

Golder Associates

Anders Personsgatan 12
SE-416 64 Göteborg
Tel: +46 31 700 82 30
Fax: +46 31 700 82 31
www.golder.se



**LÄDERFABRIKEN
KLIPPANS KOMMUN**

Riskbedömning



För:
Klippans kommun
264 80 KLIPPAN

2007-05-02

0570233

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1.0	BAKGRUND OCH SYFTE.....	2
2.0	ARBETSMETODIK OCH AVGRÄNSNINGAR	2
3.0	SAMMANFATTNING AV GENOMFÖRDA UNDERSÖKNINGAR.....	3
3.1	Allmänt.....	3
3.2	Historik.....	4
3.3	Områdesförhållanden	5
3.3.1	Geologiska och hydrogeologiska förhållanden	5
3.4	Mark inom det f d industriområdet	6
3.4.1	Provtagning och analyser	6
3.4.2	Föroreningssituationen	6
3.4.3	Laktester	10
3.5	Mark i villaområde och skogsområdet	12
3.6	Grundvatten.....	14
3.6.1	Provtagning och analyser	14
3.6.2	Föroreningssituationen	16
3.7	Ytvatten och sediment	18
3.7.1	Provtagning och analyser	18
3.7.2	Föroreningssituationen	20
3.8	Bäljane å.....	22
3.8.1	Provtagning och analyser	22
3.8.2	Föroreningssituationen	23
3.9	Byggnader	25
3.9.1	Provtagning och analyser	25
3.9.2	Föroreningssituationen	25
4.0	FÖRORENINGSSPRIDNING.....	26
4.1	Pågående spridning.....	26
4.1.1	Krom	26
4.1.2	Arsenik.....	27
4.2	Framtida spridningsrisker (Nollalternativet)	28
4.2.1	Krom	28
4.2.2	Arsenik.....	29
5.0	HÄLSORISKER	31
5.1	Inom läderfabriksområdet.....	31
5.2	Villaområdet och skogsområdet	33
5.3	Slam- och spaltläderdeponierna	34
5.4	Utanför området.....	34
6.0	MILJÖRISKER	35
6.1	Läderfabriksområdet.....	35
6.2	Villaområdet och skogsområdet	35
6.3	Slam- och spaltläderdeponierna	36
7.0	MILJÖRISKER I BÄLJANE Å	36
7.1	Nuläge	36
7.2	Framtiden	37
8.0	SLUTSATSER	38
9.0	REKOMMENDATIONER	39

1.0 BAKGRUND OCH SYFTE

Golder Associates AB (Golder) har av Klippans kommun fått i uppdrag att inom ramen för en huvudstudie genomföra en fördjupad riskbedömning och åtgärdsutredning för f.d. Klippans Läderfabrik (Läderfabriken). Syftet med föreliggande riskbedömning är att den skall ligga till grund för åtgärdsutredningen och i förlängningen för beslut om vilka åtgärder som skall vidtas vid Läderfabriken.

2.0 ARBETSMETODIK OCH AVGRÄNSNINGAR

Föreliggande rapport summerar resultaten av i huvudsak två undersökningsskeden; Dels en fas genomförd under 2002, dels den pågående huvudstudiefasen år 2005-2006. Vidare har resultaten av de kontrollprogram som genomförts av grundvatten sedan 1996 använts. Följande rapporter har huvudsakligen utgjort underlag till riskbedömningen:

Läderfabriken Översiktlig miljöteknisk markundersökning fas 2. KM 1997-09-19.

Läderfabriken Inventering och riskklassning Orienterande fas (fas 1). KM 1997-04-24

Efterbehandling av garverireningsdammar och spaltläder deponi. Slutrapport. KM 1997

Fördjupad miljöteknisk markundersökning. J&W. 2002-12-03

Undersökning av föroreningsnivåns och grundvattennivåns variation över tiden vid Klippans läderfabrik mars – december 2003. SGI 2004-03-15.

PM Kompletterande miljöteknisk markundersökning Läderfabriken, Klippan WSP Environmental 2005-09-28

Rapport Bäljane å Alcontrol 2005-10-05

Klippans läderfabrik Rapport (Byggnader) Ramböll 2005-11-10

Rapport Bäljane å Alcontrol 2006-01-11

Sammanställning alla data (Excelfil) WSP Environmental 2006-03-09

Kort PM Jordprovtagning skogsområde. WSP Environmental 2006-03-23

Klippans kunskapsprojekt – Arsenik och krom, Klippans läderfabrik, SGI 2006-10-06

PM Läderfabriken Klippans kommun. Kompletterande jordprovtagning i villaträdgårdar väster om fabriksbyggnad, Översiktlig analys med fältinstrument. Golder Associates AB 2007-02-05

Resultatrapport Läderfabriken Klippans kommun. Kompletterande jordprovtagning i angränsande villaområde och skogsområde. Golder Associates AB 2007-02-05

Bedömningen av hälsorisker och miljörisker på platsen är gjord dels för rådande förhållanden, dels för en framtida mer känslig markanvändning. Observera att det är riskerna vid rådande förhållanden som driver saneringsbehoven och inte risker som kan uppstå vid en känsligare markanvändning. Saneringen ger dock möjlighet att området kan användas med mindre risker och restriktioner än under rådande förhållanden. Detta gäller t ex villaträdgårdarna i området där miljöförvaltningen idag avråder från intag av grödor från egen trädgård. Vidare bygger riskbedömningen på den kunskap beträffande toxicitet, kemiskt och fysikaliska egenskaper som för närvarande finns om aktuella föroreningar. Riskbedömningen avseende påträffade markföroreningar i skogsområdet och i

villaområdet utanför det direkta f d industriområdet är översiktlig då utredningar och undersökningar för dessa områden kommer att kompletteras under förberedelseskedet. Tidsperspektivet för framtida förhållanden är 50 – 100 år.

Platsspecifika riktvärden har inte beräknats inom ramen för denna riskbedömning. Det har inom projektet konstaterats att platsspecifika riktvärden inte skulle tillföra riskbedömningen ytterligare information i detta skede. Fokus för riskbedömningen har varit aktuell föroreningsituation, exponeringsvägar och skyddsobjekt. Dock kommer acceptabla resthalter för vissa delområden att tas fram i förberedelseskedet.

3.0 SAMMANFATTNING AV GENOMFÖRDA UNDERSÖKNINGAR

3.1 Allmänt

F d Klippans läderfabrik ligger i norra delen av Klippans samhälle. Undersökningsområdets area undantaget villaområdet är ca 50 000 m² varav knappt 20 % är bebyggt. I stort kan objektet delas in i följande delområden. (se även illustration i *figur 3.1*):

Fabriksbyggnader: Södra delen av Läderfabriksområdet med i huvudsak tomma och fallfärdiga byggnader. Två byggnadsdelar används för närvarande för bilverkstad respektive kontorsverksamhet.

Fyllnadsområde: Området norr om byggnaderna är utfyllt med jord som bl a innehåller fasta processavfall som spaltläder och rivningsrester (tegel, trä, betong m m). Dessa tillförda massor kallas hädanefter fyllnadsmassor.

Deponiområde: Vid åtgärderna 1996 konstruerades två st deponier, slamdeponin och spaltläderdeponin.

Uppehållsdamm: Vid åtgärderna 1996 grävdes arsenik- och kromhaltigt avfall ut från detta område varvid en damm bildades. Detta avfall ligger nu i slamdeponin. Dammens funktion är att samla upp potentiellt förorenat ytvatten från byggnader och förorenat grundvatten från omgivningen.

Skogsområde: Området har inte åtgärdats tidigare. Man misstänker dock att diken och gamla processavloppsvattenledningar från industribyggnaderna tidigare passerat området.

Villaområde: Väster om byggnaderna ligger ett villaområde som kontaminerats av arsenik.

Bäljane å: Norr om markområdet ligger Bäljane å som är recipient för yt- och grundvatten. Bäljane å mynnar i Rönne å ca 2 km öster om området.



Figur 3.1 Delområden inom och invid Läderfabriken..

3.2 Historik

Läderfabriken startade sin verksamhet 1906 och den pågick fram till 1986. Garvning med krom har med säkerhet skett sedan 1920, det mesta troligen med trevärt krom även om användning av sexvärt krom nämns i historiska dokument. Det är t ex tänkbart att man på garveriet tillverkade trevärt krom från inköpt sexvärt. Borttagning av underhudsfett, smuts m m har med säkerhet gjorts med natriumsulfid men det finns även uppgifter som nämner att arseniksulfid användes under 1920-30-talet. Det ryktas även om att hudar som importerades från Afrika var impregnerade med ett arsenikinnehållande preparat.

Processvatten från verksamheten leddes fram till 1932 direkt ut till Bäljane å. Mellan 1932 och 1965 leddes processavloppsvattnet via fyra sedimentationsdammar som låg invid Bäljane å ut till ån. Från 1965 och framåt avleddes processavloppsvattnet till kommunens avloppsreningsverk, som släpper ut behandlat avloppsvatten från Klippans tätort till Bäljane å ett hundratal meter uppströms Läderfabriken. Från 1975 renades fabriken processavloppsvatten också internt i en krom innan det släpptes till kommunens spillvattennät.

De fyra sedimentationsdammarna nere vid ån var fyllda med stora mängder avskiljda partiklar med höga krom- och arsenikhalter. Dessa dammar åtgärdades 1996 varvid avfallet samlades ihop i en deponi som försågs med en kvalificerad täckning ("slamdeponi"). Även ett område mellan byggnaderna och sedimentationsdammarna, där stora mängder kromhaltigt spaltläder använts för utfyllning, täcktes också på samma sätt ("spaltläderdeponi"). I samband med åtgärderna konstruerades även en utjämningsdamm där en uppföljning av vattenkvaliteten i området kunde göras.

3.3 Områdesförhållanden

3.3.1 Geologiska och hydrogeologiska förhållanden

Området sluttar relativt brant ned mot Bäljane å. Lutningen är idag måttlig men var troligen ursprungligt betydligt större. Nivåskillnaden mellan Bäljane å och byggnadsområdet är ca 20 m. Enligt SGUs kartblad och genomförda miljötekniska undersökningar består jordlagren i området av fyllnadsmassor, följt av sand, lera/siltig lera och därefter morän. Närmast Bäljane å saknas sanden och fyllnadsmassorna eller avfallet kan ligga direkt på relativt tät finkorniga jord. Under byggnaderna är sandlagret ställvis ganska mäktigt (flera meter). Fyllnadsmassornas mäktighet varierar också kraftigt inom området. I deponierna är det flera meter mäktiga lager (upp till 10 m) medan fyllnadslagret tunnare ut söderut och är obetydligt under södra delen av befintliga byggnader.

Grundvattnet som återfinns i sanden ovan leran har en huvudsaklig strömningsriktning norrut mot Bäljane å. I de södra delarna av området (byggnaderna) ligger grundvattnet 5 – 6 m under markytan. Vattenytan faller sedan med topografin norrut mot ån och en utströmning kan ske där leran går i dagen. Betydande utströmning av grundvatten bedöms ske diffust till ovan nämnda uppehållsdamm och direkt till ån men också i eller kring dränerande dagvatten- och processavloppsledningar som ligger i området. Dessa ledningar mynnar i ån eller i uppehållsdammen.

Grundvattenytan ligger på de flesta ställen i naturlig sand, men i några punkter finns förorenade massor under grundvattenytan. Exempel på sådana platser är norra delen av spaltläderdeponin och delar av utfyllnadsområdet.

3.4 Mark inom det f d industriområdet

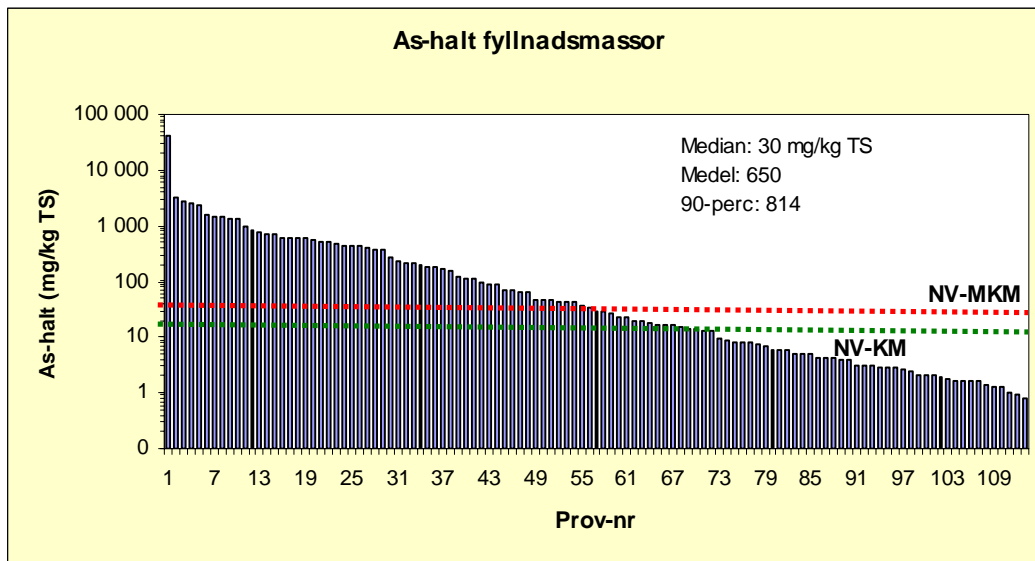
3.4.1 Provtagning och analyser

Provtagning av jord (fyllnadsmassor, avfall i deponierna och naturlig jord) har skett i sammanlagt 69 punkter inom området. Jordprover har tagits ut skiktvis (0,1 – 0,5 m) ned till naturlig jord och ofta flera meter ned i naturlig jord. 570 jordprover har analyserats med fältinstrument (XRF och PID) och/eller på laboratorium. Nästan alla tagna jordprover har analyserats m a p tungmetaller (XRF och/eller laboratorium) och kvalitativt m a p flyktiga ämnen med PID. Ett urval av jordproverna har analyserats m a p organiska ämnen (PAH, petroleumkolväten och BTEX). Främst har de jordprover där någon form av indikation på organisk förorening analyserats ("riktat provurval").

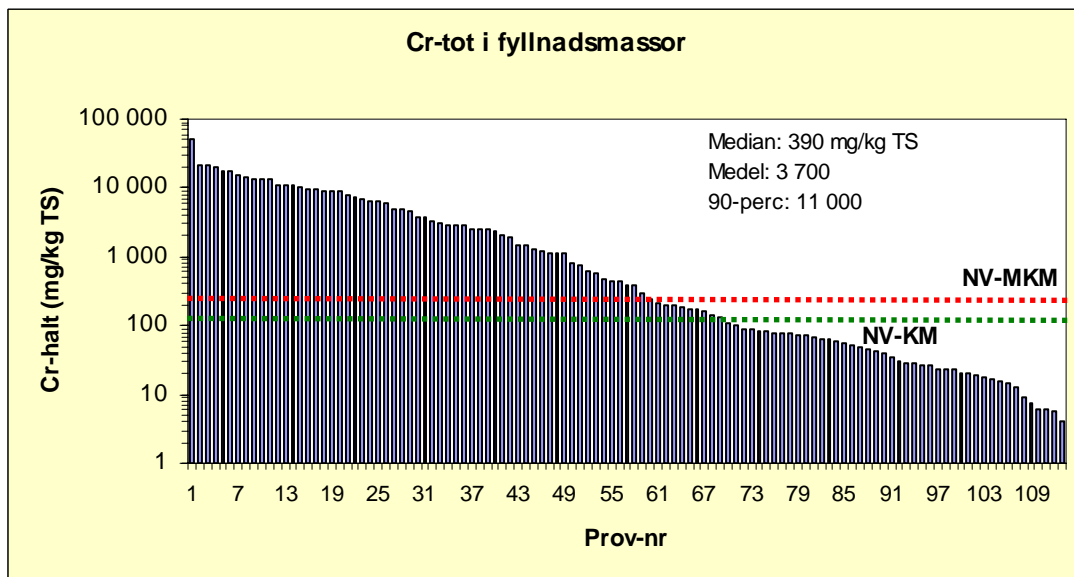
3.4.2 Föroreningssituationen

Av genomförda provtagningar och analyser framgår sammanfattningsvis följande:

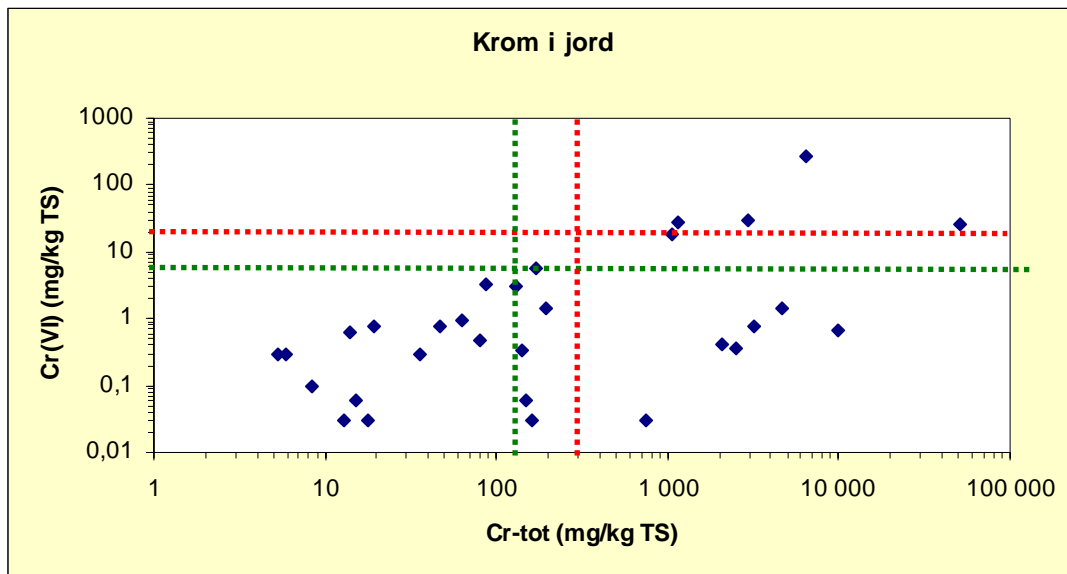
- Höga eller mycket höga halter av främst arsenik och krom har uppmätts i fyllnadsmassor inom hela området utom längst i söder (se *figur 3.3* och *figur 3.4*). De lägsta halterna uppmätts i södra delen av området, i gränserna mot andra fastigheter och i ytliga täckmassor på deponierna. Högst halter uppmätts i deponerat avfall. Halterna av arsenik och krom korrelerar inte alltid även om höga halter av arsenik ofta påträffas i samma prover som höga kromhalter påvisas. I vissa prover (<10 %) är dock halten av krom mycket höga medan arsenikhalterna är låga och vice versa. Andelen sexvärt krom är i allmänhet mycket liten och uppgår i de flesta proverna till några procent (se *figur 3.5*). Det förefaller som om andelen sexvärt krom är högst i de prover som togs och analyserades år 2002 då Analytica AB genomförde analyserna. Andelen sexvärt krom i de senaste undersökningarna, då Alcontrol analyserade, var betydligt lägre. I fyllnadsmassorna förekommer också ställvis förhöjda halter av andra tungmetaller som zink, koppar och bly tillsammans med de höga arsenik- och kromhalterna. De i figurerna redovisade medelhalterna är beräknade aritmetiska medelvärden. De verkliga medelhalterna av arsenik och krom är sannolikt lägre än de aritmetiska medelvärdena eftersom föroreningshalterna är log-normalfördelade och inte normalfördelade.
- Mängden förorenade massor inom utfyllnadsområdet har uppskattats till ca 32 000 m³. Krom- och arsenikmängderna i dessa massor har av WSP beräknats till 60 respektive 10 ton.
- Avfallsmängden i slam- och spaltläderdeponin har uppskattats till drygt 40 000 m³. Mängderna krom och arsenik i avfallet är mycket stora och kan mycket grovt uppskattas till 200 ton krom och 20 ton arsenik. Uppskattningen bygger på aritmetiska medelvärden av ett tiotal prover och är därmed osäker.



Figur 3.3 Uppmätta arsenikhalter i fyllnadsmassor och deponerat avfall inom Klippans läderfabrik.

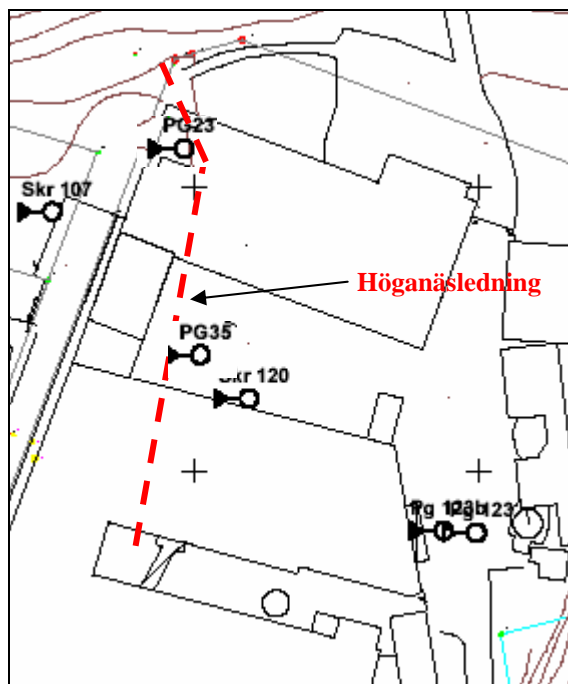


Figur 3.4 Uppmätta totalchromhalter i fyllnadsmassor och deponerat avfall inom Klippans läderfabrik.

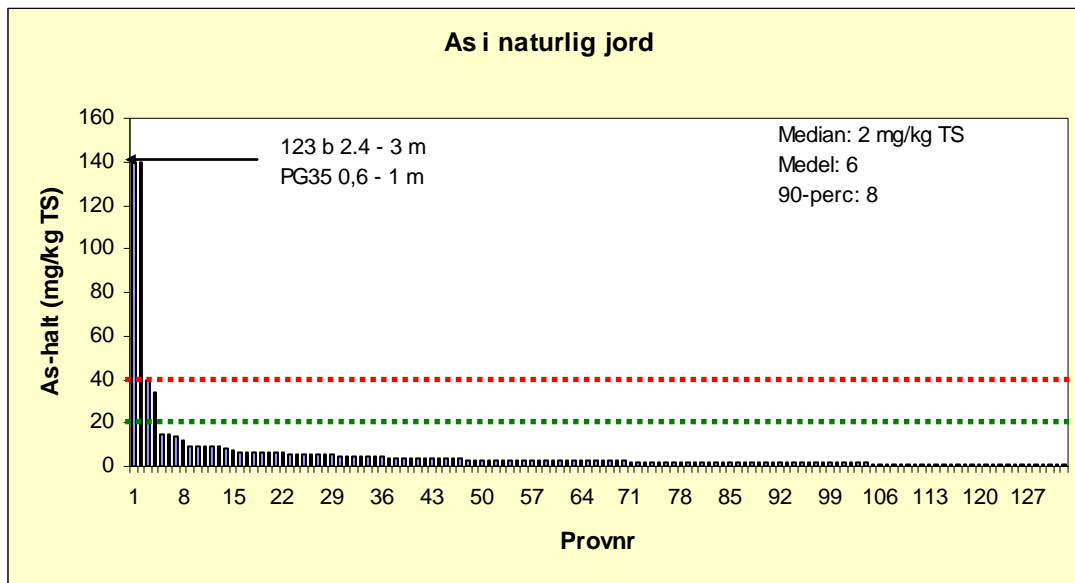


Figur 3.5 Krom(VI)-halter som funktion av totalkromhalter i jordprover från Klippans läderfabrik. Röd linje är Naturvårdsverkets generella riktvärde vid MKM, grön vid KM.

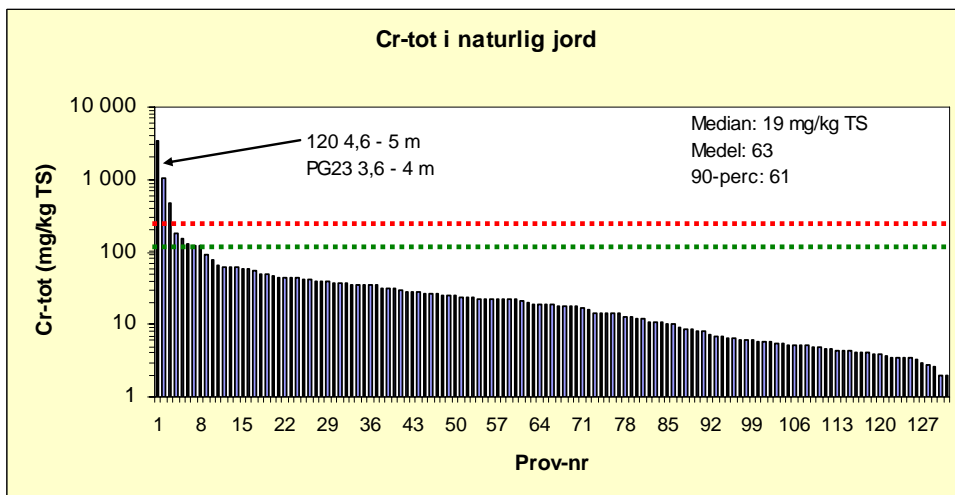
- I den naturliga jorden under fyllnads- och avfallsmassorna är halterna av totalkrom och arsenik med några få undantag låga och understiger Naturvårdsverkets generella riktvärden vid känslig markanvändning (se **figur 3.7** och **figur 3.8**). De prover där högst halter av totalkrom uppmätts i naturlig jord har huvudsakligen tagits i anslutning till den s k Höganäsledningen som avlett förorenat processavloppsvatten från verksamheten (se **figur 3.6**). Det är troligt att denna ledning ställvis läckt och förorenat kringliggande mark med krom.



Figur 3.6 Jordprovtagningpunkter där förhöjda halter av arsenik eller krom uppmätts i naturlig jord under fyllning.



Figur 3.7 Uppmätta arsenikhalter i naturlig jord inom Klippans läderfabrik. Röd linje är Naturvårdsverkets generella riktvärde vid MKM, grön vid KM.



Figur 3.8 Uppmätta totalchromhalter i naturlig jord inom Klippans läderfabrik. Röd linje är Naturvårdsverkets generella riktvärde vid MKM, grön vid KM.

- Gränsen mellan fyllnadsmassor och naturlig mark inom fabriksområdet är inte helt fastställd. I **figur 3.1** markeras en ungefärlig gräns mellan dessa områden (områdena kallas fabriksbyggnad respektive fyllnadsområde vid fabriksbyggnad). Detta innebär att åtminstone en del av fabriksbyggnaderna står på utfyllnader.
- Provtagning av mark har endast gjorts i ett fåtal punkter under byggnaderna då den torra sand som finns där var svår att borra i. I en av dessa punkter påträffades dock föroreningar. Det är troligt att det förekommer föroreningar även på andra ställen under de byggnader som inte står på utfyllnader. Läckage från den sk höganäslinjen som ledde bort processvatten från fabriken har konstaterats på andra ställen enligt beskrivning ovan och kan även ha förekommit under byggnaderna. Även andra avlopp som finns under en stor del av fabriksbyggnaderna befaras ha läckt processvatten till omkringliggande mark. Föroreningar

under byggnaderna befaras även ha kommit från de kromvalkar som varit nedgrävda i bottenvåningen på olika byggnader vid olika tidpunkter. Grundvattennivån under byggnaderna varierar i stora drag mellan 4 och 5 m under markytan vilket innebär att den omätlade zonen är stor och kan ha förorenats. Analys av grundvatten under byggnaderna har dock inte indikerat någon påtaglig grundvattenförorening under byggnaderna (undantaget norra delen).

- Halterna av flyktiga organiska ämnen i jorden är med några få undantag låga. I några närbelägna punkter strax öster om fabriksbyggnaden har relativt höga halter av petroleumkolväten ("diesel") uppmätts, troligen kopplat till ett spill/läckage från närbelägna cisterner. Vidare har höga halter av tunga petroleumkolväten och PAH uppmätts i avfall spaltläderdeponin.

3.4.3 Lakteter

Två jordprover, ett samlingsprov av fyllnadsmassor tagna i utfyllnadsområdet och ett samlingsprov av deponerat avfall i slamdeponin, har genomgått skak- och kolonntest. I provet av fyllnadsmassor var halterna av arsenik, koppar, kvicksilver, bly och zink förhöjda, medan halterna av krom och arsenik var förhöjda i avfallsprovet. Resultaten av lakteterna av jord visas i **tabell 3.1**. Observera att mängden utlakade metaller (mg/kg) inte redovisas i tabellen utan i en separat rapport (Åtgärdsutredningen) där frågan om avfallsklassning är central. I en bilaga till åtgärdsutredningen redovisas ytterligare detaljer kring lakteterna.

Tabell 3.1 Resultat av lakteter av slam från slamdeponin och fyllnadsmassor (i µg/l om inget annat anges).

Slamprov	Halt i jord	L/S 0,1	L/S 2		L/S 10	
	mg/kg TS	Kolonntest	Skaktest	Kolonntest	Skaktest	Kolonntest
As	128	65	44 ¹⁾	70 ³⁾	64	<100
Cr-tot	2 480	47 ⁴⁾	107 ⁴⁾	133 ⁴⁾	33 ⁴⁾	45 ⁴⁾
pH	-	-	7,8	-	7,9	-
Fyllning	Halt i jord	L/S 0,1	L/S 2		L/S 10	
	mg/kg TS	Kolonntest	Skaktest	Kolonntest	Skaktest	Kolonntest
As	178	210	270 ²⁾	200 ³⁾	285	260
Cu	430	180	150	160	79	90
Hg	3,8	0,4	0,025	0,08	<0,02	0,04
Pb	223	9	4	2	10	4
Zn	956	550	77	190	62	88
pH	-	-	7,8	-	7,9	-

1) 80 % arsenit, 20 % arsenat. 2) 7 % arsenit 93 % arsenat 3) 99 % arsenat 4) >90 % Cr(VI)

Ett skaktest har också genomförts av läderbitar som provtagits ur den befintliga spaltläderdeponin. I läderbitarna var halterna av krom mycket höga medan halterna av arsenik och kvicksilver var något förhöjda. Detta test kunde enbart ske vid L/S 10. Resultaten av detta lakttest visas i **tabell 3.2**.

Tabell 3.2 Resultat av laktest av spallläder (i µg/l utom pH).

Läderprov	Halt i läder	L/S 10
	mg/kg TS	
As	53	8
Cr-tot	35 500	1 560 ¹⁾
Hg	2,5	0,05
pH	-	7,5

1) 70 % Cr(VI)

Av tabellerna och genomförda laktester framgår sammanfattningsvis följande:

- Arsenik, krom och övriga metaller lakas ut från undersökta material i ganska liten omfattning. Skillnaderna mellan olika laktester är förvånansvärt liten. Aktuella metaller verkar vara hårt bundna i den fasta fasen och urlakningen verkar styras av fördelningskoefficienter (K_d) som är olika beroende på vilken typ av avfall/jord det handlar om. D v s det finns ett matrisspecifikt samband mellan halterna i den fasta fasen och lakvätskan. För krom kan dock detta förhållande vara skenbart då en stor andel av urlakningen från både slam och läder utgörs av sexvärt krom, varvid en snabb initieell lakning sker varefter en avklingning sker beroende på att mängden sexvärt krom i de fasta materialen är låg-måttlig. Laktестerna indikerar att arseniken i slammet föreligger i en annan form än i fyllnadsmassorna, vilket förefaller naturligt då arseniken i slammet en gång funnits i processvattnet. Om arseniksulfid användes kan arseniken förelegat som arsenit (trevärd). Skillnaden i fördelningen mellan tre- och femvärd arsenik i skaktestet respektive kolonntestet är stor vid lakning av slam. Det kan t ex bero på att kontakttiden i skaktestet (6 h vid L/S 2) är en bråkdel av tiden i kolonntestet (flera dagar).
- Utifrån genomförda laktester kan platsspecifika K_d -värden för arsenik, krom, kvicksilver, koppar, bly och zink beräknas för olika medier. Resultaten av beräkningarna redovisas i **tabell 3.3**. I tabellen jämförs med de K_d -värden Naturvårdsverket antagit gälla vid beräkning av generella riktvärden för förorenad mark. De beräknade K_d -värdena är generellt 1 – 2 tiopotenser högre än Naturvårdsverkets, d v s urlakningen är 10 – 100 ggr lägre. Högst K_d -värden för krom och arsenik beräknas för slammet i slamdeponin.

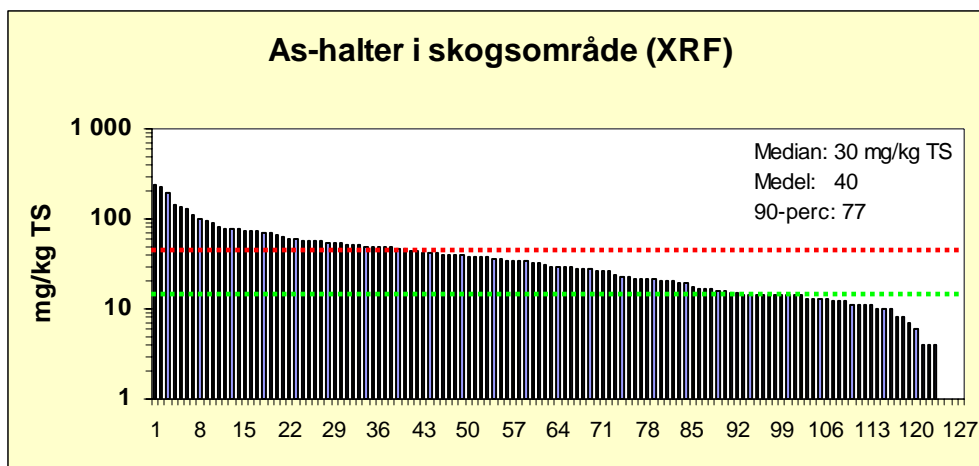
Tabell 3.3 Beräknade K_d -värden utifrån genomförda laktester på fasta material från Klippans läderfabrik (l/kg).

Ämne	Fyllnadsmassor	Slam	Läder	Naturvårdsverket
As	700 - 900	2 000 – 5 000	6 600	30
Cr		20 000 – 75 000	23 000	2 000
Cu	2 000 – 5 000			500
Hg	10 000 – 100 000		50 000	200
Pb	20 000 – 100 000			1 000
Zn	5 000 – 15 000			100

3.5 Mark i villaområde och skogsområdet

Efter indikationer på att marken i skogsområdet nordväst om fabriksbyggnaderna var kontaminerad av främst arsenik, trots att det enligt uppgift aldrig bedrivits någon verksamhet där, genomfördes en systematisk undersökning av ytlig mark (0-50 cm) i ca 40 rutor om 400 m² i delområdet. Marken i området förefaller vara naturlig (mulljord och silt). Ett hundratal jordprover analyserades med XRF varefter ett urval lämnades in på laboratorium för analys av tungmetaller. Resultaten visade sammanfattningsvis följande:

- I den ytliga jorden i skogsområdet förekommer lokalt kraftigt förhöjda halter av både krom (9 500 mg/kg TS) och arsenik (250 mg/kg TS). Korrelationen (samvariationen) mellan de två ämnena är dålig. Korrelationen mellan arsenikhalter uppmätta med XRF respektive på laboratorium var mycket god, men sämre för krom. Arsenikhalterna illustreras i *figur 3.9*.

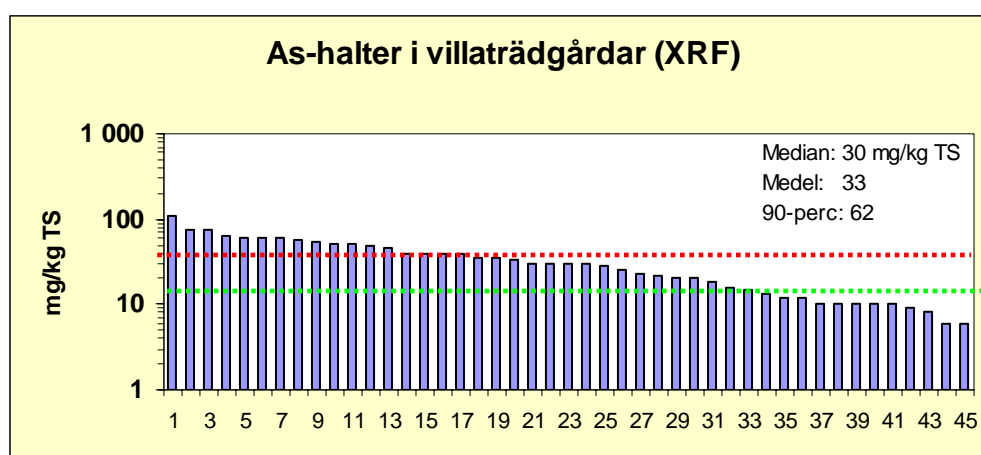


Figur 3.9 Uppmätta arsenikhalter med XRF i ytlig jord inom skogsområdet. Röd linje är Naturvårdsverkets generella riktvärde vid MKM, grön vid KM.

- I ungefär 30 % av proverna överstiger arsenikhalterna NV MKM medan halterna överstiger NV KM i knappt 80 % av analyserade prover. Föroreningsnivån avtar västerut och söderut mot villaområdet, men är fortfarande förhöjd i slänten närmast fabriksbyggnaderna. Ingen vertikal avgränsning av föroreningen har kunnat göras.
- Mängden förorenade massor i skogsområdet har grovt uppskattats till ca 8 000 m³ Arsenikmängden i massorna har beräknats till knappt 1 ton.

Med anledning av ovanstående resultat så har provtagningar av ytlig jord (0-0,5 m) genomförts i villaområdet söder om skogsområdet och väster om fabriksbyggnaderna. Mellan två och fyra gropar grävdes för hand ned till 0,5 – 0,6 m på 8 fastigheter väster om fabriksbyggnaderna. I groparna togs prover på olika nivåer för analys med XRF varefter ett urval lämnades in för analys på laboratorium. Resultaten visade sammanfattningsvis följande:

- Jordlagren består av ca 0,5 m mullhaltig sandjord med visst inslag av tegel och aska (brand?) i några punkter koncentrerade till fabriken nordvästra hörn. Avfall verkar annars inte på något sätt frekvent förekommande i området även om små tegelbitar påträffades här och var. Någon tydlig koppling mellan förekomst av avfall och förhöjda arsenikhalter noterades inte vid XRF-analysen.
- I analyserade jordprover uppmättes förhöjda arsenikhalter. Inga andra metaller förekommer i förhöjda halter. Uppmätta arsenikhalter med XRF-instrument i jordproverna pendlar vanligtvis mellan 10-40 mg/kg (se **figur 3.10**). I ungefär 75 % av analyserade prover överstiger uppmätta halter NV KM, medan halterna överstiger NV MKM i knappt 40 % av proverna.



Figur 3.10 Uppmätta arsenikhalter med XRF i yttlig jord i villaområdet väster om fabriksbyggnaderna.

- Arsenikhalterna i jorden avtar successivt västerut från fabriksbyggnaden och söderut från skogsområdet. Även en viss avklingning i halterna med ökat jorddjup kan möjligen skönjas. Föreningen var med dessa undersökningar dock inte avgränsad.

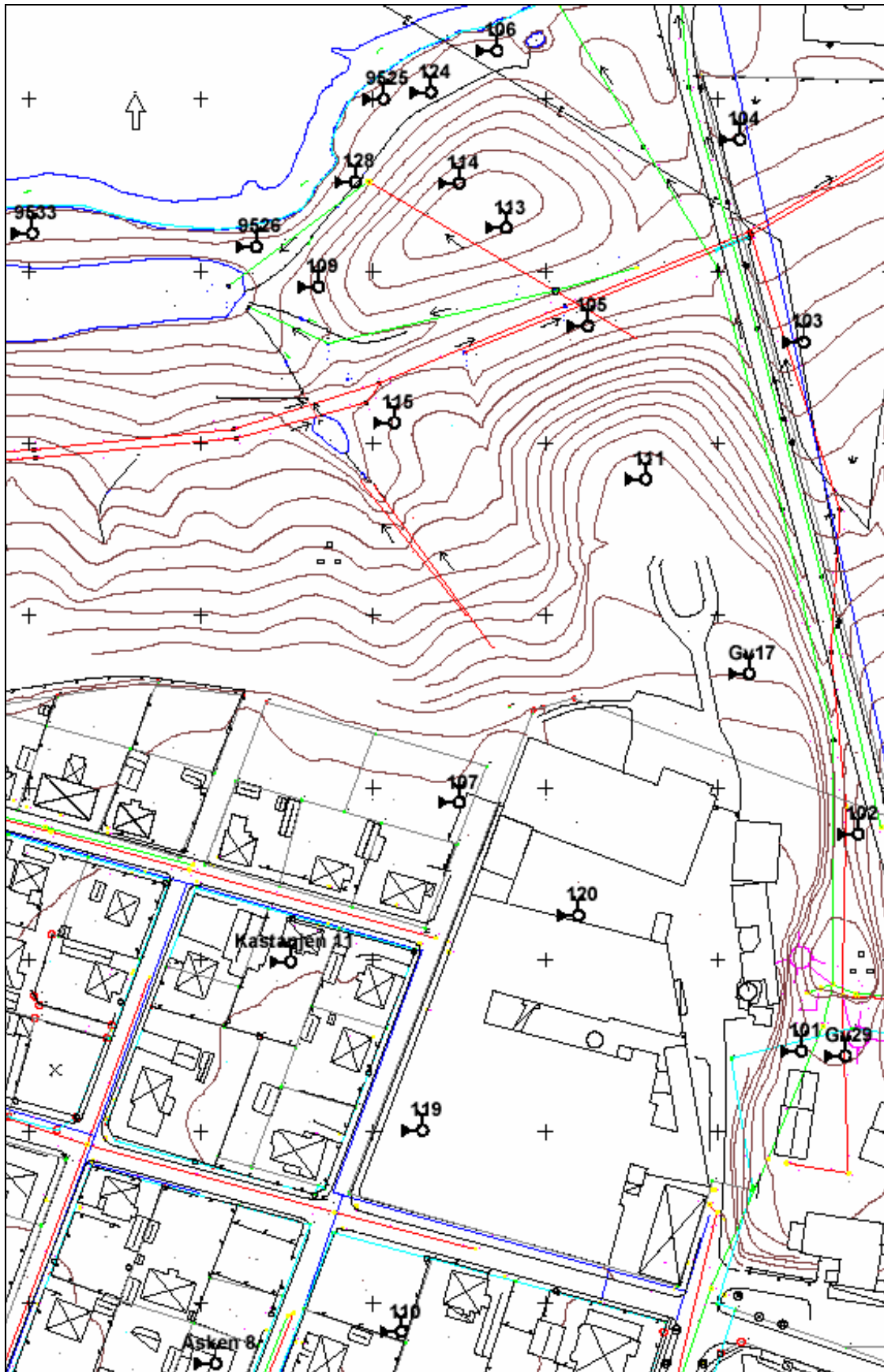
Med anledning av ovanstående resultat genomfördes kompletterande undersökningar i ett större område vid två tillfällen sommaren 2006. Efter dessa kompletterande undersökningar kan konstateras att ca 15 fastigheter med en sammanlagd area på ca 8 000 m² är kontaminerade av arsenik i olika grad. Halterna av arsenik överstiger Naturvårdsverkets generella riktvärde vid känslig markanvändning (NV KM). Mängden arsenik inom området kan grovt uppskattas till några hundra kilo. I jordprover tagna i villaträdgårdar och annan mark belägna längre västerut samt söder och öster om fabriksbyggnaderna understiger arsenikhalterna NV KM. Vid de kompletterande undersökningarna togs även prover på större djup, ca 0,8-1 m. På detta djup är halterna lägre jämfört med prover tagna mellan 0-0,5 m djup. Resultaten från dessa undersökningar tyder på att det arsenikförorenade området nu är avgränsat. Vid de kompletterande undersökningarna togs även grödor för analys av arsenik. Ingen arsenik detekterades i de 14 prover som analyserades.

3.6 Grundvatten

3.6.1 Provtagning och analyser

Provtagning av grundvatten har skett vid minst ett tillfälle i 41 punkter inom och i anslutning till Läderfabriken sedan 1996. I flera punkter har regelbunden provtagning skett under nästan 10 år. Sammanlagt har drygt 120 grundvattenprover analyserats sedan 1996. Alla prover har analyserats m a p totalkrom och arsenik, medan ett mindre antal på senare tid har analyserats m a p tungmetaller, fyskem-parametrar och organiska ämnen. Tyvärr är det oklart hur provhanteringen i fält och på laboratorium skedde förr, vilket försvårar eller t o m omöjliggör utvärdering av historiska analysresultat. Orsaken till detta rör främst en mycket stor förekomst av tvåvärt järn i grundvattnet som vid kontakt med syre oxideras till trevärt och fälls ut som järnoxider/hydroxider. Andra tungmetaller och i synnerhet arsenik riskeras att medfällas vilket gör att felaktiga resultat erhålls om t ex proverna filtreras först på laboratorium eller om inte utfällningar löses upp innan analysbestämning.

Av ovanstående anledning har primärt de analyser som genomförts under 2005 utvärderats. I *figur 3.11* visas provtagningspunkterna.

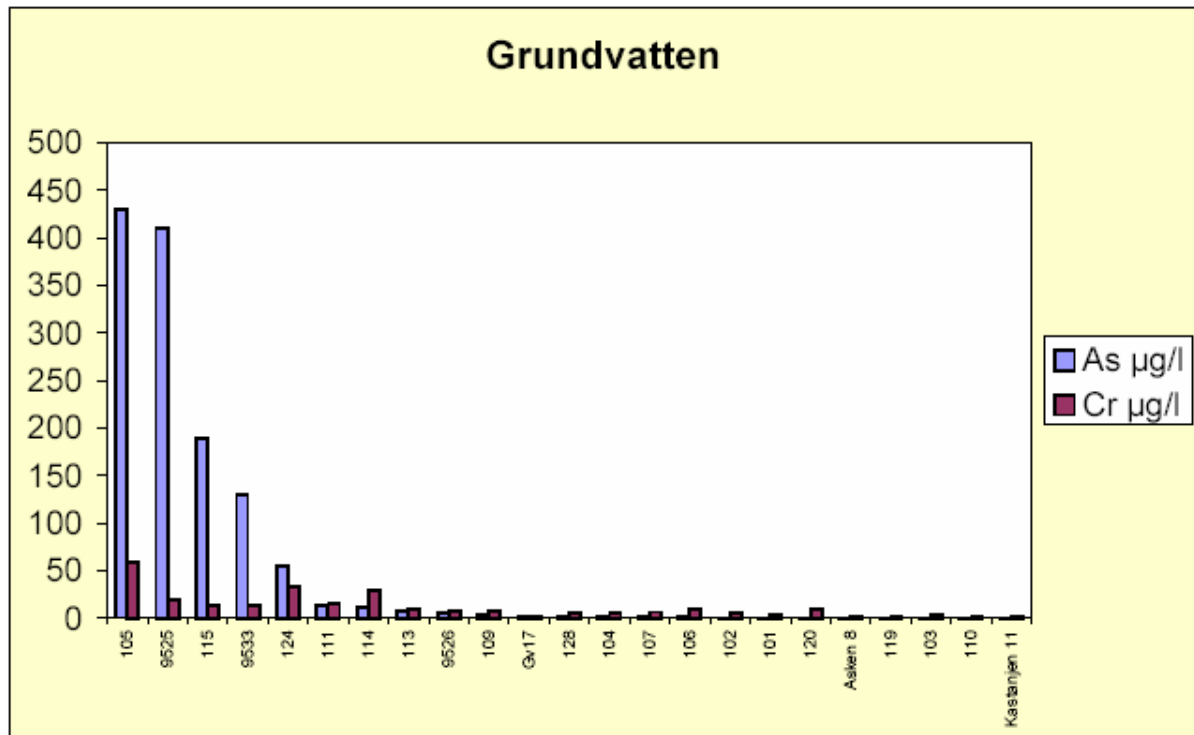


Figur 3.11 Provtagningspunkter för grundvatten år 2005.

3.6.2 Föroreningssituationen

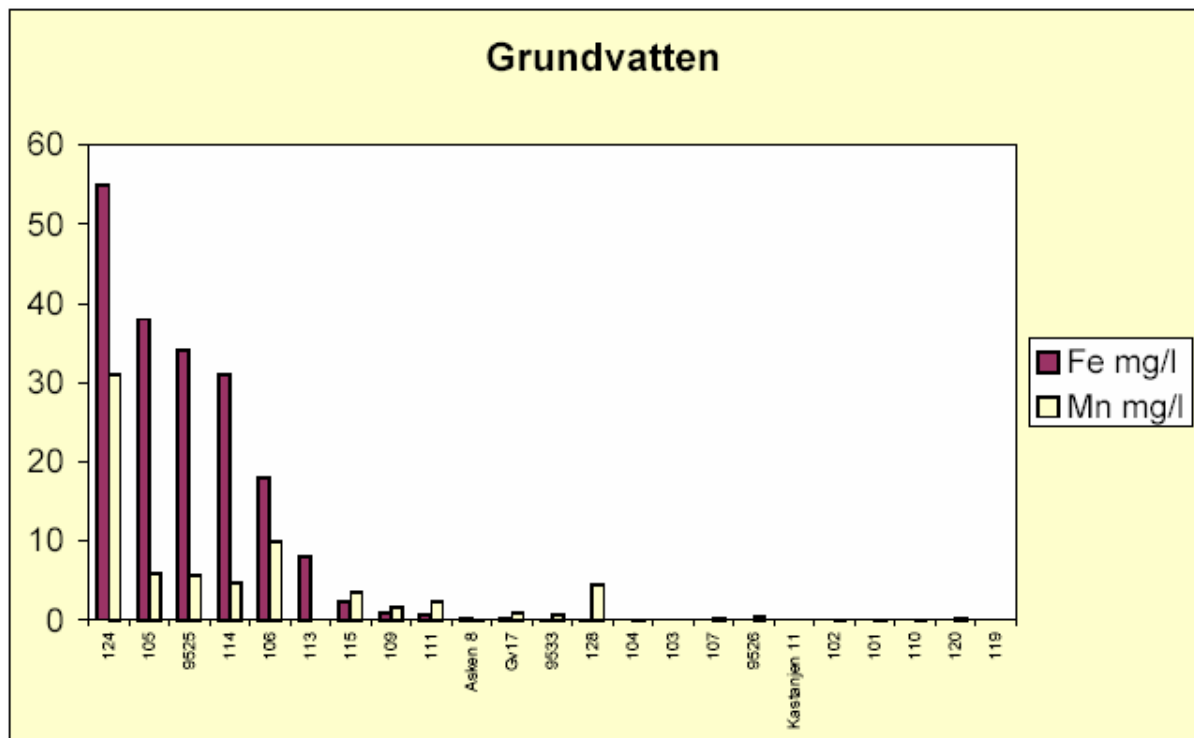
Av genomförda undersökningar framgår sammanfattningsvis följande:

- I grundvattnet förekommer ställvis höga halter av arsenik och till mindre del av totalkrom (se **figur 3.12**). Halterna av sexvärt krom är under laboratoriets rapporteringsgräns (20 µg/l). Övriga tungmetaller förekommer i låga halter, i nivå med bakgrunds nivåer. Högst halter av arsenik har uppmätts i grundvattenprover som tagits omedelbart nedströms deponierna.



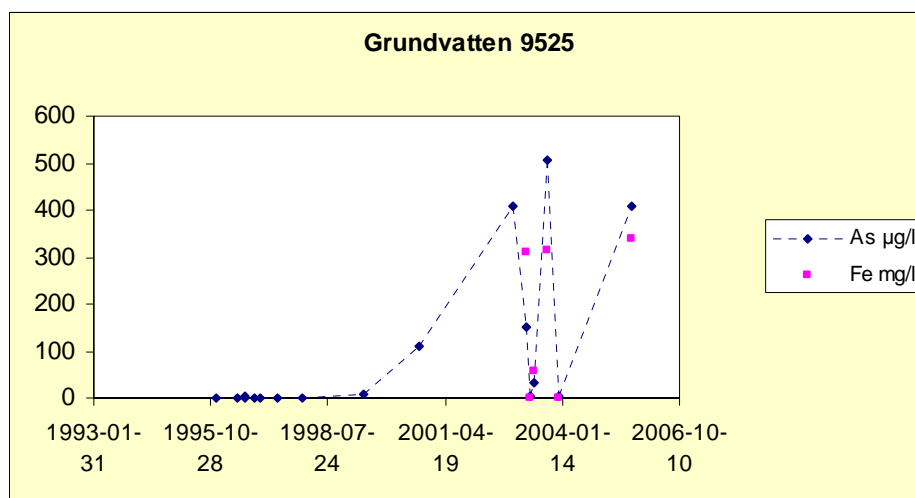
Figur 3.12 Uppmätta arsenik – och totalkromhalter i grundvatten år 2005 inom och invid Klippans läderfabrik.

- Grundvattnets innehåll av järn och mangan är genomgående mycket högt (se **figur 3.13**) i de norra delarna av området. Nedströms deponierna är grundvattnet syrefattigt. Ställvis är också halterna av ammoniumkväve mycket höga i grundvattnet i anslutning till deponikullarna, vilket antyder att det finns lösliga kväveföreningar i fyllnads- och avfallsmassorna. Slutligen är grundvattnets pH neutralt eller svagt basiskt och buffringkapaciteten är mycket god (hög alkalinitetsvärden).

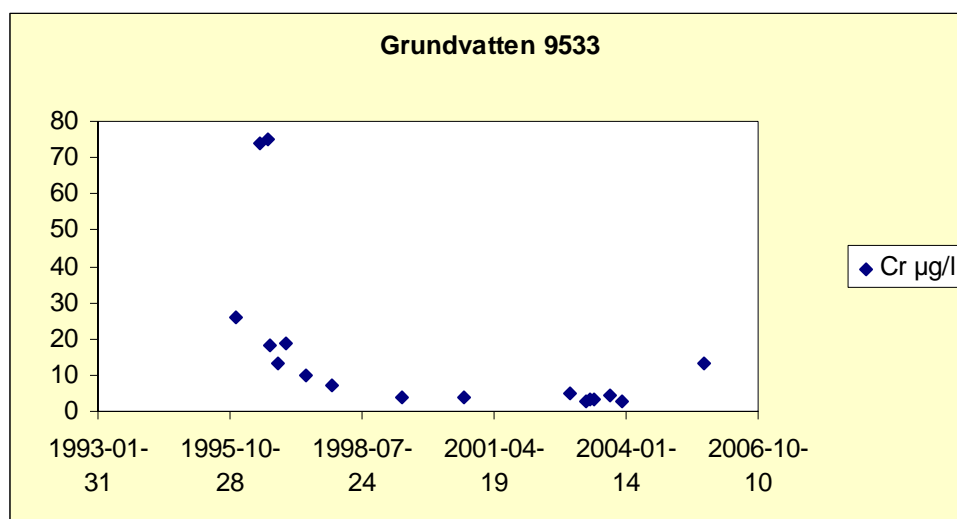


Figur 3.13 Uppmätta järn- och manganhalter i grundvatten år 2005 inom och invid Klippans läderfabrik.

- I de grundvattenprover som analyserats m a p organiska ämnen (t ex klorerade lösningsmedel och petroleumkolväten) har låga halter uppmätts, alternativt har de ej kunnat påvisats.
- I de punkter där flera provtagningar och analyser genomförts sedan 1996 har arsenikhalterna och järnhalterna i en del punkter varierat mycket kraftigt (se exempel 9525 i **figur 3.14**). Om variationerna är verkliga eller om de beror på olika provhantering/analysmetoder går inte att bedöma med nuvarande underlag. Totalkromhalterna varierar i mycket mindre omfattning och verkar generellt sett vara i avtagande i de punkter där förhöjda halter uppmäts (se exempel 9533 i **figur 3.15**).



Figur 3.14 Uppmätta arsenik- och järnhalter i provtagningspunkt 9525 för grundvatten.



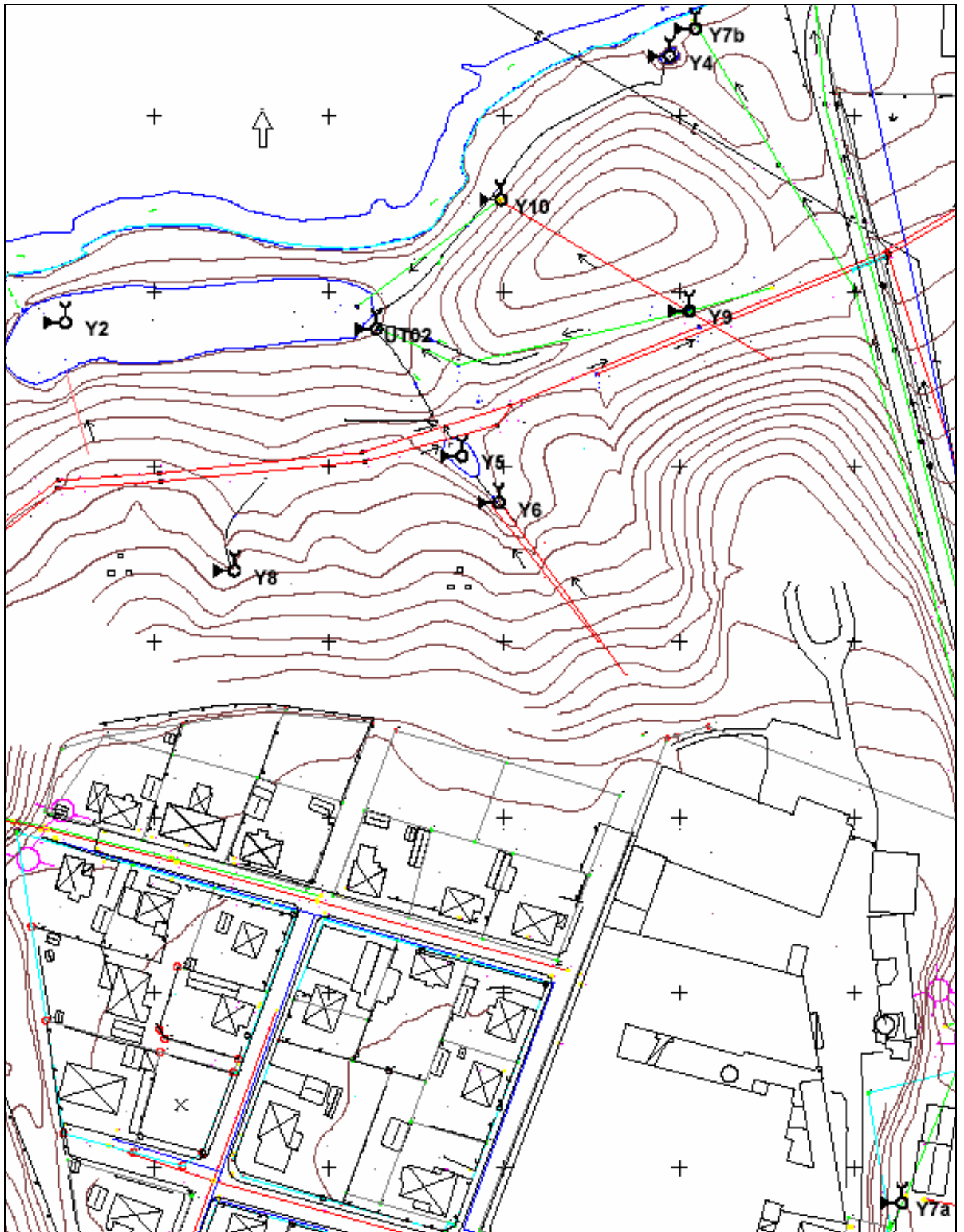
Figur 3.15 Uppmätta totalkromhalter i provtagningspunkt 9533 för grundvatten.

3.7 Ytvatten och sediment

3.7.1 Provtagning och analyser

Provtagning av vatten i diken, dammar och ledningar inom Läderfabriken har utförts i 24 punkter. I vissa punkter har provtagning skett regelbundet sedan 1996. Sammanlagt har knappt 100 vattenprover analyserats. Alla prover har analyserats m a p arsenik och totalkrom medan ett mindre antal analyserats på andra tungmetaller, organiska ämnen och fysikaliska-kemiska parametrar. Även om det inte framgår av alla undersökningar så har nog enbart ofiltrerade prover analyserats. Vid den senaste provtagningen (februari 2006) analyserades både filtrerade och ofiltrerade prover. I *figur 3.16* visas provtagningspunkternas lägen för de ytvattenprover som togs år 2005.

Prover har också tagits av sediment som ansamlats i ledningssystemen i drygt 10 punkter. Prover har i en del fall tagits i samma punkt vid flera tillfällen. Proverna har genomgående analyserats m a p krom och arsenik och i vissa fall på andra tungmetaller och sexvärt krom.

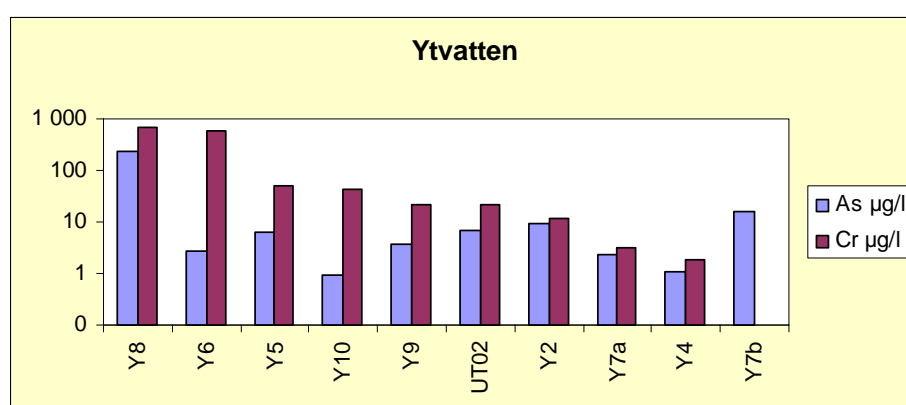


Figur 3.16 Provtagningspunkter för ytvatten år 2005.

3.7.2 Föroreningssituationen

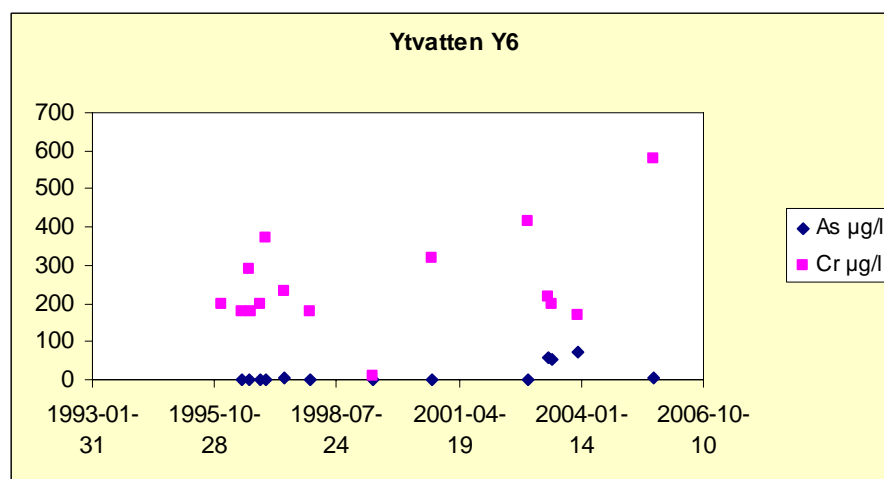
Av genomförda undersökningar framgår sammanfattningsvis följande:

- Förhöjda halter av främst krom men även av arsenik har uppmätts i flera ytvatten inom området (se resultaten från hösten 2005 i **figur 3.17**). I de punkter där kromhalterna är som högst verkar andelen sexvärt krom vara hög. Halterna av övriga analyserade tungmetaller och av organiska ämnen är låga. Upprepade provtagningar i februari 2006, då flödet var betydligt högre än vid hösten 2005, var halterna av arsenik och krom lägre. Främst gäller detta Y8 där arsenik- och kromhalterna var mer än en 10-potens lägre. Detta beror troligtvis på att en större andel sediment kommit med i provet hösten 2005.



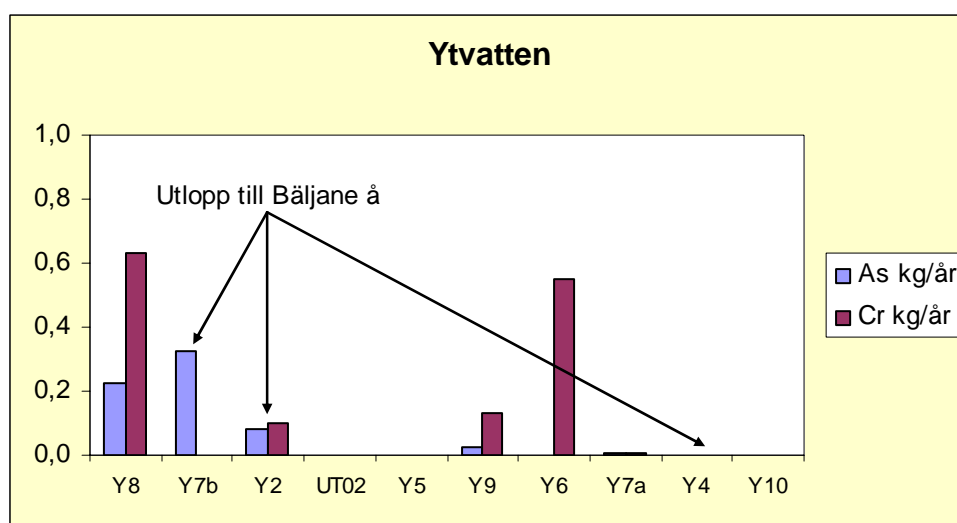
Figur 3.17 Uppmätta totalkrom och arsenikhalter i ytvatten inom Klippans läderfabrik hösten år 2005 (observera logaritmisk skala).

- I de punkter där flera provtagningar och analyser genomförts sedan 1996 kan inga direkta trender utläsas. Halterna av krom verkar i stort sett vara oförändrade de senaste 10 åren (se exempel Y6 –utlopp av Höganäsledning - i **figur 3.18**). Möjligen kan en stigande trend av arsenik skönjas, men det går inte att utesluta att olika provhantering eller analysmetoder ligger bakom förändringarna över tiden. Vid provtagningen i februari 2006 var andelen sexvärt krom i Y6 100 %.



Figur 3.18 Uppmätta totalkrom- och arsenikhalter i Y6 (utlopp Höganäsledning).

I **figur 3.19** redovisas beräknade transporter av arsenik och totalkrom i de ytvattenpunkter som provtagits under hösten 2005. Transporterna har beräknats genom att multiplicera uppskattat flöde med uppmätta koncentrationer och med antagande om att flödet var representativt för årsmedelflödet. Transportberäkningarna skall ses som mycket grova och de ger endast en indikation på storleksordningar av metalltransporter i de provtagna ytvattenpunkterna. Om flödes- och analysresultaten från februari 2006 används blir de beräknade transporterna lägre. Av figuren framgår att transporterna av både krom och arsenik som mynnar direkt i Bäljane uppskattas understiga 1 kg/år. Det framgår också att transporterna av krom och arsenik är högre i de ytvatten som mynnar i markområdet eller i uppehållsdammen söder om Bäljane å, dvs krom och arsenik sprids från fabriksbyggnaderna och fyllnadsområdet och ackumuleras i det norra området.

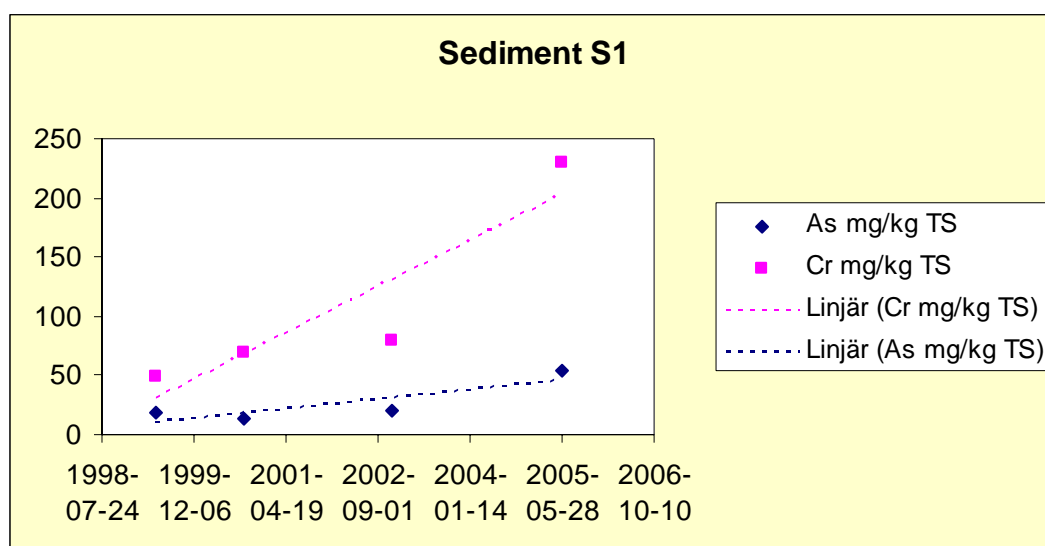


Figur 3.19 Beräknade transporter av arsenik och totalkrom i ytvatten inom Klippans läderfabrik år 2005.

I vissa ytvattenpunkter har också prover på sediment tagits för analys av främst totalkrom och arsenik men också för andra tungmetaller och sexvärt krom. Mycket höga eller t o m extremt höga kromhalter (flera %) och förhöjda arsenikhalter (100 – 1 000 mg/kg TS) har mätts upp i sediment som ansamlats det f d processavloppsvattensystemet inom och intill fabriksbyggnaderna. Även mycket höga halter av sexvärt krom har mätts upp i dessa sediment. Mängden sediment i ledningssystemet torde dock vara liten varför föroreningsmängderna trots de höga halterna bedöms vara begränsad men ändå tillräcklig för att förorena det vatten som rinner genom ledningssystemet.

I den uppehållsdamm som anlades i samband med delsaneringen av området 1996 har ackumulerade ytliga sediment (0- 5 cm) provtagits regelbundet sedan 1996. I dessa sedimenten uppmäts förhöjda halter av totalkrom och arsenik (se **figur 3.20**). Halterna av dessa ämnen har successivt ökat sedan 1996, vilket tyder på att det tillförs krom och arsenik till uppehållsdammen. Detta styrker den bedömning som gjordes ovan att det sprider sig krom och arsenik från fyllnadsområdet och fabriksbyggnaderna som delvis ackumuleras i norra markområdet och uppehållsdammen. Utifrån resultaten av den senaste provtagningen som Alcontrol genomförde hösten 2005 kan mängden krom i dammens sediment uppskattas till ca 20 kg. D v s det har tillförts i snitt 2 kg krom per år till

sedimenten i uppehållsdammen, vilket ju är i samma storleksordning som de beräknade transporterna med ytvattnet till dammen i **figur 3.19** (Y6 och Y8). Till dammen kommer dessutom en del grundvatten med något förhöjda halter av krom. Motsvarande beräkning för arsenik visar att det i dammens sediment ackumulerats drygt 10 kg arsenik på ca 10 år, d v s i genomsnitt 1 kg/år. Det är betydligt mer än vad som beräknas transporteras med ytvatten till uppehållsdammen år 2005, varför det stora bidraget bedöms komma från utströmmande grundvatten. Detta bekräftas av de mycket höga järnhalter som påvisats i dammens sediment. Det lösta tvåvärdet järnet i grundvattnet syresätts i dammen varvid järnoxider fälls ut och en medfällning av arsenik förefaller ske. Sommaren 2006 mättes flödet och uttogs kompletterande prover i UT02 som dränerar grundvatten från området mellan deponierna. I ledningen, som mynnar i uppehållsdammen, uppmättes höga halter av arsenik (220 µg/l) och järn (18 mg/l) vilket således förklarar arsenik- och järnhalterna i dammens sediment. Med utgångspunkt från det uppmätta flödet kan arseniktransporten i UT02 grovt uppskattas till 0,5 kg/år. Det arsenikpåverkade grundvattnet bedöms främst härröra från fyllnadsområdet och spaltläderdeponin.



Figur 3.20 Uppmätta totalkrom- och arsenikhalter i ytliga sediment i uppehållsdammen invid Bäljane å.

3.8 Bäljane å

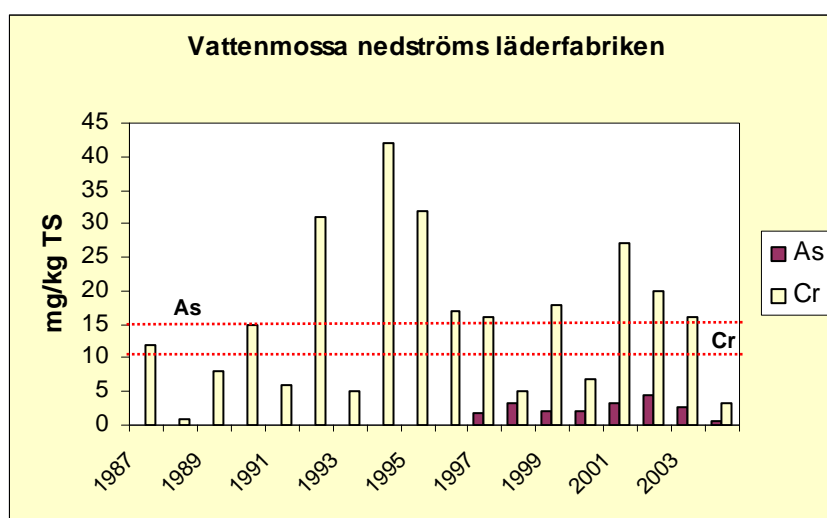
3.8.1 Provtagning och analyser

ALcontrol genomförde under augusti år 2005 en översiktlig undersökning av Bäljane ås vatten, sediment och bottenfauna uppströms, invid och nedströms Klippans läderfabrik. En kompletterande undersökning genomfördes i november december samma år. Tidigare har bottenfaunan och metaller i vattenmossa undersökts nedströms området under mer än 10 år. Således finns ett omfattande underlag beträffande metaller i vattenmossa och bottenfaunastatus nedströms området medan metallhalter i vattenmassan och i sediment i stort sett endast undersökts under 2005. De analyser av vattenmassan som genomförts tidigare har haft för höga rapporteringsgränser för en meningsfull utvärdering.

3.8.2 Föroreningssituationen

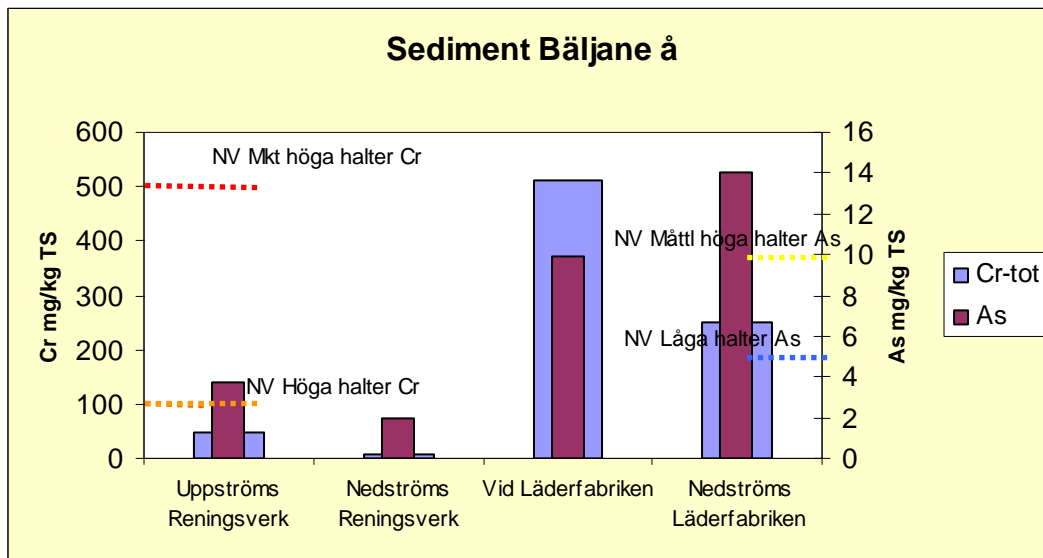
Av genomförda undersökningar i Bäljane å framgår sammanfattningsvis följande:

- Uppmätta halter av krom i vattenmossa nedströms Klippans läderfabrik har varierat kraftigt sedan mätningarna påbörjades 1987. Vid flera tillfällen kan kromhalterna betecknas som höga enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (NV Rapport 4913), se **figur 3.21**.
- Uppmätta arsenikhalter har varierat i mindre omfattning och halterna kan betecknas som låga eller måttligt höga enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.



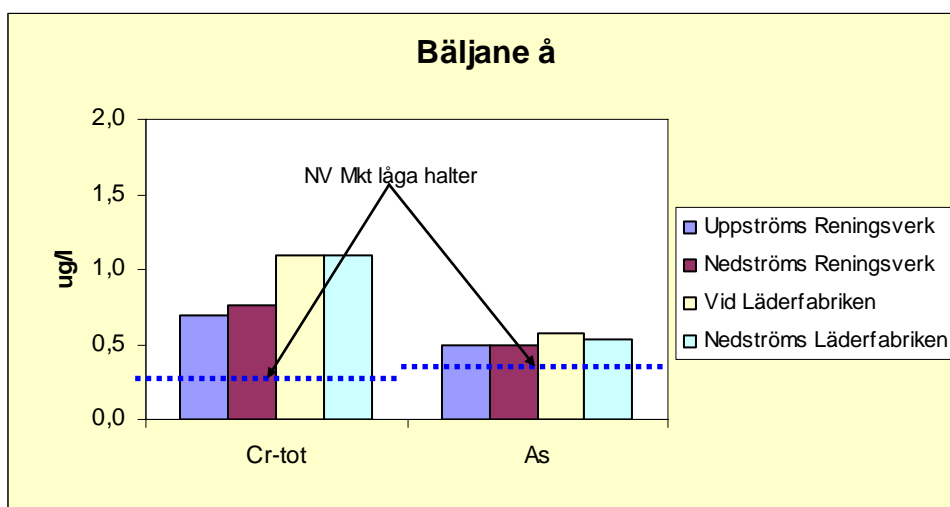
Figur 3.21 Uppmätta halter av krom och arsenik i vattenmossa i Bäljane å nedströms Klippans läderfabrik. I figuren är nedre gränsen för höga halter enligt NV Rapport 4913 markerad som streckad röd linje.

- Vid undersökningen år 2005 var upptaget av arsenik och i synnerhet av krom i vattenmossa högre nedströms området än uppströms, vilket således indikerar en pågående belastning.
- Provtagning av sediment i ån har genomförts år 2005. Sedimenten i ån består huvudsakligen av grus och sten men i kanterna finns sand med visst inslag av dy. Det är i de senare bottenarna prover har tagits. Generellt sett kan bottenarna i ån betecknas som erosions- eller transportbottenar, d v s förutsättningarna för ackumulation av fina partiklar är begränsad. Invid Läderfabriksområdet har mycket höga halter (enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder) av trevärt krom uppmätts i de sandiga sedimenten i åns kanter (se **figur 3.22**). Kromhalterna är också höga ca 200 m längre nedströms. Arsenikhalterna är visserligen högre nedströms än uppströms området men kan betecknas som låga eller måttligt höga. Resultaten indikerar sammanfattningsvis att ån har belastats av krom och i mindre omfattning av arsenik från Läderfabriksområdet. Mängden krom i de sediment (0-20 cm) som ligger i anslutning till Läderfabriksområdet kan grovt uppskattas till ca 200 kg.



Figur 3.22 Uppmätta halter av krom och arsenik i sediment i Bäljane å år 2005.

- Uppmätta metallhalter i vattenmassan är generellt sett låga och kan enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder klassas som mycket låga eller låga (se **figur 3.23**). Arsenik uppmäts i halter både upp- och nedströms fabriksområdet som kan betecknas som normala bakgrundsnivåer. Även för totalkrom är halterna som uppmättes år 2005 i nivå med naturlig bakgrundshalt. Totalkromhalterna var dock vid två av fem mätillfällen år 2005 högre nedströms än uppströms området. Sexvärt krom har inte kunnat påvisas i vattenprover. Resultaten indikerar sammanfattningsvis att nuvarande belastning av arsenik från Läderfabriksområdet på ån är liten och inte mätbar medan den pågående belastningen av totalkrom periodvis är mätbar.
- Bottenfaunaundersökningar som genomförts regelbundet sedan 1994 visar på mycket fina förhållanden både upp- och nedströms området. Inga större skillnader har noterats mellan olika år och föroreningspåverkan kan utifrån dessa undersökningar klassas som obetydlig.



Figur 3.23 Beräknade medelhalter av totalkrom och arsenik i Bäljane år juli – augusti 2005.

3.9 Byggnader

3.9.1 Provtagning och analyser

Ramböll har genomfört en miljöteknisk undersökning avseende föroreningssituationen i fabriksbyggnaderna. Metallhalter i golv och väggar har dels mätts med en XRF, dels har det tagits ut borrhärdar som analyserats skiktvis m a p metaller på laboratorium. Sammanlagt har ett 50-tal XRF-mätningar genomförts på golv och väggar samt laboratorieanalyser på 4 betongkärnor. Rambölls provtagningar baserades till stor del på en relativt omfattande översiktlig undersökning av byggnaderna som WSP genomförde med XRF under 2002.

3.9.2 Föroreningssituationen

Av den genomförda undersökningen framgår sammanfattningsvis följande:

- Höga eller mycket höga totalkromhalter har uppmätts i golvet i fem lokaler med en sammanlagd golvyta på ca 3 000 m². Övriga ytor är dessutom ställvis påverkade av olja mm. En grov uppskattning är att ca 4 000 m² av totalt ca 18 000 m² (20-25%) golvyta i byggnaderna är kontaminerade av industriell användning. Inga av de förorenade golvytorna ligger på olika plan ovanför varandra. Det innebär att om man jämför med den totala byggnadsytan som är ca 8 000 m² är det ca 50% av byggnaderna som är förorenad på något av våningsplanen. Kromet verkar till >99 % utgöras av krom(III) och halterna av krom(VI) kan betecknas som låga men mätbara. Inga andra metaller utöver zink har uppmätts i några betydande halter.
- Inträngningsdjupet av krom i betonggolvet verkar vara begränsat till några mm. I tre av fyra borrhärdar som analyserats understiger totalkromhalterna Naturvårdsverkets generella riktvärden vid känslig markanvändning på 6 – 10 mm djup. I den fjärde borrhärden uppmättes kromhalter i nivå med NVs generella riktvärde vid mindre känslig markanvändning.
- Kompletterande analyser och lakteter på betongprover indikerar att halterna av sexvärt krom i betongen i sig inte är obetydlig. I icke kontaminerad betong är andelen sexvärt krom av totalkromhalten 10 – 40 % (3 – 10 mg/kg TS). Detta resulterar i att det lakar ut icke obetydliga mängder och halter av sexvärt krom även ur icke kontaminerad betong. Det är känt att äldre tiders cement inte innehöll reduktionsmedlet järnsulfat varför det sexvärda kromet som bildas i cementugnar förblir stabilt. Lakteterna visar även att lakvätskans pH blir mycket högt (>10) beroende på kvarvarande oreagerad cement i betongen.

4.0 FÖRORENINGSSPRIDNING

4.1 Pågående spridning

4.1.1 Krom

Utifrån genomförda undersökningar har följande konceptuella modell beträffande nuvarande primära spridningsvägar för **krom inom** och **ut från** Läderfabriksområdet utarbetats:

1. Främst regnvatten men också grundvatten tillförs det gamla processavloppssystemet och frigör tre men främst sexvärt krom från de högkontaminerade sediment som ligger i systemet. Det kromförorenade vattnet rinner ut från Höganäsledningen (se *figur 4.1*) till uppehållsdammen där en viss del ackumulerar och resten sprids vidare till Bäljane å. Mängden krom som sprids på detta sätt uppskattas mycket grovt till något eller några kilo per år. Denna spridning bedöms ha pågått i minst 10 år.



Figur 4.1 Höganäsledningens utlopp.

2. Krom (främst krom adsorberat till fina partiklar) bedöms spridas från de finkorniga sedimenten som ligger i kanten av Bäljane å till åns vatten. Spridningens omfattning varierar troligen kraftigt beroende på vattenföring men kan grovt konservativt uppskattas uppgå till något 10-tals kg per år. Sedimenten bedöms främst ha förorenats historiskt och tillförseln av krom till sedimenten bedöms idag vara liten.

Den pågående spridningen av krom med grundvatten direkt till eller via dagvattenledningar till Bäljane å bedöms vara av underordnad betydelse i förhållande till ovanstående spridningsvägar. Uppmätta halter av krom i grundvattnet inom området är genomgående låga, vilket indikerar att

spridningen av krom med grundvattnet till Bäljane å är begränsat. Utifrån analyserade grundvattenprover år 2005 kan den genomsnittliga halten av totalkrom i grundvattnet beräknas till drygt 10 µg/l. Om denna halt multipliceras med ett konservativt beräknat grundvattenflöde (0,4 l/s) understiger nuvarande transport av totalkrom med grundvattnet till Bäljane å med bred marginal 1 kg/år. Även om de högsta uppmätta totalkromhalterna (20-50 µg/l) i grundvattnet är representativa blir nuvarande totalkromtransport av underordnad betydelse. Orsakerna till den ringa spridningen av krom via grundvatten bedöms vara följande:

- Utifrån genomförda laktester bedöms urlakningen av krom från de förorenade fyllnads- och avfallsmassorna (frigörelsen) vara förhållandevis liten, vilket är normalt om kromet till största delen utgörs av trevärt och bundet till organiskt material. Om man antar att de verkliga genomsnittliga halterna av krom i utfyllnadsområdet är 4 000 mg/kg TS, i spaltläderdeponin 30 000 mg/kg TS och i slamdeponin 10 000 mg/kg TS kan frigörelsen av krom grovt uppskattas till ca 2 kg/år varav större delen utgörs av sexvärt krom. Infiltrationen har då konservativt uppskattats till 100 mm/år genom deponierna och till 300 mm/år på övriga ytor. Beräkningen är konservativ i alla steg.
- De begränsade mängder sexvärt krom som frigörs reduceras till trevärt och fastläggs i marken i den syrefattiga miljön som råder i grundvattnet inom områdets norra delar. Den faktiska pågående spridningen av krom med grundvattnet till ytvatten beräknas n därmed vara obetydlig och understiga 1 kg per år.

4.1.2 Arsenik

Utifrån genomförda undersökningar har följande konceptuella modell beträffande nuvarande primära spridningsvägar för arsenik inom och ut från Läderfabriksområdet utarbetats:

1. Nederbörd som infiltrerar och grundvatten som strömmar igenom arsenikhaltiga fyllnads- och avfallsmassor löser ut arsenik. Utifrån resultaten av laktesterna och genomförda markundersökningar kan frigörelsen av arsenik på samma sätt som för krom ovan grovt uppskattas till ca 4 kg/år. Det är då räknat med de lägsta K_d -värdet (700 l/kg) som anges i *tabell 3.3*.
2. Vid syrefattiga förhållanden fastläggs arseniken i liten omfattning i den mättade zonen och den arsenik som lösts ut transporteras med grundvattnet dels direkt mot Bäljane å, dels till ytliga dränerande strukturer där vidare transport sker som ytvatten (t ex dagvattenledningen mellan Y7a och Y7b samt UT02). Spridningen av arsenik med ytvatten/grundvatten till uppehållsdammen kan utifrån uppmätta halter i sedimenten och i ytvatten som mynnar i dammen uppskattas till något kilo per år (se foto i *figur 4.2*). I dagvattenledning Y7b beräknas arseniktransporten till knappt ett halvt kilo per år.



Figur 4.2 *Fotona visar uppehållsdammen där förorenat grund- och ytvatten strömmar ut. I dammens östra del syns tydliga järnutfällningar som bildas när syrefritt järnhaltigt grundvatten syresätts.*

3. När det syrefattiga grundvattnet närmar sig utströmningzonen vid Bäljane ås strand kan det möta syrerikt åvatten, varvid det järn som finns i grundvattnet fälls ut. Arseniken i grundvattnet kan då medfällas varvid en sekundär starkt järnhaltig arsenikkälla bildas. Utfälld arsenik kan återlösas med järnet till grundvattnet om förhållandena återigen blir syrefattiga, något som omväxlande kan ske längs vattendrags kanter där vattennivåerna varierar kraftigt. I denna zon bedöms arsenik- och järnhalterna i grundvattnet teoretiskt kunna variera ganska kraftigt i både rummet och i tiden. Nettoeffekten blir sannolikt att den pågående arseniktransporten till Bäljane å reduceras och att halterna av arsenik i marken längs ån successivt ökar. Utifrån medelvärdet av uppmätta arsenikhalter i grundvattnet närmast ån (120 µg/l) och det grundvattenflöde som beräknas ske (0,4 l/s) kan grundvattentransporten av arsenik till Bäljane å beräknas till 1 – 2 kilo per år.

4.2 Framtida spridningsrisker (Nollalternativet)

4.2.1 Krom

Om inga åtgärder sker bedöms nuvarande spridning fortgå under överskådlig tid, i ett 10-20 års tidsperspektiv. Det finns inget som tyder på att spridningen av krom från marken skulle öka eller minska dramatiskt. Om inga åtgärder görs av byggnaderna och dessa fortsätter att förfalla kan dock spridningen av krom komma att öka genom att mer kontaminerade ytor utsätts för nederbörd.

I ett längre tidsperspektiv (20 – 100 år) bedöms spridningen av krom till uppehållsdammen och Bäljane å minska beroende på att föroreningskällan (sediment i ledningssystem) till den primära spridningsvägen är begränsad, särskilt mängden sexvärt krom. Allt eftersom byggnaderna förfaller kommer dock vattenomsättningen i området att öka och mer kontaminerade byggnadsmaterial kan utsättas för nederbörd, vilket kan motverka spridningsminskningen. Vidare kan uppehållsdammens nuvarande avskiljande förmåga minska med tiden då mängden sediment ökar och vattenvolymen och därmed uppehållstiden successivt minskar. Sammantaget bedöms spridningen av krom förbli i samma storleksordning som idag eller möjligen öka något i ett längre tidsperspektiv om inga åtgärder vidtas.

Även spridningen av krom från sedimenten till Bäljane ån borde minska successivt då även denna krommängd är ändlig, varför nuvarande spridning inte borde kunna fortgå i mer än några 10-tals år.

I ett mycket långt tidsperspektiv (100-års – 1 000 årsperspektivet) går det bara att spekulera i hur spridningen av krom från de förorenade massorna på området utvecklas. Kroms egenskaper gör dock att frigörelsen och spridningen knappast ökar över tiden. Andelen lättlakad sexvärd krom kommer successivt att minska och oxidation av trevärt till sexvärt krom bedöms som orealistisk. Effekterna av att den organiska delen av fyllnadsmassorna (spaltläder etc) successivt bryts ned bedöms inverka i liten grad på frigörelsen av krom. Krom binds inte enbart hårt till organiskt material utan också till olika typer av hydroxider och silikater. Det troligaste är att spridningen av krom även i ett längre tidsperspektiv blir låg (något till några kilo per år) men att den därigenom kommer att pågå i mer eller mindre evig tid. Mängden krom som finns i fyllnads- och avfallsmassorna kan räknas i 100-tals ton och är extremt stor i förhållande till den mängd som årligen sprider sig (något-några kg/år). Det vill säga att krom kommer att kunna spridas från platsen under evig tid.

Sannolikheten för Bäljane å successivt eller vid extrema högvattenföringar skall erodera det deponerade avfallet invid ån har inte utretts. Några särskilda skyddsåtgärder för att förhindra eller minska konsekvenserna av detta genomfördes dock inte när deponin anlades. Det går därmed inte att utesluta att erosion kan bli en betydande framtida spridningsväg för krom från området till Bäljane å.

4.2.2 Arsenik

Spridningen av arsenik bedöms inom överskådlig tid (10 – 20 år) bli mer eller mindre oförändrad eller öka något om effekten av arsenikutfällning längs åkanten uteblir. Att den genomsnittliga halten av arsenik i utströmmande grundvatten överstiger den hittills maximalt uppmätta (500 µg/l) bedöms dock som orealistiskt då frigörelsen av arsenik från de primära källorna redan i dagsläget sker vid syrefattiga/syrefria förhållanden. Mängden arsenik som därmed riskeras spridas till Bäljane å i framtiden (i ett 50-100 års perspektiv) kan uppskattas till 5 - 10 kg/år, d v s nästan 10 ggr mer än i nuläget.

I ett längre tidsperspektiv blir bedömningarna mer eller mindre spekulativa. De syrefria/fattiga förhållanden som råder i området idag bedöms bestå under mycket lång tid, varför frigörelsen och spridningen av arsenik sannolikt består. Vidare kan uppehållsdammens nuvarande avskiljande förmåga minska med tiden då mängden sediment ökar och vattenvolymen och därmed uppehållstiden successivt minskar. Spridningen av arsenik till Bäljane å kan därmed öka. Med hänsyn till att mängden arsenik i fyllnads- och avfallsmassorna kan räknas i 10-tals ton och spridningen som mest till något 10-tals kilo per år kommer arsenik att spridas från området i 1 000-tals år om inga åtgärder vidtas.

På samma sätt som för krom kan det inte uteslutas att erosion i framtiden blir en betydande eller t o m den mest betydande spridningsvägen för arsenik från området till Bäljane å (se **figur 4.3**).



Figur 4.3 Avståndet mellan slamdeponin och Bäljane å är 5 – 10 m.

5.0 HÄLSORISKER

5.1 Inom läderfabriksområdet

I det följande bedöms de hälsorisker som är förknippade med förorenad mark inom Klippans läderfabriksområde. Hälsorisker med befintliga fabriksbyggnader utgörs i nuläget främst av andra aspekter, såsom ras, fall- och klämskador p g a det pågående förfallet (se *figur 5.1*), och berörs inte annat än översiktligt i denna riskbedömning.



Figur 5.1 Idag är läderfabriksområdet öde och byggnader och markytor förfaller snabbt.

Av de ämnen som uppmätts i förhöjda halter kan arsenik och sexvärt krom betraktas som hälsofarliga. Om inte grundvattnet används för dricksvatten och inte grönsaker odlas så är enligt Naturvårdsverkets rapport 4638 den viktigaste exponeringsvägen för arsenik och sexvärt krom direkt intag via munnen respektive inandning av damm. Trevärdigt krom är däremot inte särskilt hälsofarlig och om inte intag av dricksvatten och egenodlade grödor är relevanta exponeringsvägar så finns i princip ingen övre haltgräns för förorenad mark. Aktuella skyddsobjekt inom läderfabriksområdet med nuvarande markanvändning är tillfälliga besökare på området. I *tabell 5.1* sammanfattas uppgifter om aktuella föroreningars hälsoeffekter. Uppgifterna är hämtade ur Naturvårdsverkets rapport 4638.

Tabell 5.1 Hälsoriktvärden m m för arsenik, krom(VI) och krom(III).

	As	Cr(VI)	Cr(III)
TDI Kroniskt, mg/kg kroppsvikt, d	1,1*10 ⁻³	1	1
TDI Cancerrisk 10 ⁻⁵ , mg/kg kroppsvikt, d	6*10 ⁻⁶	-	-
RfC Cancerrisk 10 ⁻⁵ , mg/m ³	2,5*10 ⁻⁶	2,5E ⁻⁷	-
NV Referenskoncentration i mark MKM mg/kg TS			
Oralt intag	60	17 000	Obegränsat
Hudkontakt	200	8 000	Obegränsat
Inandning av damm	188	19	Obegränsat
Integrerat = NV Hälsoriskbaserat riktvärde	40	20	Obegränsat

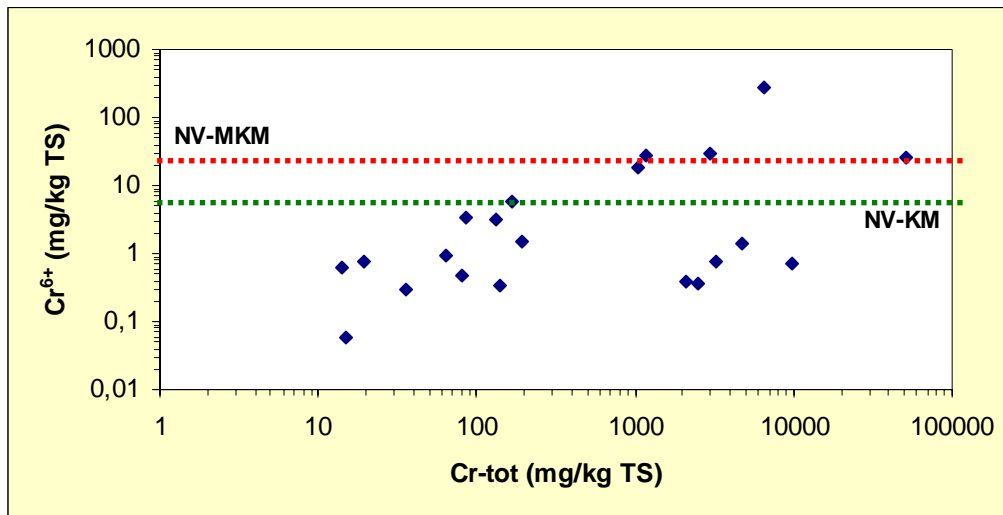
TDI = Tolerabelt dagligt intag, RfC = Referenskoncentration i luft

Vid en direkt jämförelse mellan uppmätta halter av arsenik i marken inom området kan konstateras att Naturvårdsverkets hälsoriskbaserade riktvärde överstigs i ungefär hälften av analyserade prover av fyllnads- och avfallsmassor. **Hälsoriskerna vid nuvarande och i synnerhet vid framtida förhållanden är således uppenbara om inga åtgärder vidtas.** Den remiss avseende riskbedömning som Naturvårdsverket gett ut förändrar inte riskbilden.

Arsenik kan även ge upphov till akuttoxiska effekter. Redan intag av 1 g jord innehållande 50 mg As/kg kan för ett barn som väger 10 kg ge upphov till toxiska effekter enligt dos-responsdata hämtade från "The Risk Assessment Information System" (<http://rais.ornl.gov/>). Enligt samma källa ligger dödlig dos för ett barn som väger 10 kg på 6 g jord med halten 1 000 mg As/kg. Så höga halter som 1 000 mg/kg har inte påträffats i yttlig jord men kan inte uteslutas. Däremot har halter över 50 mg As/kg jord påträffats i ytjord i ett flertal provpunkter. **Risken för akuttoxiska effekter för barn som leker på området är alltså uppenbar om inga åtgärder vidtas.**

Även för sexvärt krom föreligger på samma sätt som för arsenik en potentiell hälsorisk då uppmätta halter i prover på fyllnads- och avfallsmassor ställvis överstiger 20 mg/kg TS. Antalet analyser av sexvärt krom är dock relativt få varför en osäkerhet finns. Ett antagande är dock att halten sexvärt krom utgör ungefär 2 % av analyserad halt totalkrom (se **figur 5.2**). En totalkromhalt på 1 000 mg/kg TS skulle därmed motsvara en halt av sexvärt krom på 20 mg/kg TS. I ungefär 40 % av prover uppmäts totalkromhalter överstigande 1 000 mg/kg TS (se **figur 3.4**). Hälsoriskerna med kromet är därmed något mindre än med arseniken men är inte obetydliga redan i nuläget och kommer att öka i framtiden

Den planerade framtida markanvändningen av fabriksområdet är natur- eller parkmark. För att kunna omvandla fabriksområdet till ett naturområde behöver byggnaderna rivas och området saneras. Det är dock riskerna vid den nuvarande markanvändningen som driver saneringsbehovet, inte markanvändningen efter sanering.



Figur 5.2 Uppmätta halter av totalkrom och sexvärt krom i jordprover tagna inom Klippan läderfabrik.

5.2 Villaområdet och skogsområdet

I skogsområdet (ca 8 000 m²) nordväst om fabriksbyggnaderna (se *figur 5.3*) är halterna av arsenik i yttlig mark tydligt förhöjd (upp till 250 mg/kg TS) i förhållande till lokala bakgrundsnivåer på 2 – 5 mg/kg TS som uppmätts i naturlig sand under utfyllnadsområdet. Området gränsar till villabebyggelse i söder varför människor i dagsläget periodvis uppehåller sig i området. Aktuella skyddsobjekt för skogsområdet är tillfälliga besökare i området. **Uppmätta arsenikhalter överstiger i en stor del av området, främst närmast fabriksbyggnaderna, Naturvårdsverkets hälsoriskbaserade riktvärde vid mindre känslig markanvändning varför risken för negativ påverkan på människors hälsa är uppenbar vid en regelbunden vistelse på platsen.** Även i skogsområdet kan arsenikhalterna ge upphov till akutttoxiska effekter om barn får i sig större mängder jord. I skogsområdets östra del har även mycket höga halter av krom mätts upp (>1 000 mg/kg TS), som i sig kan inverka på människors hälsa. Skogsområdet kommer även i framtiden att utgöra ett naturområde.



Figur 5.3 Skogsområdet nordväst om läderfabriken.

Naturvårdsverkets generella riktvärde för arsenik i områden med känslig markanvändning (bostadsområden etc.) är för närvarande 15 mg/kg TS (kan justeras ner till 10 mg/kg enligt remissutgåva av nya nationella riktvärden). Dimensionerande exponeringsvägar i villaområdet är direkt intag av jord och intag av egenodlade grönsaker. Aktuella skyddsobjekt i villaområdet är boende i området. Det *beräknade* generella svenska riktvärdet (om man undantar exponering via dricksvatten) är 1 mg/kg TS. Då det inte är rimligt att ha ett generellt riktvärde under den naturliga bakgrundsnivån baseras riktvärdet på en antagen naturlig bakgrundshalt. **Baserat på Naturvårdsverkets nationella riktvärden för föroreningar i mark innebär de förhöjda arsenikhalterna i villaområdet en hälsorisk.** Utifrån genomförda undersökningar föreligger hälsorisker inom ca 15 st fastigheter väster om fabriksbyggnaderna med en sammanlagd yta på ca 8 000 m². Ingen förändring i markanvändningen planeras för villaområdet.

5.3 Slam- och spaltläderdeponierna

Inom befintliga deponier är sannolikheten för att människor exponeras för förorenade massor liten eftersom de förorenade massorna där inte ligger blottlagda i markytan.

5.4 Utanför området

Tänkbara hälsorisker utanför området är intag av fisk från Bäljane å och effekter från användandet av åvatten för bevattning. Båda dessa exponeringsvägar bedöms dock inte vara signifikanta i det här fallet då spridningen av både krom och arsenik till ån endast uppgår till några få kg per år.

6.0 MILJÖRISKER

6.1 Läderfabriksområdet

I *tabell 6.1* sammanfattas några relevanta riktvärden för skydd av miljön i mark och sötvattensediment för krom och arsenik. Det saknas riktvärden för sexvärt krom. Skyddsobjekt är organismer som lever i och på marken på området samt i uppehållsdammen. I den undersökning av effekter på *Daphnia magna* av arsenik och krom, som ingick i kunskapsprojektet, påvisades ingen samverkans effekt av dessa. Därför har NVs generella riktvärden för miljöeffekter använts.

Tabell 6.1 Miljöriktvärden för arsenik och totalkrom i mark och sediment (mg/kg TS).

	As	Cr-tot
Ekotox-värde mark Naturvårdsverket-MKM	40	250
Sötvattensediment CCME PEL ¹⁾	17	90

¹⁾ Kanadensiska sedimentkvalitetskriterier, trolig effektnivå.

Utifrån genomförda undersökningar kan konstateras att halterna av arsenik och totalkrom i mer än 50 % av analyserade prover bestående av fyllnads- eller avfallsmassor överstiger Naturvårdsverkets ekotoxikologiska riktvärden vid mindre känslig markanvändning (se *figur 3.3* och *3.4*). På norra delen av Läderfabriksområdet (deponierna) ligger dock de förorenade massorna inte direkt i markytan utan under täckskikt. Om inga åtgärder vidtas innebär de höga arsenik- och kromhalterna en uppenbar miljörisk på platsen. Såväl marklevande små organismer som högre stående djur (fåglar, småvilt) och växter kan påverkas negativt av föroreningarna.

I den konstruerade uppehållsdammen har höga arsenik- och totalkromhalter uppmätts (se *figur 3.12*), varför påverkan på sedimentlevande organismer kan förväntas.

6.2 Villaområdet och skogsområdet

Skyddsobjekt är organismer som lever i och på marken i skogs- och villaområdet. I skogsområdet och i villaområdet är skyddsvärdet för marklevande djur och växter samt för högre stående djur i nuläget och i en överskådlig framtid högt. Uppmätta halter av arsenik i ytlig blottlagd jord överstiger i en stor del av områdena (nästan 16 000 m²) Naturvårdsverkets generella riktvärden vid känslig markanvändning, som är 20 mg/kg TS. Risken för att arseniken påverkar miljön på platsen kan därmed inte uteslutas. Även kromhalterna är ställvis mycket höga i östra delen av skogsområdet, vilket också är en miljörisk.

6.3 Slam- och spaltläderdeponierna

Skyddsobjekt är organismer som lever i och på marken på deponierna. Inga förhöjda halter har påvisats i täckmassor på deponierna och därför är miljöeffekterna av föroreningar i dessa försumbar. En större miljöeffekt lär dock föreligga pga konstruktionen i sig med täckskikt och tätskikt., vilket är det normala för deponier. Dessutom får träd och större buskar inte etableras på deponierna. Eventuella organismer som lever i de djupare liggande massorna i deponierna lär inte anses skyddsvärda och ingen hänsyn tas till dessa. Se avsnittet nedan för miljörisker i Bäljane å avseende eventuellt läckage från deponierna.

7.0 MILJÖRISKER I BÄLJANE Å

7.1 Nuläge

De ämnen som utifrån genomförda undersökningar för närvarande sprids och som riskeras spridas från läderfabriksområdet är krom(III) samt arsenik. I **tabell 7.1** jämförs uppmätta halter av krom och arsenik i Bäljane ås vatten och sediment (år 2005) med kanadensiska kvalitetskriterier. Skyddsobjekt är organismer som lever i vatten och sediment i Bäljane å.

Tabell 7.1 Uppmätta halter av krom och arsenik i Bäljane ås vatten och sediment jämfört med kanadensiska effektbaserade kriterier

	As	Cr(III)
Sediment uppströms läderfabriken, mg/kg TS	2-4	6 – 47
Sediment vid läderfabriken, mg/kg TS	10	510
Sediment nedströms läderfabriken, mg/kg TS	14	250
CCME, PEL, mg/kg TS	17	90
Ytvatten uppströms läderfabriken, µg/l	0,5	0,7-0,8
Ytvatten nedströms läderfabriken, µg/l	0,5-0,6	1,1
CCME, sötvatten, µg/l	5	9

Av tabellen framgår att den pågående spridningen av arsenik från läderfabriksområdet ger upphov till knappt mätbara halttillskott i åns vatten. Detta stämmer med de beräkningar av arseniktransporter med infiltrerad nederbörd, grundvatten och ytvatten som genomförts. Exempelvis skulle en pågående spridning av arsenik på 5 kg/år resultera i ett genomsnittligt halttillskott på 0,1 µg/l i Bäljane å. Arsenikhalterna i ån kan betecknas som låga och underskrider med en 10-potens de nivåer där de

känsligaste ytvattenlevande organismerna kan påverkas. Den historiska långvariga belastningen av arsenik från området har dock resulterat i en mätbar kontaminering av Bäljane ås sediment. Halterna i sedimenten underskrider dock de nivåer där effekter på organismer förväntas ske.

Spridningen av krom från läderfabriksområdet ger periodvis upphov till mätbara halttillskott i Bäljane å. Om det aktuella halttillskottet är representativt motsvarar det en transport på ca 10 kg totalkrom per år från läderfabriksområdet. Utifrån genomförda undersökningar så frigörs och transporteras högt räknat några enstaka kg krom per år med grund- och ytvatten från markområdet. Det mesta av kromet som tillförs Bäljane å förefaller således härröra från de kontaminerade sediment som finns i ån invid Läderfabriksområdet. Resultterande halter krom i ån understiger de nivåer där de känsligaste organismerna kan påverkas. Halterna av krom i sedimenten vid läderfabriken och även längre nedströms i Bäljane å är så pass höga att vissa känsliga bottenlevande organismer kan påverkas.

7.2 Framtiden

Av avsnitt 4.2 framgår att spridningen av krom via yt- och grundvatten och från sedimenten till ån förblir oförändrade eller möjligen ökar något över tiden. Spridningen av arsenik till ån från markområdet via grundvatten kan i framtiden komma att öka till kanske 10 kg/år, d v s ca 5 ggr mer än nuläget. Trots den stigande belastningen bedöms risken för att Bäljane å påverkas negativt som liten då marginalen till haltnivåer som man med dagens kunskap vet kan skada de känsligaste organismerna är stor. En förutsättning för bedömningen är dock att utsläppen från andra källor förblir oförändrade, d v s att bakgrundshalterna inte ändras.

Erosion av de avfallsmassor som ligger invid ån bedöms vara ett allvarligt hot och kan orsaka betydande skador på ån och dessa flora och fauna. Hur stora skadorna blir är omöjligt att besvara då omfattningen av erosion i sig är svårberäknad. 10 m³ avfallsmassor, som är en förhållandevis begränsad erosion, kan dock innehålla så mycket som 200 kg krom och 40 kg arsenik, d v s lika mycket som för närvarande beräknas spridas från området på flera tiotals år.

8.0 SLUTSATSER

Golder har av Klippans kommun fått i uppdrag att inom ramen för en huvudstudie genomföra en fördjupad riskbedömning och åtgärdsutredning för f.d. Klippans läderfabrik. Syftet med föreliggande riskbedömning är att den skall ligga till grund för åtgärdsutredningen och i förlängningen för beslut om vilka åtgärder som skall vidtas. Riskbedömningen visar sammanfattningsvis följande:

1. Halterna av arsenik och krom är mycket höga i marken inom en stor del av läderfabriksområdet varför risken för påverkan på människors hälsa och miljön på platsen är uppenbar idag och i synnerhet i framtiden om områdets användning blir känsligare. Inom de två deponierna ligger dock föroreningen isolerad från omgivningen varför miljö- och hälsoriskerna där är små.
2. I angränsande skogs- och villaområde är halterna av arsenik förhöjda i yttlig mark varför lokala hälso- och miljörisker föreligger inom ett 16 000 m² stort markområde väster och nordväst om fabriksbyggnaderna.
3. Hälsoriskerna med de delvis förfallna fabriksbyggnaderna utgörs främst av andra aspekter, såsom ras, fall- och klämskador. På längre sikt kan dock spridningen av föroreningar från kontaminerade byggnadsdelar etc komma att öka allteftersom byggnaderna förfaller och kontaminerade byggnadsdelar exponeras för nederbörd.
4. Den pågående spridningen av föroreningar från markområdet till Bäljane å har undersökts och beräknats på flera olika sätt. Samtliga undersökningar indikerar att spridningen av krom och arsenik från läderfabriksområdet uppgår till några kilo per år och att det inte påverkar åns organismer.
5. Den historiska belastningen från läderfabrikens aktiva period har lett till att sedimenten i Bäljane å i höjd med området och även nedströms är kontaminerade av främst krom. Vid höga vattenföringar frigörs fina kromhaltiga partiklar som sprids nedåt i vattensystemet. Detta bidrag är periodvis mätbart och därmed inte obetydligt. Det kan handla om något 10-tals kilo krom som för närvarande sprids på detta sätt. I sedimenten är också halterna av krom så höga att det lokalt kan påverka känsliga bottenlevande organismer.
6. Om inga åtgärder vidtas bedöms spridningen från vissa källor minska medan spridningen från andra riskerar öka på längre sikt. Det största hotet för Bäljane å bedöms vara risken för att förorenade massor nära ån eroderar varvid stora mängder krom och arsenik frigörs i ån. En sådan process bedöms kunna få allvarliga konsekvenser för det biologiska livet i ån. Även ett fortsatt förfall av byggnaderna kan leda till ökade utsläpp till Bäljane å via ledningar. På längre sikt kan även uppehållsdammen invid Bäljane å bli fylld av sediment varmed spridningen av föroreningar till Bäljane å ökar ytterligare. Den långsamma spridningen av krom och arsenik kommer att fortgå under mycket lång tid. Spridningen av krom från sedimenten i ån som ligger invid markområdet borde minska över tid eftersom mängden förorenade sediment är begränsad.

9.0 REKOMMENDATIONER

Med underlag av resultaten av denna riskbedömning är det uppenbart att det erfordras flera omfattande åtgärder för att komma till rätta med ett antal identifierade miljö- och hälsorisker som är förknippade med Klippans läderfabrik. Golder Associates AB rekommenderar att åtgärder vidtas för att reducera eller eliminera följande identifierade miljö- och hälsorisker:

1. En stor del av befintliga fabriksbyggnader med tillhörande installationer är i ett pågående förfall. Utöver de direkta hälsofarorna i form av ras-, fall- och klämskador innebär byggnaderna en direkt miljö- och hälsorisk då nya kontaminerade ytor och farliga byggnadsmaterial successivt blottläggs och exponeras för nederbörd. Spridningen av föroreningar till Bäljane å riskerar också att öka allt eftersom byggnaderna förfaller.
2. Läderfabriksområdet är till stor del utfyllt med stora volymer förorenade massor (32 000 m³) innehållande höga – mycket höga halter och stora mängder krom (60 ton) och arsenik (10 ton). Föroreningarna ligger delvis blottlagda i markytan och hälso- och miljöriskerna föreligger redan i nuläget och är uppenbara vid ett framtida ökat nyttjande av området.
3. I skogsområdet (ca 8 000 m²) nordväst om fabriksbyggnaderna som angränsar till ett villaområde är halterna av främst arsenik men även krom så höga i yttlig naturmark att tydliga hälso- och miljörisker föreligger.
4. Marken i angränsande villaområdet väster om läderfabriken är mer eller mindre kontaminerad av arsenik. Inom ca 15 fastigheter med en sammanlagd yta på ca 8 000 m² föreligger risker för människors hälsa och miljön.
5. Risken för att förorenade massor (slamdeponin) nära ån eroderar bedöms vara ett stort hot mot Bäljane å. En sådan process kan frigöra stora mängder krom och arsenik med allvarliga konsekvenser för det biologiska livet i ån till följd.
6. Sedimenten i Bäljane å i höjd med området och även nedströms är kontaminerade av främst krom. Vid höga vattenföringar frigörs fina kromhaltiga partiklar som sprids nedåt i vattensystemet. Detta bidrag är periodvis mätbart och därmed inte obetydligt. Det kan handla om något 10-tals kilo krom som för närvarande sprids på detta sätt. I sedimenten är också halterna av krom så höga att det lokalt kan påverka känsliga bottenlevande organismer.
7. På lång sikt kan den uppehållsdamm som anlades 1996 för kontroll och uppsamling av förorenat yt- och grundvatten växa och/eller sedimentera igen. Förorenat sediment kan då blottläggas i ytan och spridningen till Bäljane å öka. De förorenade sedimenten kan också på sikt utgöra en lokal miljö- och hälsorisk.

Vilka åtgärder som kan vidtas och vilka kostnader och riskreduktion olika alternativ innebär rekommenderas utredas inom ramen för åtgärdsutredningen.

Golder Associates AB

Göteborg 2007-05-02

Anders Bank

Per Hübnette

Z:\2005\0570233 KLIPPAN LÄDERFABRIKEN\PRELIMINÄR RISKBEDÖMNING\RISKBEDÖMNING-KLIPPANS-LÄDERFABRIK 07 05 02.DOC