

Författare: Veronika Landin
Miljö- och hälsoskydd
Ekologiska institutionen
2008-07-17



Dåtidens levebröd – nutidens gift

Kandidatexamen i miljövetenskap, 15 hp

Handledare: Erland Bååth,
mikrobiolog Lunds universitet

Annette Källman, projektledare
Valdemarsviks kommun

Examinator: Per Nyström,
limnolog Lunds universitet

Sammanfattning

Gusums samhälle har länge varit påverkat av flera föroreningar från olika metaller, vilket har medfört att människor i området har blivit exponerade under många år. Exponering via konsumtion kan vara stor då man äter lokalt odlade grönsaker, frukt, bär och svamp. Men även då man vistas för mycket vid bruksområdet kan påverkan ske genom akuta eller kroniska sjukdomar.

Det var på Gusums Bruk AB som patent på blytåset kom och detta satte Gusum på kartan. Fabriken står nu idag, 350 år efter fabriken uppkomst, kvar och förfaller, vilket istället utgör en skam för Gusums samhälle.

Marken är idag påverkad av ugnarnas stoftutsläpp med en radie på cirka 1 mils avstånd. Vid Gamla Bruket har metallhalterna i marken nått sådana nivåer att de hämmar mikroorganismernas nedbrytning av växtrester och med detta också frigörelsen av näring ur dessa rester. I jord med mycket organiskt material binds till exempel koppar och bly starkt till de organiska komplexen. Komplexbundna metaller transporteras lättare med vatten än partikelbundna metaller. Genom bruksområdet flödar Gusumsån som rinner norrut mot Byngaren. Partiklar kan via vinden eller med erosion och ras tillföra utsläpp till vattnet som sedan avsätts i sediment. Där kan sedan djurlivet påverkas och även de människor som äter utav djuren.

Valdemarsviks kommun har tillsammans med Länsstyrelsen i Östergötland inlett detaljerade undersökningar för att ta reda på vilka föroreningar som finns och i vilken omfattning, samt hur de sprids till omgivningen.

För att undersöka halterna av metallföroreningar användes en XRF (röntgen fluorescens spektrofotometer). Den 19/5-08 analyserades 35 jordprover nedströms, norr om Gamla Bruket, på båda sidorna av Gusumsån. Dagen därpå togs 22 prover söder om bruket.

Resultatet visade att det fanns högst halter i anslutning till bruksområdet. Zink och koppar hade halter långt över Naturvårdsverkets gränsvärden för markanvändning, men även bly och krom överskred dessa gränsvärden på ett flertal provpunkter. Av de 57 olika provpunkterna var det endast på fyra platser nedströms som KM (riktvärde för känslig markanvändning) eller MKM (riktvärde för mindre känslig markanvändning) för koppar, zink eller bly inte överskreds. Uppströms fanns det fem provpunkter utan anmärkning. Som högst nådde zinkhalten upp till 40 000 mg/kg inne på bruksområdet. Kopparhalten överskred 25 000 mg/kg på fem provpunkter och som mest visade XRF-instrumentet en koncentration på 184 000 mg/kg. Detta innebär alltså att jordprovet innehöll 18,4 % koppar, vilket är 1000 gånger över det angivna riktvärdet för MKM. Något som inte hade förväntats uppträda var arsenik men detta förekom endast på ett fåtal platser.

Det är uppenbart att Gusums samhälle är grovt förorenat utav stoftutsläppen från Gamla Bruket. För att förhindra exponering bör sanering ske. Detta skulle främja miljöns återhämtning och förhindra spridning till ett större område vid eventuella ras och erosion.

Abstract

Gusum bruk is an old metal factory, with a famous place in Swedish history. It was here that a large part of Swedish zippers was manufactured during the last century. Today, 350 years after the start of the factory, the buildings of the old factory (Gamla Bruket) still remains, but they are in a poor shape and are a shame for the community.

In the village of Gusum there has been extensive exposure to different pollutants from Gusums Bruk. The pollutants are mostly metals, with copper and zinc from brass manufacturing as the main ones. The ground is affected by the dust from the ovens and from wastewater up to ten km from the factory. Close to Gamla Bruket the metal pollution has reached levels that inhibit the degradation of dead plant remains by the microorganisms. Since people spend a lot of time on the surroundings of the factory, they can inhale metals or get exposed through consumption of e.g. vegetables growing in the vicinity, with possible acute or chronic diseases. Furthermore, through the area of the factory the river of Gusum flows from north to south to the lake Byngaren. Particles can reach the river by wind or erosion from the riverbanks and later on become deposit in the sediments of the lake. This can affect animals and people eating fish from the lake.

In the municipality of Valdemarsvik a project has started together with the county of Östergötland, with the aim of determining what kind of pollutants that exist in the area and how widespread they are in the environment. I have measured how much pollution that is found around the river going through the old factory of Gusums Bruk. The metal content of the soil was analysed using x-ray fluorescence (XRF) along the river. 35 soil samples was analysed downstream (north) the river, on both sides, 19th of May 2008. The next day 22 samples were taken upstream (south) of Gamla Bruket.

The result showed that there were extremely high levels of metals close to Gamla Bruket. Zn and Cu were high above the limits allowed by the Swedish Government, but also Pb and Cr was above the limits in some of the samples. The highest Zn content in the soil reached levels of 40 000 mg/kg inside the area of the old factory. Cu reached levels of 25 000 mg/kg or more in five samples and as most the XRF showed a concentration of 184 000 mg/kg. This means that the sample contained 18,4% Cu which is thousand times the permissible concentration.

It is obvious that the village of Gusum is extremely polluted by emissions from the old factory. To prevent human exposure, sanitation measures have to be made, but this will also allow the environment to recover. Such measures should also prevent spreading of pollutants via possible erosion and landslides to places further down stream of the river.

Innehållsförteckning

1. Inledning	5
1.1 Syfte	5
1.2 Tillvägagångssätt	5
1.3 Begränsningar	6
2. Bakgrund	6
3. Giftfri miljö	7
4. Miljö- och hälsoeffekter	8
4.1 Bly	9
4.2 Zink	9
4.3 Koppar	10
4.4 Krom	10
4.5 Arsenik	11
5. Generella riktvärden	12
6. Spridningsprocesser	12
6.1 Erosion	12
6.2 Spridning via vatten	13
7. Mätningar direkt i fält, XRF	13
8. Provtagningsmetodik	15
9. Resultat	16
9.1 Bly	17
9.2 Zink	19
9.3 Koppar	21
9.4 Krom	23
9.5 Arsenik	25
10. Diskussion	27
11. Slutsatser	30
12. Författarens tack	31
13. Källförteckning	32

Bilagor

1. Karta över Gusum
2. Fältprotokoll
3. Koordinater och analysresultat

1. Inledning

Ett förorenat område är ett område som är så förorenat att det riskerar att skada miljön och människors hälsa. Framförallt är det de tidigare industrier som har lämnat efter sig skadliga ämnen i mark och vatten. Detta är ett allvarligt miljöproblem över hela världen och enligt Länsstyrelserna finns det cirka 50 000 sådana områden bara i Sverige (Miljömålsportalen 1, 2006).

Fortfarande saknas mycket kunskap om hur föroreningar påverkar människors hälsa och miljön vid exponering, nedbrytning och ackumulering. Därför kan det vara svårt att beräkna riskerna, men kännedomen om detta ökar, liksom viljan att göra något åt problemen (Naturvårdsverket, 2000).

Många av de olika utsläppen som kommer ut i miljön kan orsaka negativa hälsoeffekter på människan. Bland annat uppmärksammas långlivade organiska föreningar liksom vissa metaller i luft, mark och vatten, där metallerna i vissa fall bedöms vara cancerframkallande. För att vidta åtgärder som påverkar utvecklingen i positiv riktning är samhällsplanering ett av de viktigaste verktygen. Det praktiska arbetet med att genomföra beslut ligger i största utsträckning på lokal nivå. Det är där som konkreta åtgärder måste vidtas för att komma till rätta med vatten-, luft- och markföroreningar. Lokalt arbete med miljömålsstyrd kommunal verksamhet samt tillsyn, aktiva föreningar, ett näringsliv som tar ansvar för en ekologiskt hållbar verksamhet och en miljömedveten allmänhet är en vision för ett starkt miljömålsarbete (Miljömålsportalen 2, 2006).

I Valdemarsviks kommun pågår två av Östergötlands största efterbehandlingsprojekt, projekt Valdemarsviken och Miljöprojekt Gusum. I Valdemarsviken är det utsläpp från före detta garveriet och läderfabriken som orsakat kraftiga föroreningar av framförallt krom i vikens sediment. I Gusum är det mässingsbruket från 1653 som är orsaken till att mark och sediment är förorenat av främst koppar och zink (Valdemarsviks kommun, 2008).

1.1 Syfte

Den här rapporten är endast ett litet steg i processen för att slutligen kunna bedöma riskerna för miljön och hälsan samt vilka riskerna kan bli vid olika saneringsåtgärder. Mitt examensarbete syftar till att ingå i det underlagsmaterial som tas fram för att klargöra behovet av vidare undersökningar vad gäller föroreningsspridningen via erosion och ras av förorenade massor i anslutning till Gusumsån. Härmed kan man göra en bedömning över hur stora riskerna är att föroreningarna sprids via Gusumsån. Det är först efter ett flertal undersökningar som beslut om sanering kan tas.

1.2 Tillvägagångssätt

För fältundersökningar av metaller användes ett XRF-instrument (röntgen fluorescens spektrofotometer) av sorten Niton. Därefter har olika kartor framställts för att lättare kunna få en överblick över hur föroreningarna är spridda längs med Gusumsån. Kartorna skapades med hjälp av naturvårdshandläggaren Susanne Ahlander från Valdemarsviks kommun. Det har även gjorts litteratursökningar för att kunna ta reda på effekterna av de förhöjda halterna.

Vid ett startmöte och platsbesök med projektansvariga Annette Källman på Valdemarsviks kommun diskuterades förslag på examensarbetets upplägg. Provtagningsmetodiken planerades på SGI (Statens geotekniska institut) i Linköping tillsammans med Annette Källman och Ebba Wadstein.

Kostnaderna för inhyrning av XRF stod Valdemarsviks kommun för och övrigt material bekostades av Lunds universitet.

1.3 Begränsningar

Rapporten begränsar sig till att endast ta upp de ämnen vars halter som enligt Naturvårdsverkets riktvärden för KM (känslig markanvändning) och MKM (mindre känslig markanvändning) överskreds vid XRF-analysen.

2. Bakgrund

I Gusums samhälle, beläget i Valdemarsviks kommun i Östergötland, och längs Gusumsån har det skett omfattande utsläpp av framförallt koppar och zink i 350 år från koppar- och mässingsbruken. På Gusums Bruk AB tillverkade man bland mycket annat mässingsspännen, hårnålar och blytlås (som man fått patent på att tillverka i början av 1900-talet). Fram till 1966 smältes metallen inne i den centrala delen av Gusum och därefter flyttades smältverket till Gräsdalen, 1,6 km nordväst om Gamla Bruket (Bilaga 1). Industriavloppsvatten rann obehandlat ut i Gusumsån fram till slutet av 70-talet och rökgaser spreds med vinden som fint stoft. Detta kom att lagras i marken och partiklarna rann ner i vattendragen. I början av 80-talet, innan lagen om rening av stoftutsläppen infördes, beslutade kommunen att införa kostråd för vegetabilier odlade inom en radie på 3 km från smältverken. 1988 gick bruket i konkurs och efter det har industribyggnaderna stått och förfallit (Figur 1) (Valdemarsviks kommun, 2008).



Figur 1: Gamla Bruket, 080519.

Marken är idag påverkad av ugnarnas stoftutsläpp inom en radie på cirka 1 mil från bruksområdet. Mest förorenad är marken inom 500 m från området. Halterna av koppar, zink och bly i marken är betydligt högre där än normala bakgrunds nivåer och föroreningarna påträffas främst i markens översta lager (Valdemarsviks kommun, 2008).

Under 2002-2003 genomförde Länsstyrelsen en förstudie med fokus på den gamla bruksverksamheten. Man studerade då tidigare utredningar, intervjuade före detta anställda

och gjorde provtagningar av sediment samt ett fåtal analyser av tungmetaller i bäckvattenväxter och fisk (Valdemarsviks kommun, 2008).

Nu har man stegvis inlett mer detaljerade undersökningar i Gusum för att säkerställa vilka föroreningar som finns, var de finns och i vilken omfattning samt hur de sprids till omgivningen (Valdemarsviks kommun, 2008).

3. Giftfri miljö

I Sverige har man satt upp sexton miljökvalitetsmål för att styra hur vi vill att framtidens miljö ska se ut. Målen är beslutade av riksdagen och syftar till att de största miljöproblemen i Sverige ska vara lösta till år 2020. Dessa mål beskriver vilken kvalitet och det tillstånd som är ekologiskt hållbart för Sveriges miljö, natur- och kulturreсурser på lång sikt. De nationella miljökvalitetsmålen beslutades av riksdagen i april 1999. Alla de sexton målen har särskilda delmål som preciserar vad som behöver göras till en viss tidpunkt för att de ska kunna nås. Det finns även regionala mål för varje län i Sverige (Naturvårdsverket, 2000).

Det fjärde miljömålet, giftfri miljö, syftar till att miljön ska vara fri från ämnen och metaller som skapats i eller utvunnits av samhället och som kan hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden. Länsstyrelserna beräknar att det i Sverige finns cirka 50 000 förorenade områden som är skadliga för miljön och hälsan. Kunskapen om många ämnens farliga egenskaper och förekomst i miljön är emellertid ganska dålig. Man identifierar nya problemämnen hela tiden, där allergier och annan överkänslighet är ett stort problem (Miljömålsportalen 1, 2006).

Enligt regeringens bedömning bör miljökvalitetsmålet Giftfri miljö, i ett generationsperspektiv (prop. 2004/05:150), innebära bland annat att halterna av ämnen som förekommer naturligt i miljön ska vara nära bakgrunds nivåerna. Det innebär att förorenade områden ska vara undersökta och vid behov åtgärdas (Miljömålsportalen 1, 2006).

I delmål 6 står det skrivet ”samtliga förorenade områden som innebär akuta risker vid direkt exponering och sådana förorenade områden som i dag, eller inom en nära framtid, hotar betydelsefulla vattentäkter eller värdefulla naturområden skall vara utredda och vid behov åtgärdade vid utgången av år 2010.” (Miljömålsportalen 1, 2006).

Enligt delmål 7 ska åtgärder ”under åren 2005-2010 ha genomförts vid så stor andel av de prioriterade förorenade områdena att miljöproblemet i sin helhet i huvudsak kan vara löst allra senast år 2050.” (Miljömålsportalen 1, 2006).

Miljömålsrådet bedömer att det inte går att nå dessa två delmål till år 2010. Övergående åtgärder kommer att vara genomförda inom de flesta områdena i delmål 6. Om förutsättningarna fortsätter att vara goda är det möjligt att nå delmål 7 till åtminstone år 2050. Den största anledningen till att det inte går att nå målen helt är att kunskapen om efterbehandling är låg. För att målen skulle kunna nås måste sanering ske i snabbare takt med både statlig och privat finansiering (Miljömålsportalen 2, 2006).

I Östergötlands län hade man målet att år 2005 skulle alla förorenade områden vara identifierade. År 2010 vill man att de områden som utgör en mycket stor risk för miljön eller för människans hälsa ska vara översiktligt undersökta. Av dessa områden vill man att 20 % ska vara åtgärdade 2010. De här målen anses vara rimliga att uppnå då alla förorenade

områden redan är kontrollerade. Det som påverkar om andra delmålet kan vara uppfyllt till 2010 är kostnaderna. Att 20 %, alltså att cirka 16 områden ska åtgärdas, är inte helt omöjligt eftersom åtgärder redan genomförts eller påbörjats för flera statliga områden (Miljömålsportalen 3, 2007).

4. Miljö- och hälsoeffekter

Överallt där metaller utvunnits eller bearbetats har metallhaltiga partiklar spridits med luften. Då en människa får i sig en metallatom blir den kvar i kroppen ända tills den utsöndras, till skillnad mot kemiska föreningar som kan brytas ner med metabolismen. Dock kan toxiciteten och de olika egenskaperna hos metaller förändras i kroppen genom ändring av jonisationsgrad och kemisk bindning. I första hand sker exponering av metaller via luft, föda och dryck. Då ett förorenat område bearbetas sker exponering främst via inandning av metallaerosol (luftburna partiklar). Skadorna som metaller orsakar på människan beror på den enskilda metallens sätt att störa den normala biokemin i kroppen. Metaller binder bland annat till aktiva säten på enzymer, ofta till en SH-grupp. Detta kan medföra olika typer av störningar av metabolismen. (Uppsala universitet, 2002).

De luftburna partiklarna tas först och främst upp via andningsvägarna. De större partiklarna fastnar i slemhinnans flimmerhår och sväljs då ner. Är partiklarna mindre än 5 µm passerar de flimmerhåren i de stora luftrören och går vidare ner till de små luftvägarna. Där finns det inga flimmerhår men makrofagerna, som är en typ av vita blodkroppar, försöker bryta ner partiklarna. Metallpartiklarna skadar dock makrofagerna så att enzym läcker ut och ger retningar i lungan (Burke et al., 2005).

Då upptag av metaller sker via föda, som till exempel olika bär som vuxit på förorenad mark, tas metallerna upp av tunntarmen. De ämnen som anses främmande får ej gå ut i blodbanan direkt, utan passerar levern först. Där kommer vissa ämnen att lagras medan andra metaboliseras och förs vidare till blodomloppet. När ämnet kommit ut i blodomloppet transporteras det vidare till kapillärerna i de olika organen. Vissa organ attraherar och binder ämnen till sig som till exempel bly i ben. Men det finns även organ som har barriärer för att förhindra ackumulering. Exempel på detta är blod-hjärnbarriären som skyddar hjärnan från främmande ämnen och moderkakan skyddar fostret. Dock kan vissa ämnen ta sig igenom dessa barriärer. En del ämnen kan även anrikas i bröstvävnaden och kan då utsöndras med modersmjölken (Cherian et al., 2005).

De metallmängder som genom åren släppts ut i luften finns länge kvar i marken där de sedan fallit ned. I jord med mycket organiskt material binds till exempel koppar och bly starkt till de organiska komplexen. En del av dessa komplex tas upp av järnoxider i markens minerogena skikt. Komplexbundna metaller transporteras lättare med vatten än partikelbundna metaller. Många växter har en mekanism som kan begränsa tillgången av metaller i rötternas endodermceller genom att lagra dem i cellväggen och i vakuoler. Växten kan även binda metallerna till proteinet metallotionein. Därmed tenderar metallkoncentrationen, speciellt zink, till att bli 4-1000 gånger högre i rotvävnaden än i andra delar av växten. Metallhalterna i marken kan nå sådana nivåer att de hämmar mikroorganismernas nedbrytning av växtrester och med detta också frigörelsen av näring ur dessa rester (Bogden et al., 2008).

4.1 Bly

Bly (Pb) binds mycket effektivt i markens ytskikt och urlakas och omfördelas därför mycket långsamt. Redan vid låga koncentrationer av bly finns tecken på markbiologiska effekter med nedsatt biologisk aktivitet, vilket kan orsaka ackumulering av organiskt material speciellt svårnedbrytbara föreningar som cellulosa. Rörligheten hos bly är väldigt beroende av humussyrornas löslighet och högt pH ger minskad rörlighet. Bly finns naturligt i växter men tros inte vara essentiellt. Höga halter av bly i växtcellerna stör fotosyntesen och hämmar bildningen av ATP (adenosintrifosfat, som lagrar energi i celler), klorofyll och andra livsviktiga ämnen. Vanligen är fåglar och däggdjur mer känsliga för bly än vad växter är, då blyet anrikas i ben och mitokondrier. De vanligaste symptomen för blyförgiftning hos djur är rörelsestörningar, kramper, förstoppning i matstrupen eller tarmen samt blodbrist (Arvidsson et al., 2006).

De naturliga bakgrundshalterna för bly är i berggrunden i genomsnitt cirka 13–15 mg/kg. Kopplingen mellan berggrundens blyhalt och det översta jordlagrets halter är vanligtvis svaga. Bly förekommer i mark och i vatten som tvåvärda jonen Pb^{2+} (Arvidsson et al., 2006).

Oorganiskt bly tas upp av kroppen genom inandning eller nedsväljning. Vid yrkesmässigt arbete sker exponering via inandning av blyhaltigt damm eller rök. Bly tas lättare upp av kroppen om det andas in än om det förtärs. Detta gäller dock vuxna i första hand, då barn verkar ha ett effektivare blyupptag via mag-tarmkanalen (Arbetskyddsföreningens författarsamling, 1992). Absorptionsgraden av oorganiskt bly beror på partikelstorleken. Då partiklarna är riktigt små kan upp till 50 % av blyet tas upp via lungorna och endast 10-15 % via födan, för vuxna. Ett visst upptag av bly via födan är naturligt (Uppsala universitet, 2002).

Det oorganiska blyet som tagits upp i blodet transporteras till olika organ och vävnader. En liten del av blyet lagras i levern och i njurarna, men 90 % av det bly som inte utsöndras med urinen lagras i benstommen. Halveringstiden i tänder och ben är över ett år, medan det i blod och mjuka vävnader är ungefär en månad (Gerhardsson et al., 1998).

Akut blyförgiftning yttrar sig som magsmärtor (blykolik), njurskada samt huvudvärk och störningar i centrala och perifera nervsystemets funktioner. Skador på spermiebildande celler kan ge infertilitet och bly kan via moderkakan överföras till fostrets blod vilket kan störa utvecklingen av hjärnan. Bly hämmar bildningen av hemoglobin och skadar de röda blodkropparna, vilket kan leda till anemi (blodbrist). Efter lång blyexponering kan skador på centrala nervsystemet påvisas genom påverkad minnesfunktion, reaktionstid och uppfattningsförmåga men även allvarliga njurskador kan uppträda (Burke et al., 2005). Barn räknas som extra känsliga individer och hit hör även foster och spädbarn, eftersom blyet passerar moderkakan till fostrets blod och utsöndras även via bröstmjölken (Arbetskyddsföreningens författarsamling, 1992).

4.2 Zink

Zink (Zn) är en av de mindre giftiga ämnena bland tungmetallerna men generellt sett även den mest förekommande metallen. Höga halter av zink kan ha giftverkan, men ämnet är också essentiellt och behövs därför i mindre mängd som beståndsdel i olika enzym. I jord är totalhalterna av zink cirka 70 mg/kg med en normal variationsvidd på 20–100 mg/kg (SGU, 2004). Zink har en viktig betydelse för RNA-syntesen samt för sårhäkning, tillväxt och för reproduktion. Mer än 50 % av zinkintaget absorberas i mag-tarmkanalen och transporteras vidare till levern och pankreas. Absorptionen påverkas av andra samtidiga ämnen i födan och zinkupptaget hämmas av en hög halt kalcium (Uppsala universitet, 2002). Zink kan i höga

halter vara giftigt för både vattenlevande organismer och för växter. I form av vissa organiska salter och komplex kan zink vara ett mycket starkt gift. Zink har i vissa fall en skyddande verkan mot andra metaller (antagonism) som till exempel hämmar upptaget av järn och koppar (Arvidsson et al, 2004).

Om det finns en hög halt av organiska substanser som till exempel humus i vatten så kan zink komplexbildas och på så sätt göra metallen mindre biotillgänglig. Organismer som utsätts för en förhöjd zinkexponering kan efterhand få en ökad tolerans. En förvärvad tolerans för zink ökar vanligtvis även toleransen för höga halter av andra metaller (Arvidsson et al., 2004).

4.3 Koppar

Koppar (Cu) är en essentiell metall. Normalt absorberas 30 % av kopparintaget från födan. Efter absorptionen binds den mesta kopparn till det kopparinnehållande proteinet ceruloplasmin. Utsöndringen sker via gallan och ut med avföringen (Uppsala universitet, 2002).

I höga koncentrationer av koppar kan man få irritation i magslemhinnan efter oralt intag. Man kan även få njursvikt eller bli medvetslös av för höga halter av koppar (Socialstyrelsen, 2005). Koppar kan ackumuleras i levern, vilket skadar levercellerna. Barn under sex månader kan ha en sämre kapacitet att hantera koppar, då de har en lägre nivå av ceruloplasmin samt en dåligt fungerande gallutsöndring (Uppsala universitet, 2002).

Akut koppartoxicitet kan uppstå vid bland annat höga halter i dricksvatten och resulterar då i en inhibering av glykolysen, koagulering av hemoglobin och en oxidation av glutation. Ett kännetecken på akut kopparförgiftning är att man får kräkningar och diarré. Kronisk kopparförgiftning, då koppar har lagrats i hjärnan och i levern, kan resultera i Wilsons eller Menkes sjukdom. Vid Wilsons sjukdom dör levercellerna och koppar kan då transporteras vidare till nervsystemet. Detta yttrar sig genom rörelsestörningar, skakningar, balansrubbningar, sluddrigt tal med mera. Vid Menkes sjukdom så förhindras upptaget redan i tunntarmen (Burke et al., 2005).

Flertalet svampar liksom många bakterier är mycket känsliga för höga halter av koppar. Den mikrobiella nedbrytningen av växt- och djurresterna i skogsjord kan då näst intill helt avstanna. Men vissa svampar och växter, som exempelvis gräset rödven, kan dock utveckla en hög tolerans mot koppar (Garrett, 2005).

4.4 Krom

Krom (Cr) förekommer vanligen som oxidationstalen di-, tri- och hexavalent. I marken förekommer främst den trevärda kromen vilket binder hårt till humusämnen och järnoxider. De komplex som bildas är biologiskt sett svårtillgängliga och därmed är trevärt krom endast svagt giftigt men allergiframkallande (Garrett, 2005). Upptaget av det trevärda kromet i mag-tarmkanalen är väldigt litet, mindre än 0,5 %. Det är det sexvärda kromet som är mest toxiskt. Det tas upp i mycket högre grad och även genom hud och slemhinnor. Efter upptaget sker en reduktion intracellulärt av absorberat hexavalent krom till trivalent. Denna form av krom är essentiellt för människan, eftersom det behövs för glukosmetabolismen och för insulinfunktionen (Uppsala universitet, 2002). Upptagen krom ackumuleras i lever, njure, mjälte och ben. Sexvärt krom kan vara både akut och kroniskt toxiskt och ge upphov till gastrointestinal störning, allergi och lungcancer. Krom ackumuleras även i vattenlevande djur och organismer och kan då komma in i människokroppen via sådan föda (Garrett, 2005).

Det är konfirmerat att krom kan ge upphov till lungcancer, då en påverkan kan ses på lungans epitelceller. Studier som gjorts visar även att det trevärda kromet i samma mängd inte ger samma skada på kromosomer i lungan som det sexvärda (Holmes et al., 2006).

Vid yrkesmässig exponering är det den direkta exponeringen av hud och luftvägarnas slemhinnor som har störst betydelse. De sexvärda kromföreningarna är irriterande och fräter på hud och slemhinnor och man kan få så kallade kromsår. Det trevärda kromet kan orsaka en godartad pneumokonios (dammlunga), samt bronkit och emfysem (Uppsala universitet, 2002).

4.5 Arsenik

Arsenik (As) är ett grundämne som uppträder naturligt i berggrunden och binder lätt till lermineral. Jord- och bergarter har vanligen halter på 1–40 mg/kg, vilket kan innebära att riktvärden lätt överskrids. Bly och koppar kan innehålla upp till 3 % arsenik (Aastrup et al., 2005). Arsenik är ett gift som kan ge allvarliga effekter vid både akut och kronisk exponering. Exponering sker via mag-tarmkanalen, lungorna eller via huden. Oorganisk arsenik tas inte upp lika bra som de organiska arsenikföreningarna i födan. Merparten av den oorganiska arseniken som tas upp metyleras i kroppen och kan därefter utsöndras med urinen relativt snabbt. Av den arsenik som tillförts med födan så kan drygt 50 % av arseniken ha utsöndrats på en vecka. Vid yrkesmässigt arsenikexponerade finns det en ökad risk för lungcancer (Uppsala universitet, 2002).

Arsenik finns i flera olika kemiska former. Arsenit, som är den giftigaste formen, blockerar fria SH-grupper hos protein i cellerna och på så sätt slås cellernas ämnessättning ut. Arsenat däremot liknar fosfor kemiskt sätt och tas därför lätt in i cellerna. Därmed kommer cellernas energilagringssförmåga slås ut och cellerna dör. Vid hudkontakt med alla de olika arsenikföreningarna så kan cancer framkallas (Burke et al., 2005). Vid en akut förgiftning uppträder häftiga och ibland blodiga kräkningar samt diarréer. Därpå kan det tillkomma hjärtpåverkan, feber, chock, ödem i ansiktet, blod-, lever- och njurskador, medvetlöshet och kramper. Kronisk förgiftning utvecklas gradvis med symptom som magsmärtor, hudförändringar (hyperpigmentation), nervskador, slemhinneirritation, klåda och håravfall. Arsenik passerar moderkakan och därmed exponeras fostret för ungefär samma blodhalter av arsenik som modern (Socialstyrelsen, 2005).

Arsenik anrikas av både växter och djur och kan då transporteras i näringskedjan. Oorganiskt bunden arsenik är vanligen giftigare än de organiskt bundna formerna. Arsenat, som är en oorganisk form, är mycket giftigt för växter som till exempel alger. Redan vid låga halter av arsenat kan växtplankton påverkas och störa ekosystemet (Burke et al., 2005).

5. Generella riktvärden

Naturvårdsverket har tagit fram olika riktvärden för en del organiska föroreningar och metaller beroende på om marken avses vara för känslig markanvändning (KM) eller mindre känslig markanvändning (MKM). Känslig mark kan användas för exempelvis bostäder, daghem, odlingar, djurhållning, grundvattenuttag samt för parker och skog. Här ska det tas hänsyn till att barn, vuxna och äldre kan vara bosatta permanent under en livstid. Därmed har man satt en lägre nivå för vilka föroreningshalter som kan accepteras på dessa områden (Tabell 1) (Naturvårdsverket, 2000).

För ett område som klassas som mindre känsligt begränsas val av markanvändning. Här kan man ha till exempel kontor, industrier eller vägar. De exponerade grupperna på ett sådant område anses vara personer som endast vistas där i sitt yrkesverksamma liv, eller barn och äldre som befinner sig där tillfälligt. Odling skulle kunna ske, men då endast av prydnadsväxter (Naturvårdsverket, 2000).

Tabell 1: Riktvärden för några olika metaller (Naturvårdsverket, 2007).

Metaller	KM (mg/kg)	MKM (mg/kg)
Pb	80	300
Zn	350	700
Cu	100	200
Cr	120	250
As	15	40

Gränsvärdena anger en föroreningshalt under vilken vi inte förväntar några skadliga effekter på människor och miljö. Detta innebär dock inte att ett överskridande av riktvärden medför skadliga effekter. Riktvärdena i tabell 1 är beräknade för att kunna användas nationellt och för ett stort antal förhållanden. Dessa gäller i hela Sverige men är inte juridiskt bindande utan syftar till att skydda människan och miljön (Naturvårdsverket, 2000).

Flera utav gränsvärdena kommer att förändras inom kort och då påverkar det vad som ska klassas som känsliga respektive mindre känsliga områden. De flesta gränsvärdena kommer att bli strängare, men för ett fåtal ämnen höjs toleransen (SGI, 2007).

6. Spridningsprocesser

6.1 Erosion

Erosion är en ständigt pågående naturlig förändringsprocess i landskapet, där jordpartiklar sätts i rörelse under inverkan av vatten, vind eller is. Stranderosion förekommer såväl längs landets havskuster och vid vattendrag som insjöar, älvar och åar (SGI, 2003).

Den tekniska/vetenskapliga definitionen av erosion innebär att det inom ett visst avgränsat område råder en jämvikt mellan det uppsamlade och det avsatta materialet. Vid en nettoförlust säger man att området är utsatt för erosion. Energiöverföringen mellan partiklar och vatten är komplex och de vattenströmmar som verkar mot partiklarna ger upphov till skjuvspänningar. Blir dessa större än den skjuvhållfasthet som kan mobiliseras mellan partiklarna så börjar partiklarna att röra sig. Till en början omlagras partiklarna, men är påverkan tillräckligt stor kan de även slammas upp i vattnet, för att sedan transporteras och så småningom avsättas i områden där vattnet är lugnare (SGI, 2003).



Figur 2: Gusumsån nedströms, 080519.

Erosionsprocessen består i princip av tre olika delar. Det sker först en uppslamning av jordpartiklar i vattnet, vilka sedan transporteras i vattnet och till sist sker en sedimentering. Med sedimentation menas att material avsätts inom ett område i sådan omfattning att det sker en upplagring av material (SGI, 2003).

I områden där vegetation helt eller delvis saknas kan vinden erodera jordlagren. Vissa jordarter eroderas lättare än andra. De jordarter som byggs upp av stora partiklar, som grus och sten, är svåreroderade medan finkornigare jordarter som sand och silt är förhållandevis lätteroderade. Riktigt fina partiklar som i leror är dock ganska svåreroderade eftersom lerpartiklarna hålls samman med så kallade kohesionskrafter. Det material som eroderas bort med hjälp av vind och vatten transporteras via vattendrag och avsätts på platser längre bort (SGU, 2008).

6.2 Spridning via vatten

Föroreningar i markens porvatten kan transporteras till grundvatten med perkolerande regnvatten. Då grundvattenytan nås kan en spädning ske av föroreningarna. När vattnet sedan kommer till ett utströmningsområde, som till exempel en sjö, sprids föroreningarna men då i en längre koncentration till följd av utspädning. (Naturvårdsverket, 2000).

7. Mätningar direkt i fält, XRF

XRF-instrumentet (röntgen fluorescens spektrofotometer) är ett litet bärbart screeningverktyg som används vid fältundersökningar för att snabbt kunna påvisa närvaro av olika metaller. Instrumentet är bra för att direkt på plats kunna få en uppfattning om föroreningshalten i marken (Niton 1, 2007).

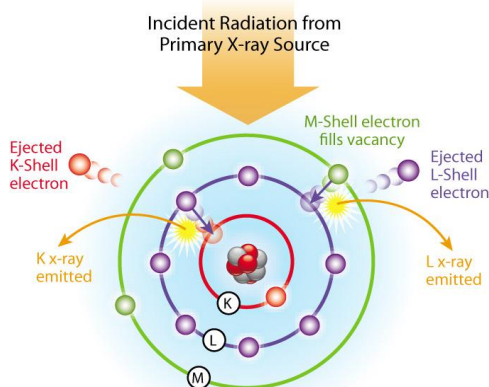
Då XRF-instrumentets resultat kan variera mycket jämfört med standardiserade laboratorieresultat så ska man tänka på när det passar att använda sig av detta verktyg. Olika

användningsområden kan kräva olika metoder, beroende på vilken datakvalitet som krävs. Eftersom XRF-instrumentet har olika detektionsnivåer för olika ämnen kan den i vissa fall vara direkt olämplig för att använda till kvalitativa eller kvantitativa analyser (Niton 2, 2007). I en undersökning som SGI har gjort i Gusum kan man dock se att analysresultaten med XRF stämmer ganska bra med laboratorieresultaten (SGI, 2007 i bilaga 22). Därmed passar XRF-instrumentet bra även i denna undersökning.

I instrumentet finns det en detektionsgräns som definieras som den lägsta koncentrationen av en analyt som säkert kan avläsas från noll i ett prov. Detektionsgränsen varierar bland annat beroende på vilket ämne man mäter, detektortypen, excitationsskällan, analystiden samt fysikaliska och kemiska matriseffekter. Som exempel kan höga halter utav järn även ge högre värden på andra metaller som detekteras (Kalnicky et al., 2001).

I MIFO¹-modellen finns ett antal olika områden där det kan vara möjligt att använda XRF-instrumentet. I förstudien passar XRF-mätningar bra för att snabbt kunna få en överblick över föroreningssituationen på området. Huvudstudien kan behöva noggrannare mätmetoder, vilket kan innebära att XRF-analyserna kompletteras med laboratorieanalyser. Beroende på vilka föroreningar som finns på det aktuella området kan instrumentet vara mer eller mindre lämpligt att använda. Det har visats att resultaten från bly, koppar, zink och arsenik kan variera mycket jämfört med laboratorieanalyser. Resultatens variation beror bland annat på hur man mäter, jordartssammansättning, fuktighet och påverkan mellan olika metaller (Kalnicky et al., 2001).

Principen för instrumentet bygger på att strålkällan avger fotoner som täcker in omkring 25 grundämnen. Fotonerna får elektroner att emitteras och då förflyttas en annan elektron från ett yttre skal ned för att fylla den lediga platsen (Figur 3). Denna förflyttning ger upphov till ljuskvanta med en våglängd i röntgenområdet. Energin hos den utsända fotonen motsvarar skillnaden i energi hos skalerna som elektronen förflyttades mellan. Denna röntgenstrålning (röntgenfluorescens) är energispecifik beroende på vilket skal elektronen kom ifrån och man får då reda på vilka metaller som finns i provet (Flewitt et al., 1994).



Figur 3: Excitationsmodell (Niton 2, 2007).

Ju längre tid man mäter provet, desto bättre blir kvalitén på resultatet. Det kan även vara bra att analysera samma prov flera gånger för att få ut ett mer representativt värde. För bästa resultat ska provet malas eftersom luftspalter mellan stora korn annars kan dämpa excitationen (Kalnicky et al., 2001).

¹ MIFO – Metodik för Inventering av Förorenade Områden

8. Provtagningsmetodik

Fältmätningar utfördes våren 2008 under två dagar. Den 19 maj togs 35 olika prover nedströms från bruket på båda sidorna längs med Gusumsån i nordlig riktning. Analys gjordes på 19 platser på den västra sidan och endast vid 16 punkter på den östra. Detta beror på framkomligheten och att kvalitén på jordarna inte alltid var så fördelaktiga för XRF-analys. Den 20 maj gjordes motsvarande uppströms, då 22 nya prover togs.

Startpunkten i detta arbete refereras som inhägnaden till Gamla Bruket (Figur 4), vilket ses i kartorna som ett sträck.



Figur 4: Startpunkt för mätningar.

Med en spade grävdes knappt en liter ytlig jord (0-10 cm) upp längs åbanken cirka 40 cm över vattennivån för Gusumsån. Placeringen av provpunkten varierade beroende på läget och tillgängligheten. Proverna lades i en ny plastpåse för varje prov och analyserades direkt med XRF-instrumentet. Detektionen utfördes under 60 sekunder för att få ett mer representativt resultat. Vid uppsamling av prover så undveks grövre fragment och växtrester. Men proverna maldes dock inte ner, av den orsaken att fältarbetet hade tagit längre tid då.

Vissa prover analyserades två eller tre gånger för att få ett mått på variation i provet. För varje provpunkt fördes ett fältprotokoll, där koordinater, jordtyp samt avstånd från startpunkten antecknades (Bilaga 2). Vissa prover sparades för att eventuellt senare skickas in på analys.

Enligt uppgjord provtagningsmetodik togs nya prover längsmed ån tills uppmätta koppar-, zink- eller blyhalter underskred Naturvårdsverkets riktvärden för KM respektive MKM. Därefter avslutades aktuell profil.

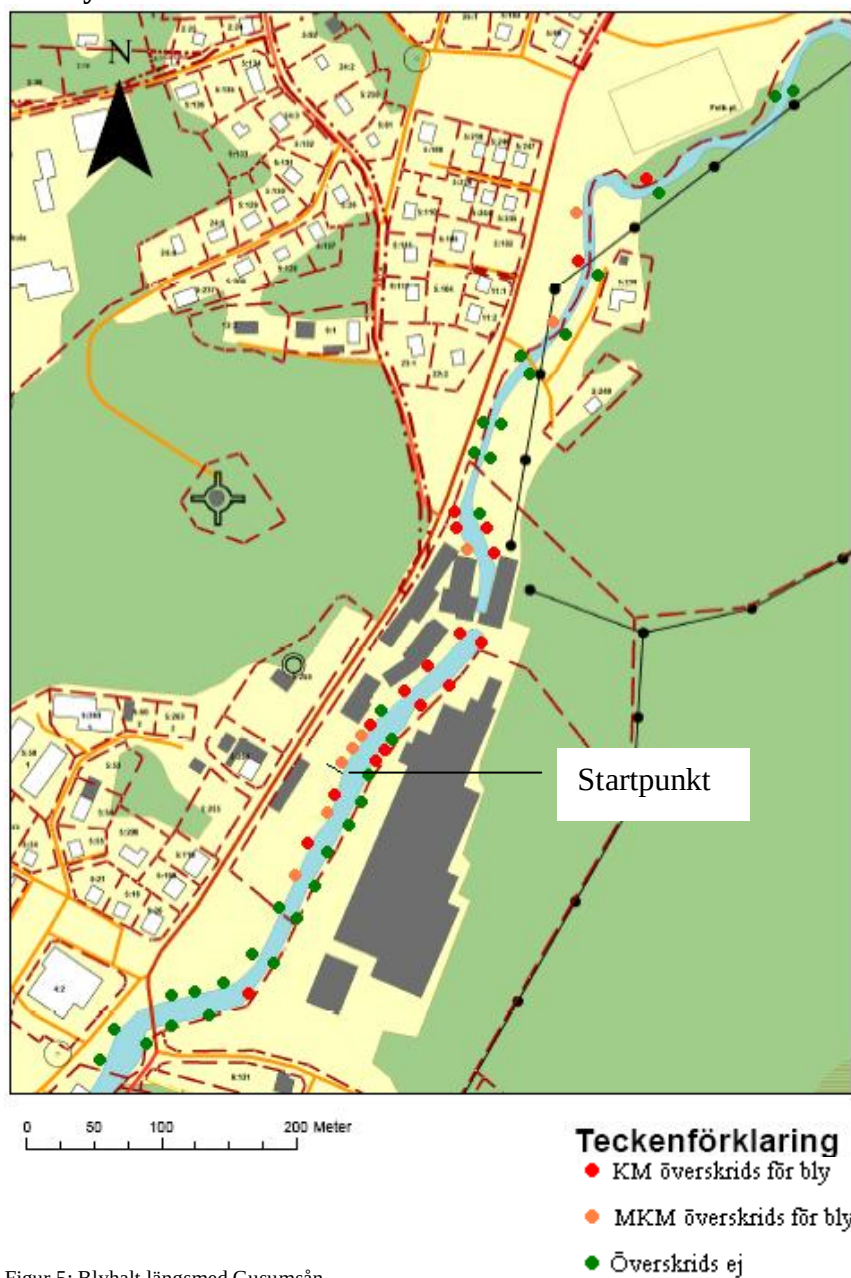
Med GIS-programmet ArcCadastre lades koordinaterna in på en karta som mottagits av Valdemarsviks kommun. För varje ämne skapades en karta där provpunkterna färgades gröna (under KM), orangea (över MKM) eller röda (över KM), beroende på vilket riktvärde som överskreds.

9. Resultat

Den 19 maj låg vattennivån i Gusumsån på 70 cm. Under natten till den 20:e var det uppehåll och endast ett kortvarigt regn kom senare på eftermiddagen. Jordarterna varierade mycket längs med hela ån och på vissa platser var det svårt att gräva fram ett homogent prov. I anslutning till bruket var det väldigt mycket utfyllt material. För mer detaljer se bifogat fältprotokoll (Bilaga 2).

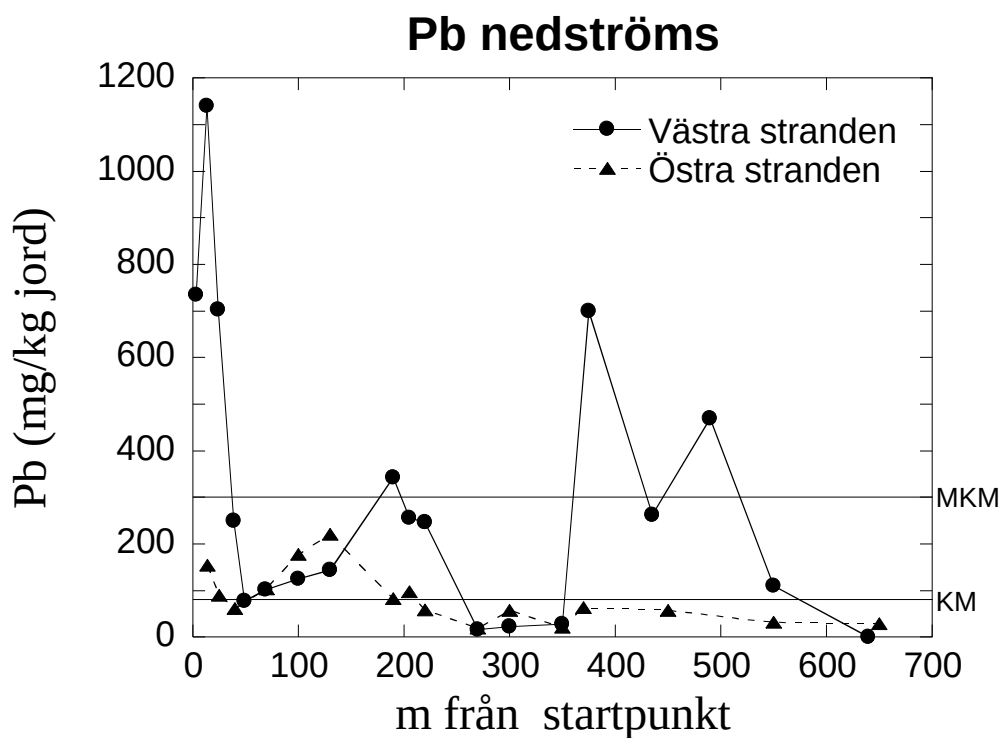
XRF-instrumentet visade att ämnen som bly, zink, koppar, krom och arsenik överskred riktvärdena. Då kadmium (Cd) inte visade några utslag på XRF-instrumentet så togs detta ej med i denna rapport, trots att man i tidigare undersökningar kunnat påvisa förhöjda halter av kadmium (SGI, 2007).

9.1 Bly



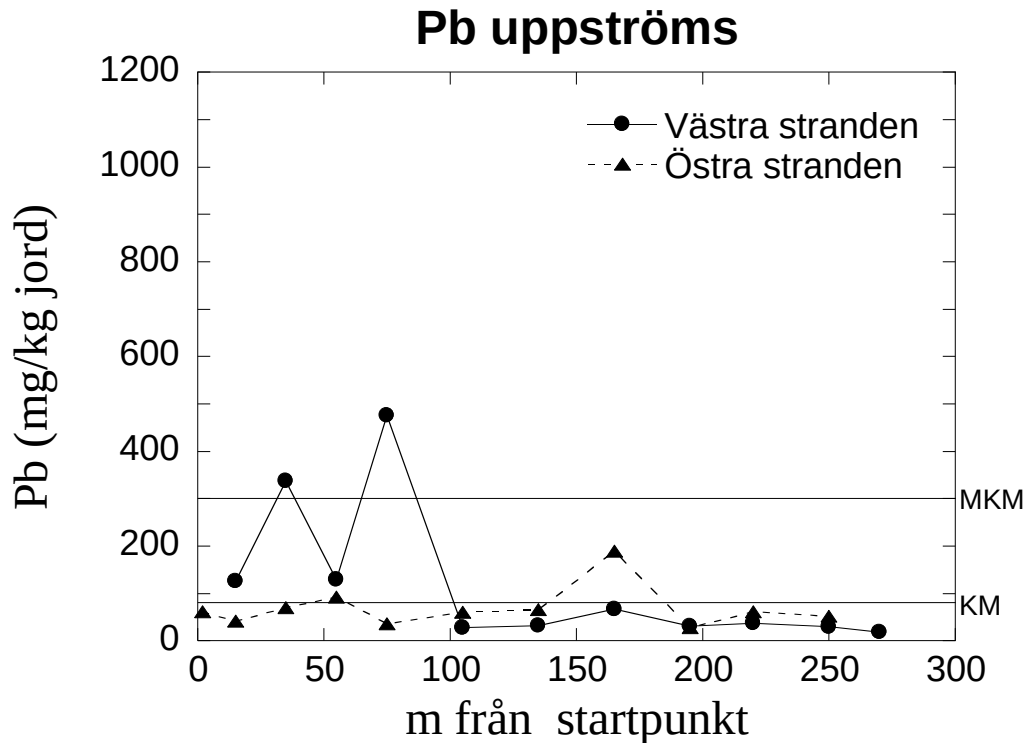
Figur 5: Blyhalt längsmed Gusumsån.

Halterna av bly överskreds i anslutning till Gamla Bruket (Figur 5). Bly förekom mer nedströms än uppströms. Blyhalten varierade mycket med högsta värden över 1000 mg/kg nedströms (Figur 6) och nästan 500 mg/kg uppströms (Figur 7).



Figur 6: Koncentrationen av bly (Pb) i marken på östra och västra sidan nedströms om Gusumsån.

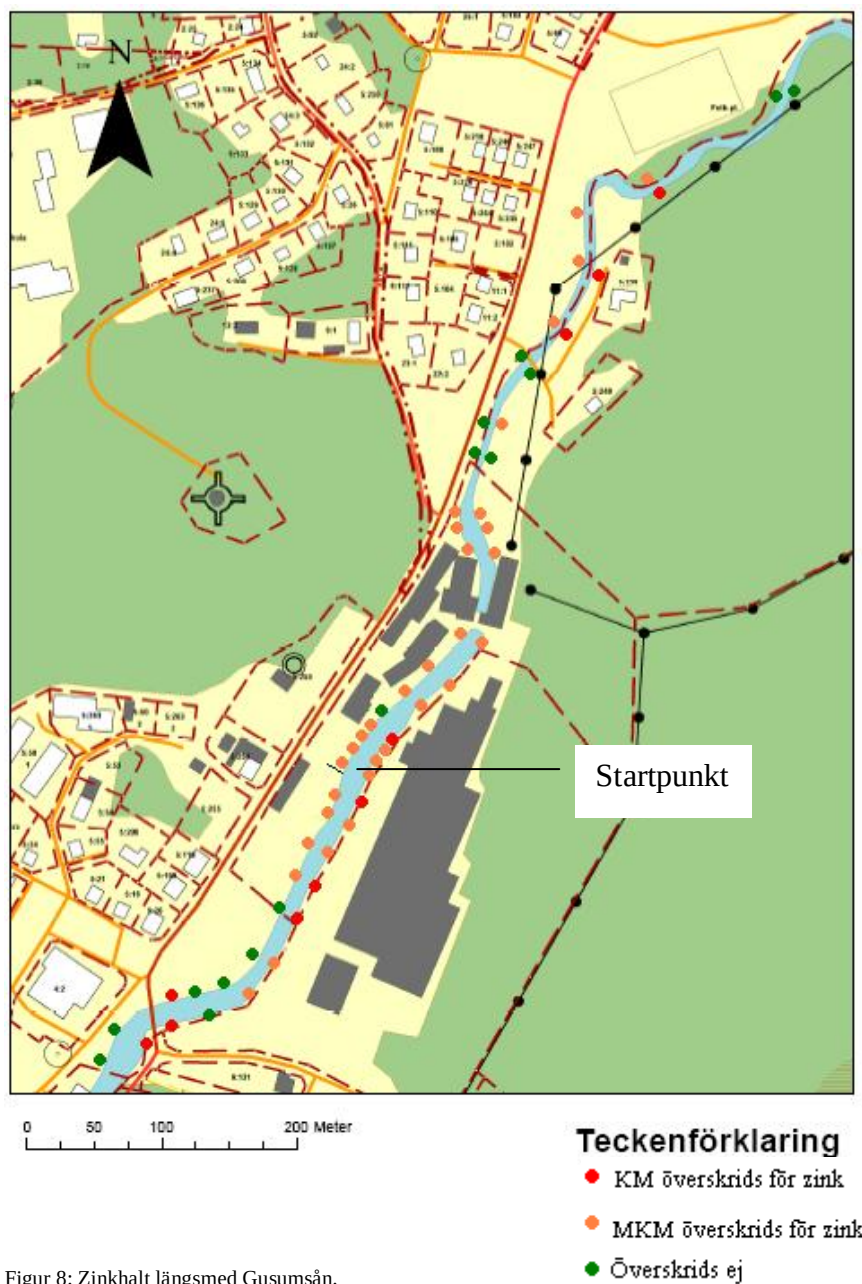
Blyhalten vid Gusumsån var lägre uppströms än nedströms. Vid flera punkter var koncentrationen högre på den västra stranden.



Figur 7: Koncentrationen av bly i marken på östra och västra sidan uppströms om Gusumsån.

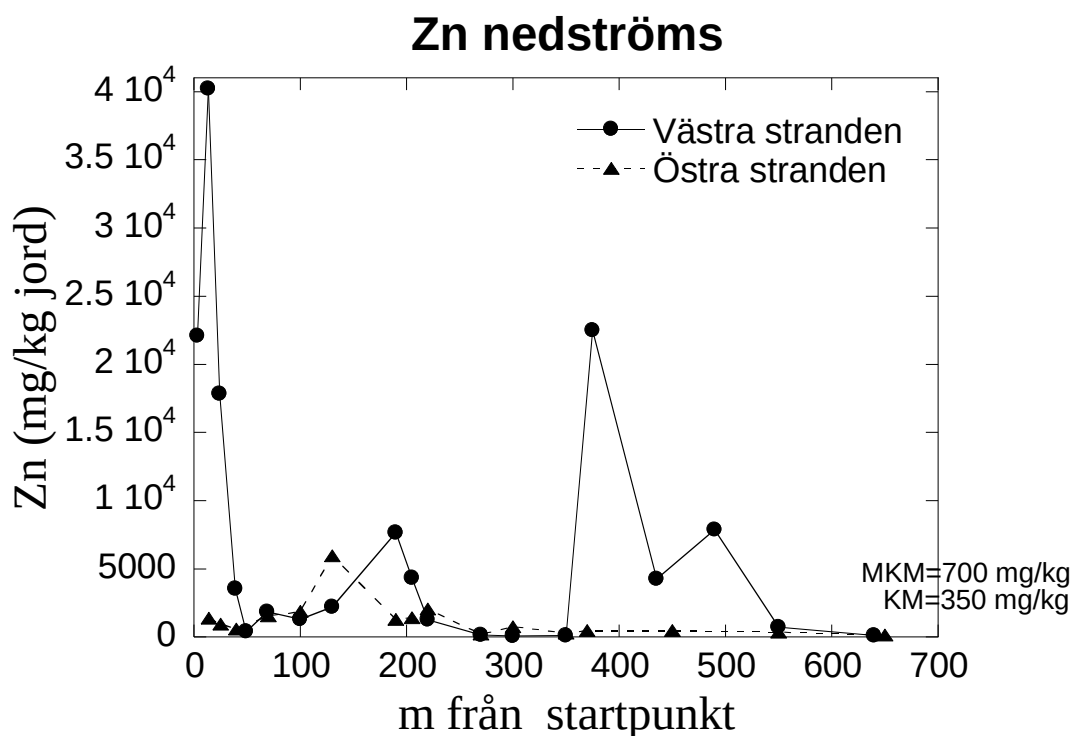
Gusumsån rinner från söder till norr och figurerna visar att det inte förekommer lika höga halter av bly uppströms som nedströms. Vid provtagningen uppströms togs det prover från 11 punkter på både östra och västra sidan av ån.

9.2 Zink



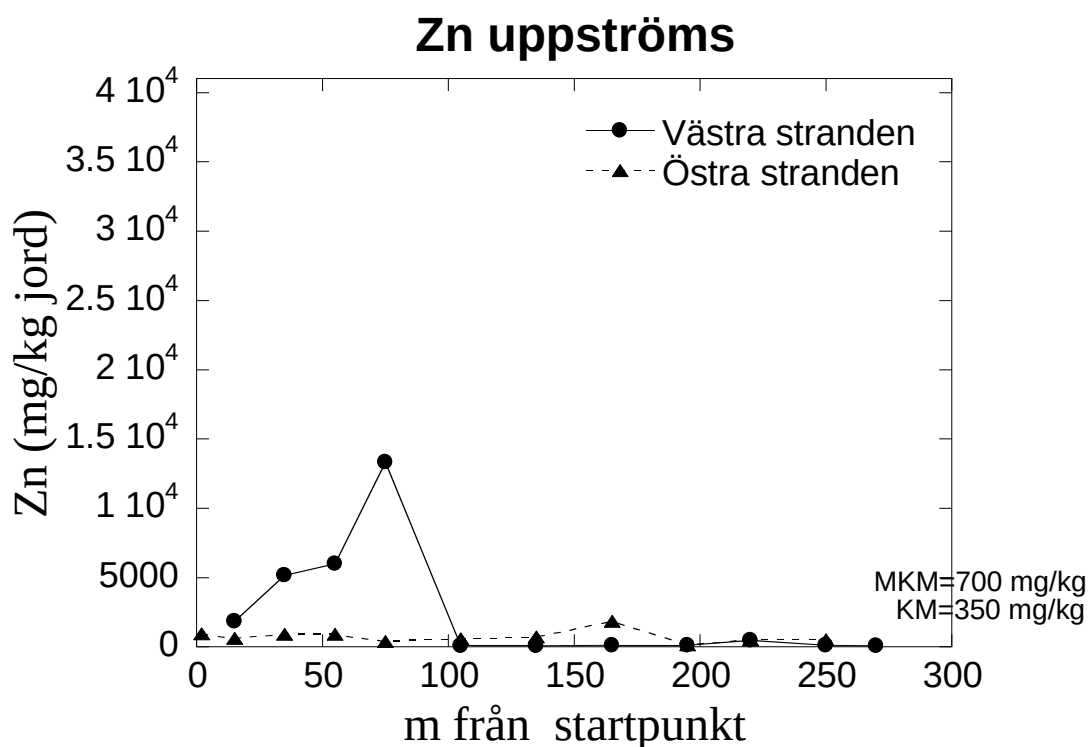
Figur 8: Zinkhalt längsmed Gusumsån.

Zink förekom längs med hela ån (Figur 8). Som högst nådde zinkhalten upp till 40 000 mg/kg inne på bruksområdet (Figur 9). På de sista mätpunkterna, nedströms från bruket, så ser man att gränsvärdena inte överskrids.



Figur 9: Koncentrationen av zink (Zn) i marken på östra och västra sidan nedströms om Gusumsån.

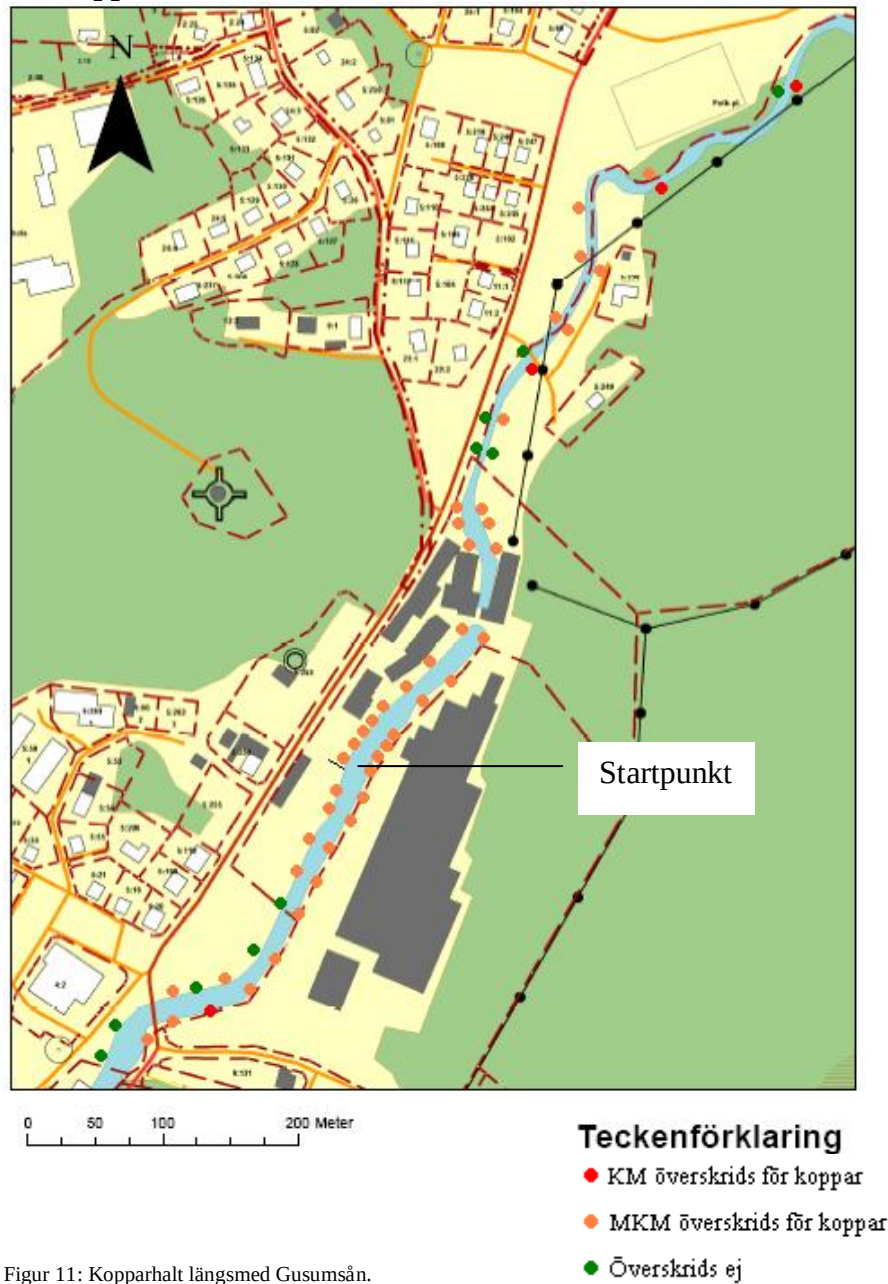
Nedströms påminner zinkhalterna om blyhalterna då det var högst koncentrationer inne på bruksområdet och på östra sidan var halterna relativt låga (jämför Figur 9 och 6).



Figur 10: Koncentrationen av zink i marken på östra och västra sidan uppströms om Gusumsån.

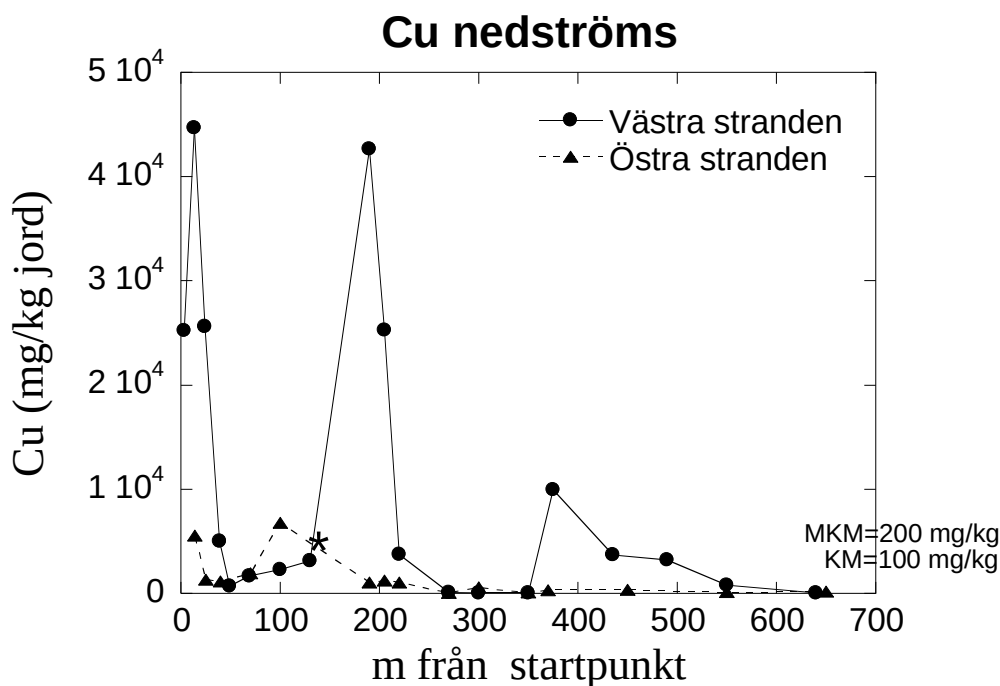
På västra stranden uppströms var det generellt sett lägre halter av zink då man kommit cirka 100 m bort från bruksområdet (Figur 10). Värdena på östra sidan av Gusumsån var i förhållande med västra sidan mer stabila.

9.3 Koppar



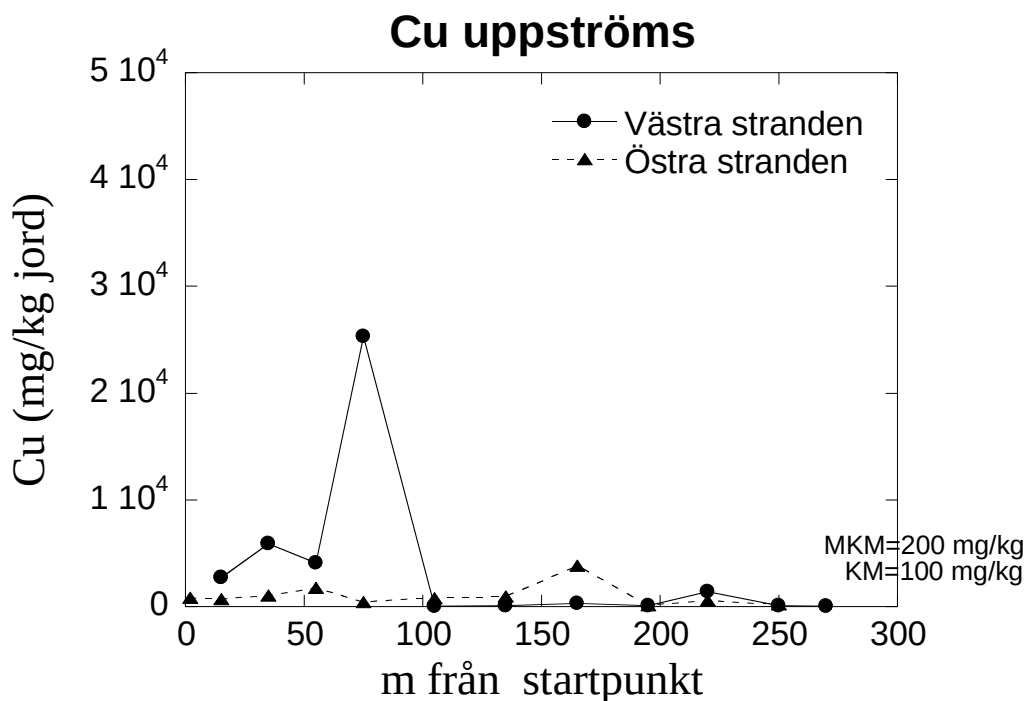
Figur 11: Kopparhalt längsmed Gusumsån.

Figuren ovan (Figur 11) visar mestadels orangea punkter, alltså överskreds både MKM och KM i stort sett längs med hela den analyserade delen om Gusumsån.



Figur 12: Koncentrationen av koppar (Cu) i marken på östra och västra sidan nedströms om Gusumsån.

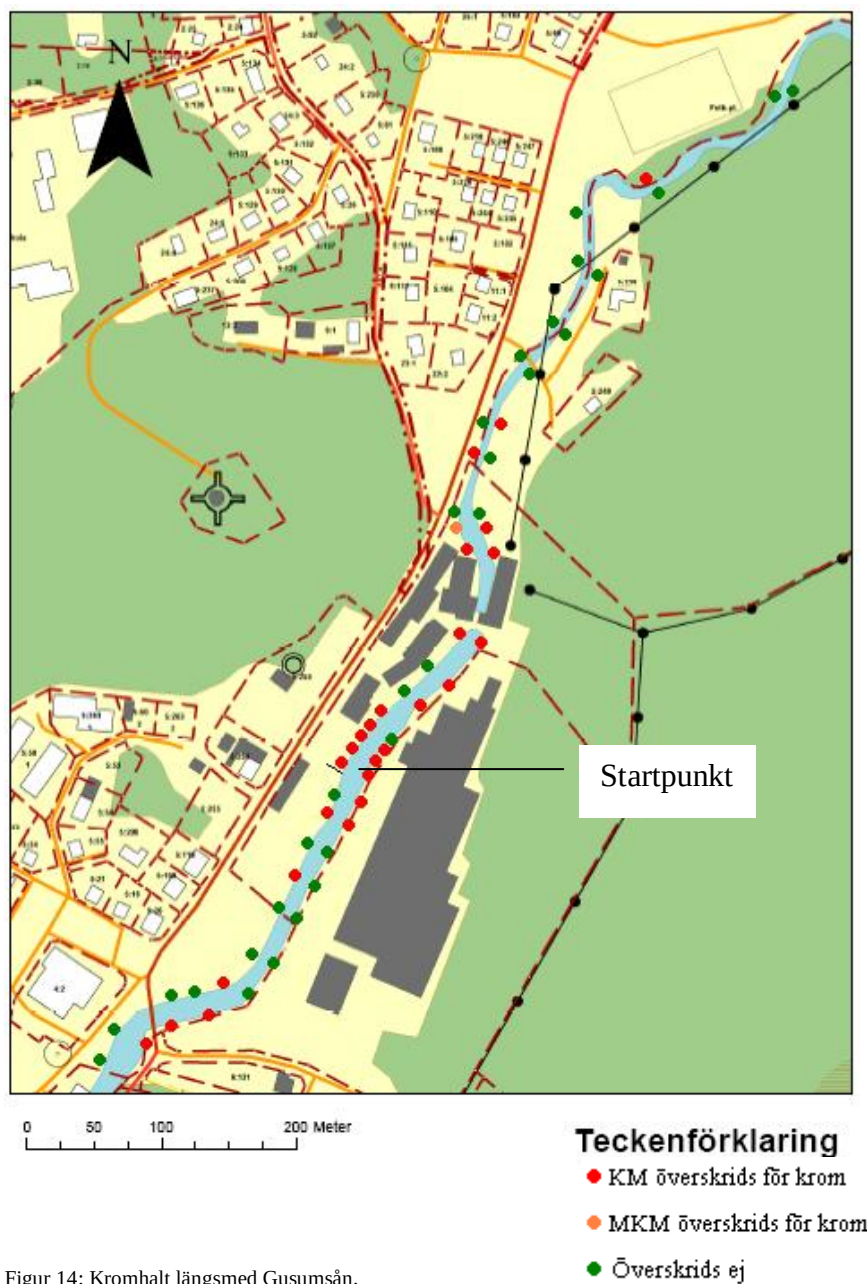
På en provpunkt 130 m nedströms från bruket på östra sidan (y:1540812, x:6460576) uppmättes en kopparhalt på cirka 184 000 mg/kg (18,4%). Här togs det två tester med XRF och båda gav snarlika resultat. Denna extrem togs bort i figur 5 för att göra de andra resultaten mer tydliga, vilket ses som en asterisk i figuren. Dock förekom mycket höga halter även i andra prov (5 prover hade 25 000 mg/kg eller mer).



Figur 13: Koncentrationen av koppar i marken på östra och västra sidan uppströms om Gusumsån.

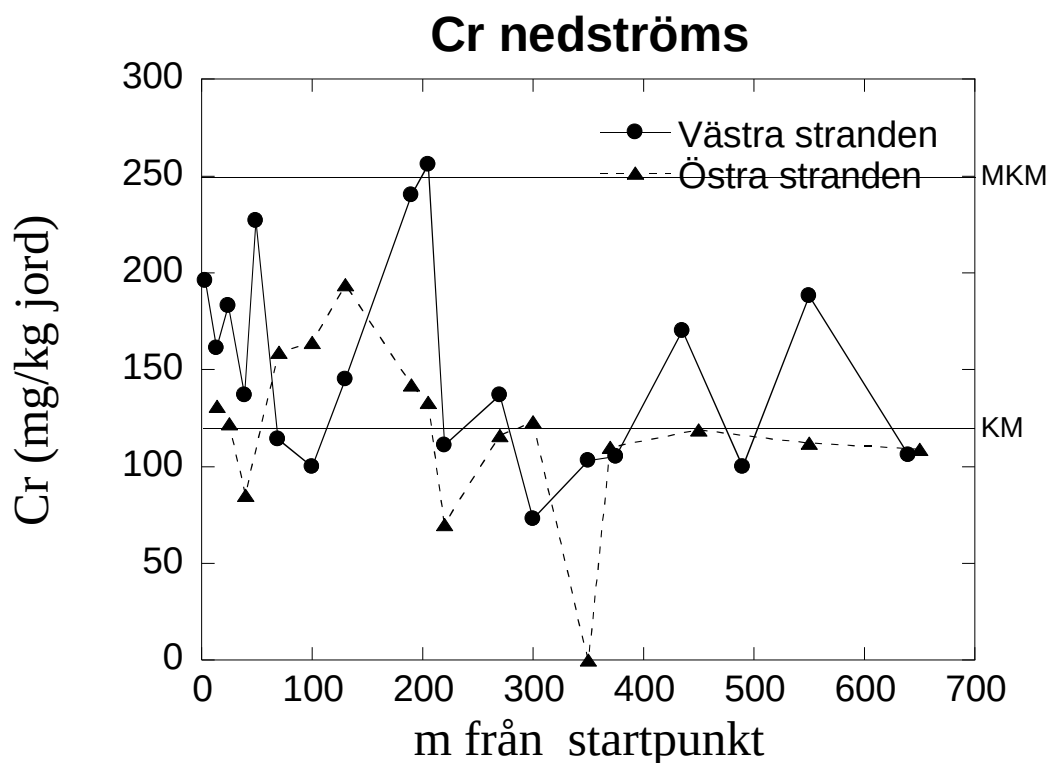
Uppströms var det som för de andra metallerna lägre markkoncentrationer, men ett värde uppmättes till 25 000 mg/kg (Figur 13). På den västra sidan uppströms vid ån avtog de höga kopparhalterna efter 75 m. Liksom för bly och zink så var kopparnivån ganska stabil på den östra sidan.

9.4 Krom



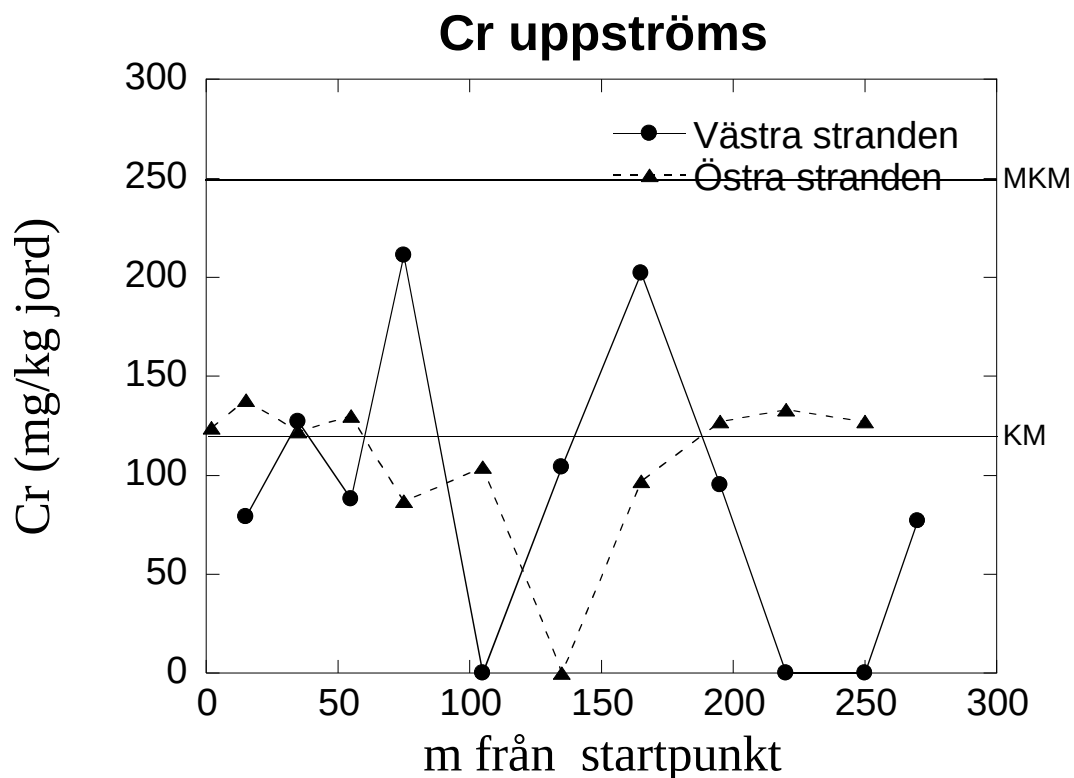
Figur 14: Kromhalt längsmed Gusumsån.

Några få provpunkter överskred MKM för krom (Figur 14). De provpunkter som överskred KM var i första hand belägna inne på bruksområdet. Vid de flesta platserna där KM överskreds så var det precis över riktvärdet (Figur 15 och 16).



Figur 15: Koncentrationen av krom (Cr) i marken på östra och västra sidan nedströms om Gusumsån.

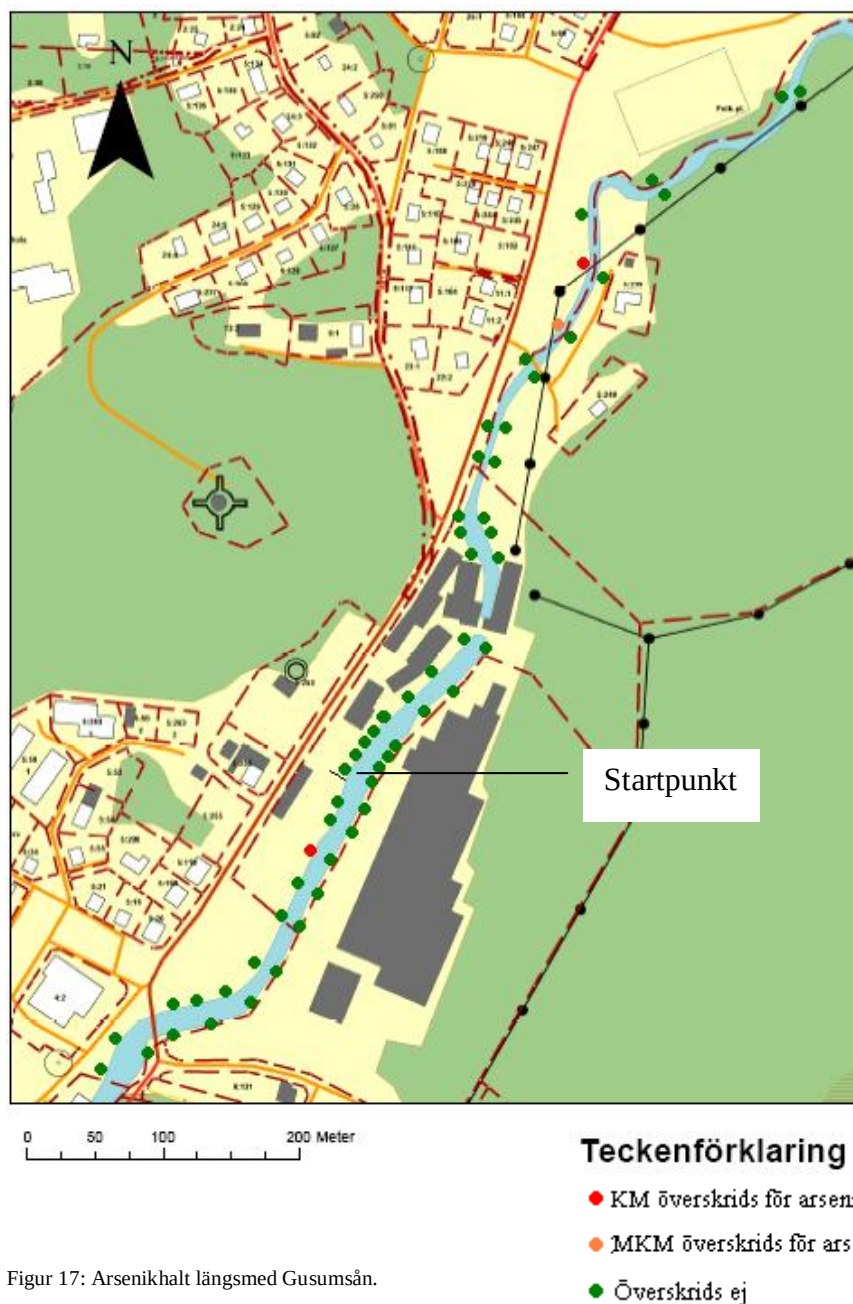
Som nämnts ovan ligger kromhalterna precis på gränserna till KM (120 mg/kg) och MKM (250 mg/kg) på både östra och västra sidan av Gusumsån.



Figur 16: Koncentrationen av krom i marken på östra och västra sidan uppströms om Gusumsån.

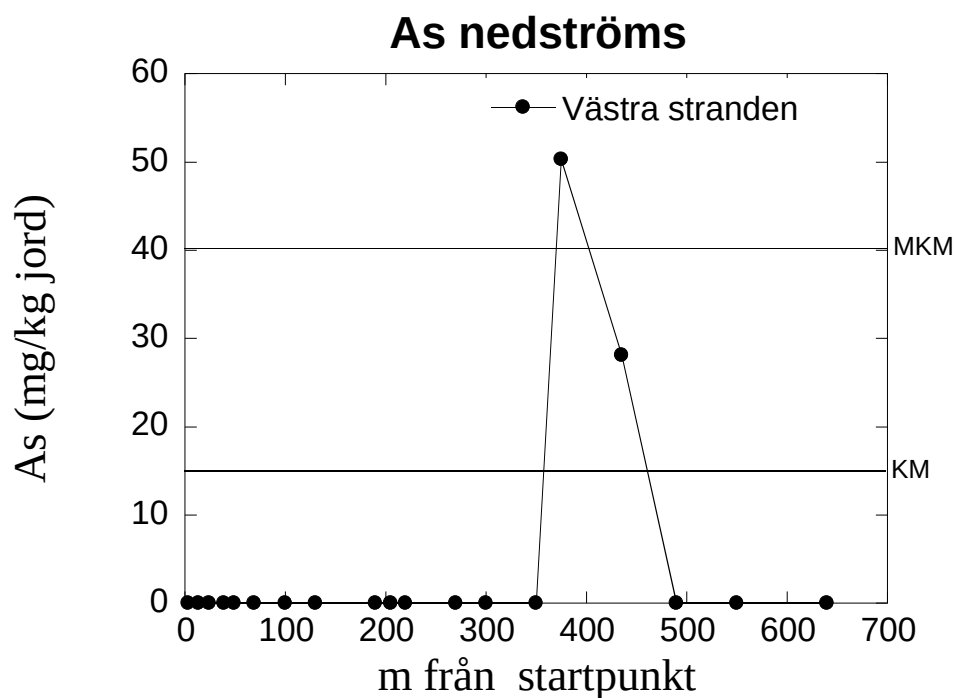
På den västra sidan av ån hamnade tre av värdena under detektionsgränsen vid XRF-analysen.

9.5 Arsenik



Figur 17: Arsenikhalt längsmed Gusumsån.

Arsenik över detektionsgränsen uppmättes endast på tre punkter utmed hela den analyserade delen vid Gusumsån (Figur 17). Gränsen för arsenik på en känslig mark ligger på 15 mg/kg och för mindre känslig mark på 40 mg/kg.



Figur 18: Koncentrationen av arsenik (As) i marken på västra sidan nedströms om Gusumsån.

Uppströms detekterades 22 mg/kg arsenik i en punkt 55 m från startpunkten på västra stranden. Nedströms uppmättes som mest 50 mg/kg (Figur 18). För att säkerställa resultat gjordes flera mätningar vid samma punkt (se fältprotokoll).

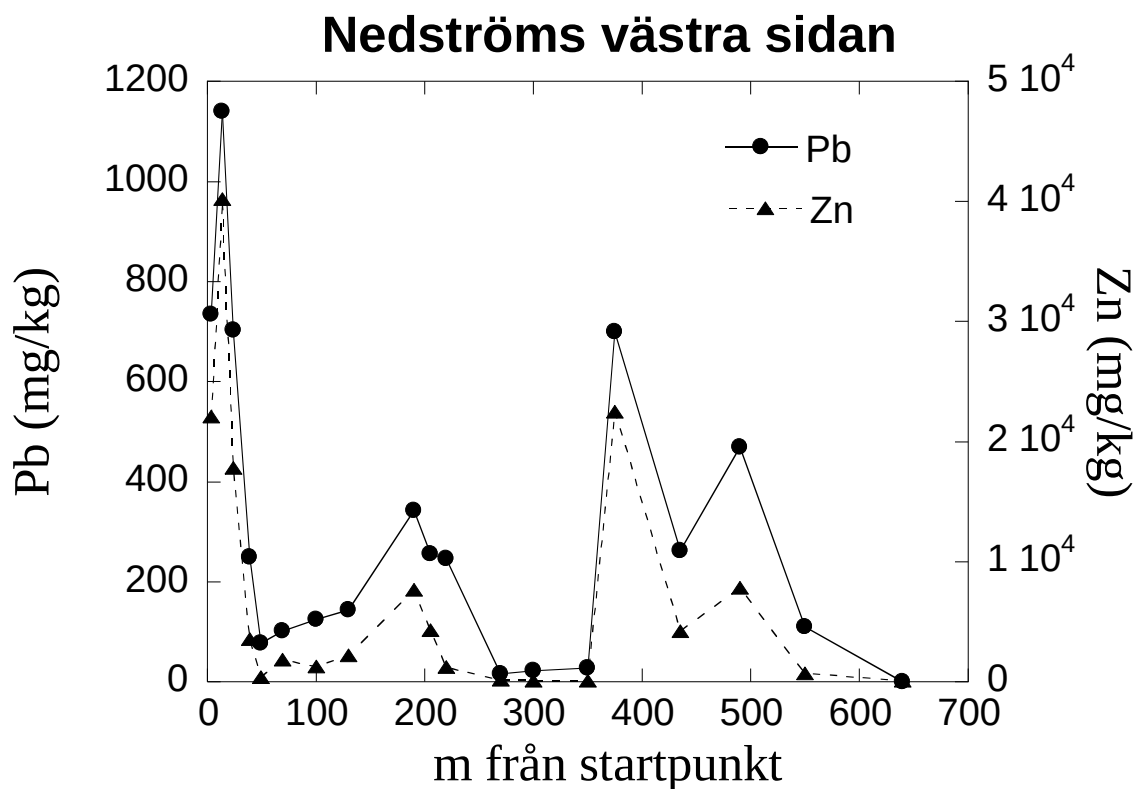


Figur 19: En provpunkt 190 m nedströms.

10. Diskussion

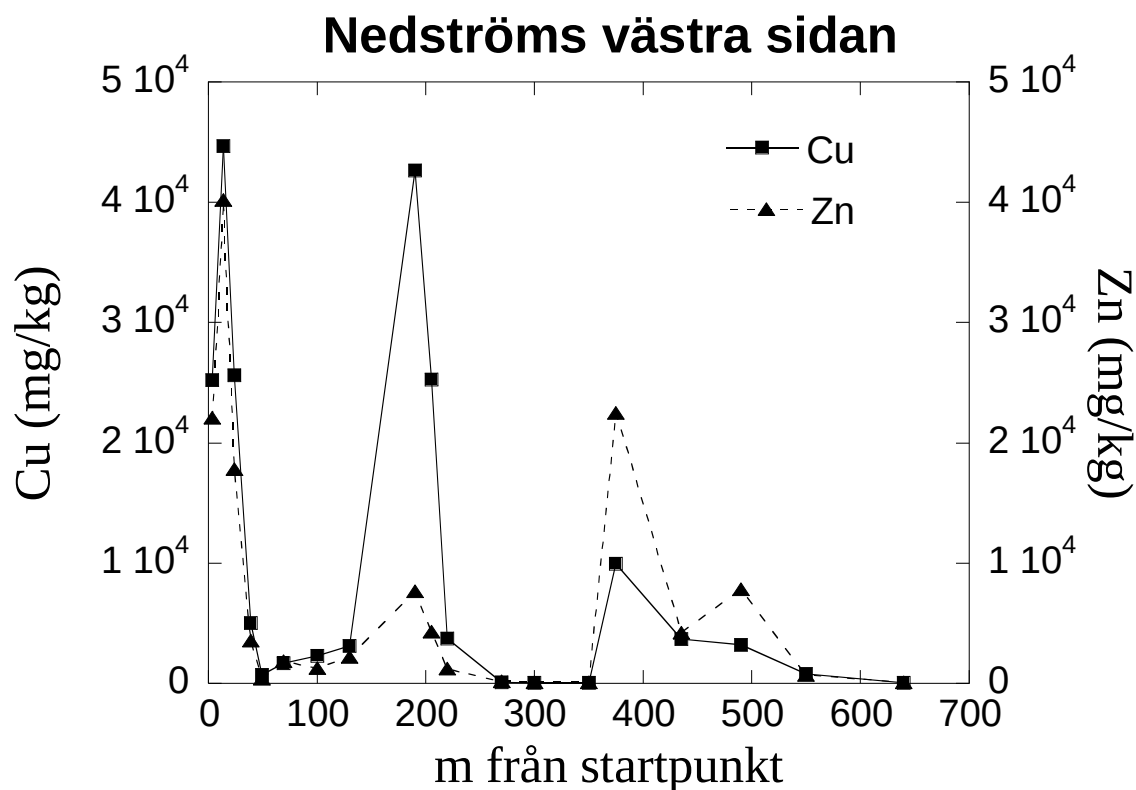
Zink förekom i detekterbara halter längsmed hela den analyserade delen vid Gusumsån, men de högsta halterna förekom dock inne på bruksområdet (Figur 8). Zink finns naturligt i marken men mycket har tillförts vid smältningen av skrot för tillverkningen av legering. Detta har medfört att mycket metallhaltigt stoft deponerats i omgivningen (Figur 9 och 10). Även koppar fanns utspridd över hela området. Vid tillverkningen av mässing, som innehåller både koppar och zink, spreds väldigt mycket av dessa metaller med vinden och har därefter hållits kvar i marken. Det har även förekommit ytbehandling av blytlås, vilket kan ses som de extremt höga kopparhalterna på vissa punkter i marken, där troligtvis avloppen från baden legat. Även halterna av bly är förhöjda i anslutning till bruksområdet. Detta på grund av att bly har tillförts på liknande sätt som koppar och zink.

Om man studerar figur 6, 9 och 12 kan man se ett samband mellan provpunkterna från den västra stranden nedströms om Gusumsån (Figur 20 och 21).



Figur 20: Koncentrationen zink och bly på västra sidan nedströms om Gusumsån.

Bly och zink korrelerade längs med gradienten nedströms från bruket på den västra sidan (Pearson, $p < 0,001$, $r = 0,97$, $n = 19$). Trots olika koncentrationer visar figur 20 att bly och zink följer varandra. Men vid höga blyhalter kan man dock få problem med ämnesspecificiteten vid XRF-analys.



Figur 21: Koncentrationen koppar och zink på västra sidan nedströms om Gusumsån.

Även koppar och zink korrelerade med varandra längs med gradienten (Pearson, $p < 0,001$, $r = 0,75$, $n = 19$, Figur 21) men gränsvärdena för koppar är lägre än för zinken. Där vissa extremvärden, oftast koppar, uppmättes var det även förhöjda halter utav zink.

Krom håller sig rätt stabil längst med både den östra och västra sidan av Gusumsån (Figur 15 och 16). Troligtvis är det inte naturligt höga halter och heller inte via rökgaser som krom tillförts till marken. Kromet som tillförts från bruket kommer med stor sannolikhet från avloppsvatten om släppts ut i Gusumsån.

Arsenik förekom endast på ett fåtal platser och är förmodligen inte så utspritt över Gusums samhälle. Enligt tidigare underökningar som Valdemarsviks kommun har tagit fram i samband med Miljöprojekt Gusum, har inga förhöjda arsenikhalter uppmätts. På två provpunkter nedströms samt vid en punkt uppströms har XRF-instrumentet gett utslag som överstiger KM och MKM (Figur 17). Detta är anledningen till att jag valde att ta upp påverkan av arsenik, trots att det förmodligen inte skett några utsläpp av arsenik från Gusums Bruk. Då de tre punkterna har uppmätts utanför bruksområdet så bör man följa riktvärdena för KM, vilket är 15 mg/kg. XRF-instrumentet är inte det ultimata sättet för att upptäcka arsenik på och eftersom detta kan vara väldigt giftigt kan det vara värt att kontrollera förekomsten noggrannare. Proverna som togs nedströms, innehållande arsenik, kommer skickas in till laboratoriet för en säkrare analys. (För vidare resultat kontaktas Valdemarsviks kommun.)

På båda sidorna i närheten av Gamla Bruket kan man vid en okulär granskning se att skogen har en grov störning på ekosystemet. Träden var halvdöda och det organiska materialet på marken var knappt nedbrutet. I en vidare studie kan man ta upp hur mycket energiskog som går i förlust på grund av både det gamla bruksområdet men även det nya bruksområdets påverkan på miljön.

Vid det gamla bruksområdet visade analysen med XRF-instrumentet att marken är kraftigt metallförorenad på vissa provtagningsplatser. Detta är viktigt att beakta om man låter barn leka vid detta område. Barn kan få i sig metaller då de ofta stoppar smutsiga fingrar i munnen. Det finns även en del barn som äter jord och på så sätt kan de få i sig förhöjda halter av de olika metallerna. Tillsammans med att dessa barn kanske äter utav jordgubbar, lingon, etc. kan det totala intaget innebära att de får en akut eller kronisk sjukdom. För att förhindra detta bör man se till att barn inte dagligen leker på området vid Gamla Bruket. Om detta kan man läsa mer i Yrkes- och miljömedicinskt centrum rapport om Miljöprojekt Gusum (2006).

Inne på själva bruksområdet kan man tänka sig att man ska följa gränsvärdena för MKM och utanför Gamla Bruket värdena för KM. Det är alltså mer troligt att det i framtiden kommer bli en ny industri eller kontorslokaler inne på bruksområdet. Att planera bostadsområden kan inte vara aktuellt förrän man har sanerat och fått ner koncentrationerna under gränsvärdena för KM. Som det ser ut nu är någon form av sanering ett måste eftersom även MKM överskrids i stor utsträckning.

I provpunkten 130 m nedströms från bruket, med koordinaterna y:1540812 och x:6460576, uppmättes ett medelvärde för koppar på 184 000 mg/kg, vilket motsvarar 18,4 %. Då detta prov togs inne på bruksområdet räcker det att man håller sig till riktvärdena för MKM, vilket i detta fall är 200 mg/kg. Vid denna provpunkt 130 m från startpunkten, på den östra sidan, har XRF-instrumentet alltså gett ett utslag som motsvarar nästan 1000 gånger över det angivna gränsvärdet. Vidare undersökningar bör göras för att kunna konstatera om de höga halterna möjligtvis orsakats av metallfragment i jorden. Risker finns att det förekommer fler platser där marken är lika förorenad och därför kan det vara av värde att följa upp profilen längs med Gusumsån.

Grus är mer svåreroderat än sand och silt. Genom att studera fältprotokollet kan man se att det förekommer mycket grus vid många provpunkter och därmed är det inte så stor risk för erosion. Men däremot är det inte i gruset och i stenarna som föroreningarna förekommer då detta troligtvis tillkommit i ett senare skede vid schaktning. De små metallpartiklarna binder sig till leran eller till växterna och förekommer även löst i sand och jord. Det är detta som lätt kan spridas vidare vid eventuella ras eller erosion. På sådant sätt kan föroreningar sedan transporteras bort och ge problem på områden som inte står i kontakt med föroreningskällan. Gusumsån rinner vidare till Byngaren och därmed kan föroreningarna avsättas i sedimenten och påverkar då växt- och djurlivet i sjön.

På branta sluttningar kan gravitationen göra att jord kommer i rörelse. På vissa ställen längs med Gusumsån är åbrinkarna branta och erosion kan där bli ett problem. Även där det inte är så brant kan mycket utav partiklarna föras till vattnet med vindens hjälp.

För att minska påverkan på människor och miljön bör man undersöka jorden mer detaljerat, då XRF-mätningar inte ger helt säkra analyser. Förmodligen kommer sanering att bli aktuellt. Detta kan ske genom överteckning av jorden vid de mest akuta platserna eller att jord schaktas bort för deponering eller sanering. Vid det sistnämnda alternativet byts jorden ut mot renare jord. Detta kanske är mer lämpligt eftersom Gusumsån rinner genom hela bruksområdet och vid erosion eller ras kan underliggande föroreningar komma i rörelse igen.

Även om sanering sker kan det vara så att diffusa utsläpp från nuvarande industrier, som Nya Bruket, tillför föroreningar i Gusum som idag ger en påspädning. Men förmodligen är dessa utsläpp ej så stora eftersom industrier som Nya Bruket måste följa dagens riktvärden för hur

mycket av det som får släppas ut årligen. Dessa krav fanns inte då Gamla Bruket startades upp och inte ens på 60-talet hade man helt insett vad som var skadligt för miljön och hälsan. Om man studerar figur 8 och 11 ser man att det på östra sidan, 450 m norr om startpunkten, är förhöjda halter av både zink och koppar vid koordinaterna y:1540911, x:6460853. Detta gäller även vid 370 m, y:1540886, x:6460815. Därmed borde vidare undersökningar utföras för att försäkra sig om att de boende i anslutning till detta område inte far illa vid att äta av sina odlingar. Fastighetsgränser ses tydligt i bilaga 1.

Det förekom mycket högre metallhalter på den västra stranden än på den östra (jämför figur 6, 7, 9, 10, 12, 13, 15, 16). Detta kan förklaras med att merparten av Gamla Brukets utsläppskällor låg på denna sida av ån. När man är ute i fält ser man att bakom bruket är det ett högt berg och även öster om Gusumsån är det en högre kulle. Detta medför att vinden lättare rör sig i nord-sydlig riktning och fångar då upp partiklar som sedan släpps ner på en annan plats. Bruket har dock funnits i cirka 350 år och förmodligen har Gusumsån förändrats genom tiden. Troligtvis har föroreningarna avsatts på annat sätt jämfört med hur det ser ut idag.

11. Slutsatser

Slutligen kan man konstatera att det förekommer mycket föroreningar i Gusums samhälle. Figur 20 och 21 indikerar att det är samma källa till bly, koppar och zink.

Med denna rapport har jag fått fram ett flertal punkter som styrker behovet av vidare undersökningar;

- Resultaten av XRF-analys visar att marken vid Gamla Bruket är kraftigt förorenad av flera metaller.
- Extremvärden som till exempel 184 000 mg koppar/kg har uppmätts utanför bruksområdet.
- Vid okulär granskning kan man se att skogens ekosystem är starkt påverkad, då det organiska materialet knappt är nedbrutet.
- Att vistas vid Gamla Bruket är ohälsosamt och kan ge negativa konsekvenser för både människor och djur.
- Flera boendefastigheter ansluter till förorenade provpunkter.
- Partiklar kan komma i rörelse och avsättas och påverkar då andra områden längre bort.

Kompletterande undersökningar med sanering som följd är att föredra då människornas hälsa och miljön står på spel.

12. Författarens tack

Till att börja med vill jag tacka Annette Källman, min handledare från Valdemarsviks kommun. Hon har varit engagerad i att hjälpa mig och tagit sig tid för möten och annat för att mitt examensarbete ska ge bra resultat.

Tack även till min handledare Erland Bååth från Lunds universitet, som har varit deltagande i mitt skrivande och gett mig värdefulla synpunkter.

Ebba Wadstein från SGI, som instruerade mig i användningen av XRF.

Susanne Ahlander från Valdemarsviks kommun för hjälp med koordinatsättning och kartmaterial.

Christer Petersson som hjälpte mig vid fältarbetet, vilket sparade mycket tid.

Till sist vill jag tacka alla på Valdemarsviks kommun som fått mig att känna mig välkommen och tack för att ni bekostade hyran av XRF-instrumentet som möjliggjorde examensarbetet.

13. Källförteckning

Litteratur:

Aastrup M, Cato I, Ek BM, Selinus O (2005), *Mineralmarknaden, Tema: arsenik*, Sveriges geologiska undersökning, oktober 2005. Uppsala

Arvidsson S, Backman CM, Berg Å, Filén B, Hallberg A, Hellsten P, Åkerman C, Ålinder C (2003), *Mineralmarknaden, Tema: koppar*, Sveriges geologiska undersökning, december 2003. Uppsala

Arvidsson S, Backman CM, Hellsten P, Selinus O, Åkerman C, Filén B, Ålinder C (2004), *Mineralmarknaden, Tema: zink*, Sveriges geologiska undersökning, december 2004. Uppsala

Arvidsson S, Backman CM, Qvarfort U, Åkerman C (2006), *Mineralmarknaden, Tema: bly*, Sveriges geologiska undersökning, maj 2006. Uppsala

Bogden J, Gallagher F, Grabosky J, Pechmann I, Weis P (2008), *Soil metal concentrations and vegetative assemblage structure in an urban brownfield*, Environmental Pollution, 153: 251-261

Burke AP, Centeno JA, Franks TJ, Ishak KG, Koss MN, Mullick FG, Perl DP, Pestaner JP, Tchounwon PB (2005), *Medical geology*, Elsevier Inc. kap.23

Cherian MG, Nordeberg M (2005), *Medical geology*, Elsevier Inc. kap.8

Flewitt PEJ, Wild RK (1994), *Physical methods for materials characterisation*, IOP Publishing, Bristol, UK

Garrett RG (2005), *Medical geology*, Elsevier Inc. kap.2

Gerhardsson L, Schutz A, Skerfving S, Stromberg U (1998), *Lead – Biological monitoring of exposure and effects*, Journal of Trace Elements in Environmental Medicine, 11: 289-301

Holmes AL, Wise PJ, Wise SS (2006), *Particulate and soluble hexavalent chromium are cytotoxic and genotoxic to human lung epithelial cells*, Aquatic Toxicology, 610: 2-7

Kalnicky DJ, Singhvi R (2001), *Field portable XRF for analysis of environmental samples*, Journal of Hazardous Materials 83: 93-122

Naturvårdsverket (1997), *Efterbehandling av förorenade områden*, rapport 4803, Fälth's tryckeri, december 1997 Värnamo

Naturvårdsverket (2000), *Generella riktvärden för förorenad mark*, rapport 4638, Karléns Tryck AB, Januari 1997. Stockholm

SGI (Statens geotekniska institut) (2003), *SGI:s samordningsansvar för stranderosion*, 2003. Linköping

SGI (2007), *Gusumprojektet – Undersökning av mark, fisk, kräftor och utvalda vegetabilier i och omkring Gusums samhälle*, 2007. Linköping

Socialstyrelsen (2005), *Miljöhälsorapport 2005*, Edita Norstedts Tryckeri, januari 2005, ISBN 91-7201-931-X

Internet:

Arbetskyddsföreningens författarsamling om bly (1992),
http://www.av.se/dokument/afs/ursprungs/ursprungsAFS1992_17.pdf, 2008-06-08

Miljömålsportalen 1 (2006), http://www.miljomal.nu/om_miljomalen/miljomalen/mal4.php, 2008-06-03

Miljömålsportalen 2 (2006), http://www.miljomal.nu/nar_vi_malen/miljomalen/delmal4.php, 2008-06-03

Miljömålsportalen 3 (2007), <http://miljomal.nu/Pub/RegMal.php?MmID=4&LocType=Lan&LocID=5#RegMal>, 2008-06-03

Naturvårdsverket (2007), <http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Efterbehandling-av-fororenade-omraden/Riskbedomning/Generella-riktvarden-for-jord/Tabell-over-generella-riktvarden/>, 2008-06-03

Niton 1 (2007), <http://www.niton.com/NITON-Analyzers-Products/default.aspx>, 2008-06-03

Nitron 2 (2007), <http://www.niton.com/Portable-XRF-Technology/how-xrf-works.aspx>, 2008-06-03

SGU (Sveriges geologiska undersökning) (2008), <http://www.sgu.se/sgu/sv/geologi/jordtacket/efter-istiden/erosion.html>, 2008-06-03

Uppsala universitet (2002), <http://www.occmmed.uu.se/metal/metall.html>, 2008-06-03

Valdemarsviks kommun (2008), <http://www.valdemarsvik.se/templates/Page.aspx?id=1923>, 2008-06-08

Kartor:

ArcCadastre