

Aska och rötslam som tät- och täckskikt för vittrat gruvavfall - Slutrapport

Mattias Bäckström och Ulrika Karlsson

Aska och rötslam som tät- och täckskikt för vittrat gruvavfall - Slutrapport

**Fördelar och/eller risker med att använda aska och slam som tät-
och täckskikt för vittrat gruvavfall**

Ash and sludge covering of mine waste – Final report

**Benefits and/or risks using ash and sludge for
covering of weathered mine waste**

Mattias Bäckström och Ulrika Karlsson
Forskningscentrum Människa-Teknik-Miljö, Örebro universitet

Q4-254

Förord

Rapporten har utarbetats av Forskningscentrum Människa-Teknik-Miljö vid Örebro universitet av Mattias Bäckström och Ulrika Karlsson. Projektledare har varit Mattias Bäckström. I projektet har också Anders Düker och Stefan Karlsson medverkat.

Projektet har finansierats av Värmeforsk, Ångpanneföreningens forskningsstiftelse, Sydkraft MälarVärme AB (nuvarande E.ON Värme) samt Örebro avloppsverk. Projektets referensgrupp bestod av Holger Ecke (Luleå Tekniska universitet), Magnus Berg (ÅF; numer Vattenfall Utveckling), Maria Greger (Stockholms universitet), Anna Thuresson (VAFAB), Mikael Norell (E.ON Värme AB) och Terese Sundvall (Avloppsverket, tekniska förvaltningen, Örebro). I samband med referensgruppens möten har även Christina Nordahl, Miljökontoret, Örebro kommun, deltagit. Som programansvarig för ”Miljöriktig användning av askor” har Claes Ribbing (Svenska Energiaskor/Värmeforsk) deltagit i samtliga referensgruppsmöten.

Som delansvarig för etapp 1 av projektet har också Inger Johansson (numer Länsstyrelsen i Örebro län) givits möjlighet att kommentera slutrapporten.

Örebro december 2005

Mattias Bäckström

Forskningscentrum Människa-Teknik-Miljö
Örebro universitet

Abstract

I föreliggande projekt har täckningen av vittrat sulfidhaltigt gruvavfall med aska och aska/slam utvärderats. Vid en jämförelse av kemiska parametrar i ytvattnet från deponin före och efter täckningen urskiljs en ökning av pH, kalcium, kalium, natrium, arsenik, barium, krom och koppar. En tendens till minskning har dock noterats för järn, kobolt, nickel, bly och zink. Dock var bakgrundsmaterialet rörande kemin i yt- och grundvatten bristfällig, vilket omöjliggör tydliga slutsatser om förändringar i kemin. Utvärderingen tyder dock på att tekniken har förutsättningar att ge bra resultat på andra gruvavfallsdeponier. En ansats till hur framtida täckningar av vittrat gruvavfall med aska och rötslam bör genomföras presenteras.

Sammanfattning

En av de viktigaste punktkällorna för metalläckage i Sverige är gruvavfall. En åtgärd som kan vidtas för att minska metalläckaget är täckning vilket reducerar lakvattenbildningen och därmed minskar utläckaget av surt och metallrikt lakvatten. Lämpliga täckmaterial är en bristvara och hämtning av morän och lera från naturen kan också orsaka olägenheter och skador på landskapet.

Studier visar att slam och aska kan vara lämpliga täckmaterial för deponier. Vid täckning av gruvavfall med slam och aska skulle flera positiva effekter kunna uppnås, eftersom samtidigt som lakvattenbildningen minskar buffrar askans höga pH det sura lakvatten som bildas från gruvavfallet.

I Ervalla utanför Örebro har ett område med gruvsand täckts med aska och slam. Detta område ger en unik möjlighet att i fält studera fördelar och/eller risker med att täcka gruvavfall med aska och slam.

Täckningen utfördes dock på ett sådant sätt att det inte på ett traditionellt sätt går att utvärdera materialet, då det exempelvis saknas jämförelsevärden för element i yt- och grundvatten innan åtgärden. Dessutom förekommer vittrad magnetkis frekvent i området vilket ger upphov till surt grundvatten från delar av området som inte har åtgärdats.

Denna rapport är en slutrapport där samtliga deletapper redovisas (etapp 1 och 2). Fokus i etapp 1 har varit att karakterisera täckmaterialet samt att starta ett kontrollprogram för området. Etapp 2 har fokuserat på att utvärdera data från kontrollprogrammet samt bedöma deponins för- och nackdelar med avseende på miljöpåverkan.

Sammanfattningsvis kan sägas att det kan urskiljas en ökning av pH, kalcium, kalium, natrium, arsenik, barium, krom och koppar i ytvattnet nedströms deponin. De element som tycks minska är järn, kobolt, nickel, bly och zink.

Andra positiva följder (bland annat ökad växtlighet och en användbar yta för timmer) som åtgärden har bidragit till diskuteras också.

Utifrån de erhållna resultaten presenteras också en ansats till hur framtida täckningar av vittrat gruvavfall med aska och rötslam ska kunna genomföras.

Summary

One of the main sources for metal pollution in Sweden is mine waste. One way to decrease the leaching of metals from mine waste areas are covering which decreases the volume of acid drainage. There is a shortage of appropriate materials to use for covering and excavation of till and clay from the environment might cause damages on the landscape.

Previous studies have demonstrated that sludge and ashes are suitable materials for covering of waste deposits. When covering mine waste with ash and sludge various positive effects would arise, since the production of drainage water decreases as well as the pH increases due to the high buffer capacity of the ash.

In Ervalla outside Örebro an area with mine waste (tailings) has been covered with ash and sludge. This area gives a unique possibility to study benefits and/or risks with the covering of mine waste with ash and sludge.

Unfortunately, the covering was not, from the start, carried out in a way that made it possible to evaluate the data. For instance, data about the surface and groundwater quality prior to the covering is lacking. Sulphidic minerals are also very common in the area, giving rise to acidic groundwater from other parts of the area, which haven't been remediated.

This report is a final report where all phases are presented (phase 1 and 2). Focus in phase 1 has been on characterization of the material that has been used for covering and initiation of a monitoring program. In phase 2 focus has been on evaluation of monitoring data and the pros and cons of the deposit regarding the environment.

Preliminary findings indicate that that the covering increases the leaching of some metals whereas the leaching of some metals decreases. An increase was observed for pH, calcium, potassium, sodium, arsenic, barium, chromium and copper. A decrease in the concentration of iron, nickel, cobalt, lead and zinc was observed.

Other benefits with the remediation is also discussed (increased plant growth and an area for storing timber).

From the results an approach towards future covering of weathered mine waste with ash and sludge is presented.

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	1
2	BAKGRUND	2
2.1	ERVALLAFÄLTETS HISTORIA	2
2.2	ÅTGÄRDEN.....	3
2.2.1	<i>Bakgrund och beslut om åtgärd.....</i>	3
2.2.2	<i>Täckmaterial.....</i>	5
2.2.2.1	Aska	5
2.2.2.2	Rötslam	7
2.2.3	<i>Vattenanalyser.....</i>	7
2.3	VITTRING AV GRUVAVFALL	8
3	PROJEKTGENOMFÖRANDE.....	11
3.1	GEOHYDROLOGISK UNDERSÖKNING	11
3.2	PROVTAGNING	11
3.3	ÖVERVAKNINGSPROGRAM	11
3.4	LAKNING	12
3.5	BLANDNINGSFÖRSÖK	14
3.6	ANALYSER	14
3.6.1	<i>Kemiska analyser.....</i>	14
3.6.2	<i>Toxicitetstester</i>	15
3.7	SPECIERINGSBERÄKNINGAR.....	15
3.8	MULTIVARIATA BERÄKNINGAR.....	16
4	RESULTAT OCH DISKUSSION.....	17
4.1	GEOHYDROLOGISK UNDERSÖKNING	17
4.1.1	<i>Geologi</i>	17
4.1.2	<i>Hydrologi</i>	17
4.1.3	<i>Grundvatten</i>	18
4.1.4	<i>Vattenbalans – lakvatten</i>	19
4.2	TÄCKMATERIAL OCH AVFALL	20
4.3	ORGANISKA ÄMNEN I ASKA OCH SLAM	22
4.3.1	<i>Polycykliska aromatiska kolväten</i>	22
4.3.2	<i>Toxicitet.....</i>	23
4.4	SYRALAKBARA HALTER FÖR GRUNDÄMNEN I DEPONIN	23
4.5	LAKNING FRÅN DEPONIMATERIALET	24
4.5.1	<i>Spårelement.....</i>	24
4.5.2	<i>Organiskt material.....</i>	26
4.6	SEDIMENT	28
4.7	YTVATTEN	30
4.7.1	<i>Variation i rummet</i>	30
4.7.2	<i>Variation i tiden</i>	34
4.7.3	<i>Speciering av ytvatten</i>	36
4.8	GRUNDVATTEN.....	37
4.8.1	<i>Variation i rummet</i>	37
4.8.2	<i>Variation i tiden</i>	39
4.8.3	<i>Speciering av grundvatten</i>	41
4.8.4	<i>Blandningsförsök.....</i>	41
4.9	KÄLLANALYS FÖR OLIKA ELEMENT	45
4.10	MÖJLIGA INDIKATORELEMENT.....	47
5	SAMMANFATTNING OCH SLUTSATSER	49

5.1	ÅTGÄRDENS FUNKTION	49
5.1.1	<i>Kemiska aspekter</i>	49
5.1.2	<i>Hydrologiska aspekter</i>	49
5.1.3	<i>Övriga aspekter</i>	50
5.1.4	<i>Sammanfattande bedömning</i>	50
5.2	FÖRSLAG TILL GENOMFÖRANDE OCH FÖRBÄTTRINGAR I ERVALLA	50
5.3	FÖRSLAG TILL ÖVERVAKNINGSPROGRAM	50
5.4	REKOMMENDATIONER FÖR KOMMANDE ÅTGÄRDER	51
6	FÖRSLAG TILL FORTSATT FORSKNINGSARBETE	52
7	LITTERATURREFERENSER.....	53

Bilagor

- A KARTMATERIAL**
- B SPÅRELEMENTHALTER OCH NÄRINGSINNEHÅLL I SLAM, ÖREBRO
AVLOPPSVERK 2000-2002**
- C ANALYSRESULTAT FÖR TORV/TRÄASKA**
- D BLANDNINGSFÖRSÖK**
- E SPECIALSTUDIE AV SEDIMENT PÅ DIKESBOTTEN VID PUNKT 6**

1 Inledning

I dagens samhälle är kretsloppstänkandet viktigt och om aska ska utnyttjas som en resurs i olika applikationer är det viktigt att den först karakteriseras kemiskt, fysikaliskt och toxikologiskt. I dag finns det inget gemensamt strategiskt tillvägagångssätt för karakteriseringen vilket hindrar att askan utnyttjas fullt ut som en råvara. Orsakerna till detta är att det inte finns några klara regler att följa och att kunskaperna om askans egenskaper fortfarande är otillräckliga. Utvecklandet av föreskrifter för återanvändning av aska skulle kunna leda till att en större mängd aska blir till en tillgång istället för ett avfallsproblem. Om klarare kriterier fastställs kan bättre beslut tas för hur askan kan användas i olika tillämpningar. Kriterier baserade på vetenskapliga studier i laboratorieskala i kombination med studier vid pilotanläggningar är en strategi som kan leda till bättre föreskrifter för användning av aska.

Till de mest betydelsefulla punktkällorna av spårelement i Sverige hör gruvavfall. Vid gruvbrytning produceras restprodukter som kan innehålla stora mängder spårelement, speciellt vid sulfidmalmsbrytning. I den naturliga berggrunden är den vittringen och metallspridningen mycket långsam. Genom brytning ökar dock den exponerade ytan hos materialet vilket medför att oxidationen och åtföljande metallspridning ökar markant. Vittring av sulfidinnehållande mineral (exempelvis pyrit) leder till att ett mycket surt lakvatten bildas som i sin tur påskyndar utlakningen av spårelement i avfallet. Det låga pH-värdet kan också öka utlakningen av spårelement i omgivande mark.

Aska från energiproduktion innehåller generellt mycket låga nivåer av tillgängliga miljöfarliga ämnen (behöver dock inte gälla spårelement). Eftersom askan är basisk och har en hög buffringsförmåga kan den vara utmärkt för täckning av till exempel syraproducerande gruvavfall för att neutralisera det låga pH och hindra utläckage av spårelement.

I Ervalla utanför Örebro finns en gruvavfallsdeponi (avfallssand) som har täckts med aska jämte en blandning av aska/rötslam i vegetationsetableringsskiktet för att försöka åtgärda problem med utlakning av spårelement till yt- och grundvattnet. Effekterna av denna typ av reaktiv täckning är dock ej kända. I samarbete med Sydkraft MälarVärme AB och Örebro kommun undersöks effekterna av att använda energiaska och rötslam för att täcka sandmagasin från sulfidmalmsgruvor. Genom att studera vilka ämnen som frigörs till miljön under en längre tid utvärderas miljöbelastningen av denna lösning. Dessutom utförs olika kemiska och toxikologiska laboratoriestudier på täckmaterialet för att finna samband mellan de ämnen som återfinns i täckmaterialet och omgivande yt- och grundvatten. Förhoppningen med detta är att hitta ett antal parametrar som relativt snabbt och enkelt kan mätas på askan för att avgöra dess lämplighet som täckmaterial samtidigt som Ervallaprojektet utvärderas.

Geohydrologiska undersökningar av området har utförts av SWECO VIAK AB, Örebro.

2 Bakgrund

2.1 Ervallafälts historia

Vid Ervallaältet, beläget ca 15 km norr om Örebro, har bergshantering pågått sedan 1840-talet. Svavelbrytningen i Ervalla lämnade efter sig ett ca 10 000 m² stort dött, ökenliknande område med ett 2-4 dm tjockt lager av gulröd avfallssand.

I Tegengren [1] går att läsa:

Dylta och Ervalla svavelkisförekomster:

Dessa äro belägna, de förra i Axbergs socken ca 1,5 km Ö om Dylta bruks station vid Krylbo-Örebrobanan, de senare 5 km N därom i Ervalla socken, och ca 1 km V om samma järnvägslinje.

Rörande Dylta svavelverks tidigaste historia äro underrättelserna få...

Ervalla gruvor: Sandtorpsgruvan bearbetades på 1840- och 1850-talen, då även ett svavelbruk fanns inrättat här. Tillverkningen 1846-1857 uppgick till sammanlagt 385 skeppund (ca 58 ton).

År 1916 upptogs ånyo arbetet vid Sandtorps- och Avdalagruvorna av Stockholms superfosfataktiebolag, som förvärvade såväl inmutar- som jordägarrätten till desamma. Gruvorna länsades och undersöktes, uppfodrings- och anrikningsverk uppfördes, en smalspårig järnväg anlades från Avdala anhalt till gruvorna, och en elektrisk kraftledning framdrogs till malmfältet, varjämte hamnanläggningar utfördes i Arboga för malmens sjötransport från denna stad. Enligt den officiella statistiken har åren 1916-1918 producerats:

År	Brutet berg ton	Stufmalm		Anriknings-gods ton	Anrikad malm			
		Ton	S %		Rågods Ton	S %	Slig Ton	S %
1916	825	550	27,8					
1917	8 453	700	35,0	7 613	1 918		421	40
1918	11 084	283	29,0	10 129	9 917	20	3 111	37
1919	19 122	28	28,0	16 776	15 481	19	5 943	36
1920	16 501	17	30,0	9 641	9 641		2 594	37,35

Dylta-Ervalla-förekomsterna ligga inom ett område av grå, vanligen något gnejsig leptit. Inom denna förekommer malmen svavelkis och magnetkis samt spår av zinkblände, kopparkis och blyglans, som långa impregnationsstråk av falbandskaraktär. Leptiten har därvid vanligen omvandlats i malmkvartsit, som dock i regel ej håller de för denna karakteristiska mineralen cordierit och antofyllit.

Inom Ervallaältet bildar malmen flera långa parallella falband och är regelbundnare än i Dylta. Leptiten är ej heller så starkt kvartsitomvandlad och malmen ofta utpräglad randig. Ett undantag utgör emellertid huvudgruvan, Avdalagruvan, vars malm är mera oregelbunden, men även bredare (upp till 20 m) än i de övriga gruvorna. Inom samma gruva har man för övrigt anträffat en

skarnrand och små kalkstensrester med tremolit, grön fältspat, cordieritpseudomorfoser och zinkblände.

Ervallafältets malmtillgångar äro rätt stora. Ca 2000 kvm samlad malm äro redan blottad, men vidsträckta elektriska och magnetiska drag angiva förefintligheten av ytterligare oundersökta malmtillgångar. Malmen är emellertid så fattig, så att genomsnittshalten i brutet berg uppgått endast till ca 19% svavel, till stor del bundet vid magnetkis. Därtill kommer att malmen har en utpräglad dubbel kornighet med svavelkristaller och små magnetkiskörtlar i en fint magnet- och svavelkisimpregnerad kvartsitisk grundmassa som försvårar anrikningen. Under normala konjunkturer är ett ekonomiskt utnyttjande näppeligen möjligt.

Även Dyltafältets malmtillgångar äro stora men ej närmare undersökta.

Båda fälten genomskäras av talrika granit- och pegmatitgångar från närbelägna massiv av Fellingsbro- och Örebrogranit.



Figur 1. Illustration över hur det granulerade rötslammet är pålagt som vegetations-etableringsskikt över blandningen mellan aska och rötslam.

Figure 1. Illustration over how the granulated sewage sludge is used for growth medium above the mixture of ash and sludge.

2.2 Åtgärden

2.2.1 Bakgrund och beslut om åtgärd

Efter en kartläggning av gruvavfall i Örebro kommun sommaren 1992, utmärkte sig Ervalla-fältet som ett riskområden för metallläckage. För att minska läckaget av spårelement beslöt Örebro kommun att området skulle täckas. Täckning med morän och

cefyll ansågs för dyrt, därför beslöts det att täckningen skulle ske med huvudsakligen aska samt ett vegetationsetableringsskikt med en ask/slam-blandning.

Syftet med täckningen var, enligt kommunen, att skapa ett täckmaterial för att dels minska oxidationen och infiltrationen, dels fungera som jonbytare där natrium, kalium, kalcium etc. genom det sura nedfallet "trycks ut" istället för spårelement. Slammets funktion var att ge förutsättningar för vegetationsetablering, vilket minskar mängden vatten som infiltrerar avfallet. Slammet skulle också fungera som ett tätskikt och minska infiltrationen av vatten och syre. Slammets joner avsågs också verka buffrande på surt regn och hindra utläckaget av spårelement.

Täckningen av fältet startade 1995 med täckning av de västligaste delarna av deponin. Täckningen slutfördes 2002 i och med att de östligaste delarna täcktes. Tjockleken på askskiktet varierade mellan 1-2 m beroende på den naturliga topografin. Det som eftersträvades var en sluttäckning med svag lutning. Askinblandningen i slammet approximeras till ca 20 volymprocent och tjockleken på detta vegetationsetableringsskikt uppges vara ca 2 dm. Entreprenaden utfördes av studenter på Tullängsskolan (gymnasium) under överinseende av deras lärare.

Några miljötekniska undersökningar med avseende på vattenkvalitet, geologi eller hydrologi utfördes aldrig innan projektet startades.



Figur 2. Släntning mot de kringliggande diken. Vy mot öster.

Figure 2. Sloping towards the surrounding ditches. View towards the east.



Figur 3. De sista lassen med röttslam tippat inför utjämningen på den östra delen av deponin.

Figure 3. The last pile of sludge prior to levelling on the eastern part of the deposit.

2.2.2 Täckmaterial

2.2.2.1 Aska

Askan kommer från Sydkraft MälarVärmes anläggning (under perioden för täckningen dock i kommunal ägo) i Örebro och är en flygaska från en CFB panna. Askan härrör från förbränning av obehandlat träbränsle, i mindre utsträckning torv och vissa delar RT-flis. Den aktuella askan har genomgått lakningsförsök, varvid det konstaterades att utlakningen av spårelement är mycket låg [2], trots relativt höga totalhalter. Även tillgänglighetstest utfördes på askan. Resultaten av dessa försök redovisas i bilaga C. Ytterligare parametrar som då mättes på askan redovisas i Tabell 1. Under perioden 1995 – 1998 har enligt uppgift 5 798 ton aska lagts ut på Ervallaområdet.



Figur 4. Foto tagit mot öster efter färdigställandet av deponins täckning.

Figure 4. Photograph towards east after the completion of the covering.

Analyserna av laklösningen från askan tyder på att systemet stod i jämvikt med kalciumhydroxid som normalt ger ett pH runt 12,5.

Tabell 1. Analyser av aska från Sydkraft Mälarvärme 1993. Lösta konstituenten mätta i lösning efter lakning vid L/S 2.

Table 1. Analyses of ash from Sydkraft Mälarvärme 1993. Dissolved constituents measured in solution after leaching at L/S 2.

Parameter	
pH	12,5
Elektrisk konduktivitet	1 031 mS/m
Klorid	450 mg/l
Glödförlust (550°C)	2,0 %
Permeabilitet	$3,01 \cdot 10^{-7}$ m/s



Figur 5. Foto mot öster från den västra delen av deponin efter vegetationsetableringen första året (2003).

Figure 5. Photograph towards the east from the western part of the deposit after establishment of plants the first year (2003).

2.2.2.2 Rötslam

Rötslammet kommer från Skebäcks avloppsreningsverk i Örebro. Analyser av detta slam redovisas i bilaga B. Generellt kan sägas att slammet håller en hög kvalitet, dvs. det innehåller låga halter av spårelement. Den största andelen slam lades ut år 2000, då 1 880 ton kördes till Ervalladeponin. År 2001 och 2002 har endast små mängder slam, lagts ut på deponin.

2.2.3 Vattenanalyser

Örebro kommun utförde under maj-juni 1994 fyra mätningar i utloppet av det område som var aktuellt för täckning (det så kallade Gruvkärret). Provtagning utfördes också för att erhålla ett bakgrundsvärde för ytvatten från jordbruksmark i närområdet (Ervalla 2). Resultaten av dess mätningar redovisas i Tabell 2. Genom dessa mätningar visade det sig att det finns kraftigt förhöjda halter av ett flertal ämnen vid Gruvkärret. För Fe, Al, Cd, Co, Pb, Zn och Mn är halterna minst 25 ggr det bakgrundsvärde som uppmätts vid provpunkten Ervalla 2. För S, Cr, Cu och Ni är halterna 5-15 ggr högre vid Gruvkärret än vid Ervalla 2.

Tabell 2. Metallhalter uppmätta i ytvatten från jordbruksmark och Gruvkärret innan täckning utfördes.

Table 2. Levels of metals in surface water from agricultural soil and Gruvkärret before the covering started.

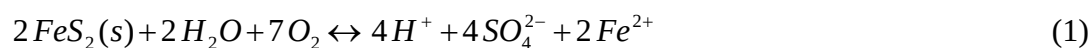
	Ervalla 2		Gruvkärret	
	Medel	Std	Medel	Std
pH	7,23	0,60	2,87	0,15
Ca mg/l	22,5	2,31	51,6	4,19
Fe mg/l	0,46	0,22	18,4	4,88
K mg/l	4,70	0,40	4,58	1,05
Mg mg/l	9,86	1,05	10,4	0,98
Na mg/l	13,8	0,79	7,75	1,26
S mg/l	7,86	0,81	127	15,8
Al ug/l	155	121	14 500	1 590
As ug/l	0,71	0,43	0,82	0,37
Ba ug/l	11,4	1,88	17,5	1,17
Cd ug/l	0,02	0,02	1,92	0,27
Co ug/l	0,39	0,13	11,5	0,84
Cr ug/l	0,32	0,13	2,56	0,45
Cu ug/l	5,49	2,50	22,1	4,42
Mn ug/l	126	245	1 200	90,3
Ni ug/l	3,90	1,20	37,0	2,31
Pb ug/l	0,34	0,18	16,8	3,07
Zn ug/l	5,76	4,32	784	110

2.3 Vittring av gruvavfall

De kommersiellt viktiga metallerna förekommer ofta som sulfider i berggrunden. Brytning och bearbetning av dessa sulfider leder till att vittringsreaktionernas hastighet ökar drastiskt genom att den exponerade ytan för luft och vatten ökar.

Under brytningen och efterföljande anrikningsprocesser produceras två typer av avfall; varp och anrikningssand (vasksand). Varpen är det material som har avrymtes för att nå den mineralhaltiga malmen. Varpens sammansättning är väldigt heterogen och kan bestå av allt från gråberg till malminnehållande bitar. Storlek, vittringsbenägenhet och metallinnehåll kan också variera högst väsentligt. Detta är speciellt utmärkande för historiska deponier där man hanterat och skrädat (sorterat) malmen för hand. Anrikningssanden är mer homogen både vad det gäller storleksfördelning (1 µm-1 mm) och sammansättning.

Surt lakvatten från gruvdeponier uppstår när pyrit (FeS_2 (svavelkis)) oxiderar enligt ekvation 1. De primära produkterna är tvåvärt järn (Fe^{2+}), sulfat (SO_4^{2-}) och protoner (H^+). Under oxiderande förhållanden blir dock det tvåvärda järnet omvandlat till trevärt järn (ekvation 2). Ekvation 2 anses normalt vara den kinetiskt begränsande reaktionen i pyritvittringen men kan bli bakteriellt katalyserad av *Thiobacillus ferrooxidans* och *Ferrobacillus ferrooxidans* [3]. Bakteriernas pH-optimum ligger mellan 2 och 3,5 [4].





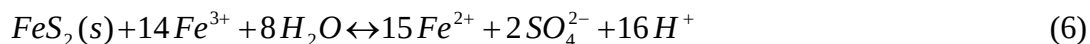
Till skillnad mot vittring av pyrit genererar inte vittring av magnetkis (ekvation 3) någon ytterligare syra förutom den som bildas vid oxidation av det tvåvärda järnet (ekvation 2).



Det bildade tvåvärda järnet kommer i närvaro av syre och vatten att falla ut antingen som ferrihydrit (ekvation 4), götit (ekvation 5), jarosit ((K,Na,H)Fe₃(SO₄)₂(OH)₆) eller schwertmanit (Fe₈O₈(OH)₆SO₄) beroende på lakvattnets sammansättning. Dessa reaktioner medför en ytterligare sänkning av pH då protoner produceras. Dock kommer också de bildade nya faserna att sänka halterna av spårelement i lösning genom exempelvis sorption och medfällning.



I frånvaro av syre kan det tvåvärda järnet driva pyritoxidationen (ekvation 6). Denna reaktion kan bli självgenererande vilket gör att vittringen inte upphör även om syretillförseln skulle upphöra. Studier i Bersbo, Östergötland, tyder på att även 15 år efter täckningen sker autokatalytisk pyritvittring driven av tvåvärt järn [5].

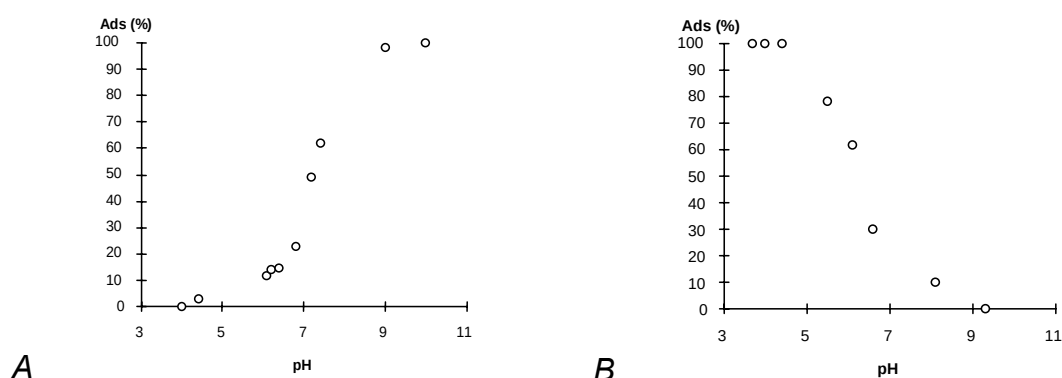


Buffrande mekanismer när surt lakvatten möter en neutral eller basisk miljö består huvudsakligen av en serie mineralupplösnings- och utfällningsreaktioner som styr pH och därmed metallrörligheten [6]. I första hand är det karbonatmineral såsom kalcit (CaCO₃) (ekvation 7-8), dolomit (CaMg(CO₃)₂) och siderit (FeCO₃) som genom upplösning styr pH vilket vanligtvis ger ett pH runt 5,7. När aska finns i närheten kan den initiala buffringen till och med ske via kalciumhydroxid (Ca(OH)₂) (ekvation 9) eller kalciumoxid (CaO). När karbonatmineralerna är förbrukade domineras pH vanligtvis av järn- (ferrihydrit; Fe(OH)₃) och aluminiumhydroxider (gibbsit; Al(OH)₃) vilket gör att en pH-sänkning sker på ganska kort tid till runt 4 [6]. När även dessa mineral är förbrukade kommer pH att justeras av silikatmineral såsom olivin ((Mg,Fe)₂SiO₄) vilket gör att det hamnar runt 1,3. Kolonnstudier av material från gruvavfall pekar på att halterna av Co, Ni och Zn ökar redan vid pH 5,7 medan halterna av Cd, Cr, Pb, As och V inte ökade förrän pH sjönk till runt 4 [6] vilket enligt författarna tydde på att spårelementen var associerade till karbonatmineral i mycket hög grad.



När sura och metallrika lakvatten möter ostörda yt- eller grundvatten faller ofta ett antal järnmineral ut såsom götit, ferrihydrit, schwertmanit, jarosit och melanterit ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$). Dessa nybildade fällningar kommer därmed att fungera som sänka för de spårelement som finns i lakvattnet genom sorption eller medfällning. Detta fenomen har observerats i ett flertal naturliga system [7][8]. Beroende på det bildade vattnets kemi kommer olika mineral att bildas. Vid lågt pH återfinns mestadels schwertmanit och götit med små inslag av jarosit medan det vid högre pH (nära neutralt) nästan enbart återfinns ferrihydrit [9][10][11]. Aluminiuminnehållande sediment bildas inte förrän vid pH över 5 och mangan faller inte ut förrän vid pH över 8 [10].

De flesta katjoniska spårelementen (Cd^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Ni^{2+} , Co^{2+} m fl) sorberas starkt till ytor av oxyhydroxider, främst järn- och mangan(hydr)oxider. Speciellt på järn(hydr)oxider ökar sorptionen från nära noll vid låga pH till nästan 100% vid högre pH ($\text{pH} > 7,5$) (Figur 6a). Sorption till mangan(hydr)oxider är inte lika pH-känsliga och har fortfarande signifikant sorption vid pH 4. Anjoniska spårelement såsom arsenik, selen och molybden har en omvänd sorptionskurva med högst sorption vid låga pH (Figur 6b). Sammansättningen av lakvattnet kommer också att påverka adsorptionen av spårelement till (hydr)oxidtytor. Bland annat påverkar halterna naturligt organiskt material [12] och sulfat [13] i lakvattnet sorptionen.



Figur 6. Sorption av en katjon (a) respektive en anjon (b) som funktion av pH.

Figure 6. Sorption of a cation (a) and an anion (b) respectively as a function of pH.

3 Projektgenomförande

3.1 Geohydrologisk undersökning

En geohydrologisk undersökning av området utfördes av SWECO VIAK AB under våren 2003. SWECO VIAKs rapport återfinns i sin helhet i delrapport 1 [14]. För installation av grundvattenrör utfördes borrhningar med bandburen skruvborr. I borrhålen sattes grundvattenrör av HDPE-plast med 1 m filter. Grundvattenrören mättes in med handhållen GPS och avvägdes med avvägningsinstrument. Två prov togs ut av täcksiktet för bestämning av permeabilitet på laboratoriet. Resultaten från de geotekniska undersökningen återfinns i bilaga A.

3.2 Provtagning

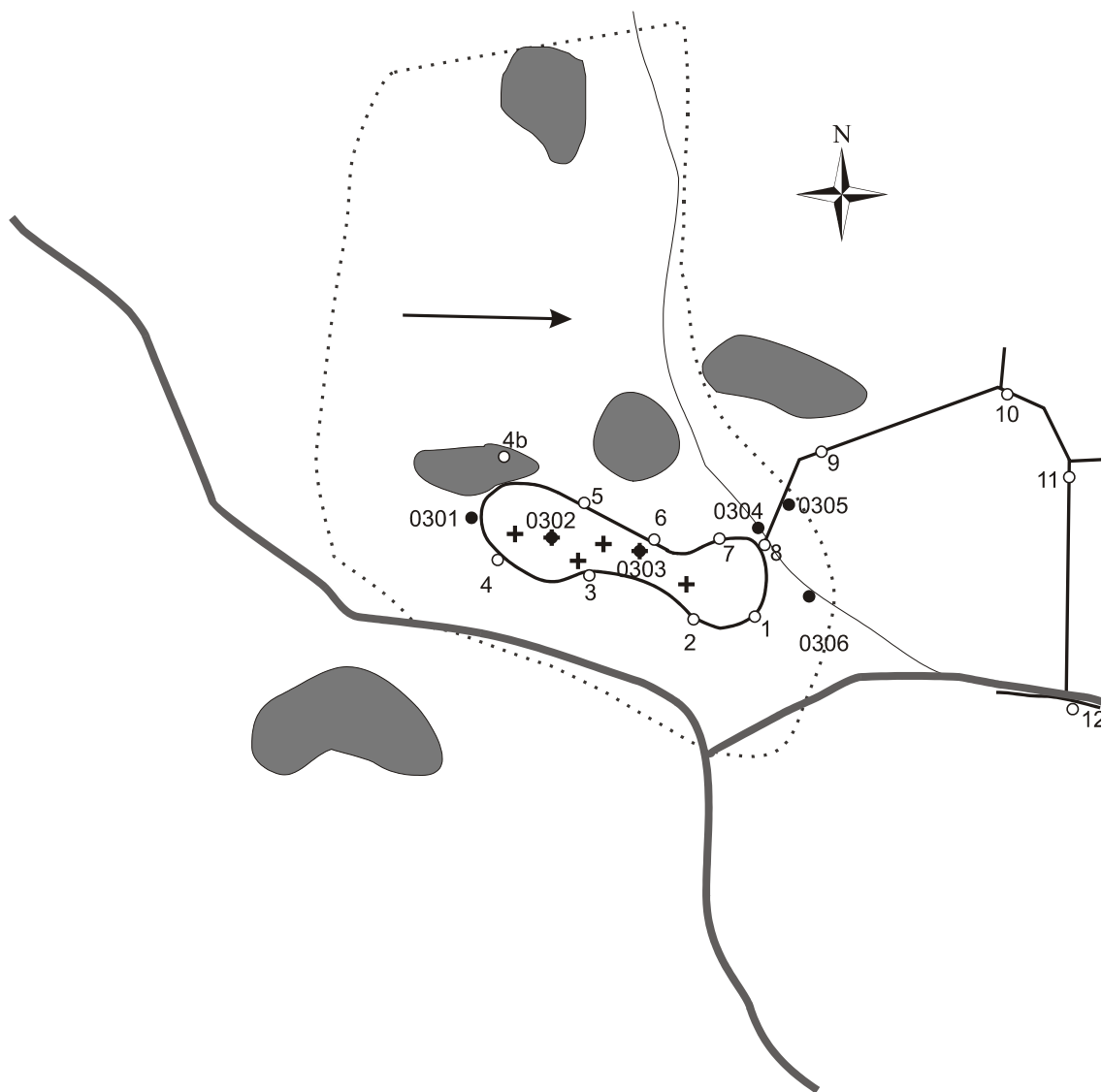
Deponin består av ett delvis beväxt område på ca 1,1 ha. Den västra och äldsta delen av deponin har en svag lutning och är beväxt med höga buskartade växter. Den östligaste och nyaste delen har också den en svag lutning och är beväxt med lågväxande arter. Tomater förekom också under första året efter utläggandet av rötslam. Mellan dessa två områden finns ett mindre mycket flackt och något lägre område utan växtlighet.

Punkter för provtagning av grundvatten och markmaterial sattes ut i samråd med SWECO VIAK AB. Provtagning av slam, aska och grus/sand gjordes genom skruvborrning på fem punkter på deponin (Figur 7). Detta för att ta reda på de olika lagrens mäktighet, eventuell interaktion med varandra, samt för att se på en eventuell skillnad på det material som lades ut tidigt och det material som lagts ut senare. Borrhpunkterna numrerades 1-5, från öster till väster. Sex stycken grundvattenrör sattes, varav två är belägna på deponin. Dessa numrerades 0301-0306 från väster till öster.

3.3 Övervakningsprogram

Ett kontrollprogram med provtagning av grundvatten och ytvatten en gång respektive två gånger per månad enligt Figur 7 har pågått under 2003 och 2004. I startskedet var provpunkterna för ytvatten många (13 st). En anledning till detta var att kartlägga eventuella uttryckspunkter längs deponifoten. När en bättre förståelse för systemets vattenföring och kemi uppnåddes under slutet av 2003 togs provpunkterna 10 och 11 bort. Syftet med kontrollprogrammet är att skapa ett analysprotokoll som kan användas som kontrollprogram för framtida övervakning av deponier av den här typen. Önskvärt är om man kan komma fram till ett par parametrar som representerar täckmaterial respektive avfallsmaterial för att bättre kunna bedöma påverkan på omgivningen samt de ingående materialens relativa påverkan.

Skattning av vattenflödet i systemet har gjorts i provpunkt 8 och 12 där det finns naturliga möjligheter att mäta vattennivån i vägtrummor.



Figur 7. Karta över skruvborrpunkter (svarta kryss), grundvattenrör (fyllda cirklar) och ytvattenprovpunkter (vita cirklar). Grundvattnen är numrerade 0301 till 0306 och ytvattenproverna är numrerade 1 till 12.

Figure 7. Map of drilling points (black cross), groundwater wells (black circles), surface water points (white circles). Groundwaters are numbered 0301 to 0306 and the surface waters 1 to 12.

3.4 Lakning

Det finns inte några klara riktlinjer och gränsvärden för askanvändning. En indikation kan dock ges av de nya EU direktiven för klassificering av avfall [15]. I detta direktiv anges gränsvärden för utlakning vid L/S 2 och L/S 10. I detta projekt har denna lakmetod valts för att få en uppfattning om lakbarheten av prioriterade ämnen i täckmaterialet. I Tabell 3 anges de gränsvärden för avfall som kan tas emot vid deponier för inert avfall och icke-farligt avfall. Lakningen för att jämföra täckmaterialet med EUs lakkriterier för avfall genomfördes enligt metod prEN 12457-3.

Tabell 3. Gränsvärden för avfall som kan tas emot vid deponier för inert avfall respektive icke-farligt avfall (mg/kg TS).

Table 3. Limit values for waste acceptable at landfills for inert waste and non-hazardous waste respectively (mg/kg dw).

Beståndsdel	Inert avfall		Icke-farligt avfall	
	L/S 2	L/S 10	L/S 2	L/S 10
As	0,1	0,5	0,4	2
Ba	7	20	30	100
Cd	0,03	0,04	0,6	1
Cr	0,2	0,5	4	10
Cu	0,9	2	25	50
Hg	0,003	0,01	0,05	0,2
Mo	0,3	0,5	5	10
Ni	0,2	0,4	5	10
Pb	0,2	0,5	5	10
Sb	0,02	0,06	0,2	0,7
Se	0,06	0,1	0,3	0,5
Zn	2	4	25	50
Klorid	550	800	10 000	15 000
Fluorid	4	10	60	150
Sulfat	560	1 000	10 000	20 000

Under sommaren då ytvatten saknades provtogs sediment i det omgivande diket och analyserades på elementinnehåll och elementens potentiella lakbarhet [16][17]. Genom att utföra ett antal parallella laksteg (Tabell 4) kan elementens rörlighet estimeras under ett antal olika kemiska scenarier. Lakstegen är baserade på en lakmetod utvecklad av Tessier et al. [18].

Tabell 4. Den använda sekventiella lakningen för fraktionering av spårelement i den fasta fasen [18].

Table 4. The sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace elements [18].

Metod	Fraktion	Simulerar
1 Renvatten, 2 h, 25°C	Porvatteninnehåll	
2 1 M NH ₄ Ac, 5 h, 90°C	Jonbytesbart och karbonater	Sänkt pH
3 0,043 M NH ₂ OH-HCl i 25% HAc, 5 h, 90°C	Reducerbart	Sänkt redox (höjt vattenstånd alternativt syrefria förhållanden)
4 30% H ₂ O ₂	Oxiderbart	Fri tillgång till syre för vittring

Den använda lakningen utfördes genom att ungefär 1 gram material vägdes in inför varje lakning och 20 ml lakvätska tillsattes. Efter lakningen centrifugerades proverna (20 000 g) i 30 minuter. Vätskan analyserades sedan med avseende på spårelementinnehåll med hjälp av ICP-MS. Elektrisk konduktivitet och pH analyserades också i suspensioner av sedimenten.

3.5 Blandningsförsök

I ett försök att tolka de omfördelningsprocesser som pågår i och runt deponin genomfördes två blandningsförsök där olika typer av grundvatten blandades i olika proportioner. I blandningsförsök A blandades grundvatten 2 och 3 och i blandningsförsök B blandades grundvatten 3 och 4. Varje blandningsförsök bestod av 25 prover där grundvatten 3 (basiskt) varierade från 0 till 100%. Varje blandningsförsök jämviktades under skakning i en vecka innan proverna filtrerades varefter pH och spårelement analyserades.

3.6 Analyser

3.6.1 Kemiska analyser

Vid ankomst till laboratoriet surgjordes vattenproverna för metallanalys med ultraren salpetersyra (Merck) till en slutkoncentration av 2%. Prov för övriga analyser förvarades mörkt och svalt innan analys.

pH och elektrisk konduktivitet mättes med kombinationselektrod och elektrod (CDM 210, Radiometer). Kalibrering av pH utfördes inför varje mätning vid pH 4 och 7.

Alkalinitet bestämdes genom ändpunktstitrering till pH 5,4 med 0,02 M saltsyra under konstant bubbling med kvävgas. Den använda utrustningen var en ABU93 Triburette ansluten till en TIM900 Titration Manager (Radiometer) och en fristående dator med programvaran TimTalk 9.

Anjonerna sulfat, klorid, fluorid och nitrat analyserades med hjälp av kapillärzonelektrofores. Den använda utrustningen var en Agilent ^{3D}CE och bufferten bestod av 5 mM kromat vid pH 8 med 0,5 mM tetradecyltrimetylammoniumbromid (TTAB) för att vända det elektroosmotiska flödet [19][20]. Injektionen gjordes hydrostatiskt vid 10 mbar i 30 sekunder. Innan analysen filtrerades proverna genom 0,40 µm polykarbonatfilter.

Totalt löst kol (TC), oorganiskt kol (IC) och totalt organiskt kol (TOC) analyserades enligt svensk standard [21] med en Shimadzu TOC-V CPH Total Organic Carbon Analyzer där bildad koldioxid detekteras med infrarött ljus.

Absorbansen mättes spektrofotometriskt i vattenlösningar i våglängdsintervallet 190 till 1100 nm (Agilent 8453).

Torrhalten i markprover analyserades genom att upphetta proverna till 105 °C i 24 timmar i en varmluftsugn. Viktskillnaden hänfördes till avdrivet vatten. Organhalten i jorden approximerades till den viktsförlust som uppstod vid inaskning (glödförlust, LOI) vid 550 °C i 6 timmar. Analyserna utfördes enligt svensk standard [22].

Elektrisk konduktivitet och pH i markproverna mättes i vatten som under 24 timmar skakats med provmaterial (L/S 2) och därefter centrifugerats. Proverna lakades därefter ytterligare en gång vid L/S 8. Även i dessa lösningar mättes pH och konduktivitet.

Mätning av elektrisk konduktivitet och pH gjordes med elektrod (CDM 210, Radiometer, Copenhagen) respektive kombinationselektrod i enlighet med Svensk standard [23].

Syralakbar halt av grundämnen i fasta prover bestämdes genom att först uppsluta proverna i koncentrerad salpetersyra (0,3 g jord till 10 ml salpetersyra) med hjälp av en sluten mikrovågsugn (MARS 5, CEM). Därefter späddes proverna och fick sedimentera ett par dagar innan analys med ICP-MS.

Alla vatten samt lösningar från syrauppslutning och lakningar analyserades med avseende på grundämnen (Li, Be, Na, Mg, Al, K, Ca, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Rb, Sr, Mo, Ag, Cd, Ba, Tl, Pb, Bi och U) med en ICP-MS (Agilent 4500). Extern kalibrering användes med ^{103}Rh som internstandard. Kvalitetslösningar kalibrerade mot certifierade referensvatten användes för att kvalitetssäkra analysresultaten. Översiktlig analys gjordes också av följande grundämnen: B, Si, Sc, Ti, Ga, Ge, Br, Y, Zr, Nb, Ru, Pd, In, Sn, Sb, Te, I, Cs, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu, Hf, Ta, W, Re, Os, Ir, Pt, Au, Hg och Th.

Försök gjordes att analysera organiska syror med hjälp av kapillärzoneelektrofores [24]. Instrumentet var en Agilent $^{3\text{D}}$ CE. Proverna injicerades hydrodynamiskt och detektion skedde genom indirekt UV detektion vid 254 nm.

Analys av polycykliska aromatiska kolväten skedde med hjälp av en gaskromatograf med en masspektrometer som detektor (Agilent 6890/5973) efter det att proverna extraherats med toluen i en Soxhlet i 24 h. För kvantifiering användes internstandard-metodik med deutererade standarder.

3.6.2 Toxicitetstester

För analys av toxiska effekter har känsliga biologiska testsystem använts. Fördelen med detta är att dessa metoder ger ett mått på den totala toxiska effekten av alla i provet förekommande dioxinlika ämnen. I samlingsnamnet dioxinlika ämnen innefattas klorerade och bromerade dioxiner, dibenzofuraner och naftalener, samt PCB och polycykliska aromatiska kolväten. De metoder som använts är chickembryoliver cell assays for dioxins (CELCAD) och dioxin responsive chemical activated luciferase gene expression assay (DR CALUX). Genom att använda olika uppreningstekniker innan analys kan andelen svårnedbrytbara ämnen med dioxinlika aktivitet urskiljas ur den totala dioxinlika aktiviteten.

3.7 Specieringsberäkningar

Specieringsberäkningar utfördes på grund- och ytvatten för att skapa en bild av vilka fasta faser som kan förekomma. Beräkningarna utfördes med hjälp av beräkningsprogrammet PHREEQC-2 [25] och MINTEQ-databasen [26]. Beräkningsmässig behandlingen av det organiska kolet som stark komplexbildare till element beskrivs utförligare i [27]. Grad av mättnad för fasta faser uttrycks som mättnadsindex (logaritmen av jonaktiviteten över löslighetsprodukten). Jämvikt anses råda i intervallet -0,5 till 0,5 för mättnadsindex (SI).

3.8 Multivariata beräkningar

I ett försök att utreda källan för de olika spårelementen fördes den insamlade datan (främst elementhalter) samman till ett antal olika matriser (lakdata avfall (L/S 10), grundvatten och ytvatten) som fördes in i den kemometriska programvaran *The Unscrambler* (Camo ASA, Norway). Matriserna för yt- och grundvatten inbegriper samtliga provtagningspunkter och samtliga provtagningsstillfällen. Till samtliga matriserna lades också pH, elektrisk konduktivitet, alkalinitet, klorid, sulfat och organiskt material till. Då de flesta kemiska samband är logaritmiska transformerades halterna till sin logaritmiska form innan de multivariata beräkningarna genomfördes. pH-värdena logaritmerades dock inte. Principalkomponentanalys (PCA) genomfördes för samtliga matriser för att studera samvariationer mellan olika kemiska parametrarna och för att se om det fanns några gemensamma mönster. All data var autoskalad innan PCA-beräkningarna för att alla parametrar skulle ha samma påverkan på modellen. Resultaten validerades genom så kallad "leave-one-out" korsvalidering.

4 Resultat och diskussion

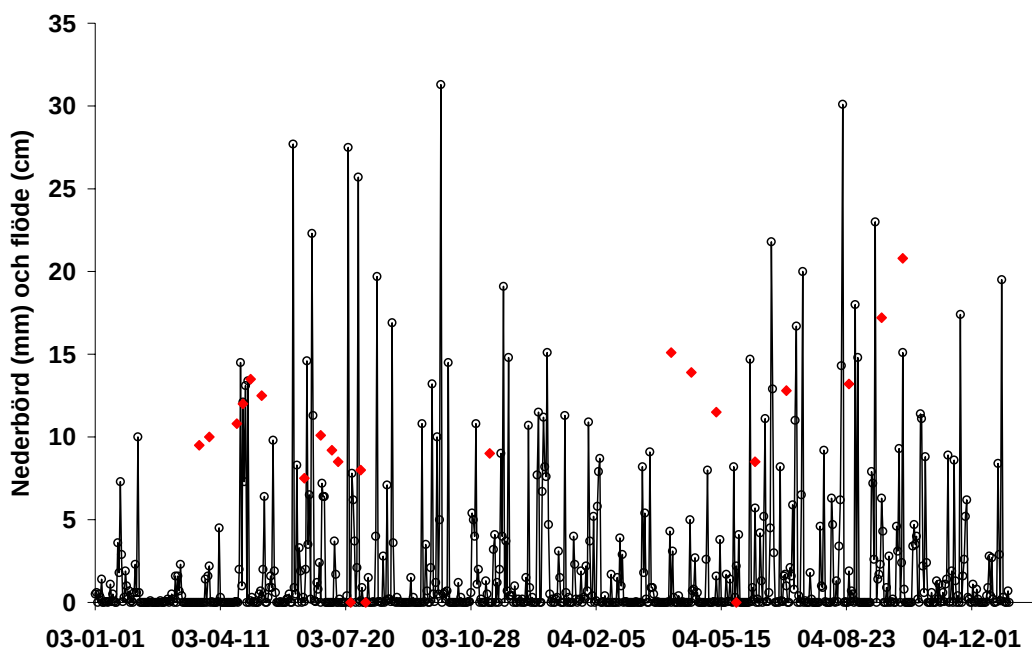
4.1 Geohydrologisk undersökning

4.1.1 Geologi

Enligt SGU:s geologiska kartblad utgörs jordlagren under deponin av torv. Skruvborrningarna visade dock att det under torven förekommer tunna lerlager som överlagrar morän. Området kring deponin utgörs i huvudsak av morän.

4.1.2 Hydrologi

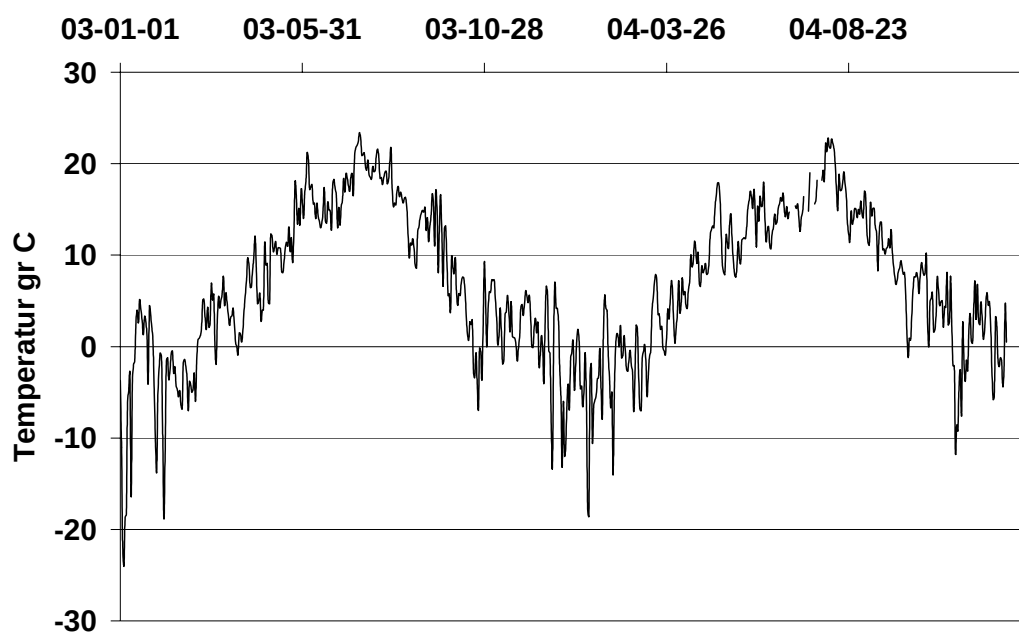
I Figur 8 återfinns den uppmätta nederbörden för Ervalla under försöksperioden. Den genomsnittliga nederbörden var för 2003 776 mm och för 2004 783 mm. I Figur 9 återfinns medeldygnstemperaturen för motsvarande period. Den årliga medeltemperaturen var för 2003 6,79°C och för 2004 6,51°C. Genom att beräkna den genomsnittliga evapotranspirationen med Tamms formel ($E=221,5+26,5 \cdot T$) kan den effektiva nederbörden beräknas. Evapotranspirationen beräknades till 401 respektive 394 mm för 2003 och 2004. Därmed blir den effektiva nederbörden 375 respektive 389 mm för 2003 och 2004.



Figur 8. Uppmätt nederbörd (mm) och relativt flöde(cm) i provpunkt 8 (röd symbol) under 2003 och 2004.

Figure 8. Measured precipitation (mm) and relative discharge (cm) at surface water sample point 8 (red symbol) during 2003 and 2004.

En bedömning av deponins tillrinningsområde redovisas i Bilaga A. Området omfattar en yta av ca 14 ha. Därmed kan den samlade yt- och grundvattenavrinningen inom tillrinningsområdet beräknas till ca 56 000 m³/år. Deponin omges av ett dike som leder ytvatten och uttryckande mark- och lakvatten. Från en lågpunkt öster om deponin rinner diket ut i ett skogsdiksystem (provpunkt 8) som rinner vidare österut. Regionalt avvattnas området söderut mot Dyltaån och vidare österut mot sjön Väringen.



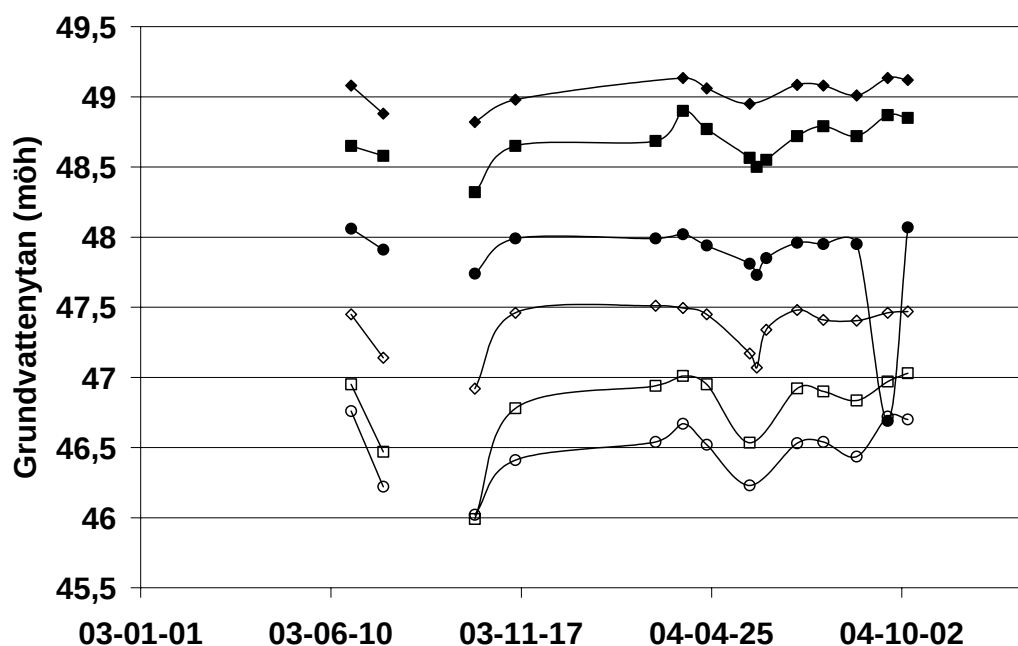
Figur 9. Dygnsmedeltemperaturen (°C) för Ervalla under 2003 och 2004.

Figure 9. The daily average temperature (°C) for Ervalla during 2003 and 2004.

4.1.3 Grundvatten

Den största delen av deponin utgörs av ett inströmningsområde. Utströmning av grundvatten kan eventuellt ske vid deponins östra del eller längre österut längs diket.

Grundvattnets yta i området är belägen 0,2-1,3 m under markytan. I mars 2003 var grundvattenytan 0,5-1 m högre än i september 2003. Grundvattnets trycknivåer visar att den generella strömningsriktningen av grundvattnet i området är från väster mot öster.



Figur 10. Grundvattenytans höjd över havet i de olika grundvattenrören. Rb0301 (♦), Rb0302 (■), Rb0303 (●), Rb0304 (◈), Rb0305 (◻) och Rb0306 (◉).

Figure 10. The groundwater table (masl) in the different groundwater wells. Rb0301 (♦), Rb0302 (■), Rb0303 (●), Rb0304 (◈), Rb0305 (◻) and Rb0306 (◉).

Grundvattennivåerna i Figur 10 ska jämföras med nivåerna för dikesbotten som är +48,5 och +47,3 möh väster respektive öster (i närheten av provpunkt 8) om deponin. Vid en grov jämförelse syns också att låga grundvattennivåer (Figur 10) sammanfaller med låga flöden (Figur 8) vilket är att förvänta.

4.1.4 Vattenbalans – lakvatten

Under perioder med höga grundvatten är grundvattenytan belägen över nivån på det dike som omger deponin. Vid dessa tillfällen når tillrinnande grundvatten inte deponin utan avleds i diket. Vid lägre grundvattennivåer är grundvattenytan belägen på ungefär samma nivå som, eller strax under, dikets nivå. Detta kan medföra att tillrinnande grundvatten kan passera under diket. Därför kan det inte uteslutas att grundvatten passerar genom deponin.

Huvuddelen av lakvattenbildningen bedöms ske genom den nederbörd som faller på deponin och infiltrerar täcksiktet. Deponin är till stor del flack, men eftersom permeabilitetstesten som genomförts på täcksiktet indikerar att detta är mycket tätt ($2,6 \cdot 10^{-10} - 5,2 \cdot 10^{-10}$), uppskattas att endast 10-20% av den effektiva nederbörden bidrar till lakvattenbildningen. Detta motsvarar 40-80 l/m²/år. Över hela deponins yta motsvarar detta en årlig lakvattenproduktion på 400-900 m³, vilket kan jämföras med områdets samlade yt- och grundvattenavrinning på 56 000 m³. Volymen vatten från deponin ut från området torde därmed endast vara i storleksordningen 1-2% av den totala vattenvolymen.

4.2 Täckmaterial och avfall

Det var svårt att okulärt urskilja någon skillnad mellan vegetationsetableringsskiktet (ask/slam lagret) och det underliggande asklagret vid skruvborrningen. Inte heller de kemiska analyserna ger någon klar bild av var gränsen mellan de olika lagren går (Tabell 5). Det går dock att tydligt urskilja en pH-förändring från pH 12 till 7 vid ca 150 cm vid punkt 1, 2, 4 och 6. Vid provpunkt 3 har dock de översta 150 cm ett lägre pH och ett högre LOI-värde, vilket skulle kunna tyda på att de översta lagret här till största delen består av slam. Högst elektrisk konduktivitet uppmättes i proverna från punkterna 1 och 2, vilka

Tabell 5. Provtagningsprotokoll för skruvborrning samt glödförlust (LOI), torrsustans (TS), pH och elektrisk konduktivitet (EC).

Table 5. Sampling protocol for drilling, loss-on-ignition (LOI), pH and electrical conductivity (EC).

Provnr	Punkt	Nivå (cm)	Kommentar	LOI	TS	pH L/S 2	EC (µS/cm) L/S 2
B11	1	0-50	Täckmaterial	11%	56%	12,1	7 960
B12	1	50-100	"	11%	62%	12,9	11 200
B13	1	100-150	"	15%	45%	12,9	11 600
B14	1	150-170	Torv	25%	50%	7,2	3 880
B15	1	170-190	Lerigt	5%	74%	5,2	1 940
B21	2	0-50	Täckmaterial	10%	63%	12,4	7 010
B22	2	50-100	"	10%	61%	12,6	9 680
B23	2	100-150	"	12%	60%	12,5	8 110
B24	2	150-200	Anaerobt	16%	58%	7,6	4 970
B25	2	200-250	Blött	7%	57%	4,2	1 600
B26	2	250-300	Vatten, järn, grövre	3%	71%	9,2	2 500
B27	2	300-350	Lerigt	8%	60%	11,5	1 980
B28	2	350-400	"	12%	61%	11,6	2 850
B29	2	400-450	"	10%	50%	9,8	3 770
B31	3	0-50	Täckmaterial	27%	52%	7,8	4 030
B32	3	50-100	"	26%	47%	9,4	4 500
B33	3	100-150	"	22%	48%	7,7	7 630
B34	3	150-200	"	11%	59%	11,2	3 020
B35	3	200-250	" rödare	9%	52%	11,7	3 990
B36	3	250-300	Lerigt med röda inslag	14%	71%	4,4	4 590
B37	3	300-350	Torv	36%	39%	6,3	4 490
B38	3	350-400	Lerigt	9%	53%	5,1	2 530
B39	3	400-420	"	3%	69%	4,1	2 070
B41	4	0-50	Täckmaterial	9%	44%	12,0	3 730
B42	4	50-100	"	10%	56%	12,4	8 870
B43	4	100-150	"	10%	50%	12,6	9 720
B44	4	150-170	Torv	44%	25%	6,1	3 120
B45	4	170-210	Torv, lite järn	6%	72%	6,3	2 490

Forts Tabell 5

Provnr	Punkt	Nivå (cm)	Kommentar	LOI	TS	pH L/S 2	EC (µS/cm) L/S 2
B46	4	210-260	Grus, järn, lerigt	5%	71%	6,7	2 390
B51	5	0-60	Täckmaterial, 60 cm hårt	13%	56%	11,9	3 710
B52	5	60-100	" finare o torrare	9%	63%	12,2	5 580
B53	5	100-150	"	8%	68%	12,3	7 030
B54	5	150-180	"	10%	58%	11,5	3 540
B55	5	180-250	Gruvsand	8%	75%	6,3	4 270
B56	5	250-300	Torv	26%	28%	5,0	3 450
B57	5	300-380	Lera/morän	4%	68%	5,8	3 010
B61	6	0-50	Täckmaterial	16%	53%	7,8	2 880
B62	6	50-100	"	8%	65%	10,3	1 540
B63	6	100-150	", ngt ljusare o grövre	10%	59%	11,8	1 970
B64	6	160-170	Gruvsand	4%	75%	7,4	2 880
B65	6	170-180	Gruvsand	2%	74%	4,5	2 800
B66	6	180-250	Lerigt	9%	77%	6,7	3 140
B67	6	250-300	Torv	71%	24%	5,4	3 080
Ytliga markprover utanför det täckta området:							
1	Mark NV om deponin		Troligen gruvsand	4%	85%	3,0	498
2	Mark NV om deponin		Troligen gruvsand	3%	80%	3,1	421
3	Mark NV om deponin		Troligen gruvsand	2%	78%	2,6	1 010
4	Mark norr om punkt 1		Troligen gruvsand	5%	93%	3,3	568

ligger på den del av deponin som täcktes sist. Detta skulle kunna tolkas som att täcksiktet inte är tätt och lakvatten har perkolerat genom askan och lakat ut lösliga komponenter vid punkterna med äldre täckmaterial.

Ytan av deponin är ca 1,1 ha och mäktigheten av den totala mängden täckmaterial (aska och slam) uppgår till 1,5 – 2 m. Därmed kan mängden täckmaterial beräknas till ca 20 000 m³.

Den totala mängden gruvavfall är svår att uppskatta då det ligger gruvavfall även utanför det täckta området (Figur 11). Området som täcktes bestod av ett dött område med gulröd sand och tjockleken på gruvsand i detta område har uppskattats till 0,2-0,4 m. Detta medför att volymen gruvavfall uppskattas till 2 200 – 4 400 m³.



Figur 11. Illustration över det material som fortfarande finns kvar utanför deponiområdet (foto från området kring provpunkt 4b).

Figure 11. Illustration over the material still left outside the deposit (photograph from the area around sampling point 4b).

4.3 Organiska ämnen i aska och slam

4.3.1 Polycykliska aromatiska kolväten

Aska från Sydkraft MälarVärme AB som ej har lagts på deponin har analyserats med avseende på polycykliska aromatiska kolväten (PAH). Askans innehåll av polycykliska aromatiska kolväten var mycket låg. Den totala halten av de 16 PAHer som naturvårdsverket har prioriterat för hälsostudier var 140 µg/kg. Inga cancerogena PAH identifierades. I det slam som använts till den största delen av täckningen uppgår halten av de cancerogena polycykliska kolvätena benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(a)pyren, benso(ghi)perylene och indeno(1,2,3-cd)pyren till 0,44 mg/kg. För de 16 PAHerna har naturvårdsverket angivit generella riktvärden för förorenad mark, för känslig markanvändning är riktvärdet 0,3 mg/kg för cancerogena PAH och 20 mg/kg för övriga PAH.

4.3.2 Toxicitet

Den totala dioxinlika aktiviteten i rötslammet var 13 bio-TEQs pg/g TS. Mängden svårnedbrytbara ämnen med dioxinlik aktivitet uppgick till 8 bio-TEQs pg/g. Jämfört med andra reningsverk i Sverige är detta låga värdet [28]. I askan uppmättes en total dioxinlik aktivitet på 56 bio-TEQs pg/g och aktiviteten för de svårnedbrytbara ämnena uppmättes till 35 bio-TEQs pg/g. Detta är också låga värden jämfört med andra askor [29].

På grund av de låga värden på toxiciteten i både slammet och askan ansågs det inte nödvändigt att göra några kompletterande kemiska analyser för bromerade och klorerade ämnen i aska, slam eller vatten. Dessutom har ämnena en mycket låg vattenlöslighet och binds hårt till askan [30].

4.4 Syralakbara halter för grundämnena i deponin

Generellt kan det noteras att vid en första granskning av de syralakbara halterna för spårelementen (Tabell 6) visar det sig att de flesta högsta halterna (en provpunkt i taget) befinner sig i de översta 1-2 m av provpropparna. Om man exempelvis tittar på krom och arsenik finns alla de högsta värdena i respektive provpunkt i de översta metrarna. De högsta halterna av exempelvis nickel och zink återfinns dock på den nivå som gruvavfallet förväntas befinna sig på. Gruvavfall indikeras tydligast i skruvborrpunkterna B3, B5 och B6 på djupen 180-300 cm. Resultaten tyder på att de syralakbara halterna av spårelement i gruvavfallet inte med säkerhet kunde skiljas från de syralakbara halterna av spårelement i askan och rötslammet.

Tabell 6. Syralakbara halter för utvalda grundämnena i täckmaterialet (mg/kg TS).

Table 6. Acid leachable concentrations for selected elements in the material used for covering (mg/kg dry substance).

Prov	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Mo	Cd	Ba	Pb
B11	58,5	35,1	117	322	55,5	9,65	3,51	438	90,6
B12	67,9	30,9	105	401	58,6	9,26	3,39	648	80,2
B13	63,6	33,2	105	359	52,5	12,4	3,32	525	63,6
B14	21,0	5,68	59,3	54,4	29,7	3,46	0,69	168	49,4
B15	20,0	6,18	14,3	43,3	52,3	0,67	0,00	119	24,7
B21	120	40,9	194	767	74,1	9,71	6,13	741	158
B22	85,3	41,6	171	517	96,0	12,8	4,37	586	133
B23	100	50,5	174	579	94,7	14,2	5,79	631	111
B24	20,8	7,92	62,9	131	38,3	27,3	0,82	191	79,2
B25	29,8	8,27	14,5	41,4	39,7	0,99	0,00	236	26,9
B26	14,3	11,4	24,5	54,9	40,3	1,43	0,99	154	28,2
B27	48,2	24,7	74,6	287	74,6	5,68	1,95	430	68,9
B28	58,8	26,9	79,8	303	63,0	6,72	2,65	370	67,2
B29	43,5	20,6	58,8	206	83,9	6,64	1,60	466	64,9

Prov	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Mo	Cd	Ba	Pb
B31	54,6	26,5	205	519	46,4	7,65	2,73	492	101
B32	79,4	27,2	184	567	52,2	5,67	3,63	522	141
B33	78,4	31,4	178	575	52,3	5,49	3,40	497	144
B34	78,7	45,1	165	429	100	12,2	4,87	716	107
B35	104	40,9	233	913	81,9	13,2	8,50	693	148
B36	7,56	2,61	41,6	49,2	45,4	5,29	0,00	155	79,4
B37	46,2	30,8	150	1030	39,6	3,30	5,50	264	77,1
B38	56,0	21,5	21,2	146	34,2	0,78	0,75	230	31,1
B39	31,4	16,4	17,3	97,5	31,4	0,60	0,82	226	22,6
B41	65,3	36,8	142	344	101	8,31	6,53	593	77,1
B42	71,8	34,0	137	339	84,9	11,1	5,42	718	71,8
B43	70,0	30,4	149	334	54,8	11,9	3,96	517	66,9
B44	34,9	24,0	262	480	30,5	5,01	5,23	194	89,4
B45	16,0	5,66	29,5	49,2	27,1	1,06	0,49	78,7	29,5
B46	16,6	7,26	28,4	60,5	36,3	0,76	0,00	142	30,2
B51	84,3	33,1	123	622	104	9,08	6,42	843	156
B52	62,0	36,6	99,2	316	80,6	11,2	4,22	620	93,0
B53	65,5	34,6	112	374	70,2	13,1	5,15	748	79,5
B54	52,7	40,1	118	276	50,1	27,6	2,76	602	62,7
B55	16,3	347	155	4340	43,4	5,42	5,06	134	101
B56	34,7	132	115	2010	38,2	2,64	1,42	229	69,4
B57	26,8	10,3	22,5	110	51,2	2,13	0,00	150	38,6
B61	66,4	33,2	181	498	98,1	9,06	3,62	604	75,5
B62	67,6	36,9	105	369	49,2	7,38	4,30	553	64,6
B63	50,9	37,0	116	277	48,6	16,0	4,16	532	62,4
B64	23,9	17,9	54,0	176	36,9	7,67	1,45	284	65,3
B65	8,57	3,71	51,4	57,1	31,4	7,71	0,51	131	54,3
B66	18,9	114	167	2110	52,8	9,23	5,72	136	154
1	5,74	5,74	16,4	71,8	34,4	4,59	0,00	94,7	121
2	5,05	3,93	12,6	64,5	33,7	3,37	0,00	84,2	95,4
3	6,53	3,98	13,4	116	39,8	6,25	0,60	90,9	56,8
4	6,03	3,52	30,2	108	40,2	4,78	0,00	77,9	95,5

4.5 Lakning från deponimaterialet

4.5.1 Spårelement

En sammanfattande bild av resultaten från lakförsöken redovisas i Tabell 7. En redovisning av alla grundämnen analyserade i laklösningarna redovisas i den första delrapporten [14]. När värdena i Tabell 7 jämförs med EUs gränsvärden för utlakning som gäller för avfall som kan tas emot vid deponier överskrider halterna när det gäller selen och molybden i många prover från täckmaterialet. Att halterna för selen och molybden överskrider får inte anses förvånande då bägge är anjoniska och pH är relativt högt. I några prover överskrider också halterna för nickel och koppar. I ett fåtal prover överskrider även halterna för krom. De höga halterna av nickel och zink som återfinns i proverna B55, B56 och B66 härrör med största sannolikhet från gruvsand.

Tabell 7. Erhållna halter av de metaller (mg/kg TS) som ingår i EUs kriterier för deponering av avfall (L/S 2).

Table 7. Levels of the metals (mg/kg dry substance) included in the EC criteria for the acceptance of waste at landfills (L/S 2).

Prov	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Se	Mo	Cd	Ba	Pb
B11	0,44	0,01	0,11	0,04	0,07	0,46	1,35	0,00	0,33	0,01
B12	0,43	0,03	0,28	0,06	0,06	0,37	0,40	0,00	0,60	0,01
B13	0,11	0,03	0,12	0,41	0,07	0,22	0,19	0,00	2,69	0,10
B14	0,00	0,02	0,07	0,03	0,02	0,07	0,00	0,00	0,21	0,01
B15	0,00	0,02	0,02	0,22	0,01	0,03	0,00	0,00	0,22	0,00
B21	0,51	0,01	0,24	0,22	0,04	0,11	0,75	0,00	0,59	0,06
B22	0,63	0,02	0,36	0,14	0,04	0,19	1,48	0,00	0,32	0,04
B23	0,48	0,00	0,69	0,13	0,00	0,15	1,82	0,00	0,59	0,00
B24	0,01	0,04	0,08	0,04	0,03	0,10	0,07	0,00	0,26	0,02
B25	0,00	0,07	0,06	0,57	0,01	0,06	0,01	0,00	0,23	0,03
B26	0,00	0,02	0,07	0,03	0,02	0,05	0,23	0,00	0,16	0,01
B27	0,03	0,11	1,12	0,06	0,03	0,12	0,51	0,00	0,53	0,00
B28	0,03	0,15	2,07	0,11	0,03	0,10	0,90	0,00	0,44	0,01
B29	0,01	0,06	0,52	0,04	0,07	0,13	1,73	0,00	0,25	0,03
B31	0,00	0,17	0,29	0,07	0,04	0,18	1,04	0,00	0,25	0,00
B32	0,09	0,26	1,83	0,09	0,29	0,29	0,72	0,00	0,27	0,01
B33	0,01	0,35	0,84	0,33	0,60	0,16	1,89	0,00	0,44	0,03
B34	0,03	0,37	6,23	0,07	0,07	0,09	1,77	0,00	0,27	0,01
B35	0,08	0,39	5,67	0,19	0,05	0,10	2,46	0,00	0,45	0,03
B36	0,00	0,20	0,16	1,58	0,01	0,05	0,00	0,05	0,23	0,04
B37	0,00	0,08	0,05	1,09	0,04	0,11	0,10	0,00	0,49	0,01
B38	0,00	0,10	0,03	4,06	0,02	0,06	0,00	0,02	0,29	0,01
B39	0,00	0,14	0,06	2,30	0,01	0,04	0,00	0,02	0,22	0,01
B41	0,02	0,02	0,44	0,15	0,02	0,10	0,79	0,00	0,38	0,01
B42	0,34	0,00	0,03	0,18	0,04	0,17	1,66	0,00	0,58	0,01
B43	0,38	0,00	0,03	0,18	0,06	0,29	4,76	0,00	0,46	0,02
B44	0,06	0,15	0,50	1,92	0,05	0,11	0,03	0,02	1,15	0,38
B45	0,00	0,01	0,04	0,07	0,01	0,03	0,00	0,00	0,27	0,00
B46	0,00	0,02	0,05	0,07	0,01	0,03	0,00	0,00	0,23	0,01
B51	0,13	0,56	5,59	0,24	0,07	0,14	1,27	0,00	1,26	0,05
B52	0,09	0,28	3,28	0,17	0,06	0,14	1,40	0,00	0,62	0,03
B53	0,10	0,24	3,91	0,09	0,05	0,12	2,08	0,00	0,29	0,01
B54	0,05	0,15	1,43	0,06	0,05	0,11	1,55	0,00	0,35	0,01
B55	0,00	41,80	0,02	102,07	0,03	0,04	0,01	0,00	0,14	0,03
B56	0,00	5,25	0,04	160,30	0,05	0,19	0,00	0,01	0,41	0,06
B57	0,00	0,71	0,01	4,08	0,02	0,06	0,01	0,00	0,29	0,00

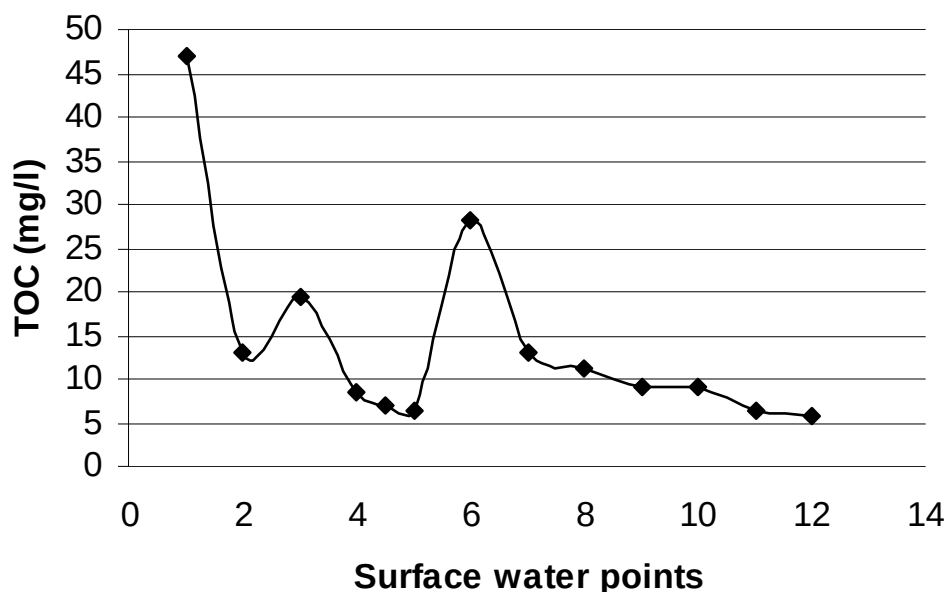
Prov	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Se	Mo	Cd	Ba	Pb
B61	0,00	0,12	0,16	0,05	0,01	0,09	0,80	0,00	0,20	0,00
B62	0,04	0,03	0,05	0,04	0,01	0,03	0,57	0,00	0,32	0,00
B63	0,05	0,03	0,14	0,06	0,01	0,04	0,59	0,00	0,31	0,00
B64	0,00	0,07	0,04	0,08	0,01	0,05	0,02	0,00	0,29	0,02
B65	0,03	0,23	0,14	0,74	0,04	0,06	0,03	0,02	0,38	0,48
B66	0,00	26,07	0,01	34,42	0,01	0,03	0,02	0,00	0,19	0,09
B67	0,00	0,14	0,03	1,61	0,03	0,09	0,01	0,00	0,31	0,01
1	0,00	0,00	0,01	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,27
2	0,00	0,00	0,02	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,67
3	0,00	0,00	0,03	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	1,46
4	0,00	0,00	0,01	0,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,04

Kursiv, halten överstiger gränsvärden för inert avfall

Fet, halten överstiger gränsvärdet för icke-farligt avfall

4.5.2 Organiskt material

Analyserna av totalhalten organiskt kol i de olika provpunkterna i både yt- och grundvatten visar på ett tydligt läckage av organiskt material från täckskiktet (Figur 12) även om de får anses vara lågt i jämförelse med andra deponier konstruerade på liknande sätt [31]. De högsta halterna organiskt kol återfinns i provpunkterna 1 och 6 som är de punkter som har ett tydligast påslag av vatten med karaktär av täckskiktet. Korrelationen (r^2) gentemot exempelvis pH och klorid är 0,63 respektive 0,73. Det bedöms dock inte sannolikt att den organiska poolen i täckskiktet kommer att tvättas ur under något överskådligt tidsperspektiv vilket var vad Hallberg et al. [31] fann.



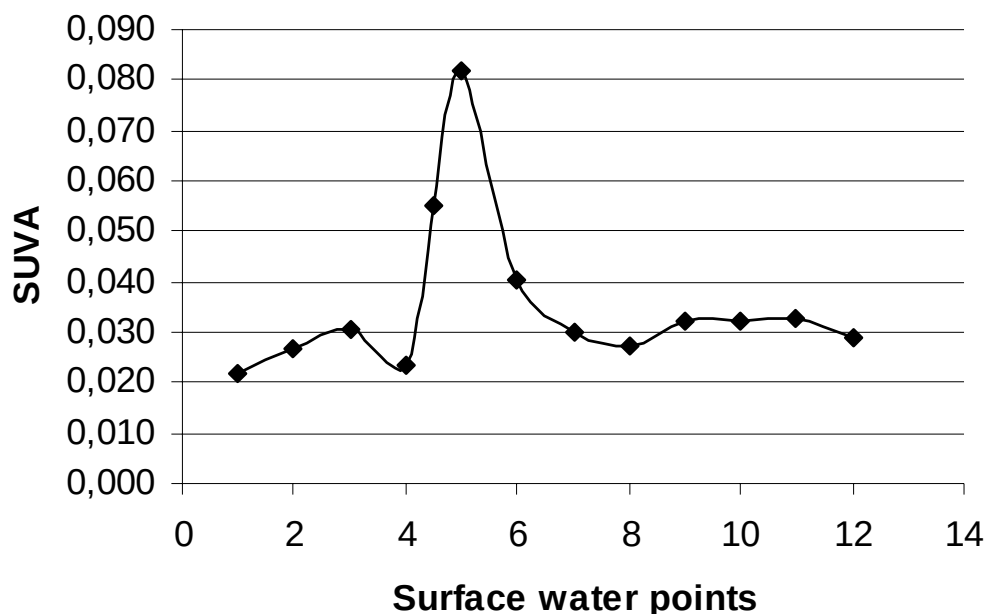
Figur 12. Medelvärden för TOC-halten i ytvattenprover under åren 2003-2004.

Figure 12. Mean value for the TOC concentration in surface waters during 2003-2004.

Ett försök gjordes också att mäta halten organiska syror i laklösningar. Tyvärr visade det sig att kapillärelektrofores inte lämpade sig för att mäta organiska syror i denna typ av lösningar. Förmodligen var det den mycket höga salthalten i proverna som påverkade analysen negativt. I laklösningar från aska detekterades dock oxalsyra, malonsyra, bärnstensyra, glutarsyra, adipinsyra och eventuellt fumarsyra. Lakade mängder uppskattades till 1-50 mg/kg.

En alternativ metod som används för att mäta vattenkvalitet med avseende på organiskt material är den specifika absorbansen vid 254 nm (SUVA). Detta görs genom att dividera absorbansen vid 254 nm med mängden löst organiskt kol (mg/l). Detta värde är proportionellt mot aromaticiteten (dvs innehållet av aromatiska grupper) på det lösta organiska kolet. Ett lägre värde tyder på en större mängd hydrofilt organiskt material relativt det hydrofoba organiska materialet. I Figur 13 ses ett diagram för den specifika UV absorbansen i de olika ytvattenproverna. Proverna från punkt 4b (punkt 4,5 i diagrammet), 5 och 6 har ett SUVA-värde som är klart högre än övriga värden. Detta tyder på att det förekommer mycket högmolekylärt material i dessa prover, vilket inte är förvånansvärt då det ligger en mosse strax norr om deponin. Noteras bör också att punkt 1-3 har ett lägre SUVA-värde. Detta tyder på att det finns en större andel lågmolekylärt material i dessa vattenprover jämfört med de övriga proverna. Eftersom även pH i dessa prover är högre kan det ha skett en basisk hydrolys av det organiska materialet vilket medfört en ökning av andelen lågmolekylärt material. Denna hypotes bekräftas av tidigare studier med askor och cellulosainnehållande material [32]. Det kan också betyda att det lågmolekylära organiska materialet härrör från täckskiktet då ett högre pH

indikerar en högre andel av vatten som varit i kontakt med askan. Resultatet från mätningar av SUVA i laklösningarna från skakförsöken gav ett genomsnittligt värde om 0,016 för de prover som helt säkert bestod av täckningsmaterial. Detta värde överensstämmer väl med de provpunkter som misstänks vara påverkade av vatten som varit i kontakt med täckningsmaterialet. Beräkning av SUVA kan alltså vara ett bra verktyg för att karakterisera det organiska materialet i lakvattnet från deponin för att studera nedbrytning av organiskt material i deponin.



Figur 13. Medelvärden för specifik UV-absorbans (SUVA) i ytvattenprover under åren 2003-2004.

Figure 13. Mean value for the specific UV absorbance (SUVA) in surface waters during 2003-2004.

4.6 Sediment

Sedimentproverna togs i det omgivande diket vid provpunkterna för ytvattenprovtagning [16][17]. Proverna har samma märkning som ytvattnen förutom Åsen som är ett vittrat avfall som finns utanför deponin mellan provpunkt 6 och 7. Provpunkt 5,5 är belägen mellan provpunkt 5 och 6. Resultat för elektrisk konduktivitet, pH, torrsubstans och glödförlust redovisas i Tabell 8. Se också bilaga E för en specialstudie om olika lager i sedimenten.

Tabell 8. Elektrisk konduktivitet, pH, torrsubstans (TS) och glödförlust (LOI) i sedimentprover.

Table 8. Electric conductivity, pH, dry substance (TS) and loss-on-ignition (LOI) in sediment samples.

Provpunkt	El. konduktivitet ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH	TS (%)	LOI (%)
1	761	7,20	11	34
3	352	6,73	21	18
5.5	342	3,45	21	34
6	962	4,18	13	39
7	333	4,23	31	24
8	174	4,67	49	9,5
9	121	4,01	31	36
Åsen	1 970	3,61	88	1,7

Halterna i sedimenten tyder på högre halter i provpunkt 6 jämfört med provpunkter uppströms respektive nedströms. Detta tyder på att det trycker ut lakvatten vid deponifoten strax uppströms provpunkt 6, vilket också återspeglas i ytvattenresultaten. Generellt är dock totalhalterna av spårelementen i sedimenten låga. Det märkliga är också att de lägsta totalhalterna återfinns i Åsen som består av vittrat gruvavfall med tämligen lågt pH. Detta material kan dock redan vara färdiglakat vilket antyds i de syralakbara halterna och i de lakbara andelarna.

Generella slutsatser utifrån sedimentlakningarna är att de flesta element vid de flesta provpunkter verkar mobiliseras lättast vid sänkt redoxpotential. Detta tyder på att elementen förmodligen är associerade till en oordnad järn- och mangan(hydr)oxid som fungerar som adsorbent. Detta är inte orimligt eftersom systemet innehåller relativt mycket järn och mangan i lösning, men detta betyder också att det finns en risk att spårelementen mobiliseras när vattennivån återigen stiger i diket under hösten och vintern vilket gör att det kan finnas en stor pool lättillgängliga spårelement när snösmältningen börjar.

Några mer specifika observationer kan dock göras, även om de bör studeras vid ytterligare tillfällen för att få en säkrare tolkning. De anjoniska elementen arsenik, selen och molybden har signifikant högre halter i provpunkterna 1 och 6 vilket tyder på ett påslag från deponimaterialet. De typiskt katjoniska elementen (nickel, koppar, zink och bly) har visserligen ingen tydlig haltfördelning i sedimenten men det visar sig dock att dessa element är mycket starkt associerade till reducerbara faser vid provpunkterna 1 och 6. Detta kan tolkas som en ökad adsorption till de fasta järn- och mangan(hydr)oxiderna i sedimenten till följd av ett högre pH. Detta stämmer dock inte eftersom det enbart är punkt 1 som har ett signifikant högre pH. Det skulle dock kunna betyda att det finns mer reducerbara fasta faser i sedimenten vid dessa punkter till följd av utläckage av löst divalent järn som omvandlas till amorfa järn(hydr)oxider.

4.7 Ytvatten

4.7.1 Variation i rummet

Den rumsliga variationen har studerats huvudsakligen genom att jämföra årsmedelvärden för de olika provpunkterna med varandra för att få en uppfattning om mekanismer och spridningsvägar. De olika kemiska förutsättningarna syns dock tydligt när man jämför de olika provpunkternas utseende med varandra; jämför bland annat provpunkt 1 (Figur 14) och provpunkt 6 (Figur 15) som har helt olika kemi.



Figur 14. Bildade utfällningar i diket runt deponin vid provpunkt 1.

Figure 14. Formed precipitations in the ditch round the deposit at sampling point 1.

Generellt kan det noteras att ytvatten 1-3 har genomsnittliga pH nära neutralt (Tabell 9), vilket är betydligt högre än övriga ytvattnen. Ytvatten 1-3 (Figur 14) är alla lokaliserade till det södra diket vilket antagligen till största delen enbart avleder ytavrinning från deponin. Det kan också noteras en positiv korrelation (r^2 0,48) mellan pH och elektrisk konduktivitet vilket tolkas som att det är lösliga salter från askan som till största delen bidrar till den höga elektriska konduktiviteten i vissa mätpunkter. Detta bekräftas också av en stark korrelation mellan elektrisk konduktivitet och natrium (r^2 0,66). Ytvatten 4b till 7 avleder vatten i deponins norra dike och har en betydligt surare karaktär. I ytvatten 6 kan det dock noteras en förändring i den allmänna kemin (såsom högre pH, högre elektrisk konduktivitet, högre TOC samt högre järnhalter) vilket skulle tyda på uttryckande vatten vid deponifoten. Ett något högre vattenflöde har också tidvis noterats i denna punkt. En tydlig återförsurning sker dock redan i ytvatten 7. Ytvatten 8

är den första punkten efter att det södra och norra diket har runnit ihop. Karaktären i ytvatten 8 påminner dock mer om karaktären i ytvatten 7 än i ytvatten 1, vilket antyder att vattnet i ytvatten 8 domineras av vatten från det norra diket alternativt att aciditeten i gruvvattnet är högre än alkaliniteten i det alkaliska vattnet. Detta är dock inte troligt då det avfall som har hittats runt deponin har en mycket låg inneboende aciditet. Längre nedströms (ytvatten 9-12) sjunker pH ytterligare vilket tyder på ett tillskott av surt grundvatten längs bäcken. Det är sannolikt att detta vatten kommer från norr där ytterligare icke åtgärdade gruvområden förekommer.



Figur 15. Bildade utfällningar i diket runt deponin vid provpunkt 6.

Figure 15. Formed precipitations in the ditch round the deposit at sampling point 6.

Enligt Naturvårdsverkets indelning av tillstånd för förorenat ytvatten [33] återfinns mycket allvarligt tillstånd endast för bly i ytvatten 1, 6 samt 9, 10 och 12. Att höga halter återfinns i ytvatten 1 och 6 kan tyda på ett signifikant tillskott från själva täckmaterialet.

Tabell 9. Medelvärden för mätdata för ytvattenprover 2003.

Table 9. Mean for surface water samples 2003.

	1 <i>n</i> 8	2 <i>n</i> 6	3 <i>n</i> 9	4b <i>n</i> 10	5 <i>n</i> 7	6 <i>n</i> 12
pH	8,41	6,45	5,90	3,17	3,15	4,52
EC (µS/cm)	4 460	1 750	1 670	671	713	2 580
TOC (mg/l)	61,8	14,1	25,9	7,87	7,35	28,0
Alk (mekv/l)	2,50	1,02	1,97	0,00	0,00	0,08
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	1 190	862	526	251	326	784
Ca (mg/l)	90,9	113	78,1	56,7	47,4	78,7
Fe (mg/l)	0,41	0,52	1,11	1,33	0,42	6,19
K (mg/l)	40,3	7,93	4,93	1,31	1,26	11,5
Mg (mg/l)	6,10	5,96	7,09	6,89	5,34	10,4
Na (mg/l)	108	33,4	24,5	11,8	8,62	58,2
Al (µg/l)	2 090	681	2 900	719	1 420	5 530
As (µg/l)	16,5	7,82	5,98	6,74	4,84	11,9
Ba (µg/l)	159	109	157	151	126	134
Cd (µg/l)	1,02	Ud	0,86	Ud	0,99	1,12
Co (µg/l)	4,89	2,92	4,19	2,40	2,60	6,69
Cr (µg/l)	5,96	3,48	5,03	4,87	3,62	6,78
Cu (µg/l)	54,0	23,4	18,7	12,3	12,6	42,7
Mo (µg/l)	262	54,1	19,1	6,37	6,35	25,6
Mn (µg/l)	509	530	614	530	428	1 470
Ni (µg/l)	22,7	10,1	13,3	7,29	8,62	25,9
Pb (µg/l)	102	2,34	11,5	9,50	11,5	96,2
Zn (µg/l)	92,3	69,6	140	123	230	285
Sb (µg/l)	3,21	0,26	0,70	0,62	0,36	0,53

	7 <i>n</i> 10	8 <i>n</i> 14	9 <i>n</i> 11	10 <i>n</i> 10	11 <i>n</i> 9	12 <i>n</i> 8
pH	3,66	3,97	3,74	3,66	3,64	3,66
EC (µS/cm)	1 660	1 770	1 450	697	648	587
TOC (mg/l)	11,4	11,1	8,98	6,67	6,52	6,05
Alk (mekv/l)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	813	778	739	282	264	245
Ca (mg/l)	60,4	108	75,5	37,1	47,5	41,0
Fe (mg/l)	1,14	1,45	1,25	0,45	0,44	0,34
K (mg/l)	6,23	11,8	8,74	1,85	2,68	2,49
Mg (mg/l)	6,64	10,7	8,0	5,69	6,78	5,89
Na (mg/l)	26,5	42,8	33,8	18,3	23,1	21,3
Al (µg/l)	5 550	7 860	9 370	7 570	7 000	4 800
As (µg/l)	7,77	9,18	9,02	6,71	7,63	7,51
Ba (µg/l)	124	137	140	147	171	171
Cd (µg/l)	1,12	1,81	1,57	1,41	1,46	1,26
Co (µg/l)	3,25	5,78	5,19	5,38	5,70	4,46
Cr (µg/l)	4,37	5,52	5,44	5,23	5,73	5,56
Cu (µg/l)	15,0	33,8	26,9	21,3	24,9	14,5
Mn (µg/l)	719	1 010	838	618	688	598
Mo (µg/l)	6,88	14,3	7,89	9,63	6,58	8,20
Ni (µg/l)	12,7	21,4	18,1	16,2	17,0	13,4
Pb (µg/l)	19,9	10,1	45,1	65,3	24,7	145
Zn (µg/l)	260	293	279	203	198	243
Sb (µg/l)	0,66	0,69	0,37	0,63	0,81	0,82

Tabell 10. Medelvärden för mätdata för ytvattenprover 2004.

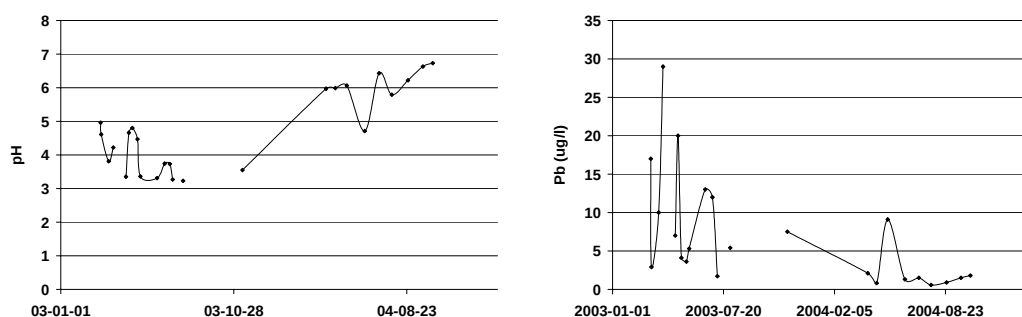
Table 10. Mean for surface water samples 2004.

	1	2	3	4	4b	5
	n 9	n 8	n 9	n 10	n 10	n 10
pH	8,40	7,93	6,69	5,47	3,13	3,11
EC (µS/cm)	2 690	1 610	1 210	601	560	660
TOC (mg/l)	28,0	12,6	8,65	9,35	5,00	4,52
Alk (mekv/l)	2,76	1,77	1,75	0,31	0,00	0,00
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	654	454	348	266	155	192
Ca (mg/l)	92,8	102	52,0	49,7	28,2	46,4
Fe (mg/l)	0,34	0,62	0,69	1,53	1,53	0,68
K (mg/l)	70,7	45,0	4,68	1,37	0,25	1,80
Mg (mg/l)	5,50	6,90	3,94	3,37	3,00	5,24
Na (mg/l)	91,3	56,9	6,82	3,02	2,34	5,85
Al (µg/l)	1 560	1 170	1 420	486	754	1 800
As (µg/l)	26,7	24,4	7,83	2,09	1,72	2,38
Ba (µg/l)	60,3	47,9	31,9	31,9	23,3	29,5
Cd (µg/l)	0,75	0,43	0,44	0,25	0,20	0,32
Co (µg/l)	5,87	4,05	3,65	2,00	2,55	2,86
Cr (µg/l)	4,16	4,08	1,50	0,52	0,92	1,01
Cu (µg/l)	77,9	54,6	48,0	3,70	7,23	10,8
Mo (µg/l)	204	103	24,7	1,41	0,06	0,45
Mn (µg/l)	344	419	242	200	253	360
Ni (µg/l)	20,8	12,4	11,1	5,85	7,09	8,99
Pb (µg/l)	3,95	1,81	3,24	1,19	2,57	6,07
Zn (µg/l)	49,8	64,8	118	53,9	114	132
Sb (µg/l)	0,28	0,36	0,10	0,04	0,03	0,02

	6	7	8	9	12
	n 9	n 9	n 9	n 8	n 10
pH	5,91	5,61	6,06	5,05	3,87
EC (µS/cm)	1 740	1 400	1 590	1 420	540
TOC (mg/l)	29,2	16,8	12,0	9,27	5,33
Alk (mekv/l)	1,31	0,36	0,57	0,11	0,00
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	450	464	544	437	156
Ca (mg/l)	54,3	66,2	72,4	67,8	18,9
Fe (mg/l)	1,00	2,98	2,28	2,17	0,12
K (mg/l)	18,0	23,8	27,2	19,2	1,40
Mg (mg/l)	5,82	7,26	6,73	6,60	2,93
Na (mg/l)	34,2	38,1	36,7	34,1	7,12
Al (µg/l)	3 290	2 490	2 100	3 700	4 650
As (µg/l)	11,1	12,8	12,0	11,3	2,26
Ba (µg/l)	28,4	42,3	50,9	30,5	23,8
Cd (µg/l)	0,41	0,96	0,62	0,54	1,04
Co (µg/l)	4,80	5,14	5,43	5,66	7,29
Cr (µg/l)	2,11	1,76	1,76	1,61	1,00
Cu (µg/l)	46,3	23,1	23,4	19,6	10,5
Mn (µg/l)	57,4	771	658	589	304
Mo (µg/l)	517	44,7	49,3	27,6	1,56
Ni (µg/l)	19,4	18,0	16,7	18,0	18,7
Pb (µg/l)	5,99	2,46	2,17	1,58	1,06
Zn (µg/l)	180	196	159	140	160
Sb (µg/l)	0,07	0,08	0,13	0,10	0,02

4.7.2 Variation i tiden

Då det studerade systemet är tämligen litet sett ur ett geohydrologiskt perspektiv kommer det oundvikligen vara så att förändringar i exempelvis nederbördsintensitet kommer ha en stor påverkan på haltförändringar i tiden. Det kan därmed vara svårt att se några tydliga tids- och säsongsvariationer. I provpunkt 8 (Figur 16) kan man dock urskilja en tydlig ökning i pH under 2004 som också medför haltminskningar i spårelementen (exempelvis bly).



Figur 16. Variationen i pH och blyhalt i provpunkt 8 under 2003-2004.

Figure 16. Variation in pH and lead concentration i sampling point 8 during 2003-2004.

En grov jämförelse mellan mätningar utförda innan täckningen i en punkt kallad Gruvkärret och mätningar utförda under 2003 och 2004 i ytvatten 8 har gjorts (Tabell 11).

Tabell 11. Mätdata för provpunkt 8 erhållna före respektive efter täckning av gruvavfallet.

Table 11. Chemical data at point 8 before and after covering of the mine waste.

	Gruvkärret, våren 1994 (n=4)		Ytvatten 8, våren 2003 (n=4)		Ytvatten 8, våren 2004 (n=4)	
	Medel	Std	Medel	Std	Medel	Std
pH	2,87	0,15	4,32	0,66	5,80	0,75
S (mg/l)	127	15,8	241	62,3	199	29,0
Ca (mg/l)	51,6	4,19	96,5	35,9	90,0	21,8
Fe (mg/l)	18,4	4,88	2,03	1,96	2,94	2,97
K (mg/l)	4,58	1,05	7,15	3,05	21,5	12,1
Mg (mg/l)	10,4	0,98	9,9	3,94	9,13	1,61
Na (mg/l)	7,8	1,26	37,5	8,39	38,0	8,52
Al (µg/l)	14 500	1 590	6 680	6 610	3 290	2 880
As (µg/l)	1,13	0,37	9,1	0,65	13,3	2,22
Ba (µg/l)	17,5	1,17	163	48,6	64,5	13,4
Cd (µg/l)	1,92	0,27	1,2	0,31	1,0	0,91
Co (µg/l)	11,5	0,84	6,3	4,63	7,3	2,63
Cr (µg/l)	2,56	0,45	6,4	2,37	1,85	0,87
Cu (µg/l)	22,1	4,42	27,3	12,9	25,0	2,83
Mn (µg/l)	1 200	90,3	1 030	594	943	298
Ni (µg/l)	37,0	2,31	24,0	19,8	22,3	7,80
Pb (µg/l)	16,8	3,07	8,3	7,87	3,18	3,96
Zn (µg/l)	784	110	285	139	263	215

Utifrån gamla provkartor har ytvatten 8 bedömts vara den punkt som mest kan jämföras med den gamla mätpunkten (Gruvkärret). Det kan dock inte nog understrykas att positionen för provpunkten "Gruvkärret" inte är känd mer än att den låg vid den nuvarande deponins östra ände. Under juni 1994 provtogs vattenspegeln vid Gruvkärret 4 gånger och detta medelvärde har jämförts med medelvärdet för motsvarande period 2003 och 2004. Detta för att undvika att olika säsongsbundna hydrologiska fenomen påverkar jämförelsen i allt för hög grad. Då en strikt statistisk jämförelse inte kan göras får detta ses som en indikation på i vilken grad täckningen har påverkat systemet.

Kemiska parametrar som med stor sannolikhet har ökat sedan täckningen är pH, kalcium, kalium, natrium, arsenik, barium och koppar. Ökningen av pH samt de ökade halterna av baskatjoner är sannolikt en följd av den basiska askan. Ökningen av spårelementen är dock svårare att genomskåda. Den parameter som har ökat mest i relativa termer är arsenik som har ökat med ungefär en faktor 10. Arseniken har sannolikt sin i källa i askan då totalhaltsanalyserna i deponin tydligt pekade på att askan håller högre arsenikhalter än vad gruvavfallet gör. Det ska också tilläggas att ett flertal ytterligare kemiska parametrar sannolikt har ökat sedan täckningen, men dessa saknas det referensvärden att jämföra med (se senare stycke för vidare diskussion).

De parametrar som med stor sannolikhet har minskat är järn, aluminium, mangan, kadmium, kobolt, nickel, bly och zink. För kadmium, bly och zink har till och med tillståndsklassen enligt Naturvårdsverket justerats ned. Höjningen av pH medför förmodligen en snabbare hydrolys av divalent järn med efterföljande utfällning av amorfa järn(hydr)oxider som sedan kan fungera som sorptionsmaterial för många katjoniska spårelement. Detta bekräftas av att under början av 2004 observerades betydligt mycket mer järnutfällningar i diket mellan provpunkterna 8 och 9 än under året innan (Figur 17).



Figur 17. Bild över provpunkt 9. Notera de mycket kraftiga järnutfällningarna.

Figure 17. Figure over sampling point 9. Note the massive precipitates of iron (hydr)oxides.

4.7.3 Speciering av ytvatten

Vid de geokemiska beräkningarna av ytvattnet har fokus lagts på punkt 1 och 7 som återfinns uppströms punkt 8 på respektive sida om deponin samt på punkt 8 (efter blandning av vatten från punkt 1 och 7). Punkt 1 ligger på den södra och alkaliska sidan och punkt 7 ligger på den norra och sura sidan. I det alkaliska ytvattnet (punkt 1) återfinns jämvikter med eller övermättnad för bömit, ferrihydrit, gibbsit, götit, kalcit, dolomit och rodokrosit (Tabell 12). Gips återfinns också nära jämvikt när sulfathalterna är tillräckligt höga. Punkt 7 som har ett betydligt lägre pH uppvisar kraftig undermättnad gentemot bland annat kalcit, dolomit, magnesit och rodokrosit som bara kan nå jämvikt i alkaliska system. Däremot återfinns betydligt högre grad av övermättnad gentemot flertalet järnhaltiga mineraler då järnhalten i lösning är betydligt högre. Efter blandningen av de båda vattnen i punkt 8 påminner resultaten för punkt 8 mer om resultaten för punkt 7 än för punkt 1. Detta kan möjligen tolkas som att det är endast en mindre del av vattnet vid punkt 8 som härrör från punkt 1, alternativt att vatten liknande det vid punkt 7 tillförs bäcken strax uppströms punkt 8. Vid närmare granskning av data tyder det mesta på att det är en kombination av de båda alternativen som ger upphov till karaktären på vattnet vid punkt 8.

Tabell 12. Mättnadsindex (SI) för utvalda mineral i ytvattenpunkterna 1, 7 och 8, där låg respektive hög anger lägsta respektive högsta sulfathalt i provpunkten. SI < -1 är inte presenterade.

Table 12. Saturation index (SI) for selected minerals in surface water sample points 1, 7 and 8, where låg and hög denote lowest respectively highest sulphate concentrations at that sample point. SI < -1 are not presented.

	1		7		8	
	Låg	Hög	Låg	Hög	Låg	Hög
Gips		-0,87		-0,69		-0,53
Jurbanit			0,83	-0,50	0,21	-0,53
Bömit	0,75	0,66	2,40		3,19	
Ferrihydrit	2,56	3,03	0,61		3,11	
Gibbsit	1,43	1,15	3,09		3,87	
Götit	7,89	5,85	5,94		8,44	
Alunit			9,22		10	
Jarosit			-0,62		5,05	
Brucit						
Kalcit	1,39	0,87				
Dolomit	1,34	0,21				
Magnesit	-0,57	-0,73				
Pyrokroit						
Rodokrosit	0,07	0,50				

Gips (CaSO_4), jurbanit (AlOHSO_4), bömit (AlOOH), ferrihydrit ($\text{Fe}(\text{OH})_3$), gibbsit ($\text{Al}(\text{OH})_3$), götit (FeOOH), jarosit ($(\text{K}_{0,77}\text{Na}_{0,03}\text{H}_{0,2})\text{Fe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$), alunit ($\text{KAl}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$), brucit ($\text{Mg}(\text{OH})_2$), kalcit (CaCO_3), dolomit ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$), magnesit (MgCO_3), pyrokroit ($\text{Mn}(\text{OH})_2$), rodokrosit (MnCO_3).

4.8 Grundvatten

4.8.1 Variation i rummet

Utifrån den elektriska konduktiviteten (Tabell 13) kan man tydligt se ett läckage till grundvattnet under deponin med kraftigt förhöjda värden i grundvatten 0302 och 0303. En antydning till en strömning av grundvatten med förhöjd elektrisk konduktivitet till grundvatten 0304 kan också urskiljas. Denna hypotes stärks också genom att värdena på TOC, kalcium, kalium och natrium i grundvatten 0304 är högre än i övriga grundvatten utanför deponin.

Då pH är mycket högt i grundvatten 0303 är halterna av spårelement generellt lägre till följd av ökad sorption eller utfällning. Detta gäller dock inte för följande spårelement och organiskt kol vilka har en positiv korrelation med pH; krom (r^2 0,56), molybden (r^2 0,67), selen (r^2 0,26), koppar (r^2 0,17) och organiskt kol (r^2 0,52). För molybden, selen och organiskt kol är förklaringen den att de förekommer som oxyanjoner i löst fas. För krom och koppar är förklaringen inte lika uppenbar. Den höga halten organiskt kol i vattnet och det höga pH-värdet gör dock att krom(III) och koppar kommer att associera starkt till organiskt material. Detta stöds av hög samvariation (r^2) mellan organiskt material och krom (0,63) respektive koppar (0,60). Också i ytvatten 1 noterades höga halter av koppar och krom vilket skulle kunna betyda att själva täckskiktet är en källa för dessa element. Det bedöms dock som osannolikt att krom föreligger i sin sexvärda form.

Tabell 13. Medelvärden för kemiska parametrar uppmätta i grundvatten under 2003 och 2004.

Table 13. Mean values for chemical parameters in ground water during 2003 and 2004.

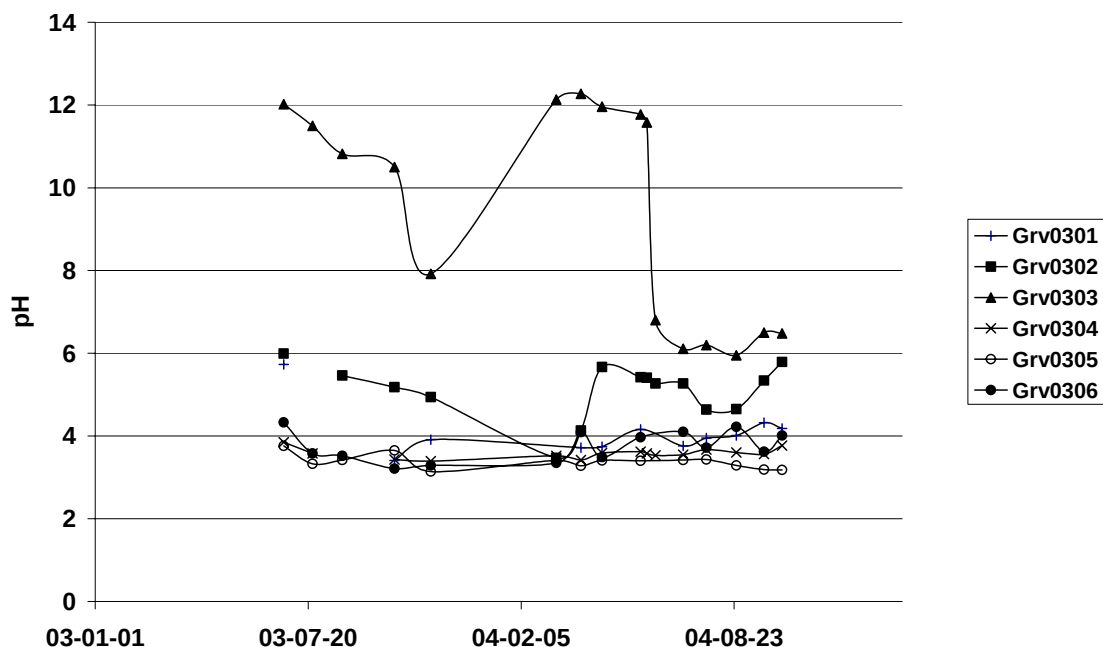
2003	0301 <i>n 2</i>	0302 <i>n 3</i>	0303 <i>n 4</i>	0304 <i>n 3</i>	0305 <i>n 4</i>	0306 <i>n 4</i>
pH	4,57	5,54	11,21	3,62	3,54	3,66
EC (µS/cm)	978	5 480	4 390	2 160	957	760
O ₂ (mg/l)	1,40	1,88	0,94	2,45	1,93	1,65
TOC (mg/l)	32,4	12,2	129	12,8	5,0	6,65
Alk (mekv/l)	0,00	0,00	11,7	0,00	0,00	0,00
Ca (mg/l)	34,5	238	38,8	84,3	43,8	30,3
Fe (mg/l)	7,75	19,7	0,63	2,43	1,36	3,0
K (mg/l)	1,36	67,5	76,0	8,73	3,95	0,32
Mg (mg/l)	3,95	13,8	2,58	13,7	8,45	6,83
Na (mg/l)	6,35	133	220	53,0	24,0	5,15
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	316	3 120	1 260	1 120	427	362
Al (µg/l)	7 490	3 300	5 430	43 000	16 700	5 400
As (µg/l)	5,60	15,3	21,8	10,5	7,20	4,80
Ba (µg/l)	122	137	177	114	150	77,3
Cd (µg/l)	18,0	1,60	0,59	5,40	1,58	0,61
Co (µg/l)	61,0	3,07	2,50	22,3	11,7	6,95
Cr (µg/l)	8,65	6,33	31,5	10,4	5,50	4,00
Cu (µg/l)	67,5	28,7	126	72,7	23,0	14,9
Mn (µg/l)	910	2 900	132	1 530	1 030	1 040
Ni (µg/l)	199	17,1	14,0	90,3	36,2	43,0
Pb (µg/l)	45,1	29,5	22,2	27,0	40,4	7,08
Zn (µg/l)	2 700	227	63,5	1 040	575	485
2004	0301 <i>n 8</i>	0302 <i>n 11</i>	0303 <i>n 11</i>	0304 <i>n 11</i>	0305 <i>n 9</i>	0306 <i>n 9</i>
pH	3,98	5,01	8,89	3,58	3,33	3,84
EC (µS/cm)	306	5 540	2 440	1 840	1 090	745
O ₂ (mg/l)	1,96	1,90	0,82	1,33	4,53	3,20
TOC (mg/l)	8,50	10,5	9,61	6,61	4,10	3,00
Alk (mekv/l)	0,00	0,24	4,73	0,00	0,00	0,00
Ca (mg/l)	3,01	278	170	102	56,9	50,1
Fe (mg/l)	1,21	33,3	8,00	1,94	0,46	6,44
K (mg/l)	0,20	77,5	39,4	30,6	8,16	0,47
Mg (mg/l)	0,30	15,1	7,69	15,2	11,7	10,5
Na (mg/l)	0,42	139	66,5	60,6	23,0	7,29
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	106	2 470	615	621	375	297
Al (µg/l)	454	8 060	1 430	45 400	34 800	9 960
As (µg/l)	10,1	27,6	21,6	20,9	18,7	17,4
Ba (µg/l)	26,1	43,7	102	58,3	58,6	39,2
Cd (µg/l)	1,03	0,53	0,40	4,88	1,79	0,65
Co (µg/l)	3,28	4,44	1,27	12,6	14,9	10,3
Cr (µg/l)	2,91	4,34	19,0	6,39	6,76	3,34
Cu (µg/l)	10,1	38,6	45,1	81,6	30,3	2,54
Mn (µg/l)	61,0	3 530	1 560	1 490	1 320	1 640
Ni (µg/l)	11,5	26,5	6,43	57,4	49,0	41,9
Pb (µg/l)	7,83	7,12	2,55	26,2	14,6	2,73
Zn (µg/l)	149	143	22,7	595	604	803

4.8.2 Variation i tiden

I grundvattnen står pH för den mest markanta variationen både rumsligt och tidsmässigt (Figur 18) där det är tydligt att askan i deponin inte har påverkat grundvattnen (0301, 0304, 0305 och 0306) utanför deponin i någon nämnvärd utsträckning. Däremot uppvisar grundvattnen inom deponin (0302 och 0303) en betydligt högre variation i pH, med uppemot 6 pH-enheter för 0303. Vad som har föranlett denna förändring har inte gått att utröna. Det är dock troligt att någon form av flödesförändring måste ha skett för att en så stor pH skillnad ska ha uppkommit. Det är möjligt att röret har blivit påkört varvid ytligt deponivatten har läckt ner längs grundvattenröret.

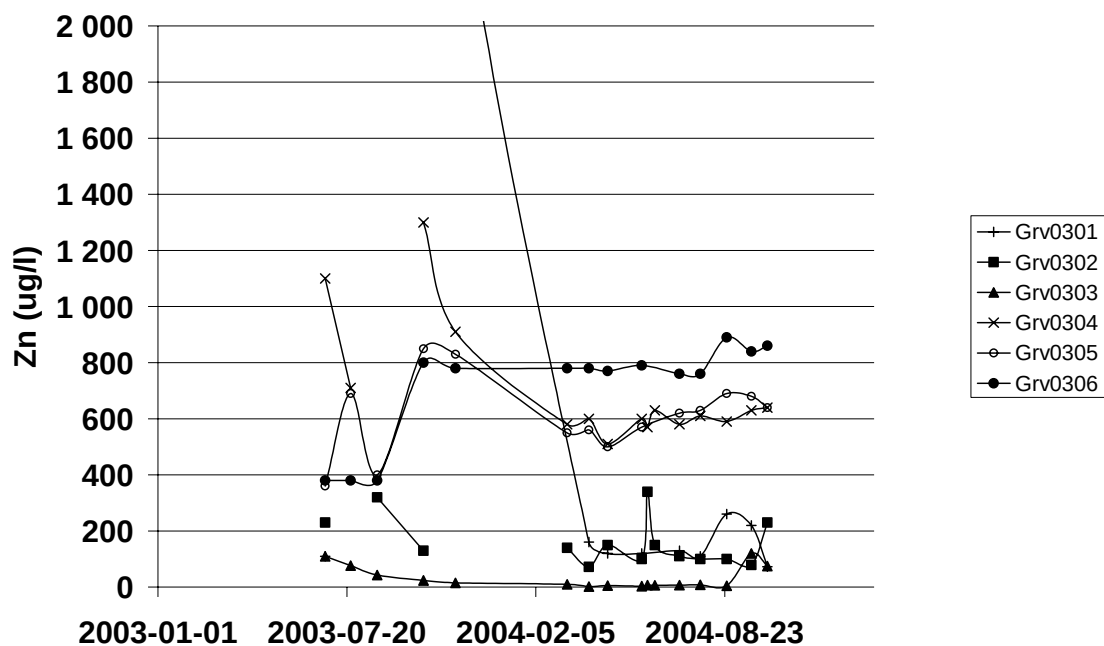
När det sedan gäller spårelement finns det vissa principiella skillnader som åskådliggörs av zink (Figur 19) och koppar (Figur 20). När det gäller zink ser man tydligt att halterna är högst i 0304, 0305 och 0306 där också pH är som lägst. I de grundvatten som har ett högre pH (0302 och 0303) är halterna betydligt lägre till följd av högre sorption till järn(hydr)oxider. Askkan leder i fallet för zink i grundvattnet sannolikt till lägre halter än innan täckningen.

För koppar (Figur 20) ser mönstret något annorlunda ut jämfört med zink. Halterna i grundvattnen inom deponin (0302 och 0303) är lika höga eller högre än i grundvattnen utanför deponin. En tolkning skulle kunna vara att askkan tillför något mer koppar till grundvattnet jämfört med zink. Det troliga är dock att rörligheten för koppar ökar då halten organiskt material ökar i grundvattnen med högt pH. Korrelationen (r^2) mellan koppar och organiskt material är 0,60 medan den för zink endast är 0,17.



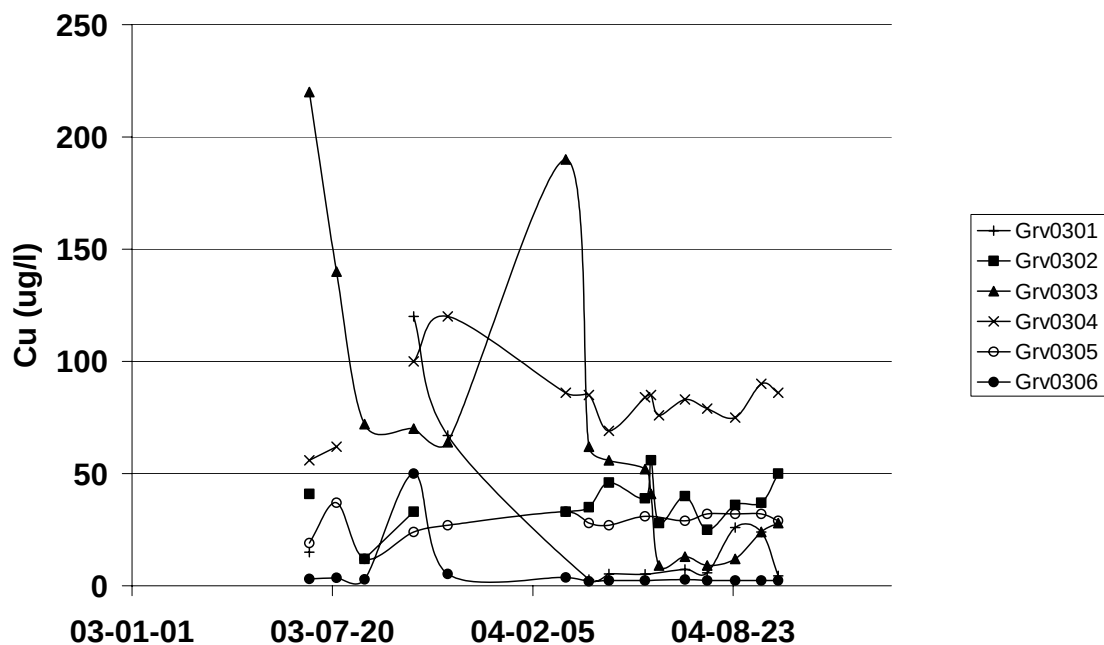
Figur 18. Variationen i pH i samtliga grundvatten under 2003-2004.

Figure 18. The variation in pH in all groundwaters during 2003-2004.



Figur 19. Variationen i zinkhalter i samtliga grundvatten under 2003-2004.

Figure 19. The variation in zinc concentrations in all groundwaters during 2003-2004.



Figur 20. Variation av kopparhalter i samtliga grundvattenrör under 2003-2004.

Figure 20. The variation in copper concentrations in all groundwaters during 2003-2004.

4.8.3 Speciering av grundvatten

I grundvatten 0301 finns endast tendenser till jämvikt med jurbanit (AlOHSO_4) (mättnadsindex -0,68) (Tabell 14). Detsamma gäller i princip för 0305 och 0306, men där även alunitt och götit kan förekomma i 0306. Dessa tre grundvatten får anses vara de som mest representerar de kemiska villkor som rådde i grundvattnet innan åtgärden. I grundvatten 0302 finns enligt jämviktsberäkningarna en tydlig jämvikt för de båda kalciumsulfatmineralerna (gips och anhydrit). Detta är ett resultat av blandningen av sulfatrikt gruavavfallsvatten och kalciumrikt lakvatten från den basiska askan. Grundvatten 0303 som har det högsta pH står enligt beräkningarna i termodynamisk jämvikt med ett flertal fasta faser: aragonit (CaCO_3), kalcit (CaCO_3), gips (CaSO_4), AlOOH , dolomit ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$), ferrihydrit ($\text{Fe}(\text{OH})_3$), gibbsit ($\text{Al}(\text{OH})_3$), rodokrosit (MnCO_3) och $\text{Mn}(\text{OH})_2$. Vattnet är dock undermättat med avseende på portlandit ($\text{Ca}(\text{OH})_2(\text{s})$). Förekomsten av flera av dessa fasta faser kan i kombination med det höga pH förklara de låga halterna av spårelement i detta grundvatten genom sorption och medfällning. Grundvatten 0304 har också ett tydligt påslag av både sulfat och kalcium vilket gör att jämvikt med gips, jurbanitt och alunitt uppnås.

Tabell 14. Mättnadsindex (SI) för utvalda mineral i grundvattnet, där låg respektive hög anger lägsta respektive högsta sulfathalt i provpunkten. SI < -1 är inte presenterade.

Table 14. Saturation index (SI) for selected minerals in the groundwaters, where låg and hög denote lowest respectively highest sulphate concentrations at that sample point. SI < -1 are not presented.

	0301		0302		0303		0304		0305		0306	
	Låg	Hög	Låg	Hög	Låg	Hög	Låg	Hög	Låg	Hög	Låg	Hög
Gips			-0,30	-0,10		-0,29		-0,71				
Jurbanitt		-0,68	-0,66			1,74	0,31	0,51	-0,05	-0,28	0,10	0,31
Bömit				0,87		4,05						
Ferrihydrit				-0,95	0,04	1,29						
Gibbsitt				1,55		4,73						
Götit				4,38	5,37	6,62					-0,98	-0,73
Alunitt								0,74			-0,04	0,89
Jarositt						0,66						
Brucitt					0,18							
Kalcit					2,43							
Dolomit					1,98							
Magnesitt					-0,97							
Pyrokroitt					-0,32							
Rodokrositt					-0,88							

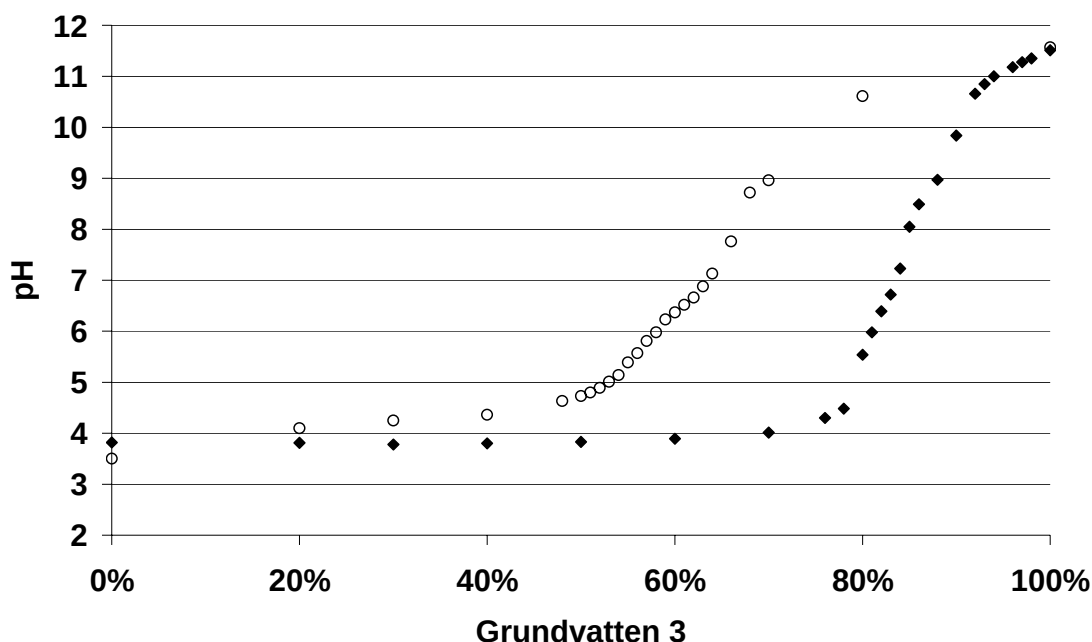
Gips (CaSO_4), jurbanitt (AlOHSO_4), bömit (AlOOH), ferrihydrit ($\text{Fe}(\text{OH})_3$), gibbsitt ($\text{Al}(\text{OH})_3$), götit (FeOOH), jarositt ($(\text{K}_{0,77}\text{Na}_{0,03}\text{H}_{0,2})\text{Fe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$), alunitt ($\text{KAl}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$), brucitt ($\text{Mg}(\text{OH})_2$), kalcit (CaCO_3), dolomit ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$), magnesitt (MgCO_3), pyrokroitt ($\text{Mn}(\text{OH})_2$), rodokrositt (MnCO_3).

4.8.4 Blandningsförsök

Blandning mellan det alkaliska grundvattnet 0303 och två sura grundvatten (0302 och 0304) har gjorts i olika proportioner för att erhålla en bättre bild över hur olika element kan förväntas mobiliseras eller immobiliseras när de olika vattnen blandas i grund- eller ytvattnet. Samtliga blandningsdiagram presenteras i bilaga D.

I Figur 21 ser man tydligt hur olika mycket alkaliskt grundvatten som krävs för att erhålla ett neutralt pH i de bägge sura grundvattnen. Grundvatten 4 når neutralt pH vid en tillsats av 60% (av totalvolymen) alkaliskt grundvatten medan grundvatten 2 kräver 80% alkaliskt grundvatten.

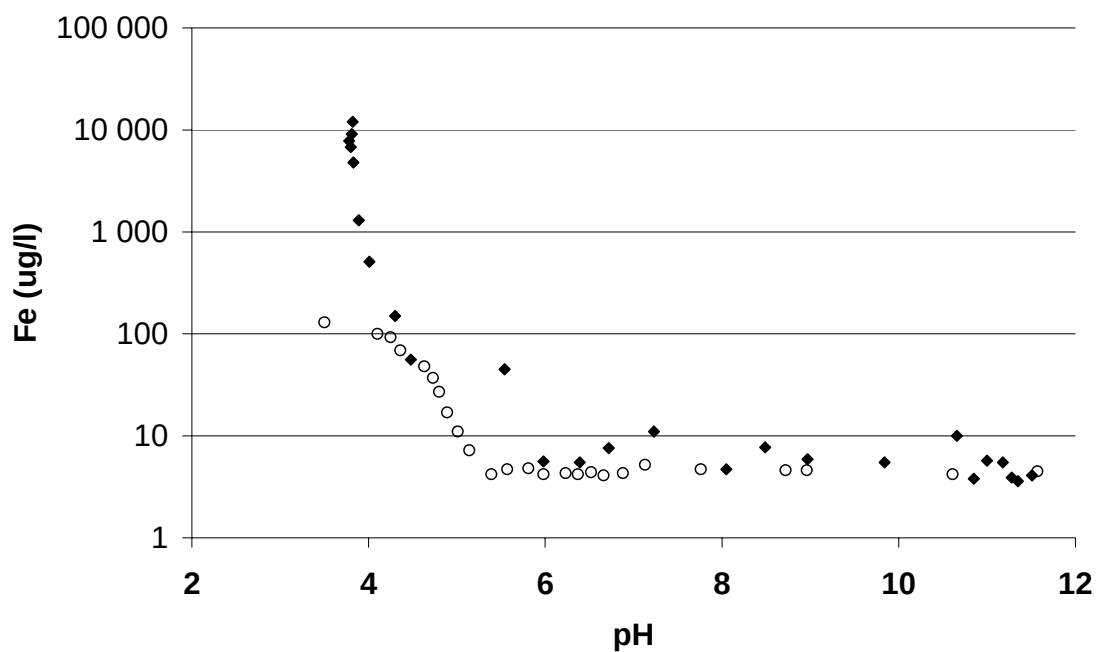
I Figur 22 ser man tydligt hur den lösta halten järn förändras vid en blandning av ett surt respektive ett buffrat grundvatten. Redan vid ett pH-värde över 4-4,5 reduceras den lösta järnhalten till runt 10 µg/l. Den reducerade mängden järn i lösning medför en kraftig utfällning av olika järn(hydr)oxider som genom medfällning och adsorption kommer att hjälpa till att reducera de övriga elementen efterhand. Att utfällning av järn(hydr)oxider sker i ytvattensystemet är tydligt utifrån observerade fenomen mellan provpunkt 8 och 9 (Figur 17). Det är mycket troligt att en stor del av den minskning av katjoniska element som återfinns i provpunkt 8 är en direkt följd av ökat pH (Tabell 11) och ökad utfällning av järn.



Figur 21. pH som funktion av andel grundvatten 3. Blandning med grundvatten 4 representeras av öppna cirkel och blandning med grundvatten 2 representeras av fyllda diamanter.

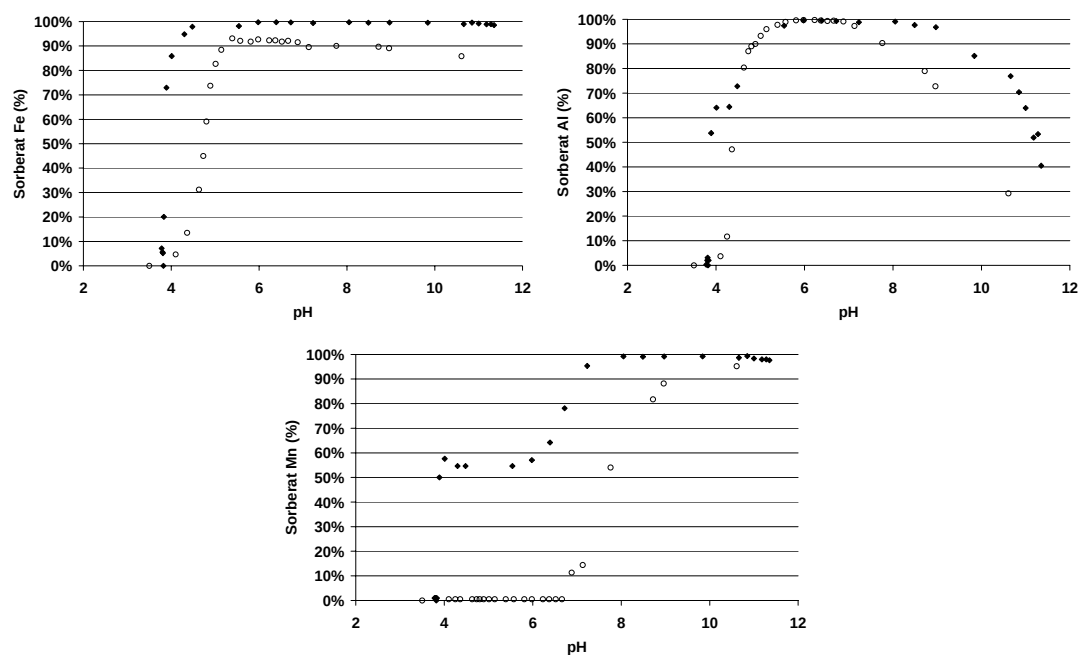
Figure 21. pH as function of fraction of groundwater 3. Mixing with groundwater 4 represented by open circles and mixing with groundwater 2 represented by filled diamonds.

Det är dock så att medan de katjoniska elementen har en ökad adsorption på de olika (hydr)oxiderna (järn, mangan och aluminium) med ökande pH har de anjoniska elementen en minskad adsorption med ökande pH. Detta illustreras av molybden i Figur 24. Detta fenomen får anses vara mest allvarligt om det vittrade gruvavfallet innehåller en stor mängd löst bundet arsenik som kan frigöras vid ökat pH. Detta är dock inte fallet för detta system (diagram för arsenik återfinns som Figur 41 i bilaga D).



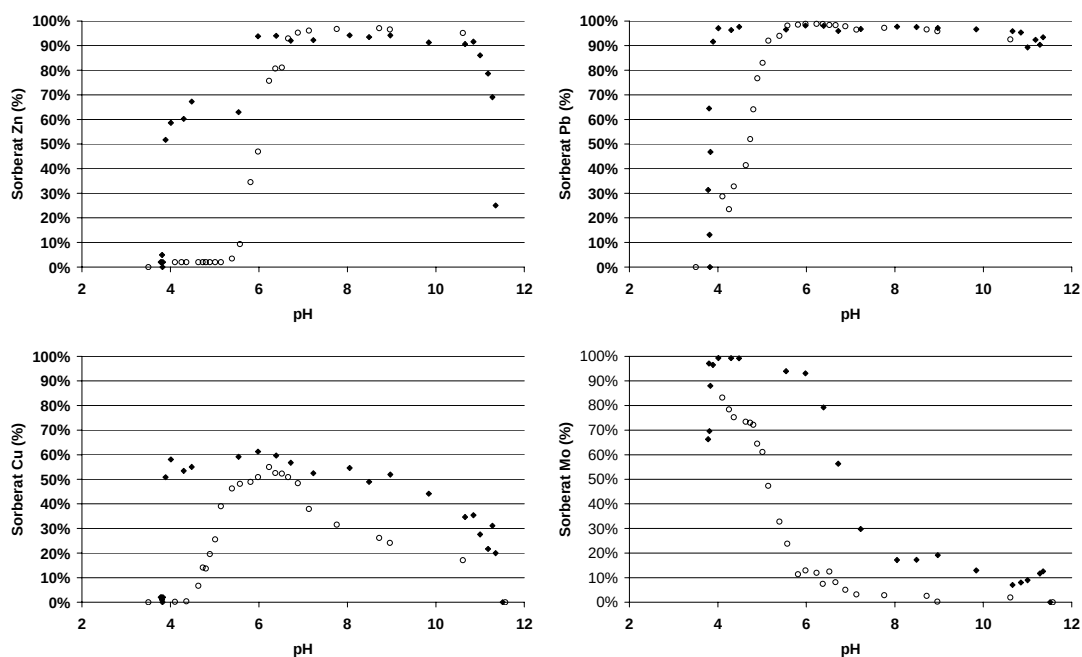
Figur 22. Den lösta koncentrationen av järn som funktion av pH. Notera den logaritmiska skalan. Blandning med grundvatten 4 representeras av öppna cirklar och blandning med grundvatten 2 representeras av fyllda diamanter.

Figure 22. The dissolved concentration of iron as a function of pH. Note the logarithmic scale. Mixing with groundwater 4 represented by open circles and mixing with groundwater 2 represented by filled diamonds.



Figur 23. Den adsorberade andelen av järn, aluminium och mangan som funktion av pH.

Figure 23. The adsorbed fraction of iron, aluminium and manganese as a function of pH.

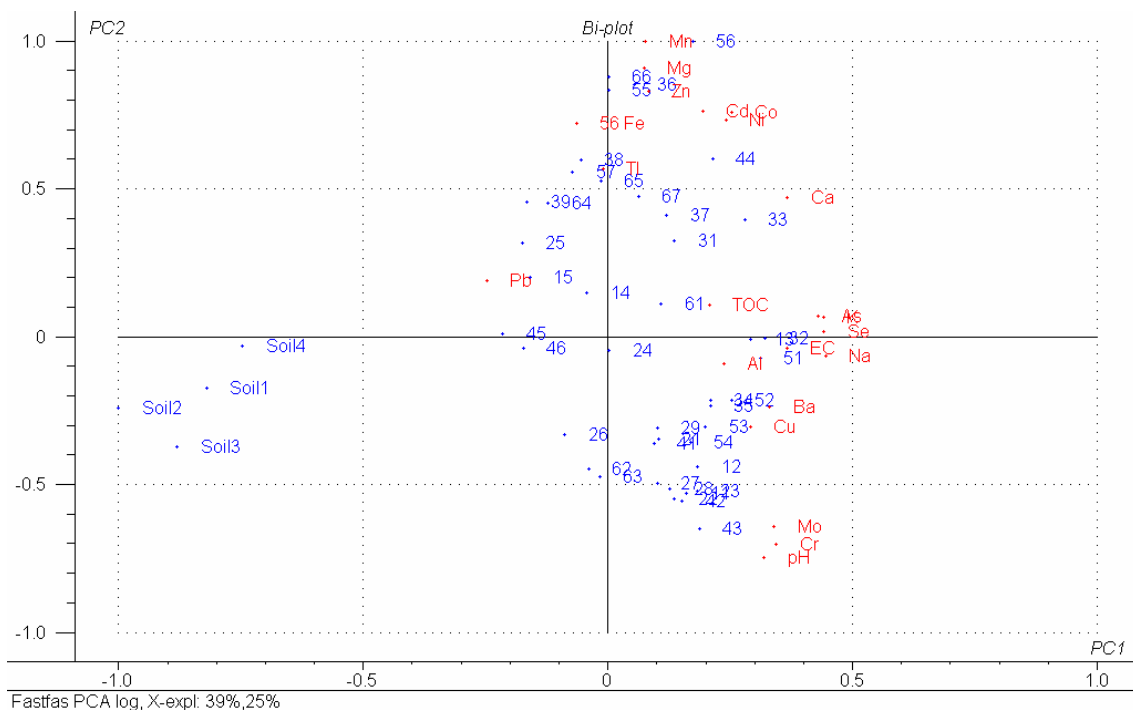


Figur 24. Den adsorberade andelen av zink, bly, koppar och molybden som funktion av pH.

Figure 24. The adsorbed fraction of zinc, lead, copper and molybdenum as a function of pH.

4.9 Källanalys för olika element

Genom att använda multivariat statistik och då främst principalkomponentanalys (PCA) på de olika datamатriserna kan de olika spårelement allokeras till de olika materialen. Principalkomponentanalysen på de lakningarna som utfördes på det fasta avfallsmaterialet återfinns i Figur 25. De prover med låg sista siffra (1-3) representerar de översta 1,5 m av täck- och tätskiktet och får därmed anses representera det nya materialet på området. Proverna Jord 1-4 får anses representera det kraftigt vittrade gruvavfall som finns utanför deponin. De två första principalkomponenterna förklarar tillsammans 64%. Det är tydligt att prover med låga sista siffror (dvs täckmaterial) återfinns tillsammans i den nedre högra kvadranten. Där återfinns också variablerna elektrisk konduktivitet, pH, Mo, Cr, Cu, Ba, Al, Na, Se, K, As, TOC och delvis Ca. Dessa element härrör därmed sannolikt från täckmaterialet (dvs slammet eller askan). Däremot verkar det som att Pb, Fe, Tl, Cd, Ni, Co och Zn inte kommer från täckmaterialet.

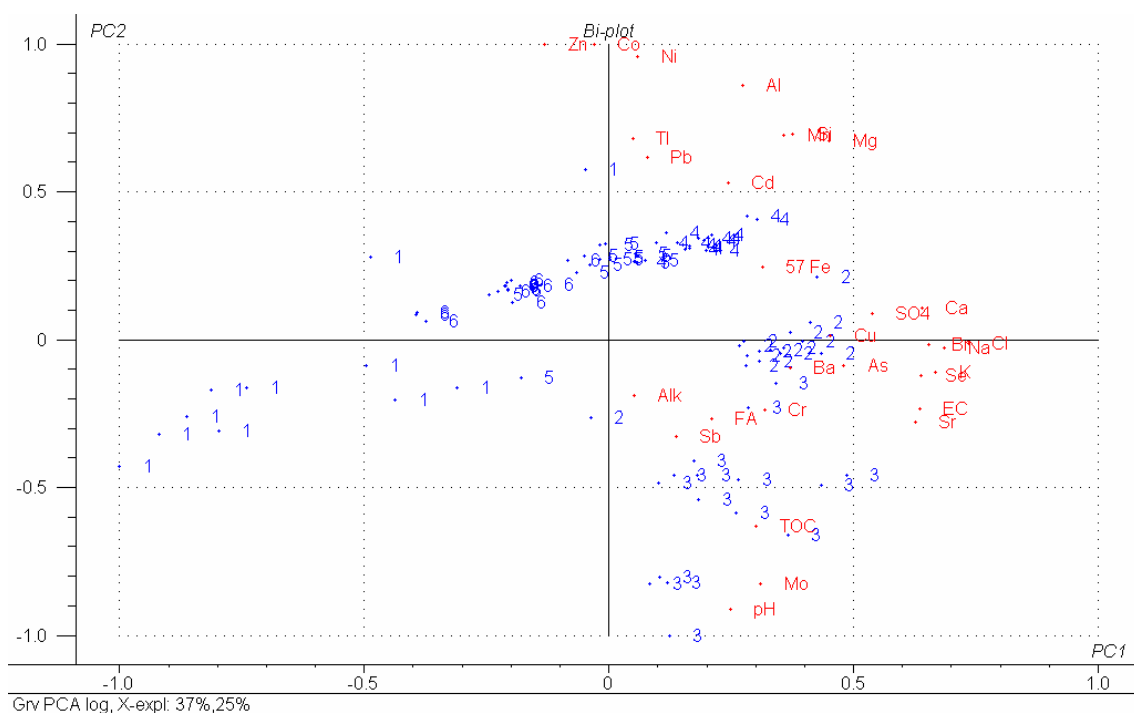


Figur 25. Principalkomponentanalys över L/S 10-lakningarna gjorda på prover från djupprofiler genom deponin.

Figure 25. Principal component analysis on L/S 10 leachings on samples from depth profiles from the deposit.

När det gäller grundvattnet (Figur 26) förklarar de två första principalkomponenterna 58% av variationen i data. Det är tydligt utifrån principalkomponentanalysen att de två grundvattenrör (2 och 3) som sitter i deponin är skiljda från de övriga grundvattnen och delvis från varandra. Skillnaden mellan 2 och 3 beror sannolikt på det högre pH i grundvatten 3, vilket ger högre halter av anjonerna (främst genom minskad sorption) samt lägre halter av katjonerna (främst genom ökad sorption). Grundvatten 1 är något

påverkat av deponin och är därför något skilt från de övriga grundvatten utanför deponin (4-6). Det är också tydligt att grundvatten 2 och 3 är associerade med variablerna elektrisk konduktivitet (EC), pH, TOC, FA (fulvosyra), alkalinitet, Mo, Sb, Cr, Ba, As, Cu, Sr, Se, K, Br, Na, klorid, sulfat och Ca. Detta samband sammanfaller väl med sambandet för lakdata (L/S 10). Grundvatten utanför deponin (grundvatten 4-6 med lågt pH) har en tydlig positiv samvariation (i PC 2) med spårelementen Cd, Pb, Tl, Al, Zn, Co och Ni, vilket också bekräftar de tidigare observationerna för lakdata.

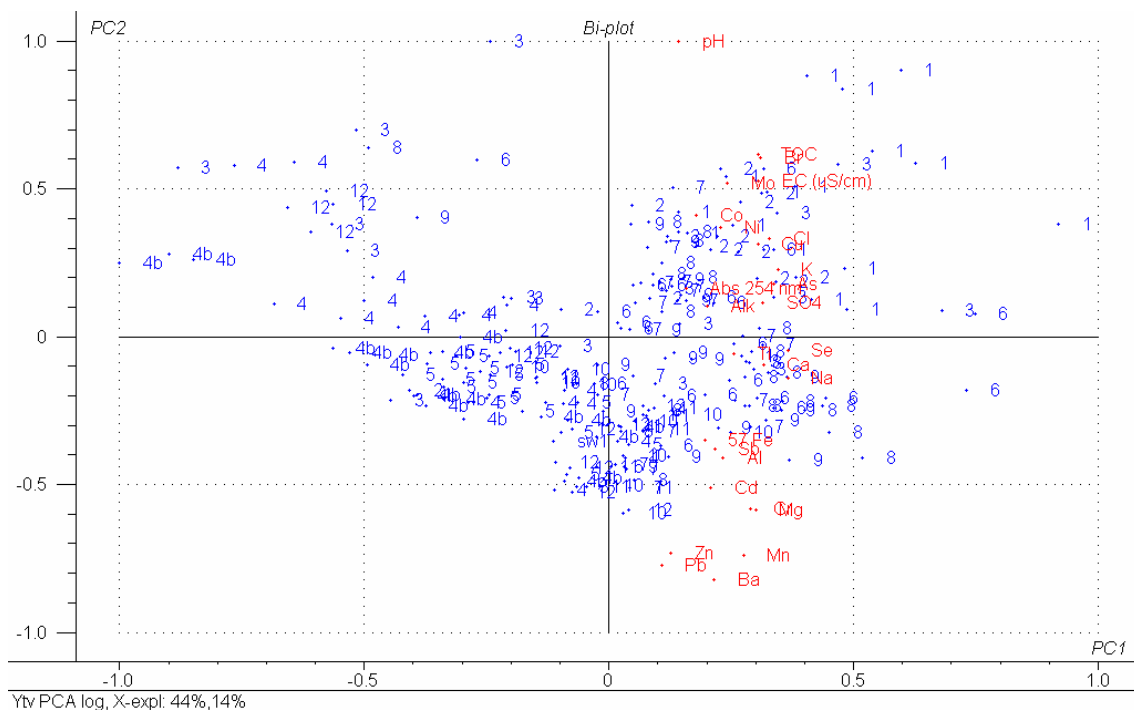


Figur 26. Principalkomponentanalys över samtliga grundvattenprover.

Figure 26. Principal component analysis on all ground water samples.

Principalkomponentanalysen för ytvattenproverna (Figur 27) har en förklaringsgrad på 58% för de två första principalkomponenterna. Principalkomponentanalysen för ytvattnet är också betydligt svårare att tolka än de två övriga principalkomponentanalyserna. Detta beror delvis på det större antalet prover men också på det faktum att ytvatten är längre ifrån geokemisk jämvikt och har större haltvariationer under året. Det är dock tydligt att ytvatten 1 (det mest basiska) är tydligt associerat med delvis samma variabler som i grundvatten 2 och 3 (pH, TOC, elektrisk konduktivitet (EC), Br, Mo, Cu och klorid. Spårelementen Pb, Zn, Ba och Cd är däremot associerade med de ytvatten som tydligt är sura.

Sammanfattningsvis tyder dock principalkomponentanalyserna på att bland annat spårelementen Mo, Cr, As, Cu, Br och Sb härrör från täckmaterialet (askan eller slammet) medan spårelementen Pb, Zn, Co, Ni och Cd sannolikt härrör från gruvavfallet i omgivningarna. Dessa observationer ska dock ses som preliminära då askans höga pH kan ge upphov till omfördelningar bland spårelementen som principalkomponentanalys inte kan skilja från förändringar i olika källor.

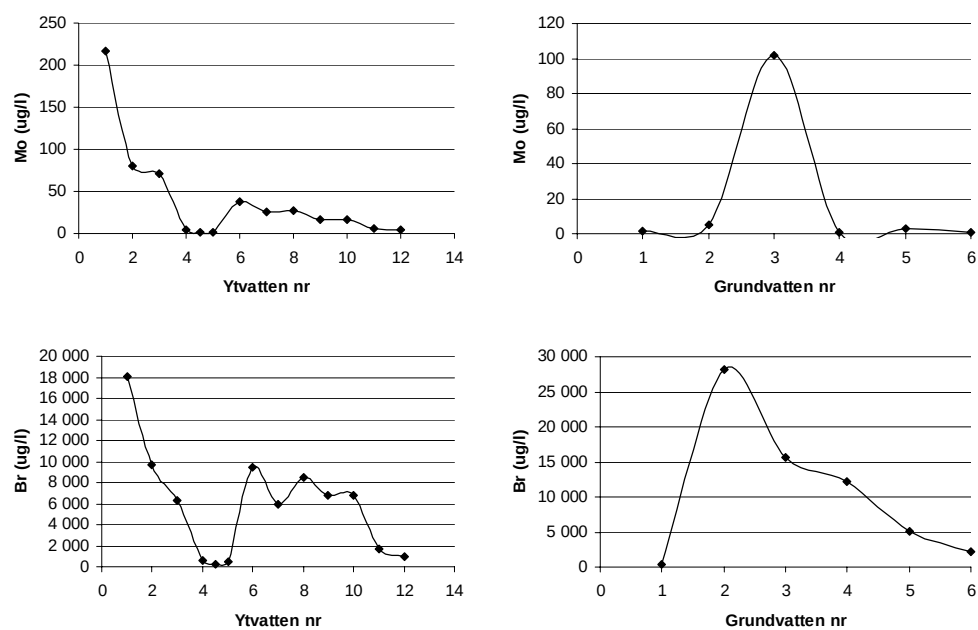


Figur 27. Principalkomponentanalys över samtliga ytvattenprover.

Figure 27. Principal component analysis on all surface water samples.

4.10 Möjliga indikatorelement

Då en översiktlig analys av flera element har gjorts finns möjlighet att studera huruvida det finns element som är lämpliga som indikatorelement för antingen gruvavfallet eller täckningsmaterialet. I Figur 28 återfinns medelvärdet för molybden och brom i samtliga yt- och grundvattenprovpunkter. Det syns tydligt att molybden har sitt maxima i grundvatten 3 där också pH är betydligt högre än i de andra provpunkterna. Det är därmed troligt att molybden inte kommer att uppföra sig tillräckligt konservativt för att kunna användas som indikator för täckningsmaterialet även om det troligen är det som är källan för elementet. Däremot verkar det som att brom kan fungera väl som konservativ indikator för täckningsmaterialet. Egenskaperna för brom påminner om de för klorid men halterna störs inte lika tydligt av den naturliga bakgrunden som kan vara påtaglig för klorid i vissa sammanhang.



Figur 28. Medelvärde för molybden och brom i samtliga yt- och grundvatten.

Figure 28. The average values for molybdenum and bromine in all surface and ground waters.

5 Sammanfattning och slutsatser

5.1 Åtgärdens funktion

Huruvida åtgärden har fungerat bra eller dåligt går inte att på ett enkelt sätt svara på. Däremot går det att ur ett antal olika aspekter försöka diskutera sig fram till för- och nackdelar med den genomförda åtgärden.

5.1.1 Kemiska aspekter

Sammanställningen av analyserna från lakförsöken av täckmaterialet visar att selen och molybden har en lakbarhet som överstiger de gränsvärden som EU har satt för inert avfall. Från vissa prover erhålls även en hög lakbarhet av nickel, koppar och krom.

Vid en jämförelse av kemiska parametrar i ytvattnet från deponin före och efter täckningen urskiljs en möjlig förhöjning av pH, kalcium, kalium, natrium, arsenik, barium, krom och koppar. En minskning har dock erhållits för järn, kobolt, nickel, bly och zink. Det ska dock kommas ihåg att jämförelsen före och efter åtgärd är mycket vanskelig att göra då data från perioden innan åtgärden är bristfällig med avseende på antal och var proven är tagna.

Det är troligt att ett förhöjt pH medför ett ökat utläckage av arsenik från gruvavfallet. Härav följer att aska eventuellt inte lämpar sig för täckning av gruvavfall som innehåller höga halter lätttröligt arsenik.

Utifrån de analyser som gjorts på grundvattnet uppstår stora tveksamheter till om deponin är tät. Klart förhöjda värden för pH och elektrisk konduktivitet samt för organiskt kol (NPOC), kalium, kalcium och natrium urskiljs nämligen i de grundvatten som provtagits på deponin.

5.1.2 Hydrologiska aspekter

Det är troligt täckningen fungerar som ett lock för det underliggande materialet då den uppmätta hydrauliska permeabiliteten ($2,6 \cdot 10^{-10} - 5,2 \cdot 10^{-10}$ m/s) väl uppfyller de krav som ställs på täckningsmaterial. Utifrån den uppmätta permeabiliteten uppskattas att endast 10-20% (motsvarande 40-80 l/m²/år) av den effektiva nederbörden infiltrerar till grundvattnet. Över hela deponins yta motsvarar detta en årlig lakvattenproduktion om 400-900 m³, vilket kan jämföras med avrinningsområdets samlade yt- och grundvattenavrinning om 56 000 m³. Lakvattenproduktionen via nederbörd blir därmed endast 0,7-1,6% av den totala avrinningen från området.

Under perioder med höga grundvatten är grundvattenytan belägen över nivån på det dike som omger deponin. Vid dessa tillfällen når tillrinnande grundvatten inte deponin utan avleds i diket. Vid lägre grundvattennivåer är grundvattenytan belägen på ungefär samma nivå som, eller strax under, diket nivå. Detta kan medföra att tillrinnande grundvatten kan passera under diket. Därför kan det inte uteslutas att grundvatten passerar genom deponin.

5.1.3 Övriga aspekter

Övriga aspekter på åtgärden är att det sterila impediment som förut fanns på platsen nu är borta och att landskapet rent visuellt ser mycket trevligare ut. Dessutom är deponin till nytta för markägarna som kan använda deponins yta för hantering av timmer vid avverkning då den lätt kan nås av både avverkningsmaskiner och timmerlastbilar.

5.1.4 Sammanfattande bedömning

Det använda täckningsmaterialet (aska och slam) har alla förutsättningar att fungera som ett bra täckningsmaterial för vittrat gruvavfall. Den uppmätta permeabiliteten i fält faller väl inom kraven (maximalt $50 \text{ l/m}^2/\text{år}$) för täckmaterial. Dessutom har materialet en starkt buffrande förmåga som kan verka positivt för den lilla mängd lakvatten som ändå bildas. Askans reaktiva karaktär har också förutsättningar för att tillsammans med det vittrade gruvavfallet bilda så kallade "hard pans" bestående av bland annat gips (CaSO_4) och järn(hydr)oxider som på ett positivt sätt kan bidra till att minska infiltrationen till avfallet. I detta specifika fall har dock ett stort antal faktorer inte beaktats vilket gör att det blir mycket svårbedömt i vilken grad som vattenkvaliteten från området har förbättrats.

5.2 Förslag till genomförande och förbättringar i Ervalla

För att på ett bra sätt kunna bedöma effekterna av en täckningsåtgärd av detta slag är det viktigt att genomföra en utförlig undersökning av området med avseende på kemiska parametrar och hydrologi innan projektets start. Området kring den tänkta deponin bör också undersökas med avseende på grundvatten, mark och spridning från eventuellt kringliggande deponier. I Ervalla visar det sig senare att kring den anlagda deponin finns andra områden som bidrar till föroreningen av området. I värsta fall kan det visa sig vara helt bortkastade pengar om inte åtgärden genomförs konsekvent och på hela det påverkade området. Detta har inte skett i detta projekt vilket försvårar utvärderingen av projektet.

Själva deponin har inte konstruerats på ett helt optimalt sätt vad gäller topografi och ytavrinning då den bland annat inte har rätt lutning mot de kringliggande diken. Bombarderingen bör ökas så att fallet mot diken blir högre. Dessutom bör man mycket noga fundera över hur djupa de kringliggande diken bör vara för att undvika grundvattenströmning genom deponin.

5.3 Förslag till övervakningsprogram

Förslag till vilka parametrar som ska ingå i ett övervakningsprogram kan naturligtvis inte vara giltigt för alla typer av gruvavfallsdeponier då detta kommer att bero av dess specifika sammansättning. Generellt kan man dock säga att följande allmänna parametrar alltid bör ingå: pH, alkalinitet, sulfat (SO_4^{2-}), klorid (Cl^-), fluorid (F^-), nitrat (NO_3^-), organiskt kol (TOC eller NPOC), järn (Fe), mangan (Mn), aluminium (Al), kalcium (Ca), kalium (K), natrium (Na) och magnesium (Mg). Motiveringen till de olika parametrarna är olika, men det stora flertalet av dem kan förväntas öka eller minska kraftigt i halt efter åtgärdens genomförande. Dessutom talar många av parametrar om vad som sker rent kemiskt i och runt deponin. Till dessa parametrar kan läggas brom som indikator för täckmaterialet om så önskas. Absorbans vid 254 nm kan tillsammans med TOC eller NPOC ($\text{Abs}_{254}/\text{TOC}$; specifik UV-absorbans) ge uppgifter

om hur nedbrytningen av organiskt material i täckskiktet framskrider. Därutöver bör läggas de specifika element som förekommer i gruvavfallsdeponin (exempelvis men inte nödvändigtvis enbart koppar (Cu), krom (Cr), nickel (Ni), kobolt (Co), kadmium (Cd), zink (Zn), bly (Pb), molybden (Mo) och arsenik (As)).

5.4 Rekommendationer för kommande åtgärder

Följande punkter bör beaktas mycket noga vid planering och genomförande av framtida åtgärder av gruvavfallsdeponier med aska och slam:

- Kartera området noga med avseende på spridningsvägar och kringliggande deponier som eventuellt kan bidra till föroreningen på platsen.
- Efter att spridningsvägarna i både yt- och grundvatten har bestämts bör mätningar under minst ett hydrologiskt år ske med avseende på både kemisk kvalitet och vattenföring.
- Bestäm noga hur grundvattnen rinner genom området och om grundvattnet passerar genom deponin. Om så är fallet, kan man avleda det opåverkade grundvattnet via avskärande diken?
- Karaktärisera gruvavfallsmaterialet noga innan täckningen sker. Det bör ske med speciell tanke på om arsenik kan mobiliseras som följd av åtgärden.

6 Förslag till fortsatt forskningsarbete

Ett fortsatt forskningsarbete är nödvändigt för att kunna avgöra lämpligheten i att täcka gruvavfall med aska och slam. En fokusering bör ske på övervakningsprogram och koppling mellan totalhalter, lakdata och ytvattendata, samt sambandet mellan pH, organiskt material och spårelement. För att kunna bedöma lämpligheten för denna typ av täckning är det viktigt att innan en täckning startar ta reda på utgångsförutsättningarna med avseende på yt- och grundvattenströmningar samt de ursprungliga vattenkvalitetsparametrarna. Mätningar och undersökningar bör ske under minst ett hydrologiskt år innan åtgärden genomförs för att på så sätt skapa bra referensvärden med avseende på vattenflöden och kemisk kvalitet.

En väl avgränsad historisk (vittrad) sulfidmalmsdeponi med tydliga strömningsvägar bör täckas med beaktande av i denna rapport framtagna resultat. Lutningen på deponins överyta bör exempelvis vara högre än i Ervalla. De avskärande dikenas djup bör också vara väl genomtänkta med hänsyn taget till grundvattenytans nivå under olika delar av året.

Det finns sannolikt också stora vinster att göra genom att fortsätta att studera reaktiva system (exempelvis askor och gruvavfall) i laboratorieskala innan pilot- och fullskaleförsök görs i fält. Proportioner mellan aska och avfall kan studeras i flera parallella system samtidigt som simulering av en längre tidsskala kan göras.

7 Litteraturreferenser

- [1] Tegengren, F.R. (1924) Sveriges ädlare malmer och bergverk. SGU Ser Ca No 17
- [2] Fällman A-M; (1993) Undersökning av utlakning från behandlad och obehandlad torvaska. SGI Dnr 9303-122-2, Linköping
- [3] USEPA (1994) Acid mine drainage prediction. Technical document, EPA530-R-94-036, Office of Solid Waste, U.S. Environmental Protection Agency
- [4] Ledin A. och Pedersen (1996) The environmental impact of mine wastes – Roles of microorganisms and their significance on treatment of mine wastes. *Earth-Science Reviews*, 41: 67-108
- [5] Karlsson, S. och Bäckström, M. (2003) Surface water quality in Bersbo, Sweden – Fifteen years after amelioration of sulphidic waste. In: Mining and the Environment III, Sudbury, Canada, 6 pp (CD-ROM)
- [6] Jurjovec, J., Ptacek, C.J. och Blowes, D.W. (2002) Acid neutralization mechanisms and metal release in mine tailings: A laboratory column experiment. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 66(9): 1511-1523
- [7] Brake, S.S., Connors, K.A. och Romberger, S.B. (2001) A river runs through it: impact of acid mine drainage on the geochemistry of West Little Sugar Creek pre- and post-reclamation at the Green Valley coal mine, Indiana, USA. *Environmental Geology*, 40: 1471-1481
- [8] Tonkin, J.W., Balistrieri, L.S. och Murray, J.W. (2002) Modeling metal removal onto natural particles formed during mixing of acid rock drainage with ambient surface water. *Environmental Science & Technology*, 36(3): 484-492
- [9] Dinelli, E. och Tateo, F. (2002) Different types of fine-grained sediments associated with acid mine drainage in the Libiola Fe-Cu mine area (Ligurian Apennines, Italy). *Applied Geochemistry*, 17: 1081-1092
- [10] Lee, G., Bigham, J.M. och Faure, G. (2002) Removal of trace metals by coprecipitation with Fe, Al and Mn from natural waters contaminated with acid mine drainage in the Ducktown mining district, Tennessee. *Applied Geochemistry*, 17: 569-581
- [11] Williams, D.J., Bigham, J.M., Cravotta, III, C.A., Traina, S.J., Anderson, J.E. och Lyon, J.G. (2002) Assessing mine drainage pH from the color and spectral reflectance of chemical precipitates. *Applied Geochemistry*, 17: 1273-1286
- [12] Bäckström, M., Dario, M., Karlsson, S. och Allard, B. (2003) Effects of a fulvic acid on the adsorption of mercury and cadmium on goethite. *The Science of the Total Environment*, 304(1-3): 257-268
- [13] Lövgren, L. och Sjöberg, S. (1996) Hydrokemiska processer i gruvavfallsupplag och recipienter – tungmetallspeciering och sorptions- och sedimentationsprocesser. AFR-Rapport 103
- [14] Bäckström, M. och Johansson, I. (2004) Askor och rötslam som täckskikt för gruvavfall. Rapport 855, Värmeforsk (77 sid)
- [15] EG (2003) Kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid avfallsdeponier (2003/33/EG)

-
- [16] Axnér J och Larsson M. (2003) Talliumhalten i mark och grundvatten vid en gruvdeponi i Närke. Projektarbete inom miljövetenskap (3 poäng), Örebro universitet
- [17] Andersson L och Arvidsson C (2003) Antimon i grundvatten och sediment i Ervalla gruvdeponi. Projektarbete inom miljövetenskap (3 poäng), Örebro universitet
- [18] Tessier, A., Campbell, P.G.C. och Bisson, M. (1979) Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, 51(7): 844-851
- [19] Jones, W.P. och Jandik, P. (1991) Controlled changes of selectivity in the separation of ions by capillary electrophoresis. *Journal of Chromatography*, 546: 445-458
- [20] Romano, J., Jandik, P., Jones, W.R. och Jackson, P.E. (1991) Optimization of inorganic capillary electrophoresis for the analysis of anionic solutes in real samples. *Journal of Chromatography*, 546: 411-421
- [21] Svensk standard SS 02 81 99. Vattenundersökningar- Riktlinjer för bestämning av totalt organiskt kol (TOC) i vatten
- [22] Svensk standard SS 02 81 13. Vattenundersökningar – Bestämning av torrsubstans och glödningsrest i vatten, slam och sediment
- [23] Svensk Standard (1994) Markundersökningar – Bestämning av pH. SS-ISO 10 390
- [24] Hagberg, J. (2002) Application of capillary zone electrophoresis for the analysis of low molecular weight organic acids in environmental samples. *International Journal of Analytical Chemistry*, 78(3-4): 385-396
- [25] Parkhurst, D.L. och Appelo, C.A.J. (1999) User's guide to PHREEQC (Version 2) – A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. Water Resources Investigations Report 99-4259, U.S. Geological Survey, Denver, CO, USA
- [26] Ball, J.W. och Nordstrom, D.K. (1991) User's manual for WATEQ4F, with revised thermodynamic database and test cases for calculating speciation of major, trace and redox elements in natural waters. Report 91-183, US Geological Survey
- [27] Bäckström, M. (2002) On the chemical state and mobility of lead and other trace elements at the biogeosphere/technosphere interface. Doktorsavhandling, Örebro Studies in Chemistry 1, Örebro universitet
- [28] Engwall M., Brunström B., Näf C. och Hjelm K., (1999) "Levels of dioxin-like compounds in sewage sludge determined with a bioassay based on erod induction in chicken embryo liver cultures", *Chemosphere*, 38 (10), 2327-2343
- [29] Johansson I., (2003) Characterisation of organic materials from incineration residues, Doktorsavhandling, Örebro Studies in Chemistry 3, Örebro universitet
- [30] RVF (2001) Förbränning av avfall. En kunskapssammanställning om dioxiner, RVF, Malmö

- [31] Hallberg, R.O., Granhagen, J.R. och Liljemark, A. (2005) A fly ash/biosludge dry cover for the mitigation of AMD at the Falun mine. *Chemie der Erde*, 65(S1): 43-63
- [32] Wikman, K., Svensson, M., Ecke, H. och Berg, M. (2003) Nedbrytningsmönster för cellulosor i närvaro av aska. Rapport 806, Värmeforsk
- [33] Naturvårdsverket (1999) Metodik för inventering av förorenade områden. Rapport 4918

Bilagor

- A. Kartmaterial**
- B. Spårelementhalter och näringsinnehåll i slam, Örebro
avloppsverk 2000-2002**
- C. Analysresultat för torv/träaska**
- D. Blandningsförsök**
- E. Specialstudie av sediment på dikesbotten vid punkt 6**

A Kartmaterial



SWECO VIAK

SWECO VIAK AB
Grubbensg 6, Box 8118
700 08 ÖREBRO
Telefon 019-16 81 00
Fax 019-16 81 49



VÄRMEFORSK SERVICE AB

Gruvavfall Ervalla

Översikt

UPPDRAG
1553009

RITAD AV
DAVE

HANDLÄGGARE
D.Ekholm

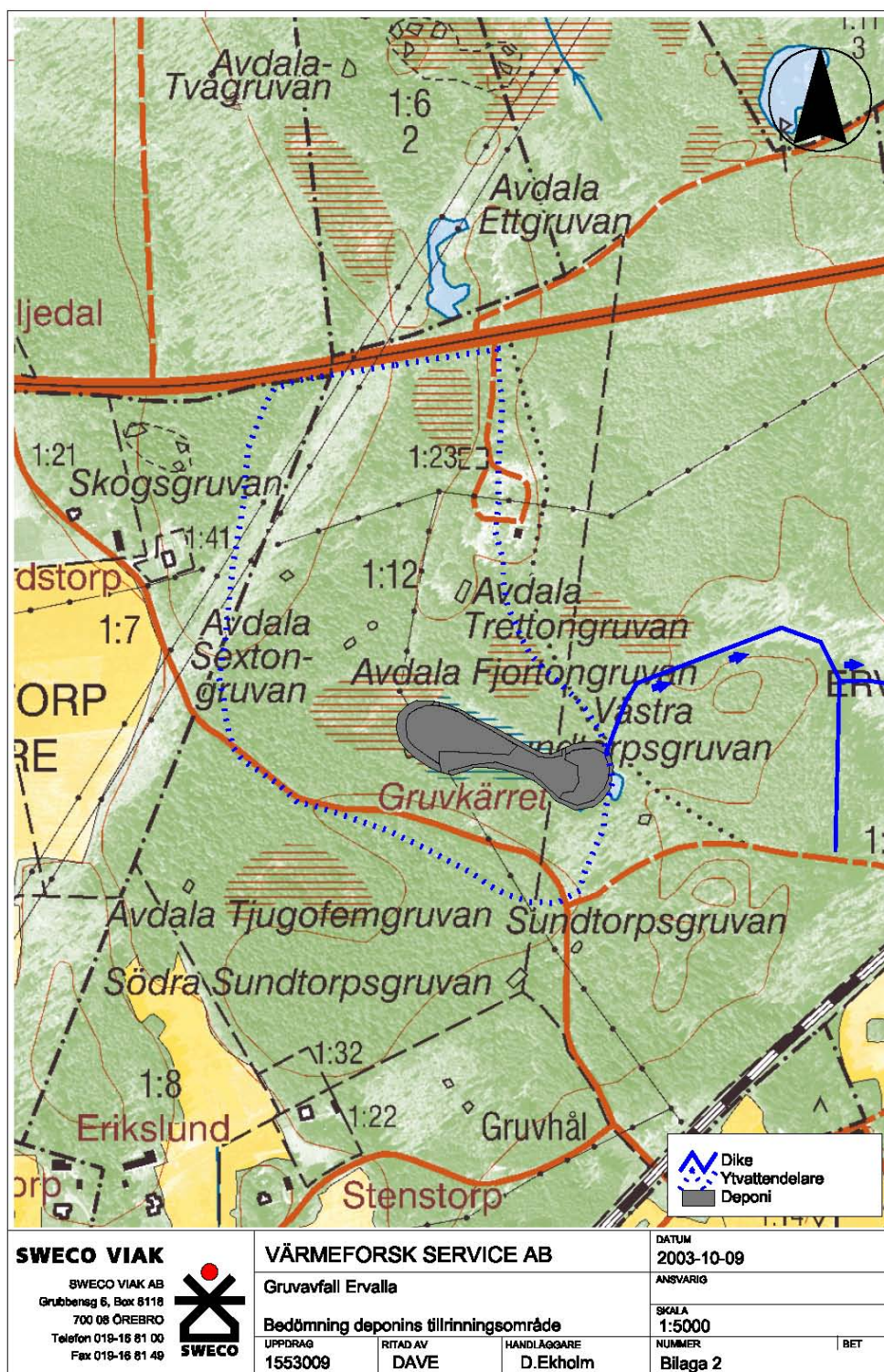
DATUM
2003-10-09

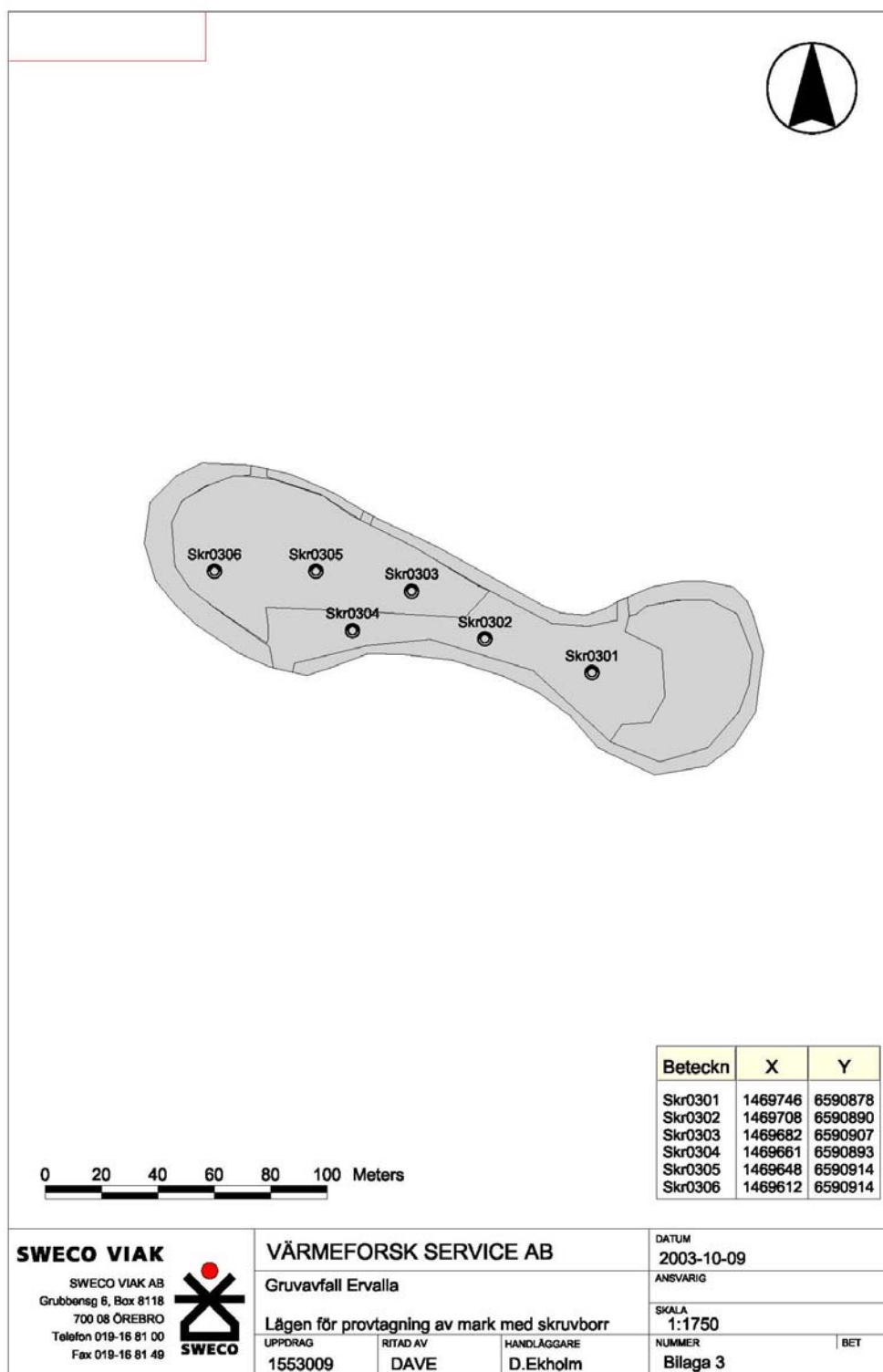
ANSVARIG

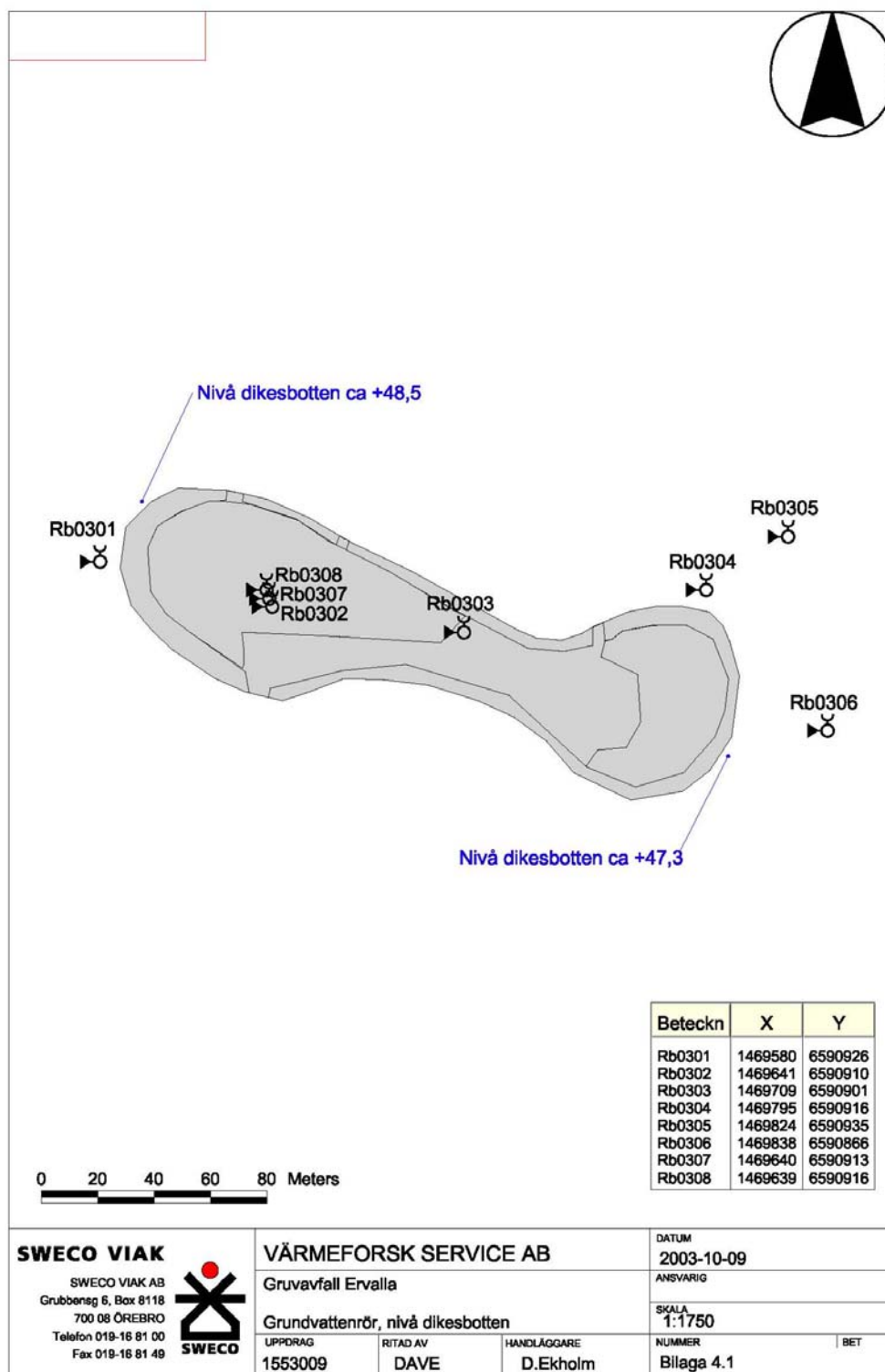
SKALA
1:50000

NUMMER
Bilaga 1

BET







Värmeforsk Service AB
1553009 Gruvavfall Ervalla
Bilaga 4.2

Grundvattenrör Ervalla									
	X	Y	Zrök (rör ök)	Zmy (markyta)	Zruk (rör uk)	Zgvy (2003-03-19)	Zgvy (2003-09-23)	Rörtyp, spets	Anmärkning
Rb0301	1469580	6590926	50,98	49,8	47,98	49,10	48,51	HDPE, 1 m filter	
Rb0302	1469641	6590910	52,15	50,8	47,15	48,80	48,20	"-	
Rb0303	1469709	6590901	50,24	49,6	45,24	48,07	47,60	"-	
Rb0304	1469795	6590916	48,96	47,8	45,96	47,42	46,65	"-	
Rb0305	1469824	6590935	47,73	47,2	44,73	46,99	45,92	"-	
Rb0306	1469838	6590866	47,76	46,9	42,76	46,67	45,76	"-	
Rb0307	1469640	6590913	51,66	50,8	47,76	48,81	48,21	Stål, 1 m med 4 mm hål	Gick ej att driva ner i Mn, ersätts av Rb0308
Rb0308	1469639	6590916	51,63	50,7	47,13	48,80	48,20	"-	

OBS! Samtliga Z-värden anges i ett lokalt höjdsystem.

B Spårelementhalter och näringsinnehåll i slam, Örebro avloppsverk 2000-2002

Tabell 15. Medelvärden för spårelement, näringsinnehåll och PAH i slam från Örebro avloppsverk

Table 15. Mean value for trace elements, nutrients and PAH in sludge from Örebro sewage treatment works

År		2000	2001	2002
pH		7,9	7,9	8,0
Torrsubstans	%	30,0	32,7	32,6
Glödförlust	%	58,8	57,7	55,7
Ammoniumkväve	g/kg TS	10,1	9,1	8,6
Totalkväve	g/kg TS	35,7	33	29
P	g/kg TS	20,3	17	15
K	g/kg TS	1,7	1,5	1,3
CaO	g/kg TS	52,5	54	66
Mg	g/kg TS	2,1	2,2	2,2
Hg	mg/kg TS	0,85	0,54	0,43
Cd	mg/kg TS	0,8	0,93	0,72
Pb	mg/kg TS	34	29	28
Cr	mg/kg TS	19	18	16
Ni	mg/kg TS	23,5	14	11
Cu	mg/kg TS	312	227	211
Ag	mg/kg TS	9,3	4,7	4,5
Zn	mg/kg TS	476	350	317
Fluoranten	mg/kg TS	0,34	0,27	0,27
Benso(b)fluoranten	mg/kg TS	0,12	0,12	0,11
Benso(k)fluoranten	mg/kg TS	0,10	0,10	0,10
Benso(a)pyren	mg/kg TS	0,11	0,10	0,11
Benso(ghi)perylene	mg/kg TS	0,11	0,11	0,10
Indeno(1,2,3-cd)pyren	mg/kg TS	0,10	0,10	0,10

C Analysresultat för torv/träaska

Tabell 16. Medelvärden av resultat från totalhaltsanalys på torv/träaska från Sydkraft MälarVärme AB.

Table 16. Mean values of the total content in peat ash from Sydkraft MälarVärme AB.

År		1997 (n 8)	1998 (n 7)	1999 (n 7)
Fukt	%	0,21	0,38	0,20
Glödförlust	%	3,46	2,56	0,29
Aska	%	96,3	98,2	99,7
pH		12,3	12,5	12,5
Ca	%	16,7	21,4	20,8
K	%	2,44	1,64	1,69
Na	%	1,21	0,91	0,98
S	%	2,43	2,69	2,38
SO ₄ ²⁻	%	6,10	5,28	3,98
CaSO ₄	%	8,67	7,47	5,64
Cl ⁻	%	0,23	0,29	0,21
Hg	mg/kg	0,60	0,58	0,66
As	mg/kg	34,4	57,0	105
Pb	mg/kg	98,2	160	176
Cd	mg/kg	5,93	5,59	5,66
Cu	mg/kg	145	202	278
Cr	mg/kg	147	115	128

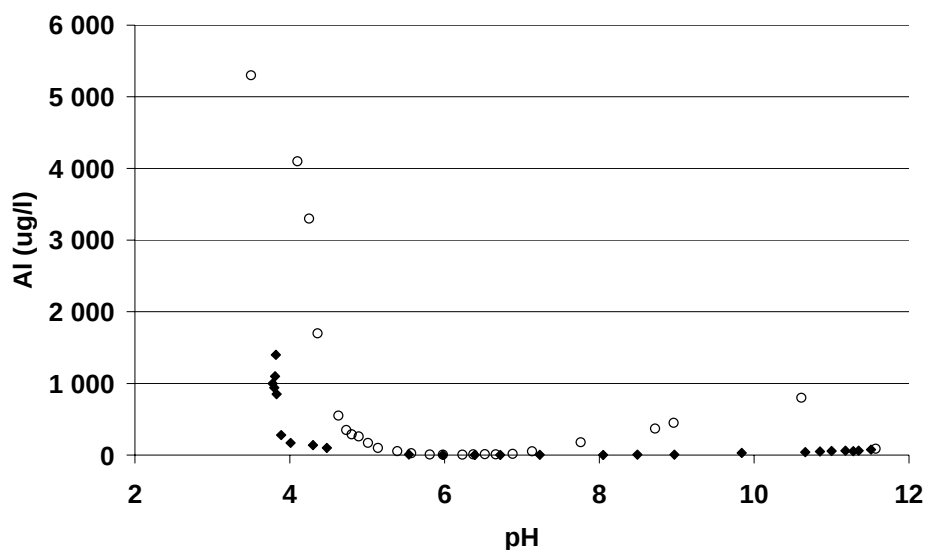
Tabell 17 Sammanställning av resultat från tillgänglighetstest och lakfösök utfört av SGI på torvaska från Sydkraft MälarVärme AB.

Table 17 The results of the availability test and batch leaching carried out by SGI on peat ash from Sydkraft MälarVärme AB.

	Tillgänglighetstest	Torvaska 1	Torvaska 2	L/S 2	Torvaska
Ca	mg/kg	248 000	263 000	mg/l	452
Fe	mg/kg	14,4	39,3	mg/l	<0,01
K	mg/kg	1 550	1 770	mg/l	653
Mg	mg/kg	3 550	5 510	mg/l	<0,08
Na	mg/kg	404	506	mg/l	165
S	mg/kg	24 400	24 700	mg/l	1,59
Al	mg/kg	3 590	8 900	mg/l	310
As	mg/kg	0,457	0,872	mg/l	<0,40
Ba	mg/kg	148	180	mg/l	16 800
Cd	mg/kg	0,331	0,794	mg/l	0,752
Co	mg/kg	<2,2	<2,2	mg/l	<7.0
Cr	mg/kg	1,63	1,93	mg/l	<1.0
Cu	mg/kg	7,54	18,9	mg/l	8,36
Hg	mg/kg	<0,09	<0,09	mg/l	0,577
Mn	mg/kg	228	510	mg/l	0,445
Ni	mg/kg	2,93	5,35	mg/l	29,2
Pb	mg/kg	0,25	0,41	mg/l	11,8
Zn	mg/kg	20,9	56	mg/l	133

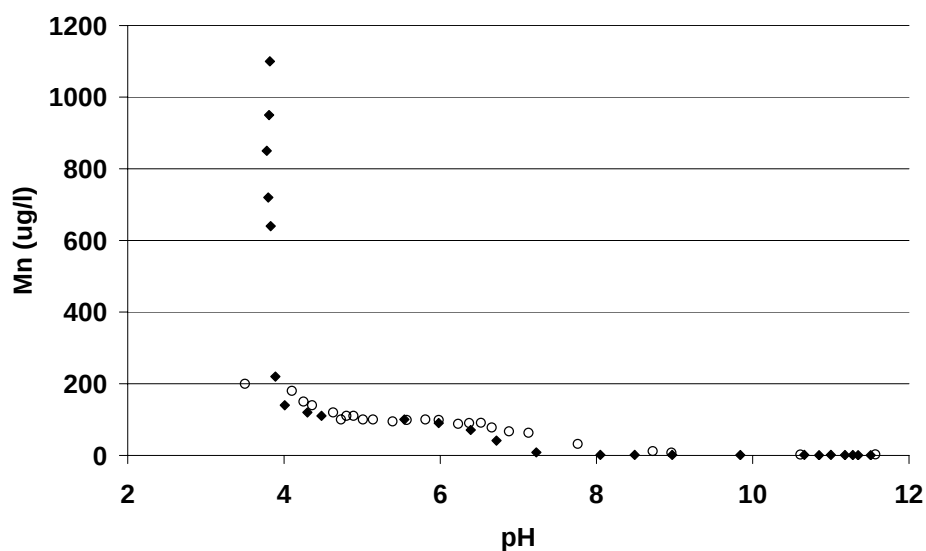
D Blandningsförsök

Diagram för samtliga analyserade element i blandningsförsöken.



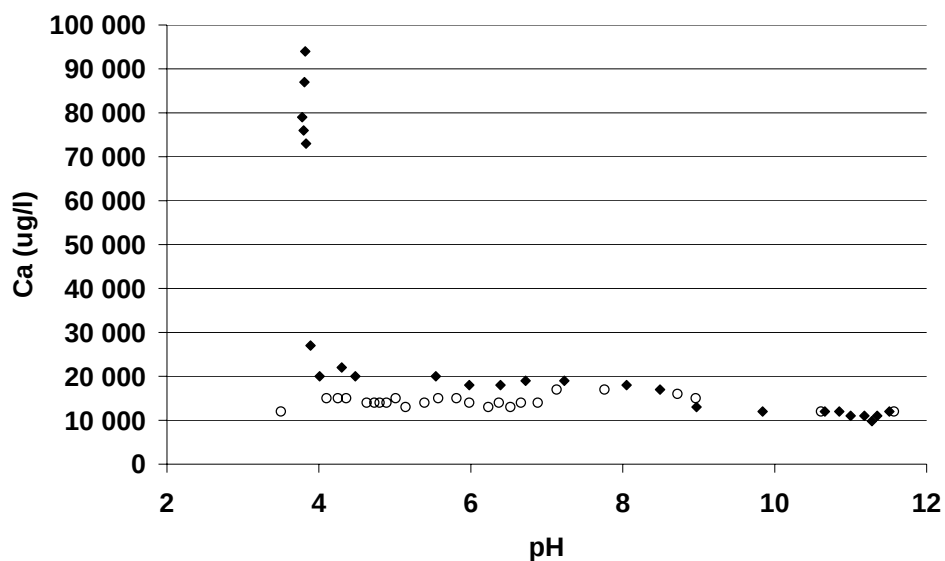
Figur 29. Den lösta koncentrationen av aluminium som funktion av pH. Blandningsförsök A (grv 2+3) fyllda diamanter och blandningsförsök B (grv 3+4) öppna cirklar.

Figure 29. The dissolved concentration of aluminium as a function of pH. Mixing experiment A (grv 2+3) filled diamonds and mixing experiment B (grv 3+4) open circles.



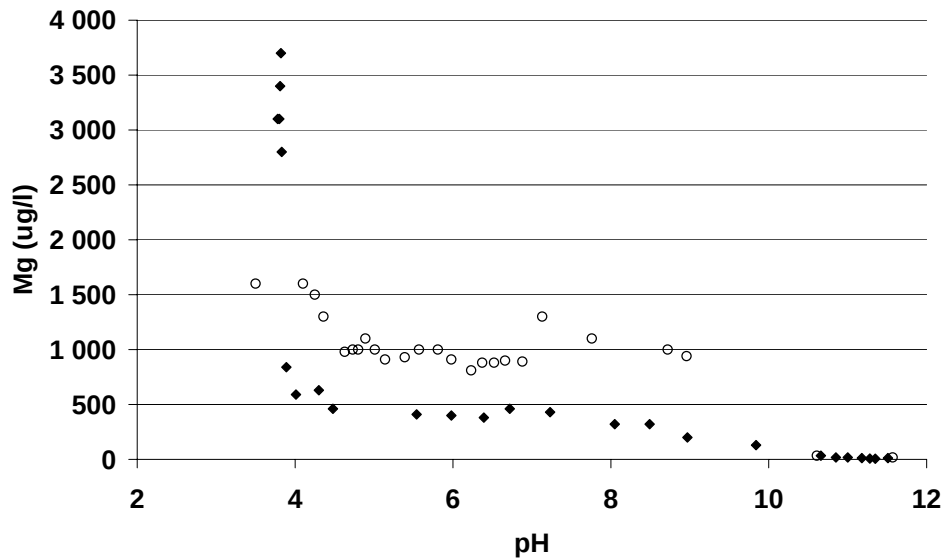
Figur 30. Den lösta koncentrationen av mangan som funktion av pH. Blandningsförsök A (grv 2+3) fyllda diamanter och blandningsförsök B (grv 3+4) öppna cirklar.

Figure 30. The dissolved concentration of manganese as a function of pH. Mixing experiment A (grv 2+3) filled diamonds and mixing experiment B (grv 3+4) open circles.



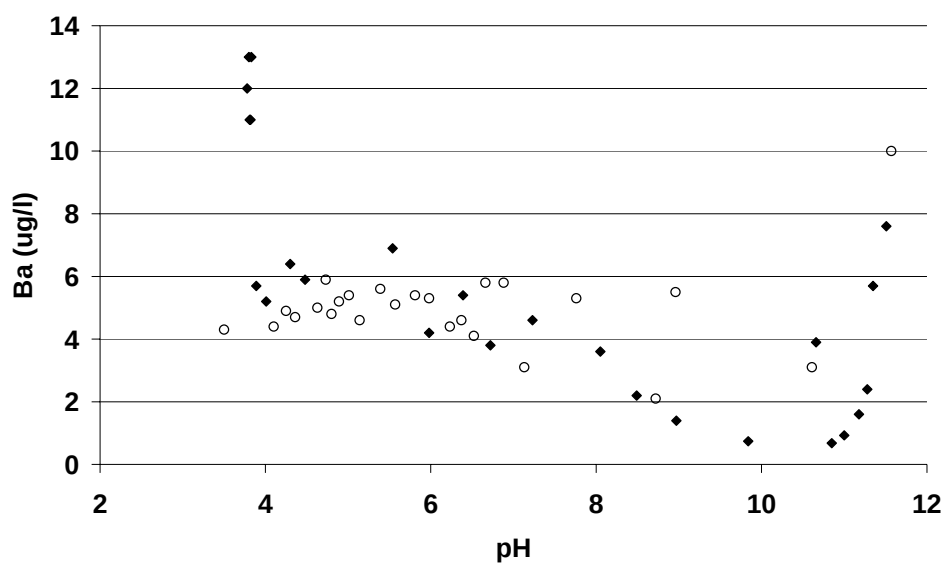
Figur 31. Den lösta koncentrationen av kalcium som funktion av pH. Blandningsförsök A (grv 2+3) fyllda diamanter och blandningsförsök B (grv 3+4) öppna cirklar.

Figure 31. The dissolved concentration of calcium as a function of pH. Mixing experiment A (grv 2+3) filled diamonds and mixing experiment B (grv 3+4) open circles.



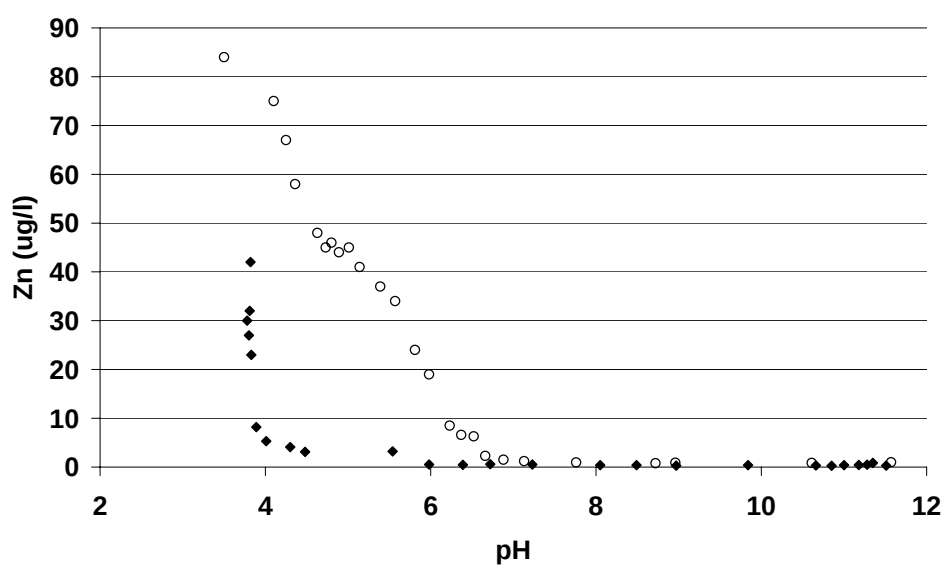
Figur 32. Den lösta koncentrationen av magnesium som funktion av pH. Blandningsförsök A (grv 2+3) fyllda diamanter och blandningsförsök B (grv 3+4) öppna cirklar.

Figure 32. The dissolved concentration of magnesium as a function of pH. Mixing experiment A (grv 2+3) filled diamonds and mixing experiment B (grv 3+4) open circles.



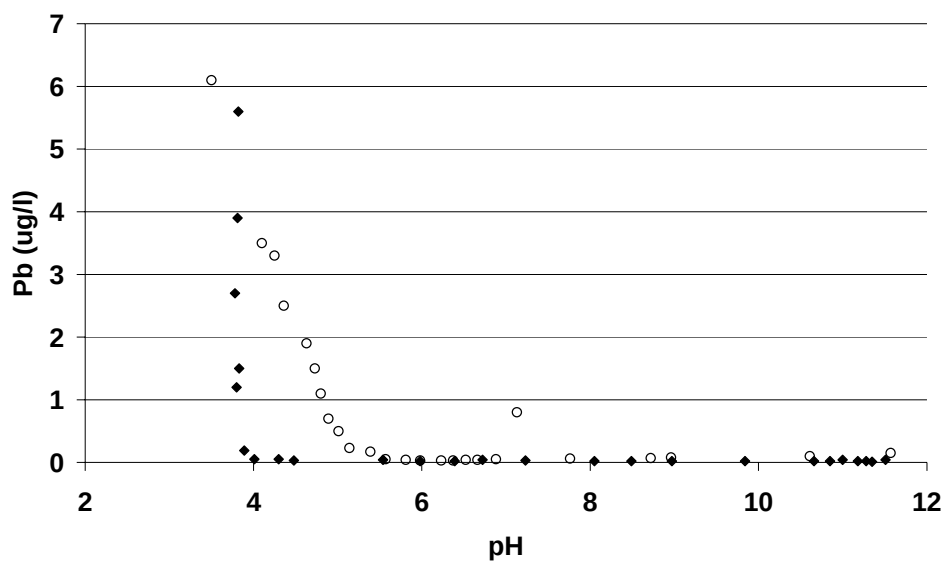
Figur 33. Den lösta koncentrationen av barium som funktion av pH. Blandningsförsök A (grv 2+3) fyllda diamanter och blandningsförsök B (grv 3+4) öppna cirklar.

Figure 33. The dissolved concentration of barium as a function of pH. Mixing experiment A (grv 2+3) filled diamonds and mixing experiment B (grv 3+4) open circles.



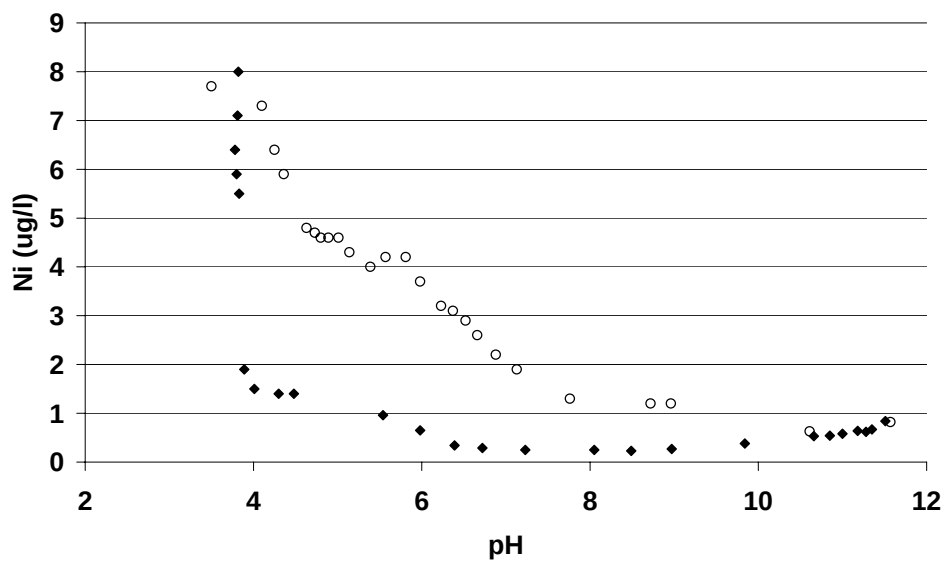
Figur 34. Den lösta koncentrationen av zink som funktion av pH. Blandningsförsök A (grv 2+3) fyllda diamanter och blandningsförsök B (grv 3+4) öppna cirklar.

Figure 34. The dissolved concentration of zinc as a function of pH. Mixing experiment A (grv 2+3) filled diamonds and mixing experiment B (grv 3+4) open circles.



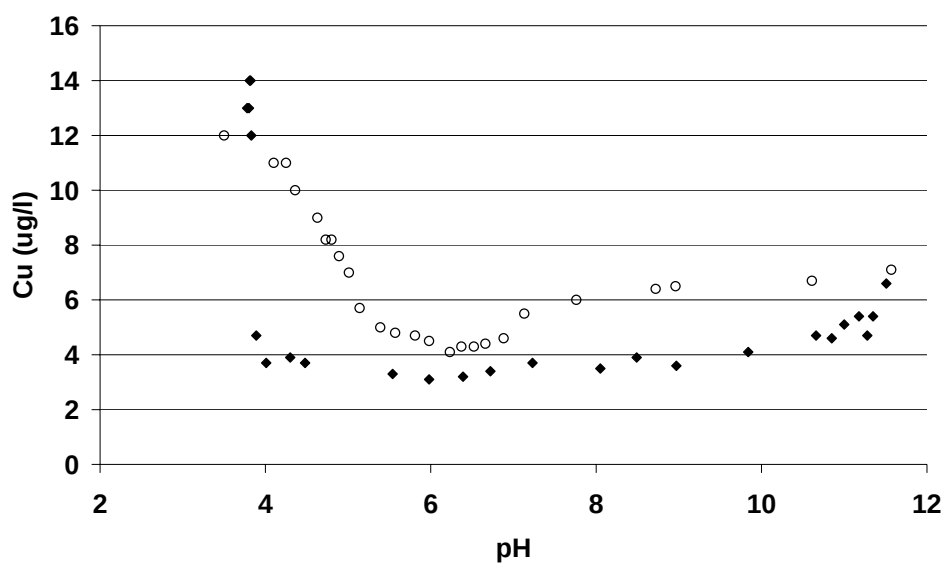
Figur 35. Den lösta koncentrationen av bly som funktion av pH. Blandningsförsök A (grv 2+3) fyllda diamanter och blandningsförsök B (grv 3+4) öppna cirklar.

Figure 35. The dissolved concentration of lead as a function of pH. Mixing experiment A (grv 2+3) filled diamonds and mixing experiment B (grv 3+4) open circles.



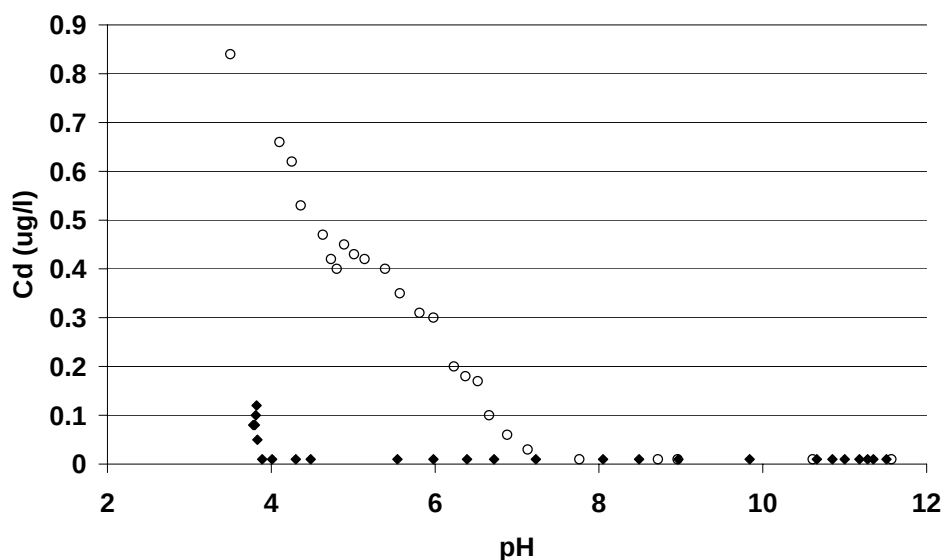
Figur 36. Den lösta koncentrationen av nickel som funktion av pH. Blandningsförsök A (grv 2+3) fyllda diamanter och blandningsförsök B (grv 3+4) öppna cirklar.

Figure 36. The dissolved concentration of nickel as a function of pH. Mixing experiment A (grv 2+3) filled diamonds and mixing experiment B (grv 3+4) open circles.



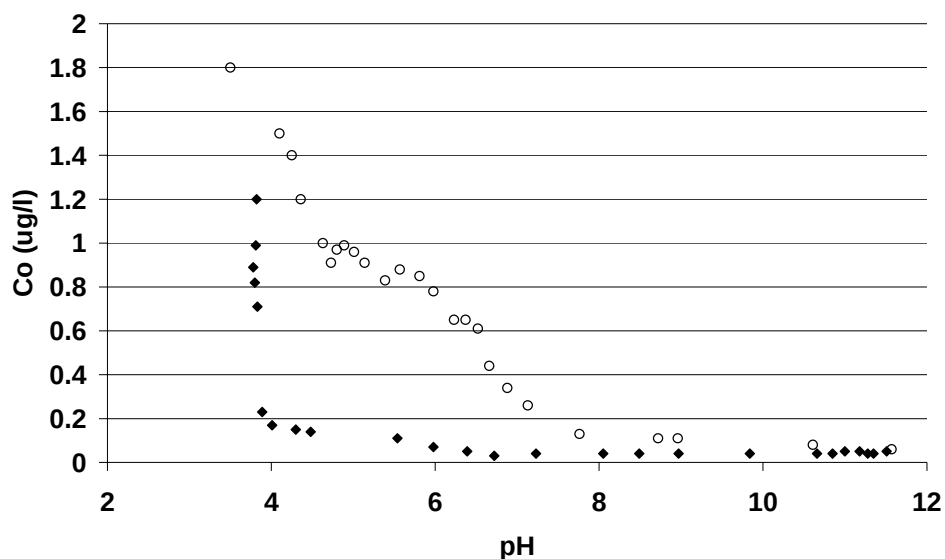
Figur 37. Den lösta koncentrationen av koppar som funktion av pH. Blandningsförsök A (grv 2+3) fyllda diamanter och blandningsförsök B (grv 3+4) öppna cirklar.

Figure 37. The dissolved concentration of copper as a function of pH. Mixing experiment A (grv 2+3) filled diamonds and mixing experiment B (grv 3+4) open circles.



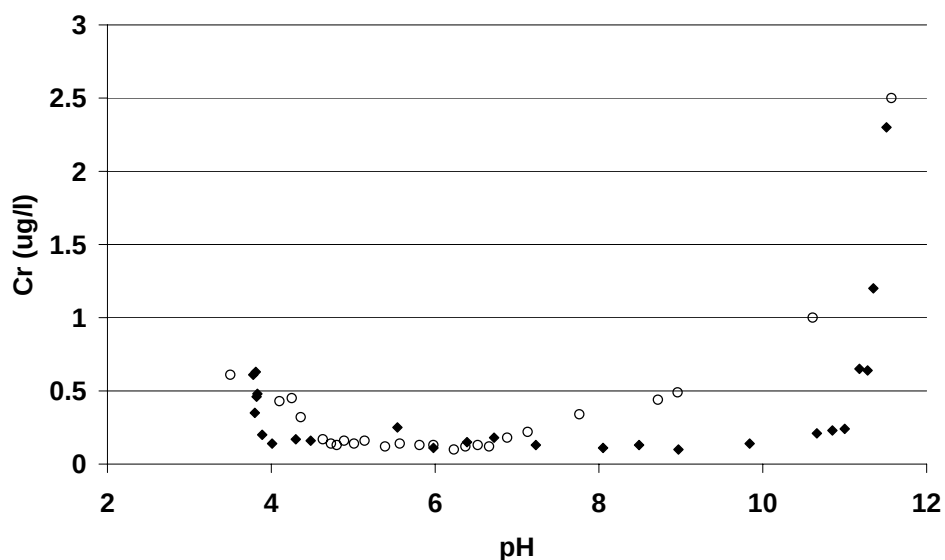
Figur 38. Den lösta koncentrationen av kadmium som funktion av pH. Blandningsförsök A (grv 2+3) fyllda diamanter och blandningsförsök B (grv 3+4) öppna cirklar.

Figure 38. The dissolved concentration of cadmium as a function of pH. Mixing experiment A (grv 2+3) filled diamonds and mixing experiment B (grv 3+4) open circles.



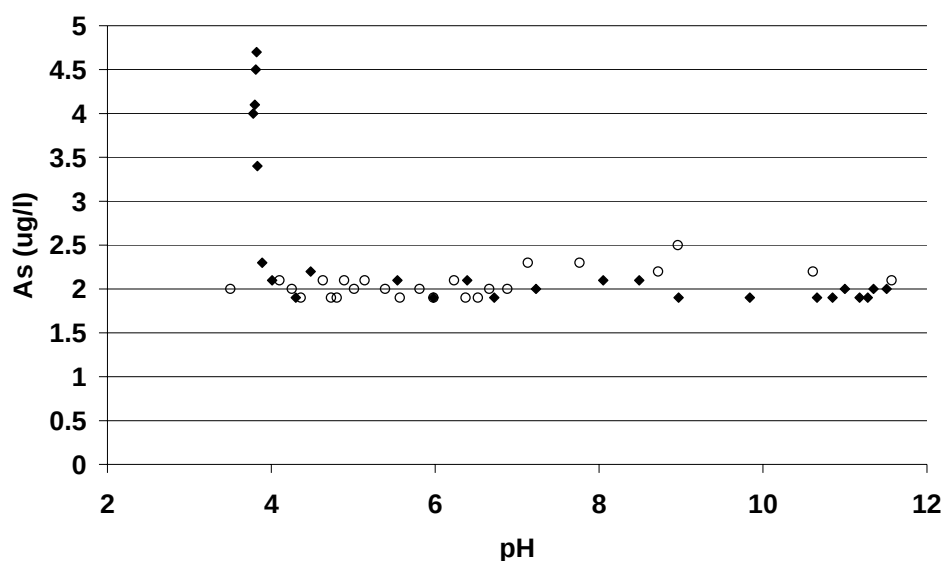
Figur 39. Den lösta koncentrationen av kobolt som funktion av pH. Blandningsförsök A (grv 2+3) fyllda diamanter och blandningsförsök B (grv 3+4) öppna cirklar.

Figure 39. The dissolved concentration of cobalt as a function of pH. Mixing experiment A (grv 2+3) filled diamonds and mixing experiment B (grv 3+4) open circles.



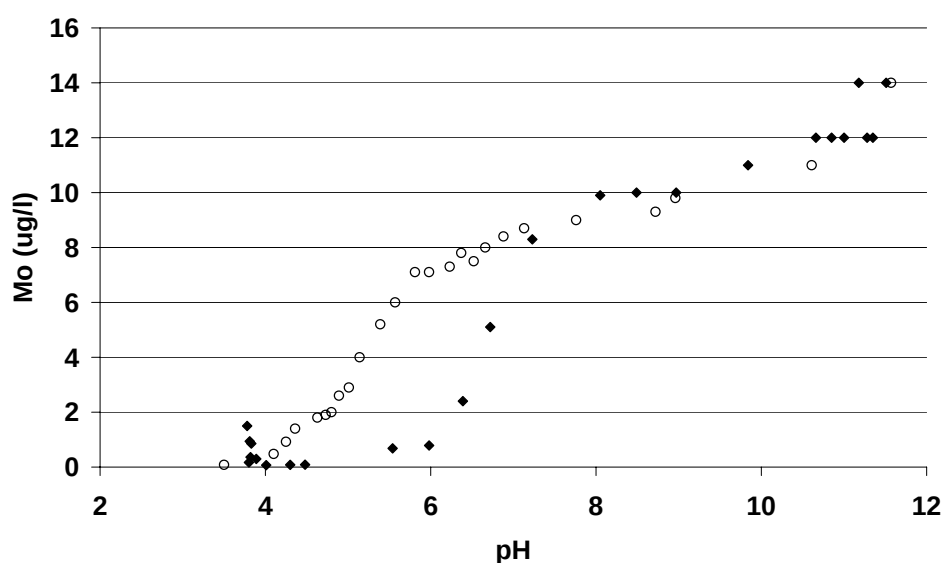
Figur 40. Den lösta koncentrationen av krom som funktion av pH. Blandningsförsök A (grv 2+3) fyllda diamanter och blandningsförsök B (grv 3+4) öppna cirklar.

Figure 40. The dissolved concentration of chromium as a function of pH. Mixing experiment A (grv 2+3) filled diamonds and mixing experiment B (grv 3+4) open circles.



Figur 41. Den lösta koncentrationen av arsenik som funktion av pH. Blandningsförsök A (grv 2+3) fyllda diamanter och blandningsförsök B (grv 3+4) öppna cirklar.

Figure 41. The dissolved concentration of arsenic as a function of pH. Mixing experiment A (grv 2+3) filled diamonds and mixing experiment B (grv 3+4) open circles.



Figur 42. Den lösta koncentrationen av molybden som funktion av pH. Blandningsförsök A (grv 2+3) fyllda diamanter och blandningsförsök B (grv 3+4) öppna cirklar.

Figure 42. The dissolved concentration of molybdenum as a function of pH. Mixing experiment A (grv 2+3) filled diamonds and mixing experiment B (grv 3+4) open circles.

E Specialstudie av sediment på dikesbotten vid punkt 6

E.1 Orientering

I juni 2004 provtogs dikesbotten vid ytvattenpunkt 6 då inget flödande vatten fanns. Platsen valdes då olika färger på sedimentet tidigare noterats, se sekt. 4.7.1 (Figur 15). Indikationer utifrån sedimentets färg samt flödesmönster tyder på att vatten från deponin tränger ut till diket.

Uppströms punkt 6 finns inga tydliga utfällningar utan mellan punkt 5 och 6 uppstår en orangefärgad fällning. Under 2003 var fällningen synlig t.o.m. punkt 8 (upphörde mellan punkt 8 och 9) men efter issmältningen 2004 täckte fällningen dikesbotten förbi punkt 9 och upphörde mellan punkt 9 och 10 (Figur 17).

E.2 Provtagning

Prov togs med hjälp av plastsked, proven delades upp i förhållande till färg på sedimentet. Första provtagningen upphörde efter 3:e färgskiftningen, medan vid prov 2 fortsatte provtagningen till dess att gruvavfallsliknande rester hittades, man antog då att botten var nådd. Färgerna varierade mellan orange till svart, något skikt var även turkosfärgat, se tabell 18. De två lagren närmast botten i prov 2 (2:7 och 8) var ljusare och innehöll större bitar gruvsand medan lagren ovanför var porösa och mer homogena i storleksfraktionen (enbart visuell bedömning).

E.3 Analys

Vid ankomst till laboratoriet bestämdes torrhalt enligt 3.6.1 och porvatten och fast fas separerades genom centrifugering, 20 000 g i 40 minuter. För uppslutning av fast fas samt metallanalys, se sektion 3.6.2.

Tabell 18. Halter i dikessediment från juni 2004, fastfas.

Table 18. Concentrations in the sediment from June 2004, solid phase.

Prov: fraktion	Färg	Fukthalt %	Na	Mg	Al	K	Ca	Fe
					g/kg ts			
1:1	Orange	74	2,5	1,0	15	5,3	4,0	314
1:2	Mörk grön	84	2,9	0,6	45	6,9	6,2	263
1:3	Orange	83	2,2	0,4	52	5,1	8,1	270
2:1	Orange	78	5,5	2,2	17	24	30	247
2:2	Mörk grön	76	3,4	0,7	21	11	15	307
2:3	Orange	69	2,8	0,4	21	9,5	5,6	308
2:4	Turkos	71	2,6	0,5	21	8,9	12	303
2:5	Orange	67	1,9	1,1	22	89	4,6	201
2:6	Mörk grön	61	1,6	0,8	17	7,3	4,9	231
2:7	Orange	24	0,40	2,1	15	5,6	2,0	78
2:8	Ljusare orange	19	0,2	2,1	11	4,3	1,4	47

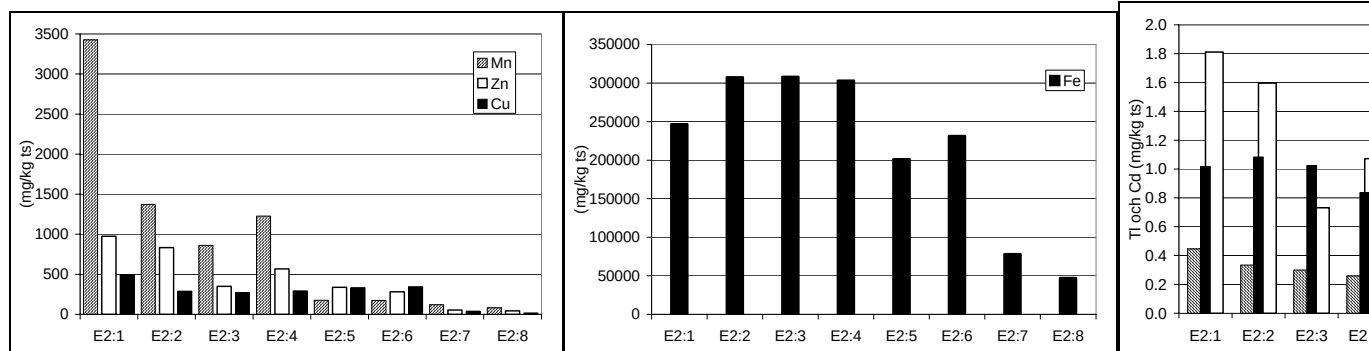
Forts tabell 18

Prov: fraktion	Mn	Cu	Zn	Cd	Tl	Pb
	mg/kg ts					
1:1	144	461	284	0,7	0,4	42
1:2	390	539	1 110	2,1	0,6	69
1:3	308	484	805	1,5	0,3	63
2:1	3 430	498	974	1,8	0,4	51
2:2	1 370	291	834	1,6	0,3	54
2:3	861	272	349	0,7	0,3	51
2:4	1 230	294	568	1,1	0,3	42
2:5	176	333	338	0,6	0,4	94
2:6	174	346	282	0,5	0,3	59
2:7	120	40	55	0,0	0,2	36
2:8	82	19	45	0,0	0,2	23

E.4 Resultat och diskussion

Analys av fukthalten visar tydligt att de två sista lagren (2:7 och 8) innehåller mindre vatten, tabell 18, jämfört med de ovan, även koncentrationen av Na, Ca, Fe, Mn, Cu, Zn, Cd och Pb var lägre.

Utifrån fukthalten, metallkoncentration och textur på provtaget material kan vi dra slutsatsen att lagren i prov 1 härrör från sedimentation av utfällningar samt även lager 1-6 i prov 2 har samma ursprung, tabell 18 och Figur 43.



Figur 43. Elementfördelningen i den fasta fasen.

Figure 43. Element distribution in the solid phase.

Porvattnet, tabell 19, visar inte samma koncentrationsmönster som det fasta materialet, K, Na, Ca, Mo och Ba minskar i koncentration närmare dikesbotten medan Fe, Mn, Cu och Zn visar motsatt mönster. Övriga element visar ingen klar indikation på ökande eller minskande trend.

Tabell 19. Elementkoncentrationer i porvatten.

Table 19. Element concentrations in the pore water.

Prov: fraktion	Na	Mg	Al	K mg/l	Ca	Fe	Mn
1:1	423	48	3,32	773	234	922	11

1:2	375	35	0,18	666	196	779	7,2
1:3	293	28	0,15	591	164	652	5,0
2:1	1 050	44	0,14	2 670	178	nd	0,9
2:2	765	30	0,08	2 010	152	0,08	2,1
2:3	635	16	0,13	1 680	82	0,61	0,8
2:4	648	21	0,06	1 680	109	0,41	1,3
2:5	536	13	0,09	1 410	68	11	1,1
2:6	544	14	0,09	1 380	87	176	2,2
2:7	501	17	0,20	1 180	95	401	2,5
2:8	208	19	0,28	482	98	595	2,9

Prov: fraktion	Cr	Cu	Zn	Mo ug/l	Ba	Tl	Pb	U
1:1	0,09	10	1671	2,0	106	0,28	0,09	0,71
1:2	2,73	2,4	26	2,4	132	0,20	nd	0,89
1:3	0,74	1,6	26	7,3	162	0,15	nd	1,2
2:1	0,13	20	54	789	192	0,22	nd	5,1
2:2	0,94	1,6	14	157	340	0,10	0,41	0,7
2:3	nd	20	32	115	271	0,29	0,83	0,78
2:4	0,90	1,0	7,9	12,0	146	0,11	nd	0,03
2:5	0,71	2,8	18	8,1	250	0,16	0,13	0,09
2:6	0,21	2,9	26	2,5	71	0,12	nd	0,31
2:7	4,15	6,4	148	3,8	90	0,18	0,22	0,51
2:8	1,78	6,3	63	2,0	62	0,22	0,21	0,37

nd – ej detekterad med den utrustning som använts

nd – not detected with the equipment used

Då vatten från området norr om deponin når diket så blandas det dels med vatten från deponiytan dels med vatten som tycks tränga fram från deponin. Kontrasten mellan det sura vattnet i diket (pH 3.11, punkt 5 2004) och det mer alkaliska i deponin (pH 8.89, punkt 0303 2004) medför utfällning av spårelement, framförallt associerade till järn- och mangan(hydr)oxider. Massberäkningar gjordes för att kontrollera hur mycket av sedimentet som förelåg som MgCO_3 , Al(OH)_3 , CaCO_3 , FeOOH och MnO_2 , tabell 20. Beräkningarna utgick från uppmätta koncentrationer av Mg, Al, Ca, Fe och Mn, för enkelhets skull så antogs att endast ovan nämnda föreningar bildades. Resultaten visar att över 50% av sedimentets vikt i ytan av diket återfinns som dessa föreningar medan efter 4 lager (prov 2) så påverkar andra föreningar i större grad. Tydligast är detta i lager 2:7 och 2:8 då mindre än 20% av sedimentets vikt återfanns i massberäkningarna. Mängden av järninnehållande föreningar blir mycket tydligt då över 80% av uppslutet material går att sammankoppla med FeOOH (götit). En tydlig trend är att andelen Al(OH)_3 ökar med djupet i diket.

Tabell 20. Resultat från massberäkning, fraktionen av hur mycket upplöst prov som återfunnits genom massberäkning, samt fördelningen av de beräknade föreningarna i återfunnet material (%).

Table 20. Results from mass balance calculations, the fraction of found sample through mass calculations and the distribution of calculated compounds in found material (%).

	Från massberäkning återfunnet prov	MgCO ₃	Al(OH) ₃	CaCO ₃	FeOOH	MnO ₂
E1:1	56	0,63	7,57	1,79	90,0	0,04
E1:2	57	0,36	23,1	2,74	73,7	0,11
E1:3	60	0,25	25,0	3,35	71,3	0,08
E2:1	53	1,43	9,52	14,1	73,9	1,02
E2:2	59	0,40	10,4	6,35	82,5	0,37
E2:3	57	0,27	10,6	2,45	86,5	0,24
E2:4	58	0,31	10,4	5,40	83,6	0,34
E2:5	40	0,93	15,7	2,86	80,5	0,07
E2:6	43	0,65	11,6	2,80	84,8	0,06
E2:7	18	3,94	24,1	2,80	69,0	0,11
E2:8	12	6,20	27,2	2,95	63,5	0,11

Vid jämförelse av ytvattnet i punkterna 5, 6 och 7 så var punkt 6 klart mer dominerande 2003 vad gäller högt pH, EC, TOC, Alk samt merparten av an- och katjoner (tabell 9). Medelvärde på mätningarna från 2004 visar en annan bild (tabell 10). Tydligast är att någon större förändring har ej skett i punkt 5 medan i punkt 6 och 7 har pH framförallt ökat, vilket korrelerar bra till att an- och katjoner minskat. Vid provtagningen av sedimentet var uppfattningen den att de övre sedimentlagren var tjockare vilket skulle indikera på att det högre pH värdet under 2004 bidragit till en högre grad av utfällning. Dock kan vi inte dra några större slutsatser av det då kompaktering och eventuell borttransport av sediment med flödande vatten är okänt.

E.5 Sammanfattning

Sedimenten i diket består till stor del av järnföreningar men även mangan och aluminium. Då sedimentet kan ses som ett arkiv där botten representerar tiden närmast efter täckningen av deponin så kan påverkan av ask/slamlagret tydligt ses då koncentrationerna av Na, Mg, K, Ca, Fe, Mn, Cu, Zn, Cd och Pb ökar uppåt i diket. Risken med det porösa sedimentet är att vid kraftig vattenföring kan sedimentet och följaktligen elementen transporteras nedströms. Om pH sänks i diket finns risken att sedimentet löses upp. I och med bildandet av sediment blir det en visuell försämring av diket då vegetationen täcks med orangefärgat material. Ytterligare undersökningar behövs för att avgöra hur systemet kommer reagera på lång sikt.

Värmeforsk är ett organ för industrisamverkan inom värmeteknisk forskning och utveckling. Forskningsprogrammet är tillämpningsinriktat och fokuseras på energi- och processindustriernas behov och problem.

Bakom Värmeforsk står följande huvudmän:

- Elforsk
- Svenska Fjärrvärmeföreningen
- Skogsindustrin
- Övrig industri

VÄRMEFORSK SAMARBETAR MED
STATENS ENERGIMYNDIGHET

VÄRMEFORSK SERVICE AB
101 53 Stockholm
Tel 08-677 25 80
Fax 08-677 25 35
www.varmeforsk.se

Beställning av trycksaker
Fax 08-677 25 35