

Avfallsklassning av förorenad jord – Slump eller vetenskap?

Utvärdering av olika provtagningsstrategier för avfallsklassning
inom förorenade områden

Isabelle Larsson, juni 2012



Handledare:

Anders Bank

Structor Miljö Göteborg AB

Per Sandgren

Institutionen för geo- och ekosystemvetenskaper
Lunds Universitet

Sammanfattning

En stor del av marksaneringsentreprenaderna i Sverige idag genomförs på heterogent förorenade områden där exempelvis industriell verksamhet pågått under lång tid. I många fall har avfall från processerna dumpats eller spridits ut på fastigheten och det finns inget mönster i föroreningsförekomst. Fördelningen av föroreningshalter är liknande i de flesta förorenade områdena, den är skev och kan sägas vara approximativt lognormalfördelad.

Det finns idag ingen vedertagen metodik eller provtagningsstrategi i Sverige för att ta representativa prover inom heterogent förorenade områden. En av de vanligaste provtagningsstrategierna i ett sådant område idag är en konventionell rutnätsprovtagning där fastigheten delas in i rutnät där varje delruta exempelvis är 20*20 m. I varje ruta tas typiskt fem prover, ett från varje hörn i rutan samt ett prov i mitten av rutan. Proverna analyseras antingen enskilt eller som samlingsprover. Detta tillvägagångssätt sägs ge en bra täckning av föroreningsförekomsten i delrutan och analysresultaten ligger till grund för beslutsfattande inom området. Flera källor säger dock att inom heterogena områden är det inte tillräckligt att ta ett fåtal prover för att få representativa resultat för föroreningssituationen.

I USA har en rapport nyligen (februari 2012) getts ut om en provtagningsstrategi som ger mycket representativa resultat även från provtagning inom heterogent förorenade områden. Strategin kallas ISM – Incremental Sampling Methodology och bygger på att ett stort antal stickprover tas inom ett egenskapsområde för att sedan läggas ihop till ett samlingsprov. Detta ska göras för minst tre replikat och ger en mycket representativ bild av föroreningssituationen i området.

I detta examensarbete har fyra provtagningsstrategier testats i fält inom en ruta om 20*20 m i syfte att ta reda på vilken provtagningsstrategi som bäst representerar den verkliga medelhalten. En av de testade strategierna bygger på ISM, men är inte utförd exakt i enlighet med metoden som beskrivs i rapporten om ISM. Även den konventionella rutnätsprovtagningen testades. I området har det funnits en tändsticksfabrik och sedan även mekaniska verkstäder. Det är ett typiskt heterogent förorenat område som ska saneras inför exploatering med bostäder och kontorslokaler. Resultaten från provtagningen har jämförts mot analysdata från en mycket omfattande provtagning i rutan som representerar den verkliga medelhalten. Provtagning med ett fåtal stickprover resulterade i att föroreningssituationen i området frekvent missbedömdes. Strategin som bygger på ISM, stegvis samlingsprovtagning (SSP) var klart den mest representativa metoden bland de testade strategierna.

Att majoriteten av provtagningarna idag sker med metoder som inte ger rättvisande resultat kan få konsekvenser. De felaktiga metoderna kan leda till att områden klassas som rena trots att de är förorenade, eller som förorenade trots att de är rena. Detta innebär en risk för människor och miljö, och kan ge ekonomiska konsekvenser genom sanering i efterhand eller andra skyddsåtgärder för områden som klassats som rena. Om områden klassas som förorenade trots att de är rena leder det till ökade kostnader för behandling och deponering av massorna då de grävs upp. Detta är ett slöseri med ekonomiska resurser men även ett resursslöseri eftersom de kvalificerade deponierna i Sverige fylls upp med ”rena” massor.

Abstract

A great part of the soil remediation projects in Sweden today are being carried out on heterogeneous contaminated areas where for example industrial activities have been going on for a long time. In many cases waste from the industrial processes have been dumped or spread out on the property, and there is no pattern in the occurrence of contaminants. The distribution of the concentration of the contaminants is skewed and approximately log normal in the majority of the contaminated areas.

In Sweden today there is no general well established methodology or sampling strategy for taking representative samples in heterogeneous contaminated areas. One of the most common sampling strategies is a systematic strategy within grids where each grid has the area of 20*20 m. in each grid, typically five samples are taken, one from each corner and one from the centre of the grid. The samples are analyzed as discrete samples or as composited samples. This sampling strategy is claimed to result in a good coverage of the contaminants in the area, and decisions about the area are made based on the results from the analysis of the samples. However, several sources claim that just a few (here five) samples is not enough to acquire results representative for the contaminated area.

Recently (February 2012), a report was published in the USA about a sampling strategy that, if used correctly, will generate highly representative results from sampling within heterogeneous contaminated areas. The strategy is called Incremental Sampling Methodology – ISM, and is based on a great number of discrete samples put together to a composite sample. This procedure is performed at least three times (minimum of three replicates) and will give highly representative results of the situation of contamination.

In this master thesis, four sampling strategies have been tested in practice within a 20*20 m square area. The purpose was to validate the sampling strategies ability to provide results that are representative of the mean concentrations of contaminants in the area. One of the strategies that was tested is based on the ISM but was not performed completely “by the book”. The commonly used systematic strategy within grids was also tested. In the property where the sampling took place there has been a match factory and several mechanical workshops. It is a typically heterogeneous contaminated area that will be remediated before exploitation with residences and office buildings. The results from the testing of the sampling strategies have been compared to a very thoroughly sampling within the 20*20 m grid that is representing the true mean concentration of the contaminants. Sampling with just a few discrete samples turned out to frequently lead to misjudgment of the mean concentration of contaminants. The strategy based on ISM turned out to be the most confident strategy; it gave in the best estimates of the true mean concentration of contaminants in the grid.

The fact that the majority of the soil sampling today is carried out with methods that result in misleading results can cause severe consequences. The incorrect methods can lead to areas being classified as clean although they are contaminated, or being classified as contaminated although they are clean. This means a risk to people and the environment and can lead to extensive consequences from costs of remediation after buildings have been put up or other safety arrangements. Areas that are classified as contaminated although they are clean lead to greater costs for landfilling or waste treatment. This is an economic waste but is also a waste of resources since the highly qualified landfills in Sweden are filled up with clean material.

Förord

Detta examensarbete om 30 högskolepoäng är det avslutande momentet på min masterutbildning i Miljövetenskap vid Lunds Universitet. Examensarbetet är utfört i nära samarbete med Structor Miljö Göteborg AB där Anders Bank har varit min handledare. Min handledare vid Lunds Universitet har varit Per Sandgren, Institutionen för geo- och ekosystemvetenskaper, enheten för geologi.

Jag vill rikta ett särskilt stort tack till Anders Bank, VD på Structor Miljö Göteborg AB som bekostat fältutrustning och analyser på laboratorium. Resultatet från provtagningen i fält är stommen i mitt examensarbete och utan Anders hjälp hade jag inte kunnat genomföra provtagningen i fält. Jag vill även tacka Fredric Engelke på Structor Miljö Göteborg AB för alla intressanta diskussioner och idéer som han bidragit med tillsammans med Anders Bank. Per Sandgrens handledning har varit värdefull under arbetet med mitt examensarbete.

Tack Karl Josefsson, ALS Scandinavia AB, som har bidragit till examensarbetet genom att ge bra pris för metallanalyser. Roger Svensson på Skanska och Anders Andersson på Carlbergs ska också ha ett stort tack för sällskap och hjälp med bland annat dragning av långa elkablar och grävarbete under mitt fältarbete.

Sist men inte minst vill jag tacka min pojkvän Björn Bengtsson för all hjälp med figurer och ritningar och för stöttning under tuffa perioder.

Isabelle Larsson

Innehållsförteckning

1 INLEDNING.....	1
1.1 Syfte	2
1.2 Genomförande	2
1.3 Avgränsning.....	2
2 BAKGRUND	3
2.1 Lagstiftning rörande avfall och avfallsanläggningar	3
2.2.1 Bakgrund till avfallsförordningen	4
2.2.2 Avfallsförordningen (SFS 2011:927)	4
2.2.3 Deponeringsförordningen (SFS 2001:512)	4
2.3 Klassificering av jordmassor	5
2.4 Ämnens utträde och fördelning i mark	6
2.5 Arbetsgång i efterbehandlingsprojekt	6
2.5.1 Projekt mål	6
2.5.2 Utredningsstrategi.....	7
2.5.3 Hur en provtagningsstrategi utformas	8
2.5.3.1 Definition av syftet med provtagningen	8
2.5.3.2 Beslut om hur förhandskunskap om området ska behandlas	9
2.5.3.3 Avgränsningar i tid och rum.....	10
2.5.3.4 Provtagningskala och typ av prov bestäms	10
2.5.4 Angreppssätt	10
2.5.4.1 Sannolikhetsbaserat angreppssätt	11
2.6 Åtgärdskrav med acceptabel resthalt	13
2.7 Klassificering av jord.....	14
2.7.1 Statistiskt angreppssätt	14
2.7.2 Deterministiskt angreppssätt	15
2.7.3 Representativitet.....	15
2.8 Provtagningsstrategier	15
2.8.1 Vanliga provtagningsstrategier i Sverige	15
2.8.1.1 Slumpartad provtagning.....	16
2.8.1.2 Systematisk provtagning.....	16
2.8.1.3 Samlingsprovtagning	17
2.8.2 Internationella provtagningsstrategier	17
2.8.2.1 Nederländerna – Provtagning i jordhögar	17
2.8.2.2 USA – Samlingsprov	19
2.9 Fallstudier	20
2.9.1 Slumpmässig provtagning och provtagning i schakthögar	21
2.10 Fastigheten för provtagning	25
2.11 Provtagning i fält	25
2.11.1 Förberedelser	25

2.11.2 100 enskilda prover	26
2.11.3 SSP	27
2.11.4 Konventionell rutnätsprovtagning	30
2.11.5 Slumpartad provtagning.....	31
2.11.6 Samlingsprovtagning i schakthögar.....	31
3 RESULTAT	32
3.1 Frågor till personer på avfallsanläggningar och tillsynsmyndigheter	32
3.2 Resultat från test av provtagningsstrategier	34
3.2.1 100 enskilda prover	34
3.2.2 Slumpmässig provtagning	36
3.2.3 Konventionell rutnätsprovtagning	37
3.2.4 Samlingsprovtagning i schakthögar.....	38
3.2.5 SSP	39
3.2.6 Sammanställning av alla testade provtagningsstrategier.....	40
3.3 Modellering med olika antal stickprover	42
3.4 Fördelningar	44
4 DISKUSSION.....	45
5 REFERENSER	51
BILAGA 1. AVFALL SVERIGES REKOMMENDERADE HALTGRÄNSER FÖR FA OCH NATURVÅRDSVERKET'S GENERELLA RIKTVÄRDEN FÖR KM OCH MKM.....	54
BILAGA 2. AVFALL SVERIGES EKVATIONER FÖR ATT BEDÖMA OM AVFALLET SOM HELHET SKA KLASSAS SOM FA.....	56
BILAGA 3. PROVTAGNINGSPLAN 100 ENSKILDA PROVER OCH FÖRKLARING TILL PROVBETECKNINGAR.....	57
BILAGA 4. ANALYSSVAR FRÅN PROVTAGNINGEN I FÄLT	59

1 Inledning

Verksamheter som kan förorena mark och andra medier har pågått under mycket lång tid. Detta har resulterat i ett stort antal förorenade markområden i landet (Naturvårdsverket 1997a). Arbetet med att identifiera, utreda och åtgärda de förorenade områdena har under de senaste årtiondena fått stor prioritet från myndigheterna i landet (Naturvårdsverket 1997b). År 2011 fördelade Naturvårdsverket ut 635 miljoner kronor till efterbehandlingsarbetet i landet (Naturvårdsverket 2012a). Naturvårdsverket har utarbetat riktvärden för vanligt förekommande ämnen i förorenade områden för att möjliggöra bedömning om det finns risk för människors hälsa eller miljön från dessa områden. Riktvärdena tar hänsyn till human- och ekotoxikologiska effekter och är anpassade efter varje land eller områdes förhållanden (Naturvårdsverket 1997a). Uppmätta föroreningshalter kan jämföras med riktvärdena i riskbedömningar inom förorenade områden eller för att klassificera massor som ska schaktas bort och transporteras till anläggning för deponering eller behandling.

Varje förorenat område är unikt i avseende på absoluthalter föroreningar. Något som är gemensamt de flesta förorenade områden är heterogenitet och lognormalfördelning av föroreningshalter. Det finns ofta ett mindre antal punkter med mycket höga halter och ett stort antal punkter med lägre värden, fördelningen är lognormalfördelad (ITRC 2012). Heterogenitet inom förorenade områden innebär att ett tillräckligt stort antal prover måste tas för att kunna göra en bra skattning av föroreningskoncentrationerna (Naturvårdsverket 1997b, Norrman et al. 2009) och vidare klassning av massorna. Beräkningar kan göras för att statistiskt bedöma hur många prover som behövs för att med en viss bestämd säkerhet kunna uttala sig om föroreningssituationen (Norrman et al. 2009).

En av de vanligaste provtagningsstrategierna i Sverige idag är en systematisk provtagning i rutnät där normalt sett fem prover tas i varje ruta i rutnätet. Ett vanligt mått på en delruta är 20*20 m. Områdena är ofta heterogena och de fem proverna som tas inom varje ruta sägs representera medelhalten av föroreningarna. Med analysresultaten i hand sker beslutsfattande för varje ruta baserat på de fem provpunkternas föroreningshalter. Massorna grävs sedan upp eller tillåts ligga kvar i området beroende på om de haltgränser som satts upp överskrids eller inte (Bank muntlig kommunikation). Detta är en bedömning baserad på analysresultaten från ett fåtal prover, vilket enligt bland andra Naturvårdsverket (1997b) och Norrman et al. (2009) inte är tillräckligt för säkert beslutsfattande inom heterogent förorenade områden.

Beslutsfattande baserat på resultat från ett fåtal prover lämnar utrymme för fel beslut att fattas. Konsekvenser som detta kan ge är en ökad risk för människors hälsa och miljön om föroreningssituationen underskattas. En överskattning av föroreningssituationen kan ge ekonomiska konsekvenser eftersom mer material än nödvändigt grävs bort från platsen. Vidare vid behandlingsanläggningen eller deponin ska en avgift per ton inlämnat material betalas, priset är beroende av vilka halter av föroreningar som finns i materialet. En överskattning av föroreningshalterna leder till högre behandlings- och deponeringskostnader. Det är också ett slöseri med resurser att utnyttja Sveriges högkvalificerade deponier till att lägga rena eller lätt förorenade massor på.

1.1 Syfte

Syftet med detta examensarbete har varit att reda ut problematiken som finns kopplad till provtagning och vidare beslutsfattande om avfallsklassning för heterogent förorenade områden. Det finns ingen vedertagen metodik för provtagning av heterogent förorenade områden, provtagning och klassificering av jordmassorna sker på olika sätt av olika personer i branschen. Flera källor, både äldre och nya, säger att inom heterogent förorenade områden räcker det inte med ett fåtal stickprover för att göra en korrekt avfallsklassning av jordmassorna. I dagsläget genomförs de flesta provtagningarna av sådana områden i rutnätsystem där ett fåtal prover tas ut och som sägs representera medelhalten inom den provtagna rutan. Detta är ett tillvägagångssätt som enligt flera källor inte ger representativa resultat. Test av fyra provtagningsstrategier har genomförts i fält för att uppfylla syftet med examensarbetet, att reda ut vilken eller vilka provtagningsstrategier som resulterar i den bästa skattningen av den verkliga medelhalten av föroreningar inom ett heterogent förorenat område.

1.2 Genomförande

Detta examensarbete har genomförts i flera olika delmoment. Inledningsvis samlades material in för att möjliggöra bakgrundsstudier av statistiska metoder, provtagningsstrategier och arbetssätt i marksaneringsprojekt. Ett antal avfallsmottagare och deras respektive tillsynsmyndighet (kommunal nämnd eller länsstyrelsen) kontaktades för att besvara ett antal frågor angående deponering och behandling av förorenade massor och vilka statistiska mått man tittar på för behandling och deponering. Den praktiska biten i examensarbetet (provtagningen i fält) krävde en del planering som påbörjades parallellt med sökning av bakgrundsinformation och intervjuer.

Inför den praktiska biten i examensarbetet valdes fyra provtagningsstrategier ut för test i fält och vidare jämförelse med en grundlig provtagning av området i 100 enskilda prover. Provtagningen i fält genomfördes under fyra dagar i mars och april 2012. 132 prover analyserades i avseende på metaller av ALS Scandinavia i Luleå. I väntan på provresultat bearbetades analysdata från tidigare genomförda saneringsprojekt där olika provtagningsstrategier använts. För att kunna göra en statistisk bearbetning av analysdata användes två databearbetningsprogram, Microsoft Excel och ProUCL 4.1. Med analysvaren från fältprovtagningen kunde databearbetningen påbörjas med samma datorprogram. Resultaten från de statistiska beräkningarna har sammanställts och diskuterats.

1.3 Avgränsning

Examensarbetet har avgränsats till att endast omfatta provtagningsstrategier för jord som används för att klassificera massorna i heterogent förorenade områden som avfall. Det statistiska mått som använts för att avgöra hur jordmassorna ska klassas är medelvärde. Provtagningen som genomfördes i fält begränsades till fyra provtagningsstrategier och proverna från fältprovtagningen analyserades i avseende på tungmetaller. Från analysvaren valdes sju metaller ut för statistisk bearbetning; arsenik (As), barium (Ba), krom (Cr), koppar (Cu), nickel (Ni), bly (Pb) och zink (Zn). Området som provtagningen genomfördes inom är endast en liten del (20*20 m) av hela fastigheten. De avfallsmottagare som kontaktades för att besvara ett antal frågor varierade i storlek och typ av anläggning, allt från mycket stora anläggningar med både behandling och deponering till mindre anläggningar med enbart deponering.

2 Bakgrund

2.1 Lagstiftning rörande avfall och avfallsanläggningar

Lagstiftning som berör avfallsanläggningar som tar emot förorenade jordmassor som är farligt avfall (FA) eller icke farligt avfall (IFA) är:

- 2 kap. miljöbalken (MB) (SFS 1998:808) med de allmänna hänsynsreglerna
- 9 kap. MB om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd
- Förordning (SFS 1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd
- 15 kap. MB (SFS 1998:808) om avfall och producentansvar
- 26 kap. MB (SFS 1998:808) om tillsyn
- Miljötillsynsförordning (SFS 2011:13)
- Avfallsförordningen (SFS 2011:927)
- Deponeringsförordningen (SFS 2001:512)
- Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering av avfall (NFS 2004:10)

De allmänna hänsynsreglerna som finns i 2 kap. MB är gällande för allt som omfattas av MB. Därmed omfattas hanteringen av förorenade massor av detta kapitel. Verksamhetsutövare ska följa lagarna i 2 kap. MB och reglerna ligger till grund för myndigheternas bedömningar och krav vid tillsyn. Enligt 9 kap. 1 § MB faller anläggningar som tar emot och behandlar eller deponerar förorenade jordmassor som klassas som FA eller IFA under definitionen miljöfarlig verksamhet. Vidare i 9 kap. 6 § MB står det att det är förbjudet att utan anmälan eller tillstånd driva en sådan verksamhet (SFS 1998:808). I bilagan till förordningen (SFS 1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd finns det beskrivet hur anläggningar för deponering eller behandling av olika typer av avfall ska klassificeras. Deponeringsanläggningar klassificeras alltid som A- eller B-verksamhet, oavsett anläggningens storlek och typ av avfall som tas emot. Anläggningar som tar emot uppgrävda massor som klassats som FA (max 20 000 ton per kalenderår) för återvinning är A-verksamheter enligt samma bilaga. De anläggningar som förbränner FA i större mängder än 2 500 ton per kalenderår är också A-verksamhet. Verksamheter som omfattar mellanlagring av FA är antingen B- eller C-verksamhet beroende på hur stor mängd avfall som tas emot per kalenderår. Verksamheter som har beteckningen A eller B i bilagan till förordningen (SFS 1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd måste enligt 5 § i denna förordning ha tillstånd för att påbörjas och bedrivas. Detta innebär enligt 6 § att tillstånd ska sökas hos mark- och miljödomstolen för A-verksamhet och hos länsstyrelsen för B-verksamhet (SFS 1998:899). Enligt 2 kap. 29 § i miljötillsynsförordningen (SFS 2011:13) ansvarar länsstyrelsen för tillsynen av verksamheter som omfattas av bilagan till förordningen (SFS 1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. Länsstyrelsen har således tillsynsansvar för anläggningar för deponering av avfall, oavsett om det är FA eller IFA och oberoende av mängden avfall som uppkommer per år. Länsstyrelsen har också tillsynsansvar för anläggningar som tar emot FA för behandling eller återvinning. Enligt 1 kap. 19 och 20 §§ i samma förordning får länsstyrelsen överlåta uppgiften om att bedriva tillsyn på dessa verksamheter till en kommunal nämnd (SFS 2011:13).

I 15 kap. 1 § MB finns en definition av vad som omfattas av avfall. Avfall är de föremål eller ämnen som innehavaren gör sig av med eller avser eller är skyldig att göra sig av med. Vidare i 15 kap. 4 § 2p. MB definieras vad som menas med producent. En producent är den som i sin yrkesmässiga verksamhet frambringar avfall som kräver särskilda åtgärder av renhållnings- eller miljöskäl. Med denna definition blir verksamhetsutövaren vid en marksanering den som

också är avfallsproducenten i sammanhanget. Vidare i 5 § samma kapitel MB står om avfallsinnehavarens ansvar. Den som innehar avfall ska se till att avfallet hanteras på ett hälso- och miljömässigt godtagbart sätt (SFS 1998:808).

Naturvårdsverkets föreskrifter i NFS 2004:10 (om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall) ska tillämpas på avfall som ska deponeras och på deponier som omfattas av deponeringsförordningen (SFS 2001:512). Det är enligt 4 § i NFS 2004:10 avfallsproducentens ansvar att göra en grundläggande karaktärisering av avfallet och i 5 § finns det listat vad en sådan karaktärisering ska omfatta. I 13 § står att medelvärdet av de analyserade parametrarna ska användas vid jämförelse med Naturvårdsverkets gränsvärden för FA och IFA (bilaga 1). Enligt 34 § får FA läggas på deponi för FA om det inte överskrider gränsvärden för utlakning. Gränsvärdena för utlakning finns listade i 34 §. Vad verksamhetsutövaren ska kontrollera vid mottagande av FA regleras av 36 §. Enligt 38 § i NFS 2004:10 får endast det avfall som stämmer överens med karaktäriseringen tas emot på deponin. Om avfallet inte kan tas emot ska tillsynsmyndigheten underrättas (NFS 2004:10).

2.2.1 Bakgrund till avfallsförordningen

År 1975 trädde förordningen om miljöfarligt avfall i kraft. Det fanns ett behov av reglering av frågan vilket är grunden till varför förordningen infördes. Förordningen har reviderats och ändrats flera gånger sedan den först infördes. Då Sverige gick med i EU fick förordningen namnet "Förordning om farligt avfall" vilket är det begrepp som används inom EU. Förordningen (SFS 1996:971) om farligt avfall infördes under lagen om kemiska produkter. Denna lag ersattes av 14 kap. MB då den trädde i kraft år 1999. I januari 2002 upphävdes förordningen (SFS 1996:971) om farligt avfall och ersattes delvis av avfallsförordningen (SFS 2001:1063) som kommer från EG-direktivet (91/689/EEC) om farligt avfall och kommissionens beslut om ändring i avfallsförteckningen (2000/532/EG) (RVF 2004). Avfallsförordningen (SFS 2001:1063) utfärdades med stöd från bemyndiganden i 15 kap. MB om avfall och producentansvar (Naturvårdsverket 2003). Sommaren 2011 trädde den senaste avfallsförordningen (SFS 2011:927) i kraft efter beslut i EU år 2008 om ett nytt avfallsdirektiv (Waste framework directive) (2008/98/EG). Även 15 kap. MB fick ett nytt innehåll (Naturvårdsverket 2011a).

2.2.2 Avfallsförordningen (SFS 2011:927)

Enligt 11 § 1 p. avfallsförordningen (SFS 2011:927) gäller inte förordningen för förorenad jord eller annat material som inte grävts ut från marken. Vidare i 16 § står att FA inte får blandas eller spädas ut med andra slag av FA, annat avfall eller andra ämnen eller material. Bilaga 1 till avfallsförordningen innehåller en förteckning med egenskaper som gör att avfall ska anses vara FA. Exempel på sådana egenskaper är hälsoskadligt, giftigt eller mycket giftigt, cancerframkallande och ekotoxiskt. I bilaga 4 i avfallsförordningen finns en guide till klassificering av avfall i olika avfallstyper och avfall som klassas som FA är markerade med en asterisk (*) (SFS 2011:927).

2.2.3 Deponeringsförordningen (SFS 2001:512)

I deponeringsförordningen (SFS 2001:512) används samma definition av avfall som i 15 kap. MB och för FA samma definition som i bilaga 4 i avfallsförordningen (SFS 2011:927). Deponeringsförordningen definierar flera olika kategorier av avfall, exempelvis IFA och inert avfall. I förordningen finns också listat vilka typer av avfall som inte får deponeras. Endast avfall som har behandlats får deponeras enligt 14 § i deponeringsförordningen. Behandling innefattar fysikaliska, termiska, kemiska eller

biologiska metoder som minskar avfallets mängd eller farlighet. Inert avfall eller avfall som efter behandling inte medför några negativa effekter på människor och miljö behöver inte behandlas. Naturvårdsverket har enligt 15 § deponeringsförordningen meddelat föreskrifter om de förutsättningar som avfallet måste uppfylla för att få deponeras i de olika klasserna som finns i enlighet med deponeringsdirektivet. Här står också att avfall inte får blandas eller spädas ut i syfte att uppfylla kriterier att få deponeras. I 16 § står att verksamhetsutövaren (på avfallsanläggningen) måste ha kunskaper om avfallets sammansättning, lakbarhet och effekter allmänt och på lång sikt. Verksamhetsutövaren måste också kontrollera att avfallet är av sådan karaktär att det får deponeras på deponin. Enligt 29 § deponeringsförordningen ska verksamhetsutövaren föra ett register med uppgifter om det deponerade avfallets mängd, egenskaper, ursprung och leveransdatum samt avfallsproducentens identitet. Om avfallet klassificeras som FA ska dess exakta placering i deponin registreras (SFS 2001:512).

2.3 Klassificering av jordmassor

Naturvårdsverket har sammanställt generella riktvärden för förorenad mark. De generella riktvärdena är framtagna för två olika typer av markanvändning, känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM). Beroende på typ av markanvändning som är aktuell inom ett område kan de olika klasserna användas. KM gäller för områden där människor vistas under större delen av tiden, exempelvis bostadsområden. Här finns även skydd för grundvatten, ytvatten och markecosystem. Riktvärden för MKM gäller för områden där människor vistas under en begränsad tid, exempelvis kontorslokaler, industrier och vägar (Naturvårdsverket 2012b). Avfall Sverige (2007) har tagit fram riktvärden för när massor ska klassificeras som FA. I bilaga 1 finns Naturvårdsverkets generella riktvärden för KM och MKM och Avfall Sveriges riktvärden för FA.

Anläggningar som tar emot avfall använder Avfall Sveriges riktvärden för att avgöra om avfallet är godkänt att ta in på anläggningen eller ej. Anläggningarnas tillstånd reglerar vilken typ av avfall som får tas in och hur det ska hanteras när det tagits in. I förorenade jordmassor kan det hända att de enskilda värdena för olika ämnen inte överskrider Avfall Sveriges riktvärden för FA (tabell 1 i bilaga 1). Om ämnenas egenskaper vägs samman kan avfallet som helhet ändå klassas som FA. Avfall Sverige (2007) har i "Bedömningsgrunder för förorenade massor" sammanställt hur en sådan sammanvägning kan göras. I bilaga 1 i avfallsförordningen (SFS 2011:927) har ämnen klassificerats utifrån sina egenskaper och tilldelats olika klasser (H1-H14). Sammanvägningen av ämnens egenskaper till att potentiellt bli FA bör enligt kemikalielagstiftningen (KIFS 2005:7) göras för följande ämnen:

- Hälssofarliga, giftiga, mycket giftiga (H5 respektive H6)
- Irriterande och frätande (H4 respektive H7)
- Miljöfarliga egenskaper (H14)

Beräkningarna för att avgöra om ämnena i samma gruppering ska klassas som FA görs med ekvationerna i bilaga 2. Det som skiljer ekvationerna åt är procenttalen i nämnaren och riskfraserna. Gemensamt för alla tre ekvationer är att om produkten av ekvationen är ≥ 1 ska jordmassan som helhet klassificeras som FA. Det räcker alltså att en av ekvationerna i bilaga 2 har en produkt ≥ 1 för att denna klassificering ska ske (Avfall Sverige 2007).

För att på ett enklare sätt kunna göra klassificeringen finns modeller att använda i datorprogram som Microsoft Excel. Med en sådan modell ska analysvärdena av de olika ämnena i mg/kg TS matas in i ekvationen och resultat om hur jordmassan ska klassificeras erhålls direkt.

2.4 Ämnens uppträdande och fördelning i mark

Föroreningar i marken fördelar sig mellan faserna jord (fast fas), vatten (vattenfas), luft (gasfas) och ibland även som en fri fas av vätska som inte är blandbar med vatten. Hur olika ämnen är fördelade och hur deras spridningsförlopp ser ut är avgörande för vilken provtagningsstrategi som ska väljas. Hur ämnen uppträder och fördelar sig i marken beror av föroreningens sammansättning och egenskaper, områdets geologi/hydrologi och markens kemiska miljö (Naturvårdsverket 1994).

Ämnen med högt ångtryck och låg vattenlöslighet finns huvudsakligen i gasfas medan ämnen med lågt ångtryck och hög vattenlöslighet förekommer i vattenfasen. Ämnen som har relativt lågt ångtryck och låg löslighet i vatten kan uppträda i fri fas. De föroreningar som förekommer i markens fasta fas är tungmetaller och högmolekylära opolära ämnen som polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och polyklorerade bifenyler (PCB). I vattenfasen finns negativa joner som klorid och nitrat samt enklare organiska ämnen som alkoholer och vissa lösningsmedel. Som fri fas i marken kan exempelvis oljor förekomma. Även jordens sammansättning är av betydelse för hur föroreningarna fördelar sig mellan de olika faserna. Exempelvis tenderar tungmetalljoner att bindas starkare till lera än till sand och grus. Generellt ökar fastläggningen till jordpartiklar med minskande kornstorlek. I de jordar där kalk och järn- och manganoxider/hydroxider förekommer gynnas fastläggningen av tungmetaller och organiska ämnen. Innehåll av organiskt material i jord gynnar fastläggningen av opolära organiska ämnen, exempelvis kolväten. Markens geokemiska miljö påverkar främst fördelningen mellan jord och vätska. Om pH är lågt tenderar metalljoner att gå från fast fas till vattenfas. Redoxprocesser påverkar metalljoners rörlighet, de kan både bli mer rörliga och bindas hårdare, beroende på ämne. Lösligheten av organiska ämnen i jorden ökar kraftigt om porvätskan utgörs av andra organiska ämnen. Om PAH finns bundet till jordpartiklarna kan det frigöras och spridas om exempelvis lösningsmedel eller petroleumprodukter läcker ut i jorden (Naturvårdsverket 1994).

Transport av föroreningar kan ske i vatten, gas eller som damm. Transporten i grundvatten är den som ur miljösynpunkt är den allvarligaste (Naturvårdsverket 1994). Prover som tas i jord kan sägas ha den kortaste räckvidden i jämförelse med vatten och gas. För att kunna konstatera att det finns en förorening på en plats måste jordprovet tas precis på den platsen. Porgasprover har något större räckvidd eftersom flyktiga ämnen kan sprida sig från källan. Ännu större räckvidd har grundvattenprover eftersom grundvattnet kan förflytta föroreningen långa sträckor från källan om jordlagren är genomsläppliga och föroreningen vattenlös. Jord kan sägas vara en stationär fas medan porgas och vatten är mobila (Engelke et al. 2009).

2.5 Arbetsgång i efterbehandlingsprojekt

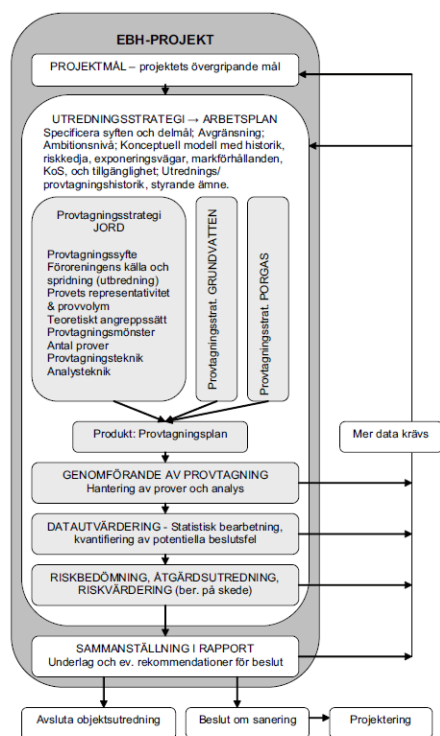
För att kunna genomföra kostnadseffektiva undersökningar av ett potentiellt förorenat område är det viktigt att ha utformat strategier för utredning och provtagning. En hierarkisk struktur finns utarbetad av Naturvårdsverkets kunskapsprogram Hållbar Sanering i Norrman et al. (2009), se figur 1. Kvaliteten i arbetet i varje steg i den hierarkiska strukturen är beroende av kvaliteten i de tidigare nivåerna. Detta system är dynamiskt och arbetet ska utföras med en helhetssyn (Norrman et al. 2009).

2.5.1 Projekt mål

Innan utredningen påbörjas i ett efterbehandlingsprojekt ska projektets övergripande mål vara definierat. Ett projektmål kan vara att utreda om ett område kan utgöra en risk eller fara för människors hälsa eller miljö (Norrman et al. 2009).

2.5.2 Utredningsstrategi

En utredningsstrategi utarbetas ofta av beställaren av efterbehandlingsprojektet eller av konsulten eller entreprenören tillsammans med beställaren. Utredningsstrategin ska resultera i en arbetsplan när den är klar. Norrman et al. (2009) har definierat utredningsstrategin att omfatta planering av provtagning och insamling av data och en avslutande utvärdering av det insamlade materialet, se figur 1. Vilken utredningsstrategi som väljs är beroende av den osäkerhet som kan accepteras i exempelvis riskbedömningar. För att bilda sig en uppfattning om exempelvis områdets verksamhetshistoria, geologi, tidigare undersökningar med mera tas en konceptuell modell fram (Norrman et al. 2009). Detta kan jämföras med den orienterande fasen i Naturvårdsverkets metodik för inventering av förorenade områden (MIFO) (Naturvårdsverket 1999, SGF 2004). Syftet med den orienterande fasen är att avgöra om det är sannolikt att det aktuella området är förorenat. I denna fas samlas data in för verksamhetshistorik, förhållanden i omgivningen och platsbesök kan göras. Platsbesöket är ett viktigt moment för att kunna planera kommande fältundersökningar. Vid platsbesöket är det bra att bland annat titta efter påverkad jord (färg och lukt), sättningar från eventuella fyllnadsmassor, lagrings- eller lastningsplatser, hårdgjorda ytor och jordhögar (Naturvårdsverket 1994). Den orienterande fasen resulterar i en konceptuell modell som ger en uppfattning om var och hur mycket som kan finnas av föroreningarna och hur halterna kan



Figur 1. Figuren illustrerar arbetsgången i ett efterbehandlingsprojekt enligt Norrman et al. (2009).

provtagningen genomfördes finns dokumenterad, annars finns risken att provtagningen förlorar sitt värde. Provtagningen genomförs sedan i fält och resultaten från analyser, jordlagerföljder, intryck från platsen med mera sammanställs i en fältrapport. Då data utvärderas ska hänsyn tas till syftet med provtagningen. Analysresultat från provtagning med fältinstrument ska exempelvis inte blandas ihop med analys svar från ett laboratorium. Om provtagningar har skett med olika strategier, exempelvis riktad eller slumpmässig, ska dessa inte blandas ihop. I de fall då olika data analyseras tillsammans ska man ta hänsyn till det och diskutera vilka följder detta kan få i utvärderingen av data (Norrman et al. 2009).

Kvaliteten på data som har samlats in i projektet, datakvaliteten, definieras som precis den kvalitet som behövs för att uppnå målet med projektet. Om kvaliteten brister på en nivå finns risken att kvaliteten blir bristfällig även på en annan nivå. Detta kan jämföras med en kedja där alla länkar måste vara intakta för att data ska vara av tillräckligt god kvalitet för att användas i beslutsfattande. För att kunna se var osäkerheten finns i kedjan och kunna reducera den är det viktigt att ha en helhetsbild. Exempelvis blir användningen av precisa analysresultat från ett laboratorium meningslös om provtagningen inte genomförts på ett representativt sätt. För att minska osäkerheten ska man försöka reducera påverkan från den svagaste länken i kedjan (Norrman et al. 2009).

Uppdraget, dess syfte, områdesbeskrivning, mark-, vatten- och sedimentförhållanden, historisk beskrivning, omfattning av föroreningarna, riskbedömning och rekommendationer sammanställs sedan i en rapport med bilagor (Norrman et al. 2009).

2.5.3 Hur en provtagningsstrategi utformas

Momenten som ingår i utformandet av en provtagningsstrategi är enligt Norrman et al. (2009) generellt sett följande:

- Definition av syftet med provtagningen
- Beslut om hur förhandskunskap om området ska behandlas
- Definition av rumsliga och tidsmässiga avgränsningar, exempelvis delområden
- Provtagningskala och typ av prov bestäms
- Ett av följande angreppssätt ska väljas:
 - Sannolikhetsbaserat angreppssätt
 - Bedömningsbaserat angreppssätt, eller
 - Sökbaserat angreppssätt
- Antal prover och deras placering ska bestämmas utifrån det angreppssätt som valts:
 - Antal prover med sannolikhetsbaserat angreppssätt
 - Antal prover med bedömningsbaserat angreppssätt, eller
 - Antal prover med sökbaserat angreppssätt

Norrman et al. (2009) menar att ordningen som dessa steg är skrivna i är logisk men de behöver inte följas i exakt den ordningen. Ett iterativt arbetssätt rekommenderas, där det finns möjlighet att gå tillbaka och revidera tidigare antaganden (Norrman et al. 2009).

2.5.3.1 Definition av syftet med provtagningen

För att en provtagningsstrategi ska kunna utformas är det viktigt att ha ett tydligt definierat syfte med provtagningen. Ett antal frågor kan ställas som en hjälp i att formulera syftet. Exempel på frågor är vad som finns i marken, hur mycket som finns och var det finns samt om det sker någon förändring i koncentration över tiden (Norrman et al. 2009). I jord förändras föroreningshalten långsammare än i vatten och porgas. På grund av dessa skillnader behöver skilda provtagningsstrategier utarbetas för olika syften, frågeställningar och matriser (Engelke et al. 2009).

Ett specifikt syfte kan sedan formuleras, exempelvis att belägga förekomst av förorening eller ta fram representativ statistik för föroreningssituationen. Ett syfte som är vagt fyller ingen funktion och bör undvikas, till exempel ”att undersöka föroreningssituationen i området”. Ett välformulerat och precist syfte ger en bra vägledning i provtagningen (Norrman et al. 2009).

2.5.3.2 Beslut om hur förhandskunskap om området ska behandlas

Förhandskunskap kan delas in i två kategorier: specifik kunskap om området och en generell kunskap om de föroreningar som hanteras inom undersökningsobjektet. Kunskap om området kan fås från historiska uppgifter, synliga spår på markytan, geologiska förhållanden och byggnader. Med utgång från sådan information kan en förväntad bild av föroreningssituationen tas fram. Exempelvis kan verksamhetshistoria säga något om vilka föroreningar som kan tänkas finnas på platsen, typiska halter och mängder och deras rumsliga variation. De föroreningar som kan finnas i området kan vara av olika karaktär och uppträder på olika sätt i marken. Grovt delas föroreningar in i följande fyra grupper:

- Adsorberande ämnen (metaller, dioxiner med mera)
- Flytande icke vattenlösliga vätskor (LNAPL) (vätskor med lägre densitet än vatten, exempelvis diesel eller bensin)
- Sjunkande icke vattenlösliga vätskor (DNAPL) (vätskor med högre densitet än vatten, exempelvis trikloretylen)
- Vattenlösliga ämnen (pesticider eller kemikalier som exempelvis svavelsyra)

Kunskapen om området och verksamheten samt kunskapen om aktuella föroreningar ska användas för att ta fram en konceptuell modell för platsen. Den konceptuella modellen liksom de olika egenskaperna hos föroreningarna är viktiga att ta i beaktning när provtagningsstrategin planeras (Norrman et al. 2009). Faktorer som påverkar den konceptuella modellen är den platsspecifika informationen om objektet, undersökningens syfte och tidsmässiga, tekniska, geografiska och ekonomiska avgränsningar. Det är viktigt för förståelsen av objektet och föroreningssituationen att en konceptuell modell utarbetas (Engelke et al. 2009). Provtagning av förorenad mark kan sägas vara ett tredimensionellt problem eftersom det kan förekomma föroreningar som sprids och beter sig på olika sätt i marken. Kunskaperna om de föroreningar som finns kan spela roll för den provtagningsstrategi som väljs (Norrman et al. 2009).

Förhandskunskapen har ett stort värde men kan vara missvisande eller felaktig. Det är inte helt enkelt att värdera och hantera förhandskunskapen. Det finns ett antal möjligheter att använda förhandskunskapen på vid upprättandet av en provtagningsstrategi. Det förorenade området kan delas in i delområden där områdena uppskattningsvis är indelade efter typ av förorening. Ett annat vanligt alternativ är att använda ett bedömningsbaserat angreppssätt där förhandskunskapen är den enda utgångspunkten vilket har fördelen att förhandskunskapen utnyttjas. Nackdelarna är att osäkerheten i undersökningen blir svår att bedöma då provtagningen blir subjektiv och beroende av bedömningar samt att kunskapen kan vara felaktig. Förhandskunskapen kan helt bortses från då ett statistiskt angreppssätt väljs istället. Detta har fördelar som att representativ statistik, antal prov och grad av osäkerhet kan beräknas. Nackdelen är att den kunskap som finns då helt bortses från. Detta kan leda till kostsamma och ineffektiva provtagningar. En kombination av bedömningsbaserat och statistiskt angreppssätt är möjlig. Då tas hänsyn till förhandskunskapen som uttrycks statistiskt och kunskapen kan behandlas med ett statistiskt angreppssätt. Att kunna uttrycka förhandskunskaperna statistiskt gör att representativ statistik kan tas fram och graden av osäkerhet kan bedömas. Detta kan vara svårt och kräver viss erfarenhet. I praktiken är det vanligt att förhandskunskapen hanteras olika för olika frågeställningar och delområden (Norrman et al. 2009).

2.5.3.3 Avgränsningar i tid och rum

Ett förorenat område är ofta heterogent ur föroreningssynpunkt. Vissa delområden kan vara opåverkade medan andra kan vara kraftigt förorenade. I ett sådant område är det svårt att ta prover som ska vara representativa för hela området. Något att också ta i beaktning är att vissa ämnens koncentrationer kan förändras över tid exempelvis från nedbrytning eller utlakning. Avgränsningar i tid och rum kan vara nödvändiga att göra. Avgränsningen i rum kan göras genom att områden delas in något så när homogent i delområden. Indelningen i delområden kan göras baserat på den konceptuella modellen eftersom den faktiska föroreningssituationen inte är känd. Indelningen kan baseras på historik om verksamheten som pågått, geologiska förhållanden, tidigare undersökningar eller förväntade föroreningars uppträdande. Under arbetets gång erhålls resultat om föroreningssituationen och med detta kan den konceptuella modellen uppdateras och delområdena justeras. Delområdena blir att utgöra så kallade målpopulationer. Ett antal stickprover tas inom målpopulationen och om dessa är tillräckligt många och är tagna på ett genomtänkt sätt kan stickprovet sägas likna målpopulationen. På så sätt kan man använda stickprovet för att uttala sig om egenskaperna hos målpopulationen. Statistiska metoder kan användas för att beräkna hur stor avvikelse, och därmed osäkerhet, som kan vara mellan målpopulationen och stickprovet (Norrman et al. 2009).

2.5.3.4 Provtagningskala och typ av prov bestäms

Provtagningskalan är den volym som ett prov representerar. Det ska inte blandas ihop med den provvolym som skickas för analys. Provtagningskalan bestäms från fall till fall och grundas i provtagningsens syfte och provtagnings teknik. Skalan bör vara liten då syftet är att utreda akuta risker med exempelvis tungmetaller i jord, medan skalan kan vara betydligt större då spridning av föroreningar till grundvattnet ska undersökas. Haltvariationer i en sådan liten skala som vid akut risk för tungmetall exponering är inte av betydelse i större skala som exemplet med spridning till grundvatten. Provtagningskalan kan ökas på två sätt, antingen genom att ta en större provvolym eller ta fler prover på en definierad yta och slå samman till ett samlingsprov (Norrman et al. 2009).

2.5.4 Angreppssätt

Norrman et al. (2009) tar upp tre angreppssätt, nämligen sannolikhetsbaserat angreppssätt, bedömningsbaserat angreppssätt och sökbaserat angreppssätt.

Syftet med provtagningen bör avgöra vilket angreppssätt som ska väljas. Om bedömningsbaserat angreppssätt används bör detta likna ett sannolikhetsbaserat angreppssätt så långt som möjligt. Exempelvis bör inte alla prover tas inom mindre delar utan provpunkterna ska spridas någorlunda jämnt över området. En statistiskt korrekt beskrivning av undersökningsområdet (målpopulationen) kan endast göras om ett sannolikhetsbaserat angreppssätt används. I efterbehandlingsprojekt är bedömningsbaserat angreppssätt mest lämpligt att använda i den tidiga fasen, där undersökningar behöver bekräfta eller förkasta föroreningsförekomst. Här har förhandskunskapen stor betydelse. Senare i efterbehandlingsprojektet kan ett sannolikhetsbaserat angreppssätt med fördel användas. Det blir då möjligt att använda resultaten för jämförelse med olika riktvärden, göra riskbedömningar och beräkna volymer. När det handlar om att hotspots ska lokaliseras inom ett område där förhandskunskapen är svag, är ett sökbaserat angreppssätt bra (Norrman et al. 2009). Nedan följer en mer ingående beskrivning av sannolikhetsbaserat angreppssätt vilket är det angreppssätt som är vanligast vid klassificering av massor som avfall. Engelke (personlig kommunikation) menar att den vanligaste provtagningsstrategin bland de sannolikhetsbaserade angreppssätten är en systematisk provtagning i rutnätssystem

med fem provpunkter i varje ruta. För mer detaljerad beskrivning av bedömningsbaserat och sökbaserat angreppssätt hänvisas till Norrman et al. (2009).

2.5.4.1 Sannolikhetsbaserat angreppssätt

För att få representativ statistik över området kan ett sannolikhetsbaserat angreppssätt väljas. Med statistik kan representativa halter beräknas och användas för jämförelse med riktvärden i en riskbedömning. I det sannolikhetsbaserade angreppssättet har varje liten delvolym jord samma sannolikhet att bli vald. Med detta angreppssätt blir det möjligt att beräkna det antal prover som behövs för att uppnå en viss säkerhet i resultatet. Resultatet kan användas för att ta fram representativ statistik vilket minskar risken för systematiska provtagningsfel. Osäkerheten i resultatet kan beräknas och därmed också med hur stor säkerhet som ett riktvärde kommer att överstigas. Slumpmässig provtagning, systematisk provtagning och systematisk slumpmässig provtagning är de vanligaste provtagningsmönstren i det sannolikhetsbaserade angreppssättet (Norrman et al. 2009).

Om sannolikhetsbaserat angreppssätt har valts finns ett antal steg som bör genomföras. Statistisk parameter ska väljas, en uppskattning av variabiliteten ska göras, den önskade säkerheten i resultat, provtagningsmönster och antal prover ska bestämmas. Det antal prover som behövs för att uppnå önskad säkerhet i resultatet räknas ut på förhand. Den önskade säkerheten som ska uppnås måste man själv definiera. Det kan exempelvis vara om man med minst 95 % säkerhet vill veta om medelvärdet i det undersökta området understiger riktvärdet. Vilken säkerhet som väljs beror på vilka konsekvenser som kan uppstå om fel beslut skulle fattas baserat på den säkerhetsnivå som valts. Då säkerheten bestämts ska en statistisk parameter väljas, vanligen medel-, max- eller medianvärde. Om medelvärde väljs kan detta användas vid jämförelse med riktvärden för olika ämnen. Hur stor variationen är inom undersökningsområdet ligger till grund för hur många prover som behöver tas. Inför provtagningen måste en bedömning av variabiliteten göras, även om det inte gjorts några tidigare provtagningar. I sådant fall kan bedömningen baseras på erfarenheter från liknande områden. Variabiliteten kan uttryckas på flera sätt men variationskoefficient (CV) är vanligast och mest lämpligt då data i sammanhanget förväntas vara skevt fördelat (inte normalfördelat), till exempel lognormalfördelat. CV definieras som standardavvikelsen dividerat med medelvärdet och är ett dimensionslöst mått på variationen i data (Norrman et al. 2009). Variabiliteten kan vara olika för olika föroreningar, exempelvis visar organiska föroreningar ofta på en större variabilitet än metaller (Norrman et al. 2009, Lamé et al. 2005). Även provtagningsskalan har betydelse för variabiliteten. Om provtagningsskalan ökas leder det till att CV minskar. Om det är förväntat att datamaterialet inom ett område är någorlunda homogent är CV lägre än eller omkring ett. Om datamängden är heterogen kan CV sägas ligga högre än ett. I sådana fall kan det vara en idé att dela in delområdena på annat sätt (Norrman et al. 2009).

Den säkerhet som man vill uppnå med resultaten måste anges. Föroreningarna som är mest kritiska att analysera måste bestämmas. Vanligtvis förekommer ett fåtal ämnen i höga koncentrationer som överstiger riktvärden. Beroende på vilken metod som används för att bestämma antalet prover kan säkerheten formuleras på olika sätt. Metoderna delas in i metoder som bygger på konfidensintervall och metoder som bygger på hypotestestning. För att se om metoderna skiljer sig åt i antal prover kan det vara bra att testa båda typerna (Norrman et al. 2009).

Konfidensintervall är en statistisk term där graden av osäkerhet skrivs ut för ett värde. Konfidensintervallet sätts ofta ut som ett värde $\pm$ en felmarginal samt den konfidensgrad som

är aktuell, exempelvis 95 %. För att bestämma graden av önskad säkerhet (d) i undersökningar i ett förorenat område kan detta beräknas som skillnaden mellan den övre konfidensgränsen (UCL) och den verkliga medelhalten (μ), $d = \text{UCL} - \mu$. Den önskade säkerheten kan i detta fall sägas vara en säkerhetsmarginal, det anger hur högt över den verkliga medelhalten som det uppmätta medelvärdet får tillåtas hamna. I detta fall kan d sägas vara en haltskillnad vilket fungerar bäst om data är normalfördelat. Om det är förväntat att data är skevt fördelat, vilket är det vanliga, kan d anges som en kvot mellan övre konfidensgräns och verklig medelhalt: $d = (\text{UCL})/\mu$. d talar om hur många gånger över den verkliga medelhalten som det uppmätta medelvärdet hamnar. Om d sätts till 1,6 innebär det att det uppmätta medelvärdet kan bli upp till 60 % högre än den verkliga medelhalten. Om medelhalten i ett område är 200 mg/kg innebär det att man accepterar en övre konfidensgräns på 260 mg/kg. Det är vanligt att använda 95 % konfidensgrad (andra konfidensnivåer förekommer), vilket innebär att den verkliga medelhalten med 95 % säkerhet är lägre än UCL (Norrman et al. 2009).

Vid hypotestestning relateras osäkerheterna till potentiella beslutsfel som kan uppkomma. En vanlig situation i hypotestestning är om medelhalten i ett område överstiger ett visst riktvärde. Det finns två typer av beslutsfel som kan fattas. Området kan felaktigt klassas som rent trots att det är förorenat (typ I-fel), eller felaktigt klassas som förorenat trots att det är rent (typ II-fel). Värden för risken att göra typ I- och typ II-fel ska sättas upp. Vanliga värden för typ I-fel är 0,05 och för typ II-fel 0,2. Detta innebär att man accepterar att klassa ett område som rent i 1 fall av 20 (5 %) och att klassa ett område som förorenat i 1 fall av 5 (20 %). Hur stor provtagningsbudgeten är och hur stora konsekvenserna kan bli av att fel beslut fattas styr värdena på typ I- och typ II-fel. Hänsyn måste också tas till effektstorleken. Detta innebär den förändring eller skillnad som man vill upptäcka vid en provtagning, exempelvis skillnaden mellan det förorenade områdets verkliga medelhalt och det uppmätta medelvärdet. Effektstorleken kan även sägas vara den minsta skillnad som anses vara relevant att upptäcka. Detta innebär att ju mindre skillnaden är mellan värden desto mer detaljerad och omfattande provtagning krävs (Norrman et al. 2009).

De viktigaste provtagningsmönstren vid sannolikhetsbaserad provtagning är slumpmässig provtagning, systematisk provtagning och systematisk slumpmässig provtagning. För att få representativa prover är det viktigt att punkterna sätts slumpmässigt, utan koppling till föroreningshalter. Även det systematiska provtagningsmönstret kan sägas vara slumpmässigt. Detta gäller om utplacering av den första provpunkten och val av mönstrets orientering skett slumpmässigt (Norrman et al. 2009). Norrman et al. (2009) rekommenderar att använda slumpfunktionen i exempelvis Microsoft Excel för att på ett enkelt sätt slumpa ut provpunkter.

Nästa steg är att bestämma hur många prover som ska tas för att uppnå önskad säkerhet i resultaten. Den fördelning som data kan tänkas ha måste tas hänsyn till. Vid jordprovtagning är det vanligast med skevt fördelade halter, exempelvis lognormalfördelning. Norrman et al. (2009) tar upp tre metoder för bestämmande av antal provpunkter, som fungerar för både normalfördelade och lognormalfördelade data. Dessa är: metod baserad på konfidensintervall, metod baserad på hypotestestning och metod baserad på hypotestestning och sekventiell provtagning (Norrman et al. 2009). I Norrman et al. (2009) finns ett antal ekvationer och grafer som kan vara till hjälp vid bedömningen av hur många provpunkter som behövs för att uppnå önskad säkerhet i resultat.

2.6 Åtgärdskrav med acceptabel resthalt

Det är ovanligt att utredningar görs så detaljerade att hela det förorenade området är kartlagt innan åtgärden har påbörjats. Vid efterbehandlingsprojekt av förorenade områden är det vanligt att undersökningsfasen stannar vid att identifiera och göra en yttre avgränsning av föroreningen. Detta kan användas för att göra riskbedömningar, fastställa åtgärdsområde och åtgärdskrav. Åtgärdskraven anger bland annat vilka massor som ska åtgärdas och vilka halter som får lämnas kvar i efterbehandlingsområdet, så kallade acceptabla resthalter. I de efterbehandlingsprojekt där det angivits en acceptabel resthalt måste jordmassorna som lämnas kvar klassificeras för att säkerställa att inte halterna överskrider den. Det ska också anges med vilken säkerhet det ska kontrolleras att åtgärdskraven uppfylls, alltså med vilken säkerhet det kan sägas att inte värden överstiger den acceptabla resthalten. Det finns deterministiska och statistiska sätt att jämföra resultat från den miljötekniska undersökningen med den acceptabla resthalten. I vanliga fall är det rekommenderat att använda en kombination av deterministiska och statistiska metoder. Exempelvis kan den statistiska metoden att beräkna medelvärde av föroreningshalten i ett delområde kombineras med en deterministisk avgränsning i djupet som styrs av geologin, till exempel ett tätt lerlager. Det är en god idé att dela in området i olika nivåer när det gäller att bedöma vilka massor som behöver åtgärdas. Rekommenderade nivåer är "rent", "övergångszon" och "förorenat". Det som är intressant är halterna i övergångszonen eftersom halterna här ligger nära acceptabla halter, är okända eller varierar kraftigt inom området. Områden som kan konstateras vara rena eller förorenade är inte nödvändiga att klassificera vidare under åtgärdsfasen. Ofta blir en stor del av efterbehandlingsobjektet att klassificeras som en övergångszon. Under åtgärdsfasen ska det verifieras att konstaterade förorenade massor åtgärdas i linje med åtgärdskraven. Statistiska metoder kan med fördel användas för att klassificera jorden eftersom osäkerheter då kan beräknas (Naturvårdsverket 1997b).

Ofta i efterbehandlingsprojekt är föroreningshalten styrande för hur långt efterbehandlingsåtgärden sträcker sig. Vid ytligt förekommande akuttoxiska föroreningar används istället den absoluta föroreningshalten. Medelvärde av ett antal jordprovers analysresultat är en uppskattning av det verkliga, okända medelvärdet i jordmassorna. Antalet analyserade jordprover och spridningen i analysresultat påverkar tillförlitligheten hos medelvärdet. Att klassificera ett område med stöd av ett fåtal prover som endast är representativa för en liten del av området kan leda till att felaktiga beslut fattas om hur massor ska hanteras. Om medelvärdet visar på halter som understiger acceptabel resthalt kan den verkliga medelhalten vara högre än densamma. Inom ett förorenat område har ofta ett fåtal analysvärden en stor påverkan på medelvärdet för hela området, föroreningskoncentrationen sägs ha en lognormalfördelning. Den här variationen minskar om proverna är tagna inom en begränsad yta (delområde) eller i en schakthög som omblandats. Säkerheten i statistik i ett efterbehandlingsprojekt bör vara hög, gärna 95 % konfidensgrad, eftersom risker för människors hälsa och miljö ska minimeras (Naturvårdsverket 1997b).

Att ta samlingsprover inom ett förorenat område är ett bra sätt att hålla nere kostnaderna för laboratorieanalyser. Ett antal skilda prover samlas ihop till ett prov istället för att proverna skulle analyseras separat. Nackdelen med samlingsprover är att de kan leda till att heterogent förorenade områden klassificeras felaktigt, typ I- eller typ II-fel, om ett fåtal stickprover ingår i samlingsprovet. Samlingsprover med ett fåtal stickprover ska därför enbart användas när man vet att de ingående enskilda proverna innehåller ungefär samma föroreningshalter, vilket är ovanligt i ett heterogent förorenat område. Resultatet i ett samlingsprov blir missvisande om de enskilda proverna har halter som skiljer sig mycket åt (Naturvårdsverket 1997b).

2.7 Klassificering av jord

Statistiskt angreppssätt bör väljas vid stora och komplexa efterbehandlingsprojekt där föroreningsituationen är allvarlig. Fördelen med ett statistiskt angreppssätt är att säkerheten i kontrollen kan beräknas. Statistiskt angreppssätt är inte ändamålsenligt i alla efterbehandlingsprojekt eftersom det är resurskrävande. Om omfattningen av en förorening är begränsad ($<500 \text{ m}^3$) eller om föroreningen är tydligt avgränsad kan andra angreppssätt vara användbara, exempelvis ett deterministiskt angreppssätt (Naturvårdsverket 1997b).

2.7.1 Statistiskt angreppssätt

I efterbehandlingsprojekt där åtgärdskraven omfattar acceptabla resthalter är det nödvändigt att jordprovtagning genomförs. Om det finns övergångszoner i området måste dessa klassificeras. Även jord som är konstaterat förorenad kan behöva provtas för att transporteras till en anläggning med rätt behandlingsmöjligheter. För jord i övergångszonen ska jordmassorna delas in i mindre enheter, så kallade enhetsvolymen. Hur stor enhetsvolymen är beror på efterbehandlingsprojektets karaktär, den avgörs av den minsta volym jord som saneringsarbetet avser att separera och klassificera. Enhetsvolymens geometri styrs av vilken föroreningsbild som förväntas. Provtagning av jorden kan ske antingen innan schaktning (*in situ*) eller från schakthögar. Fördelen med att ta prover och klassificera jorden *in situ* är förbättrad överblick och möjligheten att separera områden som är synligt förorenade. Om provtagning genomförs i en schakthög innebär det att föroreningens ursprungliga rumsliga fördelning är förlorad. Det är också svårt att få representativa prover från en schakthög eftersom finare fraktioner, som binder mest föroreningar till sig, tenderar att kana ner till högens bas. En fördel med att ta prover ur schakthög är att jorden har blandats om något. Om prover tas även inifrån högen kan de bli representativa (Naturvårdsverket 1997b).

Naturvårdsverket (1997b) har tagit fram en modell som de rekommenderar att använda vid ett statistiskt angreppssätt. Vid klassificering av enhetsvolymen tas fem enskilda prover från varje fjärdedels enhetsvolym som blandas till fyra samlingsprover, ett från varje fjärdedel. Totalt finns nu fyra samlingsprover från en enhetsvolym. En del från varje samlingsprov tas ut och läggs tillsammans vilket representerar ett generalprov som ska analyseras. Generalprovet representerar den bästa skattningen av medelhalten i den aktuella enhetsvolymen. Detta förfarande bör enligt modellen upprepas för minst sex enhetsvolymen där samtliga samlingsprover och generalprover bör analyseras. Detta innebär sex generalprover med fyra samlingsprover per efterbehandlingsvolym, alltså 30 prover för analys. Dessa 30 prover består av 20 stickprover från varje enhetsvolym vilket blir 120 enskilda provpunkter som representeras i samlingsproverna. I utvärderingen ska man kontrollera att inte analysresultaten från samlingsproverna varierar för mycket. CV ska vara mindre än ett för normalfördelad data och vidare beräkning av den övre konfidensgränsen för medelhalten (UCLM) med önskad grad av säkerhet. UCLM kan även beräknas för lognormalfördelade data, vilket görs om $CV > 1,2$. Ekvationer för att för hand beräkna UCLM för normalfördelade och lognormalfördelade data finns i Naturvårdsverket (1997b) och i Gilbert (1987). Om beräknat UCLM överstiger den accepterade resthalten klassas enhetsvolymen som förorenad (Naturvårdsverket 1997b).

UCLM för önskad konfidensgrad, exempelvis 95 %, kan beräknas digitalt oavsett vilken fördelning data har. Detta kan göras i databehandlingsprogram som förutom normalfördelad data även kan räkna på andra fördelningar som exempelvis lognormal- eller gammafördelning. Med hjälp av det amerikanska naturvårdsverkets (US EPA:s) datorprogram ProUCL 4.1 kan analysdata matas in för att programmet ska säga vilken fördelning det är mest troligt att data har.

2.7.2 Deterministiskt angreppssätt

Enligt Naturvårdsverket (1997b) sker de allra flesta kontroller av åtgärdskrav idag utan statistiska metoder. Att använda statistiska metoder kräver omfattande och kostsamma provtagningar och analyser. Det är inte alltid ändamålsenligt att använda statistiska angreppssätt på små eller väl avgränsade objekt. Deterministiskt angreppssätt kan användas då det handlar om begränsade volymer förorenat material, om föroreningen är avgränsad och kan separeras visuellt. Det är ett användbart angreppssätt vid olyckor på väg där det skett ett spill av exempelvis olja. Det kan finnas ekonomiska eller tidsmässiga skäl till att deterministiskt angreppssätt används. Det kan vara mindre kostsamt att schakta upp och transportera bort större jordmassor än nödvändigt än att använda statistiska metoder. En miljöteknisk undersökning bör göras innan ett deterministiskt angreppssätt påbörjas, för att utreda ungefärlig föroreningsutbredning och geologiska förhållanden. Om undersökningen tyder på annorlunda geologiska förhållanden eller en mer komplex föroreningssituation än förväntat ska statistiskt angreppssätt väljas. Provtagningen sker avlösande med schaktarbetet och prover analyseras direkt i fält med fältutrustning som exempelvis fotojonisationsdetektor (PID-instrument) eller röntgenfluorescensdetektor (XRF). Då området bedöms som rent ska kontrollprover tas för verifiering (Naturvårdsverket 1997b).

2.7.3 Representativitet

För att data från en provtagning ska vara representativt för föroreningssituationen krävs det att provtagningen är genomförd på ett korrekt sätt. Om data är representativt ska det stämma överens med den verkliga föroreningssituationen inom objektet. Representativitet innebär att man med en viss osäkerhet kan dra slutsatser om hur föroreningssituationen ser ut inom området utifrån de iakttagelser som gjorts. Om det finns brister i datakvaliteten kan inte resultatet sägas vara representativt. Data är representativt om det ger ett tillräckligt underlag för att beskriva målpopulationen. Målpopulationen är av teoretisk karaktär eftersom det inte är denna som provtagningen resulterar i. Provtagningen resulterar i en stickprovspopulation vilket är en mindre del av målpopulationen, detta på grund av tekniska och ekonomiska begränsningar (Engelke et al. 2009). Ett beräknat aritmetiskt medelvärde från ett antal jordprover är endast en skattning av den verkliga medelhalten. Hur tillförlitligt skattningen blir beror av antalet analyserade prover och på spridningen i analysresultaten. Ofta antar föroreningskoncentrationerna en lognormalfördelning, det finns ett stort intervall av analysvärden med några som har stor påverkan på det beräknade aritmetiska medelvärdet (Naturvårdsverket 1997b).

Föroreningarna är bundna till kornen i jordmaterialet vilket är anledningen till att det inte går att exakt uttala sig om föroreningssituationen utan att undersöka kornen var för sig. Det går att göra en bra skattning av föroreningshalterna i en målpopulation genom att genomföra en korrekt provtagning (Bank personlig kommunikation).

2.8 Provtagningsstrategier

Nedan redovisas tre provtagningsstrategier som är vanliga i Sverige. Vidare beskrivs en provtagningsstrategi från USA och en från Nederländerna. Provtagningsstrategierna som redovisas har testats i fältprovtagningen eller på annat sätt berörts i examensarbetets praktiska genomförande.

2.8.1 Vanliga provtagningsstrategier i Sverige

Engelke et al. (2009) har gjort en inventering av vilka vägledningar som finns framtagna för provtagningsstrategier i Sverige. Man har gått igenom de metoder som finns för att kunna ta

fram och effektivisera provtagningsstrategier för olika matriser. Författarna poängterar att avsikten inte har varit att ta fram vägledningar för hur provtagning bör utföras. Syftet var att göra en inventering av det underlag som finns tillgängligt och sammanställa detta i en rapport (Engelke et al. 2009).

Naturvårdsverket och Svenska Geotekniska Föreningen (SGF) har tagit fram rapporter om provtagningsstrategier. SGF har arbetat fram en fälthandbok om miljötekniska markundersökningar (SGF 2004). Naturvårdsverkets rapporter behandlar bland annat datakvalitetsmål och vägleder vid övergripande statistisk utvärdering av analysresultat, geostatistik och olika provtagningsmönster.

De provtagningsstrategier som testats inom ramen för detta examensarbete och som omfattas av Engelke et al. (2009) är slumpartad provtagning, systematisk provtagning och samlingsprovtagning.

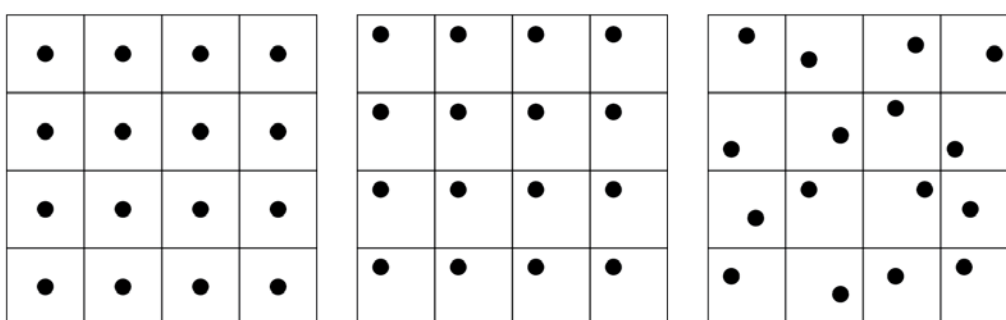
2.8.1.1 Slumpartad provtagning

Det enklaste sannolikhetsbaserade provtagningsmönstret är det slumpmässiga. Detta är fritt från felaktigheter kopplade till val av provpunkter under förutsättning att antalet provpunkter är tillräckligt stort. För att den slumpartade strategin ska vara lämplig bör området som ska provtas vara homogent och populationen som provtas ska vara relativt liten (10-20 prover). Då slumpmässig provtagning används är ett vanligt syfte att skatta en populations medelvärde eller proportion. Syftet kan också vara att testa en hypotes med avseende på populationens medelvärde eller proportion då signifikansnivån är fördefinierad. Om populationens medelvärde ska skattas med en definierad precision måste populationens varians bedömas. I de fall då det inte finns information om populationens varians får en grov skattning av denna göras enligt en formel i Gilbert (1987) (Engelke et al. 2009).

2.8.1.2 Systematisk provtagning

Vid systematisk provtagning är utgångspunkten ett specifikt provtagningsmönster där prover ska tas med jämna intervall, ofta med ett rutmönster som bas. Detta ger ett enkelt och överskådligt sätt att täcka in hela området på. Det är en vanlig strategi vid provtagning av ett geografiskt område (Gilbert 1987). Provtagningsmönster kan se ut på flera olika sätt, bland annat som rutnät, rektangulärt nät eller fiskbensmönster. Systematisk provtagning kan användas på heterogena områden där man vill skatta exempelvis medelvärde av föroreningar (Engelke et al. 2009). Gilbert (1987) menar att den systematiska provtagningen i de flesta fall ger en mer riktig skattning av föroreningarnas medelvärde än en slumpartad provtagning, under förutsättning att det inte finns mönster i föroreningen som frekvent missas eller träffas på. Engelke et al. (2009) menar att då det inte finns en klar föroreningsbild inom ett område är systematisk provtagning lika tillförlitlig som enkel slumpmässig provtagning, exempelvis inom ett utfyllt och heterogent förorenat område. Ofta är den systematiska provtagningen enklare att genomföra i fält då den följer ett mönster. Inom ett rutnätsmönster kan punkter placeras ut riktat eller slumpmässigt (Engelke et al. 2009). De enklaste systematiska sätten att placera ut provtagningspunkter på är att med utgångspunkt från ett rutmönster placera ut punkter antingen i mitten av varje ruta eller exempelvis i varje rutas övre vänstra hörn (Gilbert 1987), se figur 2. Systematisk slumpmässig provtagning innebär att det inom varje ruta i rutnätet slumpas ut en punkt för provtagning, se figur 2.

Den systematiska provtagningen har flera fördelar som att det ger en jämn täckning av hela området. Strategin kan först genomföras i ett grövre rutnät för att hitta kluster av föroreningar. Rutnätet kan sedan göras finare för specifika delområden. I de situationer då det finns bra bakgrundskunskap om det förorenade området kan det vara fördelaktigt att använda en annan strategi eftersom den systematiska provtagningsstrategin inte tar hänsyn till den förhandskunskap som finns om området. Om det finns ett mönster i föroreningspopulationen och punkterna i den systematiska provtagningen råkar ha samma frekvens, antingen frekvent träffa på eller missa punkterna, kan det leda till att föroreningspopulationen antingen överskattas eller underskattas (Engelke et al. 2009). Enligt Gilbert (1987) kan ett systematiskt slumpmässigt provtagningsmönster vara bra att använda för att minimera risken att missa eller frekvent träffa på olika mönster i föroreningspopulationen (Gilbert 1987). Bank (personlig kommunikation) hävdar att systematisk provtagning i Sverige ofta genomförs som fyra punkter satta i varje hörn inom en delruta samt en punkt i mitten av rutan, likt femmans sida på en tärning. En vanlig storlek på rutan i rutnätsmönstret är 20*20 m.



Figur 2. Tre vanliga provtagningsmönster inom systematisk provtagning. Figuren till vänster visar en riktad systematisk provtagning. I figuren i mitten har den första provpunkten slumpats ut, här till övre vänstra hörnet, och resterande rutors punkter har satts ut på samma plats relativt den slumpade punkten. Längst till höger visas en systematisk slumpmässig provtagning där en punkt har slumpats ut i varje ruta.

2.8.1.3 Samlingsprovtagning

Vid samlingsprovtagning slås ett antal stickprover samman och homogeniseras varpå ett mindre prov tas ut för analys. Samlingsprovet representerar en större jordvolym än enskilda prover tagna enligt en annan strategi skulle göra. Med samlingsprovtagning kan antalet analyser minskas vilket leder till reducerade analyskostnader. Samlingsprovtagning kombineras alltid med en annan provtagningsstrategi, exempelvis slumpartad provtagning. Ett vanligt syfte med samlingsprovtagning är att skatta medelvärdet av föroreningar inom området. För att samlingsprovet ska bli representativt krävs det att de prover som tas till samlingsprovet är av samma volym eller vikt och antalet delprover som tas till varje samlingsprov ska vara lika. En av fördelarna med samlingsprovtagning är att den till samma kostnad som en annan strategi kan återge medelhalten inom ett område med en högre precision eftersom underlaget blir mer representativt. En begränsning med samlingsprovtagning är att den minskar variansen i föroreningskoncentration. Blandning och homogenisering av samlingsprovet jämnar ut den skillnad som finns mellan de individuella proverna (Engelke et al. 2009).

2.8.2 Internationella provtagningsstrategier

2.8.2.1 Nederländerna – Provtagning i jordhögar

Lagstiftning om miljömässigt säker återanvändning av sekundära byggmaterial i Nederländerna har gjort det nödvändigt att komma på en provtagningsstrategi som kan ge en

bra skattning om föroreningsgraden. Det var nödvändigt att hitta en metod som på ett kostnadseffektivt sätt gör det möjligt att skilja mellan rena och förorenade jordmassor. I utredningen bestämdes det att medelvärde är det statistiska mått som man vill basera bedömningen av jordens kvalitet på. Detta bestämdes eftersom det motverkar kostsamma analyser av ett stort antal individuella prover. Eftersom förorenade jordar i de allra flesta fall är heterogena behövdes en strategi att ta fram ett representativt medelvärde för hela jordmassan, trots heterogeniteten. Detta skulle genomföras med ett stort antal delprover som läggs ihop till ett samlingsprov. Samlingsprover bestående av ett stort antal delprover visar på samma heterogenitet som hela jordmassan. Med detta konstaterat behövde följande frågor besvaras:

- Hur många delprover måste man ta från jordmassan för att samlingsprovet ska bli representativt för föroreningskoncentrationen i jordmassan?
- Är det möjligt att ta ett representativt analytiskt prov från ett så stort samlingsprov?

Endast en mycket liten del av jordmassan analyseras i laboratorium i form av samlingsprov. Det är därför viktigt att provtagning och förbehandling av proverna utförs på ett sätt som gör analysresultaten representativa för hela jordmassan. För att bedöma vikten av att prover är förbehandlade testades detta. Resultaten visade att variabiliteten i analysresultaten för prover som inte behandlas var mycket stor, något som i Nederländerna kallas för "casino-effekten". Detta innebär att chansen är liten att resultatet är en bra skattning av jordmassans verkliga medelvärde. Prover som torkats och malts innan behandling visade på en signifikant mindre variabilitet i resultat. Det finns således en god chans att endast en analys av ett samlingsprov ger en bra skattning av medelhalten i jordmassan (Lamé et al. 2004).

Resultaten från undersökningen om förbehandling av jordmassor användes för att utreda vilken provtagningsstrategi som är bäst lämpad för förorenade holländska jordar. I detta försök användes en databas med 2 570 analyserade jordmassor, som samlats in under fyra år från år 1995. Datormodeller byggdes upp för att testa olika provtagningsstrategier. Antalet delprover som testades varierade mellan 10-200 per samlingsprov. Resultaten visade på olika fördelningar i provtagningsresultat. Den metod med smalast fördelning i resultatet är den strategi som bäst kan ge en skattning av det verkliga medelvärdet av föroreningskoncentration i jordmassan. Den metod som gav bäst representativitet var att ta ett stort antal delprover som förs ihop till ett samlingsprov. Det konstaterades att två samlingsprover om vardera 50 delprover skulle vara tillräckligt för att ge en bra skattning av den verkliga medelhalten i jordmassan. En svag länk i modelleringsprocessen och den provtagningsstrategi som bedömdes som bäst är osäkerheten i den sanna variabiliteten som är i jordmassor. Därför testades den strategi som bedömts vara den mest lämpade strategin mot de 2 570 analysresultaten i databasen. Strategin med två förbehandlade samlingsprover á 50 delprover testades. Föroreningarnas fysiska natur visade sig ha en effekt på de två individuella provernas resultat. Skillnaden var minst för tungmetaller och något större för organiska föroreningar som exempelvis PAH (Lamé et al. 2004).

Som nästa steg i utredningen beräknades heterogeniteten matematiskt. En svårighet i denna beräkning är att mätosäkerheten i analyserna är okänd. För att kunna beräkna heterogeniteten fick antaganden göras om mätosäkerheten, 5-10 % för oorganiska ämnen och 5-20 % för organiska ämnen. Med detta antagande blev resultatet att denna provtagningsstrategi ger tillförlitliga resultat i 97-98 % av jordmassorna testade för oorganiska ämnen och 75-82 % för organiska ämnen. De ämnen som undersökningen baserats på förekommer ofta samtidigt i

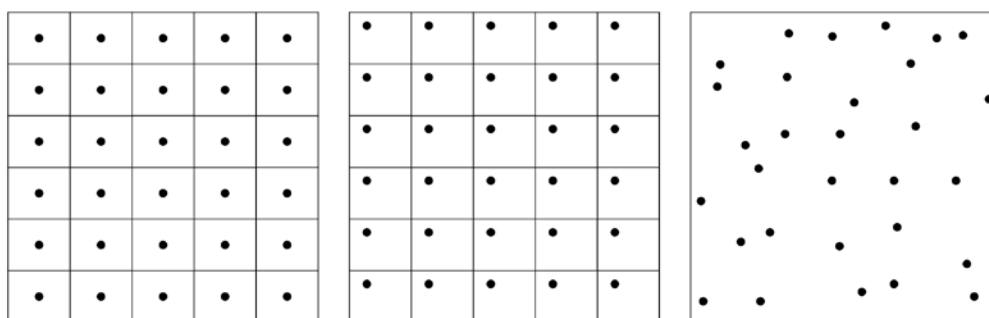
holländska förorenade jordar varför det bedömdes vara opraktiskt att särskilja mellan organiska och oorganiska ämnen i provtagningsstrategin. Strategin att testa två samlingsprover med vardera 50 delprover anses som helhet vara en tillräckligt bra strategi. I Nederländerna var det tidigare vanligt att använda strategin att ta två samlingsprover á sex delprover. Denna strategi jämfördes med strategin som testades i studien. Det konstaterades att säkerheten hos den tidigare strategin inte gick att jämföra med att ta två samlingsprover á 50 delprover. Strategin från studien är den som nu frekvent används i Nederländerna för provtagning i jordhögar (Lamé et al. 2004).

2.8.2.2 USA – Samlingsprov

I USA har man under en tid använt en metod som kallas Incremental Sampling Methodology (ISM) vilket översatt till svenska blir ungefär delprovtagningsmetodik. ISM är en metod för att statistiskt minska osäkerheten som förknippas med stickprovtagning (Columbia Analytical Services 2011). Ett stort problem som identifierats med stickprovtagning är den extrema skillnaden mellan massan av det prov som analyseras och massan hos målpopulationen i fält. Denna skillnad kan vara av magnituden ett till tio miljoner. Det gram av jord som analyseras i laboratoriet kan avgöra hur ett större geografiskt område ska klassificeras. En risk med stickprovtagning är att föroreningar kan missas (ITRC 2012). ISM har på senare tid fått ett ökat intresse eftersom det är en metod som, då den utförs på rätt sätt, kan minska osäkerheten i provtagning. Om osäkerheten minskar är provtagningsdata mer representativt för medelhalten av föroreningar inom ett valt område. Representativa data kan stärka beslutsfattandet på förorenade platser. Det var först inom försvarsmakten i USA som ISM började användas som metod vid åtgärd av markföroreningar vid militära skjutbanor. Det mellanstatliga rådet för reglerad teknologi (The Interstate Technology and Regulatory Council, ITRC) har utarbetat riktlinjer för hur ISM kan användas på förorenade platser. US EPA har införlivat ISM i metod 8330B (Columbia Analytical Services 2011). Dessa riktlinjer utkom i en omfattande rapport i februari 2012 (ITRC 2012) och ITRC håller även i internetbaserade föreläsningar i ämnet under år 2012.

ISM är designat för att statistiskt reducera eller eliminera den osäkerhet som finns kopplad till stickprovtagning. Osäkerheten från stickprovtagning härrör från heterogenitet i jordmaterialet. Att använda sig av ett samlingsprov med ett litet antal delprover bidrar till osäkerhet i resultatet såvida inte hela provet är homogent, vilket är ovanligt i fält. ISM skiljer sig från ”vanlig” samlingsprovtagning eftersom antalet delprover är mycket större och det sammanlagda antalet delprover kan sägas representera hela området. Detta medför att risken är mindre att föroreningar missas, jämfört med vanlig stickprovtagning. I praktiken då ISM tillämpas samlas 30-100 delprover av samma storlek (totalt 1-5 kg) in på ett opartiskt sätt från varje delområde (ITRC 2012). ITRC rekommenderar 30 delprover per samlingsprov i ISM. Färre än 30 delprover ger osäkerheter medan fler än 30 ökar säkerheten i statistiken försumbart. Hur många delprover som krävs beror på syftet med provtagningen och den säkerhet som man vill uppnå med resultaten (föreläsning ITRC 2012-05-08). De mönster som ITRC föreslår är en systematisk provtagning inom rutnätsmönster, slumpmässig provtagning inom rutnätsmönster och en enkel slumpmässig provtagning som genomförs utan rutnät, se figur 3. Det systematiska provtagningsmönstret inom rutnät är den metod som är enklast att tillämpa i fält och det ger en bra täckning av området. Den slumpmässiga metoden i rutmönster är mest statistiskt korrekt eftersom den är slumpmässig, dock kan den lämna vissa områden utan provpunkter. Ett antal replikat tas på samma sätt för att möjliggöra jämförelse av materialets homogenitet eller heterogenitet (ITRC 2012). ITRC rekommenderar tre replikat av prover för heterogena områden eftersom detta möjliggör beräkning av UCLM95%. Om förstudier har visat att området är homogent och det är troligt att halterna ligger en bra bit

under riktvärden kan det räcka att endast ta en serie av provpunkter. Ett sådant beslut bör vara förankrat hos myndigheter. Om området förväntas vara mycket heterogent kan fler replikat tas om det anses vara nödvändigt för att stärka beslutsfattande (föreläsning ITRC 2012-05-08).



Figur 3. Ritningarna visar de tre mönster som ITRC (2012) föreslår för provtagning enligt ISM-strategin. Från vänster är en systematisk provtagning i rutnätsmönster, i mitten är en slumpmässig systematisk provtagning i rutnätsmönster och längst till höger en enkel slumpmässig provtagning. I den slumpmässiga systematiska provtagningen har en första punkt slumpats ut och resterande rutors punkter har satts i samma läge.

Indelningen av ett förorenat område i delområden eller egenskapsområden är en kritisk aspekt till ISM och måste utredas i detalj och granskas innan fältarbetet påbörjas (Columbia Analytical Services 2011). Storleken på ett egenskapsområde är platsspecifikt och representerar den minsta volym jord som ett beslut ska fattas kring. När provtagningen genomförts ska materialet skickas till ett laboratorium. I laboratoriet förbehandlas proverna genom lufttorkning, skiktning och malning. Den insamlade jorden sprids ut och en liknande provtagning som i fält genomförs men på en betydligt mindre skala (10-30 gram). Detta prov analyseras sedan (ITRC 2012). Det finns andra sätt att ta ut den lilla mängd material som ska analyseras, exempelvis finns en apparat som kallas "rotary sectorial splitter". Den delar in provet i flera mindre prover som har samma kornstorleksfördelning och föroreningsinnehåll. Ett eller flera av dessa prover kan sedan analyseras i laboratoriet och analysresultaten kan sägas vara representativa för det egenskapsområde som har provtagits (föreläsning ITRC 2012-05-15).

ISM ger en heltäckande bild av föroreningarna i ett egenskapsområde men kan inte säga något om den rumsliga fördelningen av föroreningarna. Om den rumsliga fördelningen är viktig kan området delas in i flera mindre egenskapsområden (ITRC 2012). Fördelar med ISM jämfört med metoder baserade på enskilda prover är bland annat att ISM minskar analyskostnaderna eftersom färre analyser behöver göras. Metoden ger en förbättrad precision och en representativ bild av det förorenade området vilket ger ett effektivt beslutsfattande. Begränsningar med metoden är att man i planeringsskedet måste definiera egenskapsområden vilket kan vara svårt. Ännu har endast ett begränsat antal laboratorier möjligheten att genomföra det förarbete och analyser som krävs i ISM (Columbia Analytical Services 2011).

2.9 Fallstudier

Inom förorenade områden är koncentrationen av olika föroreningar ofta heterogen och lognormalfördelad (ITRC 2012, Norrman et al. 2009). Tre fallstudier från svenska projekt har granskats, där provtagning har skett i minst två omgångar för varje objekt. Analysdata från provtagningen i fält i de olika projekten har använts för jämförelsen av fördelningar och korrelationstest. Syftet med fallstudierna är att visa betydelsen av heterogenitet för föroreningskoncentrationer i provtagningspunkter som ligger i anslutning till varandra. Detta har gjorts genom en korrelationsplottning av koncentrationer för provpunkter som placerats ut

i närheten av varandra i fält. För att visa att fördelningen av föroreningskoncentrationer är liknande inom alla förorenade områden har en fördelningsplottning gjorts för varje studerat ämne. Nedan redovisas en utförlig presentation av en av fallstudierna. Resultaten från de andra två fallstudierna visar på överensstämmande resultat för fördelning och korrelation, varför de utelämnas från djupare beskrivning.

Jämförelsen har gjorts på ett anonymt sätt där ingen inblandad person, företag eller plats ska kunna identifieras. Jämförelsen av analysdata har gjorts i Microsoft Excel och ProUCL 4.1 som är US EPA:s program för statistisk bearbetning av analysdata. I Microsoft Excel användes Hållbar Sanerings beräkningsverktyg för statistisk dataanalys som finns att ladda ned gratis från Naturvårdsverkets hemsida (Naturvårdsverket 2011c). ProUCL 4.1 kan göra statistiska beräkningar för olika fördelningar medan Hållbar Sanerings modell endast kan analysera normal- och lognormalfördelade analysdata. Microsoft Excel användes även utan Hållbar Sanerings modell, för att göra enklare grafer och tabeller.

2.9.1 Slumpmässig provtagning och provtagning i schakthögar

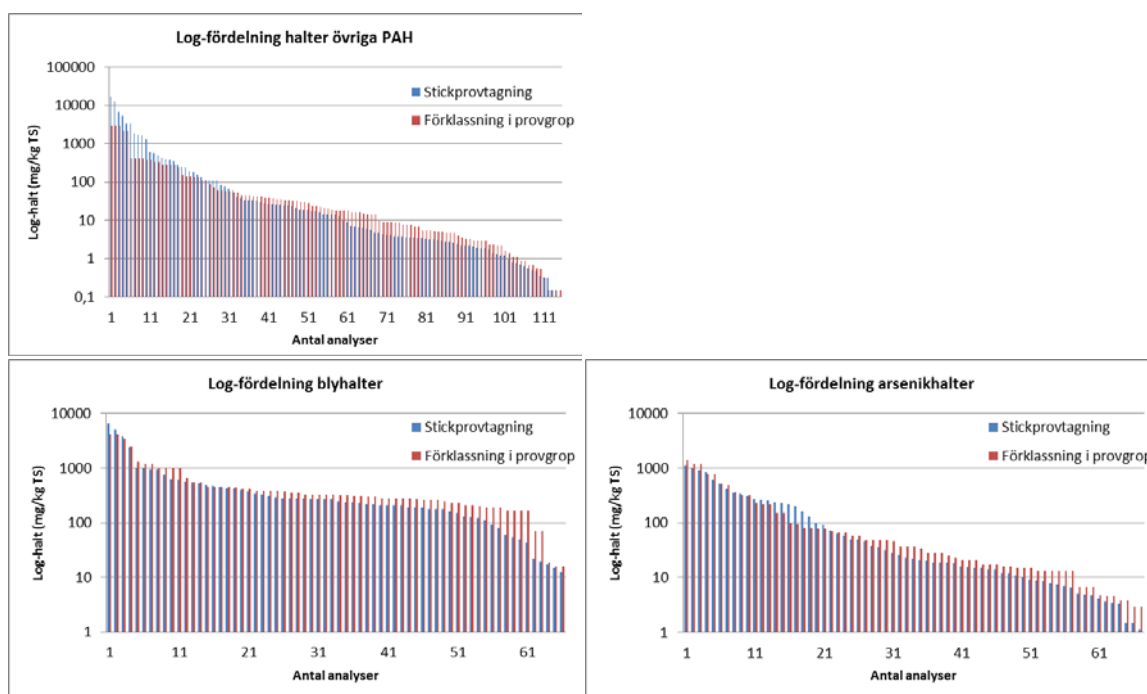
På en sjönära fastighet i de centrala delarna av en stad i Sverige har det funnits ett svavelkokeri under 1800-talet och ett gasverk under 1900-talets första hälft. På fastigheten byggdes sedan en skola som är i drift idag. Förstudie och huvudstudie av området har gjorts av ett konsultföretag som har tagit ett stort antal prover utspridda över hela fastigheten. Ytterligare ett konsultföretag kopplades till ärendet några år senare med en komplettering till huvudstudien. Fastigheten har delats in i ett antal delområden. I förstudien och huvudstudien hade flest provpunkter placerats ut i de västra delarna av fastigheten, inom området där gasklockan funnits och verksamheten bedrivits. Detta område, tillsammans med marken under skolan och strandområdet, bedömdes vara mest akuta att åtgärda. Marken under skolbyggnaden kommer att åtgärdas i samband med en framtida rivning av skolan.

Av rapporten för huvudstudien framgår inte vilken provtagningsstrategi som använts. Det går inte att se något tydligt mönster bland provpunkterna varför det kan antas att det är en slumpmässig strategi som valts, alternativt en riktad strategi där provpunkter valts ut utan något provtagningsmönster. Konsultföretaget som kopplades in för kompletteringen av huvudstudien har använt en systematisk slumpmässig provtagningsstrategi med rutnät. En punkt slumpades ut för provtagning i varje 20*20 metersruta där prover togs, under förutsättning att inte prover tagits där innan i för- och huvudstudierna. Undersökningarna gjordes för att bedöma föroreningssituationen i området och för att avgränsa föroreningarna.

Resultatet från provtagningarna har visat på höga halter av PAH-H, arsenik och bly. Dessa ämnen identifierades som styrande på den aktuella fastigheten. Andra föroreningar som kadmium, koppar, kvicksilver, zink, PAH-M, PAH-L och totalhalt cyanid och svavel förekom i förhöjda halter. Utbredningen av föroreningarna följer inget särskilt mönster utan föroreningarna är utspridda över hela fastigheten.

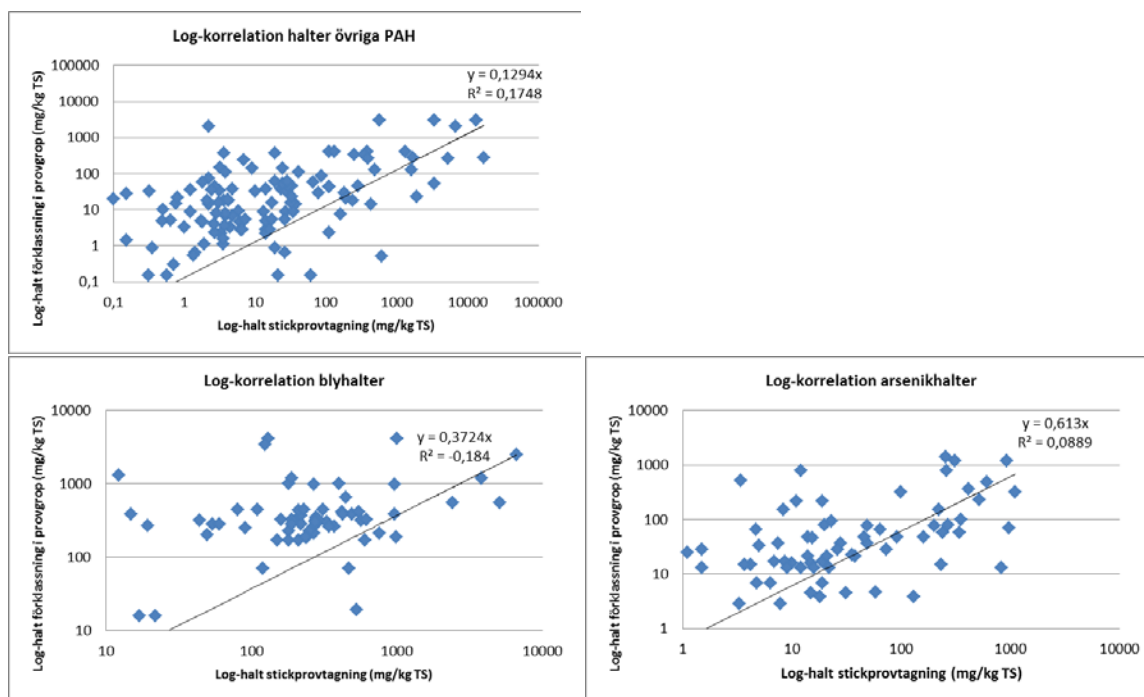
Fastigheten är nu sanerad men massorna under skolbyggnaden har inte åtgärdats. Saneringsarbetet genomfördes med en rutnätsteknik. De områden som var aktuella för sanering delades in i 10*10 m stora rutor och jordmassorna i varje ruta klassificerades var för sig för att kunna göra bedömningen om var avfallet skulle transporteras och vilken behandling det behövde. I mitten av varje 10*10 metersruta grävdes en hög upp och ett antal stickprover togs till ett samlingsprov från högen. Jordproverna analyserades på laboratorium och den aktuella rutan kunde klassificeras därefter.

En jämförelse har gjorts mellan analysvaren från för- och huvudstudien och analyserna som gjordes i samband med saneringen. Provtagningsplanen från för- och huvudstudien och ritningen med rutnätet lades på varandra och anpassades i skala för att kunna passa in vilka punkter som hörde till vilken ruta. De provtagningspunkter från för- och huvudstudien som omfattades av rutnätet vid saneringen användes i jämförelsen. Data samlades in från samtliga provtagningar för övriga PAH, bly och arsenik. Det fanns inte analysdata för PAH-H från alla provtagningar varför övriga PAH valdes istället. I Microsoft Excel ställdes data upp för provpunktens namn, rutans koordinater samt uppmätta halter av övriga PAH, bly och arsenik från dessa. Diagram plottades ämnesvis för fördelning och korrelation mellan de två provtagningsstrategierna. Diagram över fördelningen visas logaritmiskt i figur 4 nedan. Fördelningen av halterna kan sägas vara lika mellan de olika provtagningsstrategierna sett i området som helhet. I vissa provpunkter från för- och huvudstudien fattades det analysvar för bly och arsenik. Dessa punkter och tillhörande ruta uteslöts därför från jämförelsen av fördelningar. Staplarna i fördelningsdiagrammen för bly och arsenik är således färre än staplarna för övriga PAH.



Figur 4. Log-fördelning av halter övriga PAH, bly och arsenik i jordmassor från två provtagningar. Blå staplar visar fördelningen inom hela området med stickprovtagning och röda staplar visar fördelningen inom samma område med klassning av jord från provgröpar. Alla tre grafer visar att strategierna ger ungefär lika fördelning av uppmätta koncentrationer, det finns några staplar med höga värden och många med låga (lognormalfördelning).

För att undersöka om det finns någon korrelation mellan föroreningshalterna som uppmätts under för- och huvudstudien och förklassningen inför saneringsarbetet gjordes korrelationstest mellan metoderna. I figur 5 har analysresultaten av övriga PAH, bly och arsenik från stickprovtagningen i för- och huvudstudien plottats logaritmiskt mot analysresultaten från förklassningen av jorden inför saneringsarbetet. Punkterna i grafen motsvarar analysresultat från samma område, alltså delrutan och dess tillhörande provpunkt. I graferna finns trendlinjer utsatta från skärningen i nollpunkten för x- och y-axeln. Regressionen har beräknats i Microsoft Excel och visar att det inte för varken övriga PAH, bly eller arsenik föreligger någon korrelation mellan analysresultaten i punkterna för stickprovtagning och provgröparna. Att det inte finns någon korrelation kan även tolkas visuellt genom att titta på punkterna som



Figur 5. Plottar för korrelation mellan analysresultat från stickprovtagning och provtagning i provgropar inom samma delområde (ruta i rutnätet). R^2 -värdena i graferna visar att det inte finns någon korrelation mellan uppmätta föroreningshalter med de två olika provtagningsstrategierna i samma ruta i rutnätet.

inte ligger jämnt fördelade längs trendlinjen. Resultatet visar att det inom detta förorenade område kan finnas stora skillnader i föroreningskoncentration mellan olika provpunkter i samma delområde (ruta i rutnätet). Området är således heterogent ur föroreningssynpunkt.

I tabell 1 nedan finns en sammanställning av en rad statistiska mått. Microsoft Excel eller ProUCL 4.1 har använts för att ta fram värden för median, aritmetiskt medelvärde, 90-percentil, maxvärde, standardavvikelse och CV. Eftersom förorenade områden sällan är normalfördelade i föroreningskoncentration har ProUCL 4.1 använts för att ta fram statistik för andra fördelningar än normalfördelning. UCLM95%, typ av fördelning och medelvärde för lognormalfördelning är hämtat från ProUCL 4.1. Hållbar Sanerings beräkningsverktyg för statistisk dataanalys (Naturvårdsverket 2011c) har använts för att finna UCLM95% för lognormalfördelade data (UCLM95% Rosén i tabellen). Detta värde kan jämföras med UCLM95% ProUCL 4.1 i tabellen, som kan ha rekommenderat andra fördelningar än lognormal. I de fall där ProUCL 4.1 har angett lognormalfördelning och värdena är olika för UCLM95% ProUCL och UCLM95% Rosén kan det bero på att olika ekvationer har använts för beräkningen. Sammanställningen har gjorts för analysresultaten från stickprovtagningen och provgropsprovtagningen och är indelad efter övriga PAH, bly och arsenik.

Tabell 1 visar att området som helhet skulle klassas på samma sätt oberoende av provtagningsmetod och ämne om det beräknade aritmetiska medelvärdet avgör klassningen. Utfallet blir annorlunda om klassningen istället skulle göras utifrån UCLM95%. För övriga PAH överstiger analysresultaten gränsvärdena för FA i tre av fyra värden för UCLM95%. Övriga PAH har höga värden för CV, både vid stickprovtagningen och provtagningen i provgrop. Detta kommer från den stora variationen som finns i analysdata för övriga PAH. Båda strategierna gav ett fåtal mycket höga analysvärden vilket påverkar CV att bli högt.

Tabell 1. Sammanställning av statistiska mått från bearbetningen av analysdata från fastigheten i fallstudien. Längst ner i tabellen finns riktvärden för KM, MKM och FA för respektive parameter. Halter i mg/kg TS.

Övriga PAH	Stickprov	Provgrop	Bly	Stickprov	Provgrop	Arsenik	Stickprov	Provgrop
Median	14	18	Median	260	370	Median	22	28
Aritmetiskt medelvärde	535	176	Aritmetiskt medelvärde	554	632	Aritmetiskt medelvärde	140	119
Lognormal medelvärde	16	19	Lognormal medelvärde	245	338	Lognormal medelvärde	35	42
UCLM95% ProUCL	1414	428	UCLM95% ProUCL	1145	1025	UCLM95% ProUCL	272	228
UCLM95% Rosén	6311	1100	UCLM95% Rosén	1089	1005	UCLM95% Rosén	550	395
Max	17000	3000	Max	6610	4200	Max	1100	1400
90-percentil	538	330	90-percentil	960	1160	90-percentil	379	326
Standardavvikelse	2164	546	Standardavvikelse	1102	820	Standardavvikelse	247	236
Antal	115	115	Antal	66	115	Antal	67	115
CV	4,0	3,1	CV	2,0	1,3	CV	1,8	2,0
Fördelning ProUCL	Ingen	Lognormal	Fördelning ProUCL	Ingen	Ingen	Fördelning ProUCL	Ingen	Lognormal
KM	20		KM	50		KM	10	
MKM	40		MKM	400		MKM	25	
FA	1000		FA	2500		FA	1000	

När analysdata för övriga PAH fördes in i ProUCL 4.1 hittar inte programmet den fördelning som passar bäst och säger att data inte har en bestämd fördelning. Programmet föreslår det bästa UCLM95% för fördelningsfria data. Detta värde är 1 414 mg/kg TS för stickprovtagningen. Då analysdata från övriga PAH vid stickprovtagningen matas in i Hållbar Sanerings beräkningsverktyg för statistisk bearbetning föreslår den 6 311 mg/kg TS för UCLM95% för lognormalfördelade data. 1 414 mg/kg TS och 6 311 mg/kg TS ger samma klassning av massorna i avseende på övriga PAH, men skillnaden i värden är stor. Att skillnaden är så stor har att göra med de olika fördelningarna som antagits, lognormalfördelad i beräkningsverktyget i Microsoft Excel och fördelningsfritt i ProUCL 4.1. Detta ger olika förutsättningar för UCLM95%-värdena från fördelningarna. Koncentrationen av övriga PAH är mycket varierande. Med maxvärde på 17 000 mg/kg TS för stickprovtagningen och 3 000 mg/kg TS för provtagningen i provgropar kan det antas att det är ett antal punkter med höga värden som stötts på. Med sådana extrema variationer i analysdata blir det stora skillnader i UCLM95% beroende på vilken fördelning som antagits. UCLM95% representerar det värde som medelhalten inom området med 95 % säkerhet inte kommer att överstiga. Detta värde sätts högt eftersom variationerna i analysdata är mycket stora.

I ProUCL 4.1 finns statistik sammanställt där det kan utläsas vilket som är medelvärdet antaget att det är lognormalfördelade data som analyserats. Dessa värden står som "Lognormal medelvärde" i tabell 1. För samtliga provtagningsstrategier och ämnen är medelvärdet av lognormalfördelade data lägre än de beräknade aritmetiska medelvärdena. Särskilt tydligt blir det för övriga PAH där antagande om lognormalfördelning ger ett medelvärde som är cirka 30 gånger lägre än det beräknade aritmetiska medelvärdet. Det lognormalfördelade medelvärdet är inte lika känsligt för utstickande höga analysvärden som det beräknade aritmetiska medelvärdet är. Detta är orsaken till de genomgående lägre värdena för medelvärdet för lognormalfördelade data jämfört med det beräknade aritmetiska medelvärdet där utgångspunkten är normalfördelning.

2.10 Fastigheten för provtagning

På fastigheten där de olika provtagningsstrategierna testades har det bedrivits industriell verksamhet under lång tid. Under tidigt 1900-tal och fram till 1930-talet fanns en tändsticksfabrik på platsen. Efter att denna verksamhet avslutades har det funnits bilskrot, fordonsverkstäder, mekaniska verkstäder och ytbehandling med kromatering med mera på fastigheten. I början av 2000-talet revs fabriksbyggnaderna. Innan saneringsarbetet påbörjades i slutet av år 2011 har fastigheten använts för parkering, upplag av snö och tippning av diverse avfall. Miljöförvaltningen i staden har gjort en inventering av fastigheten och placerat den i riskklass 2 enligt MIFO.

År 2000 genomförde ett konsultföretag en översiktlig markmiljöundersökning av fastigheten och året därpå gjordes en fördjupad undersökning. Syftet med den översiktliga markmiljöundersökningen var att utreda förekomst och omfattning av eventuella föroreningar på fastigheten. Den fördjupade markmiljöundersökningen som gjordes år 2001 hade syftet att förtäta provtagningen. I den översiktliga markmiljöundersökningen grävdes ett antal provgropar och skruvborrningar gjordes i området för att kartlägga föroreningarna. Provpunkternas placering i den översiktliga markmiljöundersökningen baserades på gamla flygfotografier, äldre bygglov och andra uppgifter och kan sägas vara riktad. Några punkter sattes längs den närliggande järnvägen för att kunna upptäcka eventuella dumpningsplatser. Övriga punkter sattes med jämna intervall över hela området. Miljöförvaltningen kontaktades för diskussion av provpunkternas placering och omfattning av analyser. Samlingsprover togs från olika nivåer och material vid varje punkt. Analyssvaren visade att det finns förhöjda halter av metaller spridda över hela fastigheten. I den fördjupade undersökningen valdes provpunkterna utifrån resultatet av den översiktliga undersökningen samt kunskaper om placeringen av kommande schakter inom fastigheten. De båda undersökningarna omfattar tillsammans 40 provpunkter. Totalt analyserades 28 prover. De föroreningar som påträffats i fyllnadsmassorna tros komma från fyllningen i sig men också från de verksamheter som bedrivits. Tungmetaller som bly, zink och koppar i fyllnadsmassorna överskrider Naturvårdsverkets riktvärde för MKM (tabell 2 i bilaga 1).

2.11 Provtagning i fält

Under fyra dagar i mars och april 2012 testades fyra olika provtagningsstrategier på fastigheten som beskrivits ovan. En del av fastigheten, 20*20 m, hade valts ut som objekt för test av strategierna. I övriga delar av fastigheten var saneringsarbetet avslutat eller pågående. Enligt tidigare utförda provtagningar är föroreningarna utspridda över hela fastigheten och det finns inget föroreningsmönster. Det kan därför antas att rutan om 20*20 m har en fördelning av föroreningar som är representativ för hela området.

Skanska ska bygga bostäder, kontorslokaler och parkeringsgarage på fastigheten och hade reserverat en bit av fastigheten för testet av provtagningsstrategierna. Carlbergs sköter saneringsarbetet med schaktning. De kunde med grävmaskinerna på plats hjälpa till att skrapa av den 20*20 m stora rutan och senare även gräva fyra schaktgropar inför test av en provtagningsstrategi (samlingsprovtagning i schakthögar).

2.11.1 Förberedelser

En 20*20 m stor ruta markerades ut och ytan skrapades av för att avlägsna det ytmaterial som fanns på platsen. Figur 6 visar översiktsbilder över området. Då ytan hade skrapats av kunde ett rutnät om 100 rutor mätas ut, med sidan 2*2 m. Mätningen gjordes med ett långt måttband och tumstock och blev approximativ. För en exakt utmätning av 2*2 metersrutorna hade

avancerad mätutrustning behövs. Ett av syftena bakom provtagningen i fält var att metoderna ska vara användbara och applicerbara, med instrument som finns nära till hands. 20*20 metersrutan var inte helt fyrkantig, vilket tillsammans med den mänskliga faktorn vid utmätningen gav ett rutnät som inte var helt rakt och exakt. De hundra rutorna om 2*2 m markerades ut i hörnen med sprayfärg, se figur 6. Fyra provtagningsstrategier skulle testas i fält och jämföras mot en noggrann undersökning av 20*20 metersrutan i form av 100 enskilda prover som ska representera en god skattning av den verkliga medelhalten inom rutan. De fyra provtagningsstrategierna var:

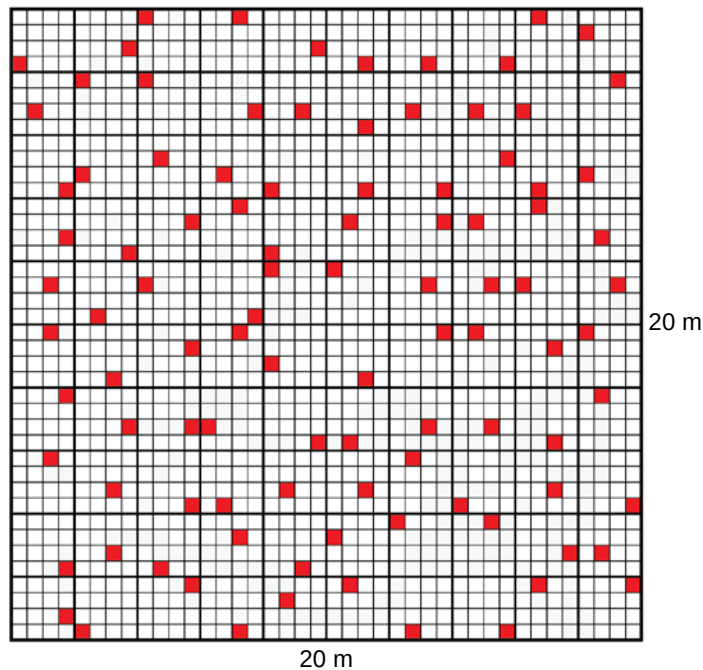
- Stegvis samlingsprovtagning (SSP) som baseras på ISM
- Systematisk provtagning
- Slumpartad provtagning
- Samlingsprovtagning i schakthögar



Figur 6. Översiktsbilder över 20*20 metersrutan. Vänster bild är tagen sett från rutans sydöstra hörn. Den högra bilden är tagen sett från det sydvästra hörnet, mot den östra delen av området.

2.11.2 100 enskilda prover

Innan de fyra utvalda strategierna testades skulle en första provtagning av alla 100 rutorna ske. Detta gjordes för att få en bra bas att jämföra de andra strategierna mot. Att ta 100 enskilda prover på en 20*20 m stor ruta är en ovanligt utförlig provtagning. Resultatet från analyserna av dessa prover kan sägas ge en bra bild över hur föroreningsituationen ser ut inom rutan. Med analysosäkerheter från laboratoriet kan resultaten visa cirka 20 % fel. De 100 rutorna hade var och en delats in i 16 mindre rutor om 0,5*0,5 m och namngetts enligt ett koordinatsystem, se figur 1 i bilaga 3. Exempelvis ruta A1 är högst upp i det vänstra hörnet och i den rutan finns mindre rutor numrerade 1-16. En slumpmässigt utplacerad punkt i 2*2 metersrutan gav exempelvis provpunkten A1:13. Det var således i denna 0,5*0,5 metersruta med namnet A1:13 som provtagningen skulle ske i ruta A1. Punkter slumpades ut med hjälp av en internetbaserad slumpgenerator i varje 2*2-metersruta som figur 7 visar. Provpunkterna är markerade med rött i provtagningsplanen. Vid varje provpunkt togs en mängd jord till en hink där materialet blandades runt med en spade. Härifrån mättades 0,3 liter jord upp och lades till samlingsprovet i en balja. I måttet skulle så lite sten som möjligt finnas med. Jord togs även från hinken till en provpåse som märkts upp med 2*2 meterrutans koordinater, exempelvis A1:13. För samtliga provtagningspunkter och provbeteckningar, se figur 1 i bilaga 3. Figur 8 visar två provpunkter med tillhörande provpåsar. Samma metod upprepades för resterande 99 rutor enligt figur 7.



Figur 7. Provtagningsplan för 100 enskilda provpunkter som slumpats ut i varje delruta i 20*20 metersrutan.

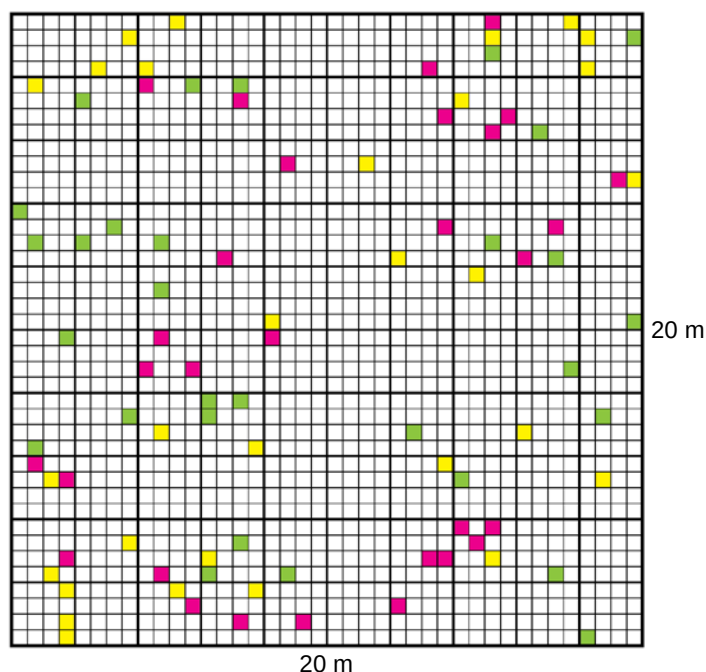
När alla rutor provtagits blandades samlingsprovet runt för hand under en kort stund i en cementblandare. Cirka tio skedar med jord togs sedan från olika punkter och djup i blandaren och lades i en provpåse. Sedan startades cementblandaren som homogeniserade materialet ytterligare under en timme. Efter denna homogenisering togs cirka tio skedar jord från olika punkter och djup i blandaren och lades till ett samlingsprov i en provpåse. Till analys på laboratorium skickades de 100 enskilda proverna samt två samlingsprover, ett prov från den enklare homogeniseringen och ett prov efter homogenisering i cementblandaren. Båda samlingsproverna skickades för analys för att se om det finns en skillnad i koncentrationer mellan en enklare homogenisering och homogenisering i cementblandaren. Om en skillnad finns kan det antas att den bästa skattningen av den verkliga medelhalten är föroreningshalterna i jorden efter homogenisering i cementblandaren.



Figur 8. Foton från provtagningen av 100 enskilda prover. Den vänstra bilden visar en punkt där det fanns en del tegel och skrot. Provpunkten i den högra bilden låg som bilden visar inom ett område med flera färgskiftningar i materialet.

2.11.3 SSP

En variant av ISM-strategin, här kallad stegvis samlingsprovtagning, SSP, genomfördes i tre omgångar med 30 prover i varje omgång. ITRC rekommenderar att man ska ta minst 30 prover i tre omgångar för att provtagningen enligt ISM ska ge resultat som är så nära den verkliga medelhalten som möjligt. Denna regel gäller för varje egenskapsområde man planerar att provta och 20*20 metersrutan är ett exempel på ett sådant område. ISM kan genomföras på tre olika sätt; slumpmässigt inom egenskapsområdet, systematiskt slumpmässigt inom rutmönster eller systematiskt inom rutmönster. I detta försök testades SSP med det slumpmässiga angreppssättet. 30 punkter slumpades ut av en internetbaserad slumpgenerator i tre omgångar på samma rutmönster som användes till de 100 enskilda proverna. Provpunkterna för de tre serierna i SSP är markerade med olika färger i figur 9. Punkterna i serie A är rosa, serie B är gröna och serie C är gula. En serie i taget genomfördes. Vid varje provpunkt togs en lika stor mängd jord som sedan lades i en balja. Detta måttades upp med en glasburk som rymmer ungefär 0,2-0,3 liter. Då alla 30 punkter provtagits i en serie blandades jorden i baljan runt med en trädgårdsspade som en enklare första homogenisering. Tolv skedar i mönster 3*4 (figur 10) togs till ett samlingsprov. Jorden lades sedan i cementblandaren för en omfattande homogenisering. Serie A homogeniserades i en timme vilket resulterade i små hårda kulor av jord och lera, se figur 10. Återstående två homogeniseringar, av serie B och C, gjordes under tio minuter med inblandning av lite stenar för att undvika klumpbildning. Efter homogeniseringen i cementblandaren togs ett antal skedar med jord från olika lokalisering i blandaren till ett samlingsprov i en provpåse. Materialet hålles sedan ut i baljan och tolv skedar jord togs i samma mönster som i första samlingsprovet, som 3*4 delprover (figur 10).



Figur 9. Provtagningsplan för SSP med slumpmässigt angreppssätt. Provpunkterna i serie A är markerade med rosa, serie B är gröna och serie C är gula.

För att kunna se om det finns skillnader i analysresultat mellan olika homogeniseringsmetoder togs samlingsprover både från en enklare homogenisering med trädgårdsspade och från materialet då det hade homogeniserats mekaniskt i cementblandare.



Figur 10. Bilden längst till vänster visar cementblandaren som användes för homogenisering av jordmaterialet. Bilden i mitten visar de hårda kulorna som bildades under timmen som homogeniseringen av serie A pågick. Längst till höger visas provtagningen i baljan efter homogenisering i cementblandare, med 3*4 delprover till ett samlingsprov.

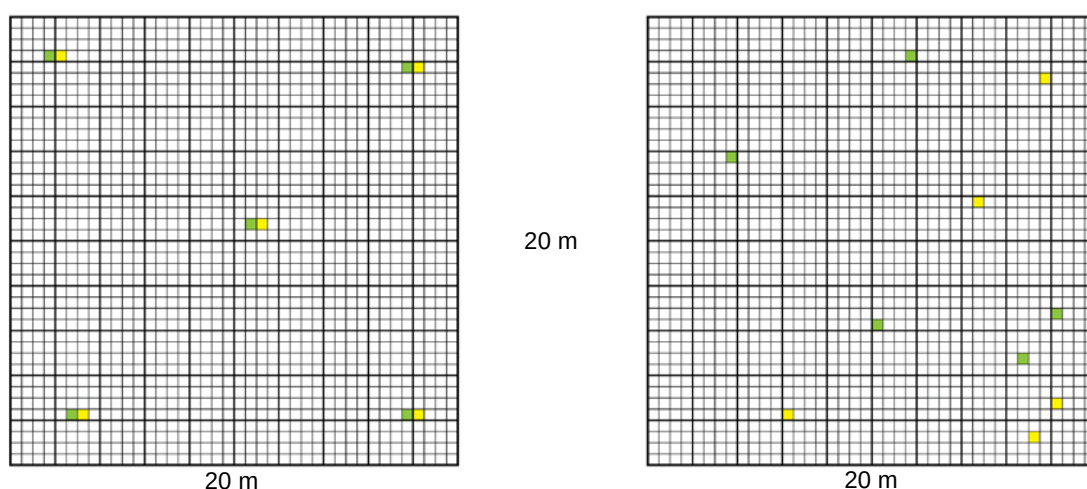
Då serie A avslutats upprepades samma procedur för punkterna i serie B och C. Skillnad i förfarandet från serie A mot serie B och C var att homogeniseringen i cementblandaren pågick under tio minuter för serie B och C. Från SSP skickades totalt nio prover in för analys, med tre prover från varje serie:

- Efter enklare homogenisering med trädgårdsspade i baljan, innan homogenisering i cementblandaren. Prover tagna i mönster med 3*4 delprover
- Efter homogenisering i cementblandare, ett antal delprover från cementblandaren togs till ett samlingsprov. Utfördes med sked från ett antal utspridda punkter och djup i blandaren
- Efter homogenisering i cementblandaren och materialet har hållts ut i baljan igen, prover tagna i mönster 3*4 delprover (figur 10)

Metoden SSP utfördes inte exakt i enlighet med ISM-strategin som den beskrivs av ITRC (2012). En speciell provtagningsutrustning med cylinderformade rör som samlar upp materialet ska enligt ITRC (2012) användas för att ta proverna. Materialet ska sedan torkas, malas och siktas till <2 mm. Detta kan göras antingen i fält eller i ett laboratorium som klarar av kriterierna i ISM-strategin. Materialet hålls ut på en platta och sprids ut jämnt. Ett samlingsprov ska sedan tas med ett speciellt instrument, en sked med kanter och rak botten, för att få med material från hela djupet. Om det finns tillgång till en apparat som delar upp provet (exempelvis rotary sectorial splitter) kan den användas för att ta samlingsprovet för analys. De instrument som används för provtagningen i fält enligt ISM är ovanliga i Sverige och laboratoriet använder inte den strategi som krävs för att på ett fullgott sätt tillämpa ISM-strategin.

2.11.4 Konventionell rutnätsprovtagning

Den andra provtagningsstrategin som testades var en typ av systematisk provtagning där fem provpunkter placerades ut i den 20*20 m stora rutan. Punkter placerades ut i varje hörn av rutan och en punkt sattes i mitten. Detta är en vanlig provtagningsstrategi inom förorenade områden. Metoden testades en andra gång med punkter satta i en delruta med arean 0,5*0,5 m åt höger om de första punkterna, se figur 11. Vid varje punkt togs ett enskilt prov till en provpåse och en bestämd mängd jord lades till ett samlingsprov i en hink. Mängden mättades med en lika stor glasburk som vid SSP. Detta förfarande genomfördes i två omgångar med de gröna punkterna först och de gula sist, se figur 11. Samlingsprovet blandades runt med en trädgårdsspade och ett prov togs till provpåsen. Den andra omgången i den systematiska provtagningen utfördes på samma sätt som första omgången. Till analys skickades de två samlingsproverna samt de enskilda proverna från den första omgången. Figur 12 visar foton tagna under den konventionella rutnätsprovtagningen, där provpåsarerna visar hur stort avståndet var mellan provpunkterna.



Figur 11. Provtagningsplaner för konventionell rutnätsprovtagning (vänster ritning) och slumpartad provtagning (höger ritning) med utgångspunkt i den ursprungliga provtagningsplanen för de 100 enskilda proverna. De gröna punkterna visar den första omgångens provpunkter och de gula är andra omgångens provpunkter.



Figur 12. Den vänstra bilden visar det sydvästra hörnet i 20*20 metersrutan där provpåsarerna från den konventionella rutnätsprovtagningen ligger. Bilden till höger visar provpunkterna i den nordöstra delen av rutan, där färgskiftningarna i materialet var tydliga. Provpåsarerna markerar provpunkternas lägen.

2.11.5 Slumpartad provtagning

Den slumpartade provtagningen genomfördes i två omgångar med fem slumpade punkter i varje omgång. Punkterna slumpades ut på provtagningsplanen med hjälp av en internetbaserad slumpgenerator. Enskilda prover togs vid varje punkt enligt figur 11, en omgång i taget. Den första omgången är markerad med grönt och den andra omgången med gult på provtagningsplanen. Totalt tio enskilda prover skickades för analys från den slumpartade provtagningen. Figur 13 visar foton av två punkter som provtogs under den slumpartade provtagningen.



Figur 13. Fotot till vänster visar en provpunkt i den slumpartade provtagningsstrategin. Materialet i området skiftade i färg och det var tydligt utfyllt med bland annat slagg. Bilden till höger visar den slumpmässiga placeringen av en provpunkt invid en rutten träkonstruktion.

2.11.6 Samlingsprovtagning i schakthögar

Som sista strategi skulle samlingsprover tas i fyra uppgrävda schakthögar. Rutan om 20*20 m delades in i fyra mindre rutor med sidorna 10*10 m. Centralt i varje 10*10 metersruta grävde en grävare från Carlbergs upp en schakthög som lades på sidan om schaktgropen, se figur 14. Under fyllnadsmaterialet i området finns naturlig lera som kan antas vara opåverkad. Grävaren skulle gräva ner till naturlig lera. En del lera kom med från schaktbotten till högar. Från schakthögarna skulle ett stort antal stickprover tas till en hink för att sedan homogeniseras med trädgårdsspaden. Proverna togs med en trädgårdsspade. Ingen naturlig lera togs med till proverna. Ett samlingsprov togs sedan efter omrörning i hinken och lades i en provpåse. Arbetsgången upprepades för resterande tre schakthögar. Totalt skickades fyra prover för analys från samlingsprovtagningen i schakthögarna.



Figur 14. Den vänstra bilden visar uppgrävningen av en av schakthögarna som skulle provtas. Bilden till höger visar de fyra uppgrävda schakthögarna. Antalet stakkäppar (1-4 st) i varje schakthög visar högens identitet.

3 Resultat

3.1 Frågor till personer på avfallsanläggningar och tillsynsmyndigheter

Ett antal frågor har ställts till ett urval av anläggningar som tar emot förorenade jordar och till deras tillsynsmyndighet (länsstyrelse eller kommun). Anläggningarna skiljer sig något åt i verksamhet och ägare. Vissa har möjlighet att behandla och deponera förorenade massor medan andra endast kan deponera. Undersökningen omfattar även en anläggning som enbart behandlar massorna. Anläggningarna är både kommunalt ägda och privata. Frågorna besvarades anonymt, varför inga personer, anläggningar eller myndigheter nämns med namn i följande text. Nedan följer en sammanfattning av hur anläggningarna svarade på frågorna. Frågorna som ställdes var följande:

1. Tar anläggningen emot/har tillstånd att ta emot förorenade jordar/massor?
2. Hur stora mängder tas emot varje år?
3. Finns det några haltkriterier som anläggningen måste ta hänsyn till?
 - a. Gränser för FA och IFA?
 - b. Särskilda gränser för några ämnesgrupper som anges i tillståndet?
4. Hur hanterar man föroreningar som det inte finns riktvärden för/är reglerade i tillstånd?
5. Vilket underlag använder man för att bedöma om de förorenade massorna klarar anläggningens haltkriterier?
 - a. Vilka statistiska mått använder man för att jämföra massornas föroreningshalter med anläggningens kriterier? (medel, median, max, enhetsvolym med mera)
 - b. Vem tar fram underlaget och vem gör bedömningen om avfallet är OK?
 - c. Sker någon form av kvalitetssäkring?
 - d. Tar man egna prover på anläggningen?
 - e. Hur hanterar man enstaka höga analysvärden?
 - f. Tar man hänsyn till samverkanseffekter?

Samtliga anläggningar har tillstånd att ta emot förorenade jordar och massor. Hur stora mängder som man får ta emot årligen styrs av anläggningens tillstånd och varierar mellan de tillfrågade anläggningarna. Den anläggning som tog emot minst förorenade massor tog emot 77 000 ton år 2011 även om tillståndet tillåter större mängder. En anläggning som enbart tar emot massor för behandling och mellanlagring är den största av de undersökta anläggningarna. Anläggningen har tillstånd att ta emot 275 000 ton för behandling och 125 000 ton för mellanlagring, men så stora mängder tas inte emot. Kontaktpersonen på den anläggningen angav 225 000 ton för ett år vilket var en totalsiffra för mellanlagring och behandling. Anläggningarna måste ta hänsyn till gränser som finns för när avfall klassas som FA och IFA. För anläggningarna som tar emot massor klassade som MKM gäller gränsvärden för det. Massor som har analysvärden som överskrider gränsvärde för FA måste behandlas innan de får deponeras på deponi för FA. Anläggningar som inte har möjlighet att själva behandla sådana massor transporterar massorna till en annan anläggning för behandling. FA likväl som inert avfall måste klara lakteter för att få deponeras. Detta görs på anläggningarna och tar några veckor att genomföra. Om avfallet inte klarar laktesterna ska det behandlas innan nya lakteter kan genomföras på nytt. Detta styrs av NFS 2004:10. Det är viktigt att massorna av FA klarar laktesterna eftersom lakvattnet från deponin också måste klara vissa haltkriterier. Vilka haltkriterierna är varierar mellan anläggningar och finns reglerat i tillståndet.

På frågan om hur man hanterar massor som innehåller ämnen som det inte finns haltkriterier för varierade svaren. Flera anläggningar svarade att de i sådana fall kontakter tillsynsmyndigheten för diskussion om hur man ska gå till väga. Det är också vanligt att titta på utländska gränsvärden. Om det inte finns rikt- eller gränsvärden för hur vissa ämnen ska klassificeras menar man på en anläggning att det är lämpligt att kolla i anläggningens utsläppskrav. Det är viktigt att man inte överskrider satta gränsvärden för lakvattnet. En kontaktperson resonerar kring vad avfallslämnaren kommer att göra med avfallet om denne inte får lämna det på anläggningen. Ännu en aspekt att ta hänsyn till är ekonomi. Det är en inkomstkälla för avfallsanläggningarna att ta emot avfallet, man vill inte gärna neka potentiella kunder att lämna sitt avfall.

När det gäller underlaget som avfallet bedöms utifrån använder de olika anläggningarna sig av olika kriterier. De flesta anläggningar tittar efter maxvärde på de analyserade parametrarna och bedömer avfallet utifrån detta. I ett sådant fall räcker det att ett analyserat ämne överskrider gränsvärden för exempelvis FA för att massan som helhet ska klassas som FA. Vissa anläggningar tittar på medelvärde från de analyserade parametrarna. Även om det finns utstickande höga värden kan man ändå klassa massorna efter medelvärdet enligt kontaktpersonen på en behandlingsanläggning (ej deponi). Avfallslämnaren ska lämna en karaktärisering av det avfall som lämnas. Personal på avfallsanläggningen ska sedan granska och bedöma karaktäriseringen och om det är nödvändigt även genomföra provtagning för verifiering. En anläggning svarade att man förutom karaktäriseringen och analysprotokoll även tittar på vilken typ av verksamhet som de förorenade massorna kommer från. Den typ av verksamhet som pågått på en plats ger typiska föroreningar i den jord som grävts bort från platsen. Gemensamt för samtliga anläggningar är att alla genomför provtagning i olika intervall på jordmassor som kommer in. I majoriteten av fallen stämmer den karaktärisering som avfallslämnaren gjort på materialet. Om resultaten skiljer sig leder det ofta till en nedklassning av massorna, på grund av att föroreningarna spätts ut vid schaktningen.

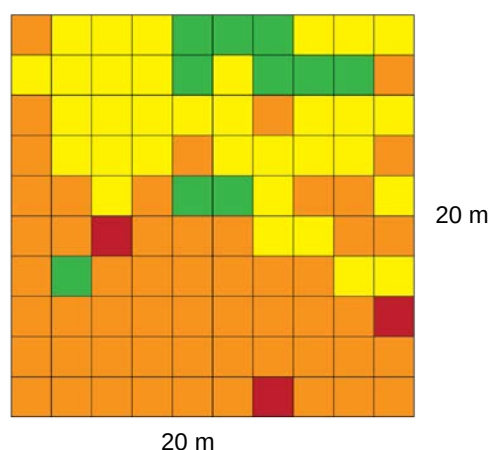
På frågan om hur man hanterar enstaka analysvärden som ligger strax under gränsvärden för exempelvis FA hade anläggningarna och tillsynsmyndigheterna olika svar. Vissa av anläggningarna tillämpar Avfall Sveriges bedömningsgrunder för förorenade massor (Avfall Sverige 2007). Man kan använda en ekvation (bilaga 2) till hjälp för att bedöma om de enstaka höga värdena gör att hela jordmassan borde klassificeras som FA. Vissa anläggningar bortser från höga analysvärden om dessa kan antas komma från en hotspot. I detta fall anser man att inte de enstaka höga värdena kan sägas vara representativa för hela jordmassan. Om det finns ämnen vars analysvärden överskrider gränsvärden för FA klassas massan därefter och måste behandlas innan deponering. En annan anläggning tar nya prover på inkomna massor om det finns enstaka höga värden, då det finns misstankar att koncentrationerna är lägre. Ofta är proverna tagna innan påbörjat saneringsarbete och koncentrationerna av föroreningar är ofta lägre i de uppgrävda jordmassorna, på grund av utspädning. En riskbedömning görs vid vissa höga värden, exempelvis cyanid som är ett hälsoskadligt ämne. En av anläggningarna är noga med att hotspots skiljs ut från övrig jord. Om en hotspot har medelvärde över FA ska denna skiljas ut och deponeras för sig. Man vill inte blanda IFA med FA. En av anläggningarna kommunicerar med avfallskunden i de fall då massor ska tas emot från saneringar. Om provtagning sker med 10*10 metersrutor sker klassificeringen allt efter som saneringen pågår och massorna kan skickas till rätt del av anläggningen direkt. Detta ger en slags uppdelning, att olika typer av avfall inte blandas ihop, exempelvis hotspots med andra föroreningar.

3.2 Resultat från test av provtagningsstrategier

ALS Scandinavia AB i Luleå analyserade de totalt 132 jordprover som skickades för analys efter utförd provtagning. I bilaga 3 finns förklaringar till provbeteckningar från fältprovtagningen samt en provtagningsplan med provpunkterna och deras koordinater utmarkerade. I bilaga 4 finns samtliga analys svar från analysen som kallas MS-1. Metallerna arsenik, barium, krom, koppar, nickel, bly och zink har valts ut för närmare undersökning i statistiska test. Metallerna som valdes bort (kadmium, kobolt, kvicksilver och vanadin) hade antingen genomgående låga halter eller visade på liten variation i halter. Dessa metaller bedömdes inte vara styrande för föroreningssituationen på den aktuella fastigheten och prioriterades därför bort.

3.2.1 100 enskilda prover

Varje 2*2 metersruta har klassats utifrån analysresultatet av den provtagna delrutan om 0,5*0,5 m, se figur 15. Det ska nämnas att den verkliga medelhalten inom varje 2*2 metersruta kan skilja sig från den uppmätta halten eftersom det i heterogena massor finns stora variationer i halter även på mycket små avstånd. Genom att analysera 100 enskilda prover inom en area på 20*20 m finns ett mycket stort underlag för att bestämma den verkliga medelhalten med hög säkerhet. Naturvårdsverkets riktvärden för KM och MKM samt Avfall



Figur 15. Totalklassning av 2*2 metersrutorna i 20*20 metersrutan som provtogs. Klassningen är gjord efter den metall eller de metallerna med högst klassning. Grön färg visar delrutor som klassats som rena (<KM), gula rutor har värden mellan KM och MKM, orangea rutor har värden mellan MKM och FA och röda rutor >FA.

Sveriges rekommenderade gränsvärden för FA (se bilaga 1 för riktvärden för KM, MKM och FA) har använts för att klassa varje prov. Klassificeringen av varje 2*2 metersruta styrdes av den eller de metallerna med högst klassning. Rutan färgades antingen grön (<KM), gul (KM-MKM), orange (MKM-FA) eller röd (>FA). Om exempelvis zink och koppar förekom i halter >MKM färgades rutan orange, även om andra metaller gav lägre klassningar. Figur 15 visar att det finns en tendens att den övre delen av området klassas lägre än den nedre delen. Vissa rutor som ligger invid varandra har fått helt olika klassning, exempelvis den röda rutan (>FA) som ligger högst upp av de tre röda rutorna, ligger precis i närheten av en ruta som klassats som <KM. Detta visar tydligt på hur stora variationer i föroreningshalter det finns inom ett litet område.

Tabell 2 visar en sammanställning för de 100 enskilda proverna som kan sägas representera den verkliga medelhalten inom området. Min- och maxvärden visar de lägsta respektive högsta analysresultaten för varje metall. 90-percentilen visar värdet som 90 % av analys svaren understeg. CV är variationskoefficienten, vilket är ett mått på hur stor variation som finns i data. Om CV är större än ett innebär det att det finns betydande variationer i data och ju högre CV är desto större är variationen. Standardavvikelsen visar hur mycket analysvärdena från respektive metall avviker från medelvärdet, en hög standardavvikelse innebär stor avvikelse. Beräknat aritmetiskt medelvärde är medelvärdet som beräknats utifrån de enskilda analysvärdena och baseras på ett antagande om normalfördelade data. Eftersom föroreningshalter inom ett förorenat område sällan är normalfördelade har medelvärde baserat på antagande om lognormalfördelning tagits med i tabellen. Det lognormalfördelade

medelvärde understiger genomgående det beräknade aritmetiska medelvärdet för samtliga metaller. I tabellen finns även analysresultaten för samlingsprovet som togs för de hundra enskilda proverna. Det beräknade aritmetiska medelvärdet är högre än analysvärdet från samlingsprovet för alla metaller utom barium och nickel. Detta kan tolkas som att det beräknade aritmetiska medelvärdet är en överskattning av den verkliga medelhalten. Medelvärde med antagande om lognormalfördelade data kan tolkas som att det genomgående underskattar den verkliga medelhalten, eftersom dessa data understiger samlingsprovernas analysresultat för alla metaller. En tänkbar uppskattning av det den verkliga medelhalten skulle kunna vara medelvärdet av det beräknade aritmetiska och lognormalfördelade medelvärdet. Dessa värden presenteras som "verklig medelhalt" i tabellen. UCLM95% har beräknats med dataprogrammet ProUCL 4.1. Programmet kunde inte hitta en bestämd fördelning i data varför UCLM95% är taget från det rekommenderade värdet från fördelningsfria data. UCLM95% är ett medelvärde som med 95 % säkerhet inte överstigs inom området.

Tabell 2. Sammanställning av resultaten från stickprovtagningen av 100 enskilda punkter i 20*20 metersrutan. I tabellen finns även resultatet från samlingsprovet som togs från de 100 punkterna. Den verkliga medelhalten i rutan har beräknats som ett medelvärde av det beräknade aritmetiska medelvärdet för de 100 enskilda proverna och det beräknade lognormalfördelade medelvärdet. De olika färgmarkeringarna i tabellen visar vilken klassning som de statistiska måtten skulle ge rutan. Grön är <KM, gul är KM-MKM, orange är MKM-FA och röd är >FA. Halter i mg/kg TS.

Stickprovtagning, 100 enskilda prover	As	Ba	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Min	0,25	39,2	3,71	20,7	5,59	21,5	120
Median	9	182	29	118	25	138	429
90-percentil	42	677	96	599	109	663	1373
Max	106	1750	363	2240	374	2740	2880
CV	1,2	1,0	1,0	1,4	1,2	1,3	0,8
Standardavvikelse	20	345	50	388	56	370	554
Beräknat aritmetiskt medelvärde	17	336	49	282	45	287	657
Beräknat medelvärde lognormalfördelning	9	234	34	132	29	165	478
Analysresultat samlingsprov 100 enskilda prover	11,8	363	42,4	253	45,9	185	559
"Verklig medelhalt"	13	285	41	207	37	226	567
UCLM95% i rutan enligt ProUCL	26	486	70	451	69	448	898
Riktvärde KM	10	200	80	80	40	50	250
Riktvärde MKM	25	300	150	200	120	400	500

Tabell 2 visar på stora variationer i föroreningshalter mellan olika statistiska mått, det finns halter som representerar allt från rena massor till FA. Tabellen exemplifierar problematiken som finns vid klassificering av förorenade områden. Området skulle klassas på helt olika sätt beroende på vilket statistiskt mått som används.

Nedan redovisas tabeller med resultat från provtagningarna med de olika strategierna och en sammanställning av relevanta statistiska mått. För att möjliggöra en jämförelse med den verkliga medelhalten finns värden för detta och värdet på UCLM95% som ProUCL 4.1 rekommenderat med nederst i varje tabell.

3.2.2 Slumpmässig provtagning

I tabell 3 och 4 redovisas data från den slumpmässiga provtagningen (fem stickprover togs slumpmässigt inom området) som utfördes i två omgångar. Proverna har analyserats enskilt och ett aritmetiskt medelvärde har beräknats från de fem analyserna som varje omgång omfattades av. Det beräknade aritmetiska medelvärdet kan jämföras med den verkliga medelhalten och UCLM95% för hela rutan. Den första omgången slumpmässigt tagna prover visar att det beräknade aritmetiska medelvärdet för vissa metaller är betydligt högre än den verkliga medelhalten och i andra fall betydligt lägre än den-samma. För den andra omgången slumpmässigt tagna prover överstiger det beräknade aritmetiska medelvärdet den verkliga medelhalten för alla ämnen utom nickel och bly. Det förefaller som att det beräknade aritmetiska medelvärdet för de allra flesta metallerna är en överskattning av den verkliga medelhalten i rutan som helhet. Arsenik ligger över UCLM95% för båda omgångarna av slumpmässig provtagning, krom och nickel ligger högre i den första omgången och zink ligger högre i den andra omgången. Den slumpmässiga provtagningen resulterade således i förhållandevis höga föroreningshalter. Att använda slumpmässig provtagning skulle i detta fall innebära att både den verkliga medelhalten och UCLM95% överskrids, och rutan klassas som mer allvarligt förorenad än vad den i verkligheten är. Klassningen av rutan blir samma (>MKM) oavsett om det beräknade aritmetiska medelvärdet från den slumpmässiga provtagningen styr, eller om den verkliga medelhalten är styrande.

Tabell 3. Sammanställning av resultaten från den slumpmässiga provtagningen omgång 1 i 20*20 metersrutan. I tabellen finns även den verkliga medelhalten från stickprovtagningen av 100 enskilda prover och UCLM95%. De olika färgmarkeringarna i tabellen visar vilken klassning som de statistiska måtten skulle ge rutan. Grön är <KM, gul är KM-MKM och orange är MKM-FA. Halter i mg/kg TS.

Slumpmässig provtagning 1, 5 enskilda prover	As	Ba	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Min	3,47	46,3	23,3	45,4	16	81,6	111
Max	89	597	216	426	342	804	1150
CV	0,7	0,8	0,8	0,7	1,6	1,1	0,9
Standardavvikelse	34	228	87	168	143	299	403
Beräknat aritmetiskt medelvärde	49	282	104	229	87	284	459
Stickprovtagning, 100 enskilda prover							
"Verklig medelhalt"	13	285	41	207	37	226	567
UCLM95% i rutan enligt ProUCL	26	486	70	451	69	448	898

Tabell 4. Sammanställning av resultaten från den slumpmässiga provtagningen omgång 2 i 20*20 metersrutan. I tabellen finns även den verkliga medelhalten från stickprovtagningen av 100 enskilda prover och UCLM95%. De olika färgmarkeringarna i tabellen visar vilken klassning som de statistiska måtten skulle ge rutan. Grön är <KM, gul är KM-MKM, orange är MKM-FA och röd är >FA. Halter i mg/kg TS.

Slumpmässig provtagning 2, 5 enskilda prover	As	Ba	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Min	3,48	85,4	19,9	32,1	16,9	30	190,0
Max	215	809	93	969	49	430	2830
CV	1,6	0,9	0,6	1,4	0,5	0,9	1,2
Standardavvikelse	90	301	33	398	13	179	1113
Beräknat aritmetiskt medelvärde	57	335	57	278	26	195	908
Stickprovtagning, 100 enskilda prover							
"Verklig medelhalt"	13	285	41	207	37	226	567
UCLM95% i rutan enligt ProUCL	26	486	70	451	69	448	898

3.2.3 Konventionell rutnätsprovtagning

Tabell 5 och 6 visar en sammanställning av data från den konventionella rutnätsprovtagningen av 20*20 metersrutan. Från provtagningen analyserades de fem enskilda stickproverna från första omgången samt samlingsproverna från båda omgångarna. För stickprovtagningen i första omgången är det beräknade aritmetiska medelvärdet beräknat för samtliga metaller högre än analysresultatet från samlingsprovet från samma provpunkter. Detta beror på att om det finns något utstickande högt värde i medelvärdesbestämningen får det stor påverkan på det beräknade aritmetiska medelvärdet. Jämfört med den verkliga medelhalten i rutan ger samlingsprovet från den första omgången av den konventionella rutnätsprovtagningen (tabell 5) en underskattad bild av föroreningsituationen för alla metaller utom arsenik. Samlingsprovet från den andra omgången i den konventionella rutnätsprovtagningen visar på jämnare resultat i förhållande till den verkliga medelhalten, jämfört med den första omgången. Den ger samma klassning av rutan som helhet för alla metaller utom arsenik. Totalt sett för samlingsprovet ger det en underskattning av medelhalten eftersom fyra av sju metaller har lägre värden än den verkliga medelhalten, men skillnaden är liten för några av metallerna.

Tabell 5. Sammanställning av resultaten från den konventionella rutnätsprovtagningen omgång 1 i 20*20 metersrutan. Från omgång 1 i den konventionella rutnätsprovtagningen analyserades de fem enskilda proverna samt ett samlingsprov från dessa. I tabellen finns även den verkliga medelhalten från stickprovtagningen av 100 enskilda prover och UCLM95% med för att underlätta jämförelse. De olika färgmarkeringarna i tabellen visar vilken klassning som de statistiska måtten skulle ge rutan. Grön är <KM, gul är KM-MKM och orange är MKM-FA. Halter i mg/kg TS.

Konventionell rutnätsprovtagning	As	Ba	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
5 enskilda prover serie 1							
Min	1,69	83,7	15,1	28,3	12,6	47,2	174
Max	139	670	103	174	40	253	1110
CV	1,9	0,9	0,8	0,7	0,5	0,7	0,7
Standardavvikelse	60	237	44	65	11	80	399
Beräknat aritmetiskt medelvärde	32	260	52	87	22	119	543
Samlingsprov serie 1							
Samlingsprov serie 1	21,8	186	37,3	70,3	19,9	87,2	429
Stickprovtagning, 100 enskilda prover							
"Verklig medelhalt"	13	285	41	207	37	226	567
UCLM95% i rutan enligt ProUCL	26	486	70	451	69	448	898

Tabell 6. Sammanställning av resultaten från den konventionella rutnätsprovtagningen omgång 2 i 20*20 metersrutan. Från omgång 2 i den konventionella rutnätsprovtagningen analyserades enbart samlingsprovet från de fem punkterna. I tabellen finns även den verkliga medelhalten från stickprovtagningen av 100 enskilda prover och UCLM95% med för att underlätta jämförelse. De olika färgmarkeringarna i tabellen visar vilken klassning som de statistiska måtten skulle ge rutan. Grön är <KM, gul är KM-MKM och orange är MKM-FA. Halter i mg/kg TS.

Konventionell rutnätsprovtagning	As	Ba	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Samlingsprov serie 2							
Samlingsprov serie 2	7,29	294	31,9	226	36	149	705
Stickprovtagning, 100 enskilda prover							
"Verklig medelhalt"	13	285	41	207	37	226	567
UCLM95% i rutan enligt ProUCL	26	486	70	451	69	448	898

3.2.4 Samlingsprovtagning i schakthögar

Tabell 7 visar att variationerna i föroreningshalter är stora mellan schakthögarna. Koppar är den metall som har störst variation i halter mellan högarna, från 69 mg/kg TS i hög 4 till 1 410 mg/kg TS i hög 1. För att kunna uttala sig om föroreningssituationen i 20*20 metersrutan beräknades det aritmetiska medelvärdet för samlingsprovtagningen i schakthögar. Vid jämförelse mellan det beräknade aritmetiska medelvärdet och den verkliga medelhalten visar det sig att klassningen är samma för alla metaller utom nickel. Nickel får en högre klassning med provtagningen i schakthögar. Även om klassningen är samma för alla metaller utom nickel finns det betydande skillnader i halter mellan det beräknade aritmetiska medelvärdet och den verkliga medelhalten. I avseende på koppar blir klassningen samma, men här är det stor skillnad i halter mellan det beräknade aritmetiska medelvärdet för provtagningen i schakthögar (496 mg/kg TS) och den verkliga medelhalten (207 mg/kg TS). Alla metaller utom koppar har ett beräknat aritmetiskt medelvärde från samlingsprovtagningen i schakthögar som understiger UCLM95% från stickprovtagningen av 100 enskilda prover.

Tabell 7. Sammanställning av resultaten från samlingsprovtagningen i fyra schakthögar inom 20*20 metersrutan. För analys skickades ett samlingsprov från varje schakthög, som alla bestod av ett stort antal stickprover. I tabellen finns även den verkliga medelhalten från stickprovtagningen av 100 enskilda prover och UCLM95%. De olika färgmarkeringarna i tabellen visar vilken klassning som de statistiska måtten skulle ge rutan. Grön är <KM, gul är KM-MKM och orange är MKM-FA. Halter i mg/kg TS.

Samplingsprovtagning i schakthögar	As	Ba	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Samplingsprov 1	18,6	410	108	1410	197	387	970
Samplingsprov 2	6,8	195	26,8	173	24,1	113	311
Samplingsprov 3	10,7	242	40,6	332	26,6	172	689
Samplingsprov 4	33,5	107	28,7	68,7	19,9	49,7	521
CV	0,7	0,5	0,8	1,2	1,3	0,8	0,4
Standardavvikelse	12	127	38	619	87	146	278
Beräknat aritmetiskt medelvärde 1-4	17	239	51	496	67	180	623
Stickprovtagning, 100 enskilda prover							
"Verklig medelhalt"	13	285	41	207	37	226	567
UCLM95% i rutan enligt ProUCL	26	486	70	451	69	448	898

3.2.5 SSP

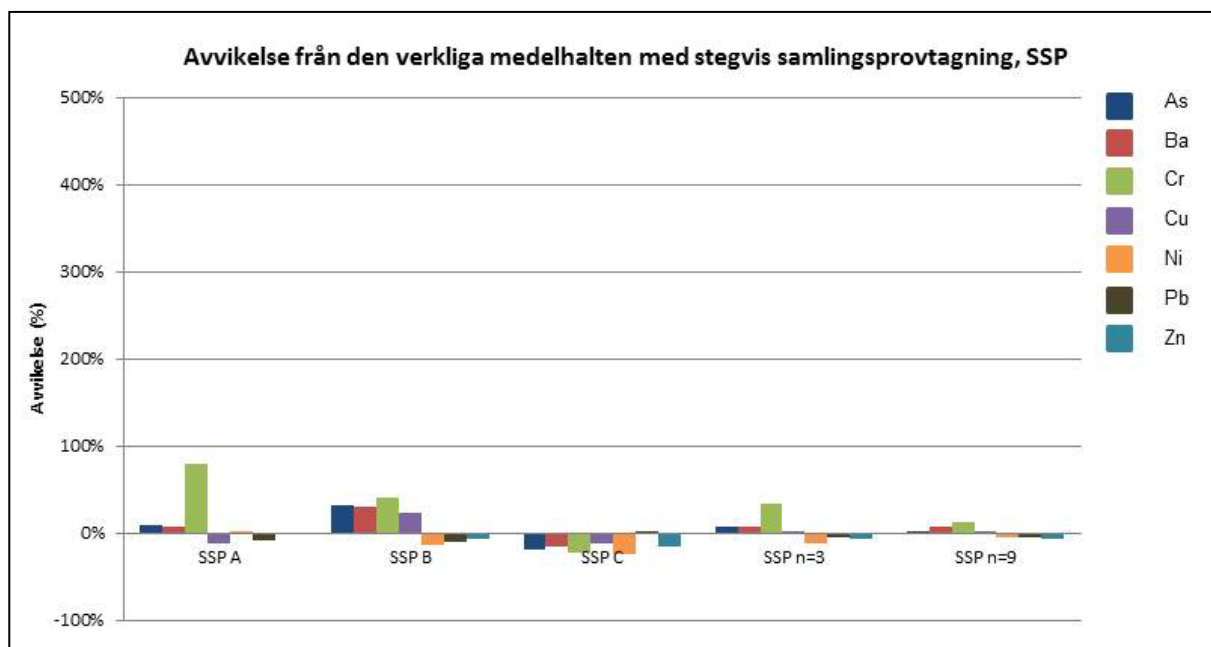
I tabell 8 visas resultaten från SSP som baserats på ISM. Provtagningsdesignen som användes vid SSP är en enkel slumpmässig provtagning och den utfördes i tre serier (A, B och C). Provtagningen enligt SSP resulterade i nio analysresultat med tre från varje serie. I tabell 8 redovisas resultaten från SSP med analysdata från provtagningen ur baljan efter homogenisering i cementblandaren för serie A, B och C, beräknat aritmetiskt medelvärde av dessa tre samt beräknat aritmetiskt medelvärde av alla nio analyser. Vid jämförelse av de beräknade aritmetiska medelvärdena för tre och nio prover med SSP blir det tydligt att skillnaderna i beräknade aritmetiska medelvärden inte är särskilt stora mellan tre och nio prover. Skillnaden är störst för krom och nickel, men detta är mycket små skillnader.

Klassningen av området sett till varje serie och metall för sig skulle bli lika för arsenik, krom, nickel och bly. Serie C har genomgående lägst analysresultat per metall, utom för bly där analysresultatet är det högsta av serierna. Vid jämförelse mellan den verkliga medelhalten och det beräknade aritmetiska medelvärdet baserat på tre prover från SSP är det tydligt att resultaten är mycket jämna. Skillnaderna blir ännu något mindre om jämförelsen görs för det beräknade aritmetiska medelvärdet för nio prover i SSP. Klassningen av materialet skulle bli samma relativt den verkliga medelhalten för alla metaller utom barium vars beräknade aritmetiska medelvärde ändå ligger mycket nära den verkliga medelhalten. Att skillnaderna är små mellan de beräknade aritmetiska medelvärdena och den verkliga medelhalten tyder på att resultaten från SSP är representativa för området. Det är troligt att det beräknade aritmetiska medelvärdet från de nio proverna är det som mest liknar den verkliga medelhalten. Skillnaden mellan de två beräknade aritmetiska medelvärdena (tre och nio prover) är dock marginell. Det är tillräckligt med tre provanalyser vid SSP för att kunna göra en god skattning av den verkliga medelhalten i området.

Tabell 8. Sammanställning av resultaten från provtagningen med SSP. Provtagningen genomfördes i tre omgångar/serier (serie A, B och C) med 30 stickprover i varje replikat. Totalt nio prover analyserades. I tabellen visas det beräknade aritmetiska medelvärdet för tre stycken och nio stycken samlingsprover. I tabellen finns även den verkliga medelhalten från stickprovtagningen av 100 enskilda prover och UCLM95%. De olika färgmarkeringarna i tabellen visar klassningen som rutan skulle få med olika statistiska mått. Grön är <KM, gul är KM-MKM och orange är MKM-FA. Halter i mg/kg TS.

Stegvis samlingsprovtagning – SSP	As	Ba	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Serie A (30 stickprover) efter homogenisering	14,2	304	74,6	184	37,7	207	561
Serie B (30 stickprover) efter homogenisering	17	370	58,6	255	31,7	204	534
Serie C (30 stickprover) efter homogenisering	10,6	240	32,5	183	28,1	228	485
CV	0,2	0,2	0,4	0,2	0,1	0,1	0,1
Standardavvikelse	3,2	65	21	41	4,8	13	39
Beräknat aritmetiskt medelvärde serie A, B och C, 3 prover	14	305	55	207	33	213	527
Beräknat aritmetiskt medelvärde serie A, B och C, 9 prover	13	307	47	210	36	216	527
Stickprovtagning, 100 enskilda prover							
"Verklig medelhalt"	13	285	41	207	37	226	567
UCLM95% i rutan enligt ProUCL	26	486	70	451	69	448	898

I figur 16 har avvikelserna från den verkliga medelhalten i varje serie för SSP (A, B och C) plottats enskilt och kan jämföras med avvikelserna hos de beräknade aritmetiska medelvärdena för tre och nio prover i samma strategi. De enskilda serierna representerar de analysvärden för provtagning i baljan efter homogenisering som redovisas i tabell 8 ovan. Figur 16 visar att krom har den största avvikelsen av alla metaller för SSP. Krom har som mest en avvikelse på 80 %, vilket syns i figur 16 i staplarna för "SSP A". Krom avviker även i de andra serierna, dock inte lika mycket som i serie A.



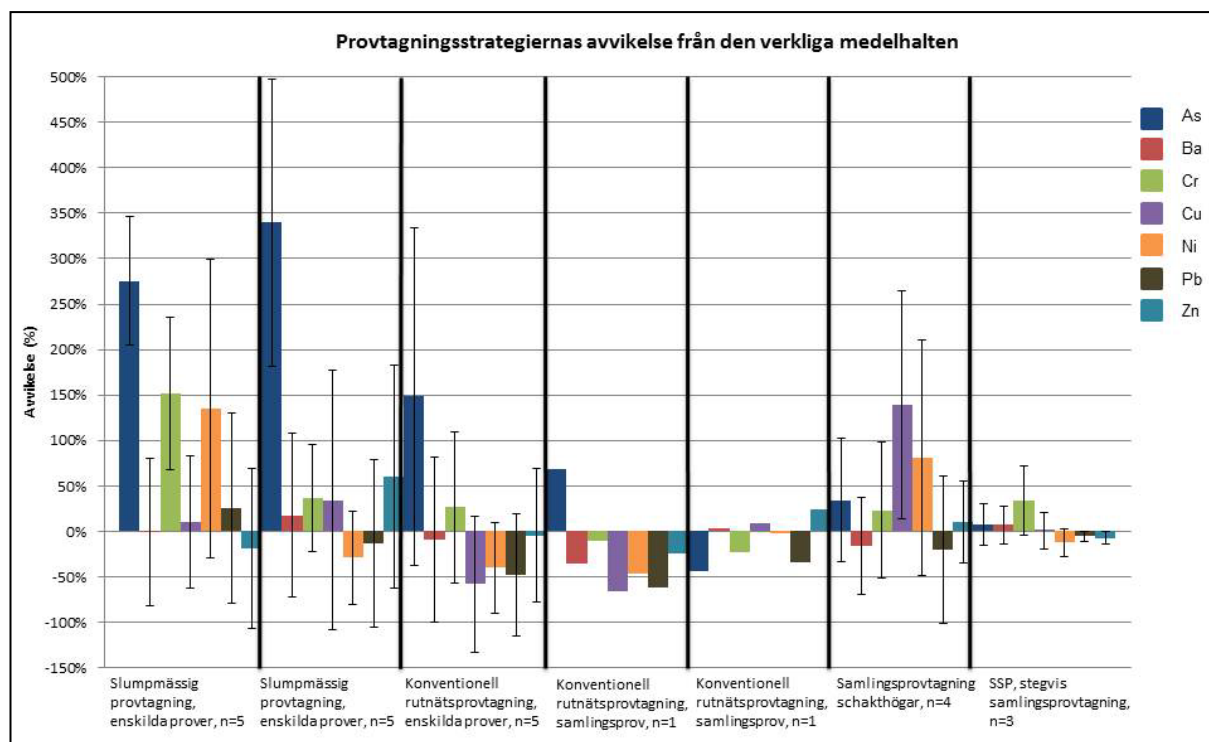
Figur 16. Diagrammet visar avvikelserna (%) som SSP har relativt den verkliga medelhalten i rutan. De första tre klungorna av staplar visar de enskilda samlingsprovernans avvikelse relativt den verkliga medelhalten. Den fjärde samlingen staplar (SSP n=3) är avvikelsen av det aritmetiska medelvärdet för de tre serierna relativt den verkliga medelhalten. Här är avvikelsen störst för krom på 33 %. Staplarna längst till höger är avvikelserna för alla nio samlingsprover som togs vid SSP. SSP n=9 visar på ännu lägre avvikelser relativt den verkliga medelhalten än SSP n=3.

De två grupperna av staplar längst ut till höger i diagrammet (SSP n=3 och SSP n=9) visar det beräknade aritmetiska medelvärdets relativa avvikelse mot den verkliga medelhalten för tre och nio samlingsprover vid SSP. Avvikelserna relativt den verkliga medelhalten blir mindre om det beräknade aritmetiska medelvärdet används, jämfört med serierna var för sig. Skillnaderna mellan de beräknade aritmetiska medelvärdena för tre eller nio prover vid SSP är liten men märkbar i diagrammet. Staplarna är mer centrerade till den verkliga medelhalten för det beräknade aritmetiska medelvärdet av nio prover. Samtliga avvikelser finns listade i tabell 9. Resultatet från SSP visar på en mycket bra skattning av den verkliga medelhalten i området.

3.2.6 Sammanställning av alla testade provtagningsstrategier

Avvikelser hos de testade provtagningsstrategiernas uppmätta halter eller beräknade aritmetiska medelvärden relativt den verkliga medelhalten har beräknats och plottats, se tabell 9 och figur 17. Analysosäkerheter från laboratoriet finns i varje analyserat prov. Denna uppskattas vara cirka 20 % för alla analyserade metaller. En avvikelse på $\pm 20\%$ för varje metall behöver därmed inte härröra från provtagningen eller naturliga variationer.

Den slumpmässiga provtagningen med enskilda prover har fyra staplar som avviker stort från den verkliga medelhalten, vilket är arsenik i båda omgångarna och krom och nickel i den första omgången. Nickel som har 135 % positiv avvikelse från den verkliga medelhalten i den första omgången har en negativ avvikelse på -30 % i den andra omgången av samma strategi. Zink och bly visar också på olika avvikelser (positiva eller negativa) i de två olika slumpmässiga provtagningarna. Arsenik är den metall som har absolut störst avvikelse i hela jämförelsen.



Figur 17. Diagrammet visar avvikelserna (%) relativt den verkliga medelhalten för samtliga testade provtagningsstrategier. Standardavvikelsen har plottats för de strategier som har 3-5 ingående analyser. Strategierna är från vänster två omgångar slumpmässig provtagning med enskilda prover, två omgångar systematisk provtagning (konventionell rutnätsprovtagning) med delvis enskilda prover och delvis samlingsprover, samlingsprovtagning i schakthögar och SSP (beräknat aritmetiskt medelvärde av tre samlingsprover). Avvikelse är störst för slumpmässig provtagning och konventionell rutnätsprovtagning. SSP är den strategi som ger lägst avvikelser relativt den verkliga medelhalten.

Samplingsproverna från den konventionella rutnätsprovtagningen visar generellt på en underskattning av föroreningsituationen. De punkter som valdes inför första provtagningsomgången har gett en kraftig underskattning av föroreningsituationen. Punkterna i den andra omgången med samma strategi är belägna cirka 0,5 m till höger om de första punkterna och visar på relativt stora skillnader i halter gentemot den första omgången, generellt underskattar båda samlingsproverna föroreningsituationen i rutan. Variationerna i halter är stora och det förefaller som att det inte räcker att enbart provta fem punkter för att kunna göra en bra skattning av den verkliga medelhalten i området. Detta blir tydligt vid en jämförelse av avvikelser från slumpmässig provtagning och konventionell rutnätsprovtagning, där det är stor skillnad i avvikelsernas karaktär, om den är kraftigt överskattande eller underskattande.

Vid provtagningen av schakthögar visar koppar och nickel på störst avvikelse. Övriga metaller ligger som högst på 34 % avvikelse (arsenik) och som lägst -20 % avvikelse (bly). Variationerna i avvikelser är stora för provtagningen i schakthögar men i jämförelse med

slumpmässig provtagning och konventionell rutnätsprovtagning är variationerna generellt något lägre.

Staplarna längst till höger i figur 17 visar avvikelserna för tre beräknade aritmetiska medelvärden vid SSP relativt den verkliga medelhalten. Krom är den metall som avviker mest från den verkliga medelhalten med 33 %. Övriga metaller ligger ungefär inom $\pm 10\%$ avvikelse, vilket tyder på ett mycket jämnt resultat. SSP är enligt resultatet från undersökningen av 20*20 metersrutan den metod som kan ge de mest representativa resultaten av den verkliga medelhalten i rutan. Figur 17 visar att standardavvikelseerna är lägst i SSP-metoden jämfört med de andra strategierna.

Tabell 9. Sammanställning av avvikelserna (%) relativt den verkliga medelhalten av metallerna från de olika provtagningsstrategierna. SSP som presenteras nederst i tabellen visar på lägst avvikelser.

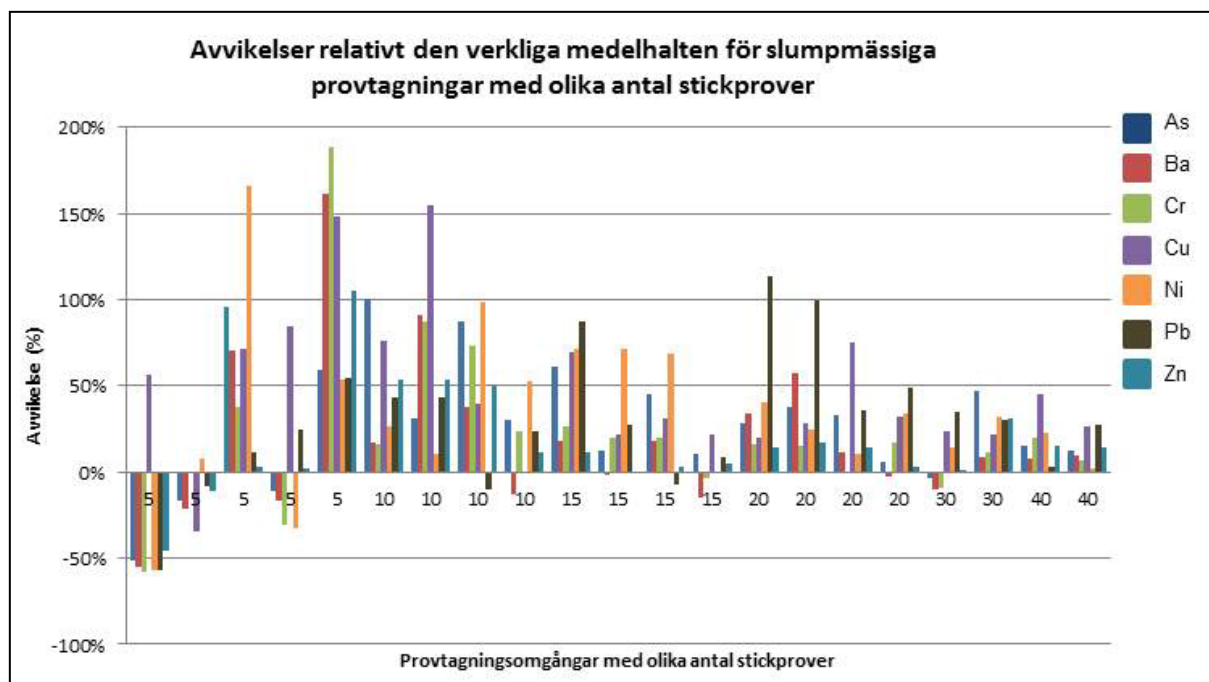
Avvikelser relativt "den verkliga medelhalten" i rutan							
Metod	As	Ba	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Slumpmässig provtagning 1, enskilda prover n=5	276%	-1%	151%	10%	135%	26%	-19%
Slumpmässig provtagning 2, enskilda prover n=5	340%	18%	37%	34%	-29%	-14%	60%
Konventionell rutnätsprovtagning 1, enskilda prover n=5	148%	-9%	27%	-58%	-40%	-47%	-4%
Konventionell rutnätsprovtagning 1, samlingsprov	68%	-35%	-10%	-66%	-46%	-41%	-24%
Konventionell rutnätsprovtagning 2, samlingsprov	-44%	3%	-23%	9%	-3%	-34%	24%
Samplingsprovtagning i schakthögar, n=4	34%	-16%	23%	139%	81%	-20%	10%
SSP serie A	10%	7%	80%	-11%	2%	-8%	-1%
SSP serie B	31%	30%	41%	23%	-14%	-10%	-6%
SSP serie C	-18%	-16%	-22%	-12%	-24%	1%	-15%
SSP, n=3	8%	7%	33%	0%	-12%	-6%	-7%
SSP, n=9	1%	8%	13%	1%	-4%	-4%	-7%

3.3 Modellering med olika antal stickprover

I fält testades en slumpmässig strategi två gånger, med fem ingående enskilda prover per omgång. Även konventionell samlingsprovtagning med enskilda prover kan jämföras med den slumpmässiga provtagnigen eftersom antalet delprover är samma. Resultaten avviker starkt från den verkliga medelhalten i rutan, avvikelserna är både positiva och negativa. För att undersöka om så alltid är fallet har de 100 enskilda analyserna använts för att modellera olika scenarion. Flera källor (Naturvårdsverket 1997b, ITRC 2012) säger att variationen i analysresultat minskar ju fler prover som ingår i provtagningen. I figur 18 har ett antal omgångar av provtagning sammanställts efter antalet ingående stickprover. Data från de 100 enskilda provpunkterna har slumpats med hjälp av slumpfunktionen i Microsoft Excel. Avvikelser har beräknats med hjälp av de slumpade punkternas beräknade aritmetiska medelvärden relativt den verkliga medelhalten från de 100 enskilda proverna. I figur 18 har avvikelserna för 5 till 40 stycken stickprover plottats per metall.

Eftersom variationen i data förväntades minska med ökande antal stickprover har flest modelleringar (fem stycken) gjorts för scenariot fem stickprover. För scenarierna med tio, femton och tjugo stickprover har fyra modelleringar gjorts och för trettio och fyrtio stickprover gjordes två modelleringar. I figur 18 syns en kraftig negativ avvikelse från den verkliga medelhalten i den första modelleringen av fem stickprover, och den tredje och femte modelleringen visar på kraftig positiv avvikelse. För stickprovtagning med fem ingående

prover visar 54 % av data på positiv avvikelse och 46 % på negativ avvikelse. För modelleringen med tio ingående stickprover är den största delen av avvikelserna av positiv karaktär och avvikelserna från den verkliga medelhalten är stora. Om modelleringen omfattar femton stickprover visar figur 18 att avvikelserna minskar något jämfört med fem och tio stickprover. Vid den sista omgången med femton stickprover är avvikelserna små relativt den verkliga medelhalten. Vidare för tjugio stickprover är avvikelserna ungefär lika stora som för femton stickprover. Det finns några staplar för tjugio stickprover som visar på stor avvikelse



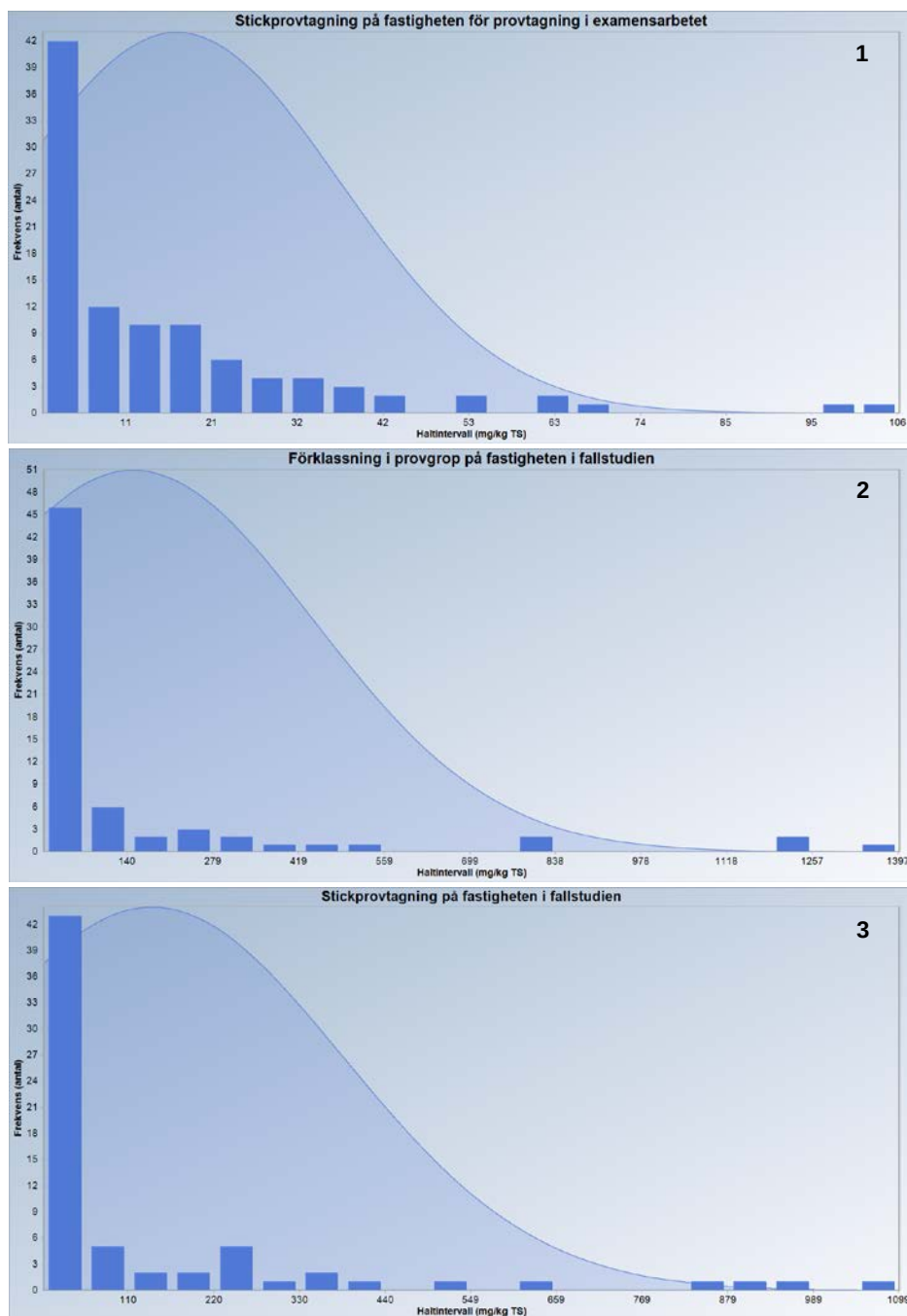
Figur 18. Diagram över de beräknade aritmetiska medelvärdenas avvikelser (%) från den verkliga medelhalten i rutan. Beräkningen har utförts i en modellering med olika antal stickprover, antalet ingående stickprover syns på x-axeln i diagrammet. Diagrammet visar att avvikelserna blir både positiva och negativa med fem stickprover. Med ökande antal stickprover blir avvikelserna generellt positiva, vilket ger en överskattning av föroreningssituationen. Avvikelserna relativt den verkliga medelhalten minskar ju fler stickprover som ingår i modelleringen.

från den verkliga medelhalten. Vidare med trettio och fyrtio ingående stickprover minskar avvikelserna, analysresultaten blir jämnare med ett större antal stickprover. Det är således uppenbart att inom det aktuella området krävs minst 30 stickprover för att med god säkerhet bestämma områdets verkliga medelhalter.

Vid fem stickprover skulle området klassas som mer förorenat än det egentligen är (typ II-fel) i 54 % av fallen och föroreningssituationen skulle underskattas (typ I-fel) i 46 % av fallen. Med fem stickprover skulle det aktuella området med stor sannolikhet felklassas. Felklassning innebär antingen en översanering med förhöjda kostnader orsakade av en överskattning av föroreningssituationen eller ökade risker för människors hälsa och miljö då föroreningssituationen underskattas. Då antalet stickprover är större än fem är den generella trenden i figur 18 att avvikelserna är av positiv karaktär. Att ha tio ingående stickprover istället för fem dubblar chansen att träffa på höga föroreningskoncentrationer i området. Inom ett förorenat område som är heterogent, där föroreningskoncentrationerna följer en lognormalfördelning, innebär det att en överskattning av föroreningssituationen generellt görs för tio stickprover och uppåt. Ju fler stickprover som ingår i medelvärdesberäkningen desto mindre blir överskattningen och desto säkrare blir skattningen av områdets medelföroreningshalt.

3.4 Fördelningar

Inom förorenade områden är fördelningen i de flesta fall approximativt lognormalfördelad, föroreningshalterna som finns är skevt fördelade. Fastigheten där provtagningen genomfördes kan sägas vara liknande de flesta utfyllda förorenade områdena. Det finns ett stort antal punkter med låga föroreningshalter och ett mindre antal med höga halter. Fördelningen av arsenikhalter på fastigheten som provtogs har jämförts med fördelningen av arsenikhalter inom fastigheten som beskrivits under "Fallstudier", se figur 19.



Figur 19. Histogrammen från ProUCL 4.1 visar arsenikhalter (mg/kg TS) inom 1: Fastigheten för provtagning i examensarbetet, 2: Fastigheten i fallstudien, förklassning i provgrup och 3: Fastigheten i fallstudien, stickprovtagning. På x-axeln visas halter i mg/kg TS som och på y-axeln visas antalet observationer inom aktuellt haltintervall. Graferna visar alla på en skev fördelning som är approximativt lognormalfördelad. Det finns ett stort antal observationer med låga halter och ett mindre antal med höga halter, vilket är typiskt för ett heterogent förorenat område.

Histogrammen visar att det finns ett stort antal provpunkter med låga föroreningshalter (stapeln längst till vänster i varje histogram), medan antalet observerade höga halter är lägre. Notera att arsenikhalterna är högre i histogram 2 och 3 jämfört med histogram 1. Fastigheten i fallstudien är kraftigt förorenad av arsenik, därav de högre absoluthalterna arsenik i histogram 2 och 3. Fördelningarna av arsenikhalter är ändå liknande för de båda fastigheterna, trots skilda absoluthalter.

4 Diskussion

Inom förorenade områden kan fördelningen av föroreningshalter sägas vara likartad. Det finns ett mindre antal punkter med höga halter och ett stort antal med låga halter. Denna fördelning tyder på heterogenitet i materialet och ger ofta en lognormalfördelning i föroreningskoncentrationer. Det som skiljer alla förorenade områden åt är absoluthalter och typer av föroreningar som är objektspecifikt. Att fördelningen av koncentrationer är liknande kan bekräftas av figur 19. Den visar fördelningen av föroreningskoncentrationer mellan två olika fastigheter som båda är utfyllda, heterogena områden. Med bakgrund i detta är det möjligt att utifrån resultaten från den genomförda fältprovtagningen uttala sig om andra förorenade områdens egenskaper som exempelvis heterogenitet och fördelning av föroreningar.

Figur 17 visar att vissa av provtagningsstrategierna som testades i fält ger en felaktig bild av föroreningssituationen i rutan, både de positiva och negativa avvikelserna är kraftiga. Slumpmässig provtagning och konventionell rutnätsprovtagning i figur 17 omfattar fem provpunkter vardera och avvikelserna är både positiva och negativa. Några avvikelsestaplar i dessa två provtagningsstrategierna visar på kraftigt positiva avvikelser. Sannolikheten att en provtagning baserad på ett fåtal prover ska ge ett resultat som ligger nära den verkliga medelhalten är minimal.

En modellering (figur 18) med olika antal ingående stickprover (5-40 stycken) i medelvärdesbildningen gjordes för att se hur trenden för avvikelserna är beroende på hur många stickprover som ingår. Modelleringen med fem stickprover visar att det är ungefär lika stor chans att föroreningssituationen överskattas som underskattas. När antalet stickprover är större, 10-40 stycken, är den generella trenden att avvikelserna från den verkliga medelhalten är positiv, vilket innebär en överskattning av föroreningssituationen. Avvikelseerna är generellt låga (lägre än 50 %) om 30-40 stickprover ingår i medelvärdesbildningen. Då antalet stickprover är lågt, fem stycken, är avvikelserna mycket stora och det är slumpen som avgör om det blir positiva eller negativa avvikelser från den verkliga medelhalten. Då antalet stickprover ökas till tio blir avvikelserna enligt figur 18 kraftigt positiva. Avvikelseerna minskar naturligt nog ju fler stickprover som ingår i provtagningen. Vid analys av ett samlingsprov bestående av trettio eller fler stickprover är avvikelserna lägst från den verkliga medelhalten, de är så små att de torde vara acceptabla i relation till analysosäkerheterna (cirka 20 %).

När det gäller strategin samlingsprovtagning i schakthögar blev resultatet från provtagningen i fält att avvikelserna från den verkliga medelhalten varierade och var relativt stor. Särskilt koppar och nickel hade kraftiga positiva avvikelser. Denna strategi är således inte heller lämpad om man vill veta de verkliga medelhalterna i en jordvolym.

Cementblandaren som användes för homogenisering av samlingsprovet från de 100 enskilda provpunkterna och för proverna vid SSP hade ingen större betydelse för variationen i analysresultat. Föroreningshalterna från SSP före och efter homogenisering i cementblandaren

är mycket lika varandra. Det som troligtvis har större betydelse för de jämna resultaten är den omfattande provtagningen med ett stort antal stickprover. Att stickprover togs ut som ett antal skedar på olika plats och djup före och efter homogenisering i cementblandaren är även det en homogenisering i sig som ger ett jämnare resultat.

Att klassa ett förorenat område eller en volym jord baserat på ett fåtal stickprover kan leda till allvarliga konsekvenser. En överklassning av området, att området klassas som mer förorenat än det egentligen är, kan få stora ekonomiska följder. Riktvärden för KM, MKM och FA styr hur massorna ska hanteras då de grävs upp, och den tänkta markanvändningen på fastigheten styr vilka halter som får lämnas kvar. Massorna (avfallet) transporteras till en behandlingsanläggning eller deponi och där baseras klassningen av materialet på analyssvaren från den provtagning som genomförts. Priset för behandling eller deponering av massorna styrs av föroreningsgrad. FA-massor är dyrast att lämna till behandlingsanläggning, MKM-massor är billigare, IFA-massor är något billigare och KM-massor har lägst pris. Massor som felaktigt klassats som mer förorenade än de egentligen är blir dyrare att överlämna till anläggningen om provtagningen lett till en högre klassning. Det kan exempelvis vara massor vars verkliga medelhalt skulle ha klassat dem till MKM, men en bristfällig provtagning har klassat massorna till FA. Om en överklassning till FA har gjorts innebär det stora merkostnader för behandling och deponering av avfallet, jämfört mot samma massor klassade som MKM. Att felaktigt klassa massor som mer förorenade än de är innebär att de kvalificerade deponierna i Sverige fylls med jord som i princip är ren. Detta är ett resursslöseri, precis som de ekonomiska konsekvenserna av en felklassificering. Modelleringen av provtagning av fem punkter visade att chansen att underskatta föroreningssituationen är cirka 45 %. Det innebär en risk för människors hälsa och miljö om massor med högre halter än förväntat lämnas kvar inom exempelvis ett bostadsområde. En underskattning av föroreningssituationen kan också leda till negativa ekonomiska följder. Om ett område som ska användas till exempelvis bostäder klassas till en lägre klass än den verkliga medelhalten skulle göra, kan det innebära stora ekonomiska följder om området måste åtgärdas i efterhand, antingen genom sanering eller andra skyddsåtgärder.

Att klassa massor som mindre förorenade än de egentligen är kan också få konsekvenser för avfallsmottagaren. Enligt deponeringsförordningen (SFS 2001:512) måste avfallsmottagaren ha kunskap om avfallets sammansättning, lakbarhet och effekter på kort och lång sikt. Om avfallsmottagaren tar emot FA-massor som felaktigt klassats som MKM-massor läggs dessa massor på MKM-delen i deponin utan förbehandling av materialet. Avfallsanläggningen måste kontinuerligt provta lakvattnet som kommer från deponin. Om lakvattnet innehåller halter av föroreningar som överskrider de halter som angivits i tillståndet kan myndigheter förbjuda anläggningen att bedriva verksamhet. Anläggningen kan tvingas att vidta kostsamma åtgärder för att komma till rätta med problemen. En avfallsanläggning är indelad efter olika kategorier av avfall. De olika delarna inom en deponi har konstruerats för en viss typ av avfall baserat på exempelvis lakbarhet och föroreningarnas farlighet. Om massor läggs på fel del i deponin kan det påverka lakvattnets kvalitet och förhållandena i allmänhet inom deponin.

Ofta sker provtagning av massor som ska klassas *in situ*, innan de grävs upp. Uppgrävning av massor innebär en utspädning av föroreningarna eftersom ren jord kommer med i samband med schaktningen. Massor som felaktigt klassats som mindre förorenade än de egentligen är får därför troligtvis inga stora konsekvenser för avfallsanläggningen eftersom föroreningskoncentrationerna späts ut något. På avfallsanläggningarna görs kontrollprovtagning (stickprovtagning) av inkomna massor med jämna mellanrum och ofta innehåller massorna lägre halter föroreningar än vad avfallsklassningen visar. Detta är fullt naturligt eftersom

avfall från förorenade områden just karakteriseras som ett avfall med många låga halter och ett fåtal höga. Enligt intervjuade personer på olika avfallsanläggningar händer det sällan att massor med högre halter än klassningen visar kommer till anläggningen. Även om inte konsekvenserna av felklassning blir allvarliga för avfallsmottagaren borde det finnas ett intresse att klassa massorna rätt. Med en representativ provtagning av massorna blir det enklare för avfallsmottagarna att hålla koll på de massor som kommer in. Massorna kan då läggas på rätt ställe i deponin eller behandlas på rätt sätt om de ska renas från föroreningar. Om massorna klassas rätt från början eller om avfallsmottagaren har en säker metodik att klassa avfall skulle stora resurser sparas. Avfallsanläggningarna använder Avfall Sveriges bedömningsgrunder för förorenade massor (Avfall Sverige 2007) för att klassificera inkommande massor där flera analysvärden ligger nära riktvärden. Poängen med att använda denna modell kan ifrågasättas om provtagningen i fält inte är representativ för föroreningsinnehållet i massorna. Utspädning av föroreningshalter i samband med schaktning ger dessutom generellt lägre medelhalter i massorna som transporteras till deponi.

Provtagning av ett fåtal punkter inför klassificering ett område eller delområde i exempelvis rutnätsmönster leder enligt resultaten av det här examensarbetet till felaktiga och missvisande resultat, antingen begås typ I- eller typ II-fel. Sannolikheten att pricka det verkliga medelvärde med ett fåtal provpunkter inom ett heterogent förorenat område är mycket liten, troligtvis obefintlig. För att komma till rätta med problemen som denna typ av provtagningsstrategi orsakar, både med risker och ekonomiska konsekvenser, behöver en ny provtagningsstrategi för heterogent förorenade områden utarbetas och implementeras av myndigheter. Resultaten från provtagningen i fält och modelleringen med resultaten från de enskilda analyserna visar att ju fler stickprover som tas desto säkrare blir resultatet. Detta är egentligen inga nyheter. Naturvårdsverket (1997b) har skrivit att resultatet från samlingsprovtagning i heterogena områden blir felaktiga om bara ett fåtal stickprover ingår i samlingsprovet. Vidare säger rapporten att ett beräknat aritmetiskt medelvärde endast är en skattning av den verkliga medelhalten. Hur tillförlitlig denna skattning är beror på antalet stickprover och på spridningen i analysresultat. Författarna till ITRC (2012) säger samma sak om jordens heterogenitet och vilken påverkan det har för klassningen av ett område baserat på ett fåtal stickprover. Med ett ökat antal stickprover minskar variationen i föroreningshalter och CV minskar. Ett stort antal stickprover ger en ökad provtagningskala, vilket är det som ISM och SSP gör.

SSP är den metod som testats i detta examensarbete som ger säkrast resultat av den verkliga medelhalten i ett förorenat område. Fastigheten som provtagits har en fördelning av föroreningar som liknar fördelningen på de flesta utfyllda och heterogent förorenade områden, den är approximativt lognormalfördelad. SSP är en strategi som kan minska antalet analyser på laboratorium, vilket kan reducera kostnadsposten för kemiska analyser betydligt. Att genomföra SSP vid provtagning av liknande områden skulle kraftigt förbättra precisionen i resultat och på så sätt stärka beslutsfattande. Detta i sin tur minskar indirekta kostnader av felaktigt fattade beslut, som exempelvis saneringsåtgärder som måste genomföras i efterhand. För ISM och SSP krävs det att ett större antal stickprover ingår i samlingsprovet som analyseras. ITRC (2012) rekommenderar att minst 30 stickprover tas till samlingsprov för tre replikat inom samma egenskapsområde, vilket är vad som gjordes för SSP. I dagsläget är det vanligt att förorenade områden delas in i rutnät, exempelvis med sidan 20*20 m, där provtagning sker på ett systematiskt sätt, ofta med fem stickprover. Med ISM och SSP delas ett område in i egenskapsområden beroende på vilken föroreningssituation som förväntas inom området som helhet. Egenskapsområdena kan vara både större och mindre än den traditionella rutan i ett rutnät, och av helt annorlunda geometri. Om samma heterogenitet

förväntas i alla tänkta egenskapsområden kan dessa utvidgas till större enheter. Föreningshalterna är sannolikt likartade inom flera tänkta egenskapsområden, vilket motiverar att göra dessa större. Detta sparar in ytterligare pengar på minskat antal analyser på laboratorium. Att göra egenskapsområdena större är motiverat om det inte i det specifika fallet är viktigt att lokalisera hotspots. I sådant fall bör egenskapsområdena göras mindre.

ISM är en metod som man har stor erfarenhet av på vissa platser i USA. Det finns speciella provtagningsverktyg att använda i fält för att få exakt lika stora prover från varje provpunkt och som kan användas på alla olika sorters jordarter. Det finns också laboratorium i USA som kan genomföra en ISM-provtagning i mindre skala för att ta ut ett representativt delprov för analys. Varianten på ISM-strategin som genomfördes i detta examensarbete, SSP, är inte helt korrekt enligt tillvägagångssättet för ISM. Vid fältprovtagningen användes instrument som fanns nära till hands som sked och trädgårdsspade, och ungefär samma mängd jord mätades upp i en glasburk från varje provpunkt. En del sten kom med i proverna vilket innebar att det inte kom med exakt samma mängd analyserbar jord från varje punkt. Trots dessa "felkällor" har resultatet från provtagningen bekräftat de resultat som ITRC (2012) poängterar i rapporten. Variationen i föreningsskoncentration minskar med ett tillräckligt stort antal stickprover i varje replikat. Ett säkrare och mer verklighetsavspiegande resultat erhålls med samlingsprovtagningen. Med resultaten från en ISM-provtagning kan man säga något om den verkliga föreningssituationen och fatta säkrare beslut. Resultaten från provtagningen i fält enligt SSP ligger mycket nära den verkliga medelhalten i området vilket får sägas vara ett bra resultat från provtagningen (figur 16 och figur 17). För att med relativt god säkerhet kunna uttala sig om den verkliga medelhalten inom ett område är SSP en tillräckligt bra metod. Specialinstrument i fält och särskild provhantering i laboratoriet skulle eventuellt kunna minska avvikelserna ytterligare. Behovet av detta kan dock diskuteras. Att ta ett större antal enskilda prover i varje replikat i ISM eller SSP ger ingen stor skillnad i precision i resultatet. ITRC (2012) rekommenderar att ta ett extra replikat om det förväntas att området är mycket heterogent. SSP är den metod som ger den bästa skattningen av föreningshalterna i området, och skulle med största sannolikhet vara den bästa metoden även i andra liknande områden. Det är troligt att en mer exakt provtagning i fält och hantering i laboratoriet har marginell betydelse för säkerheten i resultat. Viktigt att tänka på med verktyg som spade och sked i fält är att inte få med allt för mycket småsten till delproverna eftersom detta material tar upp en volym i provet som inte kommer att analyseras.

En begränsning i samlingsprovtagning som Engelke et al. (2009) tar upp är att samlingsprover minskar variansen i föreningsskoncentration. Blandning och homogenisering av materialet jämnar ut den skillnad som finns mellan proverna. Vid klassificering av avfall som skall transporteras bort för behandling eller deponering i saneringsprojekt är det mindre viktigt att se variationen i analysresultat. Om massorna ska köras till deponi eller behandling är variationen i data mellan provpunkterna inte relevant eftersom deras rumsliga fördelning går förlorad i samband med schaktning. Vid schaktarbetet finns också en tendens till utspädning eftersom rent material blandas in.

Vid bedömningsbaserad provtagning med enskilda prover riktas provtagningen till de områden där det förväntas finnas föreningar, för att bekräfta eller förkasta föreningssförekomst. Denna typ av provtagning är inte statistiskt korrekt eftersom punkterna inte sätts ut slumpmässigt. I samband med upprättandet av en konceptuell modell i en förstudie är bedömningsbaserad provtagning användbar. Om en bra konceptuell modell har upprättats kan den användas för planering och utsättning av egenskapsområden som kan provtas sannolikhetsbaserat, exempelvis genom SSP.

Norrman et al. (2009) tar upp betydelsen av datakvaliteten i saneringsprojekt. Om datakvaliteten brister i en nivå finns en risk att kvaliteten blir bristfällig även på en annan nivå. Norrman et al. (2009) menar också att för att kunna minska osäkerheten ska man försöka minska påverkan från kedjans svagaste länk. Provtagningsstrategin som väljs är ofta den svagaste länken i kedjan som måste hålla ihop för att datakvaliteten ska vara god och kunna användas i beslutsfattande. Om datakvaliteten brister i en nivå men ändå leder till beslutsfattande innebär det att fel beslut kan fattas. Detta är vad som skulle kunna hända om en provtagningsstrategi valts som inte ger en korrekt bild av hur föroreningssituationen ser ut. De beslutsfel som kan fattas är typ I- och typ II-fel, att en under- eller överskattning av föroreningssituationen görs.

Enligt ITRC (2012) har fokus tidigare legat på att förbättra det sista steget i kedjan inom provtagning, nämligen analysdelen. Man diskuterade inte kvaliteten i det material som skickas till laboratoriet för analys utan antog att det var i laboratoriet som felet kunde uppstå. Att döma av resultaten från fältarbetet i detta examensarbete är det provtagningen i fält som är den klart svagaste länken med fel på flera hundra procent. Om prover tas på ett sätt som inte är representativt för området som ska klassas spelar det mindre roll hur exakta analysresultaten från laboratoriet är. Det stora felet ligger allt som oftast i provtagningsförfarandet. En mycket vanlig provtagningsstrategi i Sverige idag är att klassificera rutor i rutnät utifrån analyser av fem stickprover eller analys av ett samlingsprov bestående av fem stickprover (konventionell rutnätsprovtagning). Resultaten från detta arbete visar att detta med mycket stor sannolikhet leder till omfattande felklassificeringar. Slumpen kommer att avgöra hur rutan som provtagits kommer att klassas, vilket innebär att det i regel blir felklassificerat.

För att eliminera felklassificering måste en strategi för provtagning och klassificering av avfall som uppstår från utfyllda förorenade områden utarbetas för verksamma i branschen (konsulter, entreprenörer, avfallsmottagare, myndighetspersoner med flera). Ett sätt att öka kunskapen hos branschfolk skulle kunna vara att utarbeta en vägledning för hur avfall som uppstår från förorenade områden skall provtas för att klassas på ett korrekt sätt. Vägledningen skulle kunna likna ITRC (2012) om ISM-strategin, men utarbetas för svenska förhållanden. Det är tydligt att det finns kunskapsluckor hos myndigheter och branschfolk eftersom avfall från förorenade utfyllda områden tenderar att klassificeras felaktigt utifrån de vanligaste provtagningsstrategierna. Myndigheter verkar gå med på det tillvägagångssätt som används, vilket med stor sannolikhet leder till felklassningar. Det finns i dagsläget ingen tydlig manual eller vägledning för hur provtagning i heterogent förorenade områden ska ske varför egna tolkningar har gjorts av verksamma i branschen. Det finns tendenser till att man utnyttjar det faktum att jord är ett heterogent medium. Det finns modeller som utarbetats för branschfolk att kunna bestämma hur många prover som behövs för representativa resultat inom ett heterogent förorenat område. En modell som Naturvårdsverket har utarbetat finns tillgänglig för alla men kan verka något komplicerad men är inte omöjlig att använda. Istället för att göra en statistiskt korrekt uträkning av hur många prover som behövs inom ett heterogent förorenat område används i de allra flesta fall en icke representativ strategi, vanligen konventionell rutnätsprovtagning med få stickprover. Naturvårdsverket (1997b) nämner strategier för provtagning av samlingsprov som bottnar i samma princip som ISM-strategin, att en bra skattning av den verkliga medelhalten inom heterogena områden kan göras med ett tillräckligt stort antal stickprover. I Naturvårdsverkets (1997b) rapport är dock antalet laboratorieanalyser större och förfarandet vid provtagning kan verka mer komplicerat än ISM-strategin. Det är således inga direkta nyheter att provtagning inom heterogent förorenade områden inte blir representativ med enbart fem prover. Resultaten från fältprovtagningen i det här

examensarbetet borde således inte heller komma som någon överraskning. Resultaten bekräftar det som Naturvårdsverket (1997b), Engelke et al. (2009) och ITRC (2012) påpekat om heterogenitet i förorenade fyllnadsområden och problematiken kring provtagning med ett fåtal prover i sådana områden.

För att stärka beslutsfattande i saneringsprojekt och att avfallet från saneringsprojekt klassas korrekt är det viktigt att eftersträva en provtagningsstrategi som ger en representativ bild av föroreningshalterna.

Med bakgrund i att en stor del av provtagningarna av heterogent förorenade områden i Sverige idag utförs med den konventionella rutnätsstrategin är det hög tid att en vägledning utarbetas för hur representativ provtagning utförs. Resultaten i detta examensarbete visar att provtagning genom SSP med 30 stickprover i tre replikat är ett mycket bra sätt att göra en korrekt skattning av den verkliga medelhalten. En strategi med samlingsprover sparar pengar på minskat antal laboratorieanalyser, ger bra underlag för att klassa massor på rätt sätt inför deponering eller behandling och inte minst eliminerar risken för felklassificering av förorenade områden.

Om myndigheter eller andra beställare av saneringsprojekt hade varit medvetna om osäkerheterna med slumpmässig provtagning eller konventionell rutnätsprovtagning med ett fåtal stickprover skulle knappast sådana strategier godkännas vid sanering av förorenade områden.

5 Referenser

Avfall Sverige (2007). *Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor*. Rapport 2007:1. (Elektronisk). Tillgänglig: [http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/Utveckling/2007_01.pdf] senast besökt 2012-06-10.

Columbia Analytical Services (2011). (Elektronisk). Tillgänglig: [http://www.caslab.com/News/incremental-sampling-methodology.html] senast besökt 2012-02-16.

Engelke F, Norrman J, Starzec P, Andersen L, Grøn C, Overgaard J och Refsgaard A (2009). *Inventering av provtagningsstrategier för jord, grundvatten och porgas*. Hållbar sanering, Rapport 5894. Naturvårdsverket Stockholm.

Gilbert O, R (1987). *Statistical methods for environmental pollution monitoring*. New York: John Wiley and Sons.

ITRC (Interstate Technology Regulatory Council) (2012). *Technical and Regulatory Guidance – Incremental Sampling Methodology*. (Elektronisk). Tillgänglig: [http://itrcweb.org/ism-1/pdfs/ISM-1_021512_Final.pdf] senast besökt 2012-05-15.

KIFS 2005:7. Kemikalieinspektionens föreskrifter om klassificering och märkning av kemiska produkter. Stockholm: Miljödepartementet. Tillgänglig: [http://www.kemi.se/Documents/Forfattningar/KIFS/K05_7.pdf] senast besökt 2012-06-11.

Lamé F, Honders T, Derksen G, Gadella M, (2004). Validated sampling strategy for assessing contaminants in soil stockpiles. *Environmental pollution* 134 (2005), 5-11.

Naturvårdsverket (1994). *Vägledning för miljötekniska markundersökningar. Del I Strategi*. Rapport 4310. Naturvårdsverket, Stockholm. (Elektronisk). Tillgänglig: [http://www.naturvardsverket.se/Start/Om-Naturvardsverket/Vara-publikationer/ISBN1/4000/91-620-4311-0/] senast besökt 2012-06-10.

Naturvårdsverket (1997a). *Generella riktvärden för förorenad mark, beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning*. Rapport 4638. Naturvårdsverket, Stockholm. (Elektronisk). Tillgänglig: [http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-4638-1.pdf] senast besökt 2012-06-10.

Naturvårdsverket (1997b). *Åtgärdskrav vid efterbehandling*. Vägledning för säkerställande av att acceptabla resthalter och restmängder uppnås – metoder och säkerhet. Rapport 4807. Naturvårdsverket, Stockholm. (Elektronisk). Tillgänglig: [http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-4807-4.pdf] senast besökt 2012-06-10.

Naturvårdsverket (1999). *Metodik för inventering av förorenade områden*. Rapport 4918. Naturvårdsverket, Stockholm. (Elektronisk). Tillgänglig: [http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-4918-6.pdf] senast besökt 2012-06-10.

- Naturvårdsverket (2003). Farligt avfall – Handbok enligt avfallsförordningen (SFS 2001:1063). Handbok 2003:8. (Elektronisk). Tillgänglig: [<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-0129-9.pdf>] senast besökt 2012-06-10.
- Naturvårdsverket (2011a). Naturvårdsverkets hemsida. Tillgänglig: [<http://www.naturvardsverket.se/sv/Start/Produkter-och-avfall/Avfall/Lagar-och-regler-om-avfall/Nya-avfallsregler/>] senast besökt 2012-01-02.
- Naturvårdsverket (2011c). Beräkningsverktyg för statistisk dataanalys och tolkning av resultat. Tillgänglig: [<http://www.naturvardsverket.se/sv/Start/Verksamheter-med-miljopaverkan/Fororenade-omraden/Hallbar-Sanering--kunskapsprogram/Rapportsammanfattningar--Hallbar-Sanering/Kurs-i-statistisk-dataanalys-och-tolkning-av-resultat/>] senast besökt 2012-06-08.
- Naturvårdsverket (2012a). Naturvårdsverkets årsredovisning 2011. Tillgänglig: [<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-8575-9.pdf>] senast besökt 2012-06-01.
- Naturvårdsverket (2012b). Naturvårdsverkets hemsida. Tillgänglig: [<http://www.naturvardsverket.se/Start/Verksamheter-med-miljopaverkan/Fororenade-omraden/Att-utreda-och-efterbehandla-fororenade-omraden/Riktvarden-for-fororenad-mark/Tabell-over-generella-riktvarden/>] senast besökt 2012-06-14.
- NFS (Naturvårdsverkets författningssamling) 2004:10. Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering av avfall. Stockholm: Miljödepartementet. Tillgänglig: [http://www.naturvardsverket.se/Documents/foreskrifter/nfs2004/NFS2004_10k.pdf] senast besökt 2011-06-11.
- NFS (Naturvårdsverkets författningssamling) 2011:927. Avfallsförordningen. Stockholm: Miljödepartementet. Tillgänglig: [<http://www.notisum.se/rnp/sls/lag/20110927.htm>] senast besökt 2012-06-11.
- Norrman J, Back P-E, Engelke F, Sego L och Wik O (2009). *Provtagningsstrategier för förorenad jord*. Hållbar sanering. Rapport 5888. Naturvårdsverket, Stockholm. (Elektronisk). Tillgänglig: [<http://www.naturvardsverket.se/sv/Start/Om-Naturvardsverket/Vara-publikationer/ISBN1/5800/978-91-620-5888-3/>] senast besökt 2012-06-10.
- RVF (Renhållningsverksföreningen) (2004). *Vägledning för klassificering av farligt avfall*. Rapport 2004:07.
- SFS (Svensk författningssamling) 1998:808. Miljöbalk. Stockholm: Miljödepartementet. Tillgänglig: [<http://www.notisum.se/rnp/sls/lag/19980808.HTM>] senast besökt 2012-06-11.
- SFS (Svensk författningssamling) 1998:899. Förordning om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. Stockholm: Miljödepartementet. Tillgänglig: [<http://www.notisum.se/rnp/sls/lag/19980899.HTM>] senast besökt 2012-06-11.

SFS (Svensk författningssamling) 2001:512. Förordning om deponering av avfall. Stockholm: Miljödepartementet. Tillgänglig: [<http://www.notisum.se/rnp/sls/lag/20010512.htm>] senast besökt 2012-06-11.

SFS (Svensk författningssamling) 2011:13. Miljötillsynsförordning. Stockholm: Miljödepartementet. Tillgänglig: [<http://www.notisum.se/rnp/sls/lag/20110013.htm>] senast besökt 2012-06-11.

SFS (Svensk författningssamling) 2011:927. Avfallsförordning. Stockholm: Miljödepartementet. Tillgänglig: [<http://www.notisum.se/rnp/sls/lag/20110927.htm>] senast besökt 2012-06-11.

SGF (Svenska Geotekniska Föreningen) (2004). Fälthandbok, Miljötekniska Markundersökningar, SGF Rapport 1:2004.

Muntliga källor

Bank, Anders. VD Structor Miljö Göteborg AB. Samtal under vårterminen 2012.

Engelke, Fredric. Structor Miljö Göteborg AB. Samtal under vårterminen 2012.

Föreläsning från ITRC om ISM-strategin 2012-05-08 och 2012-05-15. *Soil Sampling and Decision Making Using Incremental Sampling Methodology*.

Bilaga 1. Avfall Sveriges rekommenderade haltgränser för FA och Naturvårdsverkets generella riktvärden för KM och MKM

Tabell 1. Tabell över Avfall Sveriges rekommenderade haltgränser för klassificering av förorenade massor som FA (Avfall Sverige 2007).

Metaller	FA-gräns (mg/kg TS)
Antimon	10 000
Arsenik	1 000
Barium	10 000
Bly	2 500
Kadmium lättlösligt*	100
Kadmium icke lättlösligt*	1 000
Kobolt lättlösligt*	100
Kobolt icke lättlösligt*	2 500
Koppar	2 500
Krom VI	1 000
Krom totalt	10 000
Kvicksilver, oorganiskt	1 000
Kvicksilver, organiskt	500
Molybden	10 000
Nickel lättlösligt*	100
Nickel icke lättlösligt*	1 000
Vanadin	10 000
Zink	2 500
Organiska ämnen	
Fenoler	10 000
Klorfenoler (ej pentaklorfenol)	2 500
Pentaklorfenol	1 000
Klorbensener (ej HCB)	2 500
Hexaklorbensen	50
Flyktiga halogenerade kolväten	1 000
BTEX	1 000
Alifatiska kolväten C6-C10	1 000
Alifatiska kolväten C10-C16	10 000
Alifatiska kolväten C16-C35	10 000
Aromatiska kolväten C8-C10	1 000
Aromatiska kolväten C10-C35	1 000
Naftalen	2 500
Cancerogena PAH	100
Övriga PAH	1 000
PCB-7	10**
Dioxin	0,015
Bekämpningsmedel A	50
Bekämpningsmedel B	250
Bekämpningsmedel C	1 000
Övriga ämnen	
Cyanid (lättlöslig)	1000

* lättlöslig resp. icke lättlöslig avser högre resp. lägre löslighet än 1 mg/l.

** baseras på antagandet att PCB-7 utgör 20 % av det totala innehållet av PCB-föreningar där FA-gränsen för PCB-tot är 50 mg/kg TS.

- Bekämpningsmedel A: POP-förordningen
WHO:s klass Ia för akut toxicitet.
Direktivet om farliga ämnen (76/464/EEC) lista I
- Bekämpningsmedel B: WHO:s klass Ib och II för akut toxicitet
Direktivet om farliga ämnen (76/464/EEC) lista II
- Bekämpningsmedel C: Övriga bekämpningsmedel

Tabell 2. Tabell över Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark. KM står för känslig markanvändning och MKM mindre känslig markanvändning (Naturvårdsverket 2012b).

Ämne	KM (mg/kg TS)	MKM (mg/kg TS)	Kommentar
Antimon	12	30	
Arsenik	10	25	
Barium	200	300	
Bly	50	400	
Kadmium	0,5	15	
Kobolt	15	35	
Koppar	80	200	
Krom totalt	80	150	Om andelen krom (VI) är större än 1 % av den totala kromhalten bör även krom(VI) riskbedömas
Krom (VI)	2	10	Anm 2
Kvikksilver	0,25	2,5	
Molybden	40	100	
Nickel	40	120	
Vanadin	100	200	
Zink	250	500	
Cyanid total	30	120	
Cyanid fri	0,4	1,5	Anm 2
Summa fenol och kresoler	1,5	5	Anm 2
Summa klorfenoler (mono - penta)	0,5	3	Anm 2
Summa mono- och diklorbensener	5	15	Anm 1,2
Triklorbensener	1	10	
Summa tetra- och pentaklorbensener	0,5	2	
Hexaklorbensen	0,035	2	
Diklormetan	0,08	0,25	Anm 1,2
Dibromklormetan	0,5	2	Anm 1,2
Bromdiklormetan	0,06	1	Anm 1,2
Triklormetan	0,4	1,2	Anm 1,2
Koltetraklorid (Tetraklormetan)	0,08	0,35	Anm 1,2
1,2-dikloreten	0,02	0,06	Anm 1,2
1,2-dibrometan	0,0015	0,025	Anm 1,2
1,1,1-trikloreten	5	30	Anm 1,2
Trikloreten	0,2	0,6	Anm 1,2
Tetrakloreten	0,4	1,2	Anm 1,2
Dinitrotoluen (2,4)	0,05	0,5	Anm 2
PCB-7	0,008	0,2	PCB-7 antas vara 20 % av PCB-tot
Dioxin (TCDD-ekv WHO-TEQ)	0,00002	0,0002	Inkluderar även dioxinliknande PCB
PAH L	3	15	PAH med låg molekylvikt
PAH M	3	20	PAH med medelhög molekylvikt
PAH H	1	10	PAH med hög molekylvikt
Bensen	0,012	0,04	Anm 1,2
Toluen	10	40	Anm 1,2
Etylbensen	10	50	Anm 1,2
Xylen	10	50	Anm 1,2
Alifat >C5-C8	12	80	Anm 1,2
Alifat >C8-C10	20	120	Anm 1
Alifat >C10-C12	100	500	Anm 1
Alifat >C12-C16	100	500	
Alifat >C5-C16	100	500	Summa av alifatfraktioner ovan
Alifat >C16-C35	100	1000	
Aromat >C8-C10	10	50	
Aromat >C10-C16	3	15	
Aromat >C16-C35	10	30	
MTBE	0,2	0,6	Anm 1,2

Anm 1: Ämnena som i stor utsträckning kan förekomma i porluft. Kompletterande analyser av markluft och inomhusluft rekommenderas.

Anm 2: Ämnena som i stor utsträckning kan förekomma i grundvatten. Kompletterande analyser av grundvatten rekommenderas.

Bilaga 2. Avfall Sveriges ekvationer för att bedöma om avfallet som helhet ska klassas som FA

$$\left(\sum \frac{P_{T+}}{0,001} + \sum \frac{P_T}{0,03} + \sum \frac{P_{Xn}}{0,25} \right) \geq 1$$

Där P_{T+} = koncentrationen av varje mycket giftigt ämne

P_T = koncentrationen av varje giftigt ämne

P_{Xn} = koncentrationen av varje hälsoskadligt ämne

$$\left(\sum \frac{P_{R35}}{0,01} + \sum \frac{P_{R34}}{0,05} + \sum \frac{P_{R41}}{0,1} + \sum \frac{P_{R36,R37,R38}}{0,2} \right) \geq 1$$

Där P_{R35} = koncentrationen av varje starkt frätande ämne

P_{R34} = koncentrationen av varje frätande ämne

P_{R41} = koncentrationen av varje ämne med risk för allvarliga ögonskador

$P_{R36, R37, R38}$ = koncentrationen av varje ämne som är irriterande för ögonen, andningsorganen eller huden.

$$\left(\sum \frac{P_{R50-53}}{0,0025} + \sum \frac{P_{R51-53}}{0,025} + \sum \frac{P_{R52-53} + P_{R50} + P_{R52} + P_{R53}}{0,25} \right) \geq 1$$

Där P_{R50-53} = koncentrationen av varje ämne som är mycket giftigt för vattenlevande organismer och kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön

P_{R51-53} = koncentrationen av varje ämne som är giftigt för vattenlevande organismer och kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön

P_{R52-53} = koncentrationen av varje ämne som är skadligt för vattenlevande organismer och kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön

P_{R50} = koncentrationen av varje ämne som är mycket giftigt för vattenlevande organismer

P_{R52} = koncentrationen av varje ämne som är skadligt för vattenlevande organismer

P_{R53} = koncentrationen av varje ämne som kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön

(Avfall Sverige 2007)

Bilaga 3. Provtagningsplan 100 enskilda prover och förklaring till provbeteckningar

Proverna som skickades till ALS Scandinavia AB för analys har provbeteckningar som behöver förklaras för att förstås. Nedan följer en förklaring av provbeteckningar och vilken provtagningsstrategi de hör till. Analyssvar från provtagningen finns i bilaga 4.

100 enskilda prover

Samtliga enskilda prover som togs för att bestämma den verkliga medelhalten har alla provbeteckningen ”**2x2 E**” som bas. Efter E följer en bokstav från A-J och sedan ett tal mellan 1-10, dessa båda representerar den ruta om 2*2 m som provet tagits inom. Efter talet mellan 1-10 finns ett tal mellan 1-16 som visar vilken delruta om 0,5*0,5 m som provet slumpats ut inom.

De enskilda proverna som togs har provbeteckning enligt följande princip:

2x2 E(A-J) (1-10):(1-16)

Exempel: För ett prov i ruta G10, delruta 14 blir det: **2x2 EG 10:14** (se provtagningsplanen i figur 1 nedan)

Två samlingsprover från de 100 enskilda provpunkterna analyserades. Dessa heter **2x2 SEH 1** (samlingsprov efter homogenisering i cementblandaren) och **2x2 SFH 2** (samlingsprov före homogenisering i cementblandaren).

SSP

Från SSP skickades nio prover till analys, tre prover från var och en av de tre serierna (A, B och C), provbeteckningen står inom parentes:

- Efter en enklare homogenisering med trädgårdsspade i baljan (**ISM:SA:O1**, **ISM:SB:O2** och **ISM:SC:O1**)
- Efter homogenisering i cementblandaren, prover tagna från ett antal olika punkter och djup (**ISM:SA:C1**, **ISM:SB:C1** och **ISM:SC:C1**)
- Efter homogenisering i cementblandaren, materialet hållt i baljan och provtagning genomförd enligt ett mönster (**ISM:SA:ISM 1**, **ISM:SB:ISM 1** och **ISM:SC:ISM 1**)

Konventionell rutnätsprovtagning

Från den konventionella rutnätsprovtagningen skickades fem enskilda prover från den första omgången för analys samt två samlingsprover från första och andra omgången.

Provbeteckningarna är följande:

- De enskilda proverna från första omgången betecknades **KE 1:1 – KE 1:5**
- Samlingsproverna heter **KS 1** och **KS 2** där KS 1 är från första omgången (markerat med grönt i figur 12) och KS 2 är från andra omgången (markerat med gult i figur 12)

Slumpartad provtagning

Den slumpartade provtagningen resulterade i tio enskilda prover som skickades för analys, fem prover från två omgångar. De betecknades enligt följande:

- Första omgången: **PE 1:1 – PE 1:5**
- Andra omgången: **PE 2:1 – PE 2:5**

Samplingsprovtagning i schakthögar

Fyra prover skickades för analys från samlingsprovtagningen i schakthögar (ett prov från varje schakthög). Proverna betecknades **SS:1, SS:2, SS:3** och **SS:4**.

A1:13	B1:12	C1:1	D1:3	E1:12	F1:15	G1:15	H1:16	I1:2	J1:5
A2:10	B2:1	C2:1	D2:12	E2:11	F2:15	G2:10	H2:10	I2:9	J2:3
A3:16	B3:9	C3:6	D3:10	E3:13	F3:15	G3:16	H3:8	I3:14	J3:9
A4:12	B4:16	C4:8	D4:3	E4:13	F4:6	G4:8	H4:6	I4:2	J4:10
A5:7	B5:14	C5:5	D5:16	E5:1	F5:1	G5:7	H5:7	I5:5	J5:7
A6:3	B6:15	C6:8	D6:3	E6:9	F6:15	G6:4	H6:2	I6:7	J6:1
A7:4	B7:12	C7:12	D7:9	E7:16	F7:14	G7:11	H7:11	I7:15	J7:2
A8:3	B8:11	C8:16	D8:14	E8:10	F8:11	G8:2	H8:13	I8:11	J8:16
A9:16	B9:11	C9:14	D9:7	E9:15	F9:5	G9:1	H9:3	I9:12	J9:10
A10:12	B10:13	C10:4	D10:15	E10:6	F10:2	G10:14	H10:16	I10:2	J10:8

Figur 1. Provtagningsplan med provbeteckningar för 100 enskilda prover.

Bilaga 4. Analyssvar från provtagningen i fält

Efterföljande sidor innehåller analyssvaren från fältprovtagningen.

Rapport

Sida 1 (13)



L1208029

YQIK0KF8QC



Projekt **Isabelles Exjobb**

Structor Miljö Göteborg AB
Anders Bank

Registrerad **2012-04-12**
Utfärdad **2012-04-24**

Kungsgatan 18
411 19 Göteborg

Analys: MS1-JM

Er beteckning	2x2 EG 10:14					
Labnummer	U10746725					
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet ($\pm$)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	77.5	2%	%	1	V	FRLE
As	57.1	15.6	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	799	183	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	4.64	1.08	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	44.1	10.8	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	127	25	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	673	141	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	0.857	0.258	mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	139	36	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	1600	326	mg/kg TS	2	H	DKA
V	47.5	10.2	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	2880	547	mg/kg TS	2	H	DKA
Provtagare: Isabelle Larsson Provtagningsdatum: 20120402-20120404						

Er beteckning	2x2 EH 1:16					
Labnummer	U10746726					
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet ($\pm$)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	86.9	2%	%	1	V	FRLE
As	2.46	0.69	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	103	24	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	0.153	0.038	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	5.34	1.29	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	21.0	4.2	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	23.4	5.0	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	15.2	4.0	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	86.7	17.7	mg/kg TS	2	H	DKA
V	22.6	4.8	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	120	22	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EH 2:10						
Labnummer U10746727						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	86.9	2%	%	1	V	FRLE
As	2.56	0.71	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	112	26	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	0.182	0.044	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	4.47	1.08	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	14.9	3.0	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	25.0	5.2	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	12.3	3.2	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	33.4	6.8	mg/kg TS	2	H	DKA
V	21.1	4.5	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	159	30	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EH 3:8						
Labnummer U10746728						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	87.0	2%	%	1	V	FRLE
As	2.62	0.73	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	130	30	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	0.311	0.074	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	4.48	1.12	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	17.6	3.5	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	27.1	5.7	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	13.4	3.8	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	44.5	9.1	mg/kg TS	2	H	DKA
V	20.1	4.3	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	266	50	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EH 4:6						
Labnummer U10746729						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	84.5	2%	%	1	V	FRLE
As	4.35	1.21	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	125	29	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	0.647	0.152	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	4.72	1.16	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	19.2	3.9	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	35.8	7.5	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	13.1	3.6	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	53.6	11.0	mg/kg TS	2	H	DKA
V	37.1	7.9	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	258	48	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EH 5:7						
Labnummer U10746730						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	83.3	2%	%	1	V	FRLE
As	11.8	3.2	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	297	68	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	2.68	0.62	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	7.32	1.81	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	49.5	9.8	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	239	50	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	0.292	0.090	mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	24.3	6.4	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	675	138	mg/kg TS	2	H	DKA
V	31.4	6.6	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	684	128	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EH 6:2						
Labnummer U10746731						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	82.6	2%	%	1	V	FRLE
As	11.4	3.1	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	108	25	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	0.335	0.080	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	6.12	1.48	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	10.4	2.1	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	65.4	13.8	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	13.7	3.7	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	64.3	13.1	mg/kg TS	2	H	DKA
V	32.2	7.1	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	164	32	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EH 7:11						
Labnummer U10746732						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	82.5	2%	%	1	V	FRLE
As	28.4	7.7	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	143	33	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	0.951	0.221	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	6.95	1.68	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	13.6	2.8	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	73.9	15.6	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	17.1	4.6	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	71.9	14.7	mg/kg TS	2	H	DKA
V	33.5	7.1	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	188	36	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EH 8:13						
Labnummer U10746733						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	81.8	2%	%	1	V	FRLE
As	43.2	11.8	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	276	63	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	16.0	3.7	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	3.25	0.82	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	39.5	7.8	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	186	39	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	8.86	2.36	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	84.7	17.6	mg/kg TS	2	H	DKA
V	42.3	9.0	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	764	146	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EH 9:3						
Labnummer U10746734						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	78.9	2%	%	1	V	FRLE
As	64.8	17.7	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	196	45	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	1.22	0.29	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	11.2	2.7	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	17.4	3.6	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	87.5	18.5	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	29.1	7.6	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	120	25	mg/kg TS	2	H	DKA
V	46.6	10.1	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	382	73	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EH 10:16						
Labnummer U10746735						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	84.6	2%	%	1	V	FRLE
As	5.14	1.41	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	181	43	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	1.11	0.26	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	4.74	1.14	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	13.6	2.8	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	73.1	15.4	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	13.7	3.6	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	215	45	mg/kg TS	2	H	DKA
V	13.5	2.9	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	556	105	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning		2x2 EI 1:2				
Labnummer		U10746736				
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	87.2	2%	%	1	V	FRLE
As	3.05	0.85	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	139	32	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	0.273	0.067	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	5.45	1.36	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	20.4	4.0	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	35.5	7.5	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	17.8	4.8	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	68.1	13.9	mg/kg TS	2	H	DKA
V	25.7	5.5	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	286	54	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning		2x2 EI 2:9				
Labnummer		U10746737				
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	86.1	2%	%	1	V	FRLE
As	2.38	0.67	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	129	30	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	0.256	0.065	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	4.35	1.06	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	16.7	4.0	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	22.3	4.7	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	11.9	3.1	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	39.1	8.1	mg/kg TS	2	H	DKA
V	24.3	5.2	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	210	39	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning		2x2 EI 3:14				
Labnummer		U10746738				
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	88.1	2%	%	1	V	FRLE
As	3.36	0.93	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	134	32	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	0.464	0.112	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	4.88	1.19	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	20.4	4.0	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	51.1	10.8	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	18.9	5.0	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	200	41	mg/kg TS	2	H	DKA
V	22.9	4.9	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	277	52	mg/kg TS	2	H	DKA

Rapport

Sida 6 (13)



L1208029

YQIK0KF8QC



Er beteckning 2x2 EI 4:2						
Labnummer U10746739						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	87.7	2%	%	1	V	FRLE
As	2.91	0.81	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	128	29	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	0.316	0.075	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	4.75	1.15	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	15.7	3.8	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	32.9	7.4	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	13.2	3.5	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	52.7	10.9	mg/kg TS	2	H	DKA
V	23.3	4.9	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	204	38	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EI 5:5						
Labnummer U10746740						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	85.8	2%	%	1	V	FRLE
As	13.7	3.8	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	610	140	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	1.59	0.37	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	9.98	2.43	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	63.7	12.5	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	441	92	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	61.7	16.1	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	235	48	mg/kg TS	2	H	DKA
V	36.2	7.8	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	851	160	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EI 6:7						
Labnummer U10746741						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	75.7	2%	%	1	V	FRLE
As	25.7	7.2	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	353	81	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	9.33	2.16	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	10.4	2.5	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	58.5	11.6	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	230	49	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	25.0	6.6	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	91.8	19.4	mg/kg TS	2	H	DKA
V	68.9	14.6	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	774	145	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EI 7:15						
Labnummer U10746742						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	83.6	2%	%	1	V	FRLE
As	19.9	5.5	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	95.0	21.7	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	1.42	0.33	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	3.94	0.95	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	18.0	4.2	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	53.7	11.4	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	11.2	3.0	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	73.6	15.3	mg/kg TS	2	H	DKA
V	21.2	4.6	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	269	51	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EI 8:11						
Labnummer U10746743						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	81.4	2%	%	1	V	FRLE
As	72.0	19.8	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	246	56	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	3.84	0.89	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	11.2	2.7	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	16.2	3.2	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	139	30	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	32.1	8.4	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	139	28	mg/kg TS	2	H	DKA
V	56.4	12.0	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	966	183	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EI 9:12						
Labnummer U10746744						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	72.4	2%	%	1	V	FRLE
As	106	29	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	76.5	17.9	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	9.34	2.17	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	13.3	3.2	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	33.3	6.9	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	37.0	7.8	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	32.0	8.4	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	21.5	4.5	mg/kg TS	2	H	DKA
V	46.7	9.9	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	280	53	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EI 10:2						
Labnummer U10746745						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	69.7	2%	%	1	V	FRLE
As	47.5	13.0	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	676	155	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	6.42	1.49	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	10.9	2.7	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	84.3	17.6	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	251	53	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	0.423	0.126	mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	31.4	8.3	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	250	52	mg/kg TS	2	H	DKA
V	41.6	8.8	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	1500	282	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EJ 1:5						
Labnummer U10746746						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	87.8	2%	%	1	V	FRLE
As	3.78	1.05	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	147	34	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	0.420	0.098	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	6.21	1.50	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	34.5	6.8	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	51.7	10.8	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	0.281	0.088	mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	21.9	5.8	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	137	28	mg/kg TS	2	H	DKA
V	26.4	5.6	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	401	75	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EJ 2:3						
Labnummer U10746747						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	91.1	2%	%	1	V	FRLE
As	2.66	0.76	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	127	29	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	0.308	0.074	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	4.70	1.16	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	12.9	2.6	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	39.7	8.3	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	11.5	3.0	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	819	172	mg/kg TS	2	H	DKA
V	23.6	5.1	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	256	48	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EJ 3:9						
Labnummer U10746748						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	86.2	2%	%	1	V	FRLE
As	4.28	1.20	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	139	32	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	0.452	0.106	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	5.58	1.35	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	19.4	3.9	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	52.3	11.1	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	15.9	4.4	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	78.2	16.5	mg/kg TS	2	H	DKA
V	24.6	5.3	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	245	47	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EJ 4:10						
Labnummer U10746749						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	88.6	2%	%	1	V	FRLE
As	4.71	1.31	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	149	34	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	0.421	0.098	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	5.17	1.26	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	20.0	3.9	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	45.8	9.7	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	14.3	4.1	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	474	98	mg/kg TS	2	H	DKA
V	25.7	5.4	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	270	51	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EJ 5:7						
Labnummer U10746750						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	89.1	2%	%	1	V	FRLE
As	4.86	1.34	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	135	31	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	0.578	0.140	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	5.54	1.34	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	22.2	4.8	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	29.6	6.3	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	13.6	3.6	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	64.4	13.2	mg/kg TS	2	H	DKA
V	22.7	4.9	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	175	33	mg/kg TS	2	H	DKA

Rapport

Sida 10 (13)



L1208029

YQIK0KF8QC



Er beteckning 2x2 EJ 6:1						
Labnummer U10746751						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	82.1	2%	%	1	V	FRLE
As	26.7	7.3	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	458	107	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	3.64	0.84	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	8.24	2.01	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	56.1	11.2	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	128	27	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	0.289	0.088	mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	25.0	6.8	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	71.8	14.8	mg/kg TS	2	H	DKA
V	50.6	10.7	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	529	101	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EJ 7:2						
Labnummer U10746752						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	92.6	2%	%	1	V	FRLE
As	8.35	2.30	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	170	39	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	1.22	0.28	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	7.92	1.91	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	28.2	5.7	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	62.5	13.2	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	21.1	5.6	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	58.7	12.1	mg/kg TS	2	H	DKA
V	26.4	5.6	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	289	55	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EJ 8:16						
Labnummer U10746753						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	74.0	2%	%	1	V	FRLE
As	42.1	11.6	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	1750	408	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	2.77	0.64	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	27.0	6.5	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	363	72	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	831	175	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	0.250	0.075	mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	70.6	18.4	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	308	63	mg/kg TS	2	H	DKA
V	42.2	9.0	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	2500	470	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EJ 9:10						
Labnummer U10746754						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	71.7	2%	%	1	V	FRLE
As	41.8	11.4	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	498	117	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	6.16	1.50	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	16.9	4.1	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	51.8	10.4	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	221	46	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	0.404	0.127	mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	34.3	9.1	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	460	99	mg/kg TS	2	H	DKA
V	39.3	8.3	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	1550	294	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EJ 10:8						
Labnummer U10746755						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	72.3	2%	%	1	V	FRLE
As	13.0	3.6	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	346	80	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	2.40	0.56	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	11.2	2.7	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	41.9	8.4	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	252	53	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	1.73	0.52	mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	30.7	8.0	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	671	143	mg/kg TS	2	H	DKA
V	37.5	7.9	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	1950	367	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 SFH 2						
Labnummer U10746756						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	87.5	2%	%	1	V	FRLE
As	15.5	4.3	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	312	73	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	4.56	1.07	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	10.9	2.7	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	37.2	7.3	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	262	55	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	0.440	0.131	mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	36.5	9.6	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	773	158	mg/kg TS	2	H	DKA
V	33.3	7.1	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	571	110	mg/kg TS	2	H	DKA

Rapport

Sida 12 (13)



L1208029

YQIK0KF8QC



Er beteckning		2x2 SEH 1				
Labnummer		U10746757				
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	87.3	2%	%	1	V	FRLE
As	11.8	3.3	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	363	84	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	2.14	0.51	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	11.3	2.7	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	42.4	8.4	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	253	53	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	0.220	0.067	mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	45.9	12.0	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	185	39	mg/kg TS	2	H	DKA
V	33.4	7.1	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	559	105	mg/kg TS	2	H	DKA

Rapport

Sida 13 (13)



L1208029

YQIK0KF8QC



	Metod
1	Analys enligt TS enligt SS 02 81 13-1.
2	Provet har torkats vid 105°C enligt svensk standard SS028113. Analysprovet har torkats vid 50°C och elementhalterna TS-korrigerats. Upplösning har skett i mikrovågsugn med 5 ml konc. HNO ₃ + 0.5 ml H ₂ O ₂ . Analysprovet har siktats genom en 2 mm siktduk. Analys har skett enligt EPA –metoder (modifierade) 200.7 (ICP-AES) och 200.8 (ICP-MS).

	Godkännare
DKA	Dan Krekula
FRLE	Fredrik Lehto

	Utf ¹
H	ICP-SFMS
V	Våtkemi

* efter parameternamn indikerar icke ackrediterad analys.

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement", ISO, Geneva, Switzerland 1993) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten gäller endast det identifierade, mottagna och provade materialet.

Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webbplats www.alsglobal.se

Den digitalt signerade PDF filen representerar originalrapporten. Alla utskrifter från denna är att betrakta som kopior.

¹ Utförande teknisk enhet (inom ALS Scandinavia) eller anlitat laboratorium (underleverantör).

Rapport

Sida 1 (18)



L1208027

Z8G407MM7A



Projekt **Isabelles Exjobb**

Structor Miljö Göteborg AB
Anders Bank

Registrerad **2012-04-12**
Utfärdad **2012-04-30**

Kungsgatan 18
411 19 Göteborg

Analys: MS1-JM

Er beteckning	SS:1					
Labnummer	U10746626					
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet ($\pm$)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	80.1	2%	%	1	V	FRLE
As	18.6	5.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	410	94	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	1.60	0.38	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	19.9	4.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	108	22	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	1410	298	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	0.407	0.120	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	197	53	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	387	79	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	62.3	13.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	970	182	mg/kg TS	2	H	ENMU
Provtagare: Isabelle Larsson Provtagningsdatum: 20120402-20120404						

Er beteckning	SS:2					
Labnummer	U10746627					
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet ($\pm$)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	81.8	2%	%	1	V	FRLE
As	6.80	1.87	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	195	45	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.674	0.158	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	7.63	1.85	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	26.8	5.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	173	36	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	0.555	0.165	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	24.1	6.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	113	23	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	39.7	8.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	311	58	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning SS:3						
Labnummer U10746628						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	74.9	2%	%	1	V	FRLE
As	10.7	2.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	242	55	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	2.56	0.59	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	9.52	2.31	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	40.6	8.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	332	70	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	0.228	0.076	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	26.6	7.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	172	36	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	49.2	10.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	689	131	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning SS:4						
Labnummer U10746629						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	72.8	2%	%	1	V	FRLE
As	33.5	9.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	107	25	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	4.59	1.09	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	7.54	1.83	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	28.7	5.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	68.7	14.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	19.9	5.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	49.7	10.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	40.9	8.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	521	100	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning KE 1:1						
Labnummer U10746630						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	92.9	2%	%	1	V	FRLE
As	1.69	0.49	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	83.7	19.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.258	0.063	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	5.64	1.39	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	15.1	3.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	28.3	6.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	12.6	3.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	47.2	9.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	20.1	4.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	174	33	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning		KE 1:2				
Labnummer		U10746631				
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	91.9	2%	%	1	V	FRLE
As	4.44	1.26	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	190	44	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.506	0.119	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	5.87	1.42	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	21.3	4.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	55.1	11.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	0.553	0.164	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	17.8	4.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	104	21	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	29.5	6.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	415	78	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning		KE 1:3				
Labnummer		U10746632				
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	88.6	2%	%	1	V	FRLE
As	2.83	0.79	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	117	27	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.433	0.102	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	7.48	1.81	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	26.0	5.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	39.5	8.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	15.5	4.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	72.8	14.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	24.6	5.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	227	43	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning		KE 1:4				
Labnummer		U10746633				
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	80.4	2%	%	1	V	FRLE
As	12.8	3.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	670	160	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	1.23	0.28	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	19.6	4.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	97.0	19.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	139	30	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	0.505	0.150	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	40.3	10.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	116	24	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	54.9	12.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	791	152	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning KE 1:5						
Labnummer U10746634						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	65.6	2%	%	1	V	FRLE
As	139	38	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	240	55	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	28.3	6.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	9.47	2.29	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	103	21	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	174	37	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	24.7	6.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	253	52	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	80.9	17.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	1110	208	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning KS 1						
Labnummer U10746635						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	83.1	2%	%	1	V	FRLE
As	21.8	6.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	186	43	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	3.06	0.71	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	7.17	1.73	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	37.3	7.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	70.3	15.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	0.247	0.074	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	19.9	5.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	87.2	17.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	35.9	7.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	429	81	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning KS 2						
Labnummer U10746636						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	87.6	2%	%	1	V	FRLE
As	7.29	2.17	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	294	68	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	1.26	0.30	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	10.7	2.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	31.9	6.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	226	48	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	0.554	0.168	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	36.0	9.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	149	32	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	31.2	6.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	705	136	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning		PE 1:1				
Labnummer		U10746637				
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	77.9	2%	%	1	V	FRLE
As	26.5	7.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	597	138	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	3.26	0.76	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	12.2	2.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	57.9	11.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	371	78	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	2.37	0.70	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	33.7	8.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	804	168	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	34.6	7.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	1150	215	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning		PE 1:2				
Labnummer		U10746638				
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	94.2	2%	%	1	V	FRLE
As	51.4	14.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	46.3	10.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.761	0.177	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	49.0	11.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	216	43	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	426	89	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	342	90	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	145	30	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	22.6	4.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	111	21	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning		PE 1:3				
Labnummer		U10746639				
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	77.4	2%	%	1	V	FRLE
As	88.8	24.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	438	100	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	11.7	2.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	5.05	1.22	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	179	35	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	212	44	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.3		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	16.0	4.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	270	55	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	70.5	14.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	321	60	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning PE 1:4						
Labnummer U10746640						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	88.1	2%	%	1	V	FRLE
As	3.47	0.96	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	146	33	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.441	0.103	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	6.11	1.48	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	23.3	4.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	45.4	9.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	0.360	0.107	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	17.6	4.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	81.6	16.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	30.6	6.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	287	55	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning PE 1:5						
Labnummer U10746641						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	72.6	2%	%	1	V	FRLE
As	72.9	19.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	181	41	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	5.96	1.38	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	9.34	2.26	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	44.5	9.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	88.9	18.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.3		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	26.3	6.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	119	24	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	45.7	9.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	425	80	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning PE 2:1						
Labnummer U10746642						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	85.1	2%	%	1	V	FRLE
As	5.06	1.40	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	179	43	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	1.07	0.25	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	7.79	1.91	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	30.4	6.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	48.0	10.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	20.1	5.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	124	26	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	24.2	5.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	234	44	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning		PE 2:2				
Labnummer		U10746643				
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	87.4	2%	%	1	V	FRLE
As	3.48	0.96	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	146	33	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.290	0.068	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	6.02	1.46	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	19.9	4.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	32.1	6.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.3		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	17.2	4.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	52.0	10.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	29.0	6.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	190	36	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning		PE 2:3				
Labnummer		U10746644				
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	79.0	2%	%	1	V	FRLE
As	14.5	4.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	455	104	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	1.57	0.36	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	10.0	2.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	51.6	10.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	969	203	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	2.14	0.63	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	28.3	7.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	338	69	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	39.5	8.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	921	173	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning		PE 2:4				
Labnummer		U10746645				
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	63.3	2%	%	1	V	FRLE
As	215	59	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	85.4	20.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	21.4	5.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	8.19	1.98	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	93.4	18.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	69.8	14.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	16.9	4.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	30.0	6.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	93.0	19.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	367	69	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning		PE 2:5				
Labnummer		U10746646				
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	72.2	2%	%	1	V	FRLE
As	46.4	12.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	809	185	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	7.79	1.81	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	17.7	4.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	88.1	17.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	273	57	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	0.678	0.202	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	48.8	12.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	430	89	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	46.3	9.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	2830	533	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning		ISM:SA:O 1				
Labnummer		U10746647				
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	85.7	2%	%	1	V	FRLE
As	14.3	3.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	471	108	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	2.65	0.61	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	13.0	3.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	56.4	11.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	184	39	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	52.5	13.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	163	33	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	36.5	7.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	527	99	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning		ISM:SA:C 1				
Labnummer		U10746648				
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	87.2	2%	%	1	V	FRLE
As	17.1	4.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	293	67	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	3.64	0.84	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	11.8	2.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	45.3	9.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	202	42	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	50.4	13.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	246	50	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	42.3	8.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	621	117	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning ISM:SA:ISM 1						
Labnummer U10746649						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	89.1	2%	%	1	V	FRLE
As	14.2	3.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	304	69	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	3.07	0.71	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	11.1	2.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	74.6	14.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	184	39	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	37.7	9.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	207	42	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	37.5	7.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	561	105	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning ISM:SB:O 2						
Labnummer U10746650						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	85.3	2%	%	1	V	FRLE
As	10.3	2.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	290	66	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	3.61	0.84	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	10.9	2.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	34.9	6.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	222	47	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	0.235	0.070	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	27.7	7.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	266	54	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	26.1	5.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	516	97	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning ISM:SB:C 1						
Labnummer U10746651						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	86.2	2%	%	1	V	FRLE
As	12.0	3.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	308	70	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	3.59	0.83	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	11.0	2.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	33.8	7.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	225	47	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	31.2	8.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	195	40	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	28.7	6.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	512	96	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning ISM:SB:ISM 1						
Labnummer U10746652						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	86.5	2%	%	1	V	FRLE
As	17.0	4.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	370	84	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	3.06	0.71	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	11.8	2.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	58.6	12.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	255	53	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	31.7	8.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	204	42	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	31.4	6.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	534	100	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning ISM:SC:O 1						
Labnummer U10746653						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	85.7	2%	%	1	V	FRLE
As	12.2	3.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	255	58	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	2.33	0.54	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	10.7	2.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	35.9	7.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	246	52	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	0.209	0.064	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	27.4	7.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	201	41	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	36.0	7.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	517	97	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning ISM:SC:C 1						
Labnummer U10746654						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	87.2	2%	%	1	V	FRLE
As	10.5	2.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	231	53	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	1.90	0.44	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	10.3	2.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	50.5	10.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	190	40	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	32.9	8.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	234	48	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	31.5	6.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	468	88	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning ISM:SC:ISM 1						
Labnummer U10746655						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	85.9	2%	%	1	V	FRLE
As	10.6	2.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	240	55	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	1.88	0.44	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	10.5	2.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	32.5	6.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	183	38	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	28.1	7.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	228	46	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	32.3	6.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	485	91	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EA 1:13						
Labnummer U10746656						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	79.6	2%	%	1	V	FRLE
As	13.2	3.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	1730	396	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	1.55	0.36	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	10.8	2.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	62.8	12.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	1110	234	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	0.313	0.094	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	76.5	20.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	411	84	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	331	70	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	1360	256	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EA 2:10						
Labnummer U10746657						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	91.6	2%	%	1	V	FRLE
As	1.14	0.34	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	74.4	17.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.340	0.080	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	4.81	1.16	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	13.3	2.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	21.6	4.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	10.1	2.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	55.6	11.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	20.5	4.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	199	37	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EA 3:16						
Labnummer U10746658						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	89.0	2%	%	1	V	FRLE
As	14.5	4.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	195	45	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	2.56	0.61	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	20.3	5.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	79.5	16.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	223	47	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	200	53	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	173	36	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	37.3	8.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	2170	407	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EA 4:12						
Labnummer U10746659						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	87.8	2%	%	1	V	FRLE
As	4.30	1.19	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	170	39	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	1.04	0.26	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	9.43	2.29	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	32.0	6.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	82.7	17.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	26.5	6.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	113	23	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	28.7	6.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	551	104	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EA 5:7						
Labnummer U10746660						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	92.6	2%	%	1	V	FRLE
As	12.2	3.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	175	40	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	1.73	0.40	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	19.4	4.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	55.4	11.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	374	78	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	79.8	20.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	188	38	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	28.8	6.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	1170	220	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EA 6:3						
Labnummer U10746661						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	84.0	2%	%	1	V	FRLE
As	19.1	5.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	620	142	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	2.69	0.63	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	15.8	3.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	43.9	8.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	573	120	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	0.824	0.245	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	40.9	10.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	419	85	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	25.1	5.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	1080	202	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EA 7:4						
Labnummer U10746662						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	80.3	2%	%	1	V	FRLE
As	30.8	8.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	1570	360	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	1.38	0.32	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	21.8	5.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	92.0	18.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	734	154	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	58.2	15.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	324	66	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	85.9	18.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	834	157	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EA 8:3						
Labnummer U10746663						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	85.1	2%	%	1	V	FRLE
As	11.1	3.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	1120	255	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	22.7	5.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	14.9	3.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	80.2	16.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	1120	234	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	47.6	12.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	494	101	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	54.6	11.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	1490	279	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EA 9:16						
Labnummer U10746664						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	83.9	2%	%	1	V	FRLE
As	5.82	1.59	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	497	114	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.485	0.113	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	12.0	2.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	69.2	14.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	108	23	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	32.8	8.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	95.6	19.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	37.5	7.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	250	47	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EA 10:12						
Labnummer U10746665						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	88.5	2%	%	1	V	FRLE
As	6.28	1.72	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	300	69	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.588	0.137	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	16.2	3.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	21.3	4.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	145	30	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	0.420	0.126	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	39.1	10.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	117	24	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	86.8	18.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	323	61	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EB 1:12						
Labnummer U10746666						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	87.1	2%	%	1	V	FRLE
As	4.05	1.11	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	173	40	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.408	0.095	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	5.82	1.41	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	20.4	4.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	44.7	9.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	16.8	4.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	71.2	14.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	27.9	5.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	259	49	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EB 2:1						
Labnummer U10746667						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	88.3	2%	%	1	V	FRLE
As	4.86	1.34	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	126	29	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.379	0.089	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	6.27	1.52	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	24.9	5.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	40.5	8.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	25.6	6.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	87.8	17.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	26.0	5.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	245	46	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EB 3:9						
Labnummer U10746668						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	85.5	2%	%	1	V	FRLE
As	7.31	2.00	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	125	29	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.588	0.136	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	7.35	1.77	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	28.0	5.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	57.8	12.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	26.2	6.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	156	32	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	32.7	6.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	356	67	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EB 4:16						
Labnummer U10746669						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	91.2	2%	%	1	V	FRLE
As	0.775	0.256	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	74.5	17.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.463	0.108	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	11.0	2.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	18.4	3.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	39.4	8.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	19.6	5.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	56.2	11.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	24.9	5.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	333	62	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EB 5:14						
Labnummer U10746670						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	84.2	2%	%	1	V	FRLE
As	24.1	6.6	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	404	92	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	2.84	0.67	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	30.1	7.3	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	86.5	17.1	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	591	125	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	0.532	0.157	mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	121	32	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	719	147	mg/kg TS	2	H	DKA
V	32.8	7.1	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	1140	218	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EB 6:15						
Labnummer U10746671						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	76.8	2%	%	1	V	FRLE
As	20.4	5.6	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	739	169	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	5.73	1.33	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	25.0	6.1	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	87.6	17.3	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	494	104	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	0.617	0.190	mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	85.8	22.4	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	585	120	mg/kg TS	2	H	DKA
V	42.6	9.0	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	1760	332	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EB 7:12						
Labnummer U10746672						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	83.5	2%	%	1	V	FRLE
As	9.37	2.56	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	276	63	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	1.96	0.46	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	7.44	1.84	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	23.5	4.7	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	168	35	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	0.404	0.121	mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	27.7	7.3	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	148	30	mg/kg TS	2	H	DKA
V	29.3	6.2	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	456	86	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EB 8:11						
Labnummer U10746673						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	82.0	2%	%	1	V	FRLE
As	5.88	1.61	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	328	75	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	1.72	0.40	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	6.48	1.59	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	29.8	6.0	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	449	94	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	1.58	0.48	mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	21.8	5.7	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	217	45	mg/kg TS	2	H	DKA
V	24.8	5.2	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	821	155	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EB 9:11						
Labnummer U10746674						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	85.2	2%	%	1	V	FRLE
As	10.8	3.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	379	87	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	1.87	0.43	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	15.6	3.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	89.6	18.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	426	89	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	0.261	0.078	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	84.1	21.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	254	52	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	26.4	5.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	1080	203	mg/kg TS	2	H	ENMU

Rapport

Sida 18 (18)



L1208027

Z8G407MM7A



	Metod
1	Analys enligt TS enligt SS 02 81 13-1.
2	Provet har torkats vid 105°C enligt svensk standard SS028113. Analysprovet har torkats vid 50°C och elementhalterna TS-korrigerats. Upplösning har skett i mikrovågsugn med 5 ml konc. HNO ₃ + 0.5 ml H ₂ O ₂ . Analysprovet har siktats genom en 2 mm siktduk. Analys har skett enligt EPA –metoder (modifierade) 200.7 (ICP-AES) och 200.8 (ICP-MS).

	Godkännare
DKA	Dan Krekula
ENMU	Enrico Muth
FRLE	Fredrik Lehto

	Utf ¹
H	ICP-SFMS
V	Våtkemi

* efter parameternamn indikerar icke ackrediterad analys.

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement", ISO, Geneva, Switzerland 1993) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten gäller endast det identifierade, mottagna och provade materialet.

Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webbplats www.alsglobal.se

Den digitalt signerade PDF filen representerar originalrapporten. Alla utskrifter från denna är att betrakta som kopior.

¹ Utförande teknisk enhet (inom ALS Scandinavia) eller anlitat laboratorium (underleverantör).

Rapport

Sida 1 (18)



L1208028

ZHHJDCWQKQ



Projekt **Isabelles Exjobb**

Structor Miljö Göteborg AB
Anders Bank

Registrerad **2012-04-12**
Utfärdad **2012-05-03**

Kungsgatan 18
411 19 Göteborg

Analys: MS1-JM

Er beteckning	2x2 EB 10:13					
Labnummer	U10746675					
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet ($\pm$)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	81.3	2%	%	1	V	FRLE
As	6.75	1.85	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	440	101	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	1.48	0.34	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	13.9	3.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	37.7	8.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	177	37	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	1.00	0.30	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	48.5	12.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	71.4	14.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	116	25	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	498	94	mg/kg TS	2	H	ENMU
Provtagare: Isabelle Larsson Provtagningsdatum: 20120402-20120404						

Er beteckning	2x2 EC 1:1					
Labnummer	U10746676					
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet ($\pm$)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	87.0	2%	%	1	V	FRLE
As	3.65	1.01	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	123	28	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.394	0.092	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	5.44	1.31	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	19.2	3.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	39.7	8.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	15.7	4.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	84.6	17.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	23.1	4.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	328	62	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EC 2:1						
Labnummer U10746677						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	87.9	2%	%	1	V	FRLE
As	4.18	1.15	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	148	34	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.676	0.157	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	5.67	1.38	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	20.5	4.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	69.6	14.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	16.3	4.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	118	24	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	26.1	5.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	227	42	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EC 3:6						
Labnummer U10746678						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	88.6	2%	%	1	V	FRLE
As	5.53	1.52	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	138	32	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.550	0.128	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	6.31	1.53	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	22.1	4.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	48.4	10.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	17.2	4.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	88.7	18.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	28.6	6.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	178	34	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EC 4:8						
Labnummer U10746679						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	85.1	2%	%	1	V	FRLE
As	3.63	1.00	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	121	28	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.482	0.112	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	5.61	1.35	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	20.2	4.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	48.4	10.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	17.7	4.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	83.1	17.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	24.6	5.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	276	52	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EC 5:5						
Labnummer U10746680						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	92.0	2%	%	1	V	FRLE
As	2.81	0.78	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	118	27	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	1.12	0.26	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	10.3	2.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	20.4	4.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	88.8	18.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	37.3	9.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	222	45	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	18.5	3.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	334	63	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EC 6:8						
Labnummer U10746681						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	90.0	2%	%	1	V	FRLE
As	21.7	5.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	207	47	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	1.54	0.36	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	30.7	7.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	73.6	14.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	527	110	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	118	31	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	2740	558	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	22.2	4.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	583	109	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EC 7:12						
Labnummer U10746682						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	80.1	2%	%	1	V	FRLE
As	8.17	2.24	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	406	93	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	1.75	0.40	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	14.9	3.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	75.0	14.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	542	114	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	0.593	0.178	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	41.2	10.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	341	69	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	35.0	7.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	510	96	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EC 8:16						
Labnummer U10746683						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	80.2	2%	%	1	V	FRLE
As	9.80	2.68	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	129	31	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.860	0.225	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	6.55	1.59	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	18.9	3.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	1420	299	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	0.325	0.097	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	19.1	5.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	187	40	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	31.0	6.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	737	139	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EC 9:14						
Labnummer U10746684						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	81.7	2%	%	1	V	FRLE
As	14.8	4.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	448	102	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	2.10	0.49	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	16.7	4.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	47.5	9.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	1010	211	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	0.730	0.218	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	40.4	10.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	336	69	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	40.2	8.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	819	154	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EC 10:4						
Labnummer U10746685						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	74.9	2%	%	1	V	FRLE
As	19.2	5.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	689	159	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	1.42	0.33	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	10.9	2.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	52.7	10.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	2240	470	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	29.8	7.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	377	77	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	71.5	15.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	933	175	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 ED 1:3						
Labnummer U10746686						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	88.5	2%	%	1	V	FRLE
As	3.58	0.99	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	139	32	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.417	0.097	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	7.91	1.92	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	26.0	5.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	42.3	8.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	29.6	7.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	55.8	11.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	30.4	6.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	352	66	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 ED 2:12						
Labnummer U10746687						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	88.5	2%	%	1	V	FRLE
As	4.51	1.24	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	136	31	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	1.68	0.39	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	5.72	1.39	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	19.4	3.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	58.4	12.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	17.3	4.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	121	25	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	26.4	5.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	214	40	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 ED 3:10						
Labnummer U10746688						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	86.8	2%	%	1	V	FRLE
As	4.14	1.14	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	131	30	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.426	0.099	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	6.24	1.51	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	21.4	4.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	54.8	11.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	18.2	4.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	128	26	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	28.8	6.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	202	38	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 ED 4:3						
Labnummer U10746689						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	88.5	2%	%	1	V	FRLE
As	5.05	1.39	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	145	33	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.423	0.099	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	5.92	1.43	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	22.3	4.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	50.0	10.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	17.3	4.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	80.7	16.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	28.8	6.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	198	37	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 ED 5:16						
Labnummer U10746690						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	79.3	2%	%	1	V	FRLE
As	24.3	6.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	281	64	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	1.39	0.33	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	27.7	6.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	141	28	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	439	92	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	0.470	0.142	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	150	39	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	453	92	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	46.1	9.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	775	145	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 ED 6:3						
Labnummer U10746691						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	86.2	2%	%	1	V	FRLE
As	17.5	4.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	273	62	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	1.19	0.28	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	44.8	10.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	96.9	19.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	298	63	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	0.220	0.067	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	108	28	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	294	60	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	41.2	8.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	652	122	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning		2x2 ED 7:9				
Labnummer		U10746692				
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	83.4	2%	%	1	V	FRLE
As	9.12	2.49	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	483	111	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	1.60	0.37	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	18.0	4.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	96.4	19.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	479	100	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	0.809	0.242	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	53.9	14.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	528	108	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	44.3	9.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	735	138	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning		2x2 ED 8:14				
Labnummer		U10746693				
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	81.6	2%	%	1	V	FRLE
As	17.1	4.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	641	146	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	2.20	0.51	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	15.6	3.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	61.8	12.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	2100	440	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	2.47	0.73	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	48.0	12.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	419	86	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	37.2	7.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	1080	202	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning		2x2 ED 9:7				
Labnummer		U10746694				
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	85.2	2%	%	1	V	FRLE
As	21.9	6.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	448	102	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	2.39	0.55	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	25.2	6.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	84.4	16.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	354	74	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	0.314	0.100	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	77.7	20.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	448	92	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	29.6	6.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	973	183	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 ED 10:15						
Labnummer U10746695						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	79.1	2%	%	1	V	FRLE
As	17.8	4.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	457	104	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	3.03	0.70	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	17.5	4.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	53.6	10.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	446	93	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	0.694	0.207	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	39.5	10.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	383	78	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	40.6	8.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	770	144	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EE 1:12						
Labnummer U10746696						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	89.4	2%	%	1	V	FRLE
As	2.75	0.76	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	123	28	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.216	0.052	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	5.17	1.25	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	17.4	3.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	49.2	10.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	12.9	3.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	33.7	6.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	23.8	5.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	127	24	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EE 2:11						
Labnummer U10746697						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	89.5	2%	%	1	V	FRLE
As	2.57	0.72	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	123	28	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.211	0.052	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	4.52	1.09	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	18.1	3.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	27.6	5.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	13.5	3.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	32.5	6.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	20.0	4.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	124	23	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EE 3:13						
Labnummer U10746698						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	86.8	2%	%	1	V	FRLE
As	4.90	1.34	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	124	28	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.863	0.200	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	7.80	1.89	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	25.3	5.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	60.3	12.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	19.6	5.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	87.2	17.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	32.6	6.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	278	52	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EE 4:13						
Labnummer U10746699						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	84.9	2%	%	1	V	FRLE
As	18.3	5.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	182	42	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	2.98	0.69	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	17.2	4.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	69.3	13.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	246	52	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	0.502	0.150	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	82.3	21.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	797	162	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	37.5	8.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	674	127	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EE 5:1						
Labnummer U10746700						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	94.3	2%	%	1	V	FRLE
As	<0.5		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	39.2	9.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.233	0.055	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	3.06	0.75	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	3.71	0.82	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	44.1	9.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	5.59	1.46	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	32.5	6.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	7.23	1.54	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	187	35	mg/kg TS	2	H	ENMU

Rapport

Sida 10 (18)



L1208028

ZHHJDCWQKQ



Er beteckning 2x2 EE 6:9						
Labnummer U10746701						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	84.1	2%	%	1	V	FRLE
As	36.8	10.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	332	76	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	1.86	0.43	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	76.3	18.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	170	33	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	674	141	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	223	58	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	326	66	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	54.0	11.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	955	179	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EE 7:16						
Labnummer U10746702						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	71.7	2%	%	1	V	FRLE
As	30.8	8.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	591	135	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	3.09	0.72	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	16.5	4.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	57.4	11.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	350	73	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	1.35	0.40	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	54.4	14.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	1030	210	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	43.7	9.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	1340	252	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EE 8:10						
Labnummer U10746703						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	79.6	2%	%	1	V	FRLE
As	66.1	18.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	924	211	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	7.12	1.65	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	40.1	9.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	134	27	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	444	93	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	0.426	0.129	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	207	54	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	1120	229	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	31.3	6.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	1580	297	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EE 9:15						
Labnummer U10746704						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	85.8	2%	%	1	V	FRLE
As	101	28	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	276	63	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	2.02	0.47	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	45.7	11.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	166	33	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	553	116	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	374	97	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	251	51	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	19.6	4.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	817	153	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EE 10:6						
Labnummer U10746705						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	84.6	2%	%	1	V	FRLE
As	38.4	10.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	580	132	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	3.61	0.84	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	33.2	8.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	106	21	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	491	103	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	0.505	0.152	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	124	32	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	662	135	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	34.0	7.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	1240	232	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EF 1:15						
Labnummer U10746706						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	89.3	2%	%	1	V	FRLE
As	2.15	0.60	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	132	30	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.204	0.049	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	4.33	1.06	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	16.4	3.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	20.7	4.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	13.6	3.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	36.6	7.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	21.0	4.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	130	24	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EF 2:15						
Labnummer U10746707						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	89.3	2%	%	1	V	FRLE
As	3.21	0.89	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	124	28	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.292	0.069	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	10.3	2.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	16.8	3.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	26.5	5.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	16.5	4.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	86.0	17.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	26.6	5.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	181	34	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EF 3:15						
Labnummer U10746708						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	88.4	2%	%	1	V	FRLE
As	3.33	0.92	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	146	33	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.374	0.087	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	5.65	1.36	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	17.1	3.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	35.6	7.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	14.7	3.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	63.4	13.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	26.4	5.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	218	41	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EF 4:6						
Labnummer U10746709						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	91.1	2%	%	1	V	FRLE
As	2.55	0.71	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	78.9	18.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.734	0.173	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	4.95	1.20	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	12.7	2.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	67.4	14.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	12.1	3.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	111	23	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	24.2	5.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	394	74	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EF 5:1						
Labnummer U10746710						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	93.7	2%	%	1	V	FRLE
As	0.996	0.304	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	67.1	15.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.248	0.058	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	5.51	1.34	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	8.36	1.80	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	33.7	7.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	11.2	2.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	46.6	9.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	17.4	3.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	242	45	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EF 6:15						
Labnummer U10746711						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	82.7	2%	%	1	V	FRLE
As	16.8	4.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	239	55	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	1.37	0.32	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	13.0	3.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	35.5	7.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	129	27	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	33.2	8.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	256	52	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	41.4	8.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	543	102	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EF 7:14						
Labnummer U10746712						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	74.5	2%	%	1	V	FRLE
As	16.6	4.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	442	101	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	1.76	0.41	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	10.2	2.5	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	30.6	6.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	239	50	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	1.12	0.33	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	30.7	8.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	560	114	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	28.9	6.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	732	137	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EF 8:11						
Labnummer U10746713						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	79.0	2%	%	1	V	FRLE
As	35.7	9.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	733	167	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	3.84	0.89	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	16.3	3.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	61.9	12.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	374	78	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	1.92	0.57	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	56.6	14.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	891	182	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	33.0	7.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	1270	238	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EF 9:5						
Labnummer U10746714						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	86.4	2%	%	1	V	FRLE
As	26.6	7.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	438	100	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	1.98	0.46	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	14.0	3.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	44.7	8.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	310	65	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	0.255	0.077	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	46.4	12.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	415	85	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	38.7	8.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	647	121	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EF 10:2						
Labnummer U10746715						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	79.0	2%	%	1	V	FRLE
As	55.1	15.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	547	125	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	3.60	0.83	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	46.8	11.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	139	28	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	509	107	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	0.269	0.081	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	181	47	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	499	102	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	48.3	10.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	1260	236	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EG 1:15						
Labnummer U10746716						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	86.9	2%	%	1	V	FRLE
As	2.77	0.77	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	132	30	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.286	0.068	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	4.83	1.17	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	12.0	2.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	24.9	5.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	12.2	3.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	43.1	8.8	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	26.2	5.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	172	32	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EG 2:10						
Labnummer U10746717						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	88.3	2%	%	1	V	FRLE
As	2.06	0.58	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	124	28	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.258	0.061	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	4.74	1.14	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	12.5	2.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	21.5	4.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	12.6	3.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	37.3	7.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	23.4	4.9	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	150	28	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EG 3:16						
Labnummer U10746718						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	83.2	2%	%	1	V	FRLE
As	7.13	1.95	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	190	43	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.506	0.119	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	6.58	1.59	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	16.1	3.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	551	116	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	17.5	4.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	90.3	18.4	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	39.4	8.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	301	57	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EG 4:8						
Labnummer U10746719						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	86.2	2%	%	1	V	FRLE
As	4.88	1.34	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	100	23	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.538	0.126	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	3.86	0.94	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	54.7	11.1	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	42.8	9.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	7.70	2.06	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	94.5	19.2	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	31.9	6.7	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	302	57	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EG 5:7						
Labnummer U10746720						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	89.9	2%	%	1	V	FRLE
As	2.39	0.67	mg/kg TS	2	H	ENMU
Ba	135	31	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cd	0.441	0.104	mg/kg TS	2	H	ENMU
Co	5.89	1.43	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cr	17.9	3.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Cu	41.1	8.6	mg/kg TS	2	H	ENMU
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	ENMU
Ni	15.4	4.0	mg/kg TS	2	H	ENMU
Pb	132	27	mg/kg TS	2	H	ENMU
V	25.3	5.3	mg/kg TS	2	H	ENMU
Zn	280	53	mg/kg TS	2	H	ENMU

Er beteckning 2x2 EG 6:4						
Labnummer U10746721						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	86.5	2%	%	1	V	FRLE
As	4.35	1.20	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	56.3	12.9	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	0.561	0.131	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	3.09	0.75	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	10.4	2.2	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	26.8	5.7	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	<0.2		mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	6.73	1.84	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	28.0	5.7	mg/kg TS	2	H	DKA
V	20.5	4.3	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	321	60	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EG 7:11						
Labnummer U10746722						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	70.7	2%	%	1	V	FRLE
As	32.5	8.9	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	1580	362	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	4.97	1.15	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	11.5	2.8	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	166	33	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	427	90	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	1.38	0.41	mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	23.0	6.0	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	340	69	mg/kg TS	2	H	DKA
V	34.3	7.3	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	1680	316	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EG 8:2						
Labnummer U10746723						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	78.9	2%	%	1	V	FRLE
As	13.6	3.7	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	307	70	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	4.20	0.97	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	5.99	1.45	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	42.3	8.4	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	287	60	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	2.26	0.67	mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	15.8	4.2	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	557	114	mg/kg TS	2	H	DKA
V	24.1	5.1	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	1010	191	mg/kg TS	2	H	DKA

Er beteckning 2x2 EG 9:1						
Labnummer U10746724						
Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS	68.4	2%	%	1	V	FRLE
As	33.6	9.2	mg/kg TS	2	H	DKA
Ba	541	124	mg/kg TS	2	H	DKA
Cd	5.56	1.29	mg/kg TS	2	H	DKA
Co	10.9	2.6	mg/kg TS	2	H	DKA
Cr	51.4	10.1	mg/kg TS	2	H	DKA
Cu	259	55	mg/kg TS	2	H	DKA
Hg	0.888	0.267	mg/kg TS	2	H	DKA
Ni	40.9	10.8	mg/kg TS	2	H	DKA
Pb	391	80	mg/kg TS	2	H	DKA
V	31.6	6.7	mg/kg TS	2	H	DKA
Zn	1080	203	mg/kg TS	2	H	DKA

Rapport

Sida 18 (18)



L1208028

ZHHJDCWQKQ



	Metod
1	Analys enligt TS enligt SS 02 81 13-1.
2	Provet har torkats vid 105°C enligt svensk standard SS028113. Analysprovet har torkats vid 50°C och elementhalterna TS-korrigerats. Upplösning har skett i mikrovågsugn med 5 ml konc. HNO ₃ + 0.5 ml H ₂ O ₂ . Analysprovet har siktats genom en 2 mm siktduk. Analys har skett enligt EPA –metoder (modifierade) 200.7 (ICP-AES) och 200.8 (ICP-MS).

	Godkännare
DKA	Dan Krekula
ENMU	Enrico Muth
FRLE	Fredrik Lehto

	Utf ¹
H	ICP-SFMS
V	Våtkemi

* efter parameternamn indikerar icke ackrediterad analys.

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement", ISO, Geneva, Switzerland 1993) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten gäller endast det identifierade, mottagna och provade materialet.

Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webbplats www.alsglobal.se

Den digitalt signerade PDF filen representerar originalrapporten. Alla utskrifter från denna är att betrakta som kopior.

¹ Utförande teknisk enhet (inom ALS Scandinavia) eller anlitat laboratorium (underleverantör).