kg TS och ett 95 % produktionsutbyte under perioden då kvicksilver användes [24]. Enligt en nyare beräkning utförd i kapitel 7.3 kan den totala utsläppta mängden kvicksilver vara mellan 200 och 400 kg.

Sammantaget tillståndsklassningen, jämförelsen med sediment utan fiberinblandning och mängdberäkningen bedöms föroreningsnivån av kvicksilver i fibersedimenten i Notviken som mycket stor.

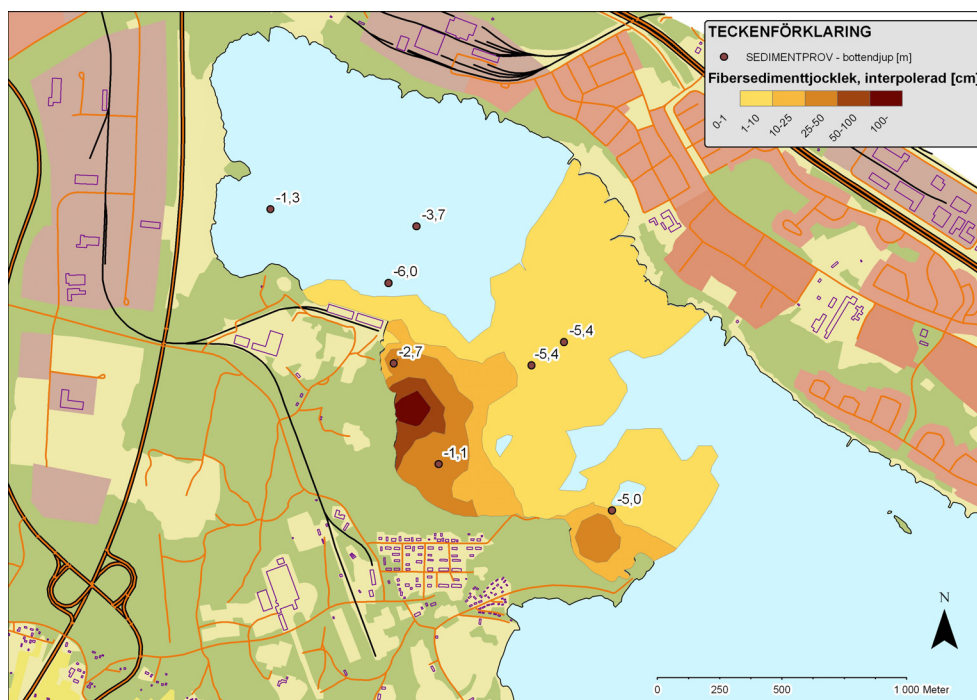
I yt- och bottenvatten varierar halterna av kvicksilver mellan 0,001 och 0,003 µg/l. Detta är i nivå med Naturvårdsverkets jämförvärde för bakgrundshalter i norra Sverige, vilket uppgår till 0,002 µg/l.

Spridningsförutsättningarna bedöms som mycket stora. Detta på grund av att fibersedimenten är mycket lösa till sin karaktär samt att omfattande resuspension av sedimenten sker. Spridningen av kvicksilver och metylkvicksilver sker via ytvatten. Recipient är Luleälven och slutligen Bottenviken (Östersjön). Uttransporten av kvicksilver och metylkvicksilver från Notviken till Luleälven har beräknats till cirka 0,2 respektive 0,0017 kg/år. Mängden kvicksilver och metylkvicksilver som resuspenderas och återsedimenterar inom viken har beräknats till ca 5,4-8,9 kg/år respektive 0,06-0,3 kg/år. Detta är mycket stora mängder. Som jämförelse kan nämnas att tillskottet av kvicksilver från Marnästjärn i Ludvika till vattendragen nedströms beräknades till ca 2,4 g/år [3].

#### *Framtida effekter*

På grund av det redan idag ringa vattendjupet i det område där fibersedimenten återfinns, ca 0-3 m se Figur 25, kan man förvänta sig att landhöjningen kommer att orsaka att större och större delar av fiberbanken lyfts upp över vattenytan. Redan idag kan man vid lågvatten se torrlagda fibersediment längst inne vid strandkanten söder om magasinen i område A1.

Landhöjningen i Norrbottens kustland är i storleksordningen 0,8-0,9 m på 100 år. Detta innebär att inom ca 300-400 år kommer större delen av fibersedimenten i område A1 att vara ovanför vattenytan. Redan inom de närmaste 100 åren kommer fibersedimenten i de grundare delarna att helt torrläggas, och innan dess kommer de att utsättas för en ökad vågerosion med sannolikt ökande rörlighet i vattenmassan som följd. Risken finns även att torrlagda fibersediment kan spridas över land med vindens hjälp. [24]



**Figur 25: Karta med uppmätta bottendjup.**

### **8.3 Känslighet och skyddsvärde**

Notviken är belägen i anslutning till Luleå stad, se . I området finns flertalet bostadsområden. Mjölkudden (nordöstra stranden) är tätbebyggd med villor, särskilt längs stranden. I Karlsvik (sydvästra stranden) finns ett mindre bostadsområde. I bostadsområdena finns både dagis och grundskola klass 1-6. I övrigt omges Notviken av industriområden och skogsmark. Inget jordbruk eller annan odling förekommer för kommersiellt bruk.

Flertalet badplatser återfinns i viken, bland annat vid Mjölkudden samt vid Arcus camping i Karlsvik. Camping är mycket populärt bland småbarnsfamiljer sommartid. Sportfiske förekommer också i Notviken. Enligt Länskator (2001) [20] och fördjupad översiktsplan [26] ligger Notviken inom ett område som utgör riksintresse för friluftsliv och turism samt kulturmiljövård.

Luleå stads vattentäkt ligger i Gäddvik, relativt nära Karlshäll. Vatten från Karlshäll når dock inte täkten på grund av att en vattendelare går mellan områdena.

Utifrån dessa uppgifter klassas känsligheten som mycket stor, enligt MIFO-modellen.

Tre områden kring Notviken är av Skogsvårdsstyrelsen klassade som områden med miljövården [21]. I samtliga fall rör det sig om sumpskogar i form av strandskogar med lövträd. Inga känsliga eller hotade arter är kända i anslutning till området. Enligt genomförda biologiska undersökningar är bottenfaunan i Notviken ”normalt” sammansatt.

Utifrån dessa uppgifter klassas skyddsvärdet som stort, enligt MIFO-modellen.

### **8.4 Möjliga exponeringsvägar – referenskoncentrationer**

Naturvårdsverket har utarbetat generella riktvärden för olika typer av markanvändning [10][23]. Riktvärdena är satta med avsikt att skydda människor och natur mot oönskade effekter. I Tabell 13 redovisas de exponeringsvägar som gäller för olika markanvändningsalternativ samt de som bedöms som relevanta för Notviken.

**Tabell 13: Exponeringsvägar vid de olika markanvändningsalternativen i Naturvårdsverkets generella riktvärden samt bedömda som relevanta för Notviken.**

Exponeringsväg	KM*	MKM GV*	MKM*	Notviken
Människor:				
Intag av jord	X	X	X	X
Hudkontakt	X	X	X	X
Inandning av damm	X	X	X	
Inandning av ångor	X	X	X	
Intag av grundvatten	X	X		
Intag av ytvatten				X
Intag av grönsaker	X			X
Intag av fisk	X			X
Miljön:				
Effekter inom området	X	X	X	X
Effekter i ytvattenrecipient	X	X	X	X

\* KM=känslig markanvändning, MKM GV=mindre känslig markanvändning med grundvattenskydd, MKM=mindre känslig markanvändning

Inandning av damm och ångor bedöms inte vara relevanta på grund av sedimentens karaktär (låg torrsustanshalt) samt att de är belägna under vatten. Det är dock en exponeringsväg som kan bli relevant på sikt då sedimenten torrläggts pga landhöjningen. Uttag av grundvatten sker inte i området då de boende i Karlshäll och Karlsvik har kommunalt vatten från vattentäkten i Gäddvik. Exponeringsvägen intag av ytvatten har lagts till eftersom det förekommer bad i Notviken. Intag av ytvatten kan tänkas ske vid till exempel ”kallsupar”. Även intag av grönsaker har lagts till då grönsaksland kan bevattnas med ytvatten.

## 8.4.1 Hälsa

### *Intag av jord/sediment*

Oral exponering av föroreningar antas ske via direktintag av jord/sediment eller genom smutsiga fingrar, händer eller mat som stoppas i munnen. Intaget är åldersberoende och bedöms vara störst för barn. Intag av förorenade sediment bedöms vara relevant på grund av närheten till bostäder, dagis och skolor samt förekomsten av badplatser i viken och att sedimenten kan förekomma på stranden vid lågvatten. Däremot bedöms inte intag av sediment vara sannolikt då de mäktigaste fibersedimenten ligger i ett område som är svårtillgängligt från stranden.

Den generella referenskoncentrationen för kvicksilver uppgår till 47 mg/kg TS vid känslig markanvändning (KM) och 1 567 mg/kg TS vid mindre känslig markanvändning (MKM) [10]. Halterna i fibersedimenten i Notviken (medel cirka 5 mg/kg TS och högsta värdet på cirka 26 mg/kg TS) är lägre än dessa referenskoncentrationer och skulle således inte utgöra någon risk.

Om jämförelsen istället baseras på WHO:s värden för veckointag skulle dock sedimenten kunna utgöra en risk. För ett barn på 15 kg bör intaget inte överskrida 75 µg. Omräknat till fibersedimenten (medelhalt för kvicksilver används) i Notviken ger detta att ett intag av cirka 14 g/vecka medför att det



angivna värdet överskrids. Amerikanska ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) använder ett värde för dagligt intag av jord för s.k. PICA-Barn (barn som har en förhöjd tendens att äta jord) på 5 g/dag. [22]

Sammantaget bedöms att oralt intag av sediment utgör en relevant exponeringsväg.

#### *Hudkontakt*

Hudkontakt med föroreningar kan ske när förorenade sediment fastnar på huden. Föroreningar kan tas upp genom huden och transporteras in i blodet. De kroppsdelar som huvudsakligen exponeras är händer, armar, fötter och ben.

De generella riktvärdena för kvicksilver för denna exponeringsväg uppgår till 470 mg/kg TS (KM) och 1343 mg/kg TS för MKM [10]. Kvicksilverhalten i fibersedimenten i Notviken är klart lägre, vilket gör att denna exponeringsväg inte bedöms utgöra någon risk.

#### *Intag av ytvatten*

Intag av ytvatten kan exempelvis ske i samband med bad ("kallsupar"). Kvicksilverhalterna i yt- och bottenvatten i Notviken ligger klart under WHO:s riktvärde för kvicksilver i dricksvatten, vilket uppgår till 1 µg/l. Exponeringsvägen bedöms således inte utgöra någon risk.

#### *Intag av grönsaker*

Bevattning av grönsaker med förorenat ytvatten kan innebära att människor får i sig föroreningar. Denna exponeringsväg har bedömts som relevant eftersom flera villor med tomter är belägna vid Notvikens strand. Halterna av kvicksilver i Notvikens vatten är dock relativt låga och det bedöms att denna exponeringsväg inte utgör någon risk.

#### *Intag av fisk*

Exponeringsvägen intag av fisk har tagits med eftersom sportfiske bedrivs i området. Provfisket av gäddor inom denna undersökning har visat att ingen utav de fångade gäddorna uppvisade en kvicksilverhalt över Livsmedelsverkets rekommendationer. Resultaten pekar på att kvicksilverhalten i gäddor från Notviken är något förhöjd jämfört med referenslokalerna.

Baserat på WHO:s PTWI-värden (veckointag och normalportion på 120 g gädda) visar beräkningarna att det krävs ett intag av mer än 700 g gädda/vecka för en person på 60 kg för att det ska innebära en risk. Beräkningen är baserad på medelkvicksilverhalten i gädda (0,28 mg/kg) och under antagande om att allt kvicksilver föreligger som metylkvicksilver. Den framräknade mängden bedöms vara hög och men inte orimlig för en storkonsument av gädda. Intag av fisk bedöms således kunna utgöra en risk vid hög konsumtion.

## 8.4.2 Miljö

### *Effekter inom området*

Medelhalten av kvicksilver i fibersedimenten överstiger Naturvårdsverkets referenskoncentration för effekter inom området vid känslig markanvändning (> 5 mg/kg TS). Metylkvicksilverhalten överskrider inte det holländska NOEC (No Observed Effect Concentration)-värdet. Halterna av kvicksilver och metylkvicksilver i yt- och bottenvatten överskrider inte de kanadensiska vattenkvalitetskriterierna.

Provfisket av abborrar inom denna undersökning har visat småabborrar, mindre än 12 cm, hade 14 gånger förhöjda kvicksilverhalter jämfört med referenslokalen. Detta tyder på att det sker ett upptag av kvicksilver i biota i området.

Fibersedimenten bedöms således utgöra en risk avseende effekter inom området.

### *Effekter i ytvattenrecipient*

Inga data över kvicksilverhalterna i Luleälven har tagits fram inom denna undersökning, varför man inte kan göra någon bedömning av hur mycket spridningen av kvicksilver från Notviken påverkar Luleälven. Det är dock klart att tillskottet av främst partikelbundet kvicksilver bidrar till att den allmänna föroreningsituationen vid Luleälvens mynning förvärras.

## 8.5 Samlad riskbedömning

Fibersedimenten i Notviken anses fortsatt tillhöra riskklass 1, dvs en mycket stor risk enligt Naturvårdsverkets MIFO-modell. Detta på grund av att halterna och mängderna av kvicksilver som är den dominerande föroreningen i fibersedimenten är så höga att föroreningsnivån klassas som mycket stor. Mängden upplagrad kvicksilver i fibersedimenten i Notviken är mycket stor och en metylering sker i sjön. Utbredningen och lokaliseringen av fibersedimenten har bekräftats i denna undersökning och mängderna har uppskattats.

Spridningsförutsättningarna bedöms även de som mycket stora. Spridningen sker via ytvatten och bidrar till belastningen på recipienten Lule älv. Landhöjningen kan på sikt ge en ökad resuspension av sedimenten och därmed en ökad spridning av kvicksilver till omgivningen.

Utifrån jämförelser med referenskoncentrationer bedöms toxikologiska risker för människor avseende direktintag av sediment och vid hög konsumtion av gädda finnas. Undersökningen av småabborrar visar att ett upptag sker i biota i Notviken. Även ekotoxikologiska effekter på vattenlevande organismer lokalt i Notviken bedöms som sannolika. Undersökningarna av sediment och porvatten visar att en metylering av kvicksilver sker i sedimenten och att dessa kan fungera som en källa för diffusion av kvicksilver till bottenvattnet. Känsligheten för området har bedömts som mycket stor med tanke på bebyggelsen runt Notviken.

Skyddsvärdet bedöms som stort framförallt då området är av betydelse för turism och friluftsliv samt av intresse för kulturmiljövården.

## 9 Förslag till vidare undersökningar

Vidare undersökningar bör utföras inom ramen för en huvudstudie och ansvarsfrågan bör utredas. De undersökningar som utförts inom ramen för denna fördjupade förstudie har varit relativt heltäckande och bl.a. omfattat avgränsning av de förorenade sedimenten och en fördjupad riskbedömning vilket ger en bra grund för en fortsättning.

De vidare undersökningarna bör fokuseras på förutsättningarna för åtgärder. För detta krävs en mer detaljerad avgränsning av de förorenade sedimenten i plan och djup samt upprättande av en bottennivåkarta genom t ex ekolodsmätningar. Betydelsen av årstidsvariation för metyleringen av kvicksilver i sedimenten bör också utredas mer ingående samt om sedimenten är en betydande sänka eller källa under olika årstider. Det bedöms att detta är ett viktigt underlag för bedömning om och hur omfattande åtgärder som krävs.

Huvudstudien bör även omfatta en utredning av förutsättningar för avvattning, behandling, entreprenadområden, förutsättningar för lokal deponering, avfallsklassificering m.m.

Till detta bör övergripande åtgärds mål fastställas och mätbara åtgärds mål upprättas. Kostnaderna för de olika föreslagna behandlingsalternativen bör också utredas bättre. Även en riskvärdering av olika åtgärdsalternativ bör utföras.

## 10 Riskreduktion och förslag till åtgärds mål

Innan åtgärds mål och val av riskreduktion fastställs ska förslagen föregås av en riskvärdering där nyttan avseende människors hälsa och miljön till följd av åtgärderna vägs mot kostnaderna. Därför redovisas här endast förslag till åtgärds mål.

Åtgärds målen kan indirekt eller direkt komma att påverkas av de planbestämmelser som gäller för området samt planerade exploateringar såsom Grandenleden och Norrbotniabanan. På längre sikt påverkas även åtgärds målen för Notviken av landhöjningen.

### *Planbestämmelser*

Enligt översiktsplanen är Karlsvikshalvön av riksintresse för kulturmiljövården och bebyggelse med hänsyn till kulturmiljövården ska gynnas avseende mark – och vattenanvändning. I den fördjupade översiktsplanen är området vid Karlshälls träsliperi benämnt som värdefull kulturmiljö, däremot inte Notvikens södra strand.

Området i sin helhet öster om E4 är klassificerat som riksintresse för turism och friluftsliv, Luleälven från E4 till Tjuvholmen och Klubbviken, till vilket Notviken räknas är fiskevårdsområde samt intresseområde för båtsport, skid- och skoteråkning och jollesegling. All oexploaterad mark och allt vatten inom området är i något avseende intresseområde för tätortsbefolkningens rekreation och turismen i området. Särskilt avsett för detta är området kring Arcus camping i Karlsvik.

Följande förslag på åtgärdsnivåer och övergripande åtgärds mål med tillhörande sammanställning av bedömda positiva och negativa effekter redovisas nedan tillsammans med förslag på tänkbara åtgärder.

### **10.1 Åtgärdsnivå 0**

Nollalternativet innebär att inga åtgärder vidtas avseende sedimenten i Notviken. För sedimenten innebär det att hälsoriskerna kommer att kvarstå, liksom spridningen till Lule älv samt effekterna på ekosystemen i Notviken genom att föroreningssituationen finns kvar och sannolikt förvärras med tiden. Hälsoriskerna och miljöeffekterna kommer att vara beroende av övervakning.

Övergripande åtgärds mål: Inga föreslås

Positiva effekter: Låga kostnader

Negativa effekter: Hälsoriskerna med avseende på sedimenten kommer att kvarstå, likaså spridningen samt effekterna på ekosystemen, kräver miljöövervakning

Tänkbara åtgärder: Inga

### **10.2 Åtgärdsnivå 1**

Åtgärdsnivå 1 innebär att Notviken förklaras som miljöriskområde eller att planinstrument utnyttjas för att införa restriktioner för nyttjande av området. Restriktionerna bör främst gälla nyttjande av området för nybyggnation, nyttjande av viken för rekreation, båtliv och turism, nyttjande av ytvatten för bevattning, m.m. Hälsoriskerna kommer att minska men vara beroende av övervakning. Effekterna på ekosystemen kvarstår. Spridningen till Lule älv kommer att kvarstå. Framtida miljöövervakning krävs.

Övergripande åtgärds mål: Under förutsättning att restriktioner som innebär att Notviken, och närområdena undantas från vidare exploatering efterlevs, samt att viken i övrigt nyttjas eller används enligt restriktionerna, skall människors fysiska hälsa inte kunna påverkas.

Positiva effekter: Viss grad av riskreduktion, låga kostnader.

Negativa effekter: Hälsorisker kommer att kvarstå, likaså spridningen samt effekterna på ekosystemen, planinstrument kan vara svåra att genomföra, låg acceptans från närboende och verksamheter.

Tänkbara åtgärder: Restriktioner, informationsinsatser, stängsel.

### **10.3 Åtgärdsnivå 2**

Inom åtgärdsnivå 2 vidtas åtgärder för att minska spridningen genom att de områden föroreningskoncentrationerna är högst och där de förorenade sedimenten är mäktigast åtgärdas. Alternativet innebär också att åtgärderna för åtgärdsnivå 1 vidtas. Hälsoriskerna kommer därmed att minska. Effekterna på ekosystemen i viken kommer att minska.

Övergripande åtgärds mål: Under förutsättning att restriktioner som innebär att Notviken och närområdena undantas från vidare exploatering efterlevs, samt att viken i övrigt nyttjas eller används enligt restriktionerna skall människors fysiska hälsa inte kunna påverkas. Spridningen av kvicksilver och metylkvicksilver skall minska genom att delar av sedimenten åtgärdas.

Positiva effekter: Viss grad av riskreduktion, minskad spridning, medelhöga kostnader.

Negativa effekter: Effekterna på ekosystemen minskar men kvarstår, planinstrument kan vara svåra att använda, låg acceptans från närboende, tekniska svårigheter att genomföra entreprenaden (begränsade ytor), risk för ökad spridning i samband med entreprenaden och därefter pga landhöjningen då delar av förorenade sediment lämnas kvar.

Tänkbara åtgärder: Restriktioner, informationsinsatser, stängsel samt muddring, avvattning, behandling och deponering av sedimenten.

### **10.4 Åtgärdsnivå 3**

Denna åtgärdsnivå innebär att hela området med rester av fibersediment åtgärdas. Hälsoriskerna och spridningen från Notviken elimineras. Även effekterna på ekosystemen orsakad av kvicksilver elimineras.

Övergripande åtgärds mål: Hälsoriskerna skall elimineras. Effekterna på ekosystemen i Notviken skall elimineras. Spridningen av kvicksilver och metylkvicksilver från Notviken skall elimineras. Området runt Notviken skall kunna nyttjas till fullo för exploatering och rekreation.

Positiva effekter: Maximal riskreduktion, eliminerad spridning, området kan till fulla nyttjas för exploatering eller rekreation.

Negativa effekter: Svårigheter att genomföra entreprenaden (begränsade ytor), höga kostnader.

Tänkbara åtgärder: Muddring, avvattning, behandling och deponering.

## **11 Tänkbara efterbehandlingsmetoder och möjliga konsekvenser**

### **11.1 Allmänt**

Generellt finns flera olika alternativ för efterbehandling som leder till minskade miljö- och hälsorisker. Alla syftar till att reducera riskerna genom att:

- hindra att skyddsobjekt exponeras för föroreningen (skyddsbarriärer),
- blockera spridningsvägarna (transportbarriärer)
- eliminera källan (källbarriärer).

Olika åtgärdsmetoder kan användas för att på olika sätt reducera de hälso- och miljörisiker som de förorenade sedimenten medför. Olika åtgärdsåtgärder kan uppnås med de olika metoderna eller genom kombinationer av dessa, och genom val av omfattning vid tillämpningen av dessa. Det bedöms inte som tekniskt och ekonomiskt försvarbart att blockera spridningsvägar med en transportbarriär som stänger av Notviken därför diskuteras inte den typen av barriär ytterligare.

### **11.2 Skyddsbarriärer**

Skyddsbarriärer kan i första hand användas för att påverka exponeringssituationen för människor och därigenom begränsa hälsoriskerna.

En typ av skyddsbarriärer är planrestriktioner avseende markanvändning och exploateringsåtgärder. Restriktionerna kan omfatta utnyttjande av området för nybyggnation, odling, utnyttjande av yt- och ytligt grundvatten för dricksvattenändamål. Restriktionerna behöver även omfatta nyttjandet av Notviken och verksamheter som berör de förorenade sedimenten.

En möjlighet är att Länsstyrelsen (enligt MB 10 kap, 10-14§§) förklarar området som miljöriskområde. Då beslutar länsstyrelsen om inskränkningar i markanvändningen eller om att vissa åtgärder som avses vidtas på fastigheten skall vara förenade med villkor eller skall föregås av en anmälan till tillsynsmyndigheten.

Restriktionerna kan avse grävning, schaktning och markarbeten, bebyggelseåtgärder, ändrad markanvändning samt andra åtgärder som kan innebära:

- att belastningen av föroreningar i och omkring området kan komma att öka,
- att den miljömässiga situationen annars försämras, eller
- att framtida efterbehandlingsåtgärder försvåras.



Länsstyrelsen får även besluta att sådana åtgärder inte får vidtas eller att fastighet inte får överlåtas förrän nödvändiga undersökningar har utförts. Det finns möjlighet att ändra beslutet om miljöriskområde, t ex om området har efterbehandlats och restriktionerna inte längre är nödvändiga.

För att restriktionerna skall ha någon verkan måste de vara allmänt kända och för detta krävs återkommande informationsinsatser som riktar sig till såväl boende i närområdet som tillfälliga besökare. Informationen kan t ex ges via utskick, allmänna möten, skyltning på platsen etc.

En kompletterande åtgärd för att reducera exponeringsrisken är att begränsa tillgängligheten eller förhindra tillträde genom inhägnad eller dylikt. Inhägnad begränsar tillgängligheten till området och reducerar därmed områdets värde som rekreationsområde och innebär därmed även en viss begränsning av områdets kulturmiljövärde även om inga förstörande ingrepp genomförs. Inhägnad och skyltning kräver tillsyn och underhåll för att fungera långsiktigt. Med hänsyn till riskbilden bedöms det som mest angeläget att begränsa tillgängligheten för båttrafik och bad till området med fibersediment (A1).

Miljöriskklassning innebär inskränkningar i möjligheten att vidare exploatera området samt begränsar nuvarande verksamhet. Brister i efterföljande av restriktioner leder till kvarstående risker. Kulturmiljövärdena inom området bevaras eftersom inga fysiska ingrepp genomförs.

Kostnaderna för restriktioner, eventuell inhägnad etc. är relativt. Behovet av regelbunden övervakning och information innebär dock att åtgärderna behöver upprätthållas i ett mycket långt tidsperspektiv.

### **11.3 Källbarriärer - sediment**

Följande generella åtgärdsmetoder är tänkbara för de förorenade sedimenten i Notviken;

1. Övertäckning på plats
2. Muddring och omhändertagande

För omhändertagande av muddrade sediment kan två olika alternativ komma i fråga;

3. Behandling – minska avfallets mängd och farlighet
4. Deponering

#### **11.3.1 Övertäckning på plats**

Undersökningarna av processerna för förorenings-spridning från sedimenten indikerar att kvicksilver vandrar uppåt p.g.a. att diffusionen är uppåtriktad i stora delar av fibersedimentmassan se kapitel 0. Dessutom innebär det

redan idag ringa vattendjupet tillsammans med landhöjningseffekter att sedimenten utsätts för stor erosion av vågor och strömmar, och i ett längre perspektiv att stora delar av sedimenten kommer att befinna sig ovan vattenytan. Sådana processer innebär att övertäckning på plats endast skulle effekter i ett kort eller medellångt tidsperspektiv. Övertäckning bedöms därför inte som ett intressant alternativ.

### **11.3.2 Muddring av sediment**

För att eliminera material som avger, eller i framtiden kan komma att avge, föroreningar kan sediment på sjöbotten muddras. Omfattningen av muddringen kan anpassas efter vald åtgärdsnivå.

En sanering av sedimenten i Notviken påverkar kulturmiljövärdena marginellt. Miljöförbättringen bedöms vara långsiktig, eftersom föroreningen elimineras.

De muddringsmetoder som kan bli aktuella är i första hand sugmuddring, grävuddring, skruvmuddring och frysmuddring (upptagning av sediment efter frysning). En relativt omfattande beskrivning av dessa metoder samt uppskattning av kostnader finns i bilaga 7.

### **11.4 För och nackdelar med respektive metod**

- Skyddsbarriär: Miljöriskområde enligt MB 10 kap, 10-14§§.
- + Begränsade kostnader
- Risk kvarstår om restriktioner inte efterlevs
- Begränsar nuvarande och kommande verksamhet
  
- Övertäckning på plats
- + Kontakt mellan sediment och biologiskt liv minskar
- + Spridning av förorenat sediment minskar
- Kortsiktig lösning på grund av diffusion, erosion och landhöjningseffekter
  
- Muddring av sediment
- + Långsiktig förbättring, föroreningen tas bort permanent
- Dispens krävs för att få deponera förorenade sediment med hög TOC-halt.
- Dyr lösning
- Risker för ökad förorenings-spridning under muddringsfasen
- Landområde för behandling och deponi av sediment måste tas i anspråk

Luleå 2005-10-16

AB Bothniakonsult

Envipro miljöteknik AB

Christin Jonasson  
Hans Bergman  
Björn Nilsson  
Veronica Östman  
Camilla Fredriksson

Henrik Eriksson

## Referenslista:

- [1] Blomqvist S, Abrahamsson B (1985) An improved Kajak-type gravity core sampler for soft bottom sediments. Schweiz.Z.Hydrol 47:81-84
- [2] Naturvårdsverket (1999) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag Naturvårdsverket Rapport 4913.
- [3] Envipro Miljöteknik AB (2005), *Förstudie Kvicksilver i Marnästjärn*, Ludvika Kommun
- [4] IVL (2003) *Kvicksilver i sediment från Bengtsbrohöljen – lakbarhet och porvatten*. IVL Svenska Miljöinstitutet A22204.
- [5] DNV (2004) *Teknisk rapport Kartläggning av miljögifter i sediment och vatten i Nätrafjärden och Åfjärden*. DNV Det Norske Veritas. Underrapport åt SWECO VIAK
- [6] Compeau G. C., Bartha R. (1985) *Sulfate-reducing Bacteria: Principal Methylators of Mercury in Anoxic Estuarine Sediments* Applied and Environmental Microbiology 50:498-502.
- [7] Naturvårdsverket (1999) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Grundvatten Naturvårdsverket Rapport 4915.
- [8] Hermansson C., Ramström C. (2005) *Projekt Örserumsviken, opublicerade resultat*.
- [9] 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.
- [10] Naturvårdsverket (1997a) *Development of generic guideline values. Model and data used for generic guideline values for contaminated soils in Sweden* Naturvårdsverket report 4639.
- [11] ATSDR (1999) *Mercury CAS #7439-97-6*.
- [12] WHO (2004) *Guidelines for drinking-water quality 3<sup>rd</sup> ed.*
- [13] Madigan M. T., Martinko J. M., Parker J. (2000) *Brock Biology of Microorganisms Ninth Edition* Prentice Hall Upper Saddle River.
- [14] Sanfridsson A-C (2003) *Kvicksilverformer inom prioriterade marksaneringsområden i Norr- och Västerbotten*. Examensarbete Umeå Universitet. MKD02:20.

- [15] Suter, G.W. , II., C.L. Tsao. (1996) *Toxicological Benchmarks for Screening Potential Contaminants of Concern for Effects on Aquatic Biota: 1996 Revision*. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN. 104pp. ES/ER/TM-96/R2.
- [16] CCME (2002) *Canadian Environmental Quality Guidelines. Update 2002*. Canadian Council of Ministers of the Environment.
- [17] RIWM (2001a) *Technical evaluation of the intervention values for soil/sediment and groundwater*. RIWM Report 711701 023.
- [18] RIWM (2001b) *Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and groundwater: updated proposals for first series of compounds*. RIVM report 711701 020
- [19] Naturvårdsverket (1999) *Metodik för inventering av förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Vägledning för insamling av underlagsdata*. Naturvårdsverket rapport 4918.
- [20] Länskartor (2001) *Länskartor* <http://www.gis.lst.se/lanskartor/> acc: 2005-10-11.
- [21] Skogsvårdsstyrelsen (2003) *Skogens pärlor*. <http://www.svo.se/> acc: 2005-10-11.
- [22] ATSDR (2000) Soil-Pica Workshop Contract No. 205-95-0901
- [23] Naturvårdsverket (1997b) *Generella riktvärden för förorenad mark. Beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning. Efterbehandling och sanering*. Naturvårdsverket rapport 4638.
- [24] Lars G Eriksson, MRM Konsult AB (2001), *Miljöteknisk markundersökning och inledande åtgärdsutredning Träsliperi - Karlshäll 2, ID-nr MRAP 01043*, Luleå Kommun
- [25] Luleå kommuns kommunfullmäktige 1990-06-18, *Översiktsplan för Luleå kommun*.
- [26] Luleå kommuns kommunfullmäktige 1993-04-26, *Fördjupad översiktsplan för Luleå kommun*.
- [27] Norrbottens flygflottilj, F21, 2005-10-11, *vinddata från Kallax flygfält, Luleå*
- [28] Stig Freyschuss 2002-08-21, *Skrivelse ang. saneringen av sjön Turingen*