

Vätternvårdsförbundet

## **KÄRRAFJÄRDEN ÅMMEBERG**

**Kompletterande undersökning avseende läckage av tungmetaller från deponi för anrikningssand vid Kärrafjärden, Åmmeberg**



Åmmeberg industriområde i mitten av 1930-talet.

**Örebro 2002-01-11**  
**SWECO VBB VIAK AB**  
**Vatten och Miljö**

David Ekholm

Uppdragsnummer 1551015 000

**SWECO VBB VIAK**  
Grubbensgatan 6  
Box 8118, 700 08 Örebro  
Telefon 019-16 81 00  
Telefax 019-16 81 49

## **Innehållsförteckning**

<b>1</b>	<b>Orientering</b>	<b>2</b>
<b>2</b>	<b>Deponering</b>	<b>2</b>
<b>3</b>	<b>Tidigare undersökningar</b>	<b>4</b>
3.1	Resultat - tidigare undersökningar	4
<b>4</b>	<b>Genomförda undersökningar</b>	<b>6</b>
4.1	Provtagning	6
4.2	Analyser och lakförsök	6
<b>5</b>	<b>Geohydrologiska förhållanden</b>	<b>7</b>
5.1	Bedömning av grundvattenflöde	7
5.1.1	Flödesberäkning med Darcy's lag	7
5.1.2	Vattenbalans	8
<b>6</b>	<b>Resultat</b>	<b>10</b>
6.1	Bedömning av tungmetallläckage	11
<b>7</b>	<b>Sammanfattning</b>	<b>12</b>

## **Bilagor**

1. Textplansch 1- översikt Kärrafjärden
2. Textplansch 2 – översikt deponi för anrikningssand
3. Fotomontage
4. Örebro Universitet. Resultat från provtagning vid Askersunds golfbana, Åmmeberg, Kärrafjärden, 22 maj 2001
5. Analysresultat sammanställning

## 1 Orientering

Vätternvårdsförbundet har uppdragit åt SWECO VBB VIAK AB att utföra en kompletterande undersökning av tungmetalläckage från en sanddeponi vid Kärrafjärden. I deponin har anrikningssand från det tidigare anrikningsverket i Åmmeberg deponerats. Området är idag golfbana.

För provtagning, analyser och lakförsök har SWECO VBB VIAK tagit hjälp av MTM-centrum, Örebro Universitet.

## 2 Deponering

Beskrivningen av deponeringen i området är till stor del hämtad från VBB (1977).

Från gruvdriftens början 1862 och till 1930 anrikades malmen genom s.k. våtmekaniska anrikningsmetoder, där anrikningen skedde efter mineralernas täthet. Dessa anrikningsmetoder gav ett förhållandevis dåligt utbyte, speciellt på de fina kornklasserna, varför anrikningssandens zink- och blyhalter på 1860-talet var så höga som 13 - 14 % resp. 1,5 - 2,0 %. Vid slutet av 1920-talet kunde dock dessa halter minska gradvis till 6 - 7 % resp. 0,8 - 1,0 % tack vare en kontinuerlig förbättring av metoder och utrustningar. Denna sand, nedan kallad "gammal anrikningssand", deponerades inom ett område (I) intill Hägerön (se bilaga 2).

År 1930 infördes en ny anrikningsmetod med flotation. Detta innebar en drastisk förbättring av anrikningsresultaten. Samtidigt som anrikningssandens zink- och blyhalter minskades från 6-7 % till 1-2 % resp. från 0,8-1,0 % till 0,4-0,6 % erhöles zinkkoncentrat med zinkhalter upp till 54 % i stället för 38-40 % med den gamla våtmekaniska anrikningen. Från och med idrifttagandet av flotationsprocessen 1930 deponerades anrikningssanden (nedan kallad "färsk anrikningssand") i Vättern längs strandlinjen söder om Hägeröområdet (område II i bilaga 2).

De mycket goda anrikningsresultaten, som flotationsprocessen innebar medförde att den gamla anrikningssanden, deponerad i området I, kunde återbehandlas genom flotation för ytterligare utvinning av sandens innehåll av zinkblände och blyglans. Ett särskilt flotationsverk anlades härför vid Hägeröområdet år 1936. Från 1937

till 1965 återanrikades i detta verk 1,13 Mton "gammal anrikningssand", vilket utgjorde den största delen av den sandmängd, som var deponerad i område I. Vid återanrikningen erhöles 0,13 Mton zinkkoncentrat och 1,0 Mton anrikningssand. Anrikningssanden deponerades i Vättern inom ett område III söder om område I och väster om område II. På grund av den långa deponeringstiden av den gamla anrikningssanden i område I blev dess innehåll av zinkblände och blyglans delvis oxiderat. Dess återanrikning genom flotation gav därför sämre resultat än flotationsanrikningen på den "färska" gruvmalmen i det gamla verket. Flotationsprocessen fungerar nämligen effektivt endast på gods där zink och bly finns i form av zink- och blyulfid i ooxiderat skick. Anrikningssanden från återanrikningen innehöll därför fortfarande relativt höga zink- och blyhalter: 3-7 % Zn och 0,7-1,3 % Pb i form av oxiderat zinkblände och blyglans mot 1-3 % Zn och 0,4 - 0,6 % Pb vid flotationsanrikning av färsk gruvmalm.

Från 1936 till 1973 fortsatte deponeringen av anrikningssanden från det gamla verket inom område II i riktning mot söder fram till Ulvön och Stenön.

Från 1973 till 1976 deponerades anrikningssanden i det sandmagasin, i område I, som anordnats i den urgrävda delen efter återanrikningen av den gamla anrikningssanden.

Totalt har ca 6 Mton anrikningssand deponerats i området.

### 3 Tidigare undersökningar

Anders Lanngren utförde 1975-76, i ett examensarbete, undersökningar angående tungmetallläckage till Kärrafjärden från deponin för anrikningssand. Lanngren uttog mark- och grundvattenprover som analyserades. Lakningsförsök genomfördes på markproverna. Markprovernas hydrauliska konduktivitet (permeabilitet) bestämdes genom provpumpningar.

År 1975 genomfördes, i samband med en koncessionsansökan, en undersökning av VBB i avsikt att fastställa sanddeponins andel av tillförseln av tungmetaller m.m. till Kärrafjärden. Vid undersökningen uppdelades området i 4 delområden med åldersintervall från deponeringstiden för sanden av ca 10 år, och en sektion med 3 st provtagningsrör utfördes i vardera delområde.

Med anledning av ett yttrande från SNV, avseende undersökningen ovan, så utfördes kompletterande undersökningar av VBB 1977. Bl.a. installerades ytterligare grundvattenrör och prover uttogs för bestämning av zink- och blyhalter samt för lakningsförsök. I Kärrafjärden undersöktes botten genom pejling, viktsondering och provtagning.

1999 utfördes en utredning av VBB VIAK. Nya grundvattenrör installerades då de tidigare grundvattenrören tagits bort i samband med anläggande av golfbanan. Rören fick samma placering som de tidigare rören. Grundvattenprov uttogs och analyserades med avseende på tungmetaller.

#### 3.1 Resultat - tidigare undersökningar

Lanngren (1976) uppskattade det högsta sannolika tungmetallläckaget från deponin till:

Zink, Zn:	2,0 kg/d
Bly, Pb:	0,07 kg/d
Kadmium, Cd:	0,005 kg/d

Tungmetalltillförseln till Kärrafjärden från angränsande avrinningsområden beräknades av Lanngren till:

Zink, Zn:	15 kg/d
Bly, Pb:	12 kg/d

I VBB:s utredning 1975 beräknades läckaget av tungmetaller och cyanid från hela deponiområdet till följande dygns mängder:

Zink, Zn	75 g/d
Bly, Pb	8,5 g/d
Koppar, Cu	0,65 g/d
Kadmium, Cd	1,0 g/d
Cyanid	3,75 g/d

De beräknade mängderna i Lanngrens utredning är alltså 5-25 gånger högre än i VBB:s utredning. Detta förklarades bl.a. med att Lanngren ej filtrerat vattenproven innan analys vilket medfört att halterna överskattats (VBB, 1977).

Tillförseln av zink och koppar till Kärrafjärden från Åmmelången beräknades av VBB till:

Zink, Zn:	19 kg/d
Koppar, Cu:	1,2 kg/d

Labundersökningar visade att zinkinnehållet i sanden varierade mellan 0,3 och 5,5% och blyinnehållet mellan 0,2 och 1,1%.

Provtagningarna visade att sandens zink- och blyhalter ökar från öster till väster d.v.s. från land mot Kärrafjärden. Anledningen till detta är de olika anrikningsförfaranden som använts vid olika tider (VBB, 1977).

## **4 Genomförda undersökningar**

### **4.1 Provtagning**

Markprov uttogs med skruvborr strax norr om dammen belägen norr om punkt C2, samt strax väster om dammen belägen söder om punkt A2, se bilaga 2. Proven uttogs som blandprov ca 0-0,5 m under grundvattenytan.

Ytvattenprov uttogs, i dammen strax norr om punkt C2 samt i dammen strax söder om punkt A2, genom att doppa ned provtagningsflaskan.

Grundvattenprov uttogs, med batteridrivna pump, ur tidigare installerade grundvattenrör, i punkterna A2 och C2, se bilaga 2. Vattnet i grundvattenrören omsattes med minst tre gånger rövolymen innan provtagning.

### **4.2 Analyser och lakförsök**

Analyser och lakförsök gjordes vid MTM-centrum, Örebro Universitet, se bilaga 4.

För att bestämma mängden lakbar metall hölls materialet vid konstant pH under 24 timmar varefter halten lösta metaller bestämdes. Lakningsförsöken utfördes med pH 3,5 respektive 9,3. Den naturliga fördelningen av metallen, liksom pH för materialet, bestämdes genom kontakt med "rent vatten" (18,2 M<sup>-1</sup>-vatten) under 24 timmar.

Mark- och vattenprov analyserades med avseende på pH och tungmetaller.

## 5 Geohydrologiska förhållanden

Kärrafjärden har sitt största tillflöde vid Åmmeberg i fjärdens norra del, där utloppet från Åmmelången mynnar (se bilaga 1).

Medelvattenflödet från Åmmelången är 1,7 m<sup>3</sup>/s (VBB, 1975).

I södra delen av fjärden mynnar Salaån, som upprinner vid Zinkgruvan. Det industriella avloppsvattnet från hela gruvverksamheten avleds genom Ekershyttebäcken-Salaån.

Kärrafjärden avrinner västerut genom sundet mellan Stora Ävjeudden och Gammeldrättsudden.

### 5.1 Bedömning av grundvattenflöde

För att bestämma grundvattenflödet från deponin till Kärrafjärden har grundvattenflödet beräknats dels med Darcy's lag och dels genom en vattenbalans. Grundvattenflödet från deponin har tidigare uppskattats till ca 50 m<sup>3</sup>/dygn (VBB, 1975).

#### 5.1.1 Flödesberäkning med Darcy's lag

Den deponerade anrikningssanden utgörs av en fraktion som motsvarar en grovsiltig finsand med en kornstorlek under 0,25 mm.

Anrikningssandens hydrauliska konduktivitet (permeabilitet) har av VBB (1975) och Lanngren (1976) uppmätts i lab till mellan  $4,9 \times 10^{-5}$  och  $1,6 \times 10^{-6}$  m/s respektive  $4,6 \times 10^{-5}$  och  $1,5 \times 10^{-5}$  m/s.

Utifrån tidigare uppmätta grundvattennivåer kan grundvattenytans lutning (gradient) beräknas till mellan 0,04 och 0,3%, med ett medel av 0,1%.

Grundvattnets bruttonastighet kan beräknas enligt Darcy's lag:

$$v = K * i$$

där K = hydraulisk konduktivitet (m/s) och i = grundvattenytans gradient.

Grundvattnets bruttonastighet kan utifrån den hydrauliska konduktiviteten och grundvattenytans lutning alltså uppskattas till mellan 0,02 och 4,5 m/år.



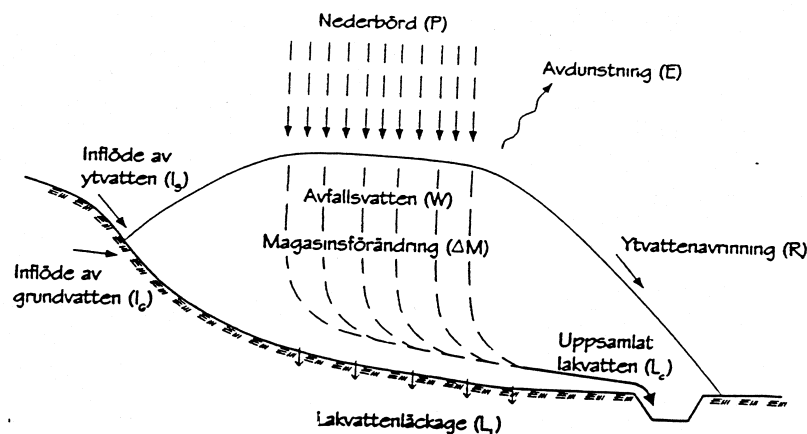
Utströmningsområdets längd är ca 2 km och anrikningssandens mäktighet uppskattas till ca 5 m. Den totala grundvattenutströmningen från området kan därmed uppskattas till mellan 0,5 och 125 m<sup>3</sup>/dygn.

### 5.1.2 Vattenbalans

En vattenbalans för deponin kan generellt beskrivas enligt följande (se figur 1):

$$P + I_S + I_G + W = E + R + L_C + L_L + dM$$

där P = nederbörd, I<sub>S</sub> = ytvattentillrinning, I<sub>G</sub> = grundvattentillrinning, W = vatten som tillförs med anrikningssanden, E = evapotranspiration, R = ytavrinning, L<sub>C</sub> = uppsamlat lakvatten, L<sub>L</sub> = lakvattenläckage och dM = magasinförändring.



**Figur 1.** Principiell vattenbalans för avfallsupplag (från Naturvårdsverket rapport 4610).

Magasinförändringen kan i ett längre perspektiv försummas.

Deponins totala area är ca 0,4 km<sup>2</sup>. Nederbörden (P) har vid SMHI:s mätstation i Zinkgruvan uppmätts till 707 mm/år (1961-90). Evapotranspirationen (E) kan uppskattas till ca 350 mm/år vilket medför en effektiv nederbörd av ca 350 mm/år.

Öster om deponin finns anlagt ett avskärande dike. Diket antas skära av tillflöde av både yt- och grundvatten (I<sub>S</sub> = 0 och I<sub>G</sub> = 0).

Sannolikt avrinner endast en mycket liten del av nederbörden på ytan ( $R = 0$ ) varför merparten av den effektiva nederbörden bildar grundvatten.

Utöver nederbörden tillförs området vatten som tas från Kärrafjärden för bevattning av golfbanan. För att inte överskatta grundvattenbildningen antas detta vatten ej bilda grundvatten.

Eftersom deponin ej tillförs någon anrikningssand (dvs.  $W=0$ ) så kan grundvattenbildningen i området kan därmed beräknas till ca 400 m<sup>3</sup>/dygn.

Vattenbalansen visar alltså på flera gånger högre grundvattenbildning än transportberäkningen med Darcy's lag. Det är osäkert vad som orsakar denna skillnad. Eventuellt är den hydrauliska konduktiviteten i området högre än vad som beräknats av Lanngren (1975) och VBB (1975). Med tanke på den deponerade sandens heterogenitet, p.g.a. de olika anrikningsförfarande som förekommit, är detta en trolig förklaring. Sannolikt förekommer skikt i sanden med högre genomsläpplighet.

## 6 Resultat

Analyserna av totalhalt metaller i anrikningssanden visar att sanden innehåller i medeltal 17 mg/g (1,7%) zink och 5 mg/g (0,5%) bly. Sanden tycks alltså härröra från flotationsanrikning av färsk gruvmalms där man erhöll anrikningssand med 1-2 % Zn och 0,4 - 0,6 % Pb.

En sammanställning av analysresultat för grundvatten redovisas i bilaga 5. En sammanställning av de median-, medel-, min-, och maxvärden för tungmetaller som erhållits från provtagningar genomförda 1975-2001 redovisas i tabell 1.

**Tabell 1.** Analysresultat metaller i grundvatten 1975-2001

		Median	Medel	Min	Max
pH		7,8	7,9	6,9	10,2
Bly	(ug/l)	156	212	0,3	906
Zink	(ug/l)	258	683	6,5	8800
Koppar	(ug/l)	4,9	8,5	0,4	36
Kadmium	(ug/l)	1,0	8,9	0,02	80

\* (h), (e) och (t) innebär att anmärkningen är hälsomässig, estetisk respektive tekniskt grundad

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet (rapport 4915) är medelhalterna bly mycket höga, medelhalterna zink höga och medelhalterna kadmium mycket höga.

Den trend som kan utläsas utifrån analysresultaten i bilaga 5 är att zink- och kadmiumhalterna i grundvattnet tycks ha minskat något sedan 1975. Anledningen till detta kan vara att analysmetoder och detektionsgränser väsentligt ändrats sedan 1975. I övrigt kan inga trender utläsas ur analysresultaten.

Analyserna av vattnet i dammarna visar på ungefär samma halter metaller som i grundvattnet. Resultaten indikerar att vattnet i dammarna är rörligt i mark/grundvattenfasen.

Det höga pH-värdet i grundvattnet (i medel 7,9) kan förklaras med anrikningssanden innehåll av kalk. Materialet har alltså en god buffrande förmåga vilket är positivt ur miljösynpunkt.

Den mobiliserbara andelen metall är starkt beroende av pH. Vid pH 3,5 mobiliseras inemot 1000 gånger mer zink och bly i jämförelse med vid pH 9,3. Detta innebär att ungefär 15% (zink) respektive 50% (bly) av metallernas syralösliga mängder kan lösas ut vid pH 3,5. Det

finns alltså betydande förråd av zink och bly som kan lösas ut vid låga pH. Man kan därmed förvänta sig att de nuvarande halterna kommer att vara konstanta för lång tid framöver, förutsatt att de yttre förhållandena inte förändras.

Resultaten är förvånande då bly vanligtvis adsorberas hårdare till sulfider än zink och kadmium.

## 6.1 Bedömning av tungmetallläckage

En grov bild av hur stor mängd metaller som transporteras ut från deponin kan erhållas genom att multiplicera det genomsnittliga grundvattenflödet med medelhalter för respektive metall. Vid ett fåtal tillfällen har dock mycket höga halter uppmätts varför medianvärdet bedöms vara mer representativt än medelvärdet.

För att inte underskatta transporterna av metaller används det högre grundvattenflödet som erhöles genom vattenbalansräkning. Beräknat läckage av tungmetaller redovisas i tabell 2. I tabellen redovisas även, som en jämförelse, uppmätt transport av metaller i Åmmelången, Salaån och från Kärrafjärden.

**Tabell 2.** Transport av metaller

		Deponin	Åmme- lången	Salaån	Från Kärrafjärden
Zink	(kg/d)	0,1	1-5	3-7	6-30
Bly	(kg/d)	0,06			12
Kadmium	(kg/d)	0,0004			

Som framgår av tabell 2 utgör transporten av metaller från deponin endast en liten del av den totala belastningen på Kärrafjärden.

Det bör dock påpekas att de metallhalter som använts i beräkningarna representerar området II där sand från flotationsanrikning av färsk gruvmalms deponerats. Sannolikt förekommer större läckage från område I och III. Detta bör utredas ytterligare.

## **7 Sammanfattning**

SWECO VBB VIAK AB har på uppdrag av Vätternvårdsförbundet genomfört en kompletterande undersökning av tungmetallläckage från en sanddeponi vid Kärrafjärden. I deponin har anrikningssand från det tidigare anrikningsverket i Åmmeberg deponerats. Området är idag golfbana.

Mark- och vattenprover har uttagits i deponin för analyser och lakförsök.

Analysresultaten visar att deponin innehåller betydande mängder metaller, främst zink och bly. Det nuvarande läckaget av metaller från deponin utgör dock, jämfört med andra källor, en mindre del av den totala belastningen på Kärrafjärden.

Stora mängder tungmetaller skulle dock kunna lösas om grundvattnets pH skulle sjunka. Vid pH 3,5 ökar mobiliteten för zink och bly inemot 1000 gånger.

Det bör undersökas hur lågt pH-värdet kan sjunka innan läckaget av tungmetaller till Kärrafjärden ökar kraftigt.

## Referenser

Marklund, Å. och Bergström, H., VBB, 1975. Utredning angående läckage av tungmetaller m.m. från upplagen av anrikningssand vid Kärrafjärden. Uppdragsnummer 14463.

Lanngren, A., 1976. Tungmetallläckage till Kärrafjärden – Undersökningar angående läckage av zink, bly och cadmium från bolaget Vieille Montagnes upplagsplats för anrikningsavfall vid Åmmeberg, Examensarbete 76:3. CTH Inst för Vattenförsörjnings- och avloppsteknik.

Marklund, Å. och Sjökvist, L-O., VBB, 1977. Kompletterande utredning angående läckage av tungmetaller m.m. från upplagen av anrikningssand vid Kärrafjärden. Uppdragsnummer 14463.

Sjökvist, L-O. och Dahlberg, B., VBB VIAK AB, 1999. Kärrafjärden Åmmeberg – Undersökning av sanddeponi som efterbehandlats och iordningställt som golfbana. Uppdragsnummer 1558054



**SWECO VBB VIAK**

SWECO VBB VIAK AB  
 Grubbensg 6, Box 8118  
 700 08 Örebro  
 Tel 019 16 81 00  
 Fax 019 16 81 49



**KÄRRAFJÄRDEN ÄMMEBERG**

Översikt - Kärrafjärden, Ämmeberg

UPPDRAG  
 1551015 000

RITAD AV  
 DAVE

HANDLÄGGARE  
 D.Ekholm

DATUM  
 2002-01-11

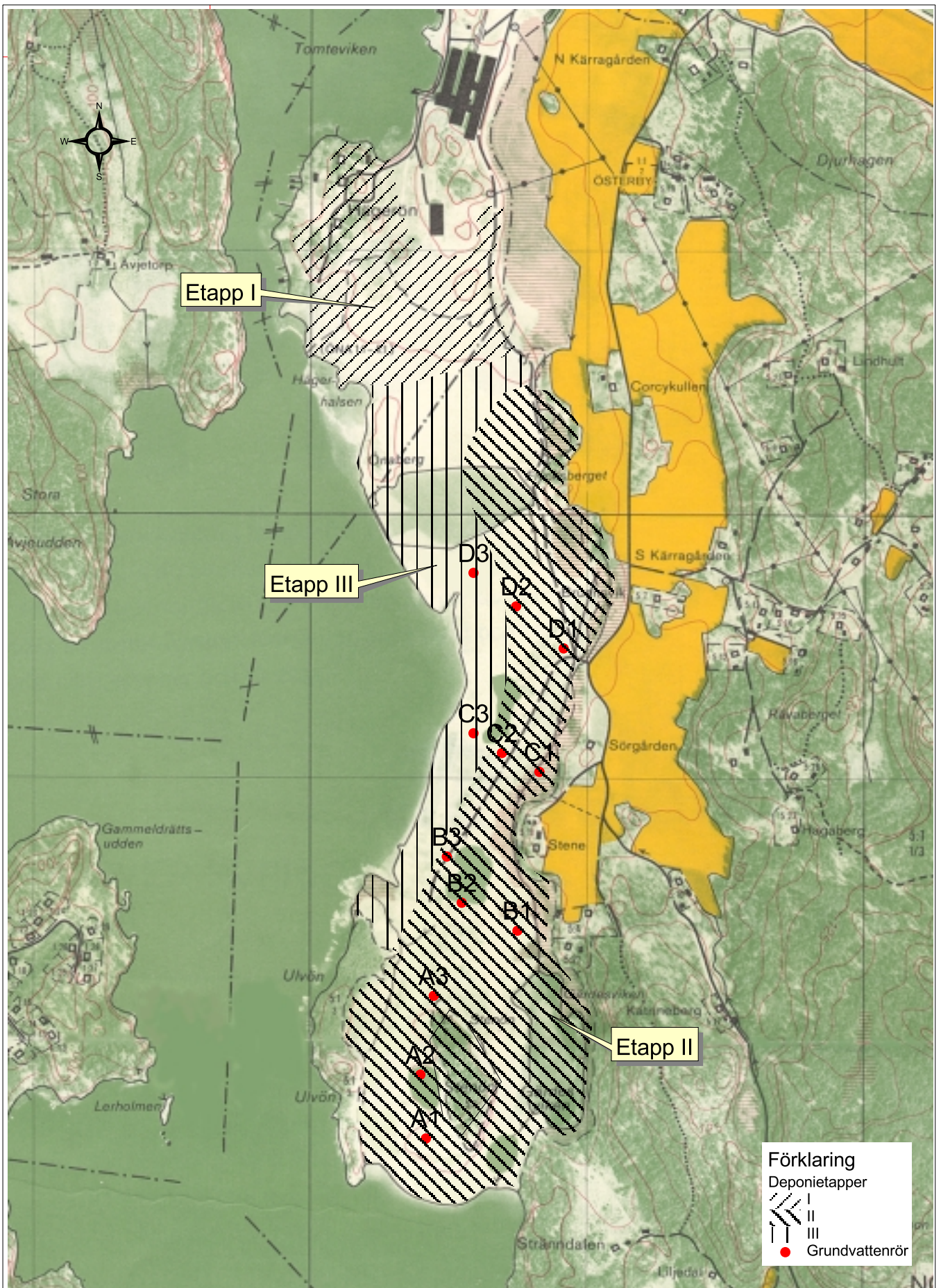
ANSVARIG

SKALA  
 1:40 000

NUMMER  
 -01

BET





**SWECO VBB VIAK**

SWECO VBB VIAK AB  
 Grubbensg 6, Box 8118  
 700 08 Örebro  
 Tel 019 16 81 00  
 Fax 019 16 81 49



**KÄRRAFJÄRDEN ÅMMEBERG**

Översikt - deponi för anrikningssand vid  
 Kärrafjärden, Åmmeberg

UPPDRAG  
 1551015 000

RITAD AV  
 DAVE

HANDLÄGGARE  
 D.Ekholm

DATUM  
 2002-01-11

ANSVARIG

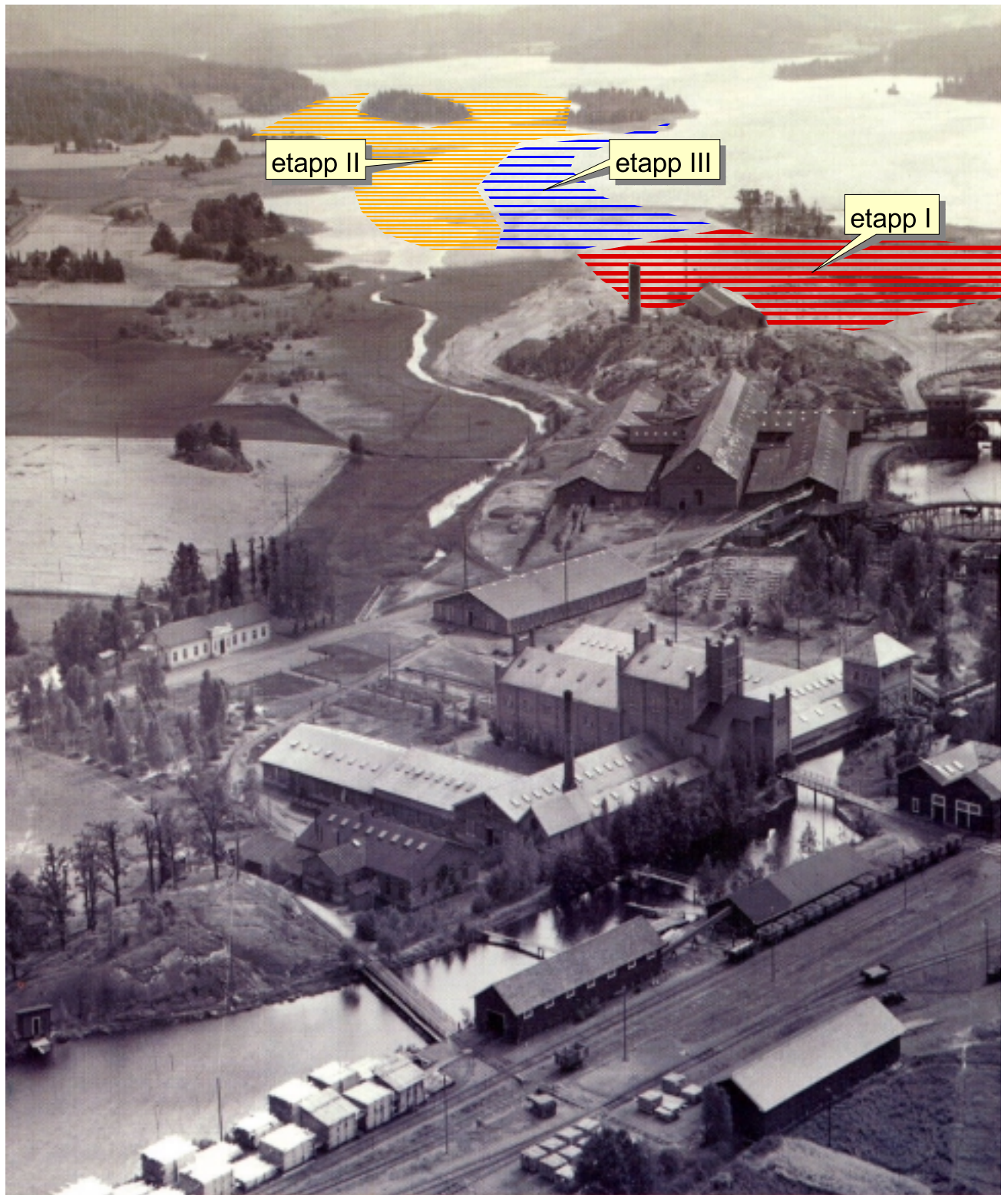
SKALA  
 1:10 000

NUMMER

-02

BET





**SWECO VBB VIAK**

SWECO VBB VIAK AB  
 Grubbensg 6, Box 8118  
 700 08 Örebro  
 Tel 019 16 81 00  
 Fax 019 16 81 49



**KÄRRAFJÄRDEN ÅMMEBERG**

Fotomontage - Deponeringsetapper

UPPDRAG  
 1551015 000

RITAD AV  
 DAVE

HANDLÄGGARE  
 D.Ekholm

DATUM  
 2002-01-11

ANSVARIG

SKALA

NUMMER  
 -03

BET

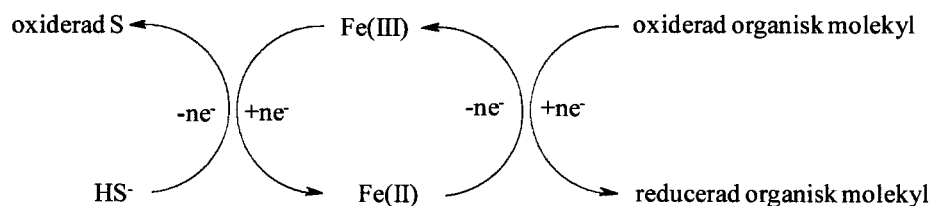
## Resultat från provtagning vid Askersunds golfbana, Åmmeberg, Kärrafjärden, 22 maj 2001

Ulrika Karlsson och Stefan Karlsson

### Inledning

#### Golfbanan

Golfbanan är uppbyggd av anrikningssand från sulfidbrytning. Sulfiden vittrar i kontakt med luft och vatten genom oxidation. Den här vittringsprocessen går snabbare i närvaro av bakterier, upp till 10000 gånger, i och med den biologiska mekanismen så blir även vittringsprocessen temperaturberoende. Om sulfiden i stället befinner sig i en anaerob miljö så minskar vittringshastigheten, under förutsättning att järn (III) inte finns närvarande. I miljöer där Fe(III) bildats genom oxidativ pyritvittring så kommer vittringen (nedbrytningen av sulfid) att ske nästan lika fort som oxidativ vittring. Processen är dessutom till viss del katalytisk.



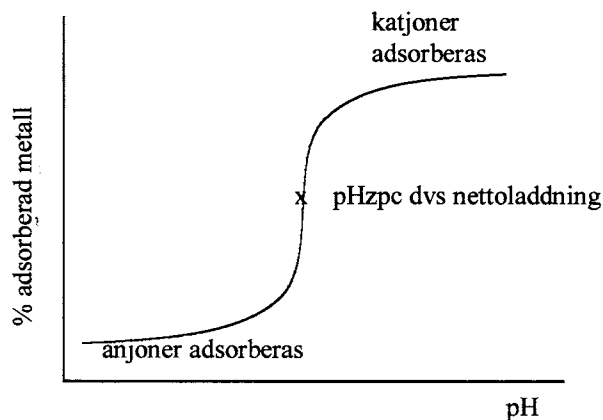
Figur 1. Skiss över hur vittringsprocessen sker i en anaerobmiljö, taget från Stumm och Morgan, (1996).

Vid vittringen frigörs andra metaller som är bundna till sulfidstrukturen, antingen som egna sulfidmineral eller som ocklusioner. Det kan därför ses som självklart att man bör försöka att förhindra vittringshastigheten, en taktik som använts i flera saneringsprojekt.

Att bestämma jämviktskonstanter i ett system kan vara svårt eftersom man måste veta vilka föreningar som bildas och bestämma hur dessa sinsemellan beror av varandra, dessutom måste systemet nå jämvikt. Man kan däremot bestämma fördelningskonstanter ( $K_d$ ; l/kg) mellan metall bundet till den fasta fasen och dess halt i lösning. Denna beräknas genom att dividera mängden metall i fasta fasen med halten metall i lösning, i det enklaste fallet är det ett linjärt beroende mellan dessa två halter. Fördelningskonstanten får enheten l/kg och ett lågt värde anger en ökad benägenhet för metallen att förekomma i lösning, det vill säga i mobil form.

Fördelningskonstanten är systemberoende och uttrycker *samtliga* mekanismer som omfördelar metallerna. De viktigaste parametrarna är pH och redoxpotential eftersom de påverkar metallens kemiska tillstånd i den lösta fasen. Främst är det adsorptionsbenägenheten och bildandet av fasta fasen som påverkas då den beror av metallens lösta specier. Bilden blir alltså extra komplicerad då redoxaktiva metaller, som Fe<sup>2+</sup>/Fe<sup>3+</sup>, Tl<sup>+</sup>/Tl<sup>3+</sup>, beaktas eftersom deras lösligheter är starkt beroende av vilken av redoxformerna som de förekommer i. Även egenskaperna hos den fasta fasen (absorbenten) som metallen är bunden till påverkar naturligtvis fördelningskonstanten. Ur detta perspektiv är det både adsorbentens löslighet,

aggregatstruktur och ytegenskaper som förändras i relation till vattenfasens sammansättning. I vår miljö är det främst kolloider/partiklar av minerogent ursprung som dominerar bland sorbenterna. Även utfällningar av Al(III) och Fe(III) är viktiga i många miljöer då de har stora ytor och ytgrupper som effektivt binder spårmetaller. I naturen är det främst pH som styr ytans egenskaper genom att påverka dess nettoladdning. Den näst viktigaste parametern är organiskt material, särskilt humus, då det interagerar både med yta och lösta metalljoner. Man kan åskådliggöra hur adsorptionen till ett fast material påverkas av pH genom att rita ett adsorptionsdiagram, figur 2, där maximal adsorption av metallen till den fasta ytan motsvarar 100%. Vid 50% adsorption finns ofta ett samband med pHzpc som motsvarar det pH där adsorptionsytans laddning är lika med noll (Drever, 1997), vid lägre pH är ytan protonerad (positivt laddad) och vid högre deprotonerad (negativt laddad).



Figur 2. Skiss över hur mängden adsorberad metall påverkas av pH.

## Frågeställning

Uppgiften var:

- ✧ att mäta "tungmetallhalten" i grund- och ytvatten i direkt anslutning till golfbanan i Ämmeberg, samt i fyllnadsmaterial och direkt anslutande sediment.
- ✧ att bedöma mobiliteten hos metaller i gruvsand.

## Metod

### Område

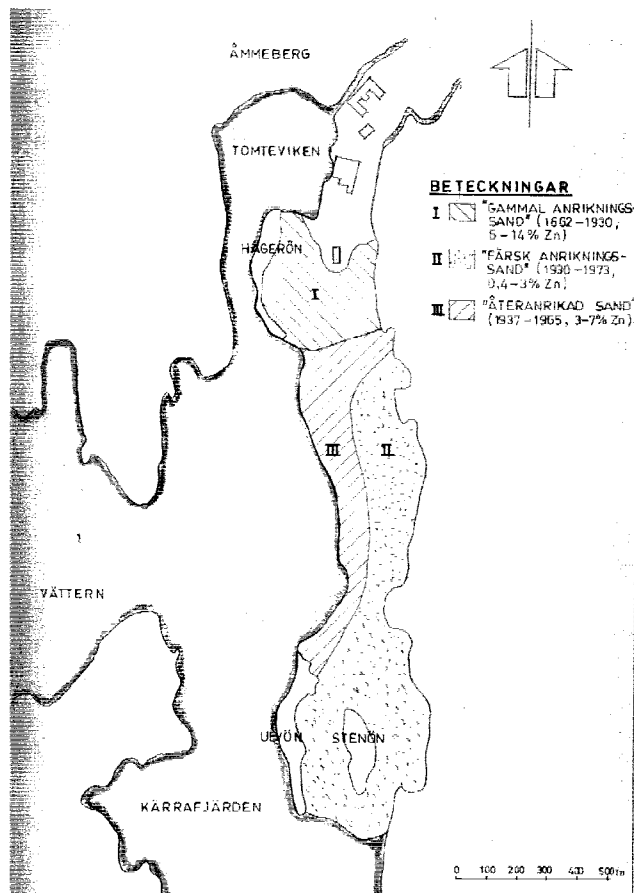
Askersunds golfbana är anlagd ovanpå en deponi bestående av gruvsand från Zinkgruvan och redan 1862 började man deponera gruvsand i det aktuella området. Fram tills 1930 hade man dumpat 1.5 Mton gruvsand i område I, "gammal anrikningssand" som enligt tidigare analyser innehöll ungefär 9.4% Zn samt 1.3% Pb (Markland och Sjökvist, 1977).

1930 byttes anrikningsmetoden mot en mer effektiv som gav en restprodukt med en lägre halt av zink och bly. Halterna i gruvsandens sjönk då för zink och bly till 1-2% respektive 0.4-0.6%, samt ett zinkkoncentrat med en zinkhalt på 54%, detta togs tillvara och renades ytterligare. Från 1930-1973 deponerades gruvsand i område II, "färsk gruvsand". I och med den nya tekniken bestämdes att man skulle återbehandla "gammal anrikningssand".

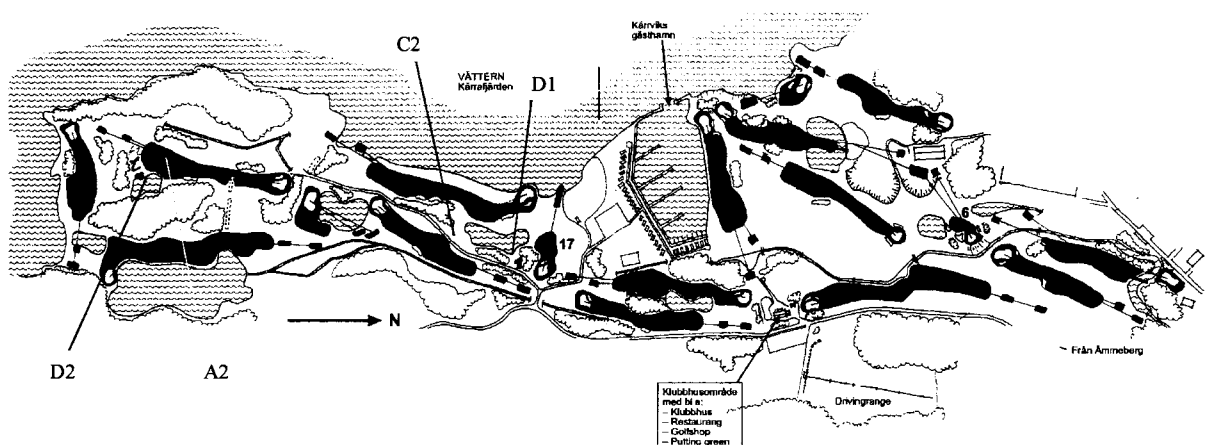
Under tiden 1937-1965 återbehandlades därför 1.13 Mton sand vilket gav 0.13 Mton zinkkoncentrat och 1.0 Mton "återanrikad sand" som deponerades i område III.

Återbehandlingen blev dock inte så effektiv som man hoppats då zink- och bly sulfiden hade oxiderats under tiden som sanden legat på deponi och den nyare processen bara fungerar med ooxiderad zink- och bly sulfid.

Mellan 1973-1976 deponerade man gruvсанд i sandmagasin som anordnats i den utgrävda delen av område I. Totalt har 6 Mton gruvсанд deponerats i området sedan 1862.

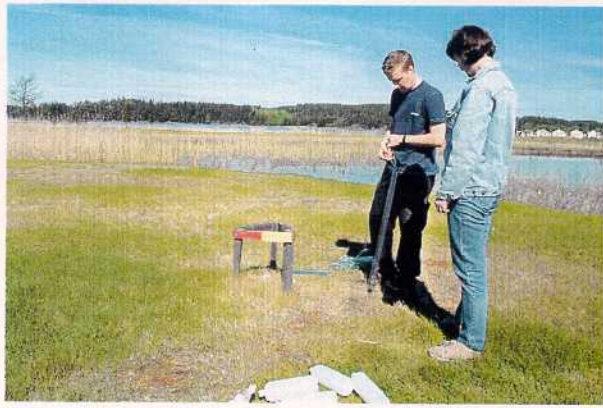


Figur 3. Skiss över i vilka etapper Askersunds golfbana fyllts ut och med vad (VBB VIAK, Markland och Sjökvist, 1977).



Figur 4. Skiss över Askersundsgolfbana. Punkt D1 och D2 markerar valda dammar där dammvatten och gruvsandprover togs, A2 och C2 är VBB:s beteckning på grundvattenrör ur vilka vattenprover togs.





Figur 5a. Provtagning vid grundvatten rör C2 (till vänster) samt sandprovtagning vid damm 1 (till höger).



Figur 5b. Provtagning grundvatten rör A2 (till höger) samt damm 2 (till vänster).

### Provtagning

Grundvattenprov togs med hjälp av en batteridrivna pump, en s.k. Amazon-pump, på 2-2.5 meters djup under markytan vilket är ungefär 1-1.5 meter under grundvattenytan. Två grundvattentrör (fanns sedan tidigare nedsatta i golfbanan) valdes i var sin del av banan, ett i den äldre delen (C2) och ett i den nyare (A2) (se figur 3 och 4). I anslutning till de två grundvattentrören låg även två dammar i vilka sandprover togs med hjälp av borrh. Sandproverna togs på 1-2 meters djup under markytan d.v.s. strax under grundvattenytan. Vattenprov togs ur dammarna genom att doppa ner en provflaska. Vattenprover samt sandprover förvarades i kyl fram tills analystillfället.

### Metodik

Som beskrivits tidigare är pH en av de viktigaste parametrarna som kontrollerar löslighet hos många fasta faser och fördelningen vid adsorptionsjämvikter. Inverkan av pH kan bestämmas på många olika sätt, beroende på vilken information som efterfrågas. Vår metodik bygger på att materialet hålls vid konstant pH under 24 timmar varefter halten lösta metaller bestäms. Mängden lakbar metall relateras därefter till materialets totala metallinnehåll för att bedöma den mobiliserbara andelen. Detta ger under gynnsamma omständigheter även ett grovt mått på olika metallformer som materialet innehåller men gör inga anspråk på att vara vetenskapligt exakt.

I dessa studier valdes att simulera de mest sannolika extremvärden som kan förväntas i systemet. Den nedre gränsen sattes till pH 3.5 vilket är en kompromiss mellan pyritvittning under luftade betingelser (pH 2-3) och nederbördens surhet (pH 4-5). Den övre gränsen (pH

9.3) valdes med hänsyn till jämvikt med kalцит ( $\text{CaCO}_3$ , kalk) i ett grundvatten. Den naturliga fördelningen av metallen, liksom pH för materialet, bestämdes genom kontakt med 18.2 M $\Omega$ -vatten under 24 timmar i system där luft hade tillträde.

#### *Fördelningsmätning vid pH 3.5 och 9.3*

Mängden lakbar metall har bestämts genom att ungefär 40 gram gruvsand vägts upp och 500 ml 18.2 M $\Omega$ -vatten tillsats. Slurryn fick stå med konstant omrörning och i kontakt med luft under 24 timmar. Där efter togs 15 ml av vattenfasen ut och förvarades i slutna behållare i kyl fram tills analystillfället. Vid detta tillfälle mätes även pH på vattenfasen. Genom att tillföra  $\text{NH}_3$ -lösning (0.1 M) kunde pH höjas till 9.3 och vid detta pH hölls sedan slurryn i 24 timmar. Efter denna period stängdes tillförseln av bas och 15 ml prov togs enligt tidigare. pH sänktes sedan till pH 3.5 med hjälp av  $\text{HNO}_3$  (0.5 M) och hölls vid detta pH i 24 timmar innan prov togs enligt ovan.

#### *Totalhalt*

Totalhalt metall i gruvsandens bestämdes genom uppslutning i koncentrerad salpetersyra (20 ml per 0.3 gram sand) med mikrovågor och öppna kärl, varje prov behandlades i 10 minuter. Proven späddes då de svalnat till 40 ml med 18.2 M $\Omega$ -vatten.

#### **Analys**

##### *Metaller*

Samtliga vattenlösningar vars metallinnehåll skulle analyseras filtrerades i anslutning till analystillfället genom ett polykarbonatfilter, 0.4 $\mu\text{m}$  och  $\text{HNO}_3$  tillsattes (supra, Scharlau) till en halt av 2%. Analys skedde sedan med hjälp av ICP-MS (Agilent, 4500) med  $^{103}\text{Rh}$  som internstandard (Merck). Både semikvantitativ och kvantitativ utvärdering genomfördes. Med semikvantitativ utvärdering menas en enpunktskalibrering med masstal lämpligt fördelade inom det område som analysen omfattar. För masstal som faller mellan de med kalibrering, används instrumentets kända responsfunktion. Genom denna teknik kan masstal från 7 till 238 analyseras men med en relativt hög standardavvikelse, ca 20-30% RSD. Kvantitativ utvärdering innebär att instrumentsignalen relateras till 5 eller 11 kända halter för respektive element och ger ett resultat med en standardavvikelse på 1-2% RSD. Kvalitetssäkring omfattar analys av centrifugerade prover, blanker och reagenslösningen.

##### *Anjoner*

Anjonanalys utfördes på en kapillärelektrofores (HP,  $^{3\text{D}}\text{CE}$ ) med en kromatbuffert (5mM  $\text{NaCrO}_4$  och 0.5mM TTAB) som elektrolytlösning. Före analys filtrerades proverna genom ett 0.4 $\mu\text{m}$  polykarbonatfilter.

##### *Fördelningsmätning*

Vid pH-jämviktning användes en pH-stat uppsättning som bestod av titrimeter (Radiometer, Titralab TIM900) och en automatbyrett (Radiometer, ABU93 Triburette). Lösningar som användes kom från Merck ( $\text{NH}_3$ , p.a.) och Scharlau ( $\text{HNO}_3$ , p.a.), spädning skedde med tillsats av 18.2 M $\Omega$ -vatten.

## Resultat

### Vatten

#### Fältmätning

I samtliga vatten uppmättes ett högt pH, tabell 1. Detta är högre än vad som förväntas både vid sulfidvittring (pH 2-3) och jämfört med nederbörden (runt pH 4.5) (Grip och Rodhe, 1988). Uppmätt pH är sannolikt ett resultat av en blandning av vatten från vittrande sulfid i kontakt med karbonatinnehållande mineral. Möjligen kan en kalkhaltig flotationslösning använts vid anrikningen.

Materialets buffrande förmåga blir även tydlig i vatten från fördelningsstudien, tabell 3, då gruvсандen stod kontakt med renvatten med 18.2 MΩ resistivitet och ett ursprungspH på ca 5.5 (utan buffertkapacitet). När sedan pH höjdes respektive sänktes fick bas respektive syra tillsättas kontinuerligt för att laktlösningen pH skulle överensstämja med det förutbestämda. Sammanfattningsvis håller alltså materialet mineral, eller har tillförts kalk, som ger ett pH i området på 8.2-8.4.

Tabell 1. pH och metallhalter ( $\mu\text{g/l}$ ) i vatten från fältlokalen samt bakgrundsvärden från Notter, (1993). Gränsvärden och riktvärden från SLV FS 1989:30.

Provpunkt	D1	D2	A2	C2	Bakgrundsvärden i naturliga vattendrag	Gränsvärden för dricksvatten
pH	7.98	7.63	8.18	7.51		
Fe	saknas	saknas	saknas	65.6		2000
Ni	0.98	0.50	1.56	0.73		50
Cu	1.15	0.49	2.37	0.57	0,8	<sup>*)</sup> 50
Zn	463	153	167	32.1	3	1000
Cd	0.34	0.28	0.68	0.30	0.02	1
Tl	0.27	0.26	0.30	0.26	<sup>**) &lt;0.01-1</sup>	-
Pb	7.05	2.18	278	14.5	0.06	10

<sup>\*)</sup> Riktvärde

<sup>\*\*) <0.01-1</sup> Naturlig halt i ytvatten (Schaub, 1996)

Provpunkt A2 och D2 kommer från område II (fig. 3 och 4) "färsk anrikningssand" medan det är mer osäkert när det gäller D1 och C2 som ligger på gränsen mellan områden II och III "återanrikad sand". Troligen tillhör D1 område II och C2 område II.

Halterna av zink, kadmium och bly är högt över bakgrunden för svenska vatten, vilket i sig inte är ovanligt i denna typ av miljö. Höga metallhalter i dammarna indikerar att de är mobila, dvs finns i den rörliga mark/grundvattenfasen. De höga blyhalterna är särskilt anmärkningsvärda eftersom bly vanligen binds effektivt till markmaterial och då särskilt till humus, medan zink och kadmium har betydligt större rörlighet. Om detta beror på att humussubstanser saknas är inte klarlagt.

Tabell 2. Anjonhalter i vatten från fältlokalen samt då gruvsand stått i kontakt med vatten under 24 timmar ( $\text{mg/l}$ ).

	A2	C2	D1	D2	Lakn Damm 1	Lakn Damm 2
Cl <sup>-</sup>	18	12	7.0	3.2	0.37	0.38
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	660	251	353	14	54	40
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-	-	-	-	-	-
F <sup>-</sup>	2.6	2.4	1.6	0.71	1.0	0.99

Sulfathalterna visar att i fältlokalen pågår sulfidvittringen i provpunkterna A2, C2 och D1 medan D2 ligger nära riksgenomsnittet. De låga sulfathalterna vid jämviktning av gruvsand med vatten visar att ringa vittring skett under de 24 timmar som försöken pågick. Viss



osäkerhet föreligger i den presenterade data då endast ett ringa antal prover togs vid provtagningstillfället.

### Fast materiel

På gruvsandens vid de två dammarna gjordes vattenhaltsbestämning som gav:

Damm 1 21% vatten

Damm 2 26% vatten

Tabell 3. Gruvsandens bas- respektive syrakapacitet (tre replikat från varje damm användes, a-c).

	Damm 1			Damm 2		
	a	b	c	a	b	c
vikt (g)	42.49	38.85	44.72	41.08	42.68	41.15
pH (början)	8.22	8.233	8.3	8.451	8.234	8.2
pH 9.3						
mol(bas)/g prov	$3.7 \cdot 10^{-5}$	$2.9 \cdot 10^{-5}$	$3.6 \cdot 10^{-5}$	$3.5 \cdot 10^{-5}$	$2.2 \cdot 10^{-5}$	$6.0 \cdot 10^{-5}$
pH 3.5						
mol(syra)/g prov	$6.9 \cdot 10^{-4}$	$7.3 \cdot 10^{-4}$	$7.1 \cdot 10^{-4}$	$4.1 \cdot 10^{-4}$	$3.9 \cdot 10^{-4}$	$3.9 \cdot 10^{-4}$

Vid jämviktsförsöken bildades olika laktlösningar. Vi kan se att pH i laktlösningar efter 24 timmars jämviktning var ganska högt 8.2-8.4. Åtgången av bas massenhet är mycket likartad mellan material från de två dammarna medan åtgången av syra skiljer sig åt. Resultaten kan inte tolkas entydigt då antalet prover är för få men de indikerar att sanden vid de två dammarna har olika egenskaper. Detta kan bero på att utbyggnaden av banan skett i etapper eller att gruvsandens kommer från olika ställen och därmed ha olika egenskaper.

Tabell 4. Totalhalt metall i gruvsand (mg/g). Genomsnittlighalt från Notter, (1993).

	D1	D2	Genomsnittlighalt i jordskorpan
Fe	saknas	saknas	51
Ni	0.29	0.31	0.1
Cu	0.45	0.49	0.07
Zn	19.0	15.3	0.08
Cd	0.61	0.65	$2 \cdot 10^{-4}$
Tl	0.62	0.66	${}^{\text{a})}0.1-1.7 \cdot 10^{-3}$
Pb	5.16	4.88	0.016

<sup>a)</sup> Medelkoncentrationen i jordskorpan (Schaub, 1996)

Tabell 5. Mobiliserbar metall ( $\mu\text{g/g}$ ).

	Damm 1			Damm 2		
	H <sub>2</sub> O	pH 9.3	pH 3.5	H <sub>2</sub> O	pH 9.3	pH 3.5
Fe	0.47	1.05	457	0.37	0.70	392
Ni	0.04	0.03	4.10	0.05	0.04	16.4
Cu	0.04	0.09	11.5	0.05	0.14	10.9
Zn	25.3	3.32	2960	20.4	2.77	1838
Cd	0.13	0.05	10.3	0.20	0.05	9.48
Tl	0.05	0.06	6.24	0.05	0.06	6.38
Pb	1.52	3.08	3120	2.23	2.89	2149

Metallhalterna i gruvsandens är höga, (tabell 4) vilket är naturligt med tanke på materialets geologiska härkomst. Halterna i de bägge delproven stämmer tämligen väl överens med tanke



på att enbart två prover analyserades. Anmärkningsvärt är de mycket höga blyhalterna. Även talliumhalterna är mycket till extremt höga men här är det vanskligare att relatera halterna till något genomsnittligt referensvärde eftersom dessa är mycket dåligt kända.

Den mobiliserbara andelen metall är som förväntat starkt beroende av pH (tabell 5) där pH 3.5 mobiliserar inemot 1000 gånger mer zink och bly i jämförelse med pH 9.3. Detta svarar mot i runda tal 15% respektive 50% för de bägge metallerna (tabell 6) av deras syralösliga mängder. Resultaten är något förvånande eftersom bly i regel binder hårdare än zink till sulfider men kan delvis förklaras med att zink har utvunnits ur malmen och därmed extraherats effektivare. Från miljösynpunkt betyder resultaten att det finns betydande förråd av bly som kommer att mobiliseras i den händelse att pH sjunker till 3.5.

Tabell 6. %-mobiliserbart vid olika pH.

	Damm 1			Damm 2		
	H <sub>2</sub> O	pH 9.3	pH 3.5	H <sub>2</sub> O	pH 9.3	pH 3.5
Fe	-	-	-	-	-	-
Ni	0.01	0.01	1.4	0.02	0.01	5.4
Cu	0.01	0.02	2.6	0.01	0.03	2.2
Zn	0.13	0.02	16	0.13	0.02	12
Cd	0.02	0.01	1.7	0.03	0.01	1.5
Tl	0.01	0.01	1.0	0.01	0.01	1.0
Pb	0.03	0.06	61	0.05	0.06	44

#### Fördelningskonstanter bestämda med hjälp av lakförsök

Ett högt  $K_d$ -värde betyder att metallen är hårt bunden till gruvsandens medan ett lågt värde visar att metallen övergår till lösning relativt lätt. Resultaten från vid lakningar med vatten visar en god överensstämmelse med de som beräknats från fältdata (tabell 7) med numeriska värden inom rimlighetens gränser. Det finns en antydning till systematiskt högre värden för provpunkterna C2 och D2, vilket i nuvarande läge kan vara en artefakt förorsakad av systemets heterogenitet. Resultaten visar emellertid att vid högt pH kommer en klart dominerande andel av metallerna att vara bundna till markmaterialet.

Skillnaderna mellan lakning vid med lågt pH (pH 3.5) och högt pH (pH 9.3) motsvarar en minskad mobilitet om 1/100 till 1/1000. Noterbart är att både bly och kadmium tillhör den senare kategorin, dvs deras mobilitet ökar tusenfalt vid lågt pH. Även tallium ingår i den senare gruppen vilket kan ha en ouppmärksam konsekvens för miljökonsekvensbedömningen då den är den klar giftigaste av metallerna i studien. Talliums totalhalt i gruvsandens är 0.6-0.7 mg/g vilket ger ett betydande förråd av metallen.

Tabell 7. Beräknade fördelningskonstanter för metaller som studerats ( $K_d$  enhet l/kg).

	$K_d$ (grundvatten)		$K_d$ (damm)		$K_d$ (H <sub>2</sub> O-lak)		$K_d$ (pH 9.3)		$K_d$ (pH 3.5)	
	A2	C2	D1	D2	D1	D2	D1	D2	D1	D2
Fe	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ni	$2.0 \cdot 10^5$	$4.0 \cdot 10^5$	$2.9 \cdot 10^5$	$6.1 \cdot 10^5$	$1.2 \cdot 10^5$	$9.8 \cdot 10^4$	$1.3 \cdot 10^5$	$1.3 \cdot 10^5$	$1.2 \cdot 10^3$	$3.1 \cdot 10^2$
Cu	$2.1 \cdot 10^5$	$7.9 \cdot 10^5$	$3.9 \cdot 10^5$	$1.0 \cdot 10^6$	$1.6 \cdot 10^5$	$1.6 \cdot 10^5$	$7.2 \cdot 10^{10}$	$5.6 \cdot 10^4$	$6.5 \cdot 10^2$	$7.7 \cdot 10^2$
Zn	$9.1 \cdot 10^4$	$5.9 \cdot 10^5$	$4.1 \cdot 10^4$	$1.0 \cdot 10^5$	$1.1 \cdot 10^4$	$1.2 \cdot 10^4$	$8.7 \cdot 10^4$	$9.0 \cdot 10^4$	$1.1 \cdot 10^2$	$1.4 \cdot 10^2$
Cd	$9.4 \cdot 10^5$	$2.1 \cdot 10^6$	$1.8 \cdot 10^6$	$2.3 \cdot 10^6$	$7.0 \cdot 10^4$	$5.2 \cdot 10^4$	$2.0 \cdot 10^5$	$2.0 \cdot 10^5$	$9.8 \cdot 10^2$	$1.2 \cdot 10^3$
Tl	$2.1 \cdot 10^6$	$2.3 \cdot 10^6$	$2.3 \cdot 10^6$	$2.5 \cdot 10^6$	$1.8 \cdot 10^5$	$2.0 \cdot 10^5$	$1.6 \cdot 10^5$	$1.7 \cdot 10^5$	$1.6 \cdot 10^3$	$1.7 \cdot 10^3$
Pb	$1.8 \cdot 10^4$	$3.6 \cdot 10^5$	$7.3 \cdot 10^5$	$2.2 \cdot 10^6$	$5.1 \cdot 10^4$	$3.5 \cdot 10^4$	$2.6 \cdot 10^4$	$2.8 \cdot 10^4$	27	39

) osäkert mätvärde

## Diskussion

Olika kriterier kan användas för att relatera en metallhalt till någon grad av förorening eller miljöpåverkan. Tabell 8 och 9 visar resultatet från jämförelser mellan halter i vattenprover från det aktuella systemet relativt rapporterade bakgrundshalter i opåverkade svenska ytvatten samt halter i gruvsandens i relation till genomsnittshalter i jordskorpan. Resultaten visar att kopparhalterna är obetydligt förhöjda, kadmium och tallium är 10-40 gånger högre än rapporterad bakgrund. Zinkhalterna är 10-150 gånger högre medan bly intar en särställning med 100-14000 gånger högre halter än bakgrund. Det är väsentligt att komma ihåg att pH i vattnen var ca 8 och att en sänkning till 3.5 leder till i genomsnittlig ökning om 1000 gånger.

Jämförelsen mellan metallinnehållet i gruvsandens och de genomsnittliga i jordskorpan visar på betydande anrikning av kadmium och tallium (1000-3500 gånger) medan blyandelen är betydligt lägre (300 gånger).

Tabell 8. Kontamineringsgrad för uppmätta halter i opåverkat ytvatten. (Notter, 1993; SLV FS 1989:30)

	D1	D2	A2	C2
Fe	-	-	-	-
Ni	-	-	-	-
Cu	1.4	0.6	3.0	0.7
Zn	155	51	56	11
Cd	17	14	34	15
Tl	13	13	15	13
Pb	353	109	13905	724

Tabell 9. Kontamineringsgrad för uppmätta halter i gruvsandens, halterna är jämförda med genomsnittshalter i jordskorpan. (Notter, 1993; Schaub, 1996)

	D1	D2
Fe	-	-
Ni	3	3
Cu	6.4	7
Zn	238	191
Cd	3050	3250
Tl	1240	1320
Pb	323	305

Med tanke på att metallerna är så pass mobila vid lågt pH finns det stor risk för att problem i framtiden kommer att uppstå. Naturlig transportväg för vatten som passerar golfbanan är ut i Kärrafjärden och sedan vidare till Vättern. Det är alltså av yttersta vikt inför framtiden att pH hålls på ett så högt värde som växtligheten kan tolerera, för att minimera metalltransporten till Vättern.

Om man beaktar den stora mängd metall som ligger i golfbana, tabell 10, så finns det stor risk för betydande påverkan av omkringliggande miljö.

Tabell 10. Total mängd metall (kton) som finns lagrade i området, beräknat på att 6 Mton gruvsand deponerats sedan 1862.

	D1	D2
<b>Fe</b>	-	-
<b>Ni</b>	1.7	1.9
<b>Cu</b>	2.7	2.9
<b>Zn</b>	114	92
<b>Cd</b>	3.7	3.9
<b>Tl</b>	3.7	4.0
<b>Pb</b>	31	29

Ett problem i tolkningen är att den grundas på så få prover. Med tanke på vilka metaller som gruvsandens innehåller, totala metallförråd, förutsättningar för mobilisering och golfbanans närhet till en av Sveriges största dricksvattenreserver föreslår vi att:

En systematisk kartering av mängden metaller i gruvsandens, vilka faktorer förutom pH och redoxpotential som påverkar mobiliteten, dominerande spridningsvägar och transporterade mängder.

Miljöpåverkan av gruvsandens metaller på närliggande sediment i Vättern för att bedöma arean för påverkan, risk för transport från sedimenten samt behovet av sanering.

## Referenser

- Drever, J. I. 1997. The geochemistry of natural waters – Surface and groundwater environments, 3<sup>ed</sup> ed., Prentice-Hall, Inc.
- Grip, H. och Rodhe, A. 1988. Vattnets väg från regn till bäck, Hallgren & Fallgren.
- Markland, Å. och Sjökvist, L-O., VBB, 1977. Kompletterande utredning angående läckage av tungmetaller m.m. från upplagen av anrikningssand vid Kärrafjärden. Uppdragsnummer 14463.
- Notter, M. 1993. Metallerna och miljön (MIST), Naturvårdsverket rapport 4135.
- Schaub, G. 1996. Thallium – Environmental Health Criteria; 182, WHO Library Cataloguing.
- Statens livsmedels föreskrifter och allmänna råd om dricksvatten, SLV FS 1989:30
- Stumm, W. och Morgan, J. J. 1996. Aquatic chemistry, 3<sup>ed</sup> ed., John Wiley & Sons, Inc.

Bilaga 5. Sammanställning av analysresultat - Grundvatten

	pH									
Datum	1975-10-28	1975-11-12	1998-12-03	1999-04-01	1999-06-08	1999-10-15	2001-05-22	Median	Medel	
A1	8,8	7,7	9,0	9,7	9,1	7,9		8,9	8,7	
A2	7,8	7,6	7,8	8,4	8,2	7,5	8,2	7,8	7,9	
A3	7,8	7,3	7,5	8,0	7,7	7,4		7,6	7,6	
B1	6,9	7,4	7,8	8,9	8,4	8,1		8,0	7,9	
B2	7,4	7,6	7,5	7,5	7,4	7,1		7,5	7,4	
B3	7,2	7,3	7,8	9,0	8,3	7,9		7,9	7,9	
C1	7,3	7,6	7,0	7,3	7,0	7,0		7,2	7,2	
C2	7,5	7,6	7,4	7,8	7,6	7,7	7,5	7,6	7,6	
C3	8,9	8,6	7,5	8,8	7,7	8,1		8,4	8,3	
D1	7,6	7,7	7,4	7,4	7,5	7,6		7,6	7,5	
D2	7,3	7,5	9,4	10,2				8,5	8,6	
D3	7,5	7,8	8,5	9,0	8,2	8,6		8,4	8,3	
Medel	7,7	7,6	7,9	8,5	7,9	7,7	7,9	7,8	7,9	

	Bly (Pb) mg/l									
Datum	1975-10-28	1975-11-12	1998-12-03	1999-04-01	1999-06-08	1999-10-15	2001-05-22	Median	Medel	
A1	0,020	0,120	0,031	0,0273	0,022	0,0675		0,03	0,05	
A2	0,270	0,190	0,192	0,0744	0,144	0,566	0,278	0,19	0,24	
A3	0,030	0,160	0,202	0,00337	0,263	0,0686		0,11	0,12	
B1	0,050	-	0,906	0,389	0,501	0,194		0,39	0,41	
B2	0,180	0,300	0,002	0,000337	0,062	0,00912		0,04	0,09	
B3	0,090	0,290	0,165	0,074	0,415	0,411		0,23	0,24	
C1	<0,01	-	0,007	0,00153	0,008	0,0189		0,01	0,01	
C2	<0,01	0,120	0,003	0,00447	0,335	0,0881	0,0145	0,05	0,09	
C3	0,170	0,130	0,444	0,193	0,580	0,450		0,32	0,33	
D1	<0,03	0,190	0,384	0,255	0,810	0,168		0,26	0,36	
D2	0,200	0,110	0,123	0,116	-	-		0,12	0,14	
D3	0,490	0,430	0,672	0,205	0,508	0,445		0,47	0,46	
Medel	0,2	0,2	0,3	0,1	0,3	0,2	0,1	0,16	0,21	

	Zink (Zn) mg/l									
Datum	1975-10-28	1975-11-12	1998-12-03	1999-04-01	1999-06-08	1999-10-15	2001-05-22	Median	Medel	
A1	0,180	0,020	0,011	0,006	0,018	0,142		0,02	0,063	
A2	0,590	0,260	0,483	0,082	0,186	0,484	0,167	0,26	0,322	
A3	0,070	0,250	0,384	0,028	0,412	0,166		0,21	0,218	
B1	0,160	0,320	0,754	0,068	0,206	0,0646		0,18	0,262	
B2	8,800	8,800	0,347	0,077	0,458	0,131		0,40	3,102	
B3	0,190	0,320	1,030	0,069	0,411	0,125		0,26	0,358	
C1	0,350	1,000	0,291	0,081	0,095	0,0838		0,19	0,317	
C2	1,900	1,900	0,414	0,055	0,468	0,0777	0,0321	0,41	0,692	
C3	0,050	0,070	1,120	0,150	0,313	0,247		0,20	0,325	
D1	1,800	2,300	0,978	0,593	0,597	0,222		0,79	1,082	
D2	1,400	1,400	0,014	0,015	-	-		0,71	0,707	
D3	1,500	1,600	0,588	0,188	0,503	0,113		0,55	0,749	
Medel	1,4	1,5	0,5	0,1	0,3	0,2	0,1	0,26	0,68	

	Koppar (Cu) mg/l									
Datum	1975-10-28	1975-11-12	1998-12-03	1999-04-01	1999-06-08	1999-10-15	2001-05-22	Median	Medel	
A1	0,006	0,016	0,006	0,009	0,004	0,00241		0,006	0,007	
A2	0,002	0,008	0,001	0,002	<0,001	0,00215	0,00237	0,002	0,003	
A3	0,006	0,015	0,003	0,002	0,002	0,00246		0,003	0,005	
B1	0,007	0,017	0,003	0,002	0,001	0,0023		0,003	0,005	
B2	0,009	0,021	0,003	0,024	0,005	0,00471		0,007	0,011	
B3	0,002	0,034	0,002	0,005	0,004	0,0075		0,005	0,009	
C1	>0,001	0,010	0,000395	0,035	<0,001	0,00139		0,006	0,012	
C2	0,005	0,024	0,001	0,026	0,001	0,00128	0,00057	0,001	0,008	
C3	0,005	0,036	0,013	0,007	0,011	0,0091		0,010	0,014	
D1	0,005	0,014	0,005	0,026	0,005	0,00336		0,005	0,010	
D2	0,003	0,022	0,004	0,005	-	-		0,005	0,009	
D3	0,011	0,020	0,006	0,004	0,006	0,00455		0,006	0,009	
Medel	0,006	0,020	0,004	0,012	0,004	0,004	0,001	0,005	0,008	

Provpunkt	Kadmium (Cd) mg/l									
Datum	1975-10-28	1975-11-12	1998-12-03	1999-04-01	1999-06-08	1999-10-15	2001-05-22	Median	Medel	
A1	0,018	<0,003	0,00002	0,00021	<0,00005	0,00013		0,0002	0,005	
A2	<0,003	<0,003	0,00082	0,00043	0,00044	0,00127	0,00068	0,0007	0,001	
A3	0,013	<0,003	0,00076	0,00024	0,00104	0,000415		0,0008	0,003	
B1	<0,003	<0,003	0,00084	0,00025	0,00019	0,0000962		0,0002	0,000	
B2	0,040	0,040	0,00075	0,00009	0,00144	0,000359		0,0011	0,014	
B3	0,010	<0,003	0,00429	0,00045	0,00462	0,00158		0,0043	0,004	
C1	<0,003	<0,003	0,00002	<0,00005	<0,00005	<0,00005		0,0000	0,000	
C2	0,012	<0,003	0,00085	<0,00005	0,00108	0,00006	0,00030	0,0009	0,003	
C3	0,020	0,021	0,02260	0,00400	0,0162	0,00827		0,0181	0,015	
D1	<0,003	<0,003	0,00364	0,00095	0,0041	0,00118		0,0024	0,002	
D2	0,080	0,070	0,00130	0,00071				0,0357	0,038	
D3	0,048	0,059	0,00900	0,00154	0,00421	0,00519		0,0071	0,021	
Medel	0,030	0,048	0,004	0,001	0,004	0,002	0,0005	0,0010	0,009	