



Sveriges
lantbruksuniversitet

Lakning av fyllnadsjord i miljöriskbedömningar

Matilda Andersson

REFERAT

Lakning av fyllnadsjord i miljöriskbedömningar

Matilda Andersson

Vid riskbedömning av kontaminerade områden i stadsmiljö blir ofta markmiljön begränsande. Detta beror bland annat på att föroreningarna till stor del är bundna i marken, så risken för utlakning, med skadade grundvatten eller ytvatten som effekt, är låg. Risken för skador på markmiljön antas bero på totalhalterna av förorening i marken så för att skydda markmiljön schaktas den förorenade jorden ofta bort och området fylls upp av fyllnadsmaterial. Som fyllnadsmaterial kan diverse restmaterial användas om de uppfyller kraven på som ställs på dess lakhalter. Det finns dock inga krav på kontroll av lakning från naturmaterial varför dessa ofta används som fyllnadsmaterial. Därför har endast ett fåtal undersökningar om lakning från bergkross gjorts, men dessa visar att metallerna som lakar ut eventuellt skulle kunna påverka markmiljön och transporteras till grundvatten eller ytvatten. Därför finns det intresse av att undersöka detta vidare.

I denna studie har två bergmaterial, två förorenade jordar och en slagg undersökts. Dessa provmaterial har utsatts för skaktest, uppslutning, sekventiell lakning samt XRF- och XRD-analyser. Fyra stycken skaktest utfördes med en konstant L/S-kvot på 10 ml/g men med varierande skaktid. Uppslutningarna utfördes genom att materialet efter tillsats av salpetersyra upphettades i mikrovågsugn.

Resultaten visar på i huvudsak förväntade lakhalter från både de förorenade materialet och bergkrossen. Det som var något oväntat var att det ena bergmaterialet lakade ut relativt höga halter av arsenik och att båda bergmaterialen efter en halvtimmes skaktid visade fluoridhalter som överstiger Naturvårdsverkets riktvärde för ringa risk och gränsvärdet för deponering av inert avfall. För totalhalterna uppvisade bergmaterialet generellt inte fullt så höga halter som föroreningarna, men ändå tillräckligt höga för att nå över riktvärdet för ringa risk.

Nyckelord: Bergkross, förorening, metaller, skaktester, uppslutning

ABSTRACT

Leaching from Filling Material in Environmental Risk Assessments

Matilda Andersson

In environmental risk assessment of contaminated areas in the soil environment often is the limiting factor in urban areas. This is partly due to the pollutants being strongly bound in the soil, so the risk of contamination leaching into the groundwater or surface water is low. The risk of damaging the soil environment is assumed to depend on the total levels of contamination in the ground. To protect the soil environment the contaminated soil is often excavated and the area is filled. As filling material various residual materials may be used, if they meet the requirements imposed on its leaching levels. However, there are no requirements for monitoring leaching from natural materials, which then often is used as filling material. Therefore, only a few studies on leaching from crushed rock have been made but these show that the metals that leach out potentially could affect the environment and be transported to groundwater or surface water. Therefore, there is interest in investigating this further.

In this study, two rock materials, two contaminated soils and a slag have been tested. The sample materials have been subjected to a batch test, a total content analysis, sequential leaching test, XRF and XRD analyses. Batch tests were performed with a constant L/S ratio of 10 ml/g, and varying shaking time. The total content analysis was carried out by the material and nitric acid being heated in a microwave.

The results show that the leaching levels from both the contaminated materials and rock material were about their expected levels. It was unexpected though, that the one rock materials leached out relatively high levels of arsenic and that both rock materials, after a half hour shaking time, showed fluoride levels above the Swedish Environmental Protection Agency guidelines for low risk and the limit for disposal of inert waste. The total content of the rock material was generally not as high as the total content of contaminated materials, but still high enough to reach above the guideline value for low risk.

Keywords: Rock material, contamination, batch test, total concentration.

Department of Soil and Environment, Biogeochemistry and Environmental assessment, Swedish University of Agricultural Sciences, Box 7014, SE-750 07 Uppsala

FÖRORD

Detta examensarbete är den avslutande delen i civilingenjörsutbildningen i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet.

Examensarbetet omfattar 30 hp vilket motsvarar 20 veckors arbete. Examensarbetet har utförts på uppdrag av Structor Miljöteknik AB med handledning av Ulrika Martell på Structor Miljöteknik AB i Eskilstuna. Jon Petter Gustafsson, forskare vid Institutionen för mark och miljö vid Sveriges lantbruksuniversitet samt professor vid Institutionen för mark och vattenteknik vid Kungliga Tekniska högskolan, har ämnesgranskat examensarbetet.

Jag vill rikta mitt första tack till Ulrika Martell och Petter Wetterholm samt deras kollegor på Structor Miljöteknik AB för möjligheten att få genomföra detta examensarbete och deras stöd under arbetets gång. Jag vill även tacka Stefan Karlsson, Viktor Sjöberg och deras kollegor på Örebro Universitets forskningscentrum MTM för den fantastiska hjälp som jag fått med handledning under laborationerna och utförandet av analyserna. Ett extra tack vill jag ge Lovisa Karlsson, examensarbetare på Örebro Universitet, för att hon utförde XRD-analyserna. Ett stort tack förtjänar även Jon Petter Gustafsson för den hjälp jag fått. Till sist vill jag tacka alla mina nära och kära för att ni alltid finns där när jag behöver er.

Copyright © Matilda Andersson och Institutionen för mark och miljö, Biogeokemi och miljöanalys.

UPTEC W XXXXX, ISSN 1401-5765

Tryckt hos Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala Universitet, Uppsala 2012.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Lakning av fyllnadsjord i riskbedömningar

Matilda Andersson

Många av våra svenska städer växer och de industriområden som tidigare låg i utkanten av staden är nu attraktiva tomter för stadens expansion. Beroende på den tidigare industrin verksamhet kan tomten vara förorenad av diverse olika ämnen. En del av dessa ämnen hålls kvar i jorden med kemiska bindningar men en del lakas ut. Att lakas ut innebär att ämnet släpper från en plats där det tidigare var bundet och följer med vattenströmningarna i marken och ut i våra vattendrag eller ner i vårt grundvatten. För att värna om vår hälsa och miljö har Naturvårdsverket satt upp riktvärden för förorenad mark som ska vägleda vid bedömning om tomter behöver saneras innan de exploateras. Sanering sker i de flesta fall genom att den förorenade jorden grävs upp och läggs på en deponi. Den uppgrävda jordmassan ersätts av så kallat fyllnadsmaterial. Massorna som deponeras måste jämföras med gränsvärdena för att se om de ska klassas som inert avfall, icke-farligt avfall eller farligt avfall så att de hamnar på en deponi med lagom höga säkerhetsbarriärer. Fyllnadsmaterial kan vara förorenade massor som renats eller naturballast, till exempel bergkross. För att fyllnadsmassorna inte ska förorena området ytterligare finns riktvärden som reglerar vilka halter av föroreningar som jorden får innehålla för att den skall kunna klassas som ringa risk. Ringa risk innebär att massorna får användas i anläggningsarbete utan att det behövs särskilda tillstånd. Naturprodukter behöver inte jämföras med riktvärden eftersom de anses vara rena. Det finns dock en del forskning som visar att bergkross skulle kunna laka ut en del metaller som suttit bundna bergsmineralens kemiska struktur.

För att undersöka bergmaterials lakning har det i den här studien gjorts en jämförelse mellan två förorenade jordar, en slagg och bergkross från två bergtäkter. Dessa provmaterial har genomgått ett antal olika tester; skaktest, en sekventiell lakning, totalhaltstest samt XRF- och XRD-analyser. Skaktestet innebär att provmaterialen blandades med MiliQ-vatten, det vill säga mycket rent vatten, och skakades under olika tidsintervall. Detta är ett sätt att mäta hur mycket av de metaller som finns i provmaterialet som eventuellt skulle kunna laka ut i vatten. I det sekventiella laktestet utsattes en mängd av provmaterialet succesivt för starkare och starkare lösningsmedel. Detta görs för att kunna säga något om vilka kemiska bindningar som metallerna var bundna till partiklarna i marken. Totalhalten, det vill säga hur mycket metaller som finns i provmaterialet, undersöktes på två olika sätt. Det ena var med uppslutning i mikrovågsugn och det andra var en XRF-analys. Uppslutningen gjordes genom att provmaterialet blandades med en stark syra och värmdes upp i mikrovågsugn till hög temperatur så att materialet i stort sett löses upp.

Resultaten visar att relativt förväntade halter lakade ut från skaktesten från både de förorenade materialen och bergkrossen. Det som var något oväntat var att det ena bergmaterialet lakade ut relativt höga halter av arsenik och att båda bergmaterialen efter en halvtimmes skaktid visar fluoridhalter som överstiger Naturvårdsverkets riktvärde för ringa risk och gränsvärdet för deponering av inert avfall. För totalhalterna uppvisar bergmaterialet generellt inte fullt så höga halter som föroreningarna men ändå tillräckligt höga för att nå över riktvärdet för ringa risk. Resultaten från den sekventiella lakningen var svåra att tolka men det mesta tyder på

att de flesta metaller är hårt bundna till materialet, både för föroreningen och för bergmaterialen.

Sammanfattningsvis visar det här examensarbetet att bergmaterial lakar ut en del mindre bra ämnen i naturen men i de flesta fall är koncentrationerna låga. Totalhalterna däremot är de flesta över riktvärdet för ringa risk men fortfarande under totalhalterna för de föroreningar som undersöktes. Detta visar på problematiken i att sätta rättvisa och rimliga riktvärden för att skydda markmiljön.

BEGREPP OCH FÖRKLARINGAR

Aeroba organismer	Organismer som använder syre vid sin respiration.
Anaeroba organismer	Organismer som använder andra ämnen än syre vid sin respiration.
Anjon	Negativt laddad jon.
Antropogen	Skapad av människan.
Baskatjon	Katjoner som motverkar försurning i marken, till exempel kalium, kalcium och magnesium.
DOC	Löst organiskt kol (Dissolved Organic Carbon).
Flervärda joner	Joner med laddning skild från -1, 0 och +1.
Jonkromatografi	En analysmetod som separerar och kvantifierar element, i den här studien anjoner.
Karboxylatjon	Molekyl bestående av kolkedja med en negativt laddad karboxylgrupp. Kemisk formel $R-COO^-$.
Katjon	Positivt laddad jon.
Kovalenta bindningar	Bindningar som uppkommer genom att två joner delar på elektroner för att fylla sina respektive elektronskal. De gemensamma elektronerna gör att bindningarna är starka.
Kungsvatten	En lösning med salpetersyra och saltsyra.
ICP-MS	En analysmetod som separerar och detekterar joner.
In situ	”På plats”, i saneringssammanhang oftast i det förorenade området.
Lipofil	”Fett älskande”, om ämnen som trivs bättre i miljöer med fett än vatten.
L/S	Förhållandet mellan vätska och fastmaterial (Liquid/Solid), anges oftast i liter/kilogram
Löslighetsprodukt	Det kemiska jämviktsläget då en utfällning bildas eller går i lösning.
Markmatris	En volym av mark med alla dess beståndsdelar så som markpariklar, markvatten och porluft.
Markorganismer	Flora och fauna som lever i marken.
Mikroorganismer	Bland annat en-celliga organismer, svamp och alger
Oxidjon	Syres jonform, kemisk formel O^{2-} .
Polära molekyler	Molekyler som inte har elektronerna jämt fördelade internt vilket skapar positivt och negativt laddade poler.
Respiration	Kemisk process, i celler, som omvandlar näring till energi.
Species	Ämnens kemiska förekomstform.

Specifik yta	Förhållandet mellan en partikels yta och dess massa.
Sulfat	Molekyl med kemisk formel SO_4^- .
Sulfid	Svavels jonform, kemisk formel S^{-2} .
XRD	Röntgendiffraktion (X-ray Diffraction) är en teknik som bygger på att material bestrålas med röntgenstrålar och utifrån diffraktionsmönstret kan materialets mineralsammansättning avgöras.
XRF	Röntgenfluorescens (X-ray fluorescence) är en teknik som används för att mäta ett materials beståndsdelar. Bygger på att materialet utsätts av röntgenstrålar och sedan mäts den strålning som materialet avger.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	1
1.1	PROBLEMFÖRMULERING	1
1.2	SYFTE OCH AVGRÄNSNINGAR	1
2	TEORI	2
2.1	BIOTILLGÄNGLIGHET	2
2.2	MARKENS MINERAL	3
2.2.1	Primära mineralers struktur	3
2.2.2	Kemisk vittring	4
2.3	MARKENS ORGANISKA MATERIAL	4
2.4	JONERS FÖRHÅLLANDE TILL MARKMATRISEN	4
2.4.1	Hydratiserade joner	4
2.4.2	Lösta komplex	5
2.4.3	Adsorption	5
2.4.4	Utfällning	6
2.4.5	Redoxförhållanden	6
2.5	METALLER	7
2.5.1	Antimon (Sb)	7
2.5.2	Arsenik (As)	7
2.5.3	Barium (Ba)	7
2.5.4	Bly (Pb)	8
2.5.5	Kadmium (Cd)	8
2.5.6	Kobolt (Co)	9
2.5.7	Koppar (Cu)	9
2.5.8	Krom (Cr)	10
2.5.9	Kviksilver (Hg)	10
2.5.10	Molybden (Mo)	10
2.5.11	Nickel (Ni)	10
2.5.12	Vanadin (V)	11
2.5.13	Zink (Zn)	11
2.6	BAKGRUNDSHALTER, RIKTVÄRDEN OCH JÄMFÖRELSEDATA	12
3	MATERIAL OCH METODER	15
3.1	PROVMAERIAL	15
3.2	PROVBEREDNING	15
3.3	SKAKTEST	15
3.4	TOTALHALTER	15
3.5	SEKVENTIELL LAKNING	16
3.6	XRD	16
3.7	ANALYSUTRSTNING	17
4	RESULTAT	18
4.1	FÖRORENAD JORD, J	19
4.1.1	Skaktest	19
4.1.2	Totalhalter	20
4.1.3	Sekventiell lakning	21
4.2	FÖRORENAD JORD, B	23
4.2.1	Skaktest	23
4.2.2	Totalhalter	24
4.2.3	Sekventiell lakning	25
4.3	SLAGG, S	27
4.3.1	Skaktest	27
4.3.2	Totalhalter	28

4.3.3	Sekventiell lakning	29
4.4	BERGKROSS, G.....	31
4.4.1	Skaktest.....	31
4.4.2	Totalhalter.....	32
4.4.3	Sekventiell lakning	33
4.4.4	Xrd.....	34
4.5	BERGKROSS, K.....	35
4.5.1	Skaktest.....	35
4.5.2	Totalhalter.....	36
4.5.3	Sekventiell lakning	37
4.5.4	Xrd.....	38
5	DISKUSSION	39
5.1	LAKHALTER.....	39
5.2	TOTALHALTER	39
5.3	JÄMFÖRELSE AV LAKHALT OCH TOTALHALT	40
5.4	SEKVENTIELL LAKNING.....	40
5.5	XRD.....	41
6	SLUTSATS.....	42
7	REFERENSER.....	43
	BILAGA A – Resultat från uppslutningarna	46
	BILAGA B– Resultat från XRF-analyser	48
	BILAGA C– Resultat från metallanalyser av skaktester	48
	BILAGA D – Resultat från anjonsanalys.....	53

1 INLEDNING

Våra svenska städer växer och många av de markområden som skulle kunna utnyttjas till bostäder eller verksamheter är förorenade av industrier som tidigare funnits i området. För att bedöma om området bör saneras innan det bebyggs används vanligtvis Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark, eller tillhörande beräkningsmodell för att simulera plats specifika riktvärden, som jämförs med uppmätta föroreningshalter (Naturvårdsverket, 2009).

1.1 PROBLEMFÖRMULERING

För förorenade områden i städer är det ofta markmiljön som blir begränsande när plats specifika riktvärden genereras. Detta beror bland annat på att dessa föroreningar ofta är relativt hårt bundna i marken, så risken för utlakning, med skadade grundvatten eller ytvatten som effekt, är låg. Naturvårdsverkets riktvärden för markmiljö grundas dock på ekotoxikologiska studier utifrån totalhalten markförorening, trots att Peijnenburg m.fl. redan år 1996 visade att totalhalter av metallförorening inte är direkt relaterade till effekter på biota. Berggren Kleja m.fl. (2006, s.24) går till och med så långt att de säger att ”totalhalten av en metallförorening ger en ganska dålig (för att inte säga usel) bild av hur stor miljömässig risk metallen medför”. Peijnenburg m.fl. (1996) medger dock att det är frestande att använda totalkoncentrationer eftersom de är lättare att mäta och analysera. Det är idag känt att huruvida en förorening är farlig för flora och fauna i markmiljön styrs av den kemiska, biologiska och toxiska tillgängligheten av föroreningen och utifrån dessa egenskaper borde det gå att skapa mer flexibilitet i riktvärdena för markmiljön.

När områden i urbana miljöer ska saneras är det vanligtvis i samband med att ny bebyggelse anläggs. Därmed finns det sällan tid att rena jorden från föroreningen på plats utan vanligtvis schaktas den förorenade jorden bort. Därefter återfylls området med ett annat material. Detta material skulle kunna vara restmaterial från industrier, eller dylikt, men för att få använda återvunna material krävs undersökningar av deras lakning. Dessa undersökningar krävs inte för naturmaterial, som bergkross, varför detta ofta används som återfyllnadsmaterial. Det finns endast ett fåtal undersökningar om lakning från bergkross, men dessa visar att metallerna eventuellt skulle kunna påverka markmiljön och transporteras till grundvatten eller ytvatten. Därför finns det intresse av att undersöka detta vidare.

1.2 SYFTE OCH AVGRÄNSNINGAR

Syftet med detta examensarbete är att ta fram underlag om provmaterialens lakning som ska kunna användas vid riskbedömningar av förorenad mark.

Provmaterialen i den här studien är:

- Bergmaterial från två olika bergtäkter i Mellansverige
- En kontaminerad jord
- En kontaminerad jord med hög andel slagg

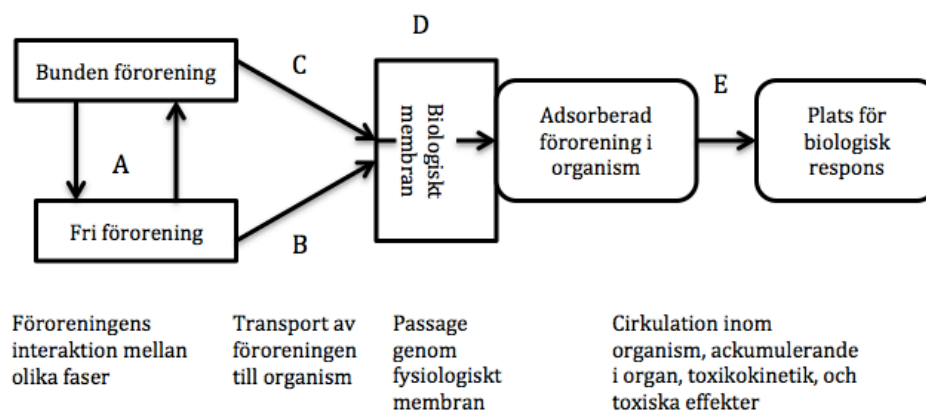
Studien tar enbart hänsyn till oorganiska föroreningar trots att de flesta föroreningar i verkligheten består av så väl oorganiska som organiska föroreningar.

2 TEORI

En förorenings påverkan på markmiljön är ett komplext system med mineralpartiklar, organiskt material, förorening och organismer. Detta kapitel har till uppgift att redogöra för de viktigaste processerna.

2.1 BIOTILLGÄNGLIGHET

Biotillgänglighet har många olika definitioner, dels för att det på engelska ibland görs skillnad på *bioaccessibility* och *bioavailability* som båda översätts till det svenska uttrycket *biotillgänglighet*, dels för att det ibland syftar på markorganismers upptag och ibland på människors upptag. Semple m.fl. (2004, s.3) har definierat *bioaccessible compound* som "available to cross an organism's cellular membrane from the environment, if the organism has access to the chemical" vilket betyder "tillgänglig att korsa en organisms cellulära membran från omgivningen, om organismen har tillgång till kemikalien". Definitionen tydliggörs genom figur 1, där processerna A till D är de som styr biotillgängligheten (Semple m.fl., 2004). I den här studien benämns processerna A till C som den kemiska tillgängligheten och processen D som den biologiska tillgängligheten. Förorenings påverkan på markfaunan och florans styrs även av den toxiska tillgängligheten (Loibner m.fl., 2006), som symboliseras av process E i figur 1.



Figur 1. Relation mellan förorening och markorganismer. Processerna A- D ingår i definitionen av biotillgänglighet (modifierad utifrån National Research Council, 2002)

Den kemiska tillgängligheten styrs av platsspecifika parametrar så som förorenings bindning till material i marken och spridning av föroreningen i markmatrisen. Exempel på parametrar är bland annat marklösningens sammansättning av joner och dess pH-värde samt markmatrisens halt av lermineral och organiskt material (Loibner m.fl., 2006). Den kemiska tillgängliga föroreningen är således den del som potentiellt skulle kunna tas upp av en organism.

Den biologiska tillgängligheten styrs av art- och individspecifika processer, till exempel vilken föda som arten föredrar, var de väljer att leva och hur de är anatomiskt utformade (Loibner m.fl., 2006) Till exempel har djupgrävande

organismer, så som olika typer av maskar, ofta tunn hud vilket antagligen ger ett större upptag genom huden än de ytaktiva organismerna, kvalster, hoppstjärtar och gråsuggor, som har hårdare hud och därför har större delen av sitt upptag via tarmsystemet (Peijnenburg m.fl., 1996). Den biologiska tillgängligheten styr följaktligen hur stor del av föroreningen som organismen tar upp utav den del som är kemiskt tillgänglig.

Den toxiska tillgängligheten styrs av individspecifika egenskaper som ämnesomsättning, hur de utför sin respiration, vilken kapacitet organismen har att lagra näringsämnen samt vilken möjlighet organismen har att göra sig av med den förorening som den tagit upp (Loibner m.fl., 2006). Den toxiska tillgängligheten styr alltså hur organismen påverkas av den förorening som är biologiskt tillgänglig.

2.2 MARKENS MINERAL

Enligt Eriksson m.fl. (2005) består jordskorpan till största del av silikatmineral som byggs upp av syre och kisel men även med inslag av aluminium, järn, magnesium, kalcium, kalium och natrium. Andra mineral som bygger upp jordskorpan är järnoxider, aluminiumoxider, karbonater, fosfater, sulfater, sulfider samt en del grundämnen så som svavel, kol, koppar och guld.

När bergsmineral frigörs genom fysikalisk vittring eller krossning kallas de nya partiklarna för primära mineral. Dessa kan sedan utsättas för kemisk vittring som ombildar partiklarna till så kallade sekundära mineral (Eriksson m.fl., 2005).

2.2.1 Primära minerals struktur

De flesta primära mineral är oxider med inbundet kisel, aluminium, järn, magnesium, kalcium, kalium och natrium. Dessa mineral är vanligtvis kristallina vilket betyder att joner och atomer är ordnade i upprepade strukturer. Ett exempel på en struktur är silikattetradern som består av en kiseljon omgiven av fyra oxidjoner. Mellan kiseljonen och oxidjonerna bildas då delvis kovalenta bindningar vilket gör mineralet svår vittrat (Eriksson m.fl., 2005).

Silikater där varje kristall är separat kallas ö-silikater men jonerna i en kristallstruktur kan också packas så att två kiselatomer delar på en oxidjon och bildar så kallade Si-O-Si-bindningar. Dessa bindningar kan ge silikaterna en-, två-, eller tredimensionella strukturer. Tredimensionella strukturer bildar så kallade fackverksilikater och omfattar bland annat mineralen kvarts och fältspat, som tillsammans är byggare upp ungefär 70 procent av den kontinentala delen av jordskorpan. Kvarts består enbart av Si-O-tetraeder med tredimensionell struktur. I fältspater har en del av kiseljonerna substituerats av trevärt aluminium (Eriksson m.fl., 2005).

Skiktsilikater består av så kallade 2:1-lager med två skikt av silikattetraeder och ett skikt av oxid- och hydroxidjoner. Dessa 2:1-lager är oftast negativt laddade och därför finns det positivt laddade elementen, mellan de olika 2:1-lagren, för att binda ihop dem. De viktigaste skiktsilikaterna är glimrar och klorit. Glimrarna har kaliumjoner som sina positiva element mellan sina 2:1 lager och klorit har ett positivt lager av magnesiumhydroxid, där några magnesiumjoner har substituerats med aluminiumjoner så att positivladdning erhålls (Eriksson m.fl., 2005).

2.2.2 Kemisk vittring

När de primära mineralen utsatts för fysikalisk vittring, alternativt krossning, frigörs nya ytor på partiklarna som kan utsättas för kemisk vittring. Olika bergmaterial har olika hög vittringsbenägenhet beroende på egenskaper hos partiklarna och den omgivande miljöns egenskaper.

Markvattnet är det medium som partiklarna reagerar med vid vittring så ju större del av partikelytorna som är i kontakt med markvatten desto snabbare vittring. Ett lågt pH skulle kunna betyda att det finns karboxylatjoner i marklösningen och dessa har förmåga att ta aluminium- och järnjoner från mineral och komplexbinda dem till sig. Temperaturen påverkar vittringen genom att alla kemiska reaktionshastigheter ökar med ökande temperatur. Även markbiologin kan driva på vittringen eftersom en del växter utsöndrar organiska syror, som bildar karboxylatjoner, samt koldioxid som löser ut vätejoner. Mikrobiell nedbrytning av organiska materialet ger också karboxylatjoner och mikrobernas andning avger koldioxid (Eriksson m.fl., 2005).

Glimrar är, som beskrivet ovan, 2:1-lager sammanbundna med kaliumjoner. Dessa vittrar genom att vatten hydratiserar kaliumjonerna och frigör dem. För att neutralisera den negativa laddning, som mineralet får, omges mineralet med andra katjoner som finns i marklösningen. Vittrade glimrar kallas för lermineral (Eriksson m.fl., 2005).

2.3 MARKENS ORGANISKA MATERIAL

Det organiska materialet har många funktioner i markmiljön, bland annat kan de binda upp katjoner genom katjonbyte eller genom att bilda komplex. Så länge som materialet kan härledas till sitt ursprung brukar det benämnas som ursprunget, till exempel rötter och löv, men när nedbrytningen har kommit så långt att materialet inte längre är igenkännbart kallas det för humus. Humus delas in i cellulosa, hemicellulosa, lignin, proteiner, lipider och humusämnen (Eriksson m.fl., 2005).

Cellulosas och hemicellulosas beståndsdelar, glykosgrupper, gör dem relativt lätt nedbrutna men lignin med sina högmolekylära ämnen och aromatiska föreningar bryts ner långsammare och ackumuleras därför i marken. Lipider består delvis av glycerol, organiska syror, fettsyror och alkoholer men finns endast i en liten volym i marken. Humusämnenas uppbyggnad är fortfarande oklar men troligt består de av aromatiska föreningar, kolhydrater och alkaner och brukar delas in i humussyror, fulvosyror och huminer (Eriksson m.fl., 2005).

På grund av att det organiska materialets påverkan varierar med markmineralsammansättning, föroreningens sammansättning samt det organiska materialets ursprung är det svårt att dra generella slutsatser av hur tillsatser av organiskt material påverkar ett metallförorenat område (van Herwijnen m.fl., 2007).

2.4 JONERS FÖRHÅLLANDE TILL MARKMATRISEN

De metaller som behandlas i den här studien uppträder oftast som katjoner och syftet med detta avsnitt är att redogöra för hur dessa förhåller sig till markmatrisen.

2.4.1 Hydratiserade joner

Att katjoner löser sig i vatten beror på vattenmolekylens polära uppbyggnad. Vattenmolekylens positivt laddade sida attraherar anjoner och den negativa sidan

attraherar katjoner, se figur 2. En laddad jon i en vattenlösning kommer därför att attrahera den sidan av vattenmolekylen som har motsatt laddning och svaga bindningar till vattenmolekylerna kommer bildas (Berggren Kleja m.fl., 2006).



Figur 2. Bilden illustrerar hur vattenmolekylernas negativa sidor orienterar sig runt katjonen, till höger, och hur de positivt laddade sidorna orienterar sig runt anjonen, till vänster.

2.4.2 Lösta komplex

Ett komplex innebär att de ingående beståndsdelarna inte förändras vid bindningen. Till exempel måste beståndsdelarna behålla den laddning, oxidationstal, som de hade innan bindningen uppstod (Eriksson m.fl., 2005).

I en vattenlösning kan metalljoner bilda lösta komplex till exempel med karbonater, hydroxider, fluorider, sulfater och organiska syror. Komplexen utgörs av starka innersfärskomplex eller svagare ytersfärskomplex. Innersfärskomplex innebär att de ingående beståndsdelarna binds till varandra med direkta bindningar.

Ytersfärskomplexen, eller jonparen, består av bindningar med vattenmolekyler mellan komponenterna vilket försvagar bindningarna (Berggren Kleja m.fl., 2006).

2.4.3 Adsorption

Adsorption består av flera olika processer som leder till att lösta ämnen fäster på partikelytor. De viktigaste processerna i adsorption av metaller är jonbyte och ytkomplexbildning (Eriksson m.fl., 2005).

Bland markens partiklar uppstår både permanenta och variabla laddningar. Exempel på permanenta laddningar är vittrade glimrar som oberoende av omgivningen har en negativ laddning på grund av att de förlorat sitt positivt laddade lager. De variabla laddningarna uppstår på grund av att polära grupper, hydroxid-, karboxyl- och fenolgrupper, kan ändra laddning beroende på omgivningens pH-värde (Eriksson m.fl., 2005).

En partikel med nettoladdning, oberoende om den är variabel eller permanent, kommer att elektrostarkt attrahera element med motsatt laddning i den fria marklösningen samt repellera de element med samma laddning. På avstånd från partikeln kommer en koncentrationsgradient verka starkare än den elektrostarktiska gradienten vilket resulterar i att skillnaden i koncentration mellan katjoner och anjoner avtar med sträckan från partikeln. När avståndet från partikeln är så stort att det inte råder något överskott på varken kat- eller anjoner kallas omgivningen för ytterlösning och innanför detta avstånd kallas lösningen för innerlösning (Eriksson m.fl., 2005).

Jonerna som finns i innerlösningen benämns som utbytbara joner eftersom de förändras beroende på vilken typ av joner som dominerar i ytterlösningen, en process

som ofta benämns som katjonbyte. Innerlösningens radie är beroende av antalet laddningar, inte joner. Detta innebär att radien blir kortare om innerlösningen består av flervärda joner än om den består av envärda joner. På grund av koncentrationseffekter i ytterlösningen ökar koncentrationen av flervärda joner i innerlösningen när marken har en hög vattenhalt och på motsatt sätt ökar koncentrationen av envärda joner då marken matrisen har en låg vattenhalt. Detta leder till att de envärda jonerna lättare lakas ut ur marken med ökade vattenflöden, stora mängder nederbörd eller bevattning, samtidigt som de flervärda jonerna till exempel aluminium hålls kvar av de elektrostatiske bindningarna i innerlösningen och ackumuleras i jorden (Eriksson m.fl., 2005).

Ytkomplex är till skillnad från de utbytbara jonerna, bundna till specifika platser på partiklarna. Precis som för de lösta komplexen skiljs det på inner- och yttersfärskomplex. Innersfärskomplexen binder till de specifika platserna på partikeln med kovalenta bindningar och yttersfärskomplexen binder via det hydratiserande vattnet som omger jonen. Innersfärskomplexens starka bindningar gör att jonerna nästintill kan ses som en del av partikelytan. Även om yttersfärskomplexen har betydligt svagare bindningar än innersfärskomplexen och är åtkomliga för utlakning och rotupptag så är de starkare bundna än de utbytbara jonerna (Eriksson m.fl., 2005).

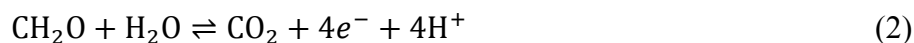
2.4.4 Utfällning

Om koncentrationerna av minst två sorters fria joner i marklösningen höjs så att lösningen mättas kommer en del av de fria jonerna bilda förening med varandra, en utfällning. Detta kan förtydligas med ett exempel med blyjoner och karbonat som bildar utfällningen cerrusit, ekvation 1 (Berggren Kleja m.fl., 2006). När bly- och karbonatjonernas koncentrationer, egentligen aktiviteter, överstiger en viss nivå, cerrusits löslighetsprodukt, fälls cerrusit ut. Om koncentrationerna skulle sjunka så att lösningen blir omättad kan cerrusit lösas upp så att bly och karbonat återgår i lösta jonformer.



2.4.5 Redoxförhållanden

Redoxprocessen består egentligen av två processer; oxidation och reduktion. Oxidation innebär att elektroner avges och reduktion att elektroner upptas. En vanlig redoxprocess i marken är marklevande respirerande aeroba organismer som förbrukar syre vid nedbrytning av organiskt material. Detta förtydligas av ekvation 2-4, i dessa ekvationer står CH_2O för det organiska materialet (Eriksson m.fl., 2005).



Enligt ekvationerna ovan kommer kolet oxideras, ekvation 2, det vill säga avge elektroner som syret sedan tar upp, således kommer syret reduceras, ekvation 3, den sammanslagna reaktionen beskrivs av ekvation 4. Denna process är möjlig så länge det finns tillräckligt med syre men när syrehalten sjunker kan de aeroba organismerna inte respirera längre utan de anaeroba organismerna tar över. Beroende på vilket ämne

som de anaeroba organismerna reducerar får organismerna varierande energivinst från nedbrytningen av kolet (Eriksson m.fl., 2005).

I områden som är förorenade kan själva föroreningen reduceras, bland annat järn, arsenik, krom och kvicksilver. Om järnoxider reduceras från trevärt till tvåvärt järn uppstår kan det uppstå problem i förorenade områden eftersom trevärt järn adsorberar metaller men tvåvärt järn gör inte det (Berggren Kleja m.fl., 2006).

2.5 METALLER

Naturvårdsverket har tagit fram generella riktvärden för förorenad mark (Naturvårdsverket, 2009) för ett antal metaller som anses vara av vikt vid riskbedömningar. I detta avsnitt ges en snabb överblick av dessa.

2.5.1 Antimon (Sb)

Den antropogena påverkan av antimon kommer bland annat från gruvindustrins hantering av sulfidrika mineral, till exempel stibnit, som innehåller höga halter antimon. Från dessa mineral utvinns antimon som sedan används i legeringar, flamskyddsmedel och ammunition (Berggren Kleja m.fl., 2006).

I markmiljön är den vanligaste oxidationsformen är femvärt antimon och vid låga pH-värden adsorberar antimon till järn- och aluminiumoxider. Under reducerade former eller riktigt låga pH-värden kan även trevärt antimon förekomma, som då komplexbinder och bildar utfällning med sulfider (Berggren Kleja m.fl., 2006).

Enligt Sternbeck m.fl. (2002) har det inte gått att påvisa någon biologisk funktion av antimon men det finns ändå ett biologiskt upptag av metallen i flora och fauna. Det är det främst trevärt antimon som tas upp men det verkar inte bioackumuleras organismerna.

2.5.2 Arsenik (As)

I markmiljön är arsenik främst bundet i primära mineral med sulfidinnehåll samt aluminium- och järnoxider. Vanligast är att arsenik förekommer i femvärd oxidationsform men, precis som för antimon, kan metallen under reducerade förhållanden eller vid låga pH-värden förekomma i trevärd form. Bindningarna till oxiderna sker oftast i form av arsenat, H_2AsO_4^- , vid låga pH och arsenit, H_2AsO_3 , vid höga pH-värden. Båda dessa kan vid reducerade förhållanden bilda komplex eller utfällningar med sulfid (Berggren Kleja m.fl., 2006).

Den antropogena kontaminering av markmiljön kommer från gruvor eller träimpregnering och kan påverka faunan på flertalet sätt, blanda annat genom störningar i reproduktionen (Berggren Kleja m.fl., 2006). Studier på växter och ryggradslösa djur har visat att arsenit är giftigare än arsenat, bland annat eftersom arsenit har lättare att passera växternas celler. En av effekterna av arsenikförgiftning är att växter visar tecken på vattenbrist på grund av att deras rotsystem inte utvecklas som det ska (WHO, 2001a).

2.5.3 Barium (Ba)

Bariumjonen liknar både kaliumjonen (Stjernman-Forsber & Eriksson 2002) och kalciumjonen (Berggren Kleja m.fl., 2006). Detta gör att barium, efter substitution med kalium, finns i relativt höga halter i mineralen biotit och fältspater (Stjernman-

Forsber & Eriksson 2002). Enligt Berggren Kleja m.fl. (2006) är det vanligaste mineralet med barium barit, BaSO₄. Bariumjonerna i markmiljön adsorberas gärna till lerpartiklar och humus eller faller ut som barit om markmatrisen har hög sulfathalt.

Enligt WHO (1990) utvinns nästan allt barium från barit. Den utvunna metallen används till olika produkter, bland annat legeringar, gummi och smörjmedel. Den främsta antropogena spridningen kommer från den industriella framställningen av bariumprodukter.

Enligt studier som gjorts finns det inget som visar på att barium skulle vara ett essentiellt ämne men en del växter gör ändå aktiva upptag av metallen. För bakterier och svamp har barium visat hämmande och toxiska effekter på cellnivå WHO (1990).

2.5.4 Bly (Pb)

Av de primära mineralen innehåller blyglans, PbS, mest bly men även kalifältspater och skifferar kan ha visst innehåll av metallen. Från dessa mineral kan bly vittra ut och därefter binda till organiskt material, nybilda karbonater eller bindas in i järn- och manganoxider. Bly har ungefär lika stor jonradie som kalium och kan därför ta kaliums plats som det positivt laddade elementet mellan 2:1-lagren i lermineral (Eriksson m.fl., 2005). Bly kan även bilda salter, de flesta svårslösliga med undantag för blysalterna med klorat, nitrat och klorid som har högre löslighet (WHO, 1989).

Brytning och förädlingen av blymineral kan leda till antropogena föroreningar i naturen, detsamma gäller för förbränning av vissa petroleumprodukter samt spridning av ammunition och fiskesänken som båda innehåller bly. Blys förmåga att bilda utfällningar och komplexbindningar gör att biotillgängligheten är lägre än totalhalten men på förorenade platser har växter, ryggrads- och ryggradslösa djur ändå förhöjda blyvärden. För både marklevande bakterier och högre växter har det mesta av blyet återfunnits i cellväggarna. För växter förflyttar sig sällan bly från rötterna vilket leder till att synliga toxiska effekter på växter, bland annat försämring av fotosyntes och tillväxt, uppkommer först vid halter på 100 till 1000 mg/ kg jord (WHO, 1989).

På markorganismer har blys organiska form, Pb (IV) oftast större toxisk effekt än den inorganiska formen, Pb (II). Det har noterats att ett samband mellan koncentrationer i markorganismers vävnader och deras föda, även om koncentrationerna i vävnaderna nästan alltid är lägre än de i födan. Olika toxiska effekter av bly har noterats på markdjur, till exempel har gråsuggor visat sig ovanligt toleranta mot bly men nematoder som utsatts för blykontaminerad föda har visat försämrade reproduktion (WHO, 1989).

2.5.5 Kadmium (Cd)

Några av de viktigaste kadmiumkällorna är malmer av zink, bly och koppar eller andra typer av mineral, kol och petroleum. Kadmium kan adsorberas av olika organiska molekyler och bildar gärna salter med organiska syror. Kadmiums toxicitet och spridningsförmåga är därför till stor del beroende av vilka salter som har bildats (WHO, 1992). Enligt Eriksson m.fl. (2005) kan så mycket som 40 procent av kadmiumet i markmatrisen vara utbytbar vid låga pH vilket gör det relativt lätt tillgängligt för växter och djur. Tillgängligheten kan dock minska genom ökande halt av lösta salter, hårdhet i vatten, halt av sediment och halt av organiskt (WHO, 1992).

Många mikroorganismer och marklevande ryggradslösa djur ackumulerar kadmium genom att binda in kadmium till proteiner i olika vävnader, de högsta koncentrationerna har hittats i gälar, lever och njurar. På grund av den effektiva uppbindningen påverkas inte de ryggradslösa djuren speciellt mycket. Bland de känsligaste mikroorganismerna är olika arter av svampar men några av de arter som utsatts för låga koncentrationer av kadmium under lång tid kan uppvisa resistans mot metallen (WHO, 1992).

Toxiska effekter av växters upptag av kadmium har inte kunnat påvisas i fältundersökningar utan endast i undersökningar där odling skett i näringslösningar med kadmium. De effekterna som påvisats är försämrad transpiration, fotosyntes och försämrad funktion av klyvöppningar. Det har även visats att de högsta kadmiumkoncentrationerna återfinns i rötterna och att endast en liten del av metallen förflyttas till bladen (WHO, 1992).

2.5.6 Kobolt (Co)

Kobolt har generellt många gemensamma egenskaper med zink och nickel, till exempel att de är svårslösliga vid höga pH och lösliga vid låga pH. Det beror på att kobolt oftast är adsorberat till manganoxider eller komplexbundet till organiskt material och att dessa bindningar är starkare vid höga pH-värden (Berggren Kleja m.fl., 2006).

För vissa djur är kobolt ett essentiellt ämne, bland annat behöver bakterier det för att kunna binda in kvävet i luften i marken. Dessutom ingår kobolt i vitamin B₁₂ som är essentiellt. Det finns risk att kobolt ersätter zink i vissa enzymer och det kan vara en av anledningarna till att toxiska effekter kan uppstå hos djur och växter. (Berggren Kleja m.fl., 2006).

2.5.7 Koppar (Cu)

Primära mineral som innehåller koppar är framförallt sulfidrika mineral som kopparkis men även silikater med låg kiselhalt har innehåll av koppar. Metallen förekommer vanligtvis i sin tvåvärda oxidationsform och komplexbinder hellre med humus, lermineral och järnoxider än att befinna sig i sin fria jonform (Eriksson m.fl., 2005). Enligt WHO (1998) har metallisk koppar så låg löslighet att det behövs starka syror som salpetersyra och svavelsyra samt i baser med karbonater eller ammoniumhydroxid för att lösa ut metallen.

Den mänskliga spridningen av koppar kommer till största del från gruvdrift och slam från avloppsrening men även från gjuterier och jordbruk. Koppar sprids ofta inte så långt i markmatrisen på grund av sin förmåga att bilda starka bindningar till bland annat organiskt material, lerpartiklar, järn- och manganoxider. Om pH, redox, katjonkapaciteten eller mängden organiskt material förändras kan spridning dock uppkomma (WHO, 1998).

Koppar är ett essentiellt ämne och det har visats att många organismer kan justera sin inre koncentration av koppar, dock påverkas till exempel flora på kontaminerade platser av förhöjda halter av metallen. Toxiciteten kan påverka växter genom att hindrar utvecklingen av rotsystemet. Detta kan få förödande effekter eftersom växten då inte kan ta upp nödvändiga mängder av näring och vatten vilket i slutändan leder till att växterna tappar bladen i förtid. Daggmaskars förmåga att bilda kokonger har också påverkats av koppar i markmiljön (WHO, 1998).

2.5.8 Krom (Cr)

Krom förekommer vanligen i noll-, två-, tre- och sexvärd form men det är de två sista som har störst biologisk betydelse. Det krom som bryts är i stor utsträckning trevärt och det kan enbart oxideras till sexvärt krom genom industriell oxidation samt förbränning av fossila bränslen, trä och papper. Det sexvärda kromet behåller sin form i naturen tills att det kommer i kontakt med organiskt material då reduceras det till trevärt krom, som kan adsorberas av det organiska materialet. Om det trevärda kromet inte adsorberas av det organiska materialet kan det, i vattenmiljö, forma sig till ett stort komplex vilka inte lägre är lösligt i vatten (WHO, 1988).

Det är ännu inte helt klarlagt om krom är essentiellt för markorganismer. Undersökningar visar dock att organismerna gör aktiva upptag av krom från omgivningen men endast en bråkdel av totalhalten krom i omgivningen vilket tyder på att det bara är en liten del av totalhalten som är biotillgänglig. Sexvärt krom har påvisats ha större påverkan på mikroorganismer än trevärt krom, bland annat genom att dämpa ämnesomsättningen och tillväxten (WHO, 1988).

2.5.9 Kvicksilver (Hg)

Det vanligaste kvicksilvermineralet är cinnober som består av tvåvärt kvicksilver och svavel (Eriksson m.fl., 2005). Oberoende av redox-förhållandena i marken är det tvåvärda kvicksilvret det som dominerar men även envärd och nollvärt kan förekomma (Berggren Kleja m.fl., 2006).

Den antropogena föroreningen kan komma från batterier, elektronik, lampor, amalgam samt framställningen av guld. Kvicksilver som hamnat i markmiljön komplexbinds oftast med humus och spridningen av kvicksilver sker oftast med transporten av humus. Under reducerande förhållanden kan kvicksilver binda in till sulfider och bli svårösliga (Berggren Kleja m.fl., 2006). Enligt Eriksson m.fl. (2005) kan kvicksilver även bilda monometylkvicksilver som är lösligt, biotillgängligt, starkt toxiskt och ackumuleras i näringskedjan. Enligt Berggren Kleja m.fl. (2006) är beror monometylkvicksilvers farlighet på att molekylerna är fettlösliga.

2.5.10 Molybden (Mo)

Molybden förekommer naturligt i bland annat silikatmineralet biotit och utvittrat molybden som vittrat ut förhåller sig till markmatrisen ungefär på samma sätt som sulfat och fosfor (Eriksson m.fl., 2005). I markmiljöer med låga pH-värden är molybden främst adsorberat till järn- och aluminiumoxider vilket gör det svårösligt (Berggren Kleja m.fl., 2006). Om molybden reduceras bildar metallen starka bindningar till sulfider och organiskt material men i oxiderande miljöer med högt pH har molybden endast svaga bindningar till markmiljön och riskera att laka ut.

Molybden finns även i enzymer som är viktiga för bland annat fosfors och kväves biokemiska cykler och blir därigenom ett essentiellt ämne för växter och djur. Skillnaden mellan det nödvändiga upptaget och det toxiska upptaget är dock litet (van Gestel m.fl., 2011). En av de toxiska effekterna är att molybden tillsammans med sulfid bildar en svåröslig utfällning med koppar i växter vilket kan leda till att djur som äter sådana växter kan få kopparbrist (Berggren Kleja m.fl., 2006).

2.5.11 Nickel (Ni)

I markmiljön är nickel relativt lösligt vid låga pH och svårösligt vid höga pH. Det beror på att metallen vid höga pH-värden komplexbinds inte bara till organiskt

material utan även till aluminium-, mangan- och järnoxider. Nickel kan även bindas till sulfider om miljön är reducerande (Berggren Kleja m.fl., 2006). Vid pH under 6,5 är nickel lösligt och således mer lättillgängligt för biologiskt upptag i flora och fauna (WHO, 1991).

Enligt WHO (1991) finns det studier på att mångfalden av arter minskar om områden som kontamineras med nickel även om det är svårt att särskilja effekter från nickel och andra metaller som sprids på samma sätt. En del växter behöver nickel som näringsämne men när koncentrationen blir för hög får det toxiska effekter på floran. Växter som utsätts för låga doser brukar inte visa några synliga tecken men vid högre doser kan bladen tappa färg eller falla av i förtid. Detta beror på att rötternas utveckling avtar vid nickel kontaminering var på växten inte kan göra nödvändigt upptag av vatten och näring (WHO, 1991). Enligt Berggren Kleja m.fl. (2006) kan en annan toxisk effekt av nickel komma av att höga koncentrationer av nickel minskar upptaget av zink vilket kan leda till zinkbrist.

Den antropogena spridningen kommer till stor del från förbränning av fossila bränslen men även från metallindustrin eftersom nickel används i legeringar och som ytbehandlare (Berggren Kleja m.fl., 2006).

2.5.12 Vanadin (V)

Vanadin finns i olika primära mineral vanligt vis som femvärd jon men i reducerande miljöer eller när pH är lågt kan metallen förekomma som tre- och fyrvärd. Vanadin adsorberas starkt till organiskt material samt järn- och aluminiumoxider, framförallt då pH-värdet är lägre än 10. Även om markmiljön skulle bli reducerande är sannolikheten låg att vanadin skulle lakas ut eftersom trevärt vanadin bildar starka bindningar till organiskt material (Berggren Kleja m.fl., 2006).

Den största antropogena spridningen av vanadin kommer från förbränning av olja samt slaggrester från stålindustrier. I markområden som kontaminerats med vanadin ha mikroorganismernas aktivitet dämpats vilket leder till mindre mineralisering av fosfor i marken. Om fosfor inte mineraliseras är den svåråtkomlig för växter vilket försämrar deras tillväxt.

2.5.13 Zink (Zn)

Zink kan bilda både organiska och oorganiska föreningar som ha olika användningsområden. Oorganiska föreningar med zink används bland annat i fordonsindustrin, batterier och i medicinsk utrustning medan organiska föreningar av zink används som bekämpnings- och smörjmedel (WHO, 2001b).

I naturen finns zink bundet i bland annat silikatmineralen biotit, augit och hornblände samt i järnoxider (Eriksson m.fl., 2005). I markmatrisen kommer den andel zink som finns adsorberat till markpartiklar under normala omständigheter vara större än den lösta fraktionen zink men vid förändringar i omgivningen förändras jämvikten, till exempel kommer andelen löst zink öka med sjunkande pH. Det är vanligt att zink binder till organiskt material och då pH är över 6,5 är det den dominerande förekomstformen. Zink kan även bilda komplex med klorid, nitrat, fosfat och sulfat, varav de två sist nämnda har större betydelse än de två förstnämnda. Under anaeroba förhållanden dominerar zink i form av svårlösligt zinksulfid vilket leder till att inte lakas ut under anaeroba situationer. (WHO, 2001b).

Vilka förekomstformer av zink som är biotillgängliga är ännu inte helt klarlagt. Marklevande växter har påvisats adsorbera bland annat hydratiserat zink och zinkkomplex men det huvudsakliga upptaget är av zinkjoner. För vattenorganismer verkar upptaget av zink vara större från det omgivande vattnet än från födan (WHO, 2001b).

Eftersom zink är ett essentiellt näringsämne kan det uppstå komplikationer om koncentration av zink är för låg eller för hög, i både flora och fauna. Det kan vara svårt att skilja på om marklevande ryggradslösa djur har zinkförgiftning eller zinkbrist på grund av att de påvisar liknande symtom. Det är dock ovanligt att markorganismer som lever i sina naturliga miljöer påvisar effekter av zinkbrist. Höga koncentrationer av zinks ger bland annat toxiska effekter på växter genom försämrad respiration och fotosyntes. Det har konstaterats att ryggradslösa djur, växter, alger och mikroorganismer som lever i närheten av zinkförorening har höjda toleransnivåer för zink (WHO, 2001b).

2.6 BAKGRUNDSHALTER, RIKTVÄRDEN OCH JÄMFÖRELSEDATA

Som följer av tidigare avsnitt kan metaller i markmiljön ha olika ursprung. För att kunna skilja på den halt som härstammar från markens mineral eller diffusa utsläpp och den halt som kommer från en specifik förorening har Naturvårdsverket (1997) tagit fram data för variationen i bakgrundshalter, för både stadsmiljö och landsbygd.

Halterna i tabell 1 bygger på halterna uppmätta i 205 provpunkter i 19 städer mellan åren 1993-1995. Både sedimentjordarter och moräner har provtagits och halterna i tabell 1 bygger på prover från noll till två decimeters djup. Proverna har beretts genom frystorkning och siktning till en partikelstorlek på 63µm. Utlakningen har gjorts med kungsvatten och analyserna har utförts med ICP-AES eller ICP-MS utrustning (Naturvårdsverket, 1997).

Tabell 1. Ett urval ur bakgrundshalterna (Naturvårdsverket, 1997).

Ämne	10:e percentil [mg/kg]	50:e percentil [mg/kg]	90:e percentil [mg/kg]
Arsenik	2	5	13
Kadmium	0,12	0,42	1,30
Kobolt	1	5	8
Krom	12	22	39
Koppar	5	20	42
Nickel	4	12	21
Bly	12	36	88
Vanadin	20	36	55
Zink	27	82	145

För att handleda vid sanering och avfallshantering har Naturvårdsverket tagit fram riktvärden och gränsvärden som gäller vid olika situationer, bland annat riktvärden för förorenad mark (Naturvårdsverket, 2009), återvinning av avfall i anläggningsarbeten (Naturvårdsverket, 2010) och gränsvärden vid deponering av avfall (NFS 2004:10).

Riktvärdena som tagits fram för återvinning av avfall i anläggningsarbeten skall enbart jämföras med material som definieras som avfall. Schaktmassor kan definieras som avfall beroende på hur och varför schaktning har utförts. Om avfallsmassorna har lägre halter än riktvärdena, se tabell 2, och inga andra farliga föroreningar finns i avfallet kan massorna klassas som ringa risk. I anläggningsarbeten kan avfallsmassor med ringa risk klassning användas utan att tillstånd behövs sökas. För att få fram jämförelsebara riktvärden rekommenderas att avfallet undersöks med standardiserade metoder på ett ackrediterat laboratorium. Riktvärdena för ringa risk finns framtagna för både lak- och för totalhalter. Totalhalten är framtagna för att skydda markmiljön och människor och att lakhalten är framtagna för att skydda grund- och ytvatten, därför bör inte avfallsmassornas halter överstiga något av dessa riktvärden. För att utreda avfallets totalhalt rekommenderas den standardiserade metoden SS-EN 13657 som innebär en uppslutning av materialet i kungsvatten. Riktvärdena för lakhalter i tabell 2 bör jämföras standardiserade metoder för lakning med L/S-kvot 10 (Naturvårdsverket, 2010).

Tabell 2. Urval av riktvärden för ringa risk (Naturvårdsverket, 2010).

Ämne	Totalhalter [mg/kg]	Lakhalter [mg/kg]
Arsenik	10	0,09
Bly	20	0,2
Kadmium	0,2	0,02
Koppar	40	0,8
Krom	40	1
Nickel	35	0,4
Zink	120	4
Klorid	-	130
Sulfat	-	200

I Naturvårdsverkets författningssamling (NFS 2004:10) beskrivs gränsvärdena för deponering av avfall. Gränsvärdena är beräknade för lakhalter och finns för deponiklasserna inert avfall, icke-farligt avfall och farligt avfall. För att få deponera avfallet behövs först en grundläggande karaktärisering som skall innehålla bland annat information om ursprung, behandling, sammansättning, utseende och vilken deponiklass som avfallet tillhör. För att kunna avgöra vilken deponiklass materialet tillhör ska avfallet undersökas med det standardiserade skaktestet SS-EN 12457-3 eller perkolationstestet prCEN/TS 14405. Resultaten från dessa undersökningar skall sedan jämföras med gränsvärdena för de olika klasserna, se tabell 3, (NFS 2004:10).

Tabell 3. Urval av gränsvärden för inert avfall (22§ i NFS 2004:10).

Ämnen	Lakhalt [mg/kg]
Arsenik	0,5
Barium	20
Kadmium	0,04
Krom	0,5
Koppar	2
Molybden	0,5
Nickel	0,4
Bly	0,5
Antimon	0,06
Selen	0,1
Zink	4
Klorid	800
Fluorid	10
Sulfat	1000

Då dessa riktvärden och gränsvärden endast gäller markförorening eller avfall undersöks bergmaterials lakningsegenskaper sällan. Det finns dock ett par undersökningar gjorda i Sverige som behandlar bergmaterial, bland annat Mia Tossavainens doktorsavhandling (Tossavainen, 2005). En av hennes slutsatser var att lakningen av till exempel nickel, zink och koppar från bergmaterial inte bör glömmas bort vid lakundersökningar av andra återvunna material.

Även branchorganisationen RVF Utveckling, nuvarande Avfall Sverige Utveckling, har gjort en studie av naturballasts lakegenskaper (2006). De har undersökt ett berett urval av bergmaterial utifrån Götaland och Svealand med skaktest, perkolationstest samt totalhalter. De kom fram till att bergmaterialen generellt inte lakar ut i någon större utsträckning. De element som dock gav upphov till problem var fluorid och kvicksilver som gjorde att ett par av bergmaterialen inte kunde deponeras som inert avfall enligt NFS 2004:10. I övrigt hade deras resultat någorlunda bra överensstämmelse mellan skaktesten och perkolationstesten (RVF Utveckling, 2006).

3 MATERIAL OCH METODER

I den här studien har ett skaktest, ett sekventiellt laktest, två totalhaltstester och en XRD-analys utförts.

3.1 PROVMAERIAL

Bergkrossmaterialet kom från två skilda bergtäkter i Mellansverige. Den ena bergkrossen hade en grå-rosa färg och den andra hade en jämnare grå färg. Materialet hämtades från täkterna i storleksfraktionen på 8-11 mm i diameter. Dessa prover jämfördes med två förorenade jordar från tidigare industritomter varav ett av jordmaterialen hade stort innehåll av slagg.

3.2 PROVBBEREDNING

Provmaterialen preparerades till samma kornstorlek för att få jämförbarhet i resultaten.

Alla material torkades i cirka 100 °C, varpå jordproverna, de förorenade jordarna, siktades och en fraktion på 125-500 µm togs ut. I det jordprov som innehöll stor andel slagg hade en del av slaggmaterialet så pass stor partikelstorlek att det kunde siktas ut och krossas separat till samma fraktionsstorlek som de andra materialen. Även bergmaterialet krossades och maldes innan de siktades till samma fraktion som de övriga materialen.

3.3 SKAKTEST

Vanligtvis utförs skaktest på ett provmaterial med varierande mängd tillsatt lakvätska, till exempel L/S 2 och L/S 8, men i den här studien användes en bestämd kvot mellan material och lakvätska, L/S 10, och istället varierades skaktiden i försöken.

4,5 g av respektive provmaterial vägdes upp i 12 stycken provrör och vart och ett blandades med 45 g Mili-Q vatten. Tre rör av respektive provmaterial skakades därefter i en 0,5, 6, 24 eller 168 timmar. Därefter centrifugerades blandningen så att vätskan separerades från det fasta materialet. Vätskan filterades genom 0,2 µm sprutfilter av polypropylen. Därefter delades provet upp i tre volymer, en för anjonsanalys i jonkromatograf, en för metallanalys i ICP-MS och en för pH- och konduktivitetmätningar.

3.4 TOTALHALTER

För att undersöka den potentiella lakningen från de olika provmaterialen gjordes uppslutning av materialen i mikrovågsugn. Provmaterialen skickades även till SAKAB AB i Kumla för XRF-analys.

Uppslutningen utfördes genom att 10 ml koncentrerad HNO₃ tillsattes till 0,1 g provmaterial som hettades upp i en mikrovågsugn under en timme till den maximala temperaturen 180°C, se tabell 4. Provet späddes och analyserades i ICP-MS. Att HNO₃ valdes framför kungsvatten i den här studien berodde på att det först gjordes ett uppslutningsförsök på enbart bergkross och olika syror, HCl, HNO₃, H₂O och lösningar av dessa. Det försöket visade inte på någon skillnad i uppslutning när en

lösning av HCl och HNO₃, det vill säga kungsvatten, och enbart koncentrerad HNO₃ användes.

Tabell 4. Program för mikrovågsugnen.

Effekt[W]	Tid [min]	Maximal temperatur [°C]
600	20	180
0	5	180
600	20	180
1200	15	180
Avsvalning	-	-
1200	Till uppnådd maximal temperatur	180

3.5 SEKVENTIELL LAKNING

För att kunna säga något om metallernas bindningar till provmaterialen användes sekventiell lakning. Lakningen bygger på en metod som utformats av Tessier m.fl. (1979). Försöket bestod av tre steg där starkare lösningsmedel tillsattes till provmaterialet för att succesivt laka ut hårdare bundna metaller. Det första steget i den här studien syftade till att lösa ut metaller bundna till karbonater och amorfa hydroxider. Steg två försöker lösa ut de metaller som är reducerbara och steg tre de som är oxiderbara, till exempel organiskt material och amorfa sulfider.

Under försökets första steg blandades 1,0 g provmaterial med 30,0 ml 1,0 M NH₄Ac, som hade pH-värde 5, i centrifugrör av polyallomer. Centrifugrören placerades i ett 90°C vattenbad under fem timmar och skakades intermittent. Efter att proven avsvalnat fasset separerades blandningen genom 30 minuters centrifugering i 20,000g varpå vätskefasen separerades med hjälp av pasteurpipett.

I steg två tillsattes 30,0 ml 0,04 M NH₂OH-HCl i 25 % HAc till provmaterialen som återigen placerades i ett 90°C vattenbad under fem timmar med intermittenta skakningar. Därefter fasset separerades provet på samma sätt som steg ett.

I det tredje steget användes en lösning av tre volymdelar 0,02 M HNO₃ och fem volymdelar 30 % H₂O₂, justerad till pH 2. 30,0 ml av lösningen tillsattes till materialen och placerades i ett 85°C vattenbad under tre timmar. Faserna separerades och en lösning med en del 3,2 M NH₄Ac i 20 % HNO₃ och två delar MQ-vatten tillsattes till materialet och lakades i rumstemperatur i en timme varpå en sista fasset separering gjordes.

3.6 XRD

Då ingenting var känt om bergmaterialens mineralsammansättning gjordes en översiktlig XRD-analys de två bergmaterialen. XRD-tekniken bygger på att materialet belyses med röntgenstrålar och diffraktionsmönstret ger svar på vilka mineral som finns i materialet.

Denna analys utfördes på material som hade partikelstorlek mindre än 0,25 mm och körningen varade i ungefär fem minuter. Denna typ av XRD ger endast kvalitativa data, det vill säga kan inget sägas om hur mycket av respektive mineral som finns i provmaterialet.

3.7 ANALYSUTRSTNING

pH-värdet i lösningarna mättes med en Solitrode och konduktiviteten mättes med en CDC 866T från Radiometer Analytical. För analyserna av metallinnehållet i lösningarna användes en ICP-MS av märket Agilent, 7500CX, med kollisionscell, Agilent ORS. För anjonsanalysen användes en IC från Metrohm med 853 CO₂ suppresor och 819 detektor.

4 RESULTAT

Resultaten bygger på metallanalyser från ICP-MS och anjonsanalyser från jonkromatografi om inte annat anges. En del av de metallhalter som analyserades låg under detektionsgränsen för ICP-apparaturen. För att ändå kunna beräkna medelvärden och standardavvikelser har detektionsgränsen använts som mätvärde. Alla metalldata är så kallade fullkvantitativa förutom antimonhalterna som är semikvantitativa. För redovisning av data se bilagorna.

De olika provmaterialen benämns nedan som:

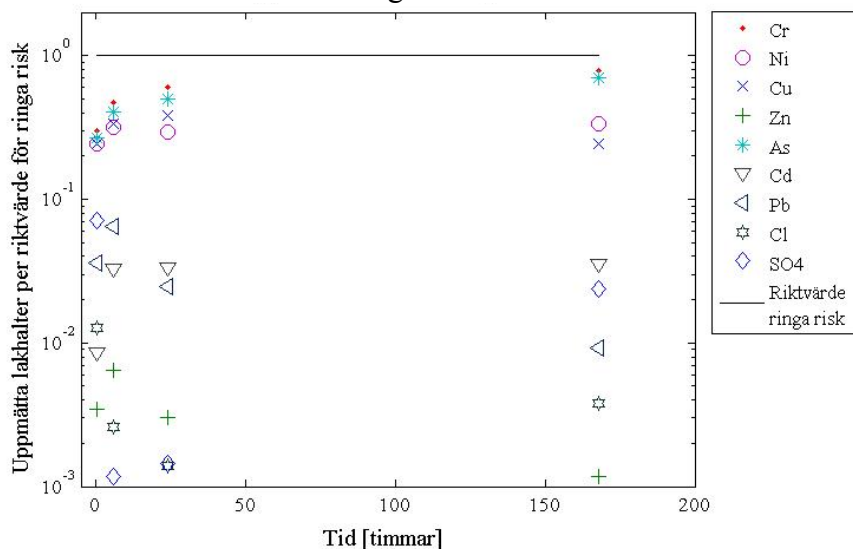
- J –förorenade jord
- B –förorenad jord med stort slagginnehåll
- S –separerad slagg
- K –bergkross med rosa-grå färgton
- G –bergkross med jämngrå färgton

Resultaten för skaktesten och uppslutningarna redovisas på samma sätt för alla material. Medelhalterna redovisas som andelar av riktvärdet för ringa risk. Det finns två riktvärden för ringa risk, en för totalhalt och en för skaktest (Naturvårdsverket, 2010). Resultaten från skaktesten visas även som andelar av gränsvärdet för inert avfall vid deponering (NFS 2004:10). Detta innebär att de punkter i figurerna som har ett värde högre än 1,0 motsvarade de halter som är högre än riktvärdet/gränsvärdet. Uppslutningarna visas också i figurer tillsammans med Naturvårdsverkets bakgrundshalter för ytlig morän med ICP-analyser (Naturvårdsverket, 1997). Bakgrundshalterna visas då med sina medianvärden samt 10:e och 90:e percentilerna.

4.1 FÖRORENAD JORD, J

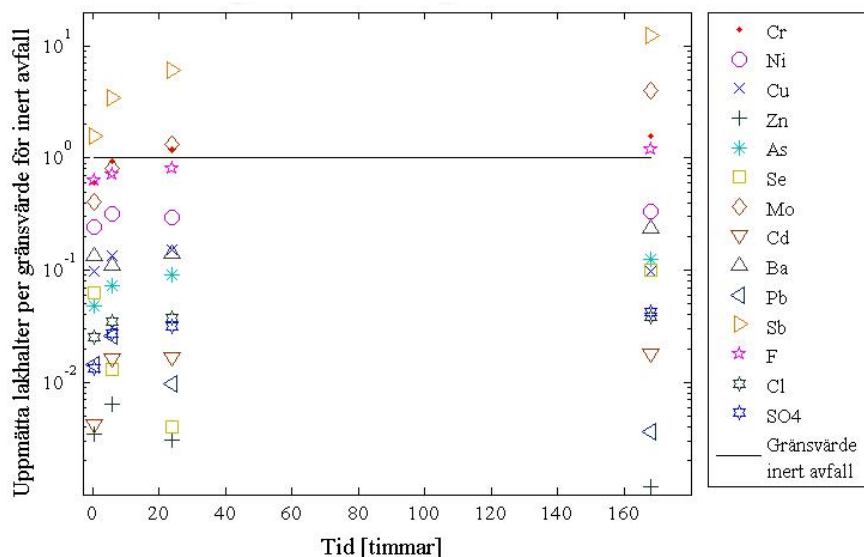
4.1.1 Skaktest

Analyserna av provmaterial J visas i figur 4 som andelar av riktvärdet för ringa risk, se riktvärdena i tabell 2. Ur figuren går det att utläsa att alla element har halter under riktvärdet oberoende av hur lång tid materialet skakas. Dock närmar sig krom- och arsenikhalterna riktvärdet då skaktiden förlängs och de verkar inte plana ut mellan 24-timmars och 168-timmars skakningarna.



Figur 3. Provmaterial J:s uppmätta medelhalter från de fyra olika skaktesten som andel av riktvärdet för ringa risk. Linjen visar den nivå där medelhalten är den samma som riktvärdet.

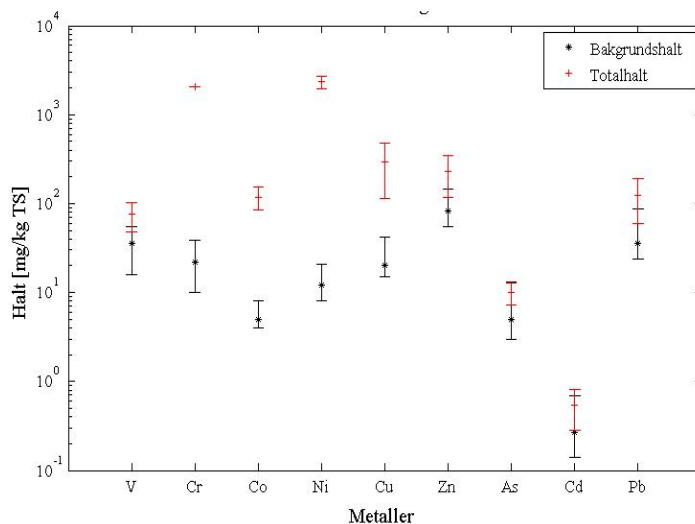
I figur 5 visas att den förorenade jorden, J, inte kan användas för deponering av inert avfall då antimon, molybden, krom och fluorid ligger över gränsvärdet för detta, se gränsvärdena i tabell 3. Högst ligger halterna av antimon, 1,6 -12 gånger gränsvärdet. Alla de ovan nämnda halterna ligger dock inom intervallet för icke-farligt avfall. De resterande halterna är alla lägre än riktvärdet.



Figur 4. Provmaterial J:s uppmätta medelhalter som andel av halten för gränsvärdet för deponering av inert avfall. Linjen visar den nivå då den uppmätta halten är den samma som gränsvärdet.

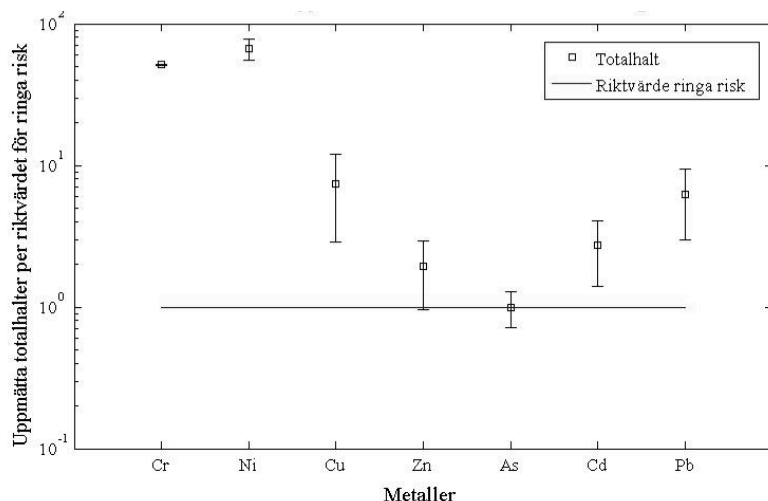
4.1.2 Totalhalter

Figuren 6 visar bakgrundshalten med 10:e och 90:e percentiler, se tabell 1 för bakgrundshalterna, sida vid sida med uppslutningens medelhalter och standardavvikelser. De halter som är högre än bakgrundshalterna utan att det finns överlapp med percentilerna och standardavvikelse är halterna av krom, kobolt, nickel samt koppar. Även vanadin, zink och bly har medelhalter som är högre än bakgrundshaltens intervall men där ligger standardavvikelse innanför intervallet.



Figur 5. Totalhalterna i material J och motsvarande bakgrundsvärden. Bakgrundsvärdena visas med 10:e till 90:e percentilerna och mätdata med sin standardavvikelse.

Halterna från uppslutningen har även jämförts med motsvarande riktvärde för ringa risk, se tabell 2. I figur 7, som visar totalhalterna som andelar av riktvärdet, syns att krom, nickel, koppar, zink, kadmium, bly och arsenik har halter högre än riktvärdet.



Figur 6. De uppmätta medelhalterna och standardavvikelseerna, för uppslutningarna av material J, som andelar av riktvärdet för ringa risk.

För att kunna jämföra materialets egenskaper har medelhalterna från uppslutningen och halterna från XRF-analysen ställts upp i tabell 5. Där visar XRF-analyserna och analyserna från uppslutningarna en någorlunda samstämmighet i och med att höga uppslutningshalter också får höga XRF-halter även om siffrorna i sig inte överensstämmer.

Tabell 5. Medelhalterna från uppslutning och resultaten från XRF-analysen för provmaterial J, halter i mg/kg.

Metall	Uppslutning	XRF
V	75	29
Cr	2 048	9964
Co	119	98
Ni	2328	1557
Cu	295	228
Zn	233	245
As	10	11
Mo	396	531
Cd	0,6	< 3,3
Ba	467	566
Pb	125	129
Sb	12	36

4.1.3 Sekventiell lakning

Efter ett missöde under laborationerna har endast resultaten från steg ett och två kunnat redovisas för material J. I tabell 6 finns de uppmätta koncentrationerna från den sekventiella lakningen tillsammans med totalhalterna från uppslutningen. Det som lakar ut i steg ett antas vara bundet till karbonater och amorfa hydroxider och steg 2 antas var reducerbart.

Tabell 6. Utlakade halter från steg 1 och steg 2 från den sekventiella lakningen och medelhalterna från uppslutningen. Halterna i mg/kg.

	Steg 1	Steg 2	Totalhalt
V	0,2	39	75
Cr	28	226	2048
Co	14	33,	119
Ni	220	992	2328
Cu	26	38	295
Zn	85	57	233
As	0,04	1,43	9,99
Se	0,55	0,36	0,08
Mo	4	51	396
Cd	1	0,2	0,6
Ba	512	183	466
Pb	63	132	124

I tabell 7 visas koncentrationerna från tabell 6 som procent av totalhalten. I den tredje kolumnen visas hur stor del av totalhalten som lakat ut från steg 1 och steg 2, det vill säga den kumulativa utlakningen. I tabellen syns tydligt att det är någonting som inte stämmer för selen, kadmium, barium och bly eftersom koncentrationerna är högre än totalhalterna redan efter steg 2.

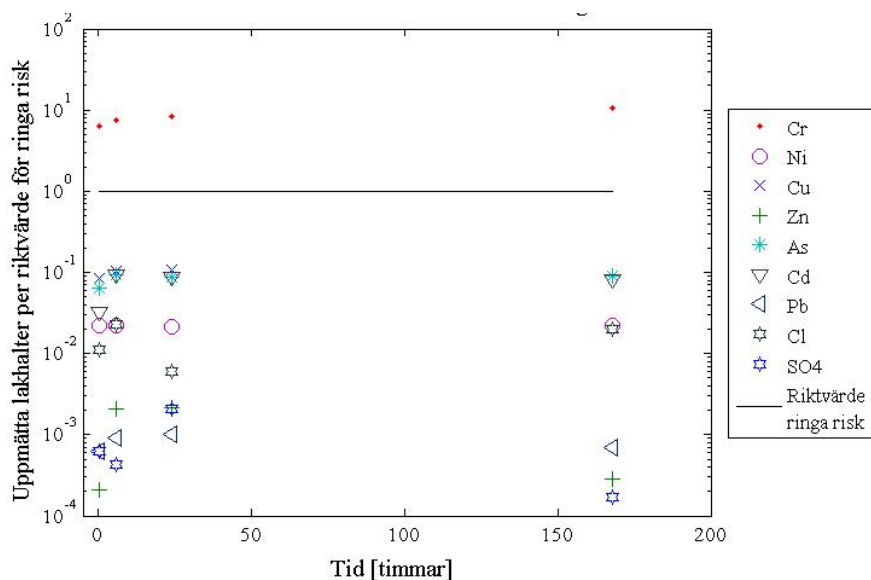
Tabell 7. Det halter som lakade ut från faserna den sekventiella lakningen samt den kumulativa utlakningen i procent av medelhalterna från uppslutningen.

	Steg 1 [%]	Steg 2 [%]	Kumulativ [%]
V	0,2	51	52
Cr	1,4	11	12
Co	12	28	40
Ni	10	43	52
Cu	9	13	22
Zn	37	24	61
As	0,4	14	15
Se	660	427	1088
Mo	0,9	13	14
Cd	184	39	224
Ba	110	39	149
Pb	51	106	157

4.2 FÖRORENAD JORD, B

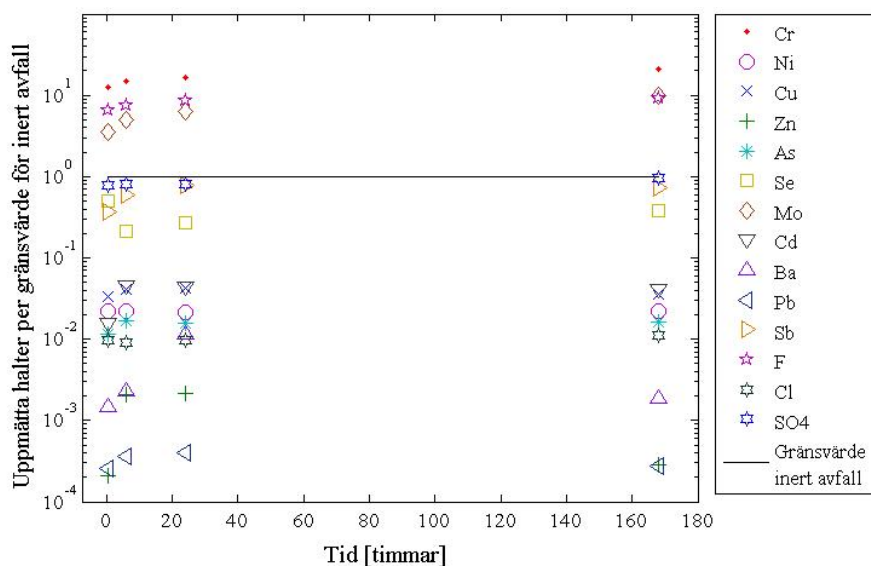
4.2.1 Skaktest

Vid jämförelse med riktvärdet för ringa risk, se tabell 2, visar material B för höga kromhalter för att materialet ska få klassas som ringa risk, se figur 8. De övriga elementens halter uppgår knappt till en tiondel av riktvärdet.



Figur 7. Provmaterial B:s uppmätta medelhalter från de fyra olika skaktesten som andelar av riktvärdet för ringa risk. Den horisontella linjen visar nivån då medelhalten är den samma som riktvärdet.

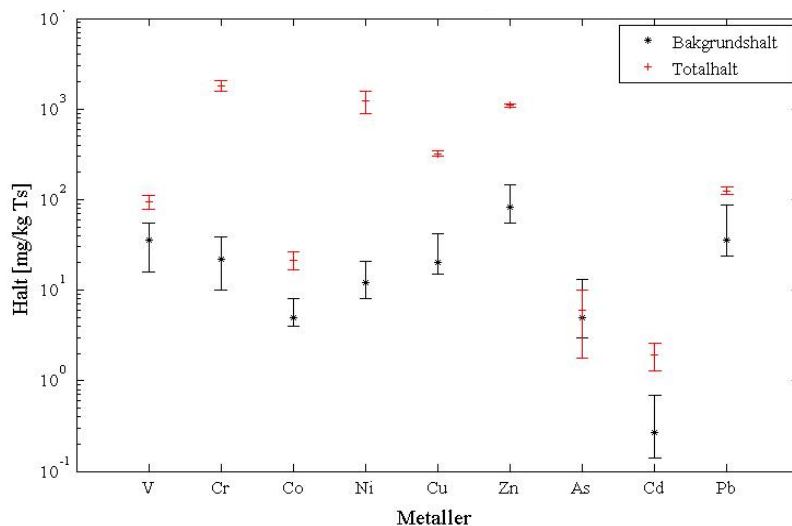
För den förorenade jorden B, visar resultatet från skaktesten att provmaterialet inte heller kan användas för deponering av inert avfall då krom, molybden och fluorid ligger över gränsvärdet för detta, se tabell 3 för gränsvärdeshalterna. Kromhalterna ligger ungefär på 12 -21 gånger gränsvärdet, molybden 3,5-10 gånger och fluorid på ungefär 6-9 gånger gränsvärdet, se figur 9. Alla dessa ligger dock inom intervallet för icke-farligt avfall, utom kromhalten då materialet skakats i 168 timmar. Sulfat- och antimonhalterna ligger även de i samma storleksordning som sina gränsvärden. De övriga halterna är lägre än sina gränsvärden.



Figur 8. Provmaterial B:s uppmätta medelhalter som andelar av halterna för gränsvärdet för deponering av inert avfall.

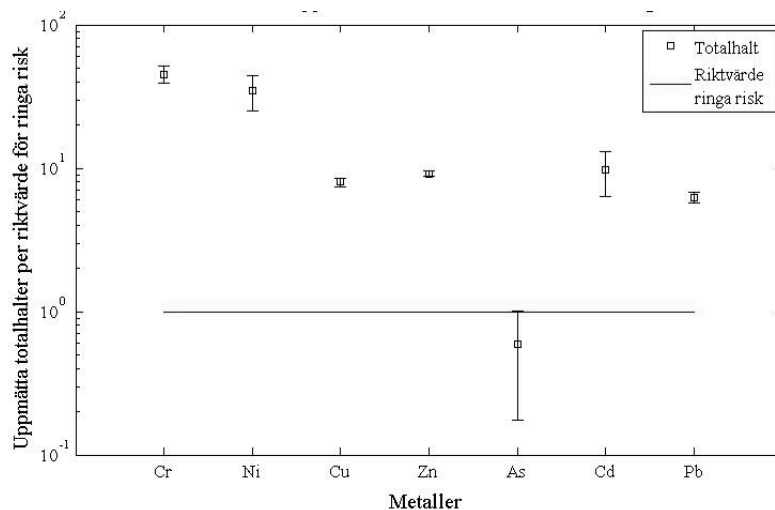
4.2.2 Totalhalter

Analyserna från uppslutningen av material B har jämförts med bakgrundshalterna i morän, se tabell 1. Jämförelsen visar att det endast är arsenikhalten som sammanfaller med motsvarande intervall för bakgrundhalten, se figur 10. De andra metallerna har både medelhalter och standardavvikelser som är högre än bakgrundshalternas 90:e percentiler.



Figur 9. Medelhalterna från uppslutningen av material B med sina standardavvikelser samt bakgrundshalter med 10:e och 90:e percentilerna.

Totalhalterna från uppslutningen har även jämförts med riktvärdet för ringa risk, se tabell 2. I figur 11 visas totalhalten som andel av riktvärde och även här är det bara arsenik som har lägre halt än riktvärdet.



Figur 10. Uppmätta medelhalter och standardavvikelser för uppslutningarna av material B, som andelar av riktvärdet för ringa risk.

För den förorenade jorden B har XRF-analyserna och uppslutningarnas analyser jämförts, se tabell 8, och även om siffrorna i sig har en dålig korrelation så visar båda metoderna höga respektive låga halter för ungefär samma metaller.

Tabell 8. Medelhalterna från uppslutnings-analyserna och XRF-analyserna i mg/kg.

Metall	Upps lutning	XRF
V	96	212
Cr	1807	13070
Co	21	25,3
Ni	1221	375
Cu	320	126
Zn	1099	264
As	5,9	4,2
Mo	180	153
Cd	2	< 3,1
Ba	1000	96
Pb	125	74
Sb	1,4	< 3,6

4.2.3 Sekventiell lakning

Tabell 9 visar halterna som lakade ut i de olika stegen i den sekventiella lakningen. Det som lakar ut i steg ett antas vara bundet till karbonater och amorfa hydroxider, steg 2 antas vara reducerbart och steg tre antas vara oxiderande.

Tabell 9. Utlakade halter från steg 1, 2 och 3 i den sekventiella lakningen samt totalhalterna från uppslutningsförsöket. Halterna i mg/kg.

	Steg 1	Steg 2	Steg 3	Uppslutning
V	10	59	11	96
Cr	42	367	111	1807
Co	17	8	1,4	21
Ni	17	455	128	1221
Cu	19	68	37	320
Zn	19	75	18	1099
As	0,03	0,93	0,52	5,94
Se	72	1,2	1,7	24
Mo	18	59	79	180
Cd	13	0,5	0,1	2
Ba	237	207	489	1000
Pb	3	81	15	125

Tabell 10 visar koncentrationerna från den sekventiella lakningen som procent av totalhalten från uppslutningarna. Den sista kolumnen i tabellen visar hur mycket av totalhalten som lakat ut till och med steg tre. Kobolt, selen och kadmium har alla, enligt tabellen lakat ut mer än hundra procent, vilket är orimligt.

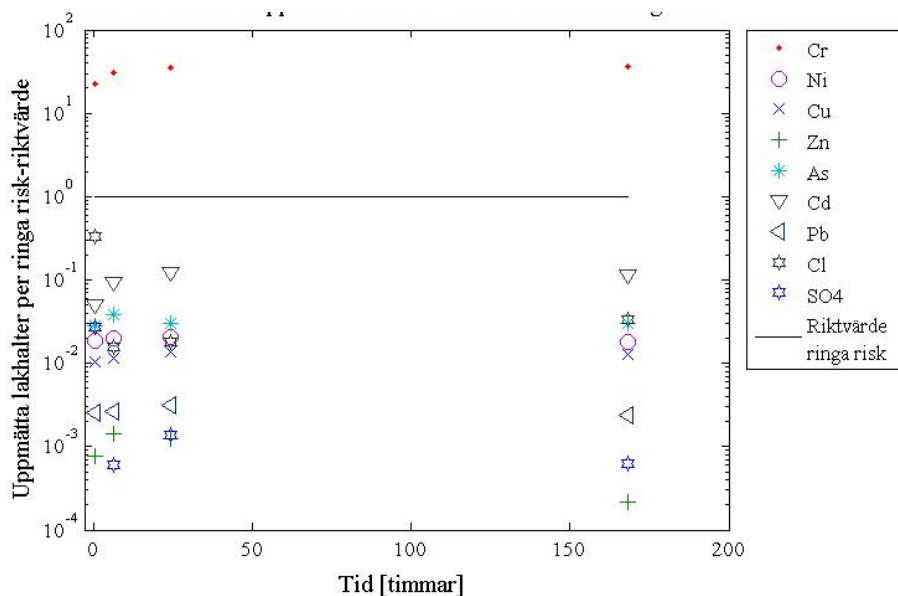
Tabell 10. Halter från den sekventiella lakningen som andel av totalhalterna från uppslutningen.

	Steg1 [%]	Steg 2 [%]	Steg 3 [%]	Kumulativt [%]
V	10	62	11	84
Cr	2,4	20	6	29
Co	79	38	7	123
Ni	1	37	10	49
Cu	5,9	21,1	11,7	39
Zn	1,7	6,8	1,7	10
As	0,5	16	8,8	25
Se	299	5	7	311
Mo	10	33	44	87
Cd	671	25	6	702
Ba	24	21	49	93
Pb	2,5	64	12	79

4.3 SLAGG, S

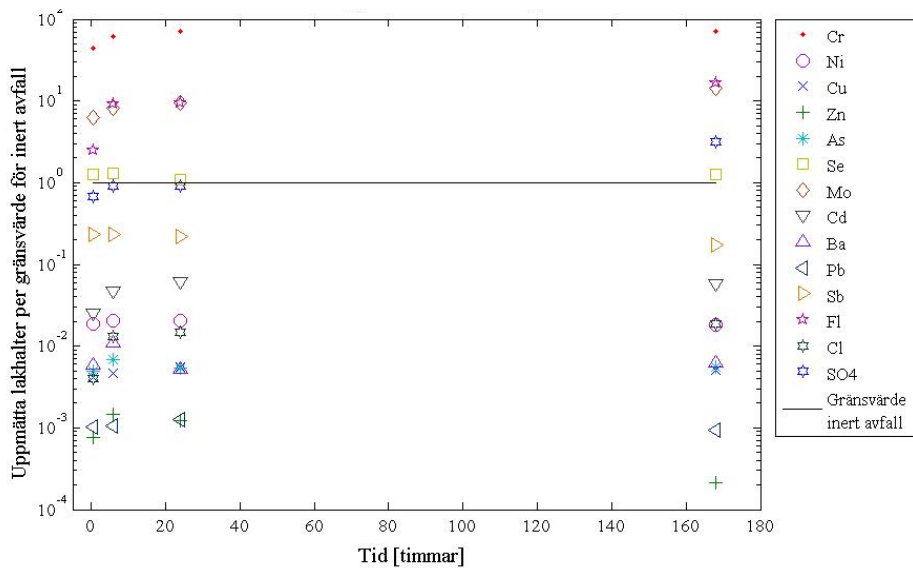
4.3.1 Skaktest

Att provmaterial S, det vill säga slaggen som separerades från provmaterial B, har kromhalter som överstiger riktvärdet för ringa risk, se tabell 2, syns i figur 12 där medelhalterna visas som andelar av riktvärdet. De övriga halterna är dock under riktvärdena.



Figur 11. Provmaterial S:s uppmätta medelhalter från de fyra olika skaktesten som andelar av riktvärdet för ringa risk. Den horisontella linjen visar nivån då medelhalten är den samma som riktvärdet.

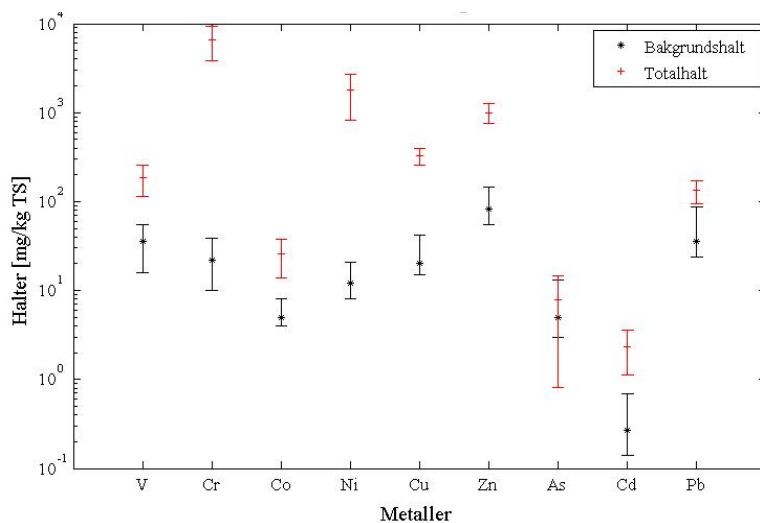
När skaktesthalterna visas som andelar av gränsvärdet för inert avfall, se figur 13, är det många element som har högre halter än gränsvärdet. Högst ligger kromhalten som även når över gränsvärdet för icke-farligt avfall. Fluorid-, molybden, sulfat och selen ligger inom intervallet mellan gränsvärdena för inert avfall och icke-farligt avfall. De övriga halterna är lägre än sina gränsvärden. Se tabell 3 för gränsvärdena.



Figur 12. Provmaterial S:s uppmätta medelhalter som andelar av halterna för gränsvärdet för deponering av inert avfall.

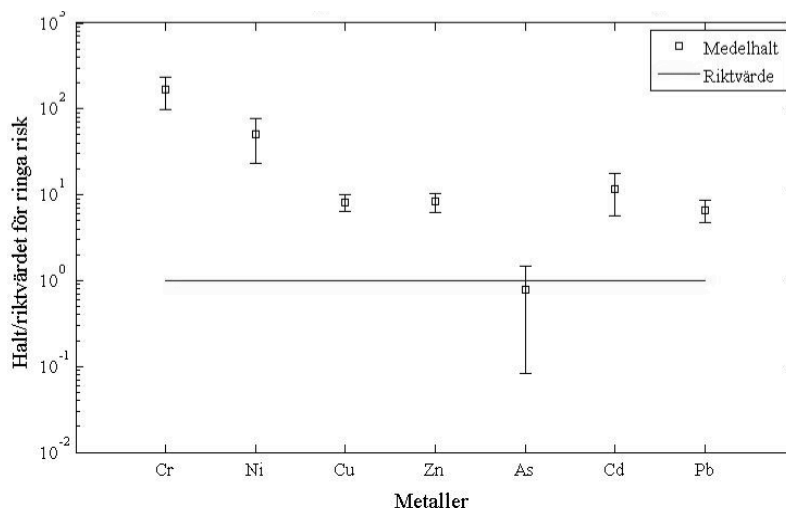
4.3.2 Totalhalter

I figur 14 visas metallhalter, från uppslutningen av slaggen, tillsammans med bakgrundshalterna. Figuren visar tydligt att alla metaller utom arsenik har standardavvikelser som skiljer sig från bakgrundshalterna. Bakgrundshalterna som använts återfinns i tabell 1.



Figur 13. Totalhalterna i material S med sin standardavvikelse samt bakgrundshalter med 10:e och 90:e percentiler.

När totalhalterna från uppslutningen jämförs med riktvärdet för ringa risk är det åter bara arsenikhalten som inte är säkerställt högre sitt riktvärde, se figur 15.



Figur 14. Uppmätta medelhalter och standardavvikelser för uppslutningarna av material S, som andelar av riktvärdet för ringa risk.

I tabell 11 har medelhalterna för uppslutningarna och resultaten från XRF analyserna sammanställts. XRF-analyserna är inte helt samstämmiga med uppslutningarna för slaggmaterialet men de ger åtminstone höga eller låga halter för ungefär samma metaller.

Tabell 11. Medelhalterna från uppslutningen och XRF-analyserna av provmaterial S, halter i mg/kg.

	Uppslutning	XRF
V	187	271
Cr	6643	27330
Co	26	26
Ni	1774	314
Cu	327	176
Zn	1004	238
As	7,8	9,6
Mo	348	263
Cd	2,3	< 3,5
Ba	1284	96
Pb	133	87
Sb	1,4	3,8

4.3.3 Sekventiell lakning

Koncentrationerna som lakat ut under den sekventiella lakningen visas i tabell 12. Det som lakar ut från steg ett antas var bundet till karbonater eller amorfa hydroxider, steg två antas vara reducerbart och steg tre löser ut det oxiderbara. För att kunna relatera halterna har även totalhalterna från uppslutningarna ställts upp i tabellen.

Tabell 12. Utlakade halter från steg 1, 2 och 3 i den sekventiella lakningen samt totalhalterna från uppslutningsförsöket. Halterna i mg/kg.

	Steg 1	Steg 2	Steg 3	Totalhalt
V	4,4	79	12	187
Cr	67	892	372	6643
Co	0,3	11	2,2	26
Ni	23	841	191	1774
Cu	19	4	56	327
Zn	52	66	8	1004
As	0,1	0,7	0,1	7,8
Se	0,96	1,09	2,4	26,3
Mo	51	121	75	348
Cd	0,45	0,49	0,14	2,34
Ba	184	238	559	1284
Pb	2,4	42	17	133

Tabell 13 visar koncentrationerna från tabell 9 som procent av totalhalten och den sista kolumnen visar hur stor procent av totalhalten som steg ett, två och tre lakat ut totalt under den sekventiella lakningen.

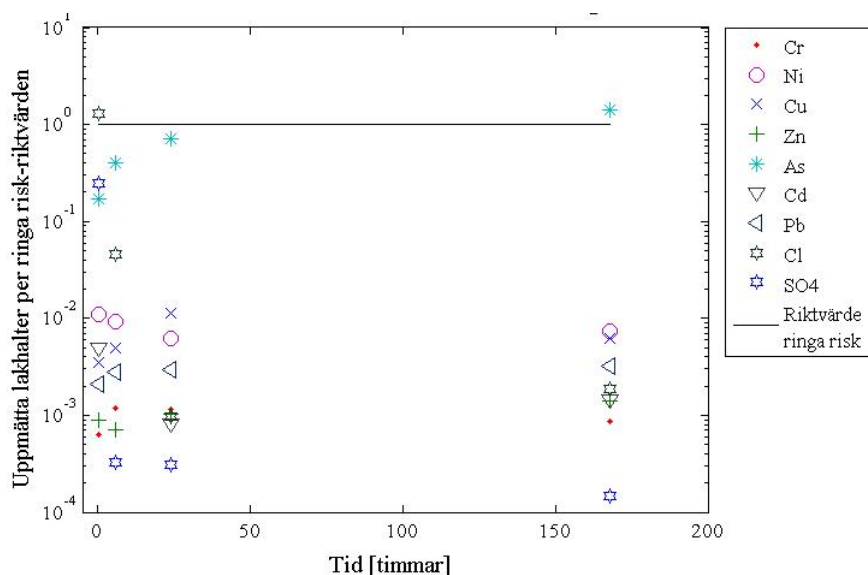
Tabell 13. Halter från den sekventiella lakningen som andel av totalhalterna från uppslutningen.

	Steg 1 [%]	Steg 2 [%]	Steg 3 [%]	Kumulativ [%]
V	2,3	42	6,2	50,7
Cr	1,0	13	6	20
Co	1,1	44	8	54
Ni	1,3	47	11	60
Cu	5,9	1,2	17,2	24,2
Zn	5,2	6,6	0,8	12
As	1,4	9	1,7	12,4
Se	3,7	4,1	9	17
Mo	15	35	21	71
Cd	19	21	6	46
Ba	14	19	44	76
Pb	1,8	31	13	46

4.4 BERGKROSS, G

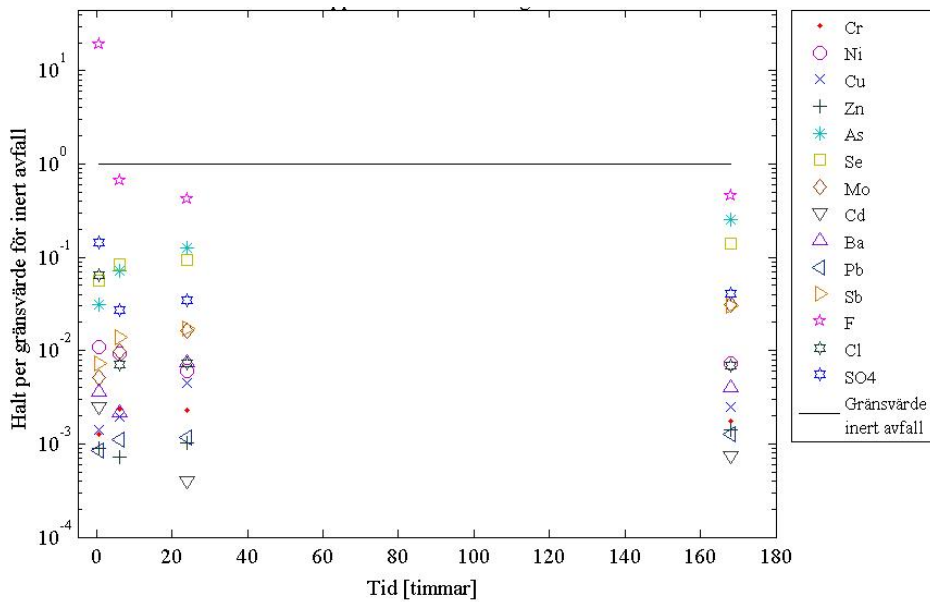
4.4.1 Skaktest

För bergkross materialet G visar sig fluoridhalten för halvtimmars skakningen vara över riktvärdet för ringa risk och det samma för arsenikhalten efter 168-timmars skakning, se figur 16. Fluoridhalten skiljer sig dock från de övriga fluoridhalterna med längre skaktider. Arsenikhalterna följer dock ett mönster med högre halter vid längre skaktider. Riktvärdena som använts återfinns i tabell 2.



Figur 15. Provmaterial G:s uppmätta medelhalter från de fyra olika skaktesten som andelar av riktvärdet för ringa risk. Den horisontella linjen visar nivån då medelhalten är den samma som riktvärdet.

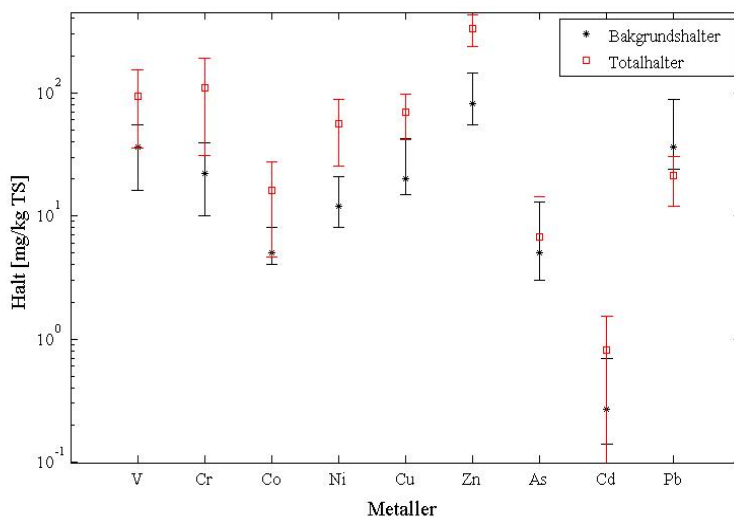
Vid jämförelse mellan bergkrossmaterialet G och gränsvärdet för inert avfall ligger alla halter, förutom den första fluoridhalten, under gränsvärdena vilket visas i figur 17. Men vid jämförelse av den första fluorhalten med de för skakningar med längre tidsintervall så ligger de betydligt lägre, ungefär 10-15 gånger lägre, dock fortfarande i närheten av gränsvärdet. Halterna för gränsvärdena återfinns i tabell 3.



Figur 16. Provmaterial G:s uppmätta medelhalter som andelar av halterna för gränsvärdet för deponering av inert avfall. Den horisontella linjen symboliserar gränsvärdena för inert avfall.

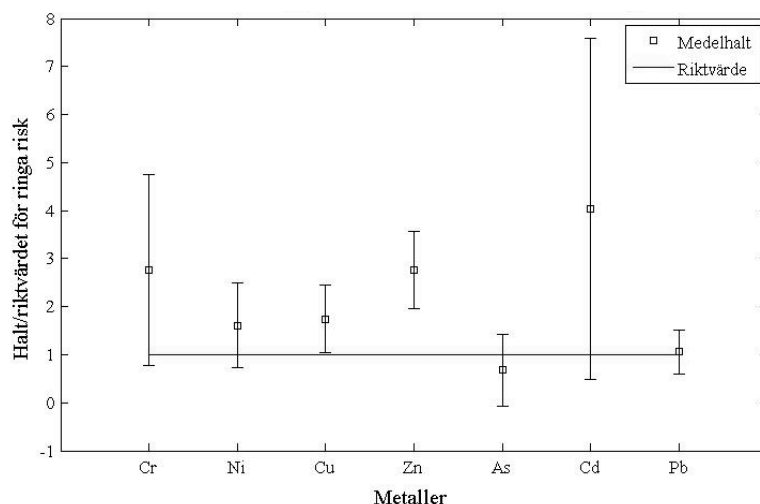
4.4.2 Totalhalter

Totalhalterna från uppslutningen har i figur 18 jämförts med bakgrundshalterna för ytlig morän. Halterna från zink och nickel är högre än bakgrundshalterna och har inget överlapp mellan standardavvikelseerna och percentilerna så de kan skiljas från sina respektive bakgrundshalter, bakgrundshalterna återfinns i tabell 1. Som synes i figur 18 gör de stora standardavvikelseerna det svårt att avgöra om metallhalterna verkligen skiljer sig från bakgrundshalterna för de övriga metallerna. Detta gäller speciellt för vanadin, krom, kobolt, koppar och bly.



Figur 17. Totalhalterna i material G med sina standardavvikelser samt bakgrundshalter med 10:e och 90:e percentiler.

Även för riktvärdet ringa risk är det svårt att säga om mätvärdena är högre än riktvärdet även om flertalet av medelhalterna är högre än riktvärdet, se figur 19. Zinkhalten skiljer sig dock från massan, precis som för jämförelsen med bakgrundshalterna, ligga högre än riktvärdet.



Figur 18. Uppmätta medelhalter och standardavvikelser för uppslutningarna av bergmaterialet G, som andelar av riktvärdet för ringa risk.

I tabell 14 har medelhalterna från uppslutningen, XRF-svaren och värdet av totalhalterna i RVF Utvecklings rapport från år 2006 sammanställts. Samstämmigheten mellan uppslutningen och XRF-analysen påminner om de andra materialen.

Tabell 14. Medelhalterna från uppslutningarna, XRF-svaren, medelhalterna från skaktesten samt medelhalten från RVF:s uppslutningar och skaktester, halterna i mg/kg TS.

	Uppslutning	XRF	RVF:s totalhalter
V	94	113	-
Cr	110	61	43
Co	16	28	44,3
Ni	56	31	19,8
Cu	70	15	26,7
Zn	331	72	70
As	6,8	< 1,2	9,87
Se	36	-	<5
Mo	0,03	< 17	2,05
Cd	0,81	< 3,0	0,359
Ba	186	348	-
Pb	21	17,8	21,3
Sb	1,4	4,7	0,66

4.4.3 Sekventiell lakning

Tabell 15 visar de utlakade halterna från det sekventiella lakförsöket. På grund av problem med laborationen bygger resultatet från steg 3 endast på en uppsättning prov, istället för två prover som de andra resultaten bygger på.

Tabell 15. Utlakade halter från steg 1, 2 och 3 i den sekventiella lakningen samt totalhalterna från uppslutningsförsöket. Halterna i mg/kg.

	Steg 1	Steg 2	Steg 3	Totalhalter
V	0,01	2,4	13,7	93,5
Cr	3,96	4,8	469	110
Co	1,1	0,9	2,4	16
Ni	4,5	3,4	208	56
Cu	3,3	3,5	64	69
Zn	10,6	6,3	10,1	330
As	0,1	0,9	0,5	6,7
Se	0,6	0,3	1,8	36
Mo	0,7	0,2	154	0,02
Cd	0,02	0,01	0,2	0,8
Ba	141	233	470	186
Pb	0,9	4	21	21

Koncentrationerna från det sekventiella laktestet har sammanställts, i tabell 16, som procent av totalhalterna och i den sista kolumnen visas den kumulativa halten från den sekventiella lakningen i procent. Krom, nickel, koppar, molybden, barium och bly har alla kumulativa halter högre än 100 procent vilket är orimligt men om det bortses från koncentrationerna i steg tre är det endast molybden och barium som är högre än hundra procent.

Tabell 16. Halter från den sekventiella lakningen som andelar av totalhalterna från uppslutningen.

	Steg 1 [%]	Steg 2 [%]	Steg 3 [%]	Kumulativ [%]
V	0,01	2,6	14,6	17,2
Cr	3,6	4,3	427,5	435,5
Co	6,8	5,5	15,2	27,5
Ni	7,9	6,2	370	384
Cu	4,7	5	92	102
Zn	3	1,9	3	8
As	2	13	7	22
Se	2	0,8	5	7
Mo	2982	848	628206	632037
Cd	2	1	26	29
Ba	76	126	253	455
Pb	4	19	98	121

4.4.4 Xrd

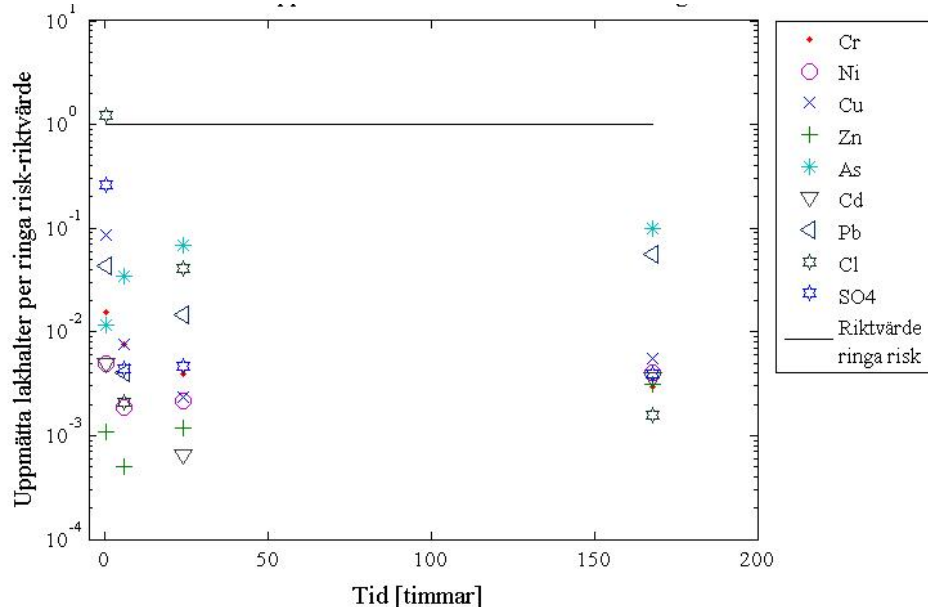
Enligt XRD-analyserna är några av de identifierade mineralen i provmaterial G:

- Kvarts – SiO_2
- Albit – $\text{Na(AlSi}_3\text{O}_8)$
- Klorit-serpentin – $(\text{Mg,Al})_6(\text{Si,Al})_4\text{O}_{10}(\text{OH})_8$
- Muskovit – $\text{KAl}_2(\text{Si,Al})_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2$
- Zink-uraninit -arsenat-hydrat – $\text{Zn(UO}_2\text{AsO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$
- $\text{CaCO}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$

4.5 BERGKROSS, K

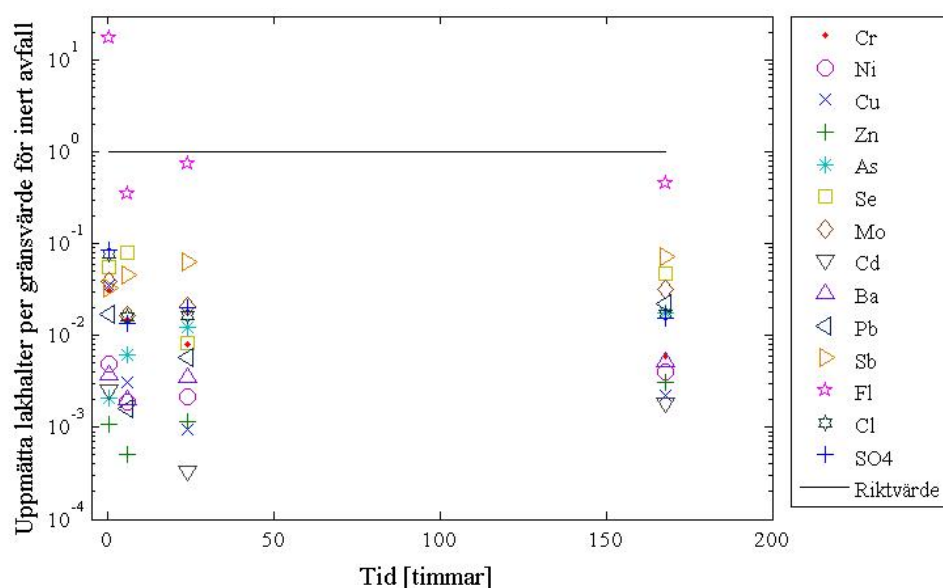
4.5.1 Skaktest

Analyserna av material K visar att de flesta halterna är lägre än sina riktvärden förutom fluoridhalten från materialet som skakades i 30 minuter, se figur 20. Det provet avviker dock en hel del från de övriga fluoridhalterna. De riktvärdena som använts återfinns i tabell 2.



Figur 19. Provmaterial K:s uppmätta medelhalter från de fyra olika skaktesten som andelar av riktvärdet för ringa risk. Den horisontella linjen visar nivån då medelhalten är den samma som riktvärdet.

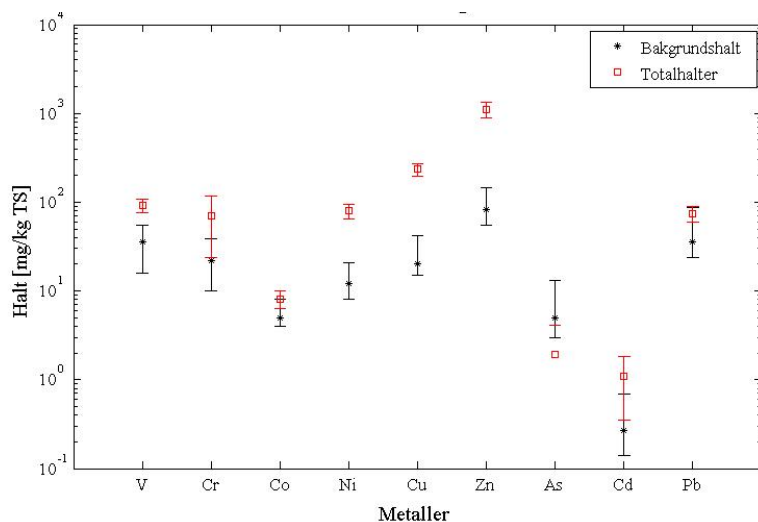
Liksom som för jämförelsen med ringa risk-riktvärdet har bergmaterialet K endast en halt högre än över gränsvärdet för inert avfall, den första fluoridhalten, se figur 20. Till skillnad från riktvärdet för ringa risk ligger de övriga fluoridhalterna relativt nära gränsvärdet.



Figur 20. Provmaterial K:s medelhalter som andelar av gränsvärdet för deponering av inert avfall. Den horisontella linjen symboliserar gränsvärdena för inert avfall.

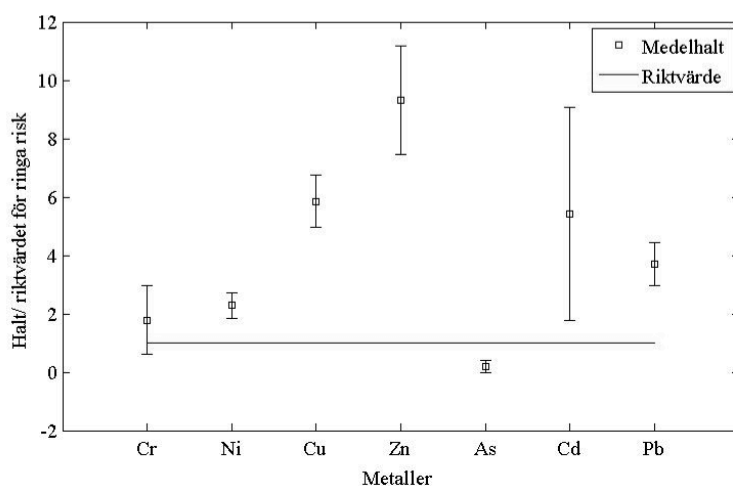
4.5.2 Totalhalter

I figur 22 visas bakgrundshalterna för ytlig morän tillsammans med totalhalterna från uppslutningarna. För zink, vanadin, nickel och koppar är standardavvikelseerna skilda från bakgrundshalternas 90:e percentiler. För de resterande metallerna finns det överlapp mellan bakgrundshalterna och totalhalterna. Det är endast arsenik som har en medelhalt som är lägre än bakgrundshaltens medelhalt, se tabell 1.



Figur 21. Totalhalterna i material K med sina standardavvikelser samt bakgrundshalter med 10:e och 90:e percentiler.

Vid jämförelse mellan bergkrossen K och riktvärdet för ringa risk så det bara för halten av arsenik som medelvärdet och standardavvikelseerna är lägre än riktvärdet.



Figur 22. Medelhalter och standardavvikelser för uppslutningarna av bergmaterialet G, som andelar av riktvärdet för ringa risk. Den horisontella linjen symboliserar gränsvärdena för inert avfall.

För material K lyckas XRF-analyserna och uppslutningarna sämre med att träffa samma halter med höga eller låga halter, se tabell 17. Inte heller med medelvärdena RVF:s totalhalt finns någon tydlig samstämmighet.

Tabell 17. Medelhalter från uppslutningarna, XRF-svaren samt medelhalten från RVF:s uppslutningar, halterna i mg/kg TS.

	Uppslutning	XRF	RVF:s totalhalter
V	91	< 22	-
Cr	71	< 10	43
Co	8	17	44,3
Ni	80	31	19,8
Cu	234	14	26,7
Zn	1 119	46	70
As	1,9	< 1,1	9,87
Se	0,2	-	<5
Mo	0,02	27	2,05
Cd	1,1	< 2,9	0,359
Ba	735	445	-
Pb	74	17	21,3
Sb	1,4	< 2,6	0,66

4.5.3 Sekventiell lakning

Resultatet från den sekventiella lakningen av material K redovisas i tabell 18. Under laborationens tredje steg uppstod en del komplikationer varpå resultatet som redovisas endast bygger på en uppsättnings av provmaterial, i stället för två som de övriga stegen.

Tabell 18. Utlakade halter från steg 1, 2 och 3 i den sekventiella lakningen samt totalhalterna från uppslutningsförsöket. Halterna i mg/kg.

	Steg 1	Steg 2	Steg 3	Totalhalter
V	0,01	2,7	2,2	91,6
Cr	1,9	3,3	13	71
Co	0,2	0,5	0,6	8
Ni	2	1,2	10,9	79,9
Cu	2,8	3,8	169	234
Zn	1,8	7	9	1119
As	0,05	0,23	0,08	1,92
Se	0,5	0,4	1	0,2
Mo	0,2	0,2	25	0,02
Cd	0,02	0,02	0,03	1,08
Ba	216	221,5	444,6	734,8
Pb	0,7	6,6	30,5	74

I tabell 19 har koncentrationerna från den sekventiella lakningen räknats om till procent av totalhalten från uppslutningarna. Den sista kolumnen visar den kumulativa procentsatsen av lakningen från den sekventiella lakningen. Från tabellen kan det utläsas att koncentrationerna av selen, molybden och bly är orimligt höga, över 100 procent.

Tabell 19. Halter från den sekventiella lakningen i procent av totalhalterna från uppslutningen.

	Steg 1 [%]	Steg 2 [%]	Steg 3 [%]	Kumulativ [%]
V	0,01	2,9	2,4	5,3
Cr	2,6	4,6	18	26
Co	2,5	5,7	6,9	15,1
Ni	2,6	1,5	14	18
Cu	1,2	1,6	72	75
Zn	0,2	0,6	0,8	1,6
As	2,6	12,1	4,1	18,7
Se	221	184	425	829
Mo	831	715	101845	103392
Cd	2	1,4	2,4	5,9
Ba	29	30	60,5	120
Pb	0,9	9	41	51

4.5.4 Xrd

Enligt XRD-analyserna är de identifierade mineralen i provmaterial K:

- Kvarts – SiO₂
- Albit - Na(AlSi₃O₈)
- Kalifältspat – K(AlSi₃O₈)
- Krom(III)klorid – CrCl₃
- Natriumvanadinoxid - NaV₃O₉
- Magnesiumvanadinoxidhydrat – MnV₂O₆*4H₂O
- CaCO₃*6H₂O

5 DISKUSSION

5.1 LAKHALTER

Resultaten från skaktesten var i huvudsak som förväntade, med högre halter för de förorenade jordarna och lägre för bergmaterialet. Jämförelsen mellan studiens skaktester, riktvärden och gränsvärden är dock inte idealisk eftersom riktvärdena bygger på standardiserade skaktest så som SS-EN 12457-3 eller prCEN/TS 14405. Anledningen till att den metoden inte valdes i den här studien var att ett samband mellan lakning och tiden prioriterades framför sambandet mellan lakning och volym. För att få så bra jämförelse som möjligt mellan riktvärdena och mätdata bör resultaten från testet med skaktiden 24 timmar användas, då detta prov har samma totala L/S-kvot och skaktid som det standardiserade provet.

De flesta halterna från skaktesten följer ett ökande eller avtagande mönster över tiden men för några provmaterial fluktuerar fluoridhalterna. Detta kan bero på att kromatogrammen, från jonkromatografen, för många prov visade svårtolkade fluoridtoppar. En del kromatogram visade dubbel- eller till och med trippeltoppar vid fluorids retentionstid. Att kromatogrammen ser ut så kan bero på att det finns acetat i lakvätskan som sammanfaller med fluorid i kromatogrammen eller så kan det vara olika fluoridkomplex som ger toppar med viss förskjutning. Dessa toppar skulle kunna bero på att det fanns någon lättvittrad fluoridförening i båda mineralen som gav de höga halterna vid korta skaktider och som bildar någon ny utfällning under de längre skaktiderna. Eftersom halvtimmesskaktesten av material K och G samt analyserna utfördes samtidigt är det dock svårt att utesluta någon form av kontamination av proverna.

Det hade varit intressant att jämföra medelhalterna från skaktesten med medelhalterna från RVF Utvecklings rapport (2006). Att denna jämförelse inte gjordes beror på att de två medelvärdena är beräknade på så olika sätt att jämförelsen inte hade blivit relevant. RVF Utveckling valde att utesluta de halter som var lägre än detektionsgränsen medan detektionshalten vid medelvärdesberäkningarna användes i den här studien.

Det är viktigt att komma ihåg att halterna från skaktesten bör skalas ner för att få den reella lakningen från bergmaterialen, eftersom det endast är en marginell andel av återfyllnadsmaterialet som har en så liten kornstorlek som analysfraktionen i den här studien. Vid anläggningsarbeten kan bergkrossmaterial med partikelstorlekar upp till 15 cm förekomma och då den kemiska vittringen sker på partikelytorna minskar utlakningen per viktenhet med större partiklar. För jordar är andelen små partiklar större så där ger laktesterna en mer reell lakning.

5.2 TOTALHALTER

Jämförelsen mellan totalhalterna och riktvärdet för ringa risk är inte heller helt ideal eftersom riktvärdet bygger på uppslutningar med kungsvatten, en lösning av salpetersyra och saltsyra, och i den här studien har koncentrerad salpetersyra använts. Men jämförelsen anses ändå vara rimlig.

Att det i resultatdelen är svårt att se samband mellan XRF-resultaten och medelhalten av uppslutningarna kan ha många anledningar. Den kanske främsta är att XRF-analysen endast mäter elementen som sitter på ytan av de partiklar som analyseras medan uppslutningarna ska lösa upp hela kornen. En annan anledning kan vara att uppslutningsmetoden inte riktigt klarar av att lösa upp alla silikater vilket också skulle kunna förklara de stora standardavvikelseerna i mätdata från uppslutningarna.

Skillnaderna mellan medelhalterna från uppslutningarna av bergmaterialen och de halter som RVF Utveckling (2006) tagit fram kan också tyckas stora. Det är dock viktigt att komma ihåg att RVF Utvecklings medelhalter kommer från ett stort antal provpunkter och att medelhalten och medianhalten sällan sammanfaller. Som beskrivits i avsnitt 5.1 har inte heller medelhalterna beräknats på samma sätt i de olika studierna och i båda studierna överskattas de element som har halter under detektionsgränsen.

Även om skillnaderna i medelhalterna är stora ligger halterna från bergmaterialen i den här studien till stor del ligger inom samma intervall som RVF Utveckling tagit fram vilket ändå tyder på att det är någorlunda rimliga resultat. Det är därför förvånande att så många metallhalter har medelvärden över riktvärdet för ringa risk för bergmaterialen även om halterna är en bra bit lägre än halterna hos de förorenade materialen. Att bergmaterialen har metallhalter högre än Naturvårdsverkets bakgrundshalter är dock föga förvånande eftersom bergmaterialet i princip är jord som inte har utsatts för kemisk vittring.

5.3 JÄMFÖRELSE AV LAKHALT OCH TOTALHALT

De flesta provmaterial uppvisar stora skillnader i antalet överstigna riktvärden för totalhalter och lakhalter. För totalhalterna är de flesta halterna högre än sina riktvärden men lakhalterna för samma metaller är i de flesta fall lägre än sina riktvärden. Detta visar på svårigheter att sätta lämpliga riktvärden eftersom provmaterial J klarar sig under riktvärdet för ringa risk med lakhalten men inte med totalhalten.

Det kanske intressantaste resultatet är att bergmaterialet G var det material som lakade ut högst arsenikhalt trots att materialet har en totalhalt som ligger mycket nära bakgrundshalten. Detta antas inte kunna bero på någon kontamination eftersom de 4 olika skaktesten med material G utfördes vid olika tidpunkter.

Vid jämförelse av figurerna som beskriver lakhalter och totalhalter för provmaterialet B och S finns ett tydligt samband, jämför figur 8 med figur 12 samt figur 11 med figur 15. Detta samband tyder på att det är slaggen som har kontaminerat jorden B.

5.4 SEKVENTIELL LAKNING

Under den sekventiella lakningens tredje steg uppstod komplikationer i och med att proverna som stod vattenbadet flöt upp och vickade. En del prover hade tydligt runnit ut och tagit in vatten medan andra tycktes klarat sig någorlunda och kunde användas för analyser. Det finns viss risk att dessa prover påverkats av detta och resultatet bör därför tas med en viss nypa salt.

Även om proverna från steg tre räknas bort visar en del element, för alla provmaterial förutom slaggen, högre koncentrationer än totalhalten från uppslutningarna. I teorin borde detta vara omöjligt men det är svårt att säga om det är de sekventiella testerna som kontaminerats och visar för höga halter eller om det är uppslutningarna som misslyckats så att totalhalterna blir för låga. Att slaggen tycks ha rimliga intervall på sina koncentrationer i förhållande till totalhalten betyder inte på att dessa resultat är mer korrekta än de övriga. Eftersom de alla har behandlats lika borde de ha lika stora felkällor.

Det är svårt att se tydliga samband i och med de här motsägelserna i resultaten. Resultaten tyder ändå på att för de flesta element ger steg ett och två, alltså de element som är bundna till karbonater, amorfa hydroxider eller är reducerbart bundet endast en mindre del, oftast runt 20 procent, av de totalhalterna.

5.5 XRD

Under den XRD-analys som gjordes bestrålades bergmaterialet i ungefär 5 minuter och det var eventuellt för kort tid för att kunna säkerställa mineralen. Detta antas eftersom analysinstrumentet fann mineral med zink i den ena bergkrossen och vanadin i den andra även då uppslutningarna visade att båda materialen innehöll ungefär lika stora halter av zink och vanadin. Det skulle i sådana fall innebära att det inte är lämpligt fästa allt för stor vikt vid XRD-analyserna utan att mest se det som en fingervisning om vilka mineral som kan tänkas finnas.

6 SLUTSATS

Lakningsegenskaper har undersökts för fem olika material: två bergmaterial, två förorenade jordar och en slagg. Materialen utsattes för skaktest med konstant L/S-kvot men med varierande skaktider. Vidare gjordes totalhaltstest i form av uppslutning med salpetersyra, XRF-analys och XRD-analys. Resultaten från dessa tester visar att:

- Bergmaterialets lakning för de flesta metaller var lägre än Naturvårdsverkets riktvärde för ringa risk.
- Det ena bergmaterialet lakade dock ut arsenikhalter som är ungefär lika höga som riktvärdet för ringa risk. Detta skedde trots att totalhalten endast var på samma nivå som bakgrundshalten.
- Båda bergmaterialen hade fluoridkoncentrationer som var högre än riktvärdet för ringa risk vid halvtimmes skakningarna men koncentrationerna sjönk vid längre skaktider.
- Den ena förorenade jorden och slaggen, som kommer jorden, uppvisade liknande mönster vid lakning och totalhalter så slaggen antas vara det material som förorenat jorden.
- Den sekventiella lakningen antyder att de flesta metaller var hårt bundna både i föroreningarna och i bergmaterialet, men resultaten är inte entydiga.

7 REFERENSER

- Berggren Kleja, D., Elert, M., Gustafsson, J. P., Jarvis, N., Norrström, A., 2006. Metaller's mobilitet i mark. Naturvårdsverket ISBN 91-620-5536-4
- Eriksson, J., Nilsson, I., Simonsson, M., 2005. *Wiklanders Marklära*, Studentlitteratur ISBN 978-91-44-02482-0
- Fällman, A. -M., Aurell, B., 1996. Leaching tests for environmental assessment of inorganic substances in wastes. Sweden, *The Science of the Total Environment*, vol. 178, nr. 1-3: 71-84
- Hooda, P. S., Zhang, H., Davison, W., Edwards, A. C., 1999. Measuring bioavailable trace metals by diffusive gradients in thin films (DGT): soil moisture effects on its performance in soils. *European Journal of Soil Science*, vol. 50, nr. 2: 285-294
- Loibner, A., Jensen, J., Ter Laak, T., Celis, R., Hartnik, T., 2006. Chapter 2, Sorption and ageing of soil contamination. In Jensen, J., Mesman, M., red. 2006. *Ecological risk assessment of contaminated land - Decision support for site specific investigations*. ISBN 90-6960-138-9
- National Research Council, 2002. Bioavailability of Contaminants in Soils and Sediments: Processes, Tools, and Applications. *National Academies Press* ISBN: 0-309-08-625-6
- Naturvårdsverket, 1997. Bakgrundshalter i mark. Halter av vissa metaller och organiska ämnen i jord i tätort och på landsbygd. Efterbehandling och sanering. Naturvårdsverket ISBN 91-620-4640-3
- Naturvårdsverket, 2009. Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. Naturvårdsverket ISBN 978-91-620-5976-7
- Naturvårdsverket, 2010. Återvinning av avfall i anläggningsarbeten. Handbok. Naturvårdsverket ISBN 978-91-620-0164-3
- NFS 2004:10 (Naturvårdsverkets författningssamling) Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfarande för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall; beslutade 8 juli 2004. ISSN 1403-8234
- Peijnenburg, W. J. G. M., Posthuma, L., Eijsackers, H. J. P., Allen, H. E., 1997. A Conceptual Framework for Implementation of Bioavailability of Metals for Environmental Management Purposes. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 37, nr. 2: 163-172
- Rauret, G., 1998. Extraction procedures for the determination of heavy metals in contaminated soil and sediment. *Talanta*, vol. 46, nr. 3: 449-455
- RVF Utveckling (Renhållningsverksföreningen), 2006. Lakegenskaper för naturballast. Bergmaterial och moräner. ISSN 103-4092

Semple, K. T., Doick, K. J., Jones, K. C., Burauel, P., Carven, A., Harms, H., 2004. Peer Reviewed: Defining bioavailability and Bioaccessibility of Contaminated Soil and Sediment is Complicated. *Environmental Science & Technology*, vol. 38, nr. 12: 228A-231A

Sternbeck, J., Palm, A., Kaj, L., 2002. Antimon i Sverige- användning, spridning och miljöpåverkan. IVL, Rapport B147

Stjernman-Forsman, L. och Eriksson, J., 2002 Spårelement i mark, grödor och markorganismer: en litteraturstudie. Naturvårdsverket ISBN: 91-620-5158-X

Swedish Standard Institute, 2003. Karaktärisering av avfall - Lakttest - Kontrolltest för utlakning från granulära material och slam - Del 3: Tvåstegs skaktest vid L/S 2 l/kg och L/S 8 l/kg för material med hög fastfashalt och med partikelstorlek mindre än 4 mm (utan eller med nedkrossning). [dokument online] Tillgänglig via: <http://www.sis.se/miljö-och-hälsoskydd-säkerhet/avfall/flytande-avfall-slam/ss-en-12457-3> [Hämtad: 20 mars 2012]

Söderquist, M., 2007. Risk för effekter av tungmetaller i Stockholmsmiljön. ISSN 1653-9168

Tessier, A., Campbell, P. G. C., Bisson, M., 1979. Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals. *Analytical Chemistry*, vol. 51, nr. 7: 844-851

Tossavainen, M. 2005. *Leaching Results in the Assessment of Slag and Rock Materials as Construction Material*. Doctoral thesis, Luleå University of Technology, Department of Chemical Engineering and Geosciences, Division of Mineral Processing. ISSN:1402-1544

van Gestel, C. A. M., McGrath, S. P., Smolder, E., Diez Ortiz, M., Borgman, E., Verweij, R. A., Buekers, J., Oorts, K., 2012. Effect of long-term equilibration on the toxicity of molybdenum to soil organisms. *Environmental Pollution*, vol. 162 : 1-7

van Herwijnen, R., Laverye, T., Poole, J., Hodson, M. E., Hutchings, T. R., 2007. The effect of organic materials on the mobility and toxicity of metals in contaminated soils. *Applied Geochemistry*, vol. 22, nr. 11: 2422-2434

van Straalen, N. M., Donker, M. H., Vijver, M. G., van Gestel, C. A. M., 2005. Bioavailability of contaminants estimated from uptake rates into soil invertebrates. *Environmental Pollution*, vol. 136, nr. 3: 409-417

WHO, 1988. "EHC 61", [dokument online] Tillgänglig via: <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc61.htm> [Hämtad: 27 februari 2012]

WHO, 1989. "EHC 85", [dokument online], Tillgänglig via: <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc85.htm> [Hämtad: 27 februari 2012]

WHO, 1990. "EHC 107", [dokument online], Tillgänglig via: <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc107.htm> [Hämtad: 5 mars 2012]

WHO, 1991 "EHC 108", [dokument online], Tillgänglig via:
<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc108.htm> [Hämtad: 6 mars 2012]

WHO, 1992. "EHC 135", [dokument online], Tillgänglig via:
<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc135.htm> [Hämtad: 1 mars 2012]

WHO, 1998. "EHC 200", [dokument online], Tillgänglig via:
<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc200.htm> [Hämtad: 2 mars 2012]

WHO, 2001a. "EHC 224", [dokument online], Tillgänglig via:
<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc224.htm> [Hämtad: 7 mars 2012]

WHO, 2001b. "EHC 221", [dokument online], Tillgänglig via:
<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc221.htm> [Hämtad: 27 februari 2012]

Zhang, H., Davidson, W., Knight, B., McGrath, S., 1998. In situ measurements of solution concentrations and fluxes of trace metals in soil using DGT. *Environmental Science & Technology*, vol. 32, nr. 5: 704-710

BILAGA A – Resultat från uppslutningarna

Tabell A1a. Uppslutningarnas analysresultat, ICP-MS-mätningar, omvandlade till enheten mg/kg. Alla data är fullkvantitativa. Första bokstaven står för material beteckningen och siffran anger replikatet.

Prov	V [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Co [mg/kg]	Ni [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Zn [mg/kg]	As [mg/kg]
GU1	105.35	128.14	17.08	71.98	64.07	366.82	3.93
GU2	145.54	179.27	26.92	76.32	100.02	405.25	15.24
GU3	30.85	23.46	4.18	20.52	44.57	221.81	1.16
KU1	74.84	124.24	6.44	64.69	199.61	901.23	<0.01050
KU2	105.60	35.04	10.09	94.72	271.43	1346.66	1.39
KU3	94.36	53.87	7.83	80.34	231.88	1109.19	4.37
SU1	269.58	9848.25	39.19	2877.21	390.05	1203.16	15.87
SU2	142.29	4983.02	19.89	1198.77	247.23	719.26	4.12
SU3	148.29	5097.71	17.83	1244.85	342.26	1089.36	3.44
BU1	84.54	1593.04	19.80	1208.91	308.84	1086.11	3.88
BU2	87.30	1754.65	17.58	889.83	345.43	1060.88	3.18
BU3	114.84	2074.15	26.83	1563.59	306.11	1149.18	10.74
MU1	5.87	163.81	3.02	2.78	1.44	14.64	0.39
MU2	6.16	24.67	0.99	2.26	0.00	19.69	1.34
MU3	5.91	256.33	1.28	3.02	0.00	14.52	1.13
JU1	106.45	0.75	108.37	2093.55	135.52	143.30	9.15
JU2	62.06	5.19	156.34	2780.40	259.28	190.02	13.12
JU3	57.31	3.50	90.82	2109.75	490.97	365.10	7.70

Tabell A1b. Fortsättning från föregående sida. Analysresultat från ICP-MS-mätningar, omvandlade till enheten mg/kg. Alla data är fullkvantitativa förutom Sb, som är semikvantitativt.

Prov	Se [mg/kg]	Mo [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Ba [mg/kg]	Pb [mg/kg]	U [mg/kg]	Sb [mg/kg]
GU1	<0.231	<0.02379	<0	172.6369	20.4303	4.4512	<1.3706
GU2	88.77	<0.02496	1.0990	259.5096	30.6001	13.4711	<1.39497
GU3	20.37	<0.02479	1.3270	126.7806	12.3427	2.0030	<1.3993
KU1	<0.2421	<0.02493	0.9044	1382.2728	58.6151	9.7353	<1.4290
KU2	<0.2292	<0.0236	1.8875	346.4122	87.6806	9.2454	<1.3399
KU3	<0.24284	<0.02503	0.4590	475.6829	75.7261	10.3748	<1.3922
SU1	<0.244	405.71	1.9265	1575.3656	174.9945	9.9655	<1.3922
SU2	78.53	372.35	1.3888	1358.6656	101.1950	5.1112	<1.48018
SU3	<0.2467	266.92	3.7178	918.9321	122.8100	5.9154	<1.4711
BU1	36.97	218.68	2.6909	728.0681	113.4558	4.8780	<1.47169
BU2	5.85	138.89	1.7645	1000.2935	136.6124	4.9829	<1.38696
BU3	29.18	181.47	1.3850	1271.4045	126.2240	4.5426	<1.4575
MU1	<0.08356	0.00	<0.00489	78.12	4.5959	0.5953	<0.5037
MU2	<0.08405	0.00	<0.0049	75.73	4.3539	0.6735	<0.50625
MU3	<0.08046	0.00	<0.0047	80.98	4.1487	0.3484	<0.48608
JU1	<0.0826	385.89	0.5765	441.77	80.3468	2.1183	6.0528
JU2	<0.085	459.26	0.2655	517.59	199.0245	2.3808	21.4248
JU3	<0.08296	342.21	0.7933	439.99	93.9683	1.3825	9.3486

BILAGA B– Resultat från XRF-analyser

Tabell B1. XRF-svar i mg/kg TS

Provnr	Cl	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Se	Br	Mo	Cd	Sb	Ba	W	Hg	Pb
S	462.5	271	27330	25.9	314.2	175.5	237.7	9.6	2.4	<0,6	263	<3,5	3.8	96.4	20.7	2.3	86.8
J	809.1	28.5	9964	98	1557	227.6	244.7	11.3	<0,9	1.2	531	<3,3	35.8	566	32.7	3.9	128.5
B	350	212	13070	25.3	375.2	125.6	263.9	4.2	0.3	1	153	<3,1	<3,6	95.8	37.9	<2,0	73.9
K	476.9	<22	<10	16.7	31	13.8	46.1	<1,1	<0,6	0.5	27	<2,9	<2,6	445	9.7	<1,5	17.3
G	575	113	61.1	28	31	15	72.3	<1,2	<0,6	<0,4	<17	<3,0	4.7	348	7.9	2.9	17.8

BILAGA C– Resultat från metallanalyser av skaktester

Tabell C1. Resultaten från metallanalyserna från skaktesten, ICP-mätningar. Alla data i tabellen är fullkvantitativa. Bokstaven är den samma som provmaterials-beteckningen. Prov med nummer 1-3 har skakats i 30 minuter, 4-6 i sex timmar, 7-9 i 24 timmar och 10-12 i 168 timmar.

	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn
Prov	[ug/g]	[ug/g]	[ug/g]	[ug/g]	[ug/g]	[ug/g]
b1	0.13	6.2183	0.0004	0.0088	0.0635	0.0009
b2	0.14	6.4991	0.0004	0.0098	0.0723	0.0010
b3	0.13	6.0221	0.0003	0.0082	0.0641	0.0007
B4	0.26	7.3437	0.0006	0.0088	0.0861	0.0074
B5	0.26	7.5333	0.0006	0.0083	0.0771	0.0101
B6	0.27	7.4646	0.0007	0.0097	0.0845	0.0075
B7	0.35	8.0798	0.0007	0.0092	0.0830	0.0074
B8	0.39	8.5295	0.0009	0.0089	0.0924	0.0074
B9	0.35	8.1211	0.0006	0.0080	0.0814	0.0112
b10	0.54	10.5478	0.0006	0.0088	0.0717	0.0014
b11	0.57	10.3906	0.0005	0.0089	0.0717	0.0011
b12	0.60	10.7068	0.0005	0.0085	0.0730	0.0010
G1	0.01	0.0005	0.0003	0.0042	0.0028	0.0037
G2	0.01	0.0008	0.0003	0.0050	0.0030	0.0032
G3	0.01	0.0005	0.0003	0.0040	0.0028	0.0038
g4	0.01	0.0026	0.0004	0.0040	0.0066	0.0052
g5	0.01	0.0003	0.0003	0.0037	0.0029	0.0020
g6	0.01	0.0007	0.0003	0.0033	0.0021	0.0013
g7	0.02	0.0009	0.0005	0.0026	0.0028	0.0040
g8	0.02	0.0017	0.0003	0.0023	0.0212	0.0040
g9	0.02	0.0009	0.0004	0.0024	0.0029	0.0042
g10	0.04	0.0015	0.0003	0.0063	0.0095	0.0125
g11	0.04	<0.00053	0.0002	0.0013	0.0028	0.0022
g12	0.04	<0.00053	0.0003	0.0013	0.0027	0.0021
K1	0.01	0.0120	<0.0001	0.0010	0.0015	0.0037
K2	0.01	0.0116	<0.0001	0.0007	0.0008	0.0025
K3	0.01	0.0223	0.0001	0.0042	0.2068	0.0068
k4	0.03	0.0067	<0.0001	0.0008	0.0034	0.0012
k5	0.03	0.0107	0.0001	0.0009	0.0139	0.0025
k6	0.03	0.0051	0.0001	0.0006	0.0011	0.0022

k7	0.05	0.0033	0.0002	0.0009	0.0019	0.0047
k8	0.06	0.0044	0.0002	0.0008	0.0018	0.0046
k9	0.06	0.0042	0.0002	0.0009	0.0020	0.0047
k10	0.08	0.0029	0.0007	0.0015	0.0044	0.0111
k11	0.08	0.0031	0.0008	0.0014	0.0042	0.0121
k12	0.09	0.0029	0.0009	0.0019	0.0048	0.0139
j1	0.15	0.3102	0.0024	0.0849	0.1849	0.0110
j2	0.16	0.2765	0.0027	0.0962	0.1877	0.0148
j3	0.18	0.3145	0.0030	0.1128	0.2159	0.0152
J4	0.27	0.4085	0.0034	0.1030	0.2477	0.0190
J5	0.29	0.4985	0.0054	0.1359	0.2762	0.0268
J6	0.31	0.5005	0.0058	0.1427	0.2856	0.0316
J7	0.37	0.6107	0.0032	0.1267	0.3271	0.0108
J8	0.35	0.5686	0.0029	0.1094	0.2765	0.0134
J9	0.35	0.6270	0.0030	0.1161	0.3071	0.0121
j10	0.37	0.8877	0.0026	0.1426	0.1769	0.0048
j11	0.35	0.7501	0.0026	0.1248	0.2008	0.0045
j12	0.37	0.7159	0.0025	0.1340	0.2047	0.0046
s1	0.30	22.0194	0.0006	0.0078	0.0082	0.0044
s2	0.28	21.4458	0.0006	0.0078	0.0094	0.0033
s3	0.32	23.3963	0.0007	0.0068	0.0074	0.0014
S4	0.66	31.5842	0.0010	0.0089	0.0094	0.0050
S5	0.57	27.9750	0.0007	0.0074	0.0081	0.0067
S6	0.67	31.5262	0.0013	0.0080	0.0102	0.0057
S7	0.73	37.2288	0.0012	0.0071	0.0113	0.0043
S8	0.70	34.5077	0.0012	0.0093	0.0110	0.0042
S9	0.71	34.8903	0.0012	0.0084	0.0107	0.0062
s10	0.70	36.2092	0.0008	0.0070	0.0097	0.0009
s11	0.75	35.4050	0.0007	0.0075	0.0104	0.0009
s12	0.69	36.3783	0.0008	0.0075	0.0102	0.0008

Tabell C2. Fortsättning från tabell 3a. Resultaten från metallanalyserna från skaktesten, ICP-mätningar. Sb-halterna är semikvantitativa med de resterande halterna är fullkvantitativa. Bokstaven är den samma som provmaterials-beteckningen. Prov med nummer 1-3 har skakats i 30 minuter, 4-6 i sex timmar, 7-9 i 24 timmar och 10-12 i 168 timmar.

Prov	As [ug/g]	Se [ug/g]	Mo [ug/g]	Cd [ug/g]	Ba [ug/g]	Pb [ug/g]	Sb [ug/g]
b1	0.0056	0.0490	1.7852	0.0007	0.0319	0.0001	0.0209
b2	0.0062	0.0505	1.7554	0.0007	0.0299	0.0002	0.0225
b3	0.0057	0.0491	1.7127	0.0006	0.0272	0.0001	0.02316
B4	0.0083	0.0328	2.4519	0.0017	0.0409	0.0002	0.03665
B5	0.0093	0.0208	2.5014	0.0025	0.0399	0.0001	0.03608
B6	0.0080	0.0096	2.6176	0.0014	0.0568	0.0002	0.03602
B7	0.0077	0.0217	2.9401	0.0021	0.1050	0.0001	0.04791
B8	0.0081	0.0296	3.2639	0.0018	0.3844	0.0001	0.04517
B9	0.0075	0.0307	3.2029	0.0015	0.2110	0.0004	0.04820
b10	0.0079	0.0324	4.9058	0.0015	0.0390	0.0001	0.04464
b11	0.0077	0.0386	5.0328	0.0017	0.0394	0.0001	0.04313
b12	0.0085	0.0426	4.9924	0.0016	0.0340	0.0002	0.0431
G1	0.0162	<0.0056	0.0031	<0.00001	0.0631	0.0004	0.00046
G2	0.0143	0.0056	0.0020	<0.00001	0.0879	0.0004	0.00047
G3	0.0157	0.0058	0.0025	0.0000	0.0653	0.0004	0.00037
g4	0.0369	<0.0079	0.0049	<1	0.0427	0.0012	0.00098
g5	0.0360	<0.0079	0.0051	<0	0.0478	0.0003	0.00081
g6	0.0359	0.0093	0.0046	<0	0.0406	0.0002	0.00069
g7	0.0584	0.0099	0.0078	0.0000	0.1131	0.0006	0.00103
g8	0.0664	0.0099	0.0070	0.0000	0.1776	0.0004	0.00109
g9	0.0654	0.0086	0.0093	0.0000	0.1591	0.0007	0.00103
g10	0.1225	0.0143	0.0182	0.0001	0.0906	0.0011	0.00181
g11	0.1236	0.0134	0.0150	m.v.	0.0781	0.0005	0.00171
g12	0.1366	0.0148	0.0137	m.v.	0.0729	0.0004	0.00189
K1	0.0010	<0.0056	0.0042	<0.00001	0.0495	0.0005	0.00188
K2	0.0008	<0.0056	0.0050	>0.00001	0.0783	0.0003	0.00174
K3	0.0013	<0.0056	0.0492	<0.00001	0.1005	0.0249	0.00228
k4	0.0030	<0.0079	0.0084	<0	0.0427	0.0008	0.0031
k5	0.0030	<0.0079	0.0081	<0	0.0436	0.0010	0.00266
k6	0.0032	<0.0079	0.0080	<0	0.0355	0.0007	0.00248
k7	0.0054	<0.0007	0.0084	<0	0.0862	0.0031	0.00361

k8	0.0070	0.0009	0.0122	0.0000	0.0450	0.0030	0.00406
k9	0.0060	0.0009	0.0109	0.0000	0.0832	0.0026	0.00364
k10	0.0092	<0.0047	0.0161	0.0001	0.1044	0.0104	0.00477
k11	0.0080	<0.0047	0.0138	m.v.	0.1057	0.0104	0.00409
k12	0.0095	<0.00471	0.0173	0.0002	0.1082	0.0126	0.00418
j1	0.0233	<0.0047	0.1969	0.0001	2.8274	0.0061	0.09131
j2?	0.0231	0.0062	0.2003	0.0002	2.6076	0.0078	0.09274
j3	0.0251	0.0081	0.2157	0.0002	2.6275	0.0077	0.10084
J4	0.0317	0.0031	0.3556	0.0005	1.1188	0.0076	0.21309
J5	0.0377	<0.0004	0.4131	0.0005	2.6590	0.0135	0.20696
J6	0.0391	<0.0004	0.4410	0.0009	2.7780	0.0177	0.20258
J7	0.0469	<0.0004	0.6199	0.0006	2.8283	0.0058	0.38434
J8	0.0447	<0.00040	0.6455	0.0004	2.8454	0.0049	0.36505
J9	0.0437	<0.0004	0.7083	0.0009	2.7366	0.0040	0.3494
j10	0.0634	0.0089	2.1582	0.0008	4.6329	0.0020	0.7335
j11	0.0620	0.0129	1.9830	0.0006	4.8437	0.0015	0.75241
j12	0.0628	0.0085	1.8785	0.0007	4.7123	0.0020	0.73216
s1	0.0026	0.1305	3.1313	0.0010	0.1342	0.0003	0.01426
s2	0.0022	0.1228	3.0605	0.0010	0.1212	0.0009	0.01356
s3	0.0027	0.1305	3.1712	0.0010	0.1007	0.0003	0.01436
S4	0.0041	0.1289	4.4578	0.0013	0.1089	0.0005	0.01390
S5	0.0034	0.1144	3.6711	0.0024	0.2952	0.0005	0.01451
S6	0.0029	0.1498	4.1386	0.0020	0.2639	0.0006	0.01347
S7	0.0029	0.1348	5.0625	0.0024	0.1200	0.0007	0.01177
S8	0.0026	0.1043	4.6496	0.0024	0.1007	0.0006	0.01212
S9	0.0026	0.0871	4.5241	0.0024	0.0949	0.0006	0.01224
s10	0.0029	0.1246	7.2376	0.0024	0.1199	0.0005	0.00934
s11	0.0025	0.1246	7.3062	0.0024	0.1236	0.0005	0.00991
s12	0.0028	0.1278	6.7779	0.0021	0.1263	0.0005	0.00944

BILAGA D – Resultat från anjonsanalys

Tabell D1. Data från IC-mätningar. Bokstaven är den samma som provmaterialsbezeichnung. Prov med nummer 1-3 har skakats i 30 minuter, 4-6 i sex timmar, 7-9 i 24 timmar och 10-12 i 168 timmar.

Prov	F [ug/g]	Cl [ug/g]	NO2 [ug/g]	NO3 [ug/g]	PO4 [ug/g]	SO4 [ug/g]
B1	64.37	7.81	1603.53	11.60	4.49	778.27
B2	65.88	7.85	1669.56	11.92	4.18	801.60
B3	63.01	7.62	1636.35	11.92	7.70	783.91
B4	71.58	7.33	1678.27	12.50	0.14	817.80
B5	77.31	7.16	1645.85	12.13	0.14	814.72
B6	75.48	7.22	1659.07	11.98	0.14	817.42
B7	84.23	7.65	1778.23	13.72	20.65	817.78
B8	85.75	7.59	1737.58	13.57	5.60	822.56
B9	84.66	8.33	1779.85	13.37	5.79	816.23
B10	91.20	9.05	1853.96	15.52	7.66	927.52
B11	89.24	8.98	1861.08	15.83	13.50	950.85
B12	94.42	9.02	1851.10	15.64	11.43	969.95
G1	305.27	99.91	0.00	30.71	0.00	211.74
G2	279.46	55.75	0.00	0.00	0.00	223.98
G3	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
G4	13.64	5.67	1172.18	1.17	0.00	29.05
G5	3.46	5.76	900.26	1.16	4.00	25.82
G6	2.91	5.63	0.00	1.17	1.00	25.90
G7	4.33	5.83	0.00	0.00	0.00	33.01
G8	4.08	5.76	0.00	0.00	5.05	34.88
G9	4.19	5.89	0.00	0.00	0.00	35.12
G10	4.54	5.54	0.00	4.73	43.82	41.18
G11	4.36	5.56	0.00	3.16	4.83	41.62
G12	4.84	5.60	0.00	3.08	5.58	38.94
K1	304.84	95.89	0.00	0.00	0.00	129.39
K2	222.44	87.42	0.00	0.00	0.00	125.42
K3	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
K4	3.83	13.88	900.34	1.12	0.00	13.26
K5	3.44	12.13	0.00	1.12	0.00	13.84
K6	3.30	12.74	0.00	1.13	0.00	13.63
K7	13.41	12.37	1036.82	0.00	0.00	22.85
K8	4.25	14.21	0.00	0.00	0.00	19.23
K9	4.39	13.57	0.00	0.00	0.00	18.86
K10	4.74	14.64	0.00	3.13	2.30	16.10
K11	4.38	13.05	0.00	3.04	2.57	15.54
K12	4.72	13.81	0.00	3.09	2.87	15.42
J1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
J2	4.45	15.37	0.00	3.12	2.29	17.37
J3	6.87	28.21	630.24	4.06	2.32	23.17

J4	7.61	28.02	624.17	3.76	4.32	27.58
J5	7.13	28.46	629.64	3.78	2.49	27.32
J6	6.95	28.11	633.61	3.80	1.02	27.60
J7	8.29	30.00	670.74	3.99	5.13	31.46
J8	8.17	29.47	671.26	4.09	0.88	30.67
J9	7.94	29.55	678.92	4.18	0.87	32.76
J10	12.44	25.39	648.95	4.56	2.46	44.31
J11	12.06	34.25	659.17	4.64	2.61	42.64
J12	11.47	32.88	658.02	4.72	2.68	41.72
S1	74.61	9.55	614.52	26.80	9.17	2009.01
S2	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
S3	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
S4	90.56	10.48	628.73	31.08	1.09	915.80
S5	93.95	10.72	633.23	30.47	22.77	902.43
S6	94.27	10.61	665.64	31.81	21.81	916.77
S7	95.22	11.78	663.74	33.79	16.29	912.15
S8	97.90	11.96	658.35	33.35	26.05	900.62
S9	93.29	11.42	721.41	34.17	25.95	907.11
S10	161.70	15.00	674.49	40.42	28.67	3121.02
S11	163.59	14.92	843.96	41.29	47.57	3105.33
S12	170.02	15.16	648.30	40.53	46.82	3288.17