

F d Gusums bruk

Riskbedömning och åtgärdsutredning



UPPRÄTTAT AV:
Henrik Eriksson, Per Hübnette och Malin Ekåsen

För
Valdemarsviks kommun
615 80 Valdemarsvik

Slutrapport 2009-05-25

SAMMANFATTNING

Under 2008 och 2009 har Valdemarsviks kommun låtit genomföra undersökningar av byggnader och mark inom det f d bruksområdet i Gusum. Målet med arbetet har varit att inom ramen för en huvudstudie utreda vilka miljö- och hälsorisker som föroreningarna vid det gamla bruket utgör samt vilka efterbehandlingsåtgärder som kan bli aktuella. I föreliggande rapport redovisas riskbedömning och åtgärdsutredning i enlighet med Naturvårdsverkets kvalitetsmanual.

Byggnaderna är i mycket dålig skick och förfallet är påtagligt. Överlag uppvisar de dominerande byggnadsmaterialen (betong och tegel) låga föroreningshalter medan puts och färg kan innehålla höga metallhalter. Lokalt förekommer synliga oljeföroreningar och ledningar och brunnar under byggnader innehålla högkontaminerat slam. Sammanlagt uppskattas mängden byggnadsmaterial till 16 000 ton.

Förorenad fyllning förekommer över i princip hela det f d bruksområdet även under byggnader och grundvattenytan. Fyllningen som är mellan 1-5 m mäktig är förorenad med metaller, främst koppar och zink men även arsenik, bly och kadmium. Uppskattningsvis finns det ca 82 000 ton förorenad fyllning som innehåller 100-tals ton av koppar och zink.

Föroreningsspridningen till Gusumsån bedöms ske främst via stranderosion vid Gusumsån, ledningar, dagvatten, ytavrinning samt grundvatten. Den totala spridningen av koppar och zink uppskattas till storleksordningen tiotals-hundratals kilo/år. I framtiden kommer spridningen att öka i takt med byggnaderna förfaller och asfalten spricker och eroderar. Risken finns för momentan spridning vid skred och ras längs Gusumsån.

Mest prioriterat är byggnaderna då riskbilden är uppenbar samt att de dessutom måste rivas för att en åtgärd för marken ska vara praktisk möjlig att genomföra. Prioriterat är också att sanera brunnar, ledningar och cisterner för att begränsa spridningen. Av markområdena är fyllningen längst i norr (norra slänten), mot ån (åbrinken) och kring byggnaderna (industriområdet) mest prioriterat. I dessa områden är föroreningshalterna som högst och de bedöms även bidra med störst belastning på Gusumsån. För områdets södra (asfaltsplanen och busstationen) och västra delar (värmecentralen) är behovet av riskreduktion mindre då föroreningshalterna i fyllningen är lägre samt att belastningen på Gusumsån är förhållandevis liten.

Fem åtgärdsförslag med olika ambitionsnivå har tagits fram vilka skall reducera eller eliminera de naturvetenskapligt baserade risker som har identifierats. Det enklaste alternativet omfattar rivning av byggnader medan det mest ambitiösa omfattar en fullständig sanering av området. Sammanfattningsvis kan följande nämnas om alternativen:

Alternativ 1: Rivning och sanering av byggnader. Grunder, ledningar och brunnar saneras och täcks. Kostnad ca **20 Mkr**.

Alternativ 2: Som alt 1 plus schaktsanering och geotekniska åtgärder (släntjustering, erosionsskydd mm) av fyllning längs hela åsträckningen. Kostnad ca **40 Mkr**.

Alternativ 3: Som 2 plus schaktsanering av fyllning kring och under byggnaderna. Kostnad ca **70 Mkr**.

Alternativ 4-5: Innebär en i det närmaste total sanering av hela f d Gusums bruksområde. Även den förorenade fyllnadsjorden vid asfaltplan, busshållplatsen och värmecentralen grävs ur. Kostnad ca **90 Mkr**.

Det mest kostnadseffektiva alternativet per krona är nummer 2. Dock uppnås inte de mål som formulerats för f d Gusums bruk. Om åtgärder vidtas enligt alternativ 3 uppnås merparten av kommunens mål och i princip alla om alternativ 4 utförs. En totalsanering enligt alternativ 5 innebär att alla identifierade miljö- och hälsorisker som föroreningar i mark och byggnader kan ge upphov till idag och i framtiden åtgärdas.

En tänkbar strategi är att dela upp projektet i två etapper. I en första etapp åtgärdas de mest akuta och uppenbara riskerna, i princip motsvarande åtgärder inom alternativ 3. Parallellt genomförs fortsatta utredningar av konsekvenserna att kvarlämna förorenad jord inom de delområden där åtgärdsbehovet är lägre (asfaltsplanen, busstationen och värmecentralen). I en eventuell etapp 2 åtgärdas även tidigare kvarlämnad jord om de fördjupade utredningarna visar att detta är motiverat. Med ett etappvis förfarande säkerställs att projektet kan genomföras (allt inte stannar upp) och att inga oacceptabla halter och mängder av förorening lämnas kvar.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	BAKGRUND.....	5
2	SYFTE.....	5
3	OMRÅDESBESKRIVNING.....	5
3.1	ALLMÄNT	5
3.2	GEOLOGI OCH HYDROLOGI.....	9
3.3	HISTORIK.....	10
3.4	FÖRORENINGSHISTORIK.....	10
4	TIDIGARE GENOMFÖRDA UNDERSÖKNINGAR.....	11
5	UNDERSÖKNINGAR INOM RAMEN FÖR HUVUDSTUDIEN	12
5.1	FÖRORENINGSHYPOTES – UTGÅNGSPUNKTER FÖR FORTSATTA UNDERSÖKNINGAR	12
5.2	SAMMANFATTNING AV GENOMFÖRDA UNDERSÖKNINGAR	13
6	SAMMANFATTNING AV FÖRORENINGSSITUATIONEN	13
6.1	BYGGNADER	13
6.2	MARK.....	14
6.3	LAKBARHET – BYGGNADSMATERIAL OCH FYLLNING	18
6.4	SLAM I BRUNNAR	20
6.5	GRUNDVATTEN OCH DAGVATTEN.....	20
6.6	YTVATTEN OCH SEDIMENT I GUSUMSÅN.....	20
6.7	SAMLAD OMRÅDESVIS KARAKTÄRISERING	22
7	VOLYMER OCH MÄNGDER.....	24
7.1	BYGGNADER	24
7.2	MARK.....	24
8	FÖRORENINGSSPRIDNING	26
8.1	SPRIDNING IDAG.....	26
8.2	SPRIDNING I FRAMTIDEN	30
8.3	SAMLAD OMRÅDESVIS BEDÖMNING AV SPRIDNING – IDAG OCH I FRAMTIDEN	32
9	RISKBEDÖMNING	33
9.1	FÖRORENINGARNAS TOXISKA OCH KEMISKA EGENSKAPER	33
9.2	HÄLSORISKER INOM F D BRUKSOMRÅDET	36
9.3	MILJÖRISKER INOM F D BRUKSOMRÅDET	38
9.4	MILJÖRISKER I GUSUMSÅN OCH NEDSTRÖMS SJÖSYSTEM	39
9.5	SAMLAD RISKBEDÖMNING OCH REKOMMENDATIONER	40
9.6	RISKREDUKTION OCH ÅTGÄRDSKRAV.....	42
10	ÅTGÄRDSUTREDNING.....	43
10.1	AVGRÄNSNINGAR OCH FÖRUTSÄTTNINGAR	43
10.2	FÖRSLAG PÅ ÖVERGRIPANDE ÅTGÄRDSMÅL.....	43
10.3	FÖRSLAG PÅ MÄTBARA ÅTGÄRDSMÅL	43
10.4	ÅTGÄRDSALTERNATIV.....	44
10.4.1	Principiell åtgärdsinriktning.....	44
10.4.2	Sammanfattning av åtgärdsalternativ.....	45
10.5	ÅTGÄRDSTEKNIK	47
10.5.1	Förutsättningar	47
10.5.2	Selektiv rivning.....	47
10.5.3	Geotekniska skyddsåtgärder mot Gusumsån.....	49
10.5.4	Systematisk schaktning	51
10.5.5	Täckning.....	52

10.5.6	Återställningsarbeten	52
10.5.7	Administrativa åtgärder	53
10.6	UPPSKATTAD AVFALLSMÄNGD	53
10.6.1	Avfallsmassor efter rivning av byggnader	53
10.6.2	Avfallsmängder efter schaktning i fyllnadsjord.....	54
10.7	HANTERING AV AVFALLSMASSOR	55
10.7.1	Rivningsmassor	55
10.7.2	Avfallsmassor efter marksanering.....	55
10.8	KALKYLFÖRUTSÄTTNINGAR	56
10.9	BEDÖMNING AV ÅTGÄRDSALTERNATIV	57
10.9.1	Bedömningskriterier.....	57
10.9.2	Alternativ 1 – Byggnader och administrativa åtgärder	58
10.9.3	Alternativ 2 – Byggnader, åbrink, norra slänten.....	59
10.9.4	Alternativ 3 – Urschaktning industriområdet, strandbrink, täckning asfaltsplanen.....	60
10.9.5	Alternativ 4 – Urgrävning av all fyllnadsjord utom vid värmecentralen.....	61
10.9.6	Alternativ 5 - Totalsanering.....	61
10.10	UPPDELNING AV ALTERNATIV I ETAPPER	63
11	SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER.....	64
12	REFERENSER	67

Bilaga 1. Sammanställning av provtagning i byggnader

Bilaga 2. Ritningar med åtgärdsalternativ

1 Bakgrund

Valdemarsviks kommun driver en huvudstudie av förorenad mark och byggnader vid f d Gusums bruk. Undersökningarna av byggnaderna och marken drivs parallellt med målet att ta fram ett samlat åtgärdsförslag. Efterbehandlingen av bruksområdet är även sammankopplad med Gusumsån. Detta då bruksområdet har varit och är en betydande källterm vad gäller spridningen till ån.

Henrik Eriksson, Envipro Miljöteknik har på uppdrag av Valdemarsviks kommun fungerat som tekniskt stöd för huvudstudien med uppgift att planera kompletterande utredningar av mark och byggnader, upprätta riskbedömning och åtgärdsutredning samt delta i riskvärderingsprocessen. Föreliggande rapport har utarbetats av Henrik Eriksson, Per Hübinette och Malin Ekåsen.

2 Syfte

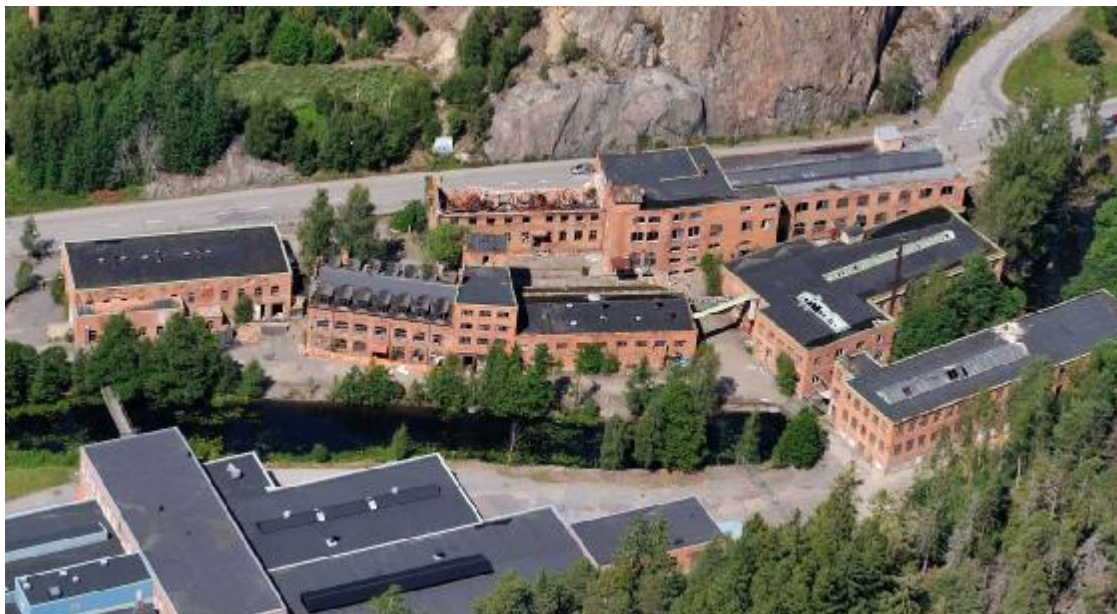
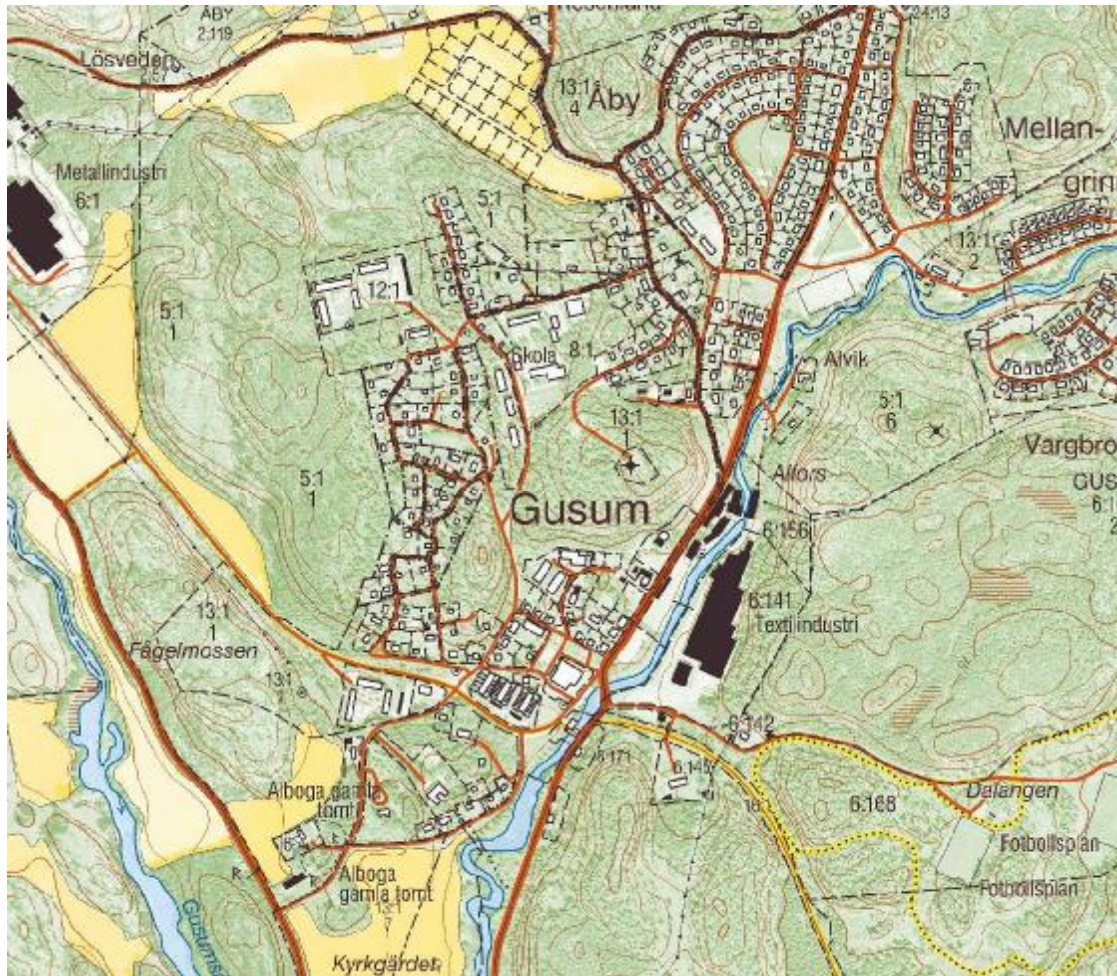
Syftet med föreliggande dokument är att:

- Ge en sammanfattande bild av föroreningssituationen i byggnader, mark och grundvatten.
- Redovisa en riskbedömning för både mark och byggnader.
- Redovisa en åtgärdsutredning för både mark och byggnader.

3 Områdesbeskrivning

3.1 Allmänt

Gusums samhälle är beläget i Valdemarsviks kommun i sydöstra Östergötland. Det gamla bruksområdet ligger i de centrala delarna av samhället, i anslutning till Gusumsån. Gusumsån rinner från Yxningen, genom Gusums samhälle och mynnar i Byngaren.



Figur 1 Översiktskarta samt flygbild (tagen i juli 2008).

Till gamla bruksområdet räknas två fastigheter (Gusum 6:156 och Gusum 5:253), samt en mindre del av Gusum 13:1. Fastigheterna är markerade på karta i Figur 2. Gusum 6:156 har en yta på cirka 3,5 ha (varav 0,7 ha vatten). På fastigheten finns sammanlagt sex byggnader kvar från den tidigare verksamheten. Den sydligaste utgörs av en timmerbyggnad som är kulturmärkt. Marken är till stor del hårdgjord med asfalt av varierande kvalitet. Otäckta områden finns i norra delen av fastigheten samt i kanten mot Gusumsån. Fastigheten är planlagd som industrimark där den södra delen idag används som parkeringsplats. Övriga delar av fastigheten är inhägnad och används inte för någon verksamhet idag.



Figur 2 Karta som visar aktuella fastigheter. Gusum 6:156 är markerad med blått och 5:253 med rött. Del av Gusum 13:1 ("busstationen") är markerad med rött, söder om 6:156.

Gusum 5:253 är belägen väster om Bruksgatan och har en yta på cirka 0,5 ha. På fastigheten finns en byggnad kvar från den tidigare verksamheten. Byggnaden användes som panncentral och omfattar även en hög skorsten. Marken inom fastigheten är otäckt och utgörs av grusplan, gräs och berg i dagen. Grusplanen används som parkering, i övrigt förekommer ingen verksamhet på platsen idag.

Slutligen utgörs aktuellt område av en mindre del av fastigheten Gusum 13:1 (den så kallade "busstationen"). Busstationen angränsar i sydväst till Gusum 6:156 och omges av Bruksgatan samt Gusumsån. Området är iordningsställt som parkmark, närmast ån. Mot Bruksgatan (områdets västra del) ligger en busshållplats samt en återvinningsstation. Aktuell del av fastigheten har en total area på cirka 7000 m².





Figur 3 Foton från gamla bruksområdet.

Närmsta recipient är Gusumsån. Historiskt har fiske omfattande bland annat kräftor förekommit i ån. Efter PCB-utsläppet på 1970-talet infördes fiskeförbud. Förbudet hävdes sedermera och ersattes med generella kostråd. Idag förekommer fiske främst i sjöarna nedströms Gusumsån (Byngaren och Strolången). Ån utgör ett rekreationsområde för boende i samhället. Till exempel har byalaget iordningställt områden kring ån för att underlätta promenader etc.

3.2 Geologi och hydrologi

Nedanstående beskrivning av geologiska och hydrologiska förhållanden har sammanfattats från geoteknisk utredning av SGI (2009).

Gusums bruksområde är relativt plant på grund av att utfyllnader gjorts inom större delen av området. Närmast Gusumsån sluttar marken varierande med släntlutningar från som mest 1:1 där utfyllnad med sten/block utförts. I övrigt är lutningen närmast ån något flackare. Åns botten är i huvudsak belägen ca 2,5 m under marknivån på västra sidan. I juni 2008 var vattendjupet ca 1,5 m.

Gusumsån är reglerad enligt vattendom från 1996 (Växjö Tingsrätt, 1996). Ett dämme finns inom fastigheten Gusum 6:156 (se översta fotot till höger i Figur 3). Nivån på ån vid dämnet ska enligt vattendomen vara +35,8 m med en tillåten variation på +/- 0,2 m. Bruttofallhöjden vid normal vattenföring är 2,1 m. Vattenföringen i Gusumsån styrs av tappningen i Yxningen. Sedan 1994 har årsmedelflödet i ån varierat mellan 0,7 och 3 m³/s med ett normalflöde på 1,9 m³/s.

I den södra delen av bruksområdet utgörs marken överst av 2 á 3 m fyllning varunder följer lager av organisk jord av torv/gyttja ned till som mest ca 4 m djup. Därunder följer naturligt lagrad jord av lera som närmast ån är lös-halvfast ned till 5 á 6 m djup. Avståndet till berg uppgår till cirka 16 m i den här delen av området.

Lerans mäktighet avtar successivt mot norr och i höjd med byggnad D och E (se Figur 4) övergår den naturliga jorden, under fyllnadsmassorna, till fastmark av berg eller med tunt jordtäckte. Omedelbart norr om bruksbyggnaderna och fördämningen, utgörs den naturliga jorden i huvudsak av morän i vilken ån eroderat ned till nära berget.

Ytterligare drygt 50 m längre norrut (ungefär vid fastighetsgränsen) återfinns åter lera. Lerans mäktighet växer sedan snabbt norrut.

Grundvattennivån ligger inom området cirka 1- 2 under markytan. Närmast ån bedöms grundvattennivåerna ligga i nivå med Gusumsåns medelvattennivå, för att sedan stiga svagt i riktning västerut. I utfyllnaden norr om byggnaderna (västra sidan om ån) ligger grundvattnet djupare ner, cirka 3- 4 m under markytan. På den östra sidan av ån saknas grundvattennivåmätningar. En observation i samband med skruvborrning, nära ån, visar att grundvattenytan låg cirka 3,5 m under markytan.

3.3 Historik

I Gusums samhälle har olika verksamheter, främst förknippade med mässingstillverkning, bedrivits sedan mitten av 1600-talet. Verksamheterna var belägna i anslutning till Gusumsån, från vilken kraft-försörjningen till smedjor, gjuterier, tråddragerier och gjuterier erhöles via både naturliga och dämde fall. Under 1870-talet koncentrerades verksamheten till Gusums bruksområde mitt i Gusums samhälle. Från 1960-talet började verksamheten successivt flyttas från bruksområdet till Gräsdalenanläggningen (1,5 km nordväst om Gusums samhälle). Vid bolagets konkurs 1988 fanns endast vira- och blytillverkningen kvar. Viratillverkningen bedrivs idag av Voith på fastigheten öster om Gusumsån (mittemot bruksområdet). Vid Gräsdalenanläggningen bedriver Outokumpu idag smältverk.

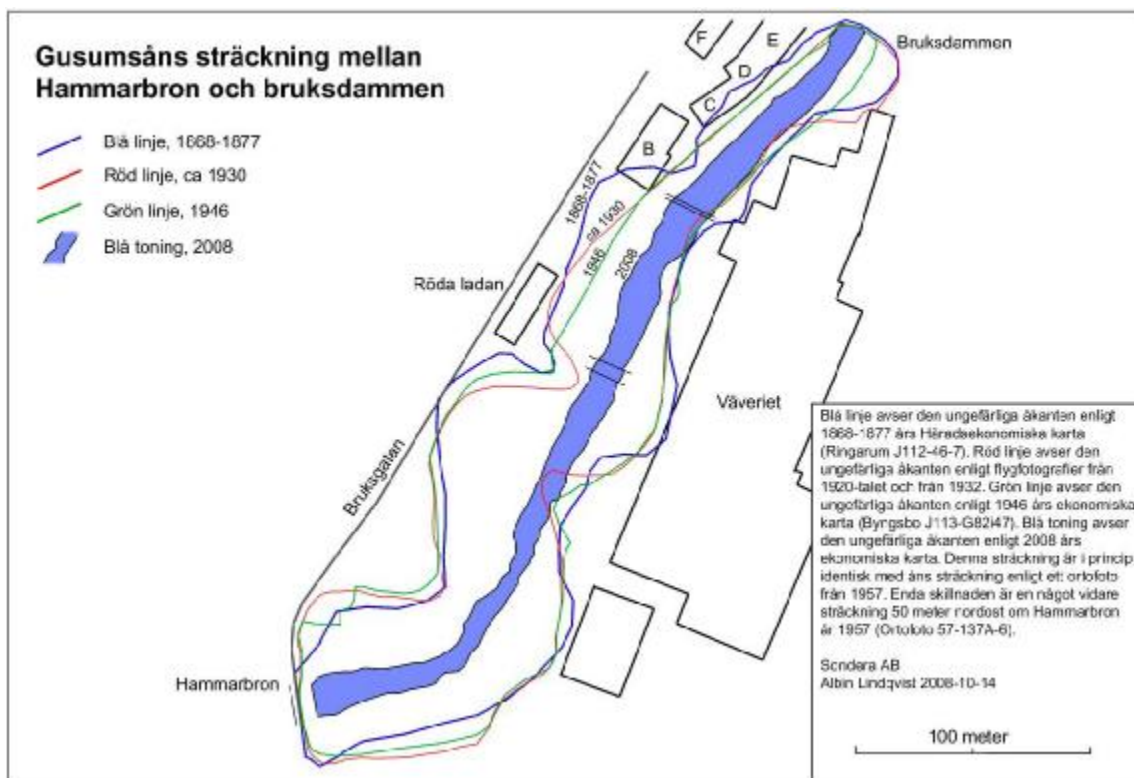
En utförligare historisk redogörelse återfinns i Sondera (2009).

3.4 Föroreningshistorik

Den historiska verksamheten inom Gusums bruksområde omfattade bland annat tillverkning av mässing, knappnålar, blytillverkning och viror. Metaller, främst koppar och zink, användes som råvaror i tillverkningen. Metaller användes även för ytbehandling, till exempel tenn, krom, kadmium och nickel. Organiska föreningar har också ingått i processerna, till exempel användes cyanidbad vid ytbehandling och PCB-olja i transformatorerna. I press- och valsverk användes stora mängder olja. Uppgifter finns också om hantering av klorerade lösningsmedel.

Verksamheten har givit upphov till att byggnader och mark idag är förorenade. För byggnadernas del har förorening skett genom spill och utsläpp av vätskor, till exempel tömning i avloppet. I byggnaderna förekommer även föroreningar som en följd av användandet av material som idag är betraktade som farliga, till exempel färger med höga tungmetallhalter och svartlim med asbest.

Fasta avfall, som exempelvis slaggar, ugnstegel, rivningsrester, askor och koks har använts för att fylla ut marken för att skapa nya landområden. Exempel på detta ses i Figur 4, där historiska Gusumsåns sträckning redovisas. Marken har även förorenats som en följd av utsläppen från verksamheterna, exempelvis via avloppsledningarna och nedfall från rökgaser.



Figur 4 Karta som visar hur marken inom f d bruksområdet successivt fyllts ut för att skapa nya landområden. Karta hämtad från Albin Lindqvist, Söndera AB.

4 Tidigare genomförda undersökningar

Envipro Miljöteknik (2007)

Undersökningen omfattade förnyad provtagning av sediment och vatten i Gusumsån samt nedströms liggande sjösystem. Undersökningen visade att förhöjda halter av främst PCB, koppar, krom, kvicksilver, tenn, bly och zink har påvisats i sedimenten nedströms bruksområdet. Tendenser till ökande halter mot djupet finns. Halterna i ytsedimenten är dock fortfarande höga. Förhöjda metallhalter i sediment har även påvisats i Byngaren, Byngsboån och Strolången, dvs. nedströms Gusumsån.

Allren (2007a)

Markundersökningen omfattade provtagning av mark och grundvatten samt kemiska analyser. En riskklassning utfördes baserat på resultaten. Marken inom fastigheten består av fyllning innehållande sand, grusig sand, tegel. Fyllningen underlagras av lera och silt. Fyllningens mäktighet anges generellt vara 0,5-1 m men kan i vissa punkter uppgå till 2 m och förekommer även under grundvattenytan.

Förhöjda halter av metaller har analyserats i fyllningen. Framförallt gäller det koppar, kadmium, bly och zink. Koppar och zink förekommer generellt i förhöjda halter över stora delar av fastigheten, både under asfalt och under byggnader samt i strandbrinken. Övriga metaller förekommer i förhöjda halter främst i den norra delen av fastigheten. Förhöjda metallhalter har påvisats även under byggnaderna, cirka 0,6-1 m under betonggolvet. Detta gäller både byggnad C och E. Föroreningsutbredningen har inte kunnat avgränsas mot djupet.

Organiska föroreningar har påvisats i liten utsträckning. Alifater och aromater har inte påvisats i förhöjda halter. Endast två prover visar halter av cancerogena PAH över MKM-värdet. Analyser av PCB, VOC och cyanid har generellt legat under rapporteringsgränsen. Dioxinanalyser har visat på halter under generella riktvärdet.

Höga metallhalter har påvisats i grundvattnet. Proverna analyserades ofiltrerade, vilket gör att misstanke finns att föroreningen är bunden till partiklar och inte är löst. Analyser av organiska ämnen i grundvatten låg generellt under rapporteringsgräns. Höga metallhalter har påvisats i fyllning strandkanten mot Gusumsån. En trolig spridningsväg är via erosion.

Allren (2007b)

Undersökning av byggnaderna omfattade provtagning av byggnadsmaterial (betong och tegel) samt en rivningsinventering. Utredningen visar på att betongen till viss del är förorenad med metaller och olja. Tegelanalyser visar på låga halter av metaller och olja. Farligt avfall så som elektronik, kvicksilvertermometrar och asbest har inventerats. Utredningen konstaterar att byggnaderna är i mycket dåligt skick och att det finns en risk med att vistas i och närheten.

SGI (opublicerade resultat)

SGI utförde en kompletterande grundvattenprovtagning i rör P6. Syftet var att utreda om metaller i grundvattnet förekom i löst eller partikelbunden form. Resultaten visade att av de element som Allren (2007a) påvisade i höga halter endast var zink som vid analys av filtrerade prover fortfarande förekom i höga halter.

5 Undersökningar inom ramen för huvudstudien

5.1 Föroreningshypotes – utgångspunkter för fortsatta undersökningar

Baserat på tidigare utredningar har hypoteser rörande föroreningssituation och spridning tagits fram. Dessa utgör utgångspunkter för fortsatta utredningar.

- **Byggnader.** Tidigare utredning har visat att betong är förorenad med metaller och olja. Mängderna av rent och förorenat material har dock inte kunnat beräknas. Det är också oklart hur djupt ner föroreningarna trängt i betongen. Från tidigare utredning kan inte heller bedömas för vilka material samt i vilken utsträckning förorenat material kan skiljas från rent vid en rivning.
- **Mark.** Tidigare utredning har visat att fyllningen främst är förorenad med metaller, främst koppar, zink, bly, kadmium, tenn och arsenik. Utredningen har inte kunnat avgränsa föroreningsutbredningen i plan- och djupled. Det har heller inte utretts vilka material som är förorenade (finjord, tegel, slaggar etc.). Bedömning kan heller inte göras vad gäller möjligheter till separation.
- **Spridning.** Verksamheten vid bruksområdet bedöms historiskt ha varit en betydande källa till föroreningar till Gusumsån. Detta då avloppsvatten gick orenat ut i ån samt att restprodukter avlägsnades genom att hälla ut i ån. Området bedöms även idag vara en källa, främst via erosion (förorenad fyllning finns ut i ån), dagvatten/ytavrinning (från förorenade ytor, byggnadsmaterial, fyllning) samt via äldre ledningar. Spridning av lösta föroreningar via grundvatten bedöms vara av mindre betydelse då lösta metallhalter inte är speciellt förhöjda i jämförelse med bakgrundshalterna.

5.2 Sammanfattning av genomförda undersökningar

Nedan ges en kort sammanfattning av genomförda undersökningar och erhållna resultat. För fullständig redogörelse hänvisas till respektive rapport.

SGI (2009)

SGI har utfört kompletterande provtagning av mark inom f d bruksområdet samt en geoteknisk utredning. Utredningen baserades på de kunskapsluckor som identifierats från undersökning av Allren (2007a). Program för undersökningen arbetades fram av Envipro Miljöteknik (2008a).

Sweco (2009)

Sweco har utfört kompletterande dokumentation och provtagning i byggnaderna inom bruksområdet. Undersökningen utfördes för att erhålla underlag för beräkning av volymer och mängder av förorenat och rent byggnadsmaterial. Analyser och laktester utfördes också för att göra en karaktärisering inför omhändertagande.

Valdemarsviks kommun (2009)

Valdemarsviks kommun har i samarbete med Envipro Miljöteknik utfört provtagning av grundvatten, ytvatten (stickprover och passiva provtagare), asfalt och slam i brunnar.

Hifab AB (2009)

Kompletterande XRF-mätningar och provtagning av tegel och betong utfördes i januari 2009. Laktest och kemiska analyser utfördes på tre prover. Resultat redovisas i bilaga 1.

6 Sammanfattning av föroreningssituationen

I följande avsnitt ges en kortare sammanfattning av föroreningssituationen i byggnader, mark, grundvatten och slam. Data har hämtats från tidigare och nu genomförda utredningar. Slutsatser och bedömningar avseende föroreningsspridning återfinns i kapitel 8.

6.1 Byggnader

Provtagning av byggnadsmaterial har omfattat betong, tegel, färg, puts, trä och lättväggar. Kemiska analyser har utförts avseende metaller, olja, PCB, dioxiner, PAH, BTEX, asbest och cyanid. Laktest har utförts på representativa material. Baserat på data från genomförda undersökningar (Allren, 2007b och Sweco, 2009) har en sammanställning av föroreningssituationen gjorts, vilken redovisas i bilaga 1. Följande kommentarer kan göras:

- Byggnadernas skick är överlag dåligt. Material från byggnaderna rasar ned och vissa våningsplan kan inte beträdas. Miljöfarliga ämnen såsom asbest förekommer.
- Dominerande byggnadsmaterial är betong och tegel. Dessa uppvisar generellt låga föroreningshalter, undantaget där synlig oljeförorening finns.
- Höga metallhalter, främst koppar, zink och bly finns i färg och enstaka prover på puts. Halterna ligger generellt över NVs MKM samt ställvis även över FA-gränsen.
- I värmecentralen finns en cistern (cirka 50 m³). Det är oklart om cisternen är tömd.
- Kontaminerad fyllning finns under betongplattorna i hus E och I. Fyllningen är kontaminerad med främst koppar och zink (halter över gräns för FA). Fyllningens mäktighet uppgår till cirka 1 m. Det bedöms som troligt att kontaminerad fyllning finns under flertalet av byggnaderna. I värmecentralen har olja påvisats i betongskikt närmast marken.

6.2 Mark

Provtagning av mark inom f d Gusums bruk har gjorts i närmare 60 punkter. Undersökningarna har omfattat skruvborrning (för avgränsning av mäktigheter, provuttag), provgroppsgrävning (för karaktärisering av fyllning, provuttag) samt handgrävning. Kemiska analyser på fyllning, asfalt och naturlig jord har omfattat metaller, sexvärt krom, olja, PCB, PAH, dioxiner och cyanid.

En statistisk sammanställning av genomförda analyser redovisas i Tabell 1 (data från Allren, 2007a och SGI, 2009). Jämförelser görs mot Naturvårdsverkets generella riktvärden för Mindre Känslig Markanvändning (Naturvårdsverket, 2008a). För silver och tenn används värden från CCME (2007). För de metaller som förekommer i höga halter över stora delar av området redovisas haltfördelningar i Figur 5. Halterna jämförs med gräns för farligt avfall (Avfall Sverige, 2007) samt NVs generella riktvärden.

Tabell 1 Statistisk sammanställning av kemiska analyser av fyllning och jord inom f d Gusums bruk. Antal avser analyser över rapporteringsgräns (dvs. fler har utförts, speciellt avseende organiska ämnen). Halter över riktvärden har markerats med rött. Enhet: mg/kg TS utom dioxiner där enheten är ng/kg TS.

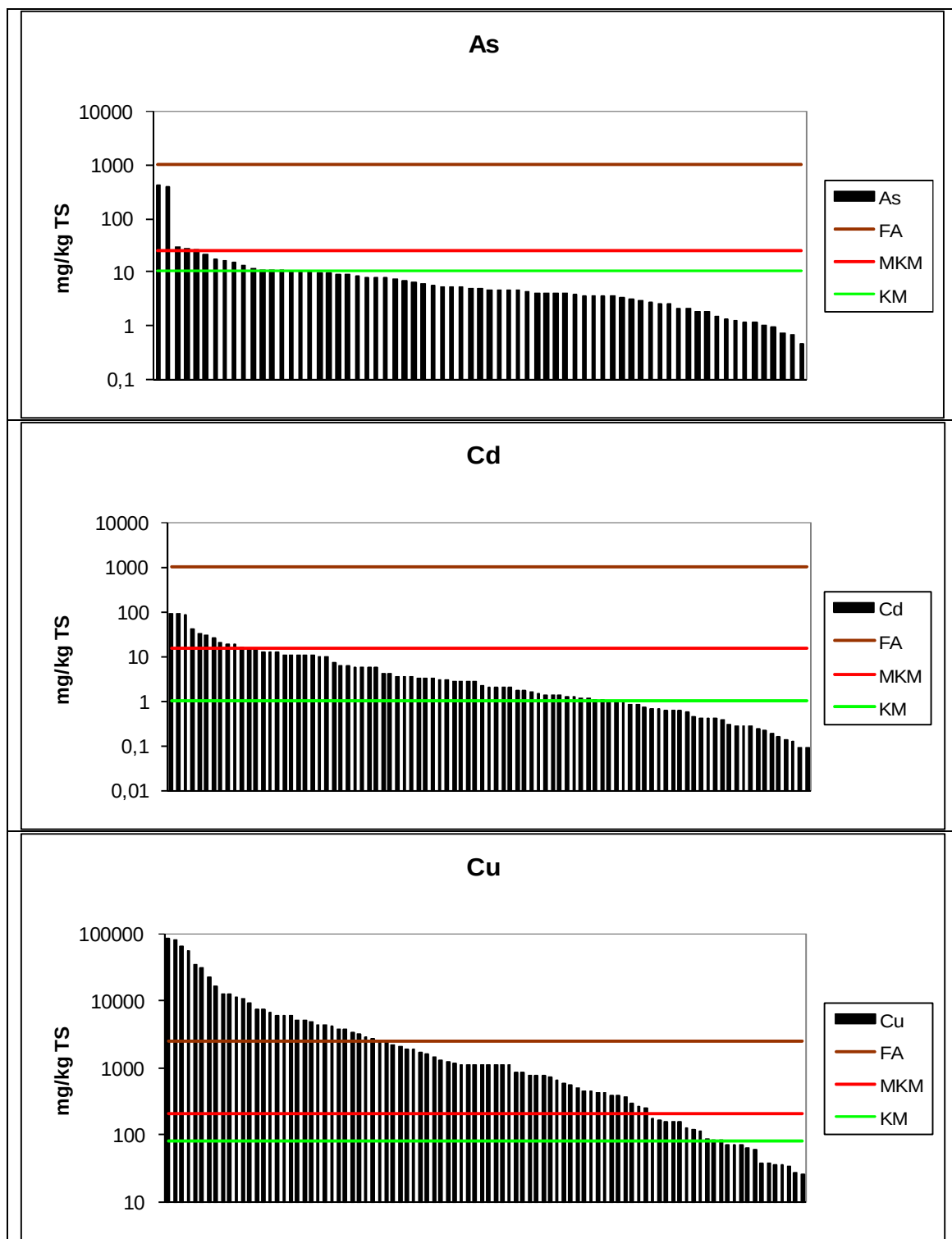
Ämne	Antal	Median	Aritm. medel	Max	NV-MKM
TOC	43	2,3	5,8	48	-
As	67	4,6	19	430	25
Cd	91	2,1	8,1	91	15
Cr	94	18	48	2300	150
Cr6	2	0,03	0,03	0,03	10
Cu	94	1100	6195	84300	200
Hg	30	0,06	1,0	28	2,5
Ni	94	19	46	1800	120
Pb	94	73	693	32600	400
V	94	23	28	190	200
Zn	94	1750	4430	36100	500
Sb	12	2,3	4,6	18	30
Sn	48	13	131	1440	50*
Ag	4	1,5	3,0	7,6	20*
PCB7	2	0,04	0,04	0,04	0,2
Dioxin WHO-teq	5	26	42	110	200
olja C6-C16	2	2400	2400	2400	500
olja C16-C35	4	1250	1208	2100	1000
PAH-H	10	7	38	172	10
PAH-M	9	1,0	28	117	20
PAH-L	8	0,5	0,6	1,3	15

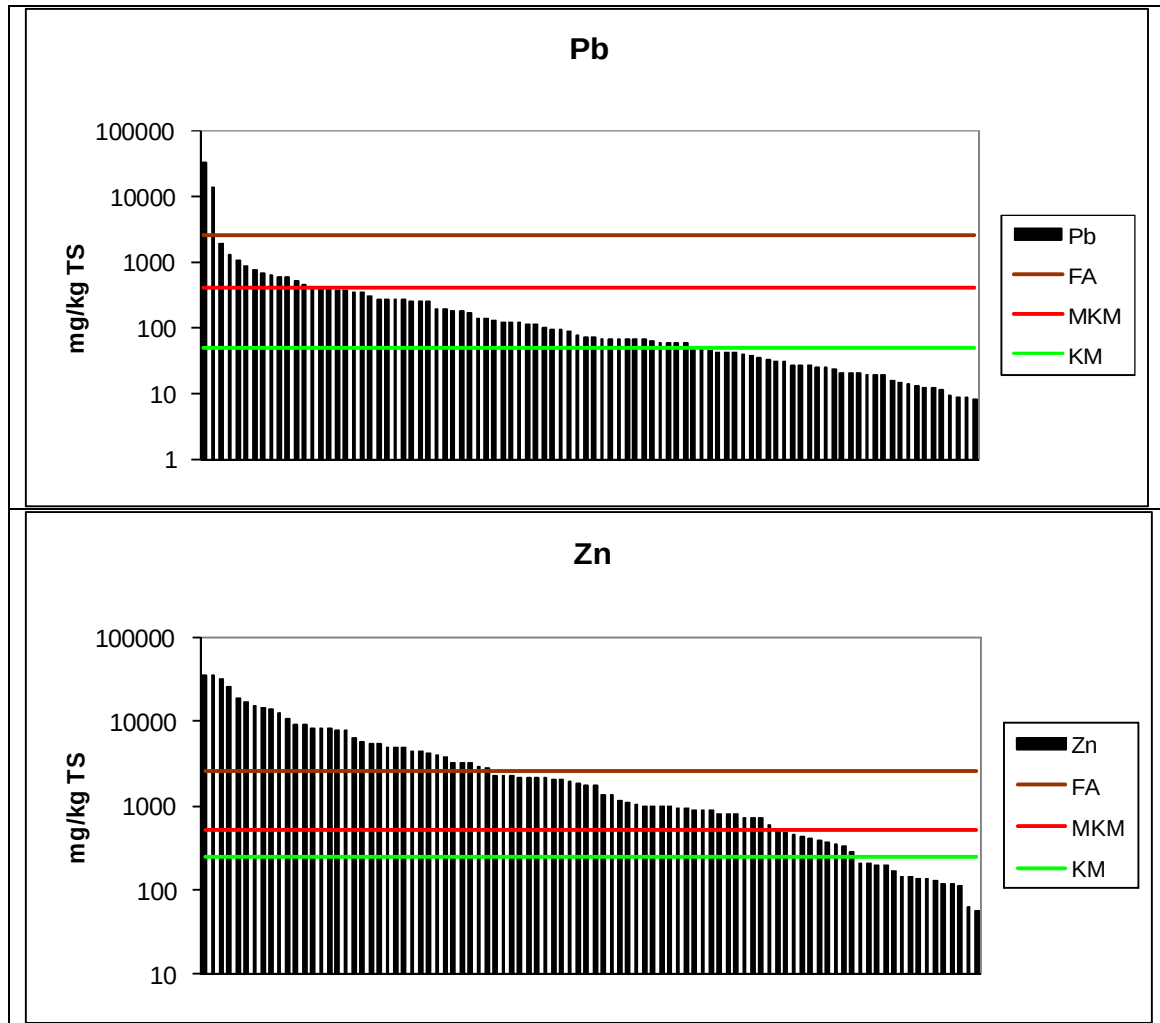
* Interim rem. criteria parkland (CCME, 2007)

Följande kommentarer kan göras till föroreningsituationen i marken inom f d Gusums bruk:

- Marken inom f d Gusums bruk är till stora delar hårdgjord med byggnader och asfalt. I anslutningen till byggnaderna förekommer tjärasfalt (vilka svarar för proverna med förhöjda PAH-halter). Asfalten underlagras av fyllning innehållande sten/sprängsten, grus och sand, tegel, trä, slagg, aska, svarta organiska skikt och ledningar. Naturlig mark består i söder och norr av lera. I de centrala delarna utgörs den naturliga marken av morän. Fyllningens mäktighet varierar mellan 1 och 5 m. Den största mäktigheten finns i ett mindre område norr om byggnaderna (västra sidan av Gusumsån). Öster om ån förekommer fyllning direkt på berg (mäktighet cirka 0,5 m). Fyllning återfinns under grundvattenytan över stora delar av bruksområdet. Marken är även utfylld ut i Gusumsån (dvs. fyllning under vattenytan) längs i princip hela fastigheten (både på västra och östra sidan om Gusumsån).

- Fyllningen är kontaminerad med metaller. Främst gäller det koppar och zink där en stor andel av uttagna prover överskrider gränsvärdet för MKM-mark. 30- 40 % av analyserna för dessa ämnen visar även på halter över gränsen för farligt avfall enligt Avfall Sverige (2007). Analyser under riktvärdet för KM är på naturliga massor (morän och lera). I enstaka prover förekommer även arsenik, krom, kvicksilver och tenn i halter över riktvärdet för MKM-mark.
- Förhöjda halter av bly förekommer i fyllningen, framförallt i norra slänten. I övriga områden ligger blyhalterna över riktvärdet för KM (cirka 60 % av analyserna) och ställvis ven över MKM.
- Dioxiner och PCB har inte analyserats i halter över generella riktvärden. Olja har påvisats i ett fåtal prover. Dessa prover är tagna på oljeluktande massor i fyllning samt i anslutning till ledningar. Halterna av cyanid har legat under rapporteringsgräns.
- PAH har påvisats i förhöjda halter asfaltsprover inom industriområdet samt på asfaltsplanen (halter av cancerogena PAH över gränsen för FA). Visuellt går det inte att urskilja tjärasfalt från nyare asfalt. För fortsatta bedömningar görs därför ett konservativt antagande att all asfalt utgörs av tjärasfalt med höga PAH-halter. PAH har även påvisats i två prover på ytliga fyllnadsmassor (också det kring byggnaderna).
- I marken utanför värmecentralen finns två markförlagda cisterner (cirka 25 m³). Cisternerna är tömda men inte rengjorda eller sandfyllda.
- Översiktligt kan det sägas att högsta metallhalterna analyserats i fyllningen norr om byggnaderna (åns västra sida). I den fyllningen påvisas arsenik och bly i förhöjda halter, vilket inte är vanligt förekommande i fyllning i övriga delar. Koppar- och zinkhalterna är tydligt förhöjda även i marken kring bruksbyggnaderna samt mot Gusumsån. I den södra delen av området är koppar- och zinkhalterna generellt lägre. Marken kring värmecentralen uppvisar lägst metallhalter av de undersökta områdena.





Figur 5 Fördelning för halter av arsenik, kadmium, koppar, zink och bly i fyllning och naturlig mark inom f.d Gusums bruk. Jämförelser görs mot gränsvärden för farligt avfall (brun), NV-MKM (röd) och NV-KM (grön). OBS: logaritmisk skala.

6.3 Lakbarhet – byggnadsmaterial och fyllning

Laktester (tvåstegs skakförsök) har utförts på byggnadsmaterial och fyllning med syfte att få underlag för bedömning enligt mottagningskriterier (NFS2004:10) samt spridning. En sammanfattning av totalhalter och lakbarhet för de ämnen och parametrar som antingen har hög totalhalt eller en lakbar halt över något kriterium för mottagning redovisas i Tabell 2.

Tabell 2 Sammanfattning av lakförsök för byggnadsmaterial och fyllning. Jämförelser görs mot mottagningskriterier för deponi för inert avfall (byggnadsmaterial) respektive deponi för icke-farligt avfall (fyllning).

Delområde/prov	Karakär	Cu		Hg		Pb		Sb		Zn	
		Totalhalt	L/S10	Totalhalt	L/S10	Totalhalt	L/S10	Totalhalt	L/S10	Totalhalt	L/S10
Inert		2		0,01		0,5		0,06		4	
FA-deponi		50		0,2		10		0,7		50	
FA-deponi		100		2		50		5		200	
1. Industriområdet											
C:Område grinden	gr sa F	774	2,4	<0,04	<0,0002	48,2	0,12	0,832	0,026	1010	3,1
E:Omr väster om huvudbygg	sa si F, svart aska	736	1,3	0,0523	<0,0003	125	0,33	0,79	0,015	1770	3,6
B110btg	Betong med olja	65	<0,2	<0,046	<0,001	24	<0,05	<2,6	<0,006	140	<0,4
C106btg	Ren betong	89	<0,2	<0,0092	0,034	68	<0,05	6,8	0,027	56	<0,4
E108btg	Koppar- och oljeförorenat betonggolv	330	<0,2	<0,046	0,017	15	<0,05	<2,5	<0,006	74	<0,4
E109tg	Tegel+puts+färg	220	<0,2	<0,045	0,014	24	<0,05	<2,5	<0,006	62	<0,4
E110tg	Tegel från E109 (utan puts+färg)	130	<0,2	<0,045	0,017	24	<0,05	<2,5	<0,006	61	<0,4
Hus G plan2 btg	Ren betong	<21	<0,2	<0,046	<0,001	20	<0,05	<2,6	<0,006	310	<0,4
K108tg	Tegel från K109 (utan puts+färg)	34	<0,2	<0,0091	<0,001	30	<0,05	<2,5	<0,006	100	<0,4
K109tg	Tegel+puts+färg	31	<0,2	<0,045	0,086	26	<0,05	<2,5	<0,006	70	<0,4
M106tg	Tegel+puts+färg	24	<0,2	<0,045	0,0073	28	<0,05	<2,6	0,26	79	<0,4
M107tg	Tegel från M107 (utan puts+färg)	54	<0,3	<0,046	0,03	34	<0,06	7,6	0,63	850	<0,5
2. Åbrinken											
D1:Omr å-brink yttligt	gr sa F	2850	0,92	<0,04	<0,0003	87,2	0,03	0,597	0,01	2900	0,95
D2:Omr å-brink djupare	st gr F, slagg, svart	7610	2	0,301	<0,0003	590	0,2	6,39	0,039	12300	4,9
3. Norra slätten											
F:Omr norr om bruket P17	sa F, grå+svart	5260	16,6	<0,04	<0,0003	96	0,36	1,8	0,012	1920	11,6
4. Asfaltsplanen											
A:Omr Södra planen	gr sa st F	1930	7,9	<0,04	<0,0003	92,7	0,63	0,179	0,005	1300	13,9
B:Svart material södra planen	gr sa st F, svart	4370	2	0,0933	<0,0002	381	0,079	2,72	0,08	10700	11
6. Värmecentralen											
V003btg	Oljeförorenat betonggolv	31	<0,09	<0,046	0,04	18	<0,05	<2,5	<0,006	80	<0,4

Delområde/prov	Karakär	PAHcanc	Mineralolja	PCB7	TOC	DOC	Sulfat	Fluorid	pH	Fenolindex
		Totalhalt	Totalhalt	Totalhalt	Totalhalt	L/S10	L/S10	L/S10	L/S10	L/S10
Inert		10	500	1	3	500	1000	10		1
FA-deponi					10	800	20000	150		
FA-deponi					10	1000	50000	500		
1. Industriområdet										
C:Område grinden	gr sa F				1,92	23	230	4	8,0	0,08
E:Omr väster om huvudbygg	sa si F, svart aska				12,1	18	<60	5		<0,06
B110btg	Betong med olja	0,4	70	<0,01	0,2	68	100	5,7	12	0,11
C106btg	Ren betong	0,34	900	0,02	1	200	81	16	12,1	0,17
E108btg	Koppar- och oljeförorenat betonggolv	>10	760	0,1	0,6	220	95	13	12,4	1,1
E109tg	Tegel+puts+färg	0,2	<10	<0,01	0,2	<50	1300	3	9,4	<0,1
E110tg	Tegel från E109 (utan puts+färg)	0,03	<10	<0,02	<0,2	<50	760	3	9	<0,1
Hus G plan2 btg	Ren betong	<0,3	<10	0,01	0,000	130	81	10	12	0,13
K108tg	Tegel från K109 (utan puts+färg)	<0,3	70	<0,002	<0,2	88	180	<0,35	10,4	<0,1
K109tg	Tegel+puts+färg				0,8	620	310	5,5	10,9	0,23
M106tg	Tegel+puts+färg				0,1	<50	29	4,1	9,5	<0,1
M107tg	Tegel från M107 (utan puts+färg)				0,2	62	220	3,9	9,4	0,22
2. Åbrinken										
D1:Omr å-brink yttligt	gr sa F				0,5	9	<60	4	8,4	0,07
D2:Omr å-brink djupare	st gr F, slagg, svart				7,32	30	110	<3	8,2	9
3. Norra slätten										
F:Omr norr om bruket P17	sa F, grå+svart				0,948	231	<60	<3	6,5	<0,06
4. Asfaltsplanen										
A:Omr Södra planen	gr sa st F				0,157	<7	<60	<3	6,9	0,1
B:Svart material södra planen	gr sa st F, svart				6,86	38	371	7	7,7	<0,05
6. Värmecentralen										
V003btg	Oljeförorenat betonggolv	0,9	450	7,1	0,2	190	380	1,6	11,6	0,11

Sammanfattningsvis kan följande konstateras:

- Utlakningen av metaller från byggnadsmaterial och fyllning är låg med tanke på de ställvis höga halterna (främst gäller koppar och zink). Lakteter visar att samtliga byggnadsmaterial klarar gränsvärden avseende deponi för icke-farligt avfall. De parametrar som gör att utlakningen är för hög för att massorna skulle kunna tas emot på en deponi för inert avfall är kvicksilver, antimon, DOC, fluorid, sulfat och fenolindex. Ställvis är också totalhalterna av PAH, olja och PCB7 för höga.
- Fyllningen uppvisar inom delområde 1-4 uppvisar halter av koppar och zink som ligger över Avfall Sveriges rekommenderade haltgräns för farligt avfall (cirka 30-40 % av analyserna). Trots detta är utlakningen förhållandevis låg och fyllningen klarar kraven för att tas emot på en deponi för icke-farligt avfall. Ställvis underskrids även kraven för mottagning på anläggning för inert avfall.
- pH i lakvattnen från betong och tegel är höga. Tegel uppvisar pH mellan 9 och 12 och betongen mellan 12 och 13. Vad gäller fyllningen varierar pH i lakvattnen mellan 6,5 och 8,5.

En jämförelse av beräknade Kd-värden mot analyser av jord-grundvatten i samma punkt redovisas i Tabell 3. Generellt kan det sägas att beräknade Kd-värden är högre än vad som antas i Naturvårdsverkets modeller, vilket betyder att metallerna fastläggs i större utsträckning och lakar i mindre utsträckning från fyllningen. Kvicksilver och tenn redovisas inte då halterna i lakvatten respektive grundvatten legat under rapporteringsgräns. Skillnaderna mellan Kd-värden från lakförsök och grundvatten-jordanalyser är för vissa metaller och delområden förhållandevis stor. Detta beror i mångt och mycket på att fyllningen är heterogen och att prover som lakats inte är desamma som från grundvatten-jord.

Tabell 3 Beräknade Kd-värden för fyllning i respektive delområde. Beräkningen baserat dels på data från lakförsök (L/S2 och 10) samt grundvatten- och jordanalyser från samma punkt (GV). < avser att halt i jord eller lakvatten/grundvatten legat under rapporteringsgräns. – anger att data saknas.

Delområde		Industriområdet	Åbrinken	N:a slänten	Asflatsplanen	Värmecentralen
[l/kg]						
As	L/S2	940-1000	1000	4900	4000	-
	L/S10	900-1000	6000	2000	3800	-
	GV	<	1500	12300	<	<
Cd	L/S2	1100-10700	33800	1700	1000-3100	-
	L/S10	3500-11300	21000	2000	3400-14300	-
	GV	36000	2600	5700	5700	4300
Cr	L/S2	1800-5900	2500-11600	<	4500-10600	-
	L/S10	10400-15400	2900-12200	7700	4000-16300	-
	GV	115000	67400	61000	46000	105000
Cu	L/S2	4300-6800	50000-62000	13500	1700-28000	-
	L/S10	2900-5700	28200-28700	2800	2600-24300	-
	GV	49000	627000	280000	523000	9500
Ni	L/S2	2000-2600	2000-11500	4200	1200-2600	-
	L/S10	3900-4500	9300	2900	1900-6900	-
	GV	1000	1200	2700	6700	6000
Pb	L/S2	3800-58000	60000-244000	39000	1100-315000	-
	L/S10	3500-3800	25000-31000	2200	1600-42200	-
	GV	426000	1660000	15800000	990000	161000
Zn	L/S2	3500-4100	55000-72000	3100	600-4500	-
	L/S10	3100-5000	22700-27900	1500	1000-12600	-
	GV	2300	800	2500	4700	1200

6.4 Slam i brunnar

Slam har provtagits i en brunn i marken (vid utfyllnaden norr om byggnaderna på Gusumsåns västra sida) samt i tre brunnar i byggnader. En sammanfattning av kemiska analyser återfinns i Tabell 4. Fullständig redogörelse från provtagning finns redovisat för brunnarna under byggnader i Sweco (2009) och för brunn utanför byggnad i Valdemarsviks kommun (2009).

Tabell 4 Kemiska analyser av slam i brunnar. Halter över NVs MKM-värde är markerade med rött. Enhet: mg/kg TS utom TOC där enheten är % TS.

Ämne	Slam brunn n:a utfyllnad	Slam brunn hus B	Slam brunn hus M	Slamm brunn hus H	NV-MKM
TOC	22				
As	12	25	51	56	25
Cd	13	55	13	250	15
Cr	172	150	34	85	150
Cu	12000	121200	92000	1300	200
Hg	1,38	0,29	0,73	0,26	2,5
Ni	133	150	16	530	120
Pb	833	4900	17	2400	400
Zn	31000	70 700	35 800	15 500	500
Sb	14	30	<2,6	15	30
Sn	475	350	<2,5	99	50*
Olja (C6-C35)	11810	39000	5900		1500**
PAH-H	341	452			10
PAH-M	321	1630			20
PAH-L	12	700			15

* Interim rem. criteria parkland (CCME, 2007)

** summerat C6-C16 och C16-C35

Slammet i brunnarna är kontaminerat med metaller olja och PAH. Halterna ligger över NVs MKM-värde och för flera parametrar överskrider även gränsen för farligt avfall. Historiskt avlägsnades restprodukter via avloppsledningsnätet, vilket förklarar de höga föroreningshalterna. Analys av VOC har inte påvisat halter över rapporteringsgräns.

6.5 Grundvatten och dagvatten

Grundvattenrör (sex stycken) installerades på området av Allren (2007). Inom ramen för huvudstudien har grundvattnet provtagits vid två tillfällen. Fullständig redovisning av provtagning återfinns i Valdemarsviks kommun (2009). Kemiska analyser har omfattat metaller (filtrerade prover), olja och VOC. Följande kommentarer kan göras:

- pH i grundvattnet varierar mellan 6 och 7.
- De lösta metallhalterna får betraktas som låga undantaget zink och kadmium. Höga lösta halter av zink har påvisats i grundvatten kring bruksbyggnaderna samt i den norra slänten. Höga halter av kadmium har påvisats i grundvatten i den norra utfyllnaden/slänten.
- Halterna av olja och VOC har legat under rapporteringsgräns.

6.6 Ytvatten och sediment i Gusumsån

Närmsta recipient för föroreningar som sprids från bruksområdet är Gusumsån. Sedimenten i ån har tidigare undersökts av bland annat Envipro Miljöteknik (2007). Inom ramen för huvudstudien har inga prover på sediment tagits. Ytvattnet har tidigare undersökts av bland annat Envipro Miljöteknik (2007). Inom ramen för huvudstudien har stickprover tagits på ytvattnet. Vidare har passiva provtagare varit utplacerade under två perioder. Fullständig redovisning av ytvattenundersökning återfinns i Valdemarsviks kommun (2009). Följande kommentarer kan göras:

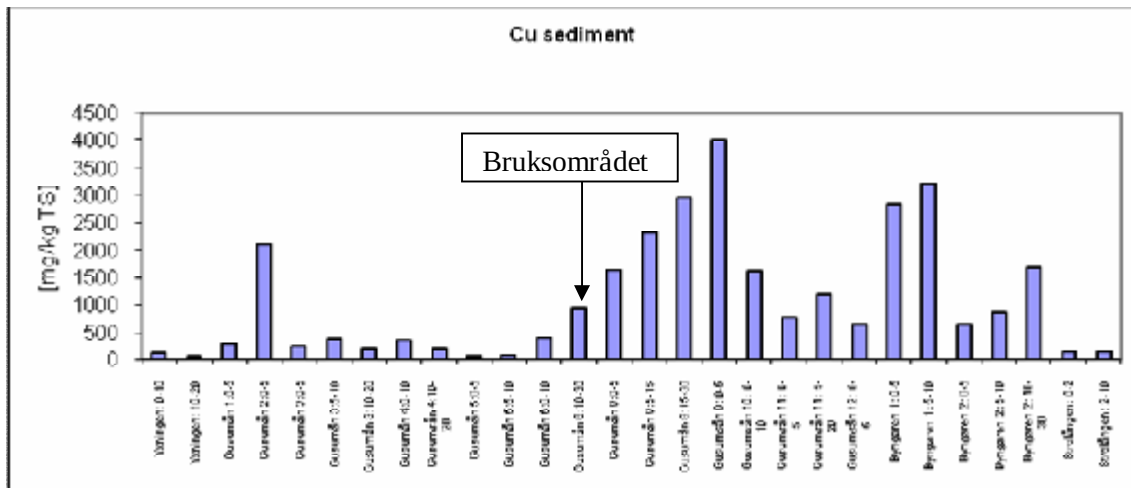
- I ytvatten kan ett tydligt påslag av flera metaller ses i stickprov (ofiltrerat) från ett tillfälle med högt flöde i Gusumsån (Tabell 5). Gråmarkerade ämnen anger där tydlig skillnad mellan uppströms och i anslutning till bruksområdet kan noteras. Flera ämnen, typiska för fyllningen inom f.d. Gusums bruk, uppvisar halthöjningar, till exempel koppar och bly. Förklaringen bedöms vara ökad partikelspridning, vilket även indikeras av den tydliga ökningen av järn, kisel och aluminium.
- Halterna av koppar och zink i Gusumsån ligger över bedömningsgrunderna för god ekologisk status avseende särskilt förorenande ämnen (vattendirektivet).
- Passiv provtagning i Gusumsån visar på tydliga halthöjningar efter bruksområdet. Detta gäller främst koppar och zink, vilka båda förekommer i höga halter i fyllningen inom bruksområdet.

I sedimenten nedströms bruksområdet sker en tydlig ökning av halterna av koppar (

- Figur 6), zink, krom, kvicksilver, tenn och bly jämfört med uppströms. Samtliga metaller är typiska för fyllningen inom bruksområdet. Undersökningar visar att belastningen var större historiskt (högre halter djupare ner i sedimenten) men halterna av till exempel koppar och zink är även idag förhöjda i ytsedimenten. Koppar och zink har även påvisats i sjöarna Byngaren och Strolången, nedströms Gusumsån.
- I sedimenten nedströms bruksområdet har också olja och PCB påvisats i förhöjda halter. PCB återfinns även i sedimenten i sjön Byngaren.

Tabell 5 Redovisning av halter i Gusumsån uppströms (Gusumsån 6) samt i anslutning till (Gusumsån 7) bruksområdet vid högt flöde.

Element	Enhet	Gusumsån 6 2008-05-09	Gusumsån 7 2008-05-09
Filtrerad		Nej	Nej
Ca	mg/l	9,83	9,3
Fe	mg/l	0,0353	0,0973
K	mg/l	1,33	1,73
Mg	mg/l	2,95	2,82
Na	mg/l	6,5	4,42
S	mg/l	5,53	4,63
Si	mg/l	0,227	0,462
Al	µg/l	9,53	88,7
As	µg/l	0,378	0,657
Cd	µg/l	0,0072	0,016
Co	µg/l	0,0338	0,0496
Cr	µg/l	0,167	0,138
Cu	µg/l	2,67	5,08
Mn	µg/l	11,4	13,1
Ni	µg/l	0,481	0,562
P	µg/l	6,6	9,4
Pb	µg/l	0,0882	0,394
Zn	µg/l	25,3	10,2



Figur 6 Graf som redovisar kopparhalterna i sediment, från Yxningen till Strolången (hämtat från Envipro Miljöteknik, 2007). En tydlig ökning av kopparhalten kan noteras nedströms bruksområdet (från punkten Gusumsån 8).

6.7 Samlad områdesvis karaktärisering

Baserat på markanvändning, fyllningens karaktär och analyserade halter har f d Gusums bruk delats in i sex delområden (Figur 7). Detaljerad redovisning av fyllningens karaktär inom de olika delområdena återfinns i SGI (2009). En sammanfattning av medianhalter av metaller (de som uppvisar halter över NVs MKM) återfinns i Tabell 6.



Figur 7 Karta som visar delområden för f d Gusums bruk.

1. **Industriområdet.** Området är inhägnat och används inte för någon verksamhet idag. Samtliga byggnader är i dåligt skick. Vissa är till och med så dåliga så att de riskerar att falla inom en snar framtid (Kulturbyggnadsbyrå, 2009). Byggnaderna är förorenade

med metaller (i färg) samt ställvis med olja. Slam i brunnar och ledningar under byggnaderna och i marken är kraftigt kontaminerat med metaller, olja och PAH. Marken kring byggnader är utfylld med bland annat rivningsrester, tegel, slagg, aska/koks. Fyllningens mäktighet varierar mellan 1 och 4 m. Höga halter av främst koppar och zink finns i fyllningen. Marken är täckt med asfalt av dålig kvalitet, som ställvis uppvisar höga PAH-halter (tjärasfalt). Lakteter visar att fyllningen och byggnadsmaterialet klarar kraven för mottagning på deponi för icke-farligt avfall. Grundvattnet uppvisar låga lösta metallhalter undantaget zink.

2. **Åbrinken.** Området är delvis inhägnat och används inte för någon verksamhet idag. Marken är utfylld med rivningsrester, sprängsten, slagg etc. Marken är otäckt och fyllningens mäktighet uppgår till 2-3 m. Fyllning finns upplagrat i Gusumsån. Den lokala stabiliteten i delar av området bör förbättras. Höga halter av koppar, zink och tenn har analyserats i fyllningen. Ledningar från byggnaderna går genom åbrinken och mynnar i ån. Lakteter visar att fyllningen klarar kraven för mottagning på deponi för icke-farligt avfall. Grundvattnet uppvisar låga lösta metallhalter undantaget zink.
3. **Norra slänten.** Området är inhägnat och används inte för någon verksamhet idag. Marken är utfylld med cirka 5 m mäktiga finkorniga (<grus) massor. Marken sluttar kraftigt ned mot Gusumsån och stabiliteten är inte tillfyllest. Fyllningen uppvisar de högsta medianhalterna av koppar och zink av samtliga delområden. I fyllningen förekommer även höga halter av arsenik och bly. Slam ifrån brunn i utfyllnaden uppvisar mycket höga halter av metaller, olja och PAH. Lakteter visar att fyllningen klarar kraven för mottagning på deponi för icke-farligt avfall. Grundvattnet uppvisar de högsta lösta metallhalter av samtliga delområden. Främst kadmium och zink är förhöjda.
4. **Asfaltsplanen.** Området används idag som parkeringsplats. Marken är täckt med asfalt av god kvalitet. Analyser visar att tjärasfalt förekommer. Marken är utfylld med bland annat sprängsten, tegel, virke etc. Inslaget av rivningsrester är mindre jämfört med marken kring byggnaderna. Mäktigheten på fyllningen varierar mellan 0,5 och 3 m. Förhöjda halter av koppar och zink har påvisats i fyllningen. Lakteter visar att fyllningen klarar kraven för mottagning på deponi för icke-farligt avfall. Grundvattnet uppvisar låga metallhalter undantaget zink (måttlig halt). Zinkhalten är lägre jämfört med grundvattnet vid byggnaderna, åbrinken och norra slänten.
5. **Busstationen.** Området är iordningställt som parkmark med gångvägar, planteringar och parkbänkar. En del av området används som busstation och återvinningsstation. Marken är hårdgjord eller täckt med gräs. Förorenad fyllning förekommer inte ytligt. Mot Gusumsån är strandbrinken ordningsställd och täckt med gräs. Fyllningen förekommer ned till åtminstone 1,5 m. Inslaget av block och sten är inom området större jämfört med asfaltsplanen och industriområdet. Inslaget av rivningsrester och slagg är mindre jämfört med delområde 1 och 4. Föroreningsgraden ligger i nivå med delområde 6, dvs. lägre jämfört med delområde 1-4.
6. **Värmecentralen.** Delar av området används som parkering och uppställningsplats. Byggnaden (f d värmecentralen + skorsten) används inte. Marken är inte hårdgjord. Fyllning i form av grus, sten och sand har påträffats med en mäktighet om 0,5-1 m. Rivningsrester, tegel, slagg etc. har inte påvisats. Två markförlagda cisterner samt en inne i byggnaden finns. Cisternerna i marken är tömda men inte rengjorda eller sandfyllda. Det är oklart om cisternen inne i byggnaden är tömd. Halterna av metaller i fyllningen samt i grundvatten är de lägsta av alla delområdena.

Tabell 6 Redovisning av medianhalter för metaller i mark (ämnen med halter över NVs MKM) för olika delområden inom f.d. Gusums bruk. Enhet: mg/kg TS. Medianhalter över MKM har markerats med **rött**.

Delområde	Industriområdet	Åbrinken	N:a slänten	Asfaltsplanen	Busstationen	Värmecentralen	MKM
As	6,3	3,6	15	4,5	1,3	3,7	25
Cd	3,0	2,3	12	1,4	0,2	0,4	15
Cr	18	19	15	17	16	34	150
Cu	1100	1170	9100	1630	87	161	200
Hg	0,1	0,05	0,05	0,05	<	<	2,5
Ni	23	22	17	18	12	18	120
Pb	71	72	265	93	21	40	400
Zn	1790	2030	8120	1300	170	173	500
Sn	13	180	72	11	-	0,9	50*

* CCME (2007)

7 Volymer och mängder

7.1 Byggnader

Baserat på undersökning av Sweco (2009) har volymer och mängder av dominerande byggnadsmaterial beräknats. Fullständigt underlag redovisas i bilaga 1. En sammanfattning återges i Tabell 7. Förutom de material som redovisas förekommer mindre volymer och mängder av gips, masonit, stål, asfalt, korr. plåt, plastmattor, papp och sten.

Tabell 7 Volymer och mängder av dominerande byggnadsmaterial. OBS: för färg, anges den målade ytan och inte volym.

Material	Volym [m ³]	Mängd [ton]
Betong	3200	7600
Tegel	3700	6300
Puts	160	310
Lättbetong	850	1400
Trä	160	80
Färg (målade yta m ²)	13 700	-

7.2 Mark

Baserat på undersökningar av Allren (2007a) och SGI (2009) har volymer och mängder av potentiellt förorenad fyllning uppskattats. En sammanfattning återges i Tabell 8. Vid beräkning har ingen hänsyn tagits till den andel som bedöms vara utsorteringsbar (sprängsten, tegel, etc.) enligt SGI (2009).

De största mängderna finns inom delområde 1, 4 och 5. För delområde 1 har det antagits att fyllning under byggnader är kontaminerad. Mäktigheten på fyllningen under byggnaderna har ansatts till 0,5-1 m. För marken kring värmecentralen har fyllning hittills endast påvisats från byggnaden och söderut. Vid mängdberäkning antas att den norra delen inte är utfylld.

I delområde 1-5 förekommer fyllning under grundvattenytan. Fyllningens mäktighet under grundvattenytan varierar över området mellan 0,5 och 2 m. Längs åbrinken och den norra slänten (delområde 2 och 3) finns även fyllning ut i Gusumsån.

En uppskattning av mängden metaller, där halterna överstiger NVs MKM-värde, i fyllningen redovisas i Tabell 9. Beräkningen baseras på medianhalter för respektive metall. Organiska föroreningar har inte tagits upp i beräkningen då dessa endast förekommer ställvis i förhöjda halter.

Föroreningsmängderna i fyllningen är mycket stora. Speciellt gäller det koppar och zink, vilka uppvisar mängder på 100-tals ton. Krom, nickel, bly och tenn uppvisar mängder över 1 ton. Största mängderna finns upplagrade i fyllning kring och under byggnaderna (delområde 1) samt i den norra slänten (delområde 3). I norra slänten är halterna som högst, vilket gör att metallmängderna blir stora trots att mängden fyllning är förhållandevis liten.

Tabell 8 Volym och mängd av potentiellt kontaminerad fyllning inom respektive delområde samt tjärasfalt inom delområde 1 och 4. Vid beräkning antas att fyllningens densitet uppgår till 1,7 ton/m³ och tjärasfaltens densitet till 2 ton/m³. Mängder avrundade uppåt till hela 1000-tals ton.

Delområde	Area [m ²]	Mäktighet [m]	Volym [m ³]	Mängd [ton]	Kommentar
1. Industriområdet Fyllning	9200	0,5-4	19 000	32 000	Antaget: 4 m mäktighet 10 % ytan 3 m mäktighet 10 % ytan 2 m mäktighet 60 % ytan 1 m mäktighet 10 % ytan 0,5 m mäktighet 10 % ytan
1. Industriområdet Tjärasfalt	5000	0,1	500	1000	Antaget att hela området är täckt med tjärasfalt
2. Åbrinken	1700	1-3	4100	8000	Antaget 3 m mäktighet längs västra sidan och 1 m längs östra.
3. Norra slänten	500	5	2500	5000	Antaget 5 m över hela. Överskattning då marken sluttar.
4. Asfaltsplanen Fyllning	4000	1-3	8400	15 000	Antaget: 3 m mäktighet 30 % ytan 2 m mäktighet 50 % ytan 1 m mäktighet 20 % ytan
4. Asfaltsplanen Tjärasfalt	4000	0,1	400	1000	Antaget att hela området är täckt med tjärasfalt
5. Busstationen	3500	2	7000	14000	Antaget 2 m mäktighet
6. Värmecentralen	3000	1	3000	6000	Antaget att 1 m fyllning finns på fastighetens södra del.
SUMMA			44 500 fyllning + 900 tjärasfalt	82 000 fyllning + 2000 tjärasfalt	

Tabell 9 Mängder av metaller (halter över MKM) inom respektive delområde. Vid beräkning används medianvärden för halterna. Enhet: kg.

Delområde	Industriområdet	Åbrinken	N:a slänten	Asfaltsplanen	Busstationen	Värmecentralen	SUMMA
As	180	20	65	65	15	35	380
Cd	90	20	50	20	3	3	186
Cr	530	110	60	245	190	240	1375
Cu	32000	15000	39000	24000	1000	1200	112200
Hg	3	1	0,2	1			5
Ni	670	120	70	260	150	140	1410
Pb	2000	480	1100	1300	250	150	5280
Zn	52000	13000	35000	19000	2000	1400	122400
Sn	360	1100	310	150		7	1927

8 Föroreningsspridning

I detta avsnitt görs en samlad bedömning och kvantifiering av föroreningsspridningen till Gusumsån. Arbetet baseras på tidigare redovisade resultat i kapitel 6. Kvantifieringar omfattar inte delområde 5, dvs. busstationen.

8.1 Spridning idag

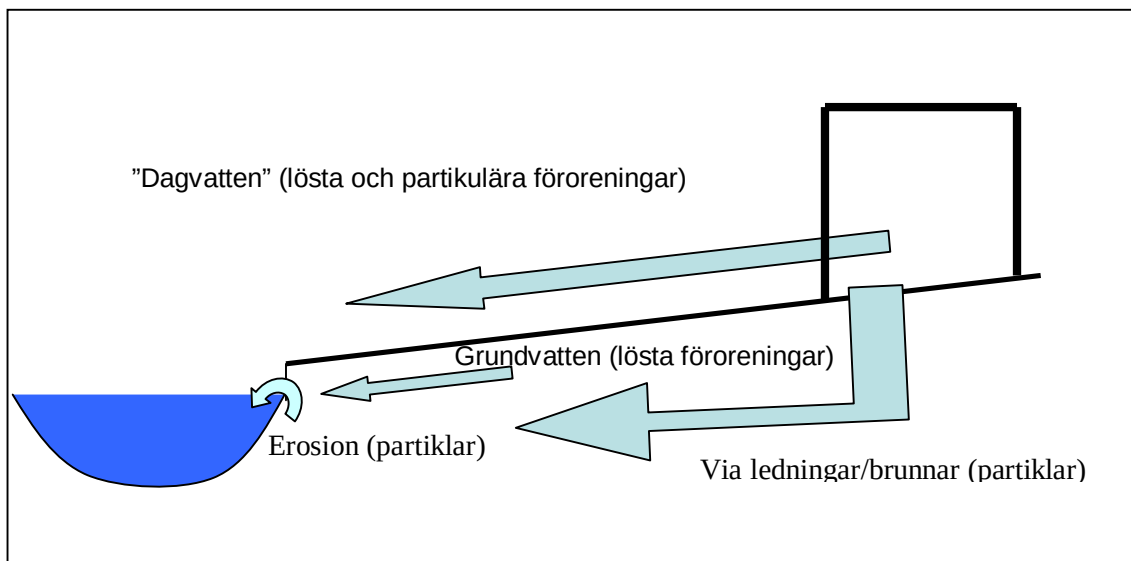
Föroreningar sprids idag från mark och byggnader på bruksområdet till Gusumsån på följande sätt:

- Via ledningar och brunnar. När regn- och grundvatten tillförs det äldre ledningssystemet sker en spridning av främst partikelbundna föroreningar från det kraftigt kontaminerade slammet. Aktuella föroreningar: metaller, olja och PAH.
- Via dagvatten. Nederbörd avrinner på förorenat byggnadsmaterial (tak, väggar etc.), tjärasfalt och otäckt jord, vilket gör att föroreningar suspenderas och sprids antingen som ytaavrinning direkt till Gusumsån eller via ledningar/ledningsgravar. Aktuella föroreningar: PAH (från tjärasfalt), metaller (byggnadsmaterial, förorenad fyllning) och olja (tjärasfalt, byggnadsmaterial, förorenad fyllning).
- Via erosion. Gusumsån eroderar bort material i åbrinken som är förorenat. Förorenade partiklar sprids till ån och nedströms sjösystem. Aktuella föroreningar: metaller.
- Via grundvatten. Infiltrerande regnvatten och grundvatten medför en transport av lösta föroreningar till Gusumsån. Aktuella föroreningar: metaller.



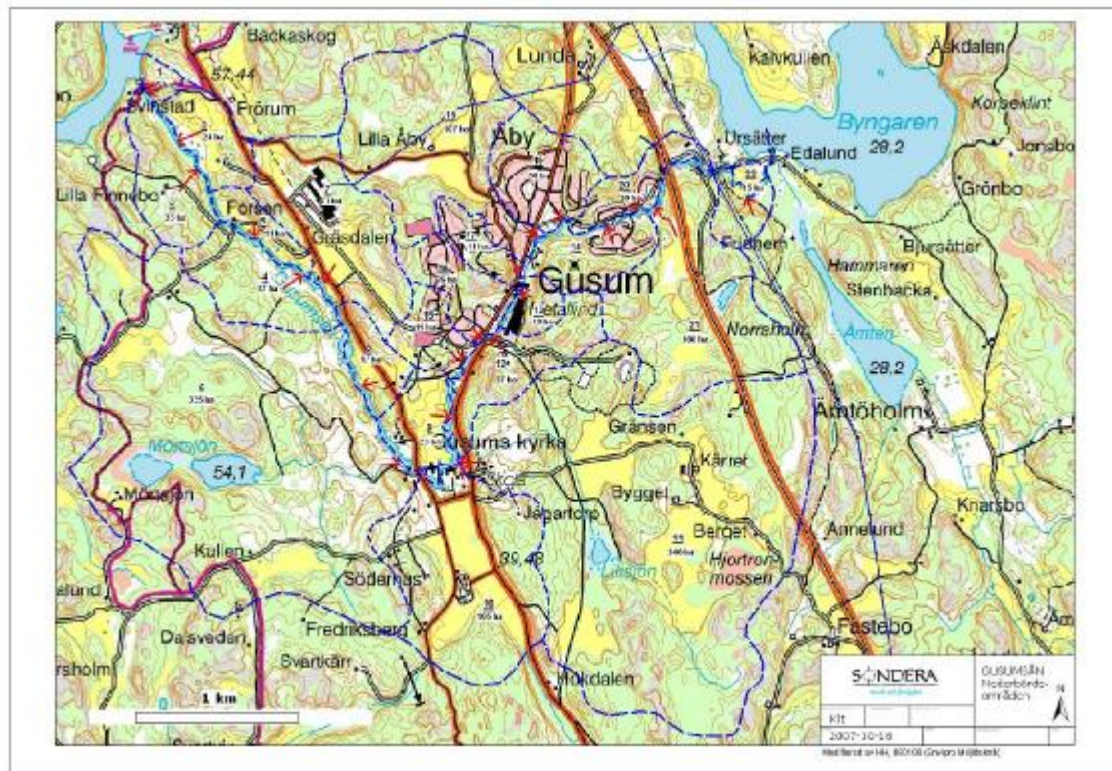
Figur 8 T. v. fyllning i åbrinken (spridning via erosion och dagvatten). T. h. ledning ut i Gusumsån (spridning av slam).

Spridningen idag sammanfattas i en konceptuell modell som återfinns i Figur 9.



Figur 9 Konceptuell modell vad gäller spridning av föroreningar från mark och byggnader på bruksområdet till Gusumsån.

F d Gusums bruk ligger inom tre olika avrinningsområden (nummer 13, 16 och 17) enligt Envipro Miljöteknik (2008b), se Figur 10. Område 13 försummas dock då den yta av industriområdets som berörs är förhållandevis liten. Det norra avrinningsområdet (nummer 17) omfattar delområde 3 (norra slänten) samt de nordligaste delarna av industriområdet (delområde 1). Övriga delområden ingår i det södra avrinningsområdet (utgörs av nummer 16). Baserat på tillgängligt underlag har spridningen via olika mekanismer uppskattats för dessa två. Resultaten sammanfattas i Tabell 10. Uppskattningar har gjorts för metaller, PAH16 och olja. För PAH16 och olja har kvantifiering endast gjorts via dagvatten + ledningar då dessa ämnen inte är generellt förekommande i fyllning respektive grundvatten.



Figur 10 Karta över avrinningsområden till Gusumsån. Kartan är hämtad från Envipro Miljöteknik (2008b).

Grunden till spridningsberäkningen är en vattenbalans. Enligt SGI (2008) uppgår årsmedelnederbörden i Gusum till 530 mm (uppgifterna är hämtade från World Meteorological Organization). Enligt SMHI (1994) uppgår avdunstningen till cirka 400 mm/år och avrinningen till 185 mm/år. Stora delar av aktuella avrinningsområden utgörs av hus, hårdgjorda ytor eller kalt berg, vilket gör att grundvattenbildningen är minimal och det kan därför antas att all nederbörd som inte avdunstar rinner av ytligt (eg. dagvatten). Grundvattenbildning sker främst i norra slänten och skogspartier i västra delen av område 16.

Arean för avrinningsområde 17 uppgår till 140 000 m² och område 16 till 260 000 m². Det antas att en grundvattenbildning om 150 mm/år sker på 10 % av ytan för område 17 och 30 % för område 16. Avrinningen sätts till 200 mm/år för resterande delar av ytorna. För de områden där grundvattenbildning sker antas att 50 mm/år avrinner ytligt. Detta ger sammantaget för det norra avrinningsområdet (nummer 17) en årlig avrinning på 26 000 m³ och en årlig grundvattenbildning på 2000 m³. För det södra området erhålls en årlig avrinning på 40 000 m³ och en årlig grundvattenbildning på 12 000 m³.

En uppskattning av förorenings-spridning via dagvatten och ledningar/brunnar kan göras baserat på avrinningens storlek, analyserade halter i jord (median) och slam (för "värsta-fallet-beräkning"). Det antas att halten suspenderande ämnen uppgår till 100 mg/l (dagvatten från förorenade industriområden enligt StormTac, 2009).

Spridning på grund av erosion kvantifieras genom att anta att 1 cm av fyllningen eroderas bort per år. Vidare antas att medianhalterna (för norra slänten respektive åbrinken) är representativa för den fyllning som finns längs Gusumsån. Sträckan längs åbrinken uppgår till 260 m och sträckan längs den norra slänten till 40 m. Vattendjupet i Gusumsån ansätts till 1,5 m.

Grundvattentransporten beräknas baserat på uppskattad grundvattenbildning samt medianvärden av analyserade lösta metallhalter. Ingen hänsyn tas till fastläggning av metaller till partiklar, vilket är ett konservativt val.

Tabell 10 Uppskattning av spridningen via dagvatten, erosion, och grundvatten. Med norra och södra avses de två avrinningsområdena. Det norra omfattar delområde 3 (norra slänten) samt norra delen av industriområdet och det södra övriga delområden. För dagvattenspridning anges två värden. Det första baserat på halter i fyllning och det andra på slam ("värsta-fallet-beräkning"). Enhet: kg/år. – ej kvantifierat då förhöjda halter inte är generellt förekommande.

Ämne	Dagvatten		Erosion		Grundvatten	
	Norra	Södra	Norra	Södra	Norra	Södra
Arsenik	0,04	0,0-0,2	0,02	0,02	0,04	0,03
Kadmium	0,04	0,01-0,3	0,02	0,02	0,03	0,001
Krom	0,04-0,5	0,07-0,6	0,02	0,1	0,0004	0,003
Koppar	24-32	4-500	10	17	0,1	0,1
Kviksilver	0,0001-0,004	0,0003-0,003	0,00005	0,001	-	-
Nickel	0,04-0,4	0,07-0,6	0,02	0,2	0,03	0,2
Bly	0,7-2,2	0,3-20	0,3	0,5	0,004	0,002
Zink	20-80	7-290	9	14	23	12
Tenn	0,2-1,5	0,05-1,5	0,07	1,2	-	-
Olja	0-30	0-160	-	-	-	-
PAH16	0-2	0,03-12	-	-	-	-

Spridningen till Gusumsån av framförallt koppar, zink och bly från f d bruksområdet är stor. Storleksordningen på den totala spridningen uppgår till tiotals- hundratals kg/år. För koppar och bly dominerar spridningen via dagvatten/ledningar och erosion över grundvattenspridningen. För zink, där höga lösta halter i grundvattnet påvisats, utgör även grundvattentransporten en betydande mängd. Speciellt gäller det den norra slänten och industriområdet där höga lösta halter har påvisats i grundvattnet. Asfaltsplanen bedöms inte bidra med zink i stor utsträckning då grundvattenhalterna är låga i detta område.

Olja och PAH sprids främst via dagvatten och ledningar. Ämnena har inte påvisats i fyllning och grundvatten i förhöjda halter i stor utsträckning. För båda ämnena är halterna i slam i brunnar höga och därför bedöms detta vara den dominerande spridningsvägen.

Det före detta bruksområdet bedöms vara en betydande källa till föroreningar för Gusumsån idag. Resultaten ligger i linje med den hypotes som ställts upp för området (se tidigare kapitel). Bedömningen baseras på att:

1. Mängden metaller som sprids idag från området är stor. Bruksområdet bedöms vara en av de största källorna i området (se vidare resonemang nedan).
2. Påslag av metaller (både lösta och partikelbundna) kan ses nedströms bruksområdet i Gusumsåns vatten. Halterna är ställvis högre än vad vattendirektivet anger som bedömningsgrund för god ekologisk status.
3. Förhöjda halter av brukstypiska ämnen har påvisats i sediment nedströms bruksområdet. Halterna är högre i djupare sediment, men ytsedimenten uppvisar fortsatt tydligt förhöjda halter.
4. Upptag av koppar i kräftor är högre nedströms bruksområdet jämfört med uppströms.

Det bör påpekas att bruksområdet är en av flera källor som belastar Gusumsån med föroreningar. Dessutom är marken i Gusumsområdet kontaminerad på grund av nedfall från rökgaser. Detta innebär att ett visst bidrag till påslaget nedströms bruksområdet sannolikt kommer från andra källor, exempelvis fastigheten på östra sidan om ån mittemot bruksområdet.

I jämförelse med den östra sidan bedöms dock bruksområdet vara en mer betydande källa på grund av att:

1. Förfallna byggnader som kan sprida föroreningar saknas på östra sidan.
2. Sträckan mot Gusumsån där erosion kan ske är kortare på den östra sidan. Detta bedöms vara av stor betydelse då erosionen är en betydande spridningsväg mängdmässigt.
3. Områden liknande norra slänten saknas på östra sidan. Norra slänten uppvisar höga föroreningshalter i fyllning och grundvatten. Marken är dessutom otäckt, vilket gör att spridning via ytavrinning/dagvatten får stor betydelse.

Historiskt har området sannolikt belastat Gusumsån med större föroreningsmängder än idag, vilket bland annat ses på resultaten i sedimenten. De höga metallhalterna i ytsediment skulle kunna vara ett resultat av omlagring/resuspension av sediment, vilket inte undersökts inom föreliggande undersökning. Det faktum att tydliga påslag av metaller sker till ån (ytvattenprover) visar på en pågående spridning idag som bidrar till att sedimenten nedströms bruksområdet fortsatt belastas med metaller och andra brukstypiska ämnen.

8.2 Spridning i framtiden

Den spridning som pågår idag via dagvatten, erosion och grundvatten bedöms pågå under lång tid framöver (100- tals år). Föroreningskällan i form av förorenad mark och byggnader är mycket stor. Även spridning via ledningar bedöms fortgå i framtiden. Mängden slam som finns i brunnar och ledningar är visserligen begränsad, men det bedöms vara troligt att slam kan tillföras från den förorenade fyllningen. Ledningarna i sig kommer fortsatt också att utgöra en spridningsväg för förorenat dagvatten.



Figur 11 Foto som visar asfalt av dålig kvalitet (t. v.) samt förfall av byggnader (t. h.).

Spridningen via dagvatten bedöms kunna öka i framtiden. Den asfalt som idag täcker stora delar av den förorenade fyllningen är av dålig kvalitet och kommer att försämrats i framtiden (Figur 11). Detta leder till att mer förorenad fyllning exponeras för dagvattnet och därmed blir spridningen större. Samma sak gäller de förorenade byggnaderna. Då byggnaderna förfaller exponeras förorenade ytor för regn, vilket bidrar till en ökad spridning av föroreningar.

Även spridningen av föroreningar via erosion bedöms kunna öka i framtiden. Dagens klimatforskning talar om en ökad frekvens av kraftiga regn och stormar i framtiden. Vid tidigare kraftiga regnoväder har Gusumsån svämmat över inne på bruksområdet. En ökad frekvens av sådana oväder kan bidra med en ökad föroreningsspridning. Främst gäller detta fyllning i området närmast ån.

Byggnadernas förfall kan också bidra till att stora mängder föroreningar sprids vid diskreta tillfällen genom ras (Figur 11). Byggnadernas skick är mycket dåligt och risken för att delar av byggnaderna rasar ner i Gusumsån bedöms vara överhängande. Då byggnadsmaterialet är kontaminerat, främst med metaller, innebär det en föroreningsbelastning på Gusumsån.



Figur 12 Foto från området norr om bruksbyggnaderna där stabiliteten i den förorenade fyllningen inte är tillfyllest.

Från marken kan spridning av föroreningar även ske via ras/skred. Enligt SGI (2009) är stabiliteten i fyllningen i områdets norra del inte tillfyllest (Figur 12). Stora mängder föroreningar finns upplagrade i detta område. Om exempelvis 50 m³ fyllning rasar/skredar ut i Gusumsån innebär det att i storleksordningen 700- 800 kg koppar och zink sprids till Gusumsån vid ett tillfälle.

Stabilitetsproblem, om än i mindre omfattning finns i områdets södra delar. Halterna av främst koppar och zink är höga även i detta område, vilket innebär att ett ras ger en betydande belastning av metaller på Gusumsån.

För delområde 6, värmecentralen, finns en risk för spridning av olja i framtiden. Cisternerna är visserligen tömda, men inte rengjorda eller sandfyllda. Vidare finns en cistern inne i byggnaden, vilken det är oklart om den är tömd. Värmecentralens golv är förorenat med olja, som även påvisats under plattan vid markskiktet. Markprover har inte påvisat förhöjda oljehalter men det kan inte uteslutas att spridning kommer att ske i framtiden.

8.3 Samlad områdesvis bedömning av spridning – idag och i framtiden

För de sex delområdena (Figur 13) inom f d Gusums bruk kan följande konstateras avseende spridningen:

1. **Industriområdet.** Spridningsvägar för föroreningar idag är via dagvatten, ledningar samt lösta metaller i grundvatten (eg. zink). Området är till ytan det största med höga föroreningshalter i fyllningen och kontaminerat byggnadsmaterial. Med tanke på detta bedöms delområdet bidra med en betydande andel av föroreningsbelastningen på Gusumsån. Spridningen från delområdet ökar i framtiden med byggnadernas förfall och då nya förorenade markytor blottläggs.
2. **Åbrinken.** Spridningsvägar för föroreningar är erosion, dagvatten, ledningar samt lösta metaller i grundvatten. Föroreningshalterna i både fyllning och grundvatten (endast zink) är höga. Stabiliteten i delar av åbrinken är inte tillfyllest vilket innebär en risk för spridning av stora mängder metaller vid enstaka tillfällen i framtiden.
3. **Norra slänten.** Spridningsvägar för föroreningar är erosion, dagvatten, ledningar samt lösta metaller i grundvatten. Beräkningsmässigt bidrar delområdet, i förhållande till ytan, med den största belastningen på Gusumsån, av samtliga delar. Stabiliteten i utfyllnaden är inte tillfyllest vilket innebär en risk för spridning av stora mängder metaller vid enstaka tillfällen i framtiden.
4. **Asfaltsplanen.** Spridningsvägar för föroreningar är främst löst i grundvattnet. Då grundvattenhalterna i området är lägre jämfört med kring byggnaderna, åbrinken och norra slänten bedöms delområdet bidra med en förhållandevis liten andel av den totala belastningen på Gusumsån. Risk för ökad spridning i framtiden är främst kopplat till lokala stabilitetsproblem.
5. **Busstationen.** Spridningsvägar är främst lösta metaller i grundvattnet. Området är täckts med rena massor, vilket betyder att ytavrinning och erosion är av liten betydelse. Äldre ledningar har inte påträffats.
6. **Värmecentralen.** Spridningsvägar för föroreningar är främst löst i grundvattnet. Då grundvattenhalterna i området är de lägsta av samtliga delområden samt att avståndet till ån är det längsta bedöms bidraget vara en förhållandevis liten andel av den totala belastningen på Gusumsån. Risk för ökad spridning i framtiden är främst kopplat till läckage av olja från cisternerna samt värmecentralen.



Figur 13 Karta som visar delområden för f d Gusums bruk.

9 Riskbedömning

9.1 Föroreningarnas toxiska och kemiska egenskaper

Undersökningarna har visat att arsenik, kadmium, krom, koppar, kvicksilver, nickel, bly, zink, tenn, olja och PAH är de ämnen/ämnesgrupper som bedöms vara mest problematiska. Nedan ges en kort redogörelse för respektive ämnes toxicitet och kemiska egenskaper.

Arsenik

Arsenik är ett ämne som förekommer naturligt i jordskorpan och under naturliga förhållanden bildar oorganiska föreningar tillsammans med syre, klor och svavel. I djur och växter bildar arsenik tillsammans med kol och väte organiska föreningar. Arseniks löslighet i vatten ökar generellt med ökande pH.

För människor är risken att utsättas för exponering av elementet i fråga störst vid intag av föda och dryck eller genom andning. Exponering sker även vid boende i områden med naturligt höga halter av arsenik i berggrunden. Många arsenikinnehållande föreningar är vattenlösliga och tas snabbt upp av kroppen. Absorptionen av arsenik genom huden är liten, varför bad och handtvätt inte är förenat med någon fara för hälsan. Den största hälsorisken är generellt genom intag av dricksvatten.

Oorganisk arsenik är humant cancerogen och vid långtidsexponering av arsenik kan cancer uppkomma, till exempel i lungorna, njurarna och på huden. Symptom som kan uppkomma vid intag av höga halter oorganisk arsenik är kräkningar, minskad produktion av röda och vita blodkroppar, onormal hjärtrytm och blodkärllskador. Inandning av höga halter oorganisk arsenik kan ge inflammerad hals och irriterade lungor. Organisk arsenik är mindre toxiskt än oorganisk, men vissa organiska arsenikföreningar kan vid långtidsexponering ge liknande symptom som de oorganiska. Trevärd arsenik (As(III)) anses vara mer toxiskt än femvärd arsenik (As(V)). Arsenik kan vara akutttoxiskt vid oralt intag. Hänsyn till detta tas i riskbedömningen.

Kadmium

Kadmium är ett naturligt element i jordskorpan och återfinns ofta i olika mineral tillsammans med andra element som syre (kadmiumoxid) eller svavel (kadmiumsulfid, kadmiumsulfat). Kadmium är relativt mobilt i jord i jämförelse med t.ex. bly, koppar och krom. Kadmium kan bilda komplex med organiskt material och kan även bindas in till bland annat järn- och manganoxider. Kadmium är relativt lösligt vid låga pH-värden i en syresatt miljö.

Levande organismer har en förmåga att ta upp och binda kadmium i sig, p.g.a. liknande storlek och laddning som kalcium. Kadmium stannar kvar i kroppen under lång tid och kan påverka skelettet och njurarna.

Inandning av kadmium kan allvarligt skada lungorna och orsaka dödsfall. Intag av höga halter kadmium kan irritera magen och leda till kräkningar och diarréer. Långtidsexponering av kadmium leder till en haltuppbyggnad i njurarna som kan orsaka skador på dessa. Andra långtidseffekter är skelettpåverkan (skört skelett). Man misstänker att vissa kadmiumföreningar kan vara cancerframkallande. Elementet är även toxiskt för djur, bland annat olika fiskarter.

Krom

Elementärt krom (Cr) förekommer inte naturligt i naturen. Krom förekommer främst i form av mineralet kromit (FeOCr_2O_3) i naturen. I naturen är ursprunget till trevärt krom (Cr(III)) just vittringen av detta mineral. Den trevärda formen adsorberas av organiskt material eller komplexbinds till detta material och blir svårlöst vilket gör att kromet kan transporteras kolloidalt och förr eller senare sedimenteras. Sexvärt krom i lösning förekommer företrädesvis alltid i naturen bundet till syre, exempelvis i form av hydrokromat (HCrO_4^-).

Trevärt krom är ett essentiellt näringsämne för människor. Det är relativt okänt om krom är ett essentiellt näringsämne även för växter men alla växter innehåller krom i detekterbara mängder. Trevärt krom absorberas dåligt i kroppen oavsett exponeringsväg till skillnad från sexvärt krom som absorberas lättare. I människor och djur koncentreras krom bl.a. i lungor, lever, njurar, mjälte, blod och i benmärg. Studier på försöksdjur har visat att sexvärda kromföreningar, speciellt de med låg löslighet, kan orsaka lungcancer. Intag av sexvärt krom kan medföra konvulsioner och skador på lever och njurar och t.o.m. död.

Höga kromhalter kan orsaka skador på fisk och gör dem mer infektionskänsliga. Generellt sett så påverkas invertebrater d.v.s. maskar och insekter mer än vertebrater som fiskar. De flesta mikroorganismer har en förmåga att absorbera krom. I jord kan t.ex. nitrifikationen påverkas. När det gäller växter så tas krom upp genom rötter eller genom bladens ytor. För höga halter av krom påverkar växter och ger upphov till effekter som liknar brist på järn.

Koppar

Koppar är en metall som förekommer naturligt i berg, mark, vatten och luft. Koppar binds i mark och vatten till framförallt organiskt material, vilket påverkar elementets markkemi stort. Elementet kan även binda in starkt till oxider av järn, mangan och aluminium. Transporten av koppar i vatten sker till stor del som lösta humuskomplex.

Koppar är ett essentiellt näringsämne för både människor och djur, men kan orsaka skador vid högre koncentrationer och mängder. Bland annat kan skador uppkomma på lever och immunförsvaret. Intag av vatten med för höga halter kan orsaka kräkningar, diarré, magkramper och illamående. Koppars toxicitet mot sötvattenlevande organismer varierar stort mellan olika arter.

Kvicksilver

Kvicksilver är av Kemikalieinspektionen klassificerat som en metall med särskilt farliga egenskaper och betraktas därmed som ett utfasningsämne. Användningen av metallen är reglerad, till exempel finns förbud mot användning i elektriska produkter.

Dokumenterade effekter av kvicksilver för människor är på nervsystemet och dess utveckling samt hjärt-kärlsystemet, immunsystemet, reproduktionssystemet och njurarna. Kvicksilver kan bilda metylkvicksilver, vilken kan överföras från modern till fostret och passera fostrets blod-hjärnbarriär. Redan vid låga halter kan detta troligen innebära en hämning av den mentala utvecklingen. Metylkvicksilver är också fettlösligt, vilket bl.a. leder till bioackumulation i t.ex. fisk. Detta innebär att människor som äter mycket fisk kan vara särskilt utsatta.

Nickel

Nickel är ett element som förekommer rikligt i naturen. Nickel bildar föreningar med andra element som t.ex. klor, svavel och syre. Nickel komplexbinds i marken till organsikt material men kan även adsorbera till järn- och manganoxider. I vatten förekommer elementet främst i jonform (Ni^{2+}) eller komplexbundet till löst organiskt material.

Avseende nickel är nickelallergi det största problemet för människor. Blodet och njurarna kan också skadas vid exponering. Vid höga koncentrationer är nickel toxiskt mot djur. Intagande av för höga doser nickel har orsakat lungskador, påverka magen, blodet, levern, njurarna och immunsystemet på hundar och möss.

Bly

Bly är en gråaktig metall som förekommer naturligt i mindre mängder i jordskorpan och är partikelbundet och svårörligt vid normala förhållanden i mark och vatten.

Bly förekommer i naturliga vatten och i dricksvatten. Hur mycket bly som förekommer löst beror bl.a. på pH, temperatur, hårdhet där mjukt och surt vatten har de högsta halterna. Elementet lagras i skelettet och påverkar kalciummetabolismen samt stör vitamin D-metabolismen. Mest utsatta är gravida kvinnor och barn. Bly är även skadligt både för det centrala och för det perifera nervsystemet. Det finns indikationer på att bly är cancerframkallande.

Zink

Zink är ett av de vanligaste förekommande elementen i jordskorpan och förekommer i alla medier. Elementet är relativt lättörligt i mark och vatten. Zink är en metall och ett essentiellt spårämne, som i stort sett finns i all mat och allt vatten, i form av salter och organiska komplex. Människokroppen kräver en viss mängd zink för att kunna fungera. Det huvudsakliga intaget av zink sker genom intag av mat.

Negativa effekter kan förekomma vid intag mellan 100-250 mg/kg, dag och kan då orsaka magkramper, illamående och kräkningar. Inandning av stora mängder zink kan orsaka "metallångfeber". Långtidseffekterna är okända.

Tenn

Tenn är en blåaktig, vit metall. Det viktigaste tennmineralet i jordskorpan är kassiterit, SnO_2 . I naturen kan tenn även förekomma i organisk form.

Metalliskt tenn anses inte speciellt toxisk eftersom upptaget i människa är litet. Intag av stora mängder tenn har visat på magont samt problem med njure och lever. Inandning av oorganiskt tenn i damm har visat kunna ge upphov till godartad dammlunga. De organiska formerna av tenn

anses vara klart mer toxiska. Det finns inga bevis för att tenn skulle kunna ge upphov till cancer hos människor.

Olja

Olja består av en rad olika ämnen, exempelvis alifater, aromater och cykloalkaner. Densiteten för oljor är oftast <1 kg/l, vilket innebär att oljan flyter ovanpå vatten. De kortare kolkedjorna bedöms vara de som är mest toxiska. Människan kan exponeras för olja genom bland annat inandning av ångor och via intag av dricksvatten. Vid långtidsexponering för till exempel alifater kan skador på centrala nervsystemet uppkomma.

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH), är organiska föreningar bestående av två eller flera bensenringar. Det finns över 100 olika typer av PAH. PAH ingår som en av flera komponenter i kreosotolja. Människor kan exponeras för PAH bland annat genom att andas luft innehållande PAH eller intag av kontaminerat dricksvatten.

Förutom att vissa PAH kan orsaka cancer har studier på möss visat att reproduktionen kan påverkas vid intag av PAH-kontaminerad föda under graviditeten. Andra studier på djur har visat på effekter på bland annat huden. Detta har dock inte påvisats för människor.

Vid riskbedömning av PAH har indelning i tre grupper gjorts efter anvisningar i Naturvårdsverket (2007):

- **PAH-L.** PAH med låg molekylvikt. Omfattar: naftalen, acenaften och acenaftylen. Cancerogena effekter har inte kvantifierats för denna grupp.
- **PAH-M.** PAH med medelhög molekylvikt. Omfattar: fluoren, fenantren, antracen, fluoranten och pyren. Cancerogena effekter har kvantifierats för denna grupp.
- **PAH-H.** PAH med hög molekylvikt. Omfattar bens(a)antracen, krysen, bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten, bens(a)pyren, debens(ah)antracen, benso(ghi)perylen och indeno(123cd)pyren. Cancerogena effekter har kvantifierats för denna grupp.

9.2 Hälsorisker inom f d bruksområdet

Hälsoriskerna kopplade till byggnaderna inom f d bruksområdet utgörs främst av akuta risker på grund av förfallet, så som fall- rasrisk (golv med dålig bärighet), fallande material, klämrisk. Vidare förekommer hälsofarliga och förbjudna ämnen i byggnaderna, till exempel asbest och kvicksilver. Föroreningarna i byggnadsmaterialet utgörs främst av metaller i färg. Vid upprepad exponering (motsvarande Naturvårdsverkets MKM) för föroreningarna i färg innebär halterna av bly och kadmium risk för människors hälsa.

Som stöd för bedömning av hälsorisker med den förorenade fyllningen har riktvärden tagits fram med hjälp av Naturvårdsverkets vägledningsmaterial (Naturvårdsverket, 2007). Aktuella exponeringsvägar är oralt intag, hudkontakt, inandning av damm samt inandning av ångor (endast kvicksilver och PAH). Skyddsobjekt idag och i framtiden är människor (barn och vuxna) som besöker området. Vid beräkning av riktvärden har en exponering motsvarande MKM (både barn och vuxna vistas på området) antagits. Justering har gjorts avseende andelen inomhusvistelse, vilken antagits vara 0 jämfört med modellens 1. De föroreningar som kan avgå i ångfas (kvicksilver och PAH) förekommer inte inomhus eller under byggnader.

Aktuella ämnen är de metaller som förekommer i förhöjda halter samt PAH16. Olja förekommer i förhöjd halt endast i en ytlig punkt (inuti en ledning) och har därför uteslutits ur hälsoriskbedömningen. Tenn ingår inte i Naturvårdsverkets manual. Tenn har definierats som eget ämne i modellen med utgångspunkt från bly. TDI-värde för tenn har satts till 0,6 mg/kg kroppsvikt och dag, enligt RAIS (2009).

I Tabell 11 redovisas riktvärden tillsammans med median- och max-halter för fyllningen inom respektive delområde. Generellt är det endast i enstaka punkter som halter över framräknade hälsoriktvärden har analyserats. Det område som bedöms vara mest problematiskt ur hälsorisksynpunkt är delområde 3 norra slänten. I området är fyllningen inte täckt med asfalt, vilket gynnar exponering. I detta område har det även påvisats halter av arsenik som är högre än Naturvårdsverkets akuttoxiska halt (100 mg/kg). En dödlig dos för ett barn som väger 10 kg är ett intag av 6 g jord med halten 1000 mg As/kg. Halter över 1000 mg/kg har inte påvisats inom f.d. Gusums bruk.

Inom delområde 1, industriområdet, förekommer halter av koppar och bly över hälsoriktvärdet i enstaka punkter. Då asfalten är av dålig kvalitet kommer större områden med fyllning att exponeras i framtiden, vilket innebär att risken för exponering för föroreningar ökar. För PAH är det prover på tjärasfalt som bidrar till halter över hälsoriktvärdet.

För asfaltsplanen (delområde 4) överskrider kadmiumhalten hälsoriktvärdet i en punkt. Riskerna bedöms i dagsläget därför vara små inom området. Riktvärdet för PAH-H överskrids i prov på tjärasfalt. Asfalten inom området bedöms dock vara av bättre kvalitet jämfört med industriområdet. Asfalten utgör således idag en barriär mot exponering.

För åbrinken, busstationen och värmecentralen ligger analyserade halter under hälsoriktvärdet.

Tabell 11 Median- och maxhalter inom respektive delområde i jämförelse med föreslagna hälsoriktvärden. Halter över riktvärdet har gråmarkerats. Enhet: mg/kg TS.

Ämne	1. Industriområdet		2. Åbrinken		3. N:a slänten		4. Asfaltsplanen		5. Busstationen		6. Värmecentralen		Hälsoriktvärde
	Median	Max	Median	Max	Median	Max	Median	Max	Median	Max	Median	Max	
As	6	13	4	21	15	430	4	12	1	5	4	5	25
Cd	3	16	2	29	12	91	1	40	0,2	0,4	0,4	1,0	38
Cr	18	2300	19	43	15	167	19	43	16	44	34	53	730000
Cu	1100	84300	1170	10600	9100	81400	1200	57200	87	643	161	560	79000
Hg	0,1	28	0,05	0,3	0,05	0,1	0,05	0,1	<	<	<	<	45
Ni	20	1800	22	49	17	65	18	130	12	25	18	26	1900
Pb	73	1900	72	860	265	32600	67	680	21	42	40	126	740
Zn	1300	36100	2030	12300	8120	35900	1000	17200	169	1100	173	801	160000
Sn	12	430	130	1440	72	945	8	185			0,9	1	47000
PAH-H	12	102	-	-	-	-	87	172			-	-	17
PAH-M	1,0	85	-	-	-	-	59	117			-	-	460
PAH-L	0,3	0,7	-	-	-	-	0,7	1			-	-	8300

Yrkes- och miljömedicinskt centrum (2007) har gjort en bedömning av hälsoriskerna med att inta fisk och kräfter som fångats i Gusumsån. I utredningen konstateras att metaller i fisk inte utgör något hälsoproblem. Däremot bör man undvika att kontinuerligt konsumera kräfter på grund av höga kopparhalter. Undersökningen visade även att fisk och kräfter fortfarande är påverkade av PCB-utsläppet på tidigt 1970-tal. Det rekommenderas därför att intaget av fisk och kräfter från Gusumsån och Byngaren minimeras på grund av förhöjda halter av PCB, dioxiner och PCB-likadioxiner.

Sammantaget görs bedömningen att den norra slänten är det delområde där störst risk för människors hälsa föreligger idag. Riskerna inom övriga delområden bedöms vara små. För delområde 1 bedöms riskerna öka i framtiden på grund av asfaltens dåliga kvalitet. Det stängsel som finns runt området idag är inte ett långsiktigt skydd mot exponering för förorenad fyllning.

9.3 Miljörisker inom f d bruksområdet

Metaller och organiska ämnen som påvisats inom f d Gusums bruk är toxiska mot marklevande djur, flora och fauna. Skyddsvärdet är i dagsläget begränsat då området används som industrimark. De mest kontaminerade områdena är inhägnade (delområde 1, 2 och 3), vilket hindrar att högre stående djur exponeras. En instängsling är dock inte ett långsiktigt skydd mot exponering.

Som stöd för bedömning av miljörisker inom området används Naturvårdsverkets generella miljöriktvärden (Naturvårdsverket, 2007). För tenn används miljöriktvärde som hämtats från CCME (2007a). I Tabell 12 redovisas riktvärden tillsammans med median- och max-halter för fyllningen inom respektive delområde.

Halter över miljöriktvärden kan noteras för flera ämnen inom alla delområden. Fyllningen inom dessa områden innebär en uppenbar risk för marklevande organismer och på sikt även högre stående djur (med ökat förfall av byggnader, asfalt och instängsling). Inom den norra slänten är växtligheten på fyllningen minimal, dvs. synliga effekter av de höga föroreningshalterna i fyllningen (Figur 14). De förhöjda halterna innebär att en återetablering av en fungerande markfunktion omöjliggörs.

Tabell 12 Median- och maxhalter inom respektive delområde i jämförelse med föreslagna miljöriktvärden. Halter över riktvärdet har gråmarkerats. Enhet: mg/kg TS.

Ämne	1. Industriområdet		2. Åbrinken		3. N:a slänten		4. Asfaltsplanen		5. Busstationen		6. Värmecentralen		Miljöriktvärde
	Median	Max	Median	Max	Median	Max	Median	Max	Median	Max	Median	Max	
As	6	13	4	21	15	430	4	12	1	5	4	5	40
Cd	3	16	2	29	12	91	1	40	0,2	0,4	0,4	1	20
Cr	18	2300	19	43	15	167	19	43	16	44	34	53	150
Cu	1100	84300	1170	10600	9100	81400	1200	57200	87	643	161	560	200
Hg	0,1	28	0,05	0,3	0,05	0,1	0,05	0,1	<	<	<	<	10
Ni	20	1800	22	49	17	65	18	130	12	25	18	26	120
Pb	73	1900	72	860	265	32600	67	680	21	42	40	126	400
Zn	1300	36100	2030	12300	8120	35900	1000	17200	169	1100	173	801	500
Sn	12	430	130	1440	72	945	8	185			0,9	1	50
PAH-H	12	102	-	-	-	-	87	172			-	-	10
PAH-M	1,0	85	-	-	-	-	59	117			-	-	40
PAH-L	0,3	0,7	-	-	-	-	0,7	1			-	-	15

Delområde 5 och 6, busstationen och värmecentralen, uppvisar förhållandevis låga halter och endast i enstaka prov över miljöriktvärdet. Miljöriskerna inom dessa områden bedöms vara små.



Figur 14 Foto från norra slänten (SGI, 2009).

9.4 Miljörisker i Gusumsån och nedströms sjösystem

Föroreningar sprids från bruksområdet till Gusumsån och nedströms sjöar (Byngaren och Strolången). Tidigare utredningar har påvisat förhöjda halter av metaller, olja och PAH i sedimenten nedströms bruksområdet. Ämnen som analyserats i förhöjda halter i fyllning, byggnadsmaterial, slam och grundvatten inom bruksområdet. Det har även konstaterats att kräftor som fångats i Gusumsån nedströms bruksområdet uppvisar högre kopparhalter jämfört med uppströms områden.

För att bedöma miljöriskerna i Gusumsån och Byngaren relateras analyserade halter i ytvatten och sediment till kanadensiska lågriskvärden för skydd av akvatiska organismer (CCME, 2002 och 2007b). En sammanställning redovisas i Tabell 13.

Tabell 13 Halter i ytvatten och sediment (uppströms och nedströms bruksområdet) i jämförelse med kanadensiska lågriskvärden för skydd av akvatiska organismer. Som värde på uppströms används data från punkt Gusumsån 6 i Envipro Miljöteknik (2007). Halter över riktvärden har gråmarkerats. < avser halter under rapporteringsgräns. – avser ej analyserad.

Ämne	Ytvatten [µg/l]				Sediment [mg/kg TS]			
	Gusumsån uppströms	Gusumsån nedströms	Byngaren	Riktvärde	Gusumsån uppströms	Gusumsån nedströms	Byngaren	Riktvärde
As	0,3-0,4	0,2-0,7	0,2-0,3	5	5-6	2-6	2,5-5,5	17
Cd	0,03-0,08	0,006-0,2	0,006-0,007	0,017	1-1,5	0,7-1,5	1-2	3,5
Cr	0,1-0,3	0,08-0,3	0,2-0,4	8,9	42-60	40-360	130-280	90
Cu	2-6	1-5	3-5	2-4	410-930	630-4000	640-3200	197
Hg	0,004	0,003	<0,002	0,026	0,4-1,4	0,1-1	0,1-0,6	0,486
Ni	0,5-0,8	0,4-0,6	0,5-0,7	25-150	25	15-55	40-90	-
Pb	0,08-0,7	0,2-0,6	0,3-0,7	1-7	110-220	110-250	100-220	91,3
Zn	13-25	4-10	8-11	30	450-700	570-1030	1000-18000	315
Sn	-	-	-	-	<5	9-100	20-45	-
PAH16	<0,3	<0,3	<0,3	14	0,7-1,1	0,4-2,2	1	7

För ytvatten kan det konstateras att kopparhalterna i Gusumsån och Byngaren ligger i nivå med effektgränserna. Både halterna av zink och koppar ligger i nivå med eller strax över föreslagna gränsvärden från Naturvårdsverket (2008b), vilka tagits fram som stöd för bedömning av ytvatten inom vattenmyndigheternas klassificering. Kopparhalten uppströms bruksområdet är tidvis förhöjd. Passiv provtagning (under en månad) har påvisat påslag av koppar nedströms bruksområdet, vilket visar på pågående spridning som ger en märkbar haltförhöjning i åns vatten.

För sedimenten är halterna av flera ämnen högre än effektgränserna för vattenlevande organismer. Zinkhalterna nedströms bruksområdet ligger över gränsvärdet som föreslagits av Naturvårdsverket (2008b). Sedimenten nedströms bruksområdet (både i Gusumsån och Byngaren) håller högre halter jämfört med uppströms av främst krom, koppar, zink och tenn, metaller som är typiska för fyllningen inom bruksområdet. Spridning av dessa ämnen från bruksområdet ger således upphov till halthöjningar även i sedimenten.

Halterna av exempelvis koppar är högre på djupare nivåer i sedimenten i Gusumsån (nedströms bruksområdet) och Byngaren (Envipro Miljöteknik, 2007). Dagens belastning är således lägre. Det bör dock konstateras att halterna i ytsedimenten fortsatt är höga (klart över effektgränserna).

Så länge spridningen av föroreningar från bruksområdet kvarstår kommer sedimenten i Gusumsån och Byngaren uppvisa förhöjda halter. Den halthöjning av koppar och zink som kan ses i ytvattnet kommer också att kvarstå. Belastningen på Gusumsån kan öka i framtiden i takt med byggnadernas förfall och då större förorenade markområden exponeras för dagvatten. Då stabiliteten i fyllningen inom vissa områden inte är tillfyllest finns också en framtida risk för ökad momentan spridning.

9.5 Samlad riskbedömning och rekommendationer

Genomförd riskbedömning visar att uppenbara hälso- och miljörisker finns idag för både mark och byggnader inom f d Gusums bruk. Området är idag med hänsyn till föroreningsituation i mark och byggnader helt oanvändbart för något annat ändamål. All förändring av markanvändning kommer att öka exponeringen för föroreningar, både för människor och för djur. Riskbedömningen visar att bruksområdet idag är en källa till föroreningar som belastar Gusumsån. Förhöjda halter av brukstypiska ämnen har påvisats i ytvatten och sediment nedströms området. F d Gusums bruk har delats in i sex delområden baserat på fyllningens karaktär, föroreningsgrad och markanvändning. Följande kan konstateras för respektive delområde:

1. **Byggnaderna inom delområde 1**, vilka utgör uppenbara och akuta risker för människors hälsa och miljö. Hälsoriskerna är främst kopplade till olyckor (ras, fall etc.) men hälsovärdliga ämnen finns i byggnadsmaterialet. Byggnaderna samt fyllning och ledningarna under byggnaderna utgör idag en källa till föroreningar som belastar Gusumsån och nedströms sjöar (Byngaren och Strolången). Gusumsån och till viss del Byngaren är redan idag är påverkade av föroreningar typiska för f d Gusums bruk

(koppars, zink, tenn, bly, PAH och olja). Förhöjt upptag av koppar nedströms bruksområdet jämfört med uppströms har påvisats i kräftor, vilket har givit upphov till restriktioner för konsumtion. Dessutom finns uppenbara framtida risker för spridning av föroreningar vid ras. I och med byggnadernas förfall ökar risken för människors hälsa och miljö samt belastningen på Gusumsån. Med hänsyn till de uppenbara riskerna för människors hälsa och miljö bör åtgärder för byggnaderna prioriteras.

2. **Förorenade fyllningen kring och under byggnaderna samt tjärasfalten.** Halterna av metaller är höga och fyllningen utgör en uppenbar risk för miljön. De förhöjda halterna omöjliggör en återetablering av en fungerande markfunktion inom området, vilket bör eftersträvas i ekologiskt värdefulla och strandnära miljöer. Riskerna kommer att öka i framtiden med byggnadernas förfall och då den täckande asfaltens kvalitet försämras och nya förorenade områden blottläggs. Vidare är området en källa till föroreningsspridning till Gusumsån, främst via de ledningar och brunnar som finns i marken samt via dagvatten och grundvatten (endast zink). Den instängsling som finns idag utgör inte ett långsiktigt skydd för exponering, till exempel för högre stående djur. Mängden förorenad fyllning är störst inom detta delområde. Metallmängderna är mycket stora med cirka 30 ton koppar och 50 ton zink.
3. **Den norra slänten (delområde 3).** Fyllningen ligger idag blottlagd och de höga metallhalter utgör en uppenbar risk för människors hälsa och miljö. Den norra slänten är också en stor källa till föroreningsspridning till Gusumsån, via dagvatten, erosion och grundvatten (endast zink). Stabiliteten i utfyllnaden är inte tillfyllest och stora mängder metaller riskerar att rasa/skreda ut i Gusumsån, vilket kan leda till en stor belastning av metaller vid enstaka tillfällen. Föroreningsmängderna är mycket stora inom detta område, till exempel 30- 40 ton av koppar respektive zink.
4. **Den kontaminerade fyllningen i åbrinken (delområde 2).** Fyllningen närmast Gusumsån är en stor källa till föroreningsspridning idag via erosion, dagvatten, ledningar och grundvatten (endast zink). Inom vissa delar är stabiliteten inte tillfyllest och stora metallmängder riskerar att rasa ut i ån. Åbrinken är dessutom inte täckt med asfalt, vilket innebär fyllning med höga metallhalter ligger blottlagda. De höga metallhalterna innebär en risk för marklevande organismer. De förhöjda halterna omöjliggör en återetablering av en fungerande markfunktion inom området, vilket bör eftersträvas i ekologiskt värdefulla och strandnära miljöer.
5. **Asfaltsplanen (delområde 4).** Förhöjda metallhalter finns i fyllningen som innebär en risk för miljön. Dessutom finns tjärasfalt med förhöjda halter av PAH. De förhöjda halterna omöjliggör en återetablering av en fungerande markfunktion inom området, vilket bör eftersträvas i ekologiskt värdefulla och strandnära miljöer. Spridningen från detta område bedöms vara mindre jämfört med delområde 1-3. Området är inte beläget i direkt anslutning till ån och marken är hårdgjord, vilket betyder att den spridningsväg som är aktuell är via grundvatten. Dessutom är de lösta metallhalterna lägre jämfört med delområde 1-3. I framtiden finns en risk för spridning av föroreningar på grund av ras och skred.
6. **Busstationen (delområde 5).** Förhöjda metallhalter finns i fyllningen i enstaka prov som innebär en risk för markmiljön. Området är dock till stora delar iordninggjort och utgör idag ett parkområde. Spridningen av föroreningar till ån bedöms ske främst via löst i grundvattnet. Preliminärt bedöms bidraget vara litet från delområdet i förhållande till område 1-3.

7. **Värmecentralen (byggnaden, skorstenen och cisternen) samt de markförlagda cisternerna (delområde 6).** Olja har påvisats under värmecentralens golv. Risk finns för ökad spridning till marken i framtiden, både från byggnaden och från cisternerna. Föroreningshalterna i marken kring värmecentralen är inte förhöjda i samma utsträckning som övriga delområden. Området bedöms inte bidra till metallbelastningen på Gusumsån i samma utsträckning som övriga delar, då marken inte är belägen i direkt anslutning till ån samt att halterna i fyllning och grundvatten är låga.

Åtgärder inom f d Gusums bruk kommer automatiskt inte leda till att Gusumsån och Byngaren blir "rena". Detta beror på att det fortsatt finns flera landbaserade källtermer samt den diffusa föroreningen i naturlig mark (på grund av nedfall från rökgaser) som belastar Gusumsån med föroreningar. Däremot kommer åtgärder för bruksområdet att minska belastningen på ån och nedströms sjöar, idag och i framtiden.

9.6 Riskreduktion och åtgärdskrav

Riskbedömningen visar på ett tydligt åtgärdsbehov för byggnader och mark inom f d Gusums bruk. Det övergripande åtgärdsbehovet är de akuta riskerna för människors hälsa och miljö med byggnaderna samt att begränsa belastningen på Gusumsån. Bruksområdet är idag en källa till föroreningar för Gusumsån, vilket ses på tydliga påslag av brukstypiska ämnen nedströms området i både ytvatten och sediment. Tillskottet bidrar till att halterna i ytvatten och sediment är förhöjda i förhållande till miljöriktvärden (vattenlevande djur) samt motverkar att Gusumsån och Byngaren kan uppnå god ekologisk status enligt Vattendirektivet (bedömningsgrunderna överskrids idag). Vidare har förhöjt upptag av koppar i kräftor noterats nedströms bruksområdet. Baserat på delområdesindelningen och riskbilden har en prioriteringsordning upprättats avseende riskreduktionen för f d Gusums bruk:

1. **Byggnaderna.** Mest prioriterat att åtgärda är byggnaderna. Riskbilden är akut och uppenbar och en riskreduktion är nödvändig. Ur hälso- och miljörisksynpunkt bör samtliga byggnader rivas. För att senare även kunna åtgärda den kontaminerade fyllningen måste byggnaderna av praktiska skäl rivas.
2. **Brunnar, ledningar och markförlagda cisterner.** Slam i brunnar och ledningar är kontaminerat och utgör en betydande väg för spridning av föroreningar till Gusumsån. För att begränsa denna spridning bör slam avlägsnas och ledningarna pluggas igen i samband med åtgärder för byggnaderna. Vad gäller de två markförlagda cisternerna utanför värmecentralen är de inte rengjorda eller sandfyllda. Därför bör åtgärder prioriteras och vidtas i samband med åtgärder för byggnaderna. Eventuell oljeskadad jord kring cisternerna bör omhändertas i samband med arbetena.
3. **Fyllning inom delområde 1-3.** Av markområdena är fyllningen inom delområde 1-3 mest prioriterat att åtgärda. Den kontaminerade fyllningen inom delområde 1-3 utgör en risk för markmiljön (inom området) samt en källa för spridning till Gusumsån. Fyllningen i den norra slänten utgör även en risk för människors hälsa. Åtgärder för dessa delar innebär också att stora mängder förorenad fyllning och metaller avlägsnas. Uppskattningsvis finns cirka 90 ton koppar och 100 ton zink upplagrat i fyllningen inom delområde 1-3. Åtgärder bedöms vara motiverade. På grund av att höga koppar- och zinkhalter påvisats över praktiskt tagit hela detta område samt ställvis ända ned till naturlig mark, ska fyllningen avlägsnas. Detta inkluderar även fyllning under grundvattenytan, då höga lösta halter av zink påvisats i grundvattnet (utan åtgärd kommer spridningen av zink till Gusumsån fortgå). Även fyllning ut i Gusumsån ska omfattas av åtgärden då den bidrar till spridning via erosion i hög grad. Vid åtgärd bör främst visuella intryck användas för att säkerställa att fyllningen avlägsnats (dvs. att naturlig mark nåtts). Som haltkrav för ren botten föreslås generella miljöriktvärden för

koppar och zink (200 respektive 500 mg/kg). Med dessa åtgärdskrav möjliggörs även en återetablering av en fungerande markfunktion inom området, vilket är önskvärt då marken är belägen nära en skyddsvärd miljö (Gusumsån).

4. **Fyllning inom delområde 4-6.** För dessa områden är riskbilden inte lika tydlig som övriga delar. Föroreningshalterna i fyllningen är lägre och spridning bedöms endast ske diffust via grundvatten, vilket gör att belastningen på Gusumsån är förhållandevis liten. Mängden förorenad fyllning och metaller är dessutom mindre jämfört med delområde 1-3. Behovet av riskreduktion idag är därmed mindre jämfört med punkt 1-3 ovan. Osäkerheten består i om spridningen från dessa delområden kan öka i framtiden och därmed innebära en högre risk för miljö i Gusumsån.

10 Åtgärdsutredning

10.1 Avgränsningar och förutsättningar

Området är idag planlagt för industriområde motsvarande Naturvårdsverkets markanvändningsklass för mindre känslig markanvändning, MKM. Någon förändring av denna klassning är inte aktuell. Bostäder eller annan känslig användning planeras inte. Huvuddelen av området är idag inhägnat och används inte alls. Övriga delar används för bilparkering.

Syftet med de förslag på åtgärder som tagits fram är att de i olika grad skall reducera eller eliminera de naturvetenskapligt baserade risker som identifierats i riskbedömningen. Det finns dock även praktiska, ekonomisk och juridiska aspekter som måste beaktas vid den riskvärdering som föregår en ansökan till Naturvårdsverket. Av den anledningen måste flera olika åtgärdsalternativ finnas tillgängliga för att täcka upp de krav som slutligen kommer att ställas för en åtgärd.

Då en sanering av f.d. Gusums bruk i huvudsak kommer att finansieras genom statliga bidrag har åtgärdsförslagen utarbetats med Naturvårdsverkets grundläggande krav, principer och normer i beaktande. Detta innebär bl.a. att åtgärderna bör vara av engångskaraktär, de skall utföras så att den planerade markanvändningen begränsas så lite som möjligt samt att de skall tjäna som förebild för andra saneringsprojekt.

10.2 Förslag på övergripande åtgärds mål

Inom projektgruppen har följande åtgärds mål formulerats:

- ***Förorenade industribyggnader samt föroreningar i mark, sediment och vatten skall inte utgöra en risk för människors hälsa eller miljö.***
- ***Belastning av föroreningar från bruksområdet till Gusumsån och Byngaren ska minska väsentligt.***

I praktiken innebär målen att marken skall efterbehandlas så långt att en användning enligt stadsplanen inte innebär någon oacceptabel risk för människor och eller miljö.

10.3 Förslag på mätbara åtgärds mål

Mätbara åtgärds mål för efterbehandlingen utgår från naturvetenskapliga risker enligt följande:

- Byggnaderna i sig och de föroreningar som förekommer innebär uppenbara risker för människors hälsa och miljö. Då rivningsavfallet inte kommer att återfyllas finns inget behov av mätbart åtgärds mål för byggnader.
- Fyllnadsjorden uppvisar lokalt höga halter som inte går att avgränsa då haltfördelningen är slumpmässigt fördelad. För att uppnå önskad riskreduktion utan att risera lämna kvar massor med höga halter krävs att all fyllnadsjord schaktas ur ned till naturlig ren jord eller berg. Som mätbart åtgärds mål vad gäller resthalt i naturlig jord föreslås generella miljöriktvärden för koppar och zink, vilka är 200 respektive 500 mg/kg.
- För att uppnå önskad riskreduktion trots att förorenad fyllnadsjord lämnas kvar krävs att täckningens mäktighet möjliggör en återetablering av en för området naturlig markfunktion. En mäktighet på 0,7 m rekommenderas i liknande sammanhang. För att ha en säkerhetsmarginal sätts åtgärds målet till 1 m.
- Åtgärder skall vidtas för att minska löst och partikelbunden föroreningstranspor till Gusumsån. Då det både finns svårigheter att säkert kvantifiera dagens spridning från bruksområdet och vad som skulle kunna vara en acceptabel spridning i framtiden har inget mätbart åtgärds mål satts upp. En ytterligare komplikation är att bruksområdet är en av flera källor som belastar Gusumsån.

10.4 Åtgärdsalternativ

10.4.1 Principiell åtgärdsinriktning

Den fördjupade riskbedömningen visar att föroreningssituationen ger upphov till flera oacceptabla risker och behovet av riskreduktion är uppenbar. Mot bakgrund av identifierade risker har fem åtgärdsalternativ utarbetats baserat på följande åtgärdsteknik:

- *Administrativa åtgärder* omfattar både planrestriktioner, riktlinjer för exploatering och information till personer som vistas inom området. Syftet med sådana åtgärder är att hälsoriskerna skall begränsas samtidigt som markanvändningen skall kunna bibehållas.
- *Selektiv rivning av byggnader:* Gamla och förorenade byggnader kan utgöra en direkt hälsofara p g a fall- och klämskador samt genom direktexponering av förorenat byggnadsmaterial. Vidare kan en byggnad som förfaller innebära ett successivt ökat läckage till Gusumsån samt omöjliggöra sanering av mark och ledningar.
- *Geotekniska åtgärder längs med Gusumsån* så som strandskoning, släntjustering, avschaktning (avlastning) av släntkrön. Syftet är att minska eller eliminera risken för momentan spridning av förorening till ån p g a skred, ras eller kontinuerligt via erosion. För att minska risken för partikulär transport via inre erosion i massor närmast strandzonen (i synnerhet åren efter åtgärder) kan ett erosionsskydd försees med partikelfilter.
- *Selektiv schaktning och externt omhändertagande.* Den s.k. källtermen avlägsnas för att reducera eller helt eliminera miljö- och hälsorisker. Omfattningen på urgrävningen kan variera och bestäms av hur långtgående riskreduktionen skall vara och vilka framtida restriktioner som kan accepteras för planerad markanvändning. Beroende på bl.a. mängd, halt och typ av förorening kan massor antingen återfyllas, behandlas på plats eller transporteras till extern behandlingsanläggning.
- *Täckning* av ytor kan göras där förorening ligger fritt exponerat för människor, djur och för vind och vatten. Syftet är att minska risken för direktexponering av förorenade

partiklar och för erosion och frigörelse av förorening och vidare spridning till bl a Gusumsån. Vidare skall täckningen möjliggöra en återetablering av ett för området normalt växt- och djurliv.

För att uppnå en successivt ökad grad av riskreduktion kan ovanstående åtgärder kombineras samt omfatta olika delar av området.

Åtgärdsteknik som inte övervägts är jordtvätt. Motivet till detta är att när huvuddelen av föroreningen förekommer i flera fraktioner och som fast avfall är det ogynnsamt att försöka koncentrera föroreningen till enbart de minsta fraktionerna och därmed minska den totala avfallsvolymen. Om förutsättningarna finns är dock en grovsiktning av sten, block och andra inerta fraktioner (> 100-200 mm) idag praxis för att minska volymen.

10.4.2 Sammanfattning av åtgärdsalternativ

Genom att kombinera åtgärds teknik inom valda delar av området kan flera åtgärdsalternativ tas fram med successivt ökad grad av riskreduktion (ambitionsnivå). I Tabell 14 har fem alternativ med ökande ambitionsnivå ställts upp. För varje ambitionsnivå ökas generellt omfattningen på åtgärden och nya åtgärdsområden adderas. Med ökad ambitionsnivå ökar även åtgärds-kostnaden. Delområden som bedömts högprioriterade i åtgärds i alternativ 3, områden med lägre prioritet åtgärdas i de sista två alternativen.

Tabell 14 Förslag till åtgärdsalternativ med successivt ökande ambitionsnivå.

Alternativ	Omfattning (nr på delområde)	Miljökonsekvens
1	Byggnader (ovan grund) saneras och rivs (1)	Sannolikheten för exponering och ras i ån elimineras genom att källterm avlägsnas.
	Ledningar, brunnar under och i anslutning till byggnader saneras, grunder täcks (1)	Sannolikheten för exponering och spridning till ån reduceras genom att källterm avlägsnas eller täcks.
	Markförlagda cisterner saneras och sandfylls (5)	Sannolikheten för exponering och spridning till mark reduceras genom att källterm avlägsnas.
	Administrativa åtgärder (2-6)	Sannolikheten för exponering och spridning p g a intrång, okontrollerad exploatering och förfall etc. reduceras.
2	Som alternativ 1 <u>samt</u> :	
	Åbrinken grävs ut, släntjusteras, tryck-avlastning, partikelfilter och erosionsskydd (2)	Sannolikheten för spridning (ras, skred) elimineras. Sannolikheten för exponering reduceras. Källterm avlägsnas.
	Norra slänten grävs ut, släntjusteras, täcks och förses med erosionsskydd (3)	Sannolikheten för spridning p.g.a. ras och skred elimineras. Sannolikheten för direktexponering reduceras.
	Administrativa åtgärder för asfaltplan, busshållplatsen, värmecentralen (4-6)	Sannolikheten för exponering och spridning p.g.a. intrång, exploatering och förfall etc. reduceras.
3	Som alternativ 2 <u>samt</u> :	
	Grunder och marken under f d byggnader saneras (1)	Sannolikheten för exponering och spridning elimineras genom att källterm avlägsnas.
	Asfaltplanen och delar av busshållplatsen täcks (4,5)	Sannolikheten för exponering reduceras, spridning till ån minskar. Återetablering av växt-/djurliv möjlig.
	Grunder, mark vid värmecentralen saneras, markförlagda cisterner tas bort, oljeförorening grävs bort (6)	Sannolikheten för exponering och spridning reduceras genom att källterm avlägsnas.
4	Som alternativ 3 <u>samt</u> :	
	Förorenad fyllnadsjorden vid asfaltplanen och busshållplatsen grävs bort i stället för täckning (4,5)	Sannolikheten för exponering elimineras, spridningen till ån upphör genom att källterm avlägsnas.
5	Som alternativ 4 <u>samt</u> :	
	All förorenad fyllnadsjord kring värmecentralen grävs bort (6)	Sannolikheten för exponering elimineras, spridningen till ån upphör genom att källterm avlägsnas .

10.5 Åtgärdsteknik

10.5.1 Förutsättningar

Vid saneringen kommer stora mängder avfall genereras. Mängden av respektive avfallsslag beror av vilken *rivningsmetod* som används och graden av *separering* vid rivning och schaktning. Vilken metod och grad av separering som väljs beror i sin tur på:

1. Kommersiellt tillgänglig teknik
2. Praktiska förutsättningar att separera olika fraktioner (avfallsslag)
3. Miljövinsten med att separera i olika avfallsfraktioner
4. Hälsorisker på platsen vid separering
5. Ekonomiska incitament att separera i olika avfallsfraktioner

Att använda s.k. selektiv rivning av byggnader är idag branschpraxis och mer eller mindre styrt av lagstiftning när det gäller hantering av farliga byggnadsmaterial (FA-material) så som asbest, installationer med kvicksilver, PCB etc. Dessa avfallsfraktioner får inte blandas med övrigt rivningsavfall och måste därför först plockas bort (sorteras). Vad gäller förorenat byggnadsmaterial, t ex oljeskadad betong, puts och färg med höga metallhalter finns inte samma tydliga regelverk. En mer platsanpassad bedömning måste göras från fall till fall med beaktande av kriterierna 1-5 ovan. Samma förutsättningar gäller för förorenad jord där projektspecifika totalhaltsanalyser, laktester m.m. ligger till grund för bedömning av avfallsklass och lämplig behandlingsmetod, vanligtvis deponering för metallförorenat avfall. Styrande för bedömningen blir förordningen (2001:512) om deponering av avfall samt Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2004:10) om deponering, kriterier och förfarande för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall.

Grundläggande för den teknik och som valts nedan är att:

- Miljöeffekterna och hälsoriskerna under sanering skall vara så små/hanterbara
- Risken för felaktig hantering av förorenade massor skall vara liten
- Inerta och måttligt förorenade massor skall inte ta värdefull deponiresurs i anspråk
- Transporter skall i möjligaste mån minimeras

10.5.2 Selektiv rivning

Selektiv rivning av det som kallas FA-material ovan har betraktats som branschstandard och beskrivs inte ytterligare. Fokus ligger i stället på de platsspecifika förutsättningarna att riva och hantera betong och tegel då detta avfall utgör störst mängd och störst enskild kostnad. Stål och rent trä med positivt värde separeras och återvinns.

Betong i golv och pelare

Betong förekommer i bottenplattor, källare, golvbjälklag och pelare. Pelare och tak är ofta målade. Golven är omålade och kan lokalt vara mer eller mindre synligt missfärgade av mineralolja. En del prover visar även förekomst av PCB i oljan. Några oljeskadade golv har gjutits över med ren betong.

Uppskattningsvis 50 % av betongytan är målade med färg med höga metallhalter, främst zink och bly. Betong kan rivas utan separering och föreslås då hanteras som iFA. Den totala mängden metaller i rivningsavfallet är liten (medelhalten låg sett i en hel borrhärna) och laktester visar att lakningen är mycket liten och uppfyller kravet för att tas emot på en deponi för iFA. Omålade betong, utan synlig oljeförorening, kan laka bland annat kvicksilver och fluorid i sådan omfattning den inte kan deponeras på en deponi för inert avfall. Formellt sett är den dock ren och skulle därmed kunna klassificeras som inert. Sammanfattningsvis bedöms huvdelen av

betongen, med eller utan färg, kunna deponeras eller återanvändas som konstruktionsmassor på en deponi för iFA.

Om en myndighet eller avfallsanläggning har invändningar mot att ta emot målad betong på grund av höga metallhalter måste färgen blåstras bort. Arbetsinsatsen att separera färg är förhållandevis stor och arbetsmiljöriskerna och riskerna för spridning till omgivningen kräver omfattande skyddsåtgärder.



Figur 15 Målat betongtak (till vänster) och målad betongpelare (till höger).

Andelen oljeförorenad betong är förhållandevis liten. Eftersom den oljeskadade betongen förekommer fläckvis är det sannolikt tveksamt om det är miljömässigt motiverat och praktiskt lämpligt att fräsa bort olja. Oljeskadad betong antas därför separeras i hela bitar oavsett hur djupt oljan trängt ner. Då mängden olja i relation till betongen kan variera och lokalt innehålla PAH antas av försiktighetsskäl oljeförorenad betong klassas som FA, men kan sannolikt trots det deponeras på en deponi för iFA då både medelhalten och mängden olja är liten. Urlakningen av olja som trängt in i betong är generellt marginell.



Figur 16 Ren betong i golvplatta (till vänster) och oljeskadar golv och vägg i värmecentralen (till höger).

Tegel och invändig puts

En stor enskild avfallsfraktion vid rivning kommer att vara tegel. Merparten av allt tegel är rent med undantag av fläckvis oljeförorening. I princip alla innerväggar med tegel och lättbetong är dock putsad och målad, se Figur 17. Färgen innehåller höga metallhalter som lokalt även trängt in i putsen. Putsen verkar dock ha skyddat teglet från förorening.

Färgen sitter hårt på putsen medan putsen i sig generellt sitter löst på underlaget. På ett flertal ställen har putsen fallit ner och blottlagt underliggande betongsten- eller tegelvägg. Förutsättningen att kunna separera den förorenade putsen från tegel och betong bedöms av denna anledning god. På samma sätt som för separering (t.ex. blästring) av färg från betong krävs även här omfattande skyddsåtgärder. Efter sanering bedöms i stort sett allt tegel och lättbetong vara rent.



Figur 17 Flagad och målad puts på innervägg av lättbetong (vänster) och flagad och målad puts på innervägg av tegel (höger).

All inventering och sanering av FA material görs innan rivning av betong och tegel. Detsamma gäller eventuell separering av puts och färg. Utgångspunkten är dock att det skall vara miljömässigt motiverat och ekonomiskt rimligt att ta bort puts och färg.

Ledningar och andra installationer i mark

Inom området finns process- och avloppsledningar, brunnar och golvrännor som innehåller metall- och oljehaltigt sediment. Dessa installationer och sedimentansamlingar utgör potentiella källor och spridningsvägar till Gusumsån.

Ledningar, cisterner och brunnar slamsugs och spolats alternativt proppas eller sandfylls (cisterner). Är installationerna lätt åtkomliga tas de upp. Om mark i anslutning till installationer saneras tas alltid ledningar och brunnar upp. Mängden sediment och rörmaterial är i relation till annat avfall på området litet. Halter är dock överlag väldigt höga (sediment) och kan om inga skyddsåtgärder vidtas innebära stora momentana utsläpp vid t ex oförsiktig spolning.

10.5.3 Geotekniska skyddsåtgärder mot Gusumsån

Syftet med de geotekniska åtgärderna är att minska eller eliminera risken för spridning av förorening till ån genom skred, ras och erosion. För att förhindra direkta ras flackas slänter ut och förses med en erosionsbeständig yta (ytavrinning). Förorenade överskottsmassor grävs bort och körs till extern behandlingsanläggning.



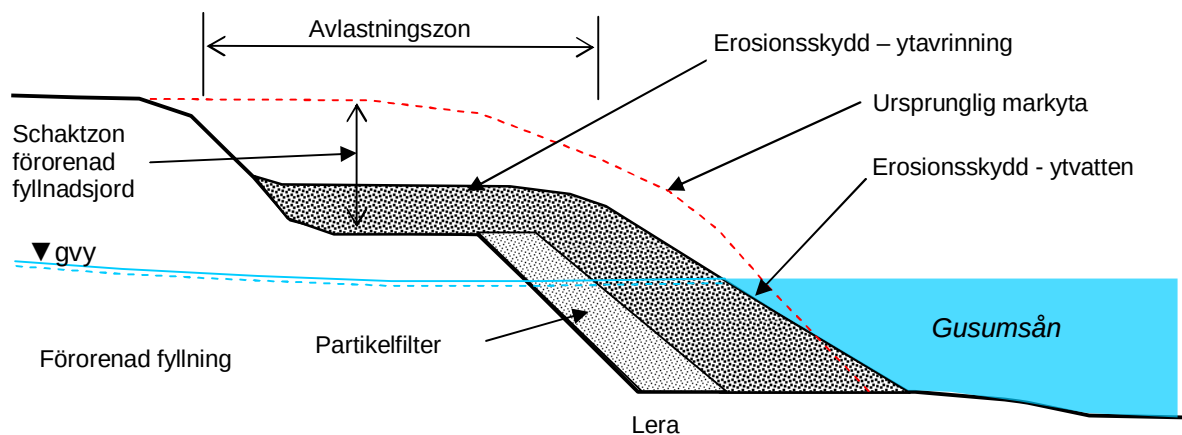
Figur 18. Förorenad fyllnadsjord i strandbrinken längs med asfaltsplanen och industriområdet är mer eller mindre fritt exponerad.



Figur 19. Förorenad fyllnadsjord i strandbrinken längs med busshållplatsen i söder är delvis täckt med ett vegetationslager.

Skred innebär att jordmassor rör sig längs en glidyta, vanligtvis i lera. I lera sker denna rörelse längs en cirkulär glidyta med en *pådrivande* sida och en *mothållande* sida. Åtgärder längs Gusumsån kommer sannolikt omfatta avlastning eller belastningsrestriktioner på den pådrivande sidan. Detta kommer sannolikt gälla åtminstone temporärt under åtgärd. Tryckbankar i ån vid den mothållande sidan bedöms mindre sannolikt då vattendraget redan idag har en begränsad genomströmningsarea och skridrisken längs åsträckan är måttlig under normal belastning.

För att förhindra partikulär spridning från strandbrinken via erosion anläggs ett erosionsskydd (strandskoning) med grov sten och block. För att förhindra partikulär transport av förorening i grundvattenzonen (inre erosion) som kan påverkas av nivåvariationer närmast ån kan strandskoningen förses med partikelfilter. Inre erosionen kan också försämra stabiliteten då strandbrinken urholkas. Partikelfilter utgör också ett skydd under åren efter en åtgärd då risken för inre erosion är som störst.



Figur 20. Principfigur för geotekniska åtgärder med syfte att minska risken för spridning via skred (tryckavlastning), erosions (stenskoning) och inre erosion närmast ån (graderat sandfilter).

10.5.4 Systematisk schaktning

Fyllnadsjord

Inom hela det som kallas f d Gusums bruk förekommer mer eller mindre förorenad fyllnadsjord. Föroreningen härstammar från processavfall, biprodukter och rivningsavfall som är mer eller mindre blandad i rena schakt- och sprängstensmassor. Den förorenade fyllnadsjorden bedöms endast till en mindre del ha påverkat den underliggande naturliga jorden.

Karaktéristiskt för förorenad fyllnadsjord är att områden med höga halter inte på förhand går att avgränsa då haltfördelningen är slumpmässigt fördelad. Skall åtgärds mål för acceptabla resthalter uppnås med tillfredsställande säkerhet måste all fyllnadsjord schaktas upp, siktas och kontrolleras (analyseras) systematiskt. Fyllnadsjorden vid f d Gusums bruk bör således schaktas ur systematiskt i enhetsvolym. Varje enhetsvolym grovsiktas och avskiljs på inert material i form av sten, betongstycken m.m. (100-200 mm). Sortering görs vanligtvis via en grovsikt som gör att enhetsvolymen homogeniseras och klassningen (provtagningen) därmed blir säkrare.

Lokalt förekommer tydligt avskilda skikt med avfall och rena bärlagermassor. Dessa skikt bör om utbredning och mäktighet bedöms tillräckligt omfattande schaktas ur och kontrolleras separat.



Figur 21. Foton på olika typer av fyllnadsjord förekommande inom f d Gusums bruk. Lokalt förekommer tydliga skikt som möjliggör en separering och förorenade massor redan vid schaktning.

Tjärasfalt

Tester och analyser har visat att det förekommer s k tjärasfalt på flera ställen inom bruksområdet. Tjärasfalt användes fram till 1973 och baseras på bitumen av tjära med höga halter av PAH:er. Tjära var en biprodukt vid gasframställning från stenkol.

För stadsmiljö har det under senare år utarbetats riktlinjer och praxis för hantering av tjärasfalt som påträffas vid markarbeten. Om de negativa miljö- och hälsoeffekterna kan garanteras bli små kan tjärasfalt med halter av PAH16 upp till 1 000 mg/kg TS användas för återfyllning. För aktuellt projekt rekommenderas dock att all tjärasfalt klassas som FA och körs till extern avfallsanläggning. Då erfarenheterna från platsen indikerar att det kan vara besvärligt att särskilja petroleumbaserad asfalt från tjärasfalt antas tillsvidare all asfalt utgöras av tjärasfalt.

Länsvattenhantering

En stor del av de förorenade fyllnadsmassorna ligger under grundvattenytan. Att avlägsna dessa just dessa massor är betydelsefullt då de kontinuerligt bidrar till en frigörelse av lösta grundämnen (speciellt zink) till grundvattnet. Schakt under grundvattenytan kan ske *med* eller *utan* länshållning. Om kontrollprovtagning skall ske i schaktbotten och grundvatten tränger in i gropan är det troliga att någon form av länshållning med tillhörande reningssteg för partikelbunden förorening kommer att krävas. Schakt under grundvattenytan i grov fyllning och nära ån kan innebära stora problem med länshållning varför schakt under grundvattenytan bör övervägas i dessa delar av området.

10.5.5 Täckning

När föroreningen ligger ytligt kan människor och djur som vistas på området direktexponeras och förorenade partiklar erodera eller frigöras (lakas ut) och spridas till Gusumsån. Ytligt belägen förorenade fyllnadsjord och kvarlämnade grunder efter rivning av industribyggnader försvårar eller omöjliggör dessutom en för området normal återetablering av växter och djur *på* och *i* de övre marklagren.

För att eliminera riskerna ovan kan områden med ytlig förorening förses med en skydds- och återetableringstäckning. Täckningen utförs förslagsvis i form av ett 1 m mäktigt lager bestående av morän eller likvärdigt material med god motståndskraft mot erosion (vind och vatten) varav de översta decimetrarna skall utgöras av mullhaltig jord för växtetablering. Mellan täckningen och den förorenade fyllnadsjorden läggs en geotextil för att minska omblandningen mellan lagren. För att anpassa täckningens höjd till omgivande mark alternativt kompensera för ökad last inom skredkänsliga områden närmast ån kan det bli aktuellt att kombinera täckningsinsatsen med viss urschaktning.

För en bibehållen och långsiktig funktion förutsätts att skyddslagret inte förtunnas eller avlägsnas. Ytan måste därför regelbundet genomgå översyn och eventuell användning av ytan kräver restriktioner, bl.a. för grävning. Förhållandena kan i detta avseende likställas med en sluttäckning på en deponi som också kräver både tillsyn och visst underhåll.

10.5.6 Återställningsarbeten

Efter urschaktning skall återställning ske till ursprunglig marknivå med jordmassor med god bärighet och beständighet, dvs. av moränkaraktär eller grus och sandblandningar. Lera, annat avfall eller jord med hög organisk halt (>10%) får inte användas. Packning skall ske i den omfattning som krävs med hänsyn till fyllnadsdjup och planerad markanvändning. Om ovanstående funktionskrav uppfylls bör utsorterade schaktmassor med halter under KM få användas för återfyllning på platsen.

10.5.7 Administrativa åtgärder

Administrativa åtgärder omfattar en lägsta grad av åtgärd utan fysiska ingrepp. Området dokumenteras med hänsyn till föroreningsförekomsten och beskrivs i detaljplanen som ett förorenat område med restriktioner för verksamheter. De restriktioner som i första hand bör vara aktuella vid f d Gusums bruk är:

- Återkommande information till verksamhetsutövare inom området för att säkerställa att de som regelbundet vistas inom område har kunskap om de risker som förekommer och hur de skall undvikas.
- Särskilda krav vid schaktarbeten inom området, främst vad det gäller kontroll av och omhändertagande av uppgrävda massor. Även anmälningsplikt vid schaktningsarbeten kan övervägas.
- Krav på underhåll av slänter och ytor så att dessa inte riskerar att rasa samman och därigenom förorsaka uppenbar hälsorisk eller ökat läckage från området.
- Restriktioner för upplag och omfördelning av jordmassor inom skredkänsliga områden närmast Gusumsån.

Administrativa åtgärder enligt ovan anpassas i art och omfattning till de åtgärder som utförs (alt inte utförs). Generellt gäller givetvis att ju mer långtgående åtgärder som utförts desto mindre omfattande restriktioner behövs.

10.6 Uppskattad avfallsmängd

10.6.1 Avfallsmassor efter rivning av byggnader

Som underlag för huvudstudien har omfattande inmätning och provtagning av byggnadsmaterial utförts i alla byggnader och i lokaler som kunnat beträdas utan hälsorisk. Baserat på detta arbete har mängder beräknats eller uppskattats (se bilaga 1). Fokus för detta arbete har legat på material som vid rivning kommer att generera stora avfallsmängder eller som på ett påtagligt sätt kan påverka rivningsteknik och slutlig åtgärds kostnad.

Generellt är byggnadsmaterialen måttligt eller mycket lite förorenade. Lokalt förekommer områden med oljespill samt brunnar, rännor och ledningar som förorenats av processlam med höga metallhalter. Väggar och tak invändigt har dock målats med färger med höga metallhalter, främst zink och bly, vilket var brukligt under denna tid. På grund av en viss osäkerhet om vilka anläggningar som får ta emot målade betong med höga metallhalter och i sådana fall priset för detta baseras kostnadskalkylen nedan på en separering av puts och färg på plats. Sanerad betong och tegel samt blästeravfall med färg och puts (FA) hanteras då separat.

FA-byggnadsmaterial i övrigt omfattas inte av denna mängduppskattning utan kommer att hanteras inom ramen för en traditionell FA-inventering i projekteringsfasen. Infrastruktur för FA-material i byggnader omfattas i dag av branschstandard och kostnader för slutlig inventering och sanering bedöms inte utgöra någon stor och avgörande kostnadspost i sammanhanget.

Tabell 15 Uppskattade avfallsmängder efter selektiv rivning av byggnader (ton).

Avfallstyp	Bedömd avfallsklass			Summa (ton)
	inert	iFA	FA	
Betong		6 600		6 600
Oljeskadad betong			1 000	1 000
Rent/sanerat tegel	6 400			6 400
Puts- och färgrester			350	350
Lättbetong		1 500		1 500
Slam, ledningar			140	140
Förorenat trä			10	10
Summa (avrundat)	6 400	8 100	1 500	16 000

Metall och rent trä (160 ton) betraktas som resurs som antas bli en 0-kostnad.

10.6.2 Avfallsmängder efter schaktning i fyllnadsjord

I tabellen nedan har uppskattade mängder avfall i mark sammanställts. Inom i stort sett hela området utom vid värmecentralen förekommer halter av framförallt zink och koppar slumpmässigt i nivåer över gränsvärdet för farligt avfall (Avfall Sverige, 2007). I norra slänten (delområde 3) är halterna generellt högst och farligt avfallsgränsen överstigs av flera ämnen, däribland bly. Baserat på analyser bedöms dock huvuddelen av fyllnadsjorden inom hela bruksområdet efter urschaktning teoretiskt klassas som iFA. Det är dock svårt att praktiskt göra denna uppdelning då halten och därmed avfallsklassningen beror av vilken enhetsvolym som väljs vid klassning. Det antas dock att en viss mängd jord med extremhalter kan avskiljas vid schakt (synliga skikt etc).

De laktester som utförts på fyllnadsjord visar dock att utlakningen generellt är låg och att huvuddelen av urschaktade jordmassor kommer kunna deponeras på en iFA-deponi.

Tabell 16 Uppskattade avfallsmängder efter systematisk schaktning och sortering (ton).

Avfallstyp	Hantering	Åtgärdsalternativ				
		Alt 1	Alt 2	Alt 3	Alt 4	Alt 5
Metallförorenad jord	iFA-deponi	-	7 500 ton	33 000 ton	57 000 ton	62 000 ton
Kraftigt metallförorenad jord	FA-deponi	-	5 400 ton	10 000 ton	10 000 ton	10 000 ton
Slam/sediment	FA-deponi	50 ton	100 ton	100 ton	100 ton	100 ton
Oljeskadad jord	Bio.beh.	-	-	900 ton	900 ton	900 ton
Tjärasfalt	FA deponi	-		2 000 ton	2 000 ton	2 000 ton
Summa avfall för extern behandling		50 ton	13 000 ton	45 000 ton	71 000 ton	75 000 ton
Utsorterad för återfyllning	Inert	-	-	3 000 ton	6 000 ton	7 000 ton
Total schaktmängd		50 ton	13 000 ton	48 000 ton	76 000 ton	82 000 ton

10.7 Hantering av avfallsmassor

10.7.1 Rivningsmassor

Genererat avfall vid selektiv rivning antas hanteras på följande sätt:

- Betong: Deponering (iFA-deponi) eller återanvändning på extern avfallsanläggning alternativt återanvändning som konstruktionsmassor vid avslutning av kommuns deponi *Toverum*. Färg på betongen kan innehålla höga metallhalter, men eftersom medelhalten i hela betongstycken blir låg och urlakningen obetydlig behöver sannolikt inte färgen avlägsnas. Återfyllning av ren betong vid saneringsplatsen kan bara bli aktuell för grunder och bottenplatta då övriga delar av byggnaderna kommer rivas och saneras före marken och något upplag av massor inte tillåts inom området.
- Sanerat tegel: Deponering (inert-deponi) eller återanvändning på extern avfallsanläggning eller återanvändning som konstruktions-/ sluttäckningsmassor vid kommuns deponi *Toverum*.
- Oljeskadad betong och tegel: Analyser har indikerat att förhöjda halter (spår) av PAH och PCB kan förekomma varför massorna bör hanteras som FA. Massorna bör dock kunna deponeras på en deponi för iFA då medelhalten blir mycket låg och urlakningen obetydlig.
- Rester av målad puts och färg: Hanteras som FA och körs för extern destruktions (förbränning) alternativt deponering på en deponi för FA.
- Sanerad lättbetong: Hantering som iFA och deponeras eller återanvänds vid en deponi för iFA alternativt återanvänds som konstruktionsmassor vid avslutning av kommuns deponi *Toverum*.
- Metall-/oljehaltigt slam, förorenade betongledningar: Hantering som FA och deponeras, eventuellt i kombination med avvattning och destruktions av oljehaltigt material.
- Metallförorenat (målat) trä: Termisk behandling (förbränning) som FA.

10.7.2 Avfallsmassor efter marksanering

Genererat avfall vid selektiv schaktning antas hanteras på följande sätt:

- Metallförorenad fyllnadsjord: Hanteras som iFA alternativt FA och deponeras på en deponi för iFA alternativt FA beroende på halter och urlakning.
- Oljeförorenad jord: Hanteras som iFA. Extern hantering på deponi för iFA, eventuellt i kombination med biologisk behandling.
- Tjärasfalt: Hanteras som FA och hanteras på lämpligt sätt vid extern behandlingsanläggning (sannolikt deponi). Kommer sannolikt innehålla stora mängder petroleum bunden asfalt.
- Utsorterad inert fraktion: Avser inert material (sten) eller lätt förorenad fyllnadsjord med halter under KM som kan användas som återfyllningsmassor efter marksanering.

10.8 Kalkylförutsättningar

Kostnadsberäkningar för sanering av förorenade områden är alltid mer eller mindre osäkra. Ofta hänger osäkerheten ihop med att projekten är stora grävsaneringar där 10 000-tals ton jord skall köras långa vägar för deponering. Även små avvikelser i antagna å-priser för schakt, transport och mottagning slår då hårt mot den totala kalkylen för projektet. Vidare ökar osäkerheten då det ofta är flera år från det att kalkylen upprättas till att saneringsentreprenaden handlas upp. Under denna tid kan både konkurrensläget, lagstiftning och myndigheters allmänna förhållningssätt till vald saneringsstrategi förändrats. Att "spika" budgeten så sent som möjligt innan ansökan minskar effekten av dessa osäkerheter något.

Å-priser för transport och mottagning av olika typer av biprodukter har uppskattats av Hifab Envipro med underlag av erfarenheter från liknande projekt samt via kontakter med flera avfallsmottagare. Avfallsmängder som kommer att genereras har beräknats eller uppskattats utifrån undersökningsresultat. Mängdberäkningar är i en del fall något mer osäkra, detta gäller t ex i områden där bergytan och fyllningens mäktighet varierar betydligt på korta avstånd samt under byggnader där kunskapsnivån är lägre. Mängden blandad fyllning som schaktas ur har beräknats per delområde genom att uppskatta ett medelvärde på mäktigheten. Målsättningen har varit att räkna realistiskt och konservativt utan att använda schablonmässiga påslag.

I Tabell 17 redovisas hur mängder etc. har beräknats samt de å-priser som använts vid beräkning av åtgärdskostnader. Vidare anges även en osäkerhetsbedömning för respektive parameter.

Tabell 17 Osäkerheter i kostnadskalkyl och antagna enhetspriser.

Post	Metod/å-pris	Osäkerhet/ betydelse
Mängder förorenat och rent rivningsavfall	Inmätning och mätning på ritningar	Liten
Mängder förorenat rivningsavfall	Inmätning, uppskattning utifrån ritningar samt uppskattat utifrån provtagningar	Måttlig
Mängder av förorenade fyllnadsmassor	Beräknat utifrån ritningar och fältobservationer	Måttlig
Andelen kraftigt förorenade fyllnadsmassor	Beräknat utifrån provtagningar och analyser delområdesvis	Måttlig
Rivnings- och saneringskostnader byggnader	Erfarenhet, kontakt rivningsentreprenör	Måttlig
Schaktning/miljöklassning/sikting	150 kr/ton	Måttlig
Återfyllning	75 kr/ton	Måttlig
Täckning	200 kr/m ²	Måttlig
Erosionsskydd med partikelfilter	8 000 kr/m	Måttlig
Transport & mottagning		
Sanerat tegel (inert deponi/konstruktion)	50 kr/ton	Stor
Sanerad betong (iFA deponi)	450 kr/ton	Stor
Metallförorenade jordmassor iFA-deponi	500 kr/ton	Måttlig
Metallförorenade jordmassor FA-deponi	800 kr/ton	Måttlig
Biologisk behandling	500 kr/ton	Måttlig
Tjärasfalt, färgavfall	1000 kr/ton	Måttlig
Skyddsåtgärder vid sanering	2 – 5 Mkr	Måttlig
Projektering, projektledning, tillstånd, miljökontroll under och efter åtgärd	2 – 6 Mkr	Måttlig

För rivningsavfall i form av betong och tegel finns en stor osäkerhet vad gäller mottagningsavgifter då avfallet är skattepliktigt (435 kr/ton) men befrielse kan ges om material under innevarande år kan användas som konstruktionsmassor på deponin.

I Tabell 18 redovisas uppskattade kostnader för respektive åtgärdsalternativ. Kostnaderna har avrundats till hela miljoner kronor (Mkr) och omfattar inga generella påslag för "osäkerheter". Osäkerheterna i ett sådant projekt är många och har delvis belysts ovan. Att ansätta en post för "oförutsett" kan ge en skenbar trygghet att alla tänkbara osäkerheter har beaktats i kalkylen.

Tabell 18 Uppskattade kostnader för de fyra åtgärdsalternativen (Mkr)

Moment	Åtgärdsalternativ (Mkr)				
	Alt 1	Alt 2	Alt 3	Alt 4	Alt 5
Rivning av byggnader	7	7	7	7	7
Omhändertagande av rivningsavfall	5	5	7	7	7
Marksanering inkl. återfyllning, klassning mm	-	11	40	59	62
Permanent skyddstäckning	1	1	1	-	-
Erosionskydd mot Gusumsån	-	2	2	3	3
Skyddsåtgärder under åtgärd	2	3	4	5	5
Projektering, projektledning, miljökontroll	3	4	7	8	8
Summa	18	36	68	89	92

10.9 Bedömning av åtgärdsalternativ

10.9.1 Bedömningskriterier

Följande utvärderingskriterier har använts vid bedömning:

- **Övergripande reduktion av miljö- och hälsorisker.** En kvalitativ bedömning av riskreduktion för respektive alternativ.
- **Begränsning i markanvändning.** Vilken begränsning kommer att finnas efter att åtgärden utförts. Vilka konsekvenser får det för stadsplaneringen och det långsiktiga underhållet etc.
- **Långtidsverkan och beständighet.** Kvarvarande riskbild efter åtgärd bedöms. Vad är möjligheten till tillförlitlig uppföljning och kontroll av åtgärds målen.
- **Reduktion av toxicitet, mobilitet och volym.** Kvalitativ bedömning av vilka farliga ämnen eller förorenade medier som lämnas kvar efter åtgärd.
- **Effekter i det korta perspektivet.** Värdering av påverkan på omgivningen och människor inom arbetsområdet under själva åtgärden.
- **Genomförbarhet.** Möjligheten att konstruera, utföra, driva, mäta underhålla de åtgärder som genomförs. Även möjligheten att behandla och omhänderta det uppkomna avfallet på externa anläggningar samt förutsättningarna för en lyckad miljöprovning bedöms.
- **Kostnad.** Engångskostnad, drifts- och underhållskostnad bedöms.

De fem åtgärdsalternativen har bedömts i enlighet med de kriterier som redovisats ovan, dels genom en semikvantitativ sammanställning i Tabell 19, dels i kommentarer nedan.

Tabell 19 Semikvantitativ utvärdering av åtgärdsalternativen.

Kriterium	Alternativ 1	Alternativ 2	Alternativ 3	Alternativ 4	Alternativ 5
Övergripande reduktion av miljö- och hälsorisker	Måttlig	Hög	Hög	Mkt hög	Mkt hög
Begränsning i markanvändning	Stor	Stor	Måttlig/liten	Liten/ingen	Ingen
Långtidsverkan och beständighet	Dålig	Måttlig	God	Mycket god	Mycket god
Reduktion av toxicitet, mobilitet och volym	Begränsad	Måttlig	Stor	Stor	Fullständig
Effekter i det korta perspektivet	Måttliga	Stora	Mycket stora	Mycket stora	Mycket stora
Genomförbarhet	Mycket god	God	Måttlig	Måttlig	Måttlig
Kostnader	18 Mkr	36 Mkr	68 Mkr	89 Mkr	92 Mkr

10.9.2 Alternativ 1 – Byggnader och administrativa åtgärder

Konceptuell beskrivning: Vid alternativ 1 saneras och rivs alla 6 byggnaderna ner till bottenplatta eller grund som lämnas kvar. Rivningen föregås av noggrann inventering och sanering av FA-material samt att allt löst avfall i byggnaderna avlägsnas. Sediment i ledningar, brunnar e t c i bottenplatta, under hus och mellan byggnader saneras på förorenat sediment och rivs eller proppas. Två markförlagda oljecisternen om 25 m² vid värmecentralen saneras och sandfylls. Att säkra kvarvarande grunder och ledningar är ett viktigt moment då det kan dröja tills eventuell marksanering utförs. I den omfattning grunder innehåller restförorening (t ex olja i betong) skyddas dessa ytor från exponering och erosion. Områdets inhägnad bibehålls och en grundläggande kontroll- och skötselplan upprättas för att upptäcka och åtgärda eventuella erosionsskador etc som skulle kunna öka spridning till Gusumsån i framtiden. Omfattningen på alternativet redovisas i plan i bilaga 2:1.

Övergripande riskreduktion: Miljö- och hälsorisker förknippade med byggnaderna reduceras väsentligt, så som exponering av förorenat byggansmaterial, direkt fall-/klämoyleckor, ras och spridning av förorenat byggnadsmaterial ner i ån. Spridning av förorening till ån minskar när slam och ledning som dränerar förorenat dag- och grundvatten saneras, avlägsnas eller proppas. Sannolikheten för att djur eller människor skall exponeras för ytlig förorening är i det korta perspektivet fortsatt måttlig p g a täckning och markrestriktioner. Sammantaget innebär alternativet en väsentligt minskad risknivå för människor och på sikt även för miljön i Gusumsån.

Begränsningar i markanvändning: Begränsad till mindre känslig användning (MKM) så som upplag förvaring av varor, utrustning etc. Exploatering (markarbeten byggnation kontor, lager) kan ske under förutsättning att risken för spridning från kvarvarande förorening i mark och grunder inte ökar och att stabiliteten närmast ån inte försämras. En sådan omställning är dock förknippad med omfattande skyddsåtgärder och väsentliga merkostnader.

Långtidsverkan och beständighet: Den långsiktiga riskreduktionen (>10 år) måste upprätthållas genom omfattande planrestriktioner och underhållsplaner.

Reduktion av toxicitet, mobilitet och volym: Volymen förorening i relation till mängden avfalls som stas bort är förhållandevis liten även om det lokalt förekommer mycket höga halter (färg, slam, oljeskadad betong). Den stora mängden förorening finns i fyllnadsjorden som lämnas kvar.

Risker under åtgärd: Risker under åtgärd kommer att utgöras av eventuell damning vid fräsning och bilning av ytbeläggning inne i byggnader, rivning av höga konstruktioner, i synnerhet i direkt anslutning till Gusumsån. Även rivningsarbetet direkt mot vägen kan utgöra en hälsorisk. Övriga risker vid rivning etc kan betraktas som normala arbetsmiljörisker i en rivningsentreprenad.

Genomförbarhet: Åtgärdsalternativet innebär till största del att etablerad och kalkylerbar teknik används. Alternativet innebär dock omfattande skyddsåtgärder, framförallt arbetsmiljö och skydd mot påverkan (ras) på Gusumsån. Åtgärder kräver sannolikt inte tillstånd utan bara en anmälan enligt Miljöbalken utöver rivningstillstånd och rivningslov.

Kostnad: 18 Mkr

10.9.3 Alternativ 2 – Byggnader, åbrink, norra slänten

Konceptuell beskrivning: Vid alternativ 2 utökas saneringen med både urschaktning av förorenade fyllandsmassor i åbrinken längs Gusumsån och i den norra branta slänten ner mot ån. Slanter flackas ut och förorenade massor körs till deponi för att eliminera risken för ras och skred. Erosionens närmast Gusumsån förhindras genom att anlägga erosionsskydd ner och under vattenytan samt partikelfilter mot inre erosion. Eftersom förorenade massor lämnas kvar bakom erosionsskyddet förses detta också med finpartikelfilter. Exponering och spridning från övriga ej sanerade delar av industriområdet, asfaltplan och panncentralen förhindras genom administrativa åtgärder. Omfattningen på alternativet redovisas i plan i bilaga 2:2.

Övergripande riskreduktion: Riskerna för spridning och exponering med förorenade fyllning i brant och instabila slanter i anslutning till Gusumsån elimineras. Detta tillsammans med att byggnaderna saneras och rivs gör att hälsorisker inom området i minskar väsentligt.

Begränsning i markanvändning: Markområdet kommer att kunna nyttjas för mindre känslig markanvändning (MKM), dvs. industriell verksamhet, lager, handel, kontor etc. Markarbeten, byggnation etc. kommer att vara reglerat i planprocessen. Den långsiktiga risknivån måste bibehållas med omfattande restriktioner.

Långtidsverkan och beständighet: Då förorenade massor avlägsnas och stabiliteten förbättras permanent närmast ån ökar den långsiktiga beständigheten på åtgärder betydligt. Den långsiktiga riskreduktionen (>50 år) måste upprätthållas genom underhållsplaner, dock i något mindre omfattning än för alternativt 1.

Reduktion av toxicitet, mobilitet och volym: Den potentiella mobiliteten av förorening kommer att reduceras markant genom en minskad erosion och ökad stabilitet. Mängden förorenade fyllnadsmassor kommer att minska med ca 20%, vilket dock bedöms vara de mest prioriterade massorna lokaliserade närmast ån.

Risker under åtgärd: Risker under åtgärd kommer utöver vad som beskrivits för alternativ 1 framförallt omfatta schakt i vatten (Gusumsån) geotekniska arbeten i branta slänter och nära åkanten.

Genomförbarhet: Åtgärdsalternativet innebär till största del att etablerad och kalkylerbar teknik används. Alternativet innebär dock särskilda skyddsåtgärder vid schakt i vatten och i branta slänter. Åtgärder kräver tillstånd enligt Miljöbalken för vattenverksamhet samt anmälan om arbete i förenad mark samt i övrigt vad som gäller för byggnader enligt alternativ 1.

Kostnad: 35 Mkr

10.9.4 Alternativ 3 – Urschaktning industriområdet, strandbrink, täckning asfaltsplanen

Konceptuell beskrivning: Vid alternativ 3 utökas saneringens omfattning, framförallt vad gäller urgrävning och extern behandling av förorenade fyllnadsmassor samt betong från grunder. All fyllnadsjord och grunder grävs ur inom industriområdet (delområde 1), samt cisterner och oljeförorenad jord vid värmecentralen (delområde 5). Dessutom förses asfaltsplanen med en skyddstäckning, eventuellt i kombination med viss urgrävning p.g.a. nivåanpassning eller tryckavlastning.

Övergripande riskreduktion: Det diffusa läckaget via grundvatten till Gusumsån från förorenade massor längs hela industriområdet (delområde 1) kommer på sikt att minska väsentligt och på sikt upphöra. Den måttliga risken för exponering och spridning till ån från asfaltsplanen, busshållplatsen och värmecentralen kommer att minska ytterligare och återetablering av ett för området normalt djur och växtliv möjliggörs för hela sträckan mot Gusumsån.

Begränsning i markanvändning: Markarbeten och exploatering måste begränsas inom asfaltsplanen, busshållplatsen och vid f.d. värmecentralen (MKM). Dessa begränsningar påverkar dock inte planerad markanvändning för asfaltplan då denna på sikt eventuellt skall omställas till park. För övriga delar av utredningsområdet kommer i inga begränsningar p g a markförorening föreligga (KM).

Långtidsverkan och beständighet: Då stora mängder förorenade massor avlägsnas och stabiliteten förbättras permanent närmast ån ökar den långsiktiga beständigheten på åtgärder ytterligare. Den långsiktiga riskreduktionen (>50 år) måste nu enbart i mycket begränsad omfattning upprätthållas genom restriktioner.

Reduktion av toxicitet, mobilitet och volym: Den potentiella mobiliteten av förorening kommer att reduceras markant genom en minskad erosion och ökad stabilitet. Mängden förorenade fyllnadsmassor kommer att minska väsentligt då 50-60% av de förorenade massorna åtgärdas. Diffust läckage kommer att minska i motsvarande omfattning.

Risker under åtgärd: Utöver de risker som identifierats och beskrivits ovan utgör framförallt transporter av förorenade massor en störning och hälsorisk. Transporter innebär olägenheter p.g.a. buller och vibrationer, utsläpp av växthusgaser samt direkt hälsofara i trafik.

Genomförbarhet: Åtgärdsalternativet innebär att etablerad och kalkylerbar teknik används. Omfattande transporter med förorenade massor på små vägar kan både vara en praktisk begränsning och skapa en allmän opinion mot projektet vid miljöprövningen. Åtgärder kräver tillstånd enligt Miljöbalken samt anmälan om arbete i förenad mark samt i övrigt vad som gäller för byggnader enligt alternativ 1.

Kostnad: 67 Mkr

10.9.5 Alternativ 4 – Urgrävning av all fyllnadsjord utom vid värmecentralen

Konceptuell beskrivning: Vid alternativ 4 grävs även all förorenade fyllnadsjord vid asfaltplanen och busshållplatsen ut och transporteras till extern deponi för iFA. Föroreningsgraden i detta område är något lägre än runt industribyggnaderna. Kostnadseffektiviteten mätt i sanerad föroreningsmängd per krona är följaktligen något lägre jämfört med t.ex. urgrävning av norra slänten och industriområdet där både halterna och risken för direktexponering och spridning är betydligt större.

Övergripande riskreduktion: Vid detta alternativ upphör på sikt även diffust läckage av metaller till Gusumsån från förorenad fyllnadsjord vid asfaltplanen och busshållplatsen. Även om läckaget bedöms måttligt jämfört med t.ex. norra slänten är mängden förorenade fyllnadsmassor mycket stor. Massorna är dessutom belägna på en lång sträcka (200 m) i anslutning till ån vilket gör att sannolikheten för ett tillskott av grundvattenburen förorening till ån är högst påtaglig.

Begränsningar i markanvändning: Inga föroreningsrelaterade restriktioner kommer att behövas för området med undantag för värmecentralen där vissa mindre restriktioner fortfarande blir aktuellt.

Långtidsverkan och beständighet: Då i princip all förorening avlägsnas från området kvarstår en mycket liten risk. Åtgärderna är av beständiga i det långa perspektivet.

Reduktion av toxicitet, mobilitet och volym: Åtgärden innebär att mer än 90% av de förorenade massorna åtgärdas genom urschaktning och externt omhändertagande. Enbart måttligt förorenad fyllnadsjord vid värmecentralen lämnas kvar vilket resulterar att föroreningsspridningen till Gusumsån på sikt i princip kommer att upphöra på sikt.

Risker under åtgärd: Schakt och transport kommer att bli den mest påtagliga hälsorisken under åtgärd (damning, trafik, buller, avgaser, vibrationer, psykisk hälsa). Då det är stora mängder avfall som skall transporteras kan åtgärdstiden räknas i år beroende på hur snabbt mottagningsanläggningar kan ta emot massor och antal lastbilar som används.

Genomförbarhet: Alternativet innebär en omfattande masshantering och många transporter av både avfall från platsen och rena massor för återfyllnad. Även om ingen bostadsbebyggelse direkt berörs av åtgärderna kan miljöprövningen bli kritisk p.g.a. olägenheter för Gusumsborna under åtgärden. Detta tillsammans med möjlighet att finna lämpliga deponier på rimliga avstånd bedöms som avgörande för alternativets genomförbarhet.

Kostnad: 87 Mkr

10.9.6 Alternativ 5 - Totalsanering

Konceptuell beskrivning: Vid alternativ 5 grävs även den förorenade fyllnadsjorden inom värmecentralen ut och transporteras till extern deponi för iFA. Föroreningsgraden i detta område är lägre än för övriga områden. Kostnadseffektiviteten mätt i sanerad föroreningsmängd per krona är följaktligen låg jämfört med t.ex. norra slänten och industriområdet.

Övergripande riskreduktion: Det slutliga diffusa läckaget av metaller via grundvatten till Gusumsån från förorenad fyllnadsjord kommer på sikt att upphöra helt. Läckaget av metaller från värmecentralen bedöms dock litet och sannolikt inte mätbart i Gusumsån. Osäkerheten ligger

där snarare i om det finns rester av olja i marken som inte upptäckts vid tidigare undersökningar.

Begränsningar i markanvändning: Inga föroreningsrelaterade restriktioner kommer att behövas för någon del av området.

Långtidsverkan och beständighet: Då all förorening avlägsnas från området kvarstår ingen risk och situationen kan följaktligen inte försämrats.

Reduktion av toxicitet, mobilitet och volym: Åtgärden innebär att i storleksordningen 75 000 ton mer eller mindre förorenade massor avlägsnas. I princip inga föroreningar lämnas kvar vilket resulterar att föroreningsspridningen till Gusumsån på sikt kommer att upphöra helt.

Risker under åtgärd: Schakt och transport kommer att bli den mest påtagliga hälsorisken under åtgärd (damning, trafik, buller, avgaser, vibrationer, psykisk hälsa). Med 50 tons lastbildekipage (bil med släp) blir det 3 000 transporter med avfall och återfyllningsmassor. Åtgärdstiden kommer att räknas i år beroende på hur snabbt mottagningsanläggningar kan ta emot massor och hur mycket maskiner och lastbilar som sätts in.

Genomförbarhet: På samma sätt som för alternativ fyra innebär detta alternativ omfattande masshantering och störning under åtgärder vilken kan komma att innebära en lång och komplicerad miljöprövning.

Kostnad: 90 Mkr

10.10 Uppdelning av alternativ i etapper

Alternativen ovan bygger på att addera nya delområden för att därigenom minska riskerna successivt. Varje delområde har en unik karaktär med varierande föroreningsgrad och fysisk karaktär. Delområden med hög föroreningsgrad och stora och uppenbara risker åtgärdas inom ramen för alternativ 3. Övriga delområden med en lägre föroreningsgrad eller med risker baserad mer på diffus spridning via grundvatten omfattas även av alternativ 4 och 5. Motiven för en sanering av dessa delområden, d v s asfaltsplanen, busshållplatsen och värmecentralen, baseras i högre grad på en bedömning att spridningen kan öka i framtiden och därigenom förorsaka betydligt större risker än idag. Om föroreningen lämnas kvar i dessa delområden är det därför särskilt viktigt att visa att riskerna inte ökar i det långa perspektivet.

För att kunna påbörja projektering och eventuellt sanering av de mest prioriterade delområdena utan att förlora tid kan projektet delas upp i två etapper enligt följande:

Etapp 1: Efterbehandlingsåtgärd inom delområde 1,2 och 3
Fördjupad utredning av delområde 4, 5 och 6

Etapp 2: Efterbehandlingsåtgärd inom alla eller några av delområdena 4, 5 och 6

Varje etapp kan genomgå separat ansökningsprocess, projektering och genomförande. Nedan beskrivs etappuppdelningen ytterligare.

Etapp 1

Byggnader: Etapp 1 för byggnader omfattar projektering, upphandling av saneringsentreprenör samt rivning av byggnaderna (alternativ 1). Detta arbete kan utföras separat från marksaneringen. Sannolikt är det inte heller samma entreprenör som utför arbetet. Samordningsvinsten med markentreprenaden är därmed inte så stor, d v s merkostnaden att enbart handla upp och driva denna etapp separat är marginell.

Mark: Etapp 1 omfattar urschaktning av mark under och invid byggnader, strandbrinken samt norra slänten. Denna del av etapp 1 förutsätter att byggnaderna saneras och rivs.

Utredning: Etapp 1 omfattar även fortsatta utredningar inom delområde 4, 5 och 6 för att fördjupa beskrivningen av de risker som föroreningarna inom dessa områden innebär på lång sikt om de inte åtgärdas. Med underlag av resultaten görs en bedömning om det är acceptabelt att lämna kvar aktuella föroreningar med eller utan skyddsåtgärder eller om de bör avlägsnas. Baserat på resultaten tas beslut om en ansökan om medel för efterbehandlingsåtgärder i etapp 2 skall lämnas in till Naturvårdsverket.

Etapp 2

Mark: Etapp 2 omfattar efterbehandlingsåtgärder inom något av delområdena 4, 5 och 6. För delområde 4 (asfaltsplanen) och 5 (busshållplatsen) kan det bli aktuellt med täckning eller urschaktning och externt omhändertagande med förlängt erosionsskydd söderut. För delområde 6 är enbart urschaktning av ett utökat område kring värmecentralen aktuellt.

Om åtgärder i etapp 1 utförs fullt ut som alternativ 3 och asfaltsplanen och delar av bussgaraget täcks utgörs merkostnaden i princip bara av de fördjupade utredningarna (0,5 Mkr).

Om åtgärder i etapp 1 utförs (utan täckning) och beslut sedan tas att även åtgärder i steg 2 skall utföras med en total urschaktning inom asfaltsplanen, busshållplatsen och värmecentralen (alternativ 4 eller 5) bedöms detta innebära merkostnader för:

- Fördjupade utredningar

- Utebliven samordningsvinst vid upphandling
- Dubbel etablering för entreprenören
- Kompletterande detaljschakt längs tidigare utlagt erosionsskydd och partikelfilter i samband med urschaktning och återfyllning innanför åbrinken.

Merkostnaden för detta har uppskattats till i storleksordningen 1-3 Mkr och är följaktligen marginell i sammanhanget.

Sammanfattningsvis innebär en uppdelning enligt ovan att projektmedel borde kunna sökas för efterbehandling innan slutligt ställningstagande tas för delområde 4, 5 och 6 vilket gör att projektet inte stoppar upp eller riskerar bli utan statlig finansiering. Den merkostnaden som en uppdelning i etapper innebär kan sannolikt kompenseras av att etapp 2 utförs mer effektivt efter en erfarenhetsåterföring från etapp 1.

11 Slutsatser och rekommendationer

På uppdrags av Valdemarsviks kommun har Hifab Envipro genomfört en fördjupad miljö- och hälsoriskbedömning och efterföljande åtgärdsutredning inom ramen för Projekt Gusums bruk (Bruksområdet). Utredningarna baseras i huvudsak på undersökningar utförda av konsulter upphandlade av kommunen.

Sammanfattningsvis visar riskbedömningen på flera uppenbara miljö- och hälsorisker som kommer att förvärras i framtiden om inte åtgärder utförs. Byggnader utgör en direkt hälsofara och hindrar sanering av mark. Förfallet av byggnader gör att belastningen på ån på sikt kommer att öka. Ras, skred och erosion av förorenad fyllning i anslutning till ån innebär en kraftig belastning på Gusumsån. Kontinuerligt diffust läckage av framförallt zink och koppar till ån kommer pågå under oöverskådlig tid. Markens föroreningsinnehåll omöjliggör en återetablering av ett för området naturligt växt och djurliv så som det präglas av närheten till Gusumsån.

I åtgärdsutredningen har fem åtgärdsalternativ med successivt ökande ambitionsnivå tagits fram. Det enklaste alternativet omfattar rivning av byggnader medan det mesta ambitiösa omfattar en fullständig sanering av området. Nedan kommenteras respektive alternativ:

- Alternativ 1 innebär att byggnader saneras invändigt och rivs, FA-material och sanerat och rent byggnadsmaterial tas omhand vid extern anläggning och återanvänds där så är möjligt. Grunder med källare, ledningar och brunnar saneras, proppas och täcks. Kostnaden för detta alternativ har bedömts till **20 Mkr** där en fjärdedel utgörs av omhändertagande av rivningsavfall. Efter denna åtgärd kvarstår alla risker förknippade med mark, d v s fortsatt spridning till ån och ingen förbättring för växter och djur i markområdena längs med ån (markfunktion). Åtgärden bedöms förhållandevis enkel, ingen omfattande provning krävs men åtgärdsmålen uppfylls bara till en mindre del.
- Alternativ 2 innebär att ytterligare åtgärder vidtas för att eliminera risken för faktisk spridning via erosion och risken för omfattande momentan spridning vid ras och skred. Föroreningarna längs hela åsträckan grävs bort, slänter och justeras så att de blir stabila och erosionsskydd och partikelfilter anläggs längs hela sträckan. Kostnaden för alternativ 2 har uppskattats till knappt **40 Mkr**. Alternativet omfattar flera olika åtgärder riktade mot de uppenbara risker som identifierats och bedöms därför vara ett mycket kostnadseffektivt alternativ trots att inte alla åtgärds mål uppfylls. Den diffusa belastning av lösta metaller via grundvatten som utgör en risk för växter och djur i Gusumsån kommer inte minska. Någon återetablering av växter och djur kan inte heller ske på stora delar av industriområdet och parkeringen. Då arbete kommer att ske i vatten måste miljötillstånd sökas vilket kan ta lång tid.

- Alternativ 3 motsvarar i stort alternativ 2 men inriktas dessutom på att minska (eliminera) spridning och återställa markfunktionen längs ån med omfattande urgrävning och täckning av marken under och runt byggnaderna samt nuvarande parkeringsyta i söder. Åtgärden bedöms uppfylla de övergripande mål som kommunen formulerat för områdets framtid. Totalkostnaden har uppskattats till ca **70 Mkr**. Merkostnaden för detta alternativ utgörs i huvudsak av kostnad för urschaktning och deponering av de kraftigt metallförorenade massorna under och runt industribyggnaderna. Alternativet kommer innebära mer omfattande schaktning och transport av avfall vilket innebär stor miljöpåverkan och olägenhet under åtgärd vilket i sin tur kan förlänga tillståndsprocessen om allmänheten har invändningar.
- Alternativ 4-5 innebär en i det närmaste total sanering av hela f d Gusums bruksområdet till en kostnad av ca **90 Mkr**. Även den förorenade fyllnadsjorden vid asfaltplan, busshållplatsen och värmecentralen grävs ur och transporteras till deponi för iFA. Alternativerna innebär att källan till diffust läckage till Gusumån avlägsnas (alternativ 4 innebär att måttligt förorenad fyllnadsjord lämnas vid värmecentralen). Efter åtgärd uppnås åtgärdsmålen med god säkerhet och framtida restriktioner blir små eller inte nödvändiga alls. Sammantaget bedöms dock riskreduktionen med den utökade urgrävningen var måttlig jämfört med alternativ 3 då belastningen från massorna till ån redan idag är relativt liten. Skillnaden mellan alternativ 4 och 5 är marginell och sannolikt inte mätbar.

Av de alternativ som utarbetats bedöms alternativ 2 var det mest kostnadseffektivt per krona, dock uppnås inte de mål som formulerats för f d Gusums bruk. Om hela f d bruksområdet öster om Bruksgatan saneras enligt alternativ 3 uppnås merparten av kommunens mål och i princip alla om alternativ 4 utförs. En totalsanering (alternativ 5) innebär dock att hela miljöskulden på land från den tidigare verksamheten på bruket åtgärdas och osäkerheterna om framtida ökade läckage från kvarlämnade massor helt försvinner.

Genom att dela upp projektet i etapper kan projektering och eventuellt åtgärder påbörjas samtidigt som konsekvenserna av att lämnas kvar förorenad fyllnadsjord utreds vidare. På detta sätt säkerställs att projektet kan genomföras och att inga oacceptabla halter och mängder av förorening lämnas kvar. Kompletterande utredningar kan också resultera i att ytterligare avgränsning och prioritering kan göras inom respektive delområden. Som en ekonomisk "nödbroms" i projektet kan då mindre prioriterade delar lämnas kvar om projektbudgeten riskerar att spricka. Denna möjlighet till flexibilitet måste då regleras i entreprenadkontraktet.

Som för så många andra marksaneringsprojekt är schakt, transport och deponering av jordmassor en kostnadsdrivande faktor, som om den bedöms fel innebär stora osäkerheter i den slutliga kalkylen. I aktuellt projekt är jorden i främst förorenad med metaller (zink, koppar, bly) och den organiska halten är generellt låg. Prisbilden för sådana material är idag relativt "mogen" och det är förhållandevis lätt att få ett rimligt dagspris. Prisbilden för rivningsavfall är mer osäker. Målad betong tas i en del fall emot på en iFA-deponi givet att lakningen är liten. Kan den användas som konstruktionsmassor och därmed skattebefrias blir kostnaden låg. Om däremot massorna måste tas omhand som FA och beskattas fullt ut blir mottagningskostnaden 3-4 ggr så hög. I kalkylen har antagits att tegel saneras före rivning och sedan tas emot vid en deponi för inert avfall och målad betong kan tas emot vid en deponi för iFA.

En del av kostnaderna för att ta emot rent och sanerat rivningsavfall (tegel och betong) skulle dock kommunen kunna ta som en del av återställningen av Toverumsdeponin. Materialet har goda egenskaper för terrassering, interna deponivägar m.m. Det rena rivningsavfallet skulle

dessutom kunna användas som sluttäckningsmaterial. Totalt rör det sig om ca 14 000 ton (ca 8 000 m³ krossad betong och tegel).

12 Referenser

Allren (2007a) Miljöteknisk undersökning och inventering med avseende på föroreningssituationen, av fastigheterna Gusum 6:156 och 5:253, Valdemarsviks kommun, oktober 2007. 2007-11-15.

Allren (2007b) Rivningsinventering av fastigheterna Gusum 6:156 och 5:253, Valdemarsviks kommun. 2007-11-08.

Avfall Sverige (2007) Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor. Rapport 2007:01.

CCME (2002) Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life.

CCME (2007a) Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health. September 2007.

CCME (2007b) Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. December 2007.

Envipro Miljöteknik (2007) Sammanställning av tidigare undersökningar och resultat från förnyad provtagning av sediment och ytvatten i Yxningen, Gusumsån, Byngaren, Byngsboån och Strolången. Våren 2007. Slutrapport 2007-11-22.

Envipro Miljöteknik (2008b) F.d Gusums bruk. Sammanfattning av kunskapsläget. Projektplan för kompletterande undersökning. 2008-06-03.

Envipro Miljöteknik (2008b) Projekt Gusum. PM – Kartering av tillflöden till Gusumsån. Slutrapport 2008-01-09.

Kulturbyggnadsbyrån (2009) Gusums bruk. Byggnadsteknisk inventering och värdering med förslag till bevarande.

Naturvårdsverket (2007) Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. Remissversion 2007. 2007-10-19.

Naturvårdsverket (2008a) Nya generella riktvärden för förorenad mark. www.naturvardsverket.se

Naturvårdsverket (2008b) Förslag till gränsvärden för särskilt förorenande ämnen. Stöd till vattenmyndigheterna vid statusklassificering och fastställande av MKN. Naturvårdsverket rapport 5799.

RAIS (2009) The Risk Assessment Information System. <http://rais.ornl.gov/>. Senast uppdaterad: 2009-01-14.

SGI (2008) Grundvatten och markundersökning i Gusums samhälle. Slutrapport 2008-02-12.

SGI (2009) Kompletterande mrkundersökning inför åtgärd på fd Gusums bruk.

SMHI (1994) Sveriges vattenbalans. Årsmedelvärden 1961-1990 av nederbörd, avdunstning och avrinning. SMHI Hydrologi Nr 49.

Sondera (2009)

Sweco (2009) Kompletterande dokumentation och provtagning i byggnader vid f.d Gusums bruk.

Valdemarsviks kommun (2009)

Växjö Tingsrätt (1996) Tillstånd att reglera sjön Yxningen samt att uppföra vattenkraftverk vid Ursäter och Hälla grop mm, Söderköpings, Valdemarsviks och Åtvidabergs kommuner, Östergötlands län. Dom nr DVA 31. Mål nr VA 12/95.

Yrkes- och miljömedicinskt centrum (2007) Miljömedicinskt riskbedömning med avseende på konsumtion av analyserade vegetabilier, fisk och kräftor från Gusum.

Sondera AB (2009) Kulturhistorisk byggnadsdokumentation

Valdemarsviks kommun (2009) PM Provtagningar utförda i egen regi