

Miljömedicinsk riskbedömning med avseende på konsumtion av analyserade vegetabilier, fisk och kräfter från Gusum



Foto: Ingela Helmfrid, vy över höjden norr om nya bruket vid Gräsdalen, maj 2005.

Yrkes- och miljömedicinskt centrum
Universitetssjukhuset
581 85 Linköping

Enheten för Epidemiologi och miljömedicin
Landstinget i Kalmar län
572 32 Oskarshamn

Linköping och Oskarshamn 2007-06-28

Utförd av:

*Yrkes- och miljömedicinskt centrum
Universitetssjukhuset
581 85 Linköping*

*Enheten för Epidemiologi och miljömedicin
Landstinget i Kalmar län
572 32 Oskarshamn*

Helmfrid Ingela, Biolog
Hällsten Anna-Lena, GIS-assistent
Ståhlbom Bengt, 1:e Yrkeshygieniker

Hellström Lennart, Överläkare

Innehållsförteckning

Sammanfattning	2
Uppdrag	4
Bakgrund	4
Områdesbeskrivning.....	5
Befolkning	5
Provtagning av vegetabilier och jord	6
Provtagning av fisk och kräftor	8
Resultat och utvärdering.....	8
Metaller i vegetabilier	8
Metallhalter i jord.....	15
Organiska ämnen i vegetabilier	18
Metaller i fisk och kräfta	19
PCB i fisk	23
PCB i kräftor	29
PAH i fisk.....	29
Exponerings- och hälsoriskbedömning	30
Samlad bedömning.....	38
Referenser.....	40
Bilaga 1	44
Bilaga 2	45
Bilaga 3	48
Bilaga 4	50
Bilaga 5	53

Sammanfattning

Lingon, blåbär, svamp, sallad, jordgubbar, potatis, fisk och kräftor har analyserats i Gusums samhälle och avrinningsystem med avseende på metaller, PAH, dioxin och PCB. Resultaten indikerar att områden kring det gamla och nya bruket fortfarande är påverkat av nedfallet från verksamheterna. Inom dessa områden innehöll vegetabilier förhöjda metallhalter, jämfört med vegetabilier odlade/plockade från icke kontaminerade områden. Inom två områden, provtagningsplats L1 (lingon) och K2 (kantareller) överstegs gränsvärdet för bly, vilket innebär att dessa inte får försäljas och inte bör konsumeras. Kantareller från provtagningsplatserna K1 (samma plats som L1) och K3 innehöll förhöjda halter av koppar och zink. Kantareller från provtagningsplats K4 innehöll förhöjda halter av kadmium men gällande gränsvärde för kadmium överstegs ej. Inom provtagningsplats L1 (LA) förekom även förhöjda zink- och dioxinhalter. Potatis från provtagningsplats PA innehöll också förhöjda dioxinhalter. PAH-halterna var mycket låga i samtliga prov.

Koppar och zink är essentiella metaller och behöver således finnas i kosten, men förhöjt intag av dessa metaller kan vara skadligt hos känsliga personer. Bly och kadmium är skadliga i lägre koncentrationer. Baserat på gränsvärdet för tolerabelt dagligt intag (TDI), normalt intag av exempelvis bly via övrig kost och uppmätta blyhalter i Gusumsområdet kan en vuxen person konsumera högst ca 0,5 kg lingon eller ca 0,5 kg kantareller, ett barn kan konsumera ca 0,1 kg lingon eller ca 0,1 kg kantareller från provtagningsplats L1 och K2, innan TDI-värdet för bly uppnås, vilket är stora mängder och kan inte anses som normal konsumtion. I Gusum förekommer blandningar av förhöjda föroreningar, vilket medför att rekommendationen för intagsnivån kan vara lägre för riskgrupper (gravida, små barn, kvinnor i fertil ålder). Det går inte att utesluta att metallerna och dioxinerna samverkar med varandra och förstärker varandras toxiska effekter som på sikt kan bidra till negativa hälsoeffekter, såsom nedsatt intellektuell kapacitet, fördröjd utveckling, beteendestörningar, hämrad blodbildning, njurpåverkan, cancer, påverkat immunförsvar. Dessa hälsoeffekter förknippas ofta med exponering för bly, kadmium och dioxin.

Sammantaget bedöms det ej föreligga någon ökad hälsorisk avseende dagens uppmätta metall- och dioxinhalter i vegetabilier från Gusumsområdet, vid normal konsumtionen. Riskgrupper bör särskilt undvika att regelbundet konsumera bär och svamp från påverkade områden i Gusum. Vi rekommenderar istället att man plockar bär och svamp i mindre påverkade skogsområden längre bort från bruksområdena. Vidare bör man skölja bär, frukt och grönsaker noggrant innan förtäring, då föroreningarna kan vara bundna till damm/jord som lagrats på dem.

Inom gamla bruksområdet och i närområdet kring de båda bruksområdena var jorden/marken kraftigt metallförorenad på vissa provtagningsplatser, vilket kan medföra att ett litet barn kan få i sig metaller när det stoppar smutsiga fingrar i munnen. Vissa barn har ett pica-beteende (äter jord). Små barn och barn med pica-beteende riskerar att få ett större intag av till exempel bly än rekommenderat TDI-värde. Man bör därför se till att dessa barn inte dagligen leker på förorenade platser. Alternativt bör man mer detaljerat undersöka jorden och sedan byta ut eller täcka över den jord som kan medföra stort föroreningsintag.

Fisken och kräftorna i Gusumsån och Byngaren är fortfarande påverkade av PCB-utsläppet som skedde år 1972 i Gusumsån, men halterna har minskat jämfört med tidigare. Vid 1977 års mätningar var halterna i abborre/gädda 100-500 gånger högre jämfört med abborre/gädda från

icke kontaminerade sjöar och vattendrag, provtagna under 1970-talet. Vid 1989 års mätningar var halterna 3-30 gånger högre jämfört med andra provtagningar i abborre/gädda från andra sjöar och vattendrag, vid samma tidsperiod. Provtagningar från år 2006 indikerade att halterna var 7-13 gånger högre än normalt i abborre/gädda från Gusumsån och Byngaren. I sjön Yxningen var PCB-halterna låga, vilket är normalt i mager fisk. PCB upptas inte lika lätt i mager fisk som i fet fisk, eftersom PCB är lipofilt och söker sig till fet vävnad.

Baserat på intagsberäkningar och gränsvärde för dioxinlika kongener och dagens uppmätta halter, finns ingen ökad hälsorisk, (cancer, beteendestörningar, försämrad inlärning, påverkan på immunförsvaret, låg födelsevikt) för vuxna med normalt intag av dioxin och dioxinlika PCB-kongener och normal konsumtion av fisk från Gusumsån och Byngaren. För riskgrupper, det vill säga personer med högt intag av dioxiner och dioxinlika PCBer (storkonsumenter av fisk, kött, mjölkprodukter), gravida och små barn finns ingen säker nivå. Mot bakgrund av detta bör främst riskgrupper undvika att konsumera fisken från Gusumsån till Byngaren. Detsamma gäller för kräftorna vars halter av både PCB och koppar i kräftsmöret ökar från Gräsdalen till Byngaren, såvida inte kräftsmöret undviks eller att hela kräftan konsumeras få gånger per år. Det är oklart om koppar och PCB kan samverka med varandra och orsaka toxisk effekt på människa.

Med undantag för ovan nämnda riskgrupper kan en viss konsumtion av fisk från Gusumsån och Byngaren tolereras om Livsmedelsverket generella kostråd följs: *Flickor samt kvinnor i barnafödande ålder kan konsumera abborre/gädda högst en gång/månad, men avstå från lever från lake. Gravida kvinnor ska avstå från att konsumera fisken. Övriga konsumenter kan konsumera fisken en gång/vecka.*

Uppdrag

Yrkes- och miljömedicinskt centrum (YMC) i Linköping har av Länsstyrelsen i Östergötland fått i uppdrag att utföra en utvärdering av innehåll av miljöföroreningar i vegetabilier, odlade/vildväxande i Gusums samhälle, samt av fisk och kräftor från vattendrag i Gusum. I utvärderingen ingår en exponerings- och hälsoriskbedömning av befolkningen i Gusums samhälle med omnejd, utifrån dagens uppmätta halter i vegetabilier, fisk och kräftor. Bedömningen baseras på provtagningar som utfördes under sommaren/hösten 2006 av dioxin, metaller och PAH i jord, metaller, PAH och dioxiner i grönsaker, potatis, bär och svamp, samt metaller, PAH och PCB i fisk och kräftor.

Bakgrund

I Gusums samhälle, beläget i Valdemarsviks kommun i Östergötland och längs Gusumsån har olika verksamheter förknippade med mässingstillverkning skett sedan mitten av 1600-talet. Gusums Bruk AB har haft en verksamhetsperiod från 1897 till 1988, då bruket lades ned. Verksamheten har främst bestått av tillverkning av koppar- och mässingsprodukter, metallegeringar och blytås. Vissa delar av denna produktion har bedrivits vidare i området av andra företag, även efter nedläggningen. Nu drivs ett smältverk på nya bruksområdet av Outocumpu Nordic Brass. Tidigare gick allt industriavloppsvatten från gamla bruksområdet, fram till 1970-talet, obehandlat ut i Gusumsån. Rening av ugnsgaser infördes år 1982. Från undersökningar utförda på 1970-, 80- och 90-talet har höga eller mycket höga halter av koppar (Cu), zink (Zn), bly (Pb) och kadmium (Cd) i markens förna och mårskikt noterats i ett flera km² stort område. Även i vatten, sediment, fisk, frukt, bär och grönsaker har förhöjda metallhalter uppmätts. Vid mätningarna på 1990-talet sågs även förhöjda halter av kvicksilver (Hg) i fisk. Efter provtagningarna på 1981 gick Hälso- och miljövårdsnämnden, i samråd med Livsmedelsverket, ut med rekommendationer till närboende, om att det var mindre lämpligt att äta vegetabilier inom en 3 km radie från bruket (Miljövårdsenheten, Länsstyrelsen i Östergötlands län 2003).

I början av 1970-talet skedde, av en olyckshändelse, ett omfattande utsläpp till Gusumsån av olja, från en gjutugn inom bruksområdet, innehållande stora mängder PCB. Något år senare muddrades ån och deponier av PCB-innehållande sediment byggdes upp i området. Vid upprepade mätningar sedan 1970-talet har höga eller mycket höga halter av PCB uppmätts både i ån och i sjöar längs avrinningssystemet samt i fisk. Fiskeförbud infördes år 1973 på grund av inrapporterade höga giftvärden i fisk från Gusumsån (Miljövårdsenheten, Länsstyrelsen i Östergötlands län 2003). Fiskeförbudet upphävdes år 1975 och ersattes med Livsmedelsverkets allmänna kostråd för fiskkonsumtion i Sverige. Det är oklart om även rekommendationer för konsumtion av vegetabilier upphävdes i samband med att Boliden AB tog nya prover (år 1991), då halter i undersökta grönsaker inte var förhöjda.

Länsstyrelsen har tidigare genomfört en förstudie av området och har nu utfört en huvudstudie med fördjupade undersökningar. Val av provtagningar har bestämts i samråd mellan ansvariga handläggare/utredare på Länsstyrelsen, SGI och YMC. SGI har ansvarat för provtagningen och sammanställt resultaten i en rapport (Gusumsprojektet – Undersökning av mark, fisk, kräftor och utvalda vegetabilier i och omkring Gusums samhälle 2007-02-09). Vår bedömning baseras på resultaten i sammanställningen. Provtagningarna har utförts av Sondera AB.

Områdesbeskrivning

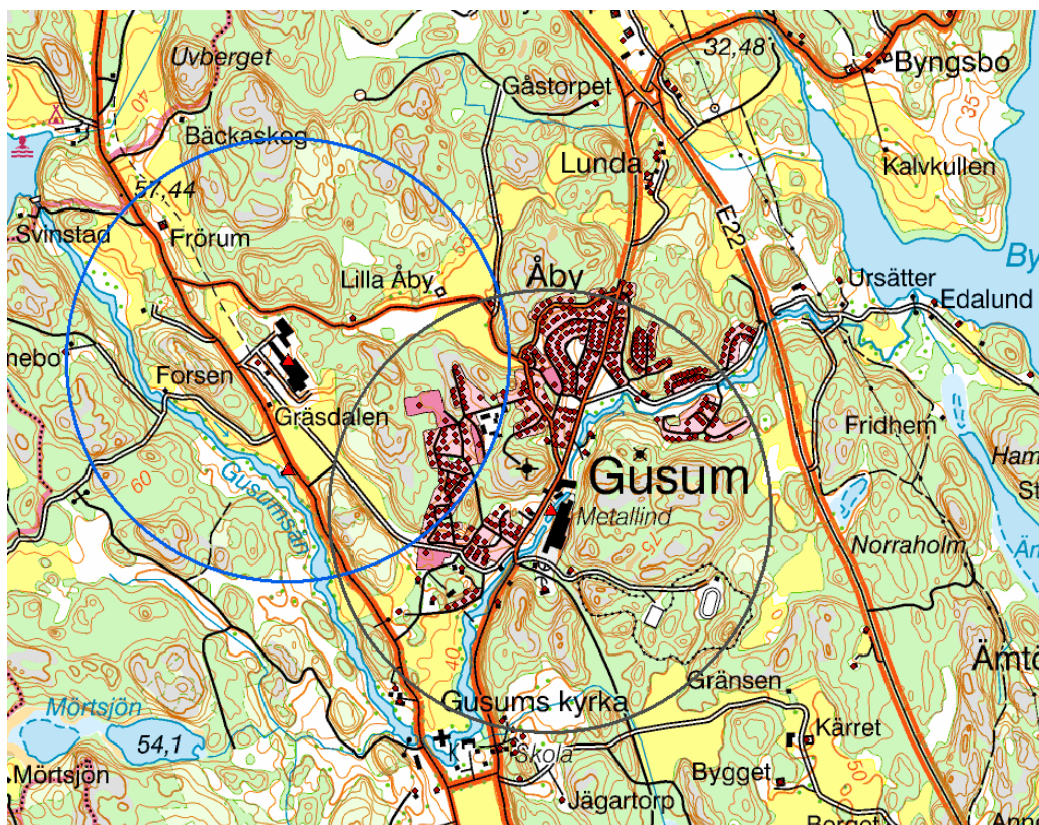
Gamla bruksområdet är beläget centralt i samhället, medan det nya bruket (Gräsdalen) är beläget ca 100 m väster om samhället. Höjderna i vindriktningen från bruket är fortfarande synligt påverkade av tidigare nedfall från brukens utsläpp (figur 1) och även närområden till de båda bruksområdena är fortfarande påverkade av verksamheten. Samhället omges av ett flertal skogsområden i varierande storlek. Även i samhället finns ett mindre skogsområde. Ca 600 m öster om samhället ligger E22:an.



Figur 1: Nedfall av luftföroreningar från det nya bruket i Gräsdalen har orsakat synlig påverkan av marken på höjderna i skogsområdet närmast fabriken (Foto: Ingela Helmfrid, maj 2005)

Befolkning

Det bor ca 1500 personer i samhället enligt 1998 års befolkningsuppgifter. Flertalet bor i villa och har egna trädgårdar. Flest personer bor kring det gamla i bruket (figur 2).



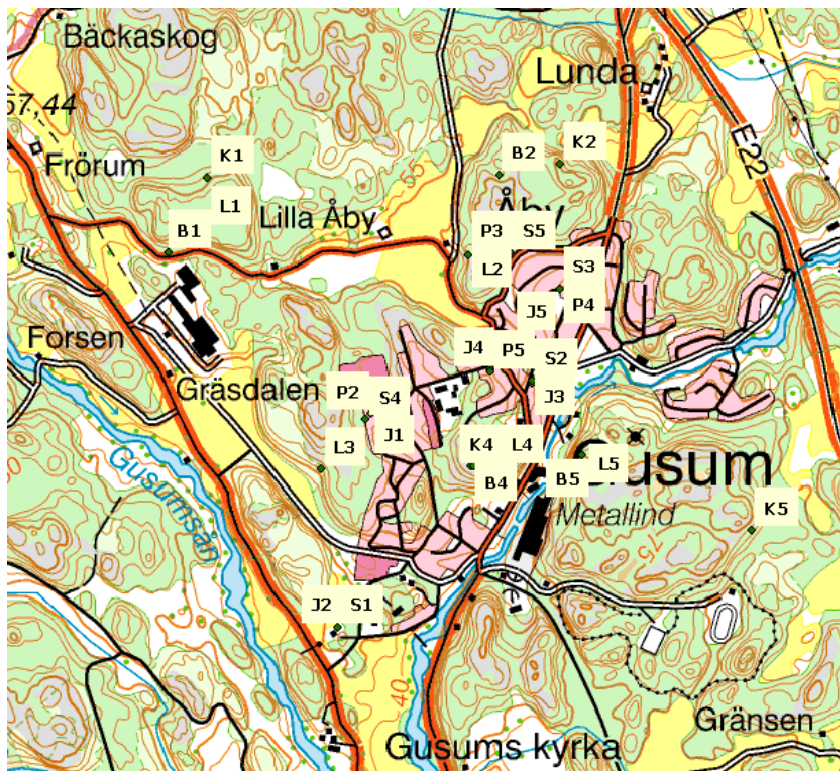
Figur 2: Blå cirkel markerar befolkningen inom 1 km från det nya smältverket, grå cirkel markerar befolkningen inom 1 km från det gamla bruket.

(© Lantmäteriverket. Ärende nr M2004/3854)

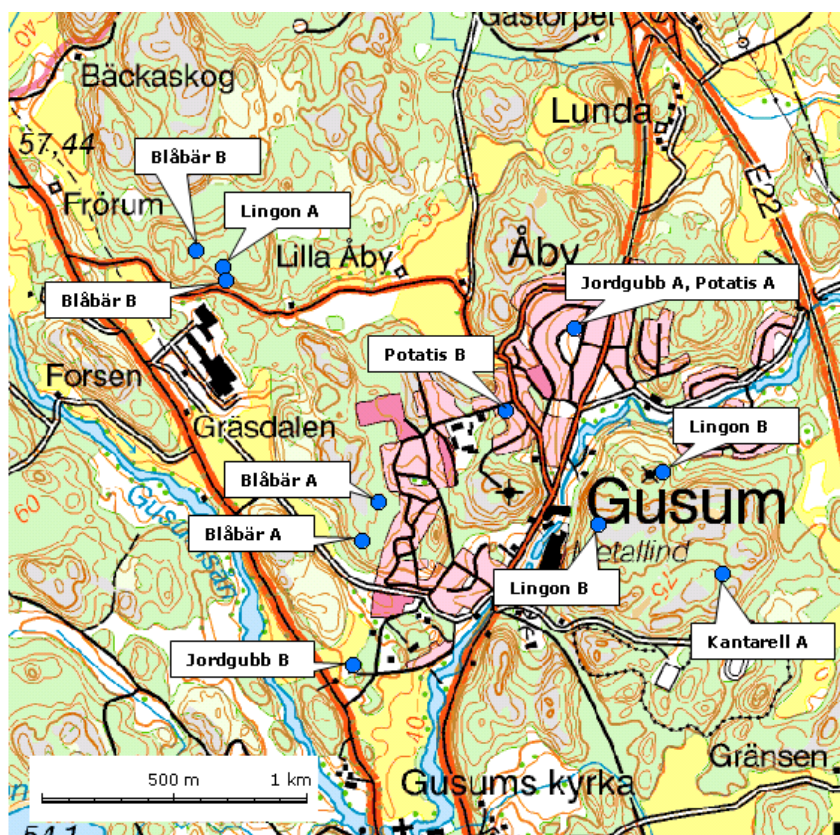
Provtagning av vegetabilier och jord

Provtagning har utförts enligt Undersökningsprogrammet daterat 2006-09-15. Albin Lindqvist, Sondera AB utförde provtagning av sallad, potatis, jordgubbar, lingon, blåbär och svamp. Ett korresponderande jord- eller markprov togs samtidigt. För grundligare redovisning av provtagning hänvisas till SGI:s rapport: Gusumprojektet – Undersökning av mark, fisk kräftor och utvalda vegetabilier i och omkring Gusums samhälle (2007-02-09).

Provtagningsmaterial bestående av lingon, blåbär, kantareller, jordgubbar, potatis, sallad insamlades in i och kring Gusums samhälle (figur 3-4). Frivilliga orsbor har ställt upp med provtagningsmaterial från egna trädgårdar och fiskeområden, vilket har gjort det möjligt att utföra undersökningarna.



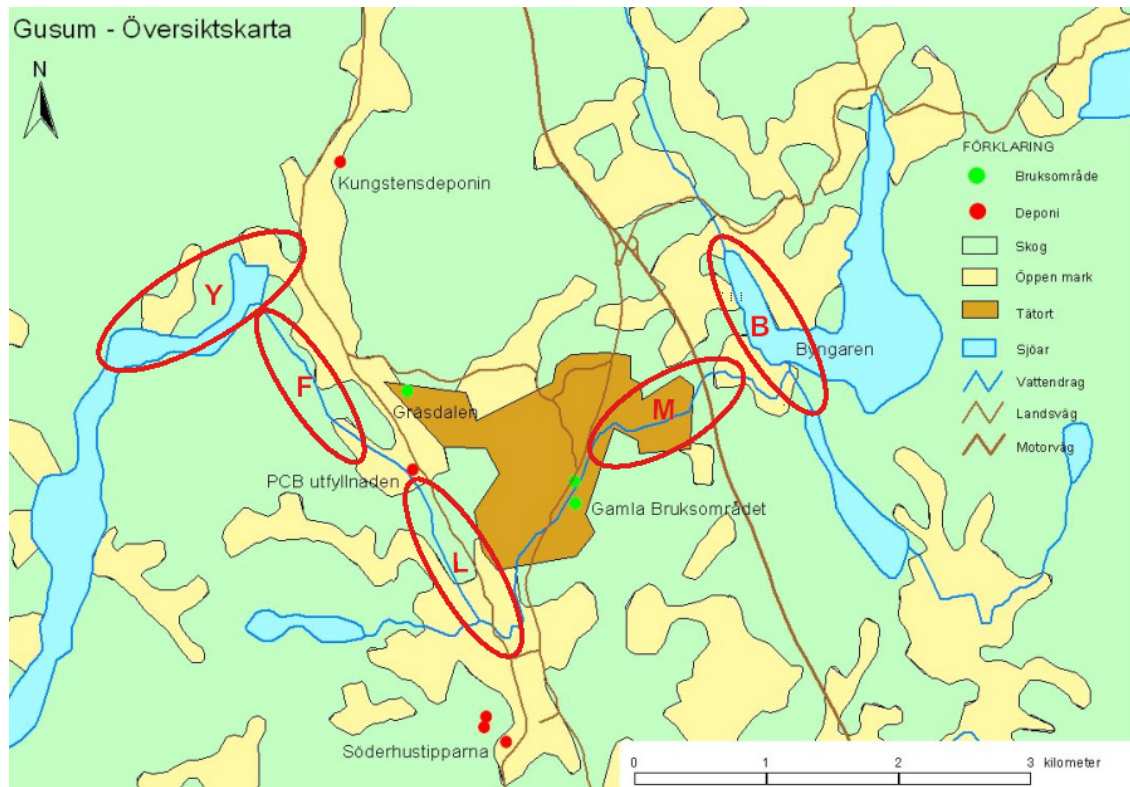
Figur 3: Provtagningsplatser för metaller i vegetabilier. Prov på jordgubbar (J1-J5), potatis (P1-P5), sallad (S1-S5), blåbär (B1-B5), lingon (L1-L5) och kantareller (K1-K5) har samlats in på markerade platser. Ett korresponderande jordprov har tagits från varje provtagningsplats.
 (© Lantmäteriverket. Ärende nr M2004/3854)



Figur 4: Provtagningsplatser för organiska ämnen i blåbär (Blåbär A-B), lingon (Lingon A-B), jordgubbar (Jordgubb A-B), potatis (potatis A-B) och kantarell (Kantarell A).
 (© Lantmäteriverket. Ärende nr M2004/3854)

Provtagning av fisk och kräftor

Provtagning av fisk och kräftor har genomförts i Yxningen, Gusumsån och i Byngaren. Provtagningarna har utförts av Kent Lindqvist, Sondera AB. Fiske av abborre och gädda har skett i Yxningen (Y), i Gusumsån inom områden efter Gräsdalen (nedströms tidigare PCB-utsläpp) ner till Kvarndammen (L), efter gamla Bruket ner till Ursätter Kraftstation (M) och i Byngaren (B). Kräftor fångades i Yxningen, Forsen (F) (Gusumsån uppströms PCB-utsläppet) och i område L och M i Gusumsån inom områden efter Gräsdalen ner till Kvarndammen. Angivna områden finns markerade på kartan (figur 5). För detaljerad information om provtagningsområden och fiske se SGIs rapport: Gusumprojektet (2007-02-09).



Figur 5: Markerade platser där abborre, gädda och kräftor fångades. Fångstplatserna var Yxningen (Y) (fisk, kräftor), Forsen (F) i Gusumsån (kräftor), Gusumsån – från Gräsdalen till Kvarndammen (L) (fisk, kräftor), Gusumsån – från gamla Bruket till Ursätters kraftstation (M) (fisk) och Byngaren (B) (fisk).

Resultat och utvärdering

Metaller i vegetabilier

Tidigare undersökningar av metaller i vegetabilier

Under 1970-talet påbörjades markundersökningar på grund av långvarigt stofnedfall (sedan 1900-talet) från Gusums bruk. Förhöjda halter av koppar, zink, bly och kadmium uppmättes år 1971 i förnan och mårskiktet (Miljövårdsenheten 2003). Misstanke om att lokalt odlade bär, frukt och grönsaker var ohälsosamma att äta på grund av stofutsläppen från bruket,

medförde att Hälso- och miljövårdsnämnden i Valdemarsviks kommun beslutade om en stickprovsundersökning av vegetabilier i Gusum, som genomfördes år 1980. Proverna skickades för analys till Statens Livsmedelsverks (SLV) laboratorium. Halterna av koppar, zink och bly i svamp, blåbär, lingon och sallad (tabell 1) var förhöjda.

Tabell 1: Uppmätta halter (mg/kg färskvikt) i vegetabilier i Gusums samhälle år 1980, n anger antalet prov (SLV 1980).

	Blåbär (n=1)	Lingon (n=2)	Sallad (n=1)	Blandsvamp (n=1)
Cd	0,009	0,003	0,018	0,30
Pb	0,42	0,10-0,15	0,38	2,1
Zn	9,6	6,3-6,6	9,0	44
Cu	5,7	2,6-3,7	3,9	36

Hälsovårdsnämnden informerade allmänheten via lokalpressen. Enligt bilaga till beslut 1980-11-13, bilaga till § 210, bedömde Livsmedelsverkets toxikologer att tillförseln av metaller till frukt och grönsaker sker genom pålagring. ”Reducering av metallförorening sker genom sköljning.” Svampar tar emellertid upp metaller genom näringsupptaget i marken. Boende i Gusum rekommenderades att skölja trädgårdsodlade växter före användning. Vidare rekommenderades att: ”Skogsplockning bör undvikas från växtplatser i närheten av Gusum.” ”Svamp som härrör från Gusumsområdet bör inte konsumeras” (Valdemarsviks kommun 1980-11-13, bilaga till § 210). Provtagningen gav för litet underlag för en säker bedömning av halten tungmetaller och spridningsområdets omfattning.

Hälso- och miljövårdsnämnden beslutade om en ny provtagning 1981-05-25 på grund av föregående års resultat och oron bland ortsbefolkningen. Statens Livsmedelsverk analyserade halten av kadmium, bly, zink och koppar i bland annat kantareller, blåbär, sallad och potatis (tabell 2).

Tabell 2: Uppmätta medelhalter (mg/kg färskvikt) i grödor i Gusums samhälle år 1981, n anger antalet prov (Carlsson 1981). Värden inom parantes anger max och minvärden.

	Blåbär (n=37)	Lingon (n=39)	Sallad (n=18)	Potatis (n=16)	Kantareller (n=5)
Cd	0,006 (<0,005-0,01)	0,006 (<0,001-0,008)	0,028 (0,01-0,08)	0,010 (<0,005-0,03)	0,039 (0,022-0,089)
Pb	0,10 (<0,1-0,26)	0,11 (<0,10-0,53)	0,20 (<0,1-0,79)	0,128 (<0,10-0,40)	0,396 (0,14-1,0)
Zn	2,45 (0,9-14,8)	4,41 (1,81-22)	5,97 (1,69-13)	3,77 (1,9-12)	13,6 (7,34-30)
Cu	2,13 (0,6-5,7)	2,26 (0,6-9,1)	27,3 (1,3-110)	5,55 (0,86-55)	9,36 (5,5-20)

År 1982 utfärdades lokala kostråd av Livsmedelsverket med anledning av förhöjda metallhalter i vegetabilier inom en mils radie från smältverket i Gusum. Halten av koppar och zink var förhöjda jämfört med vad som rapporterats i andra studier från Sverige, Danmark och Finland. Inom en radie av 3 km från smältverket, innefattande Gusums tätort, bedömdes det vara mindre lämpligt att konsumera odlade vegetabilier från området på grund av förhöjda koppar-, zink- och blyhalter (Valdemarsviks kommun 1982).

Miljö- och hälsoskyddsnämnden beställde en uppföljande undersökning av vegetabilier år 1988. Halten av koppar hade då sjunkit i sallad och maxhalten koppar och zink i kantareller hade sjunkit (tabell 3).

Tabell 3: Uppmätta medelhalter (mg/kg färskvikt) i vegetabilier i Gusums samhälle år 1988 (Lantbrukskemiska stationen 1988). Värden inom parentes anger max och minvärden.

	Blåbär (n=17)	Lingon (n=7)	Sallad (n=4)	Potatis (n=1)	Kantareller (n=4)
Zn	3,14 (0,98-14)	4,19 (1,6-15)	12,8 (11-14)	3,9	9,65 (8,4-12)
Cu	0,87 (0,6-1,3)	1,28 (0,72-4,1)	0,97 (0,52-2,0)	0,76	3,05 (1,0-5,2)

Boliden Gusum AB utförde en uppföljande undersökning år 1991 (tabell 4) inför planeringen av produktionsökning. Studien konstaterade att grönsakerna uppvisade normala metallhalter med avseende på koppar, zink, bly och kadmium vid jämförelse med Statens Livsmedelsverks angivna vanliga halter i livsmedel (Boliden Gusum AB 1992).

Tabell 4: Uppmätta medelhalter (mg/kg färskvikt) i vegetabilier i Gusums samhälle år 1991 (Boliden Gusum AB 1992). Värden inom parentes anger max och minvärden.

	Sallad (n=4)	Persilja (n=4)	Rödbetor (n=2)
Cd	0,038 (0,01-0,07)	0,0028 (0,02-0,04)	0,015 (0,01-0,02)
Pb	0,075 (0,03-0,13)	0,25 (0,19-0,31)	0,18 (0,11-0,25)
Zn	3,63 (0,9-6,5)	7,73 (3,9-12)	10,7 (7,3-14)
Cu	0,41 (0,10-0,68)	0,79 (0,56-0,99)	1,2 (1,0-1,4)

Bolaget ansökte år 1992 till Koncessionsnämnden för Miljöskydd i Stockholm för att utöka sin produktion och bilade sin undersökning till ansökan, där bolaget ansåg att det inte längre var erforderligt med kostrekommendationer med avseende på metallhalter i hemodlade grönsaker (Boliden Gusum AB 1992).

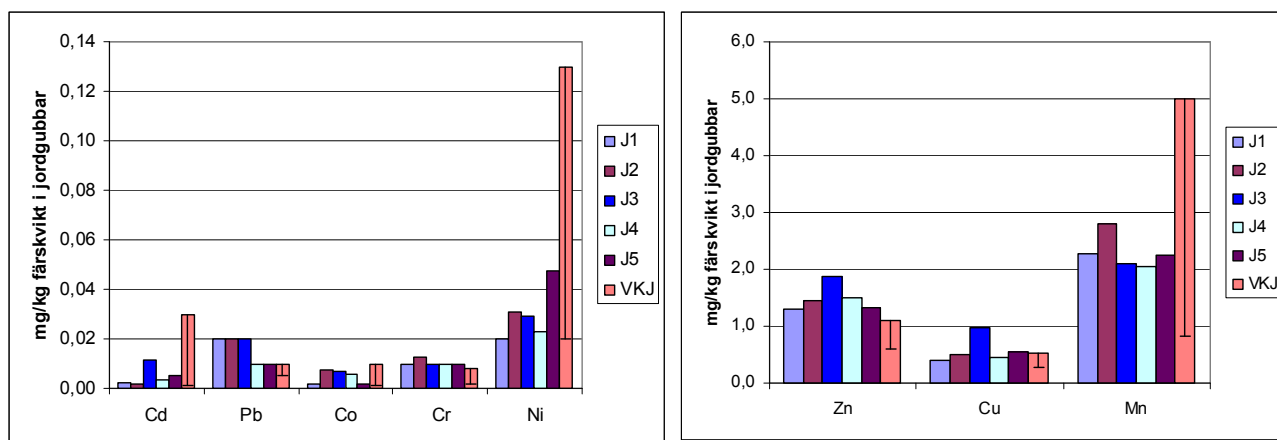
Undersökningar av vegetabilier år 2006

Länsstyrelsen i Östergötland och Valdemarsviks kommun har utfört fler undersökningar, med syfte att utreda riskerna för miljön och hälsan och behovet av saneringsåtgärder. Uppföljande undersökningar i vegetabilier har diskuterats i samråd med Yrkes- och miljömedicinskt centrum, Landstinget i Östergötland. Analys av metaller utfördes i blåbär, lingon, jordgubbar, sallad, potatis och kantareller. Resultaten presenteras i nedanstående diagram (figur 6-18) och i tabell 1 bilaga 1 och jämfördes med gällande gränsvärde för kadmium och bly (tabell 5) och vanliga halter i vegetabilier från Sverige (tabell 2 bilaga 1). Resultaten indikerade att zink- och kopparhalterna från Gusums samhälle ligger över vad som normalt brukar finnas i vegetabilier i Sverige. Kadmium- och blyhalter understiger gällande gränsvärden (tabell 5), med undantag för bly i lingon i provtagningspunkt L1 (figur 12) och bly i kantareller i provtagningspunkt K2 (figur 17) (se även figur 3).

Tabell 5: Gränsvärden mg/kg färskvikt (Kommissionens förordning (EG) nr 466/2001)

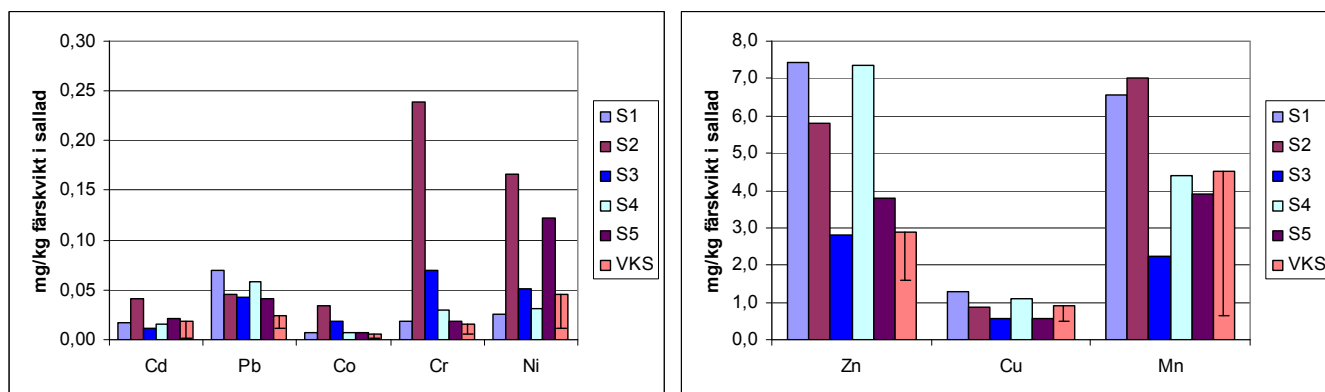
	Bär	Bladgrönsaker	Potatis (skalad)	Svamp (odlad)
Cd	0,05	0,2	0,1	0,2
Pb	0,2	0,1	0,1	0,3

Bly- och zinkhalterna var högre i jordgubbar från vissa provtagningsplatser i Gusum, jämfört med vad som har uppmätts i odlade jordgubbar i Sverige (Jorhem & Sundström 1993), medan kadmium, nickel- och manganhalterna var lägre än normalt (figur 6-7).



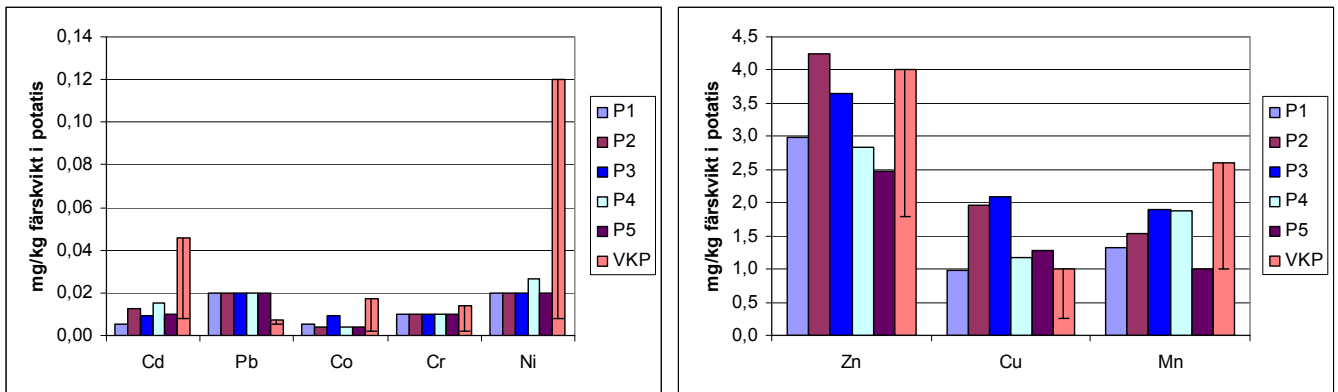
Figur 6-7: Uppmätta halter (mg/kg färskvikt) av kadmium (Cd), bly (Pb), kobolt (Co), krom (Cr), nickel (Ni), zink (Zn), koppar (Cu) och mangan (Mn) i jordgubbar från provtagningsplatserna J1-J5 i Gusums samhälle år 2006. VKJ anger vanliga metallhalter i jordgubbar odlade i Sverige (Jorhem & Sundström 1993). Värdet i denna stapel visar max- och minvärden för respektive metall.

Bly-, kobolt-, krom-, nickel- och zinkhalter i sallad var högre på flera provtagningsplatser jämfört med uppmätta halter i sallad odlad i Sverige (Jorhem & Sundström 1993). Kadmium-, koppar- och mangan var förhöjda på ett par provtagningsplatser (figur 8-9).



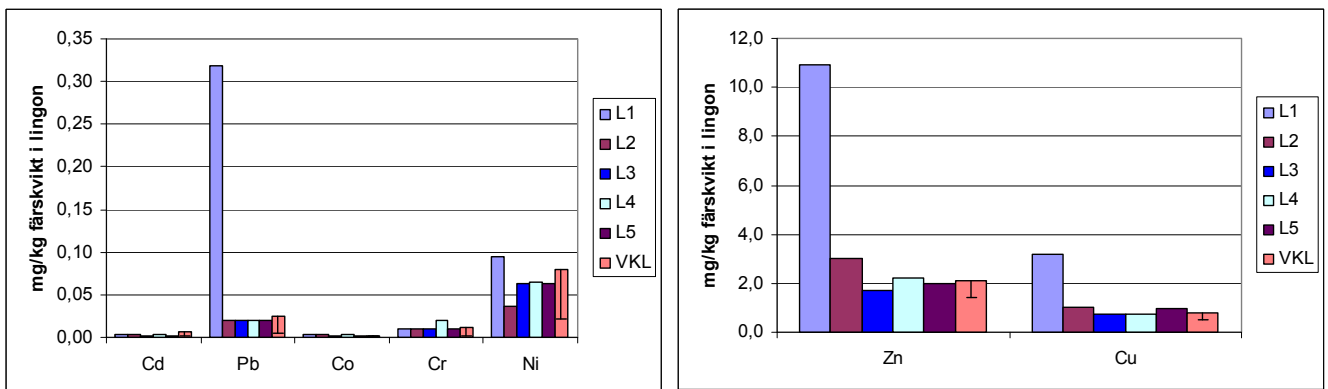
Figur 8-9: Uppmätta halter (mg/kg färskvikt) av kadmium (Cd), bly (Pb), kobolt (Co), krom (Cr), nickel (Ni), zink (Zn), koppar (Cu) och mangan (Mn) i sallad från provtagningsplatserna S1-S5 i Gusums samhälle år 2006. VKS anger vanliga metallkoncentrationer i sallad odlad i Sverige (Jorhem & Sundström 1993). Värdet i denna stapel visar max- och minvärden för respektive metall.

Koppar var den enda metallen som var förhöjd i flera potatisprover från Gusum jämfört med uppmätta halter i potatis odlade i Sverige (Jorhem & Sundström 1993). Bly detekterades inte i potatis. I Jorhem & Sundströms studie var detektionsgränsen för bly lägre än i proverna från Gusum, därför är stapeln lägre än övriga (figur 10-11).



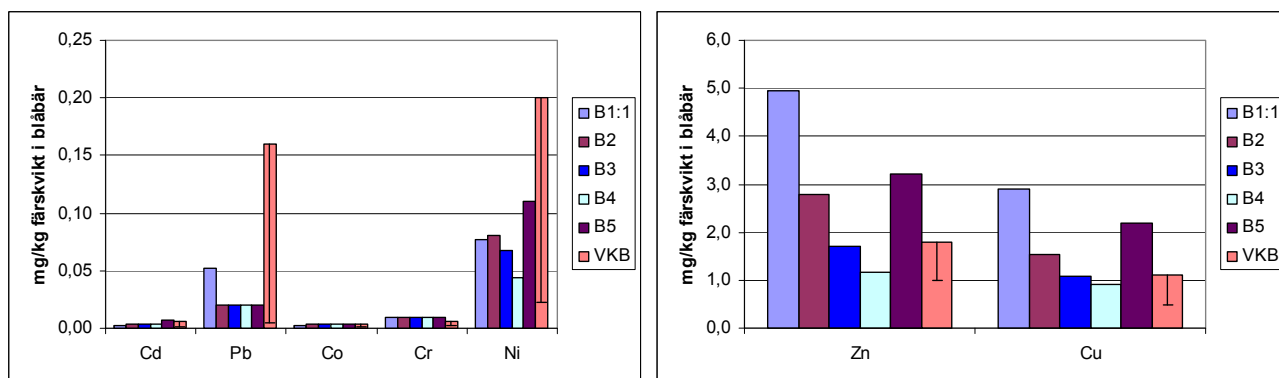
Figur 10-11: Uppmätta halter (mg/kg färskvikt) av kadmium (Cd), bly (Pb), kobolt (Co), krom (Cr), nickel (Ni), zink (Zn), koppar (Cu) och mangan (Mn) i potatis från provtagningsplatserna P1-P5 i Gusums samhälle år 2006. VKP anger vanliga metallkoncentrationer i potatis odlad i Sverige (Jorhem & Sundström 1993). Värdet i denna stapel visar max- och minvärden för respektive metall.

Gränsvärdet (0,2 mg/kg färskvikt) för bly i lingon överstegs på provtagningsplats L1. Bly-, zink- och kopparhalterna i lingon från provtagningsplats L1 var mycket högre än vad som normalt finns i lingon plockade i Sverige (Jorhem & Sundström 1993). Även nickelhalten var något högre i L1 och zink vid L2. På övriga provtagningsplatser var metallhalterna inom normalvariationen (figur 12-13).



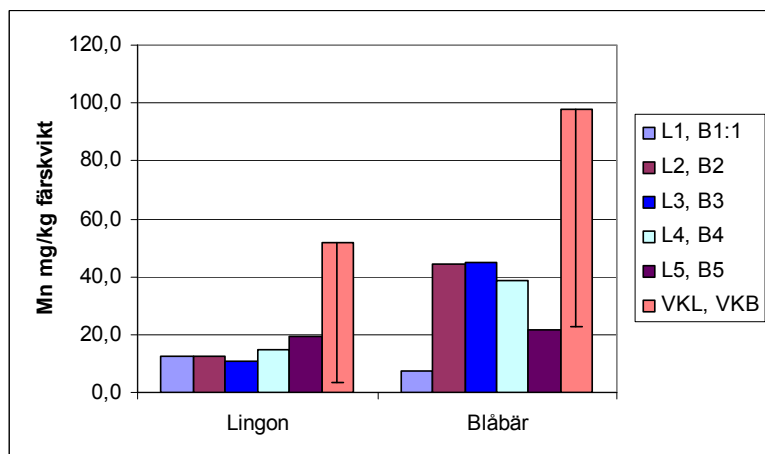
Figur 12-13: Uppmätta halter (mg/kg färskvikt) av kadmium (Cd), bly (Pb), kobolt (Co), krom (Cr), nickel (Ni), zink (Zn) och koppar (Cu) i lingon från provtagningsplatserna L1-L5 i Gusums samhälle år 2006. VKL anger vanliga metallkoncentrationer i lingon plockade i Sverige (Jorhem & Sundström 1993). Värdet i denna stapel visar max- och minvärden för respektive metall.

Endast koppar- och zinkhalter från tre provtagningsplatser (B1:1, B2, B5) översteg vad som normalt finns i blåbär (Jorhem & Sundström 1993) (figur 14-15).



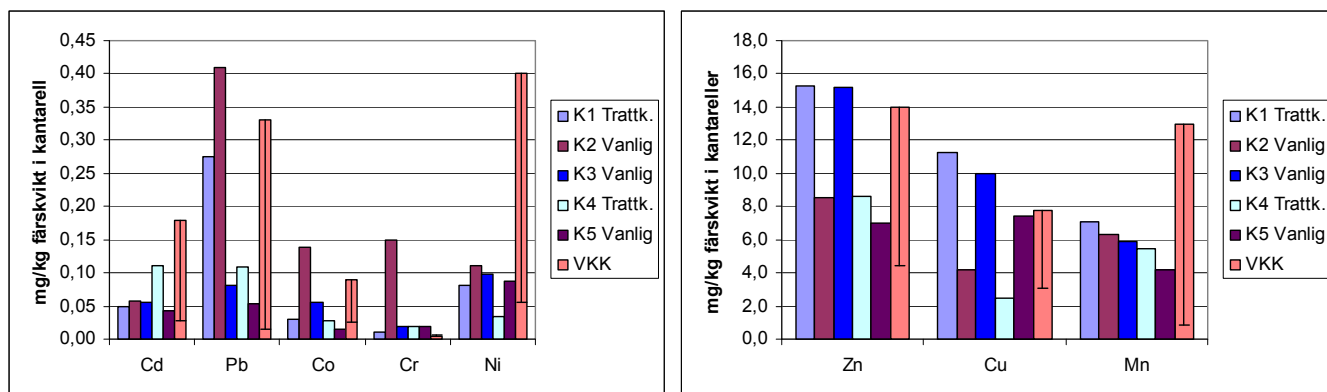
Figur 14-15: Uppmätta halter (mg/kg färskvikt) av kadmium (Cd), bly (Pb), kobolt (Co), krom (Cr), nickel (Ni), zink (Zn) och koppar (Cu) i blåbär från provtagningsplatserna B1:1-B5 i Gusums samhälle år 2006. VKL anger vanliga metallkoncentrationer i blåbär plockade i Sverige (Jorhem & Sundström 1993). Värdet i denna stapel visar max- och minvärden för respektive metall.

Mangan kan förekomma i relativt höga halter i blåbär och lingon. I Gusum var halterna inom normalvariationen (figur 16).



Figur 16: Uppmätta halter (mg/kg färskvikt) av mangan (Mn) i lingon och blåbär från provtagningsplatserna L1-L5 och B1:1-B5. VKL och VKB anger vanliga koncentrationer i lingon respektive blåbär (Jorhem & Sundström 1993). Värdet i denna stapel visar max- och minvärden för respektive metall.

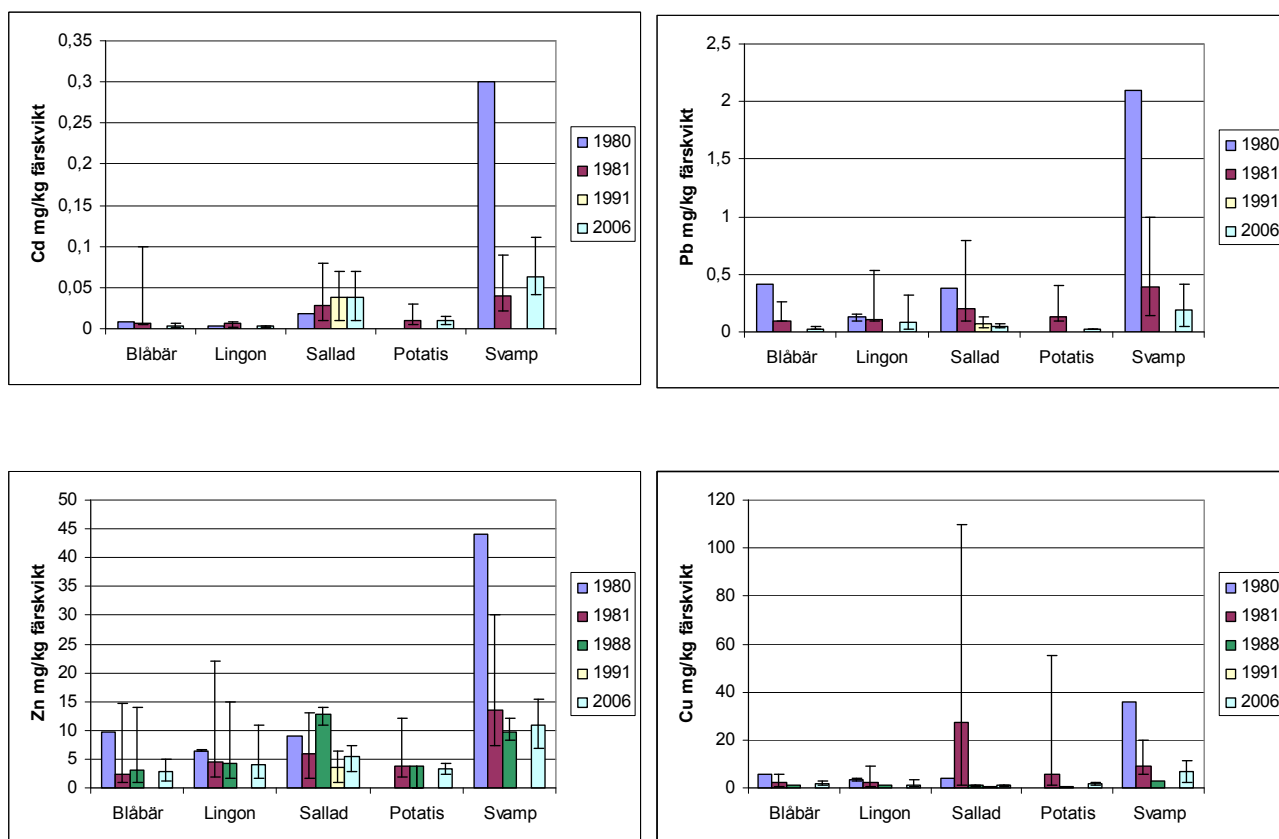
Gränsvärdet för bly (0,3 mg/kg färskvikt) överstegs i kantareller i provtagningspunkt K2 och tangerar gränsvärdet i provtagningspunkt K1 (figur 17-18). Även uppmätta halter i kantareller från andra platser i Sverige innehåller bly som ibland överstiger gränsvärdet (Jorhem & Sundström). Kobolt-, krom-, zink- och kopparhalter i kantareller var förhöjda på vissa platser i Gusum.



Figur 17-18: Uppmätta halter (mg/kg färskvikt) av kadmium (Cd), bly (Pb), kobolt (Co), krom (Cr), nickel (Ni), zink (Zn) och koppar (Cu) i kantareller från provtagningsplatserna K1-K5 i Gusums samhälle år 2006. VKK anger vanliga metallkoncentrationer i kantareller plockade i Sverige (Jorhem & Sundström 1994). Värdet i denna stapel visar max- och minvärden för respektive metall.

Jämförelser med tidigare undersökningar

Jämförelse med tidigare provtagningar i Gusums samhälle år 1980, 1981, 1988 och 1991 har metallhalter (medelvärden) minskat i vissa vegetabilier (figur 19-22). År 1980 togs endast ett prov på blandsvamp, blåbär respektive sallad, samt två prov på lingon. Under övriga år, togs fler prover på varje vegetabilie och kantareller har valts i stället för blandsvamp. Metallhalterna i svamp var högst från provtagningarna 1980 (blandsvamp) och kopparhalterna var högst i sallad år 1981 och 1988. Vid ett par provtagningsplatser översteg dagens gränsvärde för kadmium (0,05 mg/kg färskvikt) i blåbär år 1981 och gränsvärdet för kadmium (0,2 mg/kg färskvikt) i svamp år 1980. Kadmiumhalten i lingon, sallad och potatis tenderar inte ha förändrats under åren. Mellan de senaste provtagningarna i kantareller är skillnaden i kadmiumhalt inte stor. Vid ett par provtagningsplatser översteg dagens gränsvärde för bly (0,2 mg/kg färskvikt) i blåbär (1980, 1981), lingon (1981, 2006), sallad (1980, 1981) och i potatis (1980). Blyhalten i samtliga vegetabilier tenderar att minska under åren. Det är främst koppar och zink som dominerar i vegetabierna. Medelhalten av zink och koppar i vegetabilier har varit relativt stabila under åren. Vid jämförelser av maxvärden, har zinkhalten minskat främst i lingon och kantareller. Kopparhalten i vissa prov av sallad och potatis var mycket högt år 1981. De extremt höga halterna kan sannolikt vara analysfel enligt Carlsson (1981).



Figur 19-22: Uppmätta metallhalter (medelvärden) av kadmium (Cd), bly (Pb), koppar (Cu) och zink (Zn) i vegetabilier från Gusums samhälle under åren 1980, 1981, 1988, 1991 och 2006. År 1980 togs endast ett prov på blandsvamp. Övriga år togs fyra till fem prov på kantareller. Max- och minvärden anges i diagrammen.

Metallhalter i jord

Från varje område där en vegetabilie har skördats för provtagning har ett korresponderande jordprov tagits. En del av dem skickades till Analytica för analys. Samtliga korresponderade prover mättes med XRF (Röntgenfluorescensspektrometer) av SGI. XRF är en metod som ofta används vid miljötekniska markundersökningar för att screena metaller. Radioaktiv strålning sänds mot provet och olika atomspecifika energier (fluorescens) återkastas. En dator registrerar energierna och omvandlar dem till totalhalter för respektive grundämne. XRF-mätningar ska kompletteras med laboratorieanalyser eftersom resultat från XRF-mätningar påverkas av till exempel jordart och fukthalt (SGF 2001). Ett antal jord- och markprover valdes ut och skickades till ett ackrediterat laboratorium för analys och verifiering av XRF-mätningarna. SGI utförde även en regressionsanalys där de jämförde uppmätta metallhalter med XRF-mätningarna. Regressionsanalysen visade ett linjärt samband mellan de båda mätningarna, det vill säga resultaten mellan de olika metoderna överensstämde relativt bra med varandra (SGI 2006).

På tre av tio platser av de analyserade jordproverna, understeg metallhalterna riktvärdet för känslig markanvändning (KM). Under detta riktvärde, bedömer Naturvårdsverket att marken eller jorden kan användas till odling och att människor kan vistas permanent i området under en livstid (Naturvårdsverket 1997). På övriga sju platser översteg riktvärdet för känslig

markanvändning av vissa metaller (Tabell 8 och Bilaga 3). Gulmarkerade värden i tabellen anger värden över känslig markanvändning. Stjärnan anger provtagningsplatser där halterna i korresponderade vegetabilier var förhöjda jämfört med andra svenska vegetabilier från okontaminerade platser.

Tabell 8: Metallhalter (mg/kg TS) i korresponderande jordprover till skördade vegetabilier som har analyserats med avseende på metaller i Gusums samhälle år 2006. Gulmarkerade värden i tabellen anger värden som överskrider riktvärdet för känslig markanvändning.

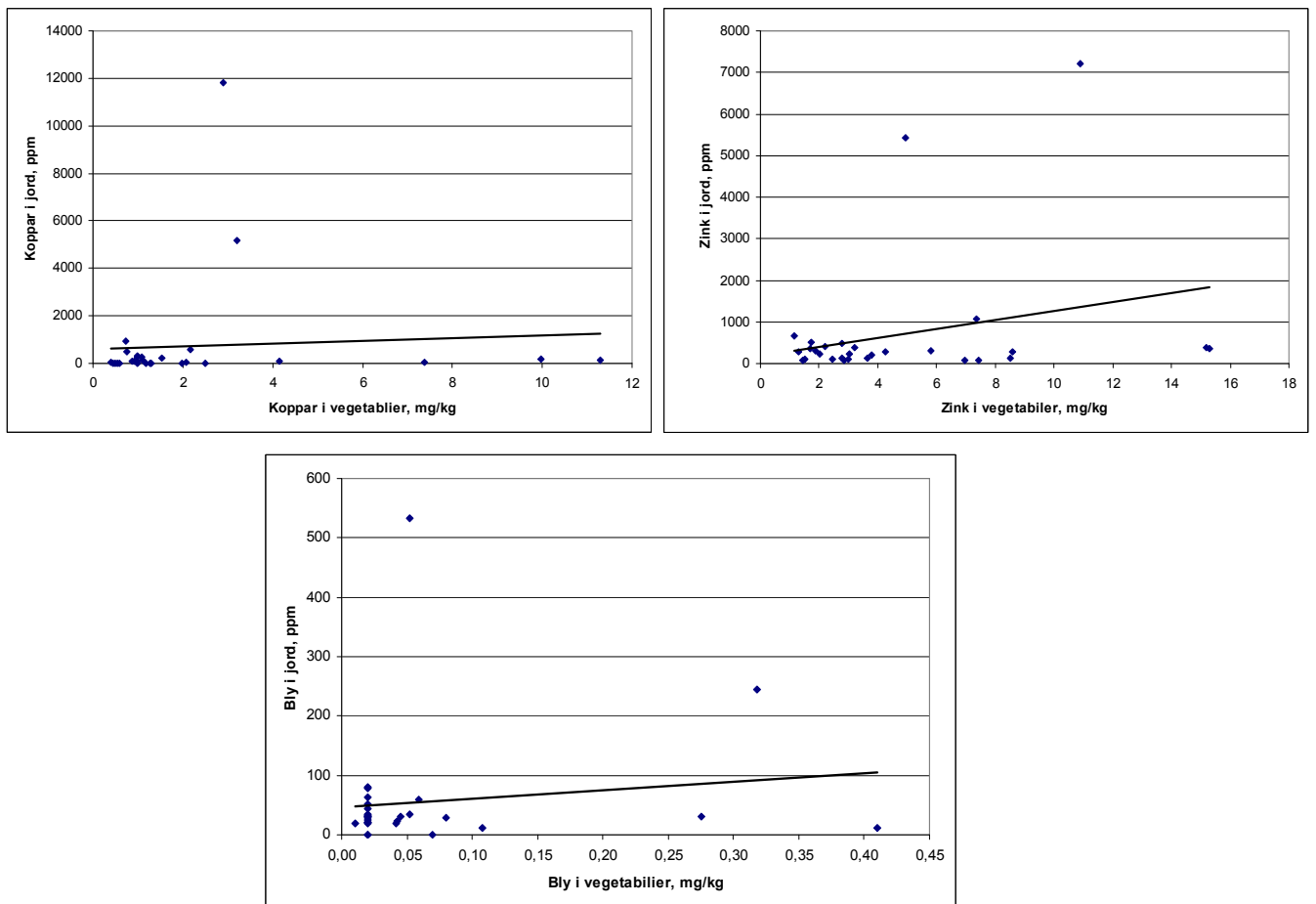
Provtagningsplats	As	Cd	Pb	Cu	Zn
J1	4,77	0,884	35,9	129	464*
J2	<3	0,146	11,4	26,9	83,9*
J3	<3	0,461	21,5	85,6*	229*
J4	<3	0,355	20,6	50,2	155*
S1	<3	0,146	11,4*	26,9*	83,9*
S2	<3	0,461*	21,5*	85,6	229*
S4	13,9	2,62	62,3*	209*	1560*
P3	<3	0,253	18,1	46,3*	147
P5	<3	0,355	20,6	50,2*	155
L2	<3	0,346	40,1	193*	234*
B1:1	<3	5,41	1190*	11600*	7910*
B3	<3	0,544	47,4	192	287
B5	3,09	2,22	128	684*	592*

* Provtagningsplatser där halten i korresponderande vegetabilie från Gusum översteg vanliga halter i svenska vegetabilier odlade eller plockade i områden med opåverkad jord.

Arsenikhalten i jord/mark översteg riktvärdet för känslig markanvändning (KM) på en provtagningsplats (S4) men verkar inte ha tagits upp i vegetabilier. Kadmiumhalten översteg riktvärdet (KM) på sju provtagningsplatser (J1, J3, S1, S4, B1:1, B3, B5) men var endast förhöjd i sallad från provtagningsplats S2. Halten bly i sallad (S1-S5) var förhöjd i alla prov, jämfört med andra uppmätta halter från opåverkade platser i Sverige. Korresponderande jordprov togs i S1, S2 och S4. Ingen av dessa korresponderade jordprover översteg riktvärden för bly. Enbart jorden vid två provtagningsplatser (B1:1, B5) innehöll högre halter än riktvärdet. Vid den högst blykontaminerade platsen, uppmättes förhöjda halter i blåbär. Kopparhalten i jordgubbar var lägst på en av de platser där marken/jorden överskred riktvärdet (J1). Kopparhalterna i vegetabilier (J3, S1, P3, P5) var förhöjda på fler platser än där riktvärdet (KM) överskreds. Riktvärdet (KM) för koppar överstegs mycket i jordprovet B1:1, där även blåbären innehöll förhöjda halter av koppar. På samma plats (B1:1) överskreds riktvärdet för zink mycket. Zinkhalterna var förhöjda i jordgubbar, sallad och lingon på platser (J2, J3, J4, S1, S2, L2) där riktvärdet inte överskreds. Zinkhalterna i blåbär (B3) var inom normalvariationen, trots att zinkhalten i jordprovet överskred riktvärdet.

I områden där gränsvärdet för bly i lingon (L1) och svamp (K2) överstegs, översteg inte KM-värdet i korresponderande markprov.

Det finns således ingen korrelation mellan metallhalter i jord/mark och i vegetabilier (figur 23-25).



Figur 23-25: Korrelation mellan uppmätta halter i vegetabilier och korresponderade jord/markprover.

SGI har utfört ett oralt biotillgänglighetstest med avseende på bly, zink och koppar i tre mark/jordprover (S4, B1:1, BN 50 V) från Gusums samhälle. Jord kan ibland intas via munnen (oralt) genom att osköljda växter/bär eller damm/smuts på fingrar stoppas i munnen. En del barn äter jord. Om jorden är förorenad, kan exempelvis metaller intas oralt och till slut nå blodomloppet. En del av metallerna utsöndras ur kroppen och orsakar ingen skada. Den del av ett ämne (administrerad dos) som når blodomloppet kallas oral biotillgänglighet. Denna del kan inte metaboliseras (brytas ned) i tunntarmen eller levern under transport till stora kretsloppet (blodomloppet) och transporteras därefter till ett målorgan (tex. njuren). Det är endast den delen av ämnet i jorden som når vävnader och organ som kan vara hälsoskadlig. Två prover korresponderade med sallad (S4) och blåbär (B1:1). Den andra provtagningsplasten var från markprov ca 50 m från gamla bruket (tabell 9).

Den orala biotillgängliga fraktionen av bly varierade mellan 2-14 % för de olika jordarna. Oral biotillgänglighet av zink och koppar varierande mellan 3-27 % respektive 3-26 %. Kompostjorden (S4 jord) med lägre totalhalter av metallerna, hade generellt de högsta biotillgänglighetsfraktionerna. Jorden från B1:1 innehöll lägst biotillgänglighetsfraktioner men där innehöll jorden högre metallhalter (SGI 2006).

Tabell 9: Biotillgänglig halt, total halt och biotillgänglig fraktion av bly (Pb) zink (Zn), och koppar (Cu) i tre jordprov från Gusum; B1:1 (G 50 N:1), S4 jord och BN 50 V (SGI 2006).

	Pb	Zn	Cu
B1:1 (G 50 N:1)			
(från jord i bergskrevor med mycket lite växtlighet och ej nedbruten förna)			
Biotillgänglig halt (µg/g)	19,4	1578	397
Total halt (µg/g)	1190	7910	11600
Biotillgänglig fraktion (%)	2	20	3
S4 jord			
(Kompostjord från odlingsbänk på tomt mellan Gräsdalen och gamla Bruket)			
Biotillgänglig halt (µg/g)	8,7	413	54,1
Total halt (µg/g)	62,3	1560	206
Biotillgänglig fraktion (%)	14	27	26
BN 50 V			
(från skogsmark mittemot panncentralen)			
Biotillgänglig halt (µg/g)	3,2	34,4	50,7
Total halt (µg/g)	72,6	1020	718
Biotillgänglig fraktion (%)	4	3	7

Organiska ämnen i vegetabilier

Dioxin och dibensofuran

Analys av dioxin utfördes i jordgubbar, potatis, lingon, blåbär och kantarell. Dioxin detekterades i de flesta prover. Högst halt uppmättes i lingon vid provtagningspunkt LA och i potatis vid provtagningspunkt PA (figur 4). Av dioxinerna detekterades endast den fullständigt klorerade dioxiden, oktaklordibensodioxin (OCDD) i proverna. Bland dibensofuranerna detekterades bland annat 2,3,7,8 tetraCDF (TCDF) som förekom i jordgubbar, potatis, lingon och blåbär (tabell 10). Ingen av de mest toxiska dioxinerna har detekterats i proverna. Flest kongener (varianter) av dioxin- och dibensofuraner uppmättes i lingon A och potatis A. Gränsvärden i grönsaker och jämförbara mätvärden för dioxin i vegetabilier saknas.

Tabell 10: Uppmätta halter (ng/kg färskvikt) av dioxin och dibensofuraner i jordgubbar, potatis, lingon och blåbär från Gusums samhälle år 2006. I tabellen anges endast detekterbara halter av angivna ämnen. TEF-värdet anger varje enskilda dioxin eller dibensofurans toxicitet.

Ämne	TEF	Jordgubbe A	Jordgubbe B	Potatis A	Potatis B	Lingon A	Blåbär B
OCDD	0,0001	0,091	0,11	0,11	0,13	0,3	0,075
2,3,7,8-TCDF	0,1	0,017		0,011		0,075	0,0079
1,2,3,7,8-PeCDF	0,05			0,012		0,025	
2,3,4,7,8-PeCDF	0,5			0,015		0,042	
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1					0,034	
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1					0,067	
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1					0,037	
Sum WHO-PCDD/F-TEQ		0,0017	0,00003	0,006	0,00004	0,035	0,00081

Varje enskild dioxin (dioxinkongen/dioxinvariant) och dibensofuran har fått ett TEF-värde (Toxisk ekvivalensfaktor) som anger hur toxiskt ämnet/kongen är. Värdet har utgått från vilken toxisk effekt det har på en organism. Den mest toxiska kongenen, TCDD har fått TEF-värde 1. De andra kongenernas effekter har jämförts med TCDDs effekt och har fått ett lägre värde. Genom att multiplicera dosen av en viss dioxinkongen med ämnets TEF-värde omvandlas det till ett TEQ-värde (Toxiska ekvivalenter) (Bernes 1998). Summan av dessa ekvivalenter används sedan i riskbedömningen, gränsvärden för TDI-beräkningar (Tolerabelt dagligt intag) och jämförelser med andra uppmätta halter.

PAH

Bens(a)pyren (BaP) används ofta som indikator på blandningar av PAH, eftersom BaPs carcinogenicitet är väl studerad och alltid förekommer i blandningar (Hanberg et al 2006). Halterna av BaP i vegetabilerna från Gusums samhälle var 0,05-0,36 µg/kg. Den högsta halten uppmättes i blåbär vid provtagningspunkt BA och BB samt i lingon från provtagningspunkt LA och jordgubbar (provtagningspunkt JA) (figur 4). Dessa värden var 0,31-0,36 µg/kg och låg över 0,2 µg/kg som är vanlig halt i köpt sallad (Hanberg et al 2006). Halterna ligger långt under de halter som har uppmätts i sallad i Sundsvall vid KUBAL (tidigare Gränges aluminium). Halterna där var i genomsnitt 3,3 µg/kg under åren 1999, 2001 och 2004. Tidigare under 1980-talet har halterna i sallad varit mellan 15-20 µg/kg, då kostråd infördes (Hanberg et al 2006). Den högsta tillåtna halten av BaP i livsmedel (oljor, fetter) är för närvarande 2,0 µg/kg och livsmedel ämnade för spädbarn och småbarn är 1,0 µg/kg (Kommissionens förordning (EG) nr 466/2001). Halterna i vegetabilier från Gusum är samtliga under detta gränsvärde. I jordproverna var endast ett prov som översteg riktvärdet för känslig markanvändning. Jordprovet korresponderade med blåbär B, där den högsta PaB-halten uppmättes.

Metaller i fisk och kräfta

Under år 1988 och 1989 har metallhalter av koppar, zink, kadmium, bly, krom, nickel och kvicksilver i abborre genomförts. Halterna skilde inte åt mellan sjöarna Yxningen (räknas som opåverkad), Gusumsån och Byngaren (Miljöforskargruppen 1990). Angivna halter går dock inte att jämföra med senare provtagningar då analysvärdena är angivna i torrsubstans och senare analyser är angivna i färskvikt.

Under år 2003 utförde Länsstyrelsen i Östergötland i samarbete med Valdemarsviks kommun provtagningar av fisk i Gusums vattensystem. Metaller (tabell 11) analyserades i gädda, sarv, lake och kräfta.

Det finns endast gränsvärden för kadmium, bly och kvicksilver i fisk. Samtliga uppmätta halter var under gränsvärdet (Tabell 12).

Tabell 11: Uppmätta halter (mg/kg färskvikt) i Gusums vattensystem år 2003, n anger antalet fiskar respektive antalet samlingsprov av kräfta. Värden inom parentes anger max och minvärden (Analytica 2003).

	Gädda (n=3)	Sarv (n=1)	Lake (n=1)	Kräfta (samlingsprov) n=3
As	<0,07	<0,06	0,096	0,097
Cd	<0,004	<0,004	<0,003	0,013
Pb	<0,03	<0,03	<0,02	0,046
Hg	0,445 (0,391-0,488)	0,027	0,102	0,076
Ni		0,046	0,032	0,071
Cr	0,027 (<0,02-0,03)	<0,02	<0,02	<0,03
Co	0,005 (<0,004-0,007)	0,008	0,005	0,023
Zn	12,02 (6,41-16,5)	2,94	3,79	17,2
Cu	0,135 (0,115-0,169)	0,147	0,207	13,2
Mn	0,097 (0,068-0,126)	0,163	0,253	3,16

Tabell 12: Gränsvärden i fisk (mg/kg färskvikt) (Kommissionens förordning (EG) nr 466/2001).

	Gädda	Abborre	Kräfta
Cd	0,05	0,05	0,5
Pb	0,2	0,2	0,5
Hg	1	0,5	-

Under år 2006 utfördes nya provtagningar i Gusums vattensystem. Metaller i gädda, abborre och kräfta analyserades (tabell 13). Samtliga prover understeg gällande gränsvärde för kadmium, bly och kvicksilver (tabell 12) och vanliga metallhalter i fisk (tabell 14). Jämförelsevärden för metaller i kräfta saknas.

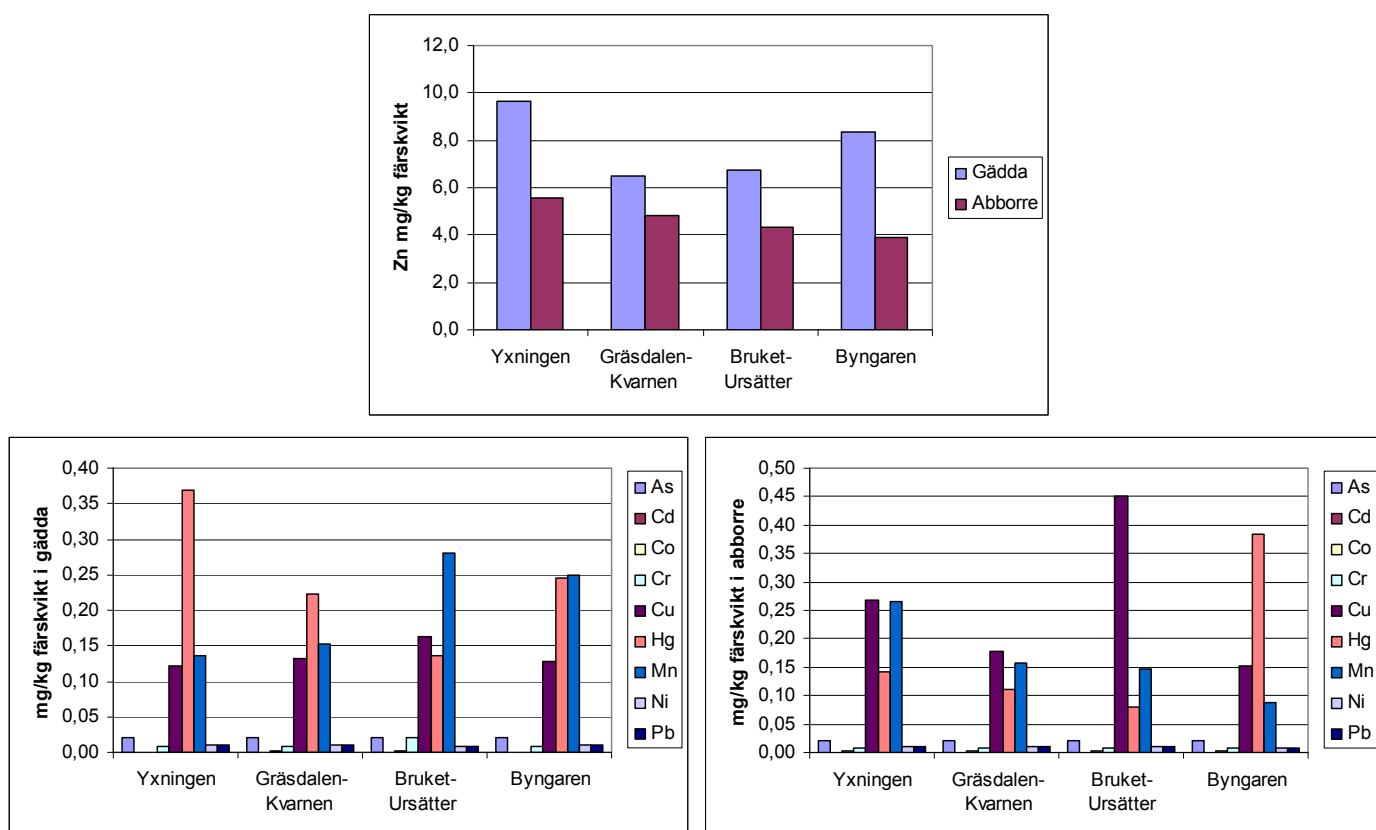
Tabell 13: Uppmätta halter (mg/kg färskvikt) i Gusums samhälle år 2006, n anger antalet provtagningsplatser.

	Gädda (n=4)	Abborre (n=4)	Kräftmuskel (n=4)	Kräftsmör (n=4)
As	<0,02	<0,02	0,057 (0,04-0,07)	0,19 (0,095-0,28)
Cd	0,001 (<0,001-0,001)	0,001 (<0,001-0,001)	0,018 (0,006-0,03)	0,17 (0,052-0,29)
Pb	0,010 (0,009-0,010)	0,010 (0,009-0,010)	0,055 (0,030-0,13)	0,25 (0,028-0,73)
Hg	0,24 (0,14-0,34)	0,17 (0,08-0,39)	0,069 (0,028-0,11)	0,039 (0,014-0,078)
Ni	0,010 (0,009-0,001)	0,010 (0,009-0,010)	0,038 (0,030-0,049)	0,16 (0,11-0,20)
Cr	0,010 (0,008-0,020)	0,007 (0,007-0,008)	0,018 (0,010-0,020)	0,017 (0,010-0,020)
Co	0,001 (0,001-0,002)	0,002 (0,002-0,003)	0,028 (0,023-0,032)	0,21 (0,17-0,23)
Zn	7,80 (6,50-9,66)	4,65 (3,89-5,54)	15,6 (14,4-15,5)	28,0 (22,4-33,7)
Cu	0,13 (0,12-0,16)	0,26 (0,15-0,45)	19,3 (13,0-28,7)	120 (62,7-239)
Mn	0,21 (0,14-0,28)	0,16 (0,09-0,27)	1,75 (0,86-2,76)	9,03 (7,12-12,5)

Tabell 14: Vanliga halter (mg/kg färskvikt) i fisk (Jorhem & Sundström 1993) Hg i fisk och kräftor (SLV:s hemsida feb 2007).

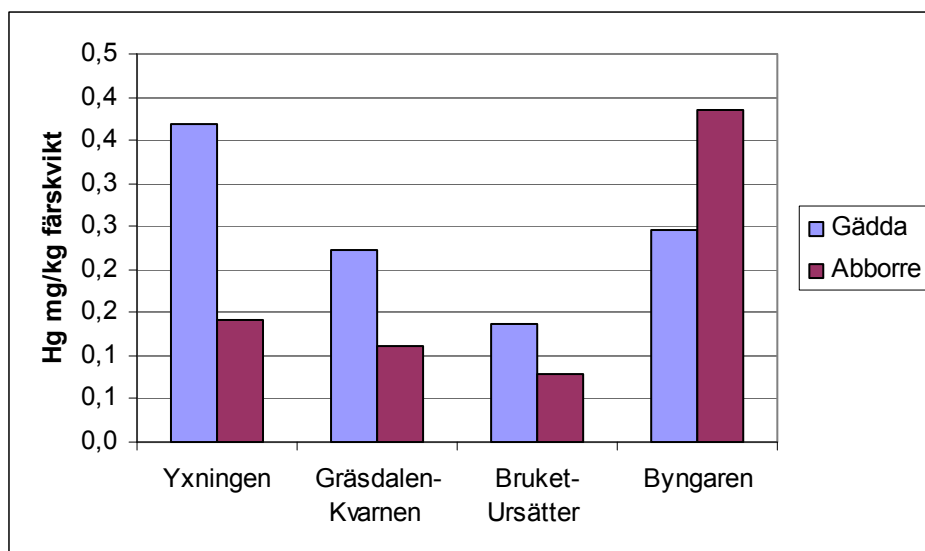
	Gädda	Abborre	Kräfta
Cd	0,002 (<0,001-0,012)	0,002 (<0,001-0,004)	
Pb	0,005 (<0,005-0,052)	0,008 (0,006-0,012)	
Hg	0,02-0,2	0,02-0,2	0,02-0,2
Ni	0,013 (<0,005-0,075)	0,012 (<0,008-0,020)	0,1-0,5
Cr	0,026 (<0,004-0,15)	0,009 (<0,002-0,022)	
Co	0,001 (0,001-0,002)	0,002 (<0,001-0,002)	
Zn	7,7 (3,7-18)	4,9 (3,4-5,9)	
Cu	0,28 (0,15-0,43)	0,21 (0,13-0,46)	
Mn	0,26 (0,073-0,84)	0,52 (0,26-1,2)	

Av uppmätta metaller i fisk dominerade zink i gädda och i abborre (figur 26-28). Högsta zinkhalterna uppmättes i gädda och abborre från Yxningen.



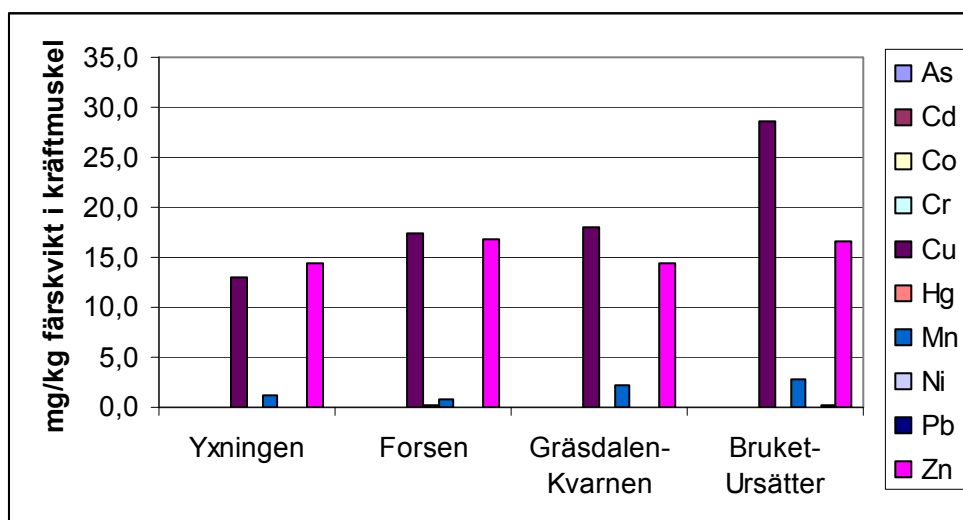
Figur 26-28: Uppmätta medelhalter av metaller i gädda och abborre från avrinningsystemet i Gusum. Bilden visar provtagningsområdena i vattenföringens riktning.

I många sjöar brukar kvicksilverhalter i fisk vara förhöjda, det vill säga halterna är över gränsvärdet 1,0 mg/kg färskvikt i gädda och 0,5 mg/kg färskvikt i abborre. Metylkvicksilver är den form som ansamlas i fisk. I Gusums avrinningsystem var halten i gädda klart under gränsvärdet. I abborre från Byngaren var medelhalten strax under gränsvärdet (figur 29) men dessa abborrar var två-tre gånger större än övriga. Det vill säga medelvikten hos abborrarna från Byngaren var 0,598 kg och från Yxningen och Gusumsån var medelvikten 0,116-0,242 kg. Kviksilverhalten brukar öka med åldern och storleken hos fisken på grund av att kvicksilver ackumuleras i fisken.

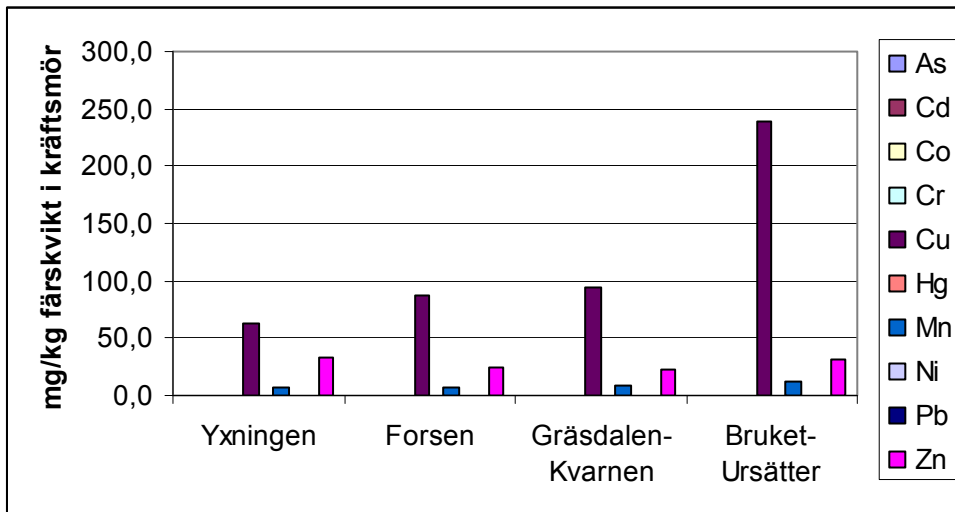


Figur 29: Uppmätta medelhalter av kvicksilver i gädda och abborre från avrinningsystemet i Gusum. Bilden visar provtagningssområden i vattenföringens riktning.

Koppar- och zinkhalten i kräftmuskel och kräftsmör var mycket högre än i fisken (tabell 13, figur 30 och 31). Jämförelsedata för kräftor från andra platser finns ej tillgängligt. I abborre minskar zinkhalten från Yxningen till Byngaren (figur 26). I kräftmuskel och kräftsmör ökar kopparhalten från Yxningen till Byngaren (figur 30 och 31).



Figur 30: Uppmätta metallhalter i kräftmuskel från avrinningsystemet i Gusum år 2006.



Figur 31: Uppmätta metallhalter i kräftsmör från avrinningsystemet i Gusum år 2006.

PCB i fisk

Gusumsån blev kontaminerad av PCB via ett industriutsläpp år 1972. Länsstyrelsen i Östergötland införde år 1973 förbud mot fångst av fisk och kräfter inom Valdemarsviks kommun på grund av inrapporterade höga giftvärden i Gusumsån från Gusums Bruk AB:s fabrik till sjön Byngaren (Länsstyrelsen 1973). Uppgifter av hur höga halterna var vid införandet av kostråd är ej kända. År 1975 upphävde Länsstyrelsen i Östergötland fiskeförbudet i Gusumån och de ersattes med Livsmedelsverkets otjänlighetsförklaring av fisk och kräfter (Länsstyrelsen 1975).

I en undersökning från år 1977 av fisk (gädda, abborre, sutare) och kräfter uppmättes mycket höga halter av PCB (tabell 15). Samtliga halter var över det då gällande gränsvärdet 2,0 mg/kg färskvikt. Normalt var halterna kring 0,01-0,05 mg/kg färskvikt i gädda från icke kontaminerade vatten, beroende på vilken analysmetod som användes (Andersson et al 1997, Andersson muntligen 2007). Det innebär att halterna i fisken från Gusum grovt räknat var 100-500 gånger högre än normalt.

Tabell 15: Tidigare uppmätta halter (mg/kg färskvikt) av PCB (Clophen 40) i fisk och kräfta från Gusumsån 1977. En provtagningspunkt var uppströms (1) PCB-utsläppet och resterande fyra provtagningarna låg nedströms utsläppet inom ca 300 m (2), ca 2 km (3), ca 6 km (4) och ca 1 km från Byngarens utlopp (5), n anger antalet prov (Andersson et al 1984).

	Gädda	Abborre	Sutare	Kräftmuskel (n=15)	Kräftlever (n=15)
Uppströms (1)		5,5 (n=2) (5-6)		0,38 (0,27-0,50)	40 (26-54)
Nedströms (2)	4,5 (n=2) (4-5)	4 (n=1)	7,7 (n=3) (5-13)	0,60 (0,52-0,66)	54 (33-88)
Nedströms (3)	4 (n=2) (3-5)	5 (n=1)	9,5 (n=2) (8-11)	0,46 (0,40-0,52)	59 (36-69)
Nedströms (4)			15,8 (n=4) (8-30)	0,52 (0,47-0,56)	32 (22-39)
Nedströms (5)			9,3 (n=4) (6-12)	0,47 (0,41-0,53)	57 (55-60)

I en uppföljande undersökning av fisk i Gusums avrinningssystem år 1989, utförd av Statens Livsmedelsverk, hade PCB-halterna minskat markant (tabell 16) jämfört med uppmätta halter år 1977 (tabell 15). Halterna i fisken varierade mycket beroende på vilken teknisk blandning som användes. Kongenmönstret (sammansättning av olika varianter av PCB) var mycket speciellt, vilket berodde på den lokala kontamineringen. Främst dominerade lågklorerade kongener (varianter av PCB), vilket avspeglades i analysresultaten med de tekniska blandningarna. Aroclor 1248 och 1242 fångar bättre upp de lågklorerade kongenerna än Clophen 50 och 40 som ofta användes vid analyser av fisk (Andersson et al 1997).

Tabell 16: Tidigare uppmätta halter (mg/kg färskvikt) av PCB i fisk i Gusum från Gusumsån och Byngaren år 1989, n anger antalet fiskar (Statens Livsmedelsverk 1992).

	Gädda (n=8)	Abborre (n=1)	Mört (n=2)	Braxen (n=2)	Sutare (n=1)
Fetthalt %	0,53-0,54	0,73	1,9	0,55-0,68	0,47
Clophen 50	0,43-0,62	0,19	0,42	0,11-0,19	0,22
Aroclor 1248	0,55-0,74	0,28	0,60	0,17-0,28	0,30
Aroclor 1242	0,58-0,78	0,30	0,66	0,17-0,28	0,31
Clophen A-40	0,49	0,30	0,64		

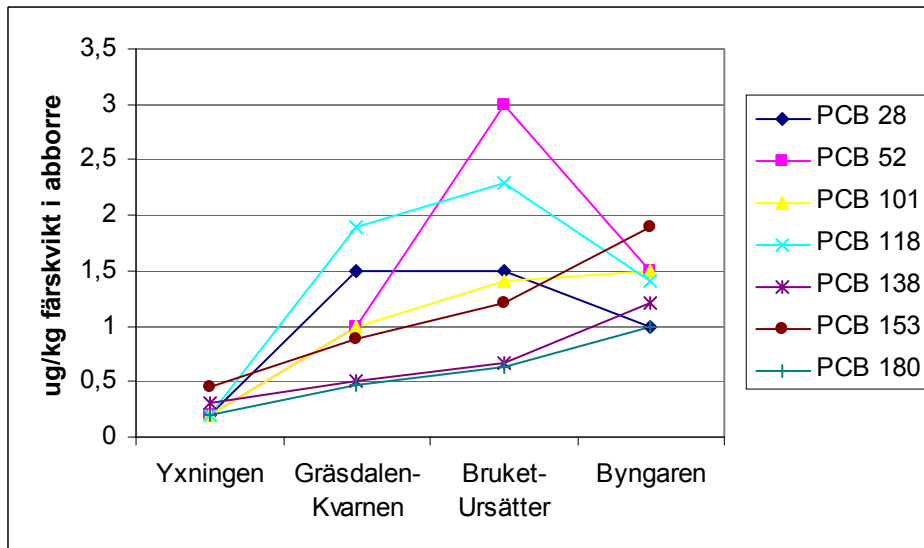
Uppföljande analyser i gädda, abborre och kräfta utfördes år 2006 (tabell 17). Dessa halter går inte att jämföra med tidigare mätningar, eftersom andra analysmetoder användes. Förr användes olika tekniska blandningar som inte kunde urskilja varje enskild kongen, men i analysen brukade 13-14 toppar normalt kunna urskiljas. Vid framtagande av nya analysmetoder, kapillärlä GC-teknik kunde enskilda kongener urskiljas. En relativ god korrelation mellan PCB153 och totalPCB (Clophen 50) konstaterades i flera försök vid framtagandet av ny analysteknik. Halten PCB153 motsvarade ca 10 % av totalPCB (Atuma et al 1996).

Tabell 17: Uppmätta halter (medelvärden, max och min) i fisk i Gusum år 2006, n anger antalet provtagningsplatser (Yxningen, Bruket-Ursätter (Gusumsån), Gräsdalen- Kvarnen (Gusumsån) och Byngaren) för fisk respektive antalet samlingsprov för kräfta.

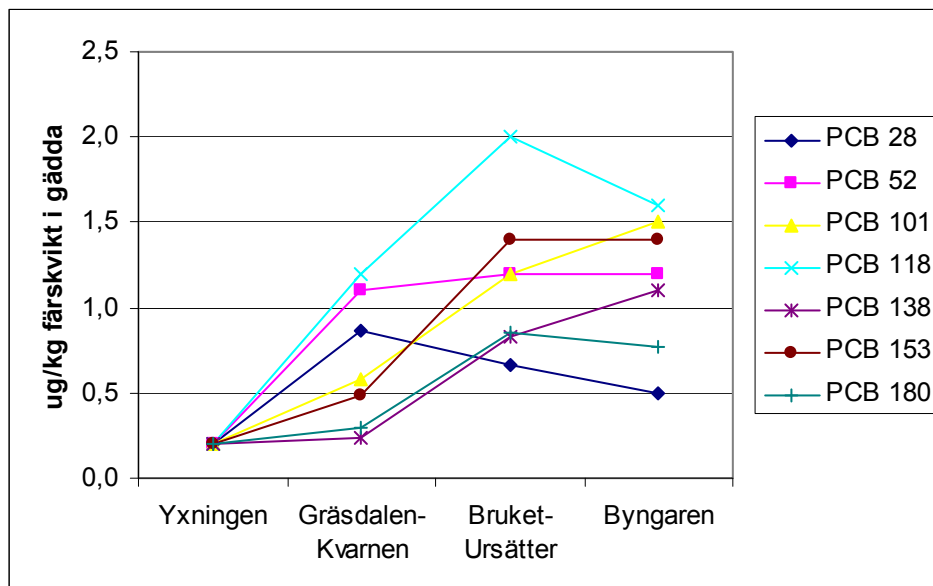
	Gädda (n=4)	Abborre (n=4)	Kräftmuskel (n=4)	Kräftsmör (n=4)
Fetthalt (%)	0,33 (0,19-0,40)	0,44 (0,41-0,52)	2,13 (1,8-2,5)	9,4 (7,9-11)
PCB 118 (µg/kg färskvikt)	1,25 (0,20-2,0)	1,45 (0,2-2,3)	0,24 (0,2-0,3)	6,5 (1,4-12)
PCB 153 (µg/kg färskvikt)	0,87 (<0,20-1,40)	1,11 (0,46-1,9)	0,218 (<0,20-0,27)	5,98 (3,10-11,0)
Sum7PCB (µg/kg färskvikt)	5,43 (<0,70-8,10)	6,77 (0,77-11,0)	0,653 (0,50-0,71)	22,3 (8,3-40,0)
PCB 153 (mg/kg fettvikt)	0,26 (<0,05-0,39)	0,26 (0,11-0,45)	0,010 (0,008-0,011)	0,064 (0,032-0,12)
Sum7PCB (mg/kg fettvikt)	1,75 (0,18-2,50)	1,57 (0,18-2,70)	0,031 (0,028-0,029)	0,234 (0,086-0,44)
Dioxinlika PCB * Sum WHO PCB TEQ (µg/kg färskvikt)	0,00265 (0,0021-0,0032)	0,0029 (0,0025-0,0033)		

* Antalet provtagningsplatser är två dvs. Bruket-Ursätter (Gusumsån) och Byngaren.

I Gusums vattensystem är kongenmönstret fortfarande annorlunda, vilket medför att PCB153 inte är en bra indikator för den lokala kontamineringen. Det finns andra kongener som dominerar, beroende på art (abborre eller gädda) och fångstplats (figur 32-33). I abborre fångad i Gusumsån (figur 32) dominerade PCB118 (5 klor), PCB52 (4 klor) och PCB28 (3 klor). PCB118, 138, 153 och 180 räknas till de högklorerade kongenerna medan PCB28, 52 och 101 räknas till de lågklorerade kongenerna. I gädda dominerade PCB118 i alla prov (figur 32). Det är inte relevant att jämföra med gränsvärdet för PCB153 (0,1 mg/kg helprodukt, LIVSFS 1993:36), då andra kongener dominerar. För övriga PCB-kongener saknas gränsvärde.

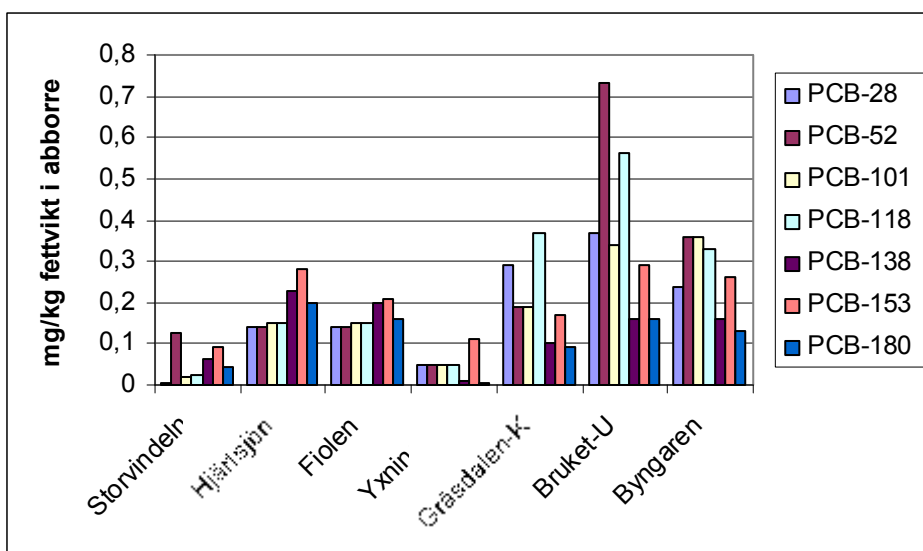


Figur 32: Kongenmönster av PCB i abborre från fångstplatserna år 2006 i Yxningen via Gusumsån (Gräsdalen-Kvarnen, Bruket-Ursätter) till inloppet i Byngaren.

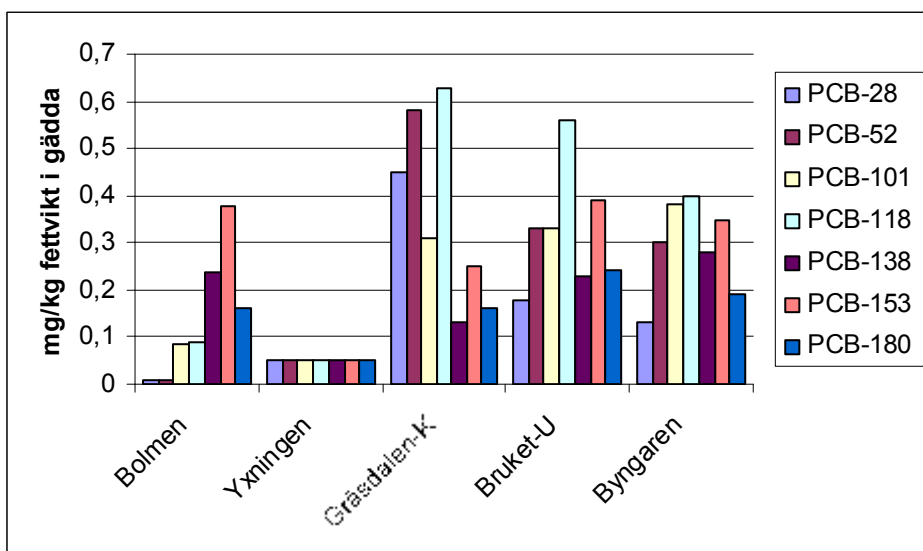


Figur 33: Kongenmönster av PCB i gädda fångad, år 2006 i Yxningen, via Gusumsån (Gräsdalen-Kvarnen, Bruket-Ursätter) till inloppet i Byngaren.

Vid jämförelser med andra sjöar i Sverige uppvisar fiskarna från Gusums vattensystem efter utsläppet ett avvikande kongenmönster (figur 34-35). De flesta kongener var under detektionsgränsen i Yxningen. Halten färskvikt är omräknad från $\mu\text{g}/\text{kg}$ färskvikt till mg/kg fettvikt för att kunna göra jämförelser. Halten kan variera beroende på vilket laboratorium som utfört analyserna och vilken metod de har använt, samt hur fetthalten har bestämts (muntligen Anders Bignert, Naturhistoriska Riksmuseet, mars 2007). Halten kan också variera på grund av fiskens storlek. PCB-halten brukar öka med fiskens storlek och fetthalt.

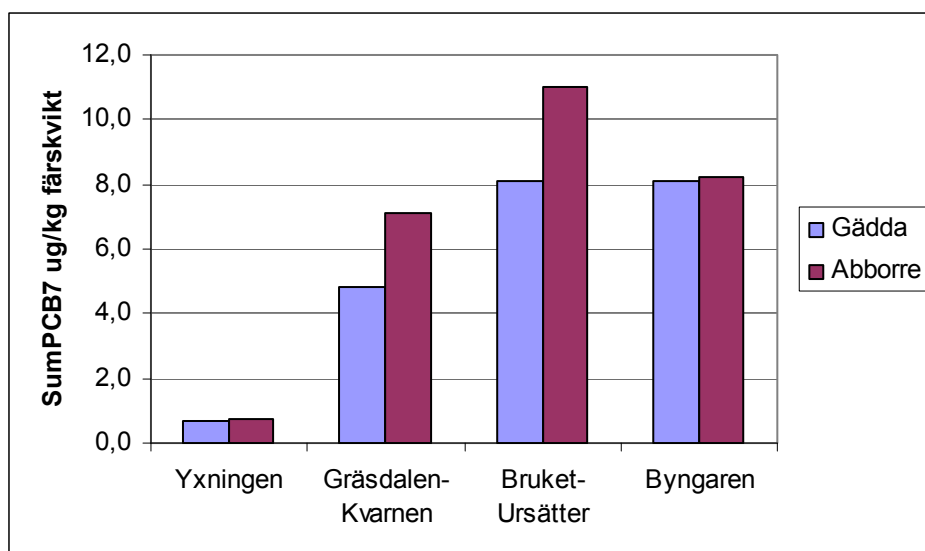


Figur 34. Olika kongenmönster beroende på fångstplats. Data från Storvindeln (Västerbottens län), Hjärtsjön (Kronobergs län) och Fiolen (Kronobergs län) är hämtade från IVL:s databas som har värdskap över det nationella och regionala miljöövervakningsprogrammet.

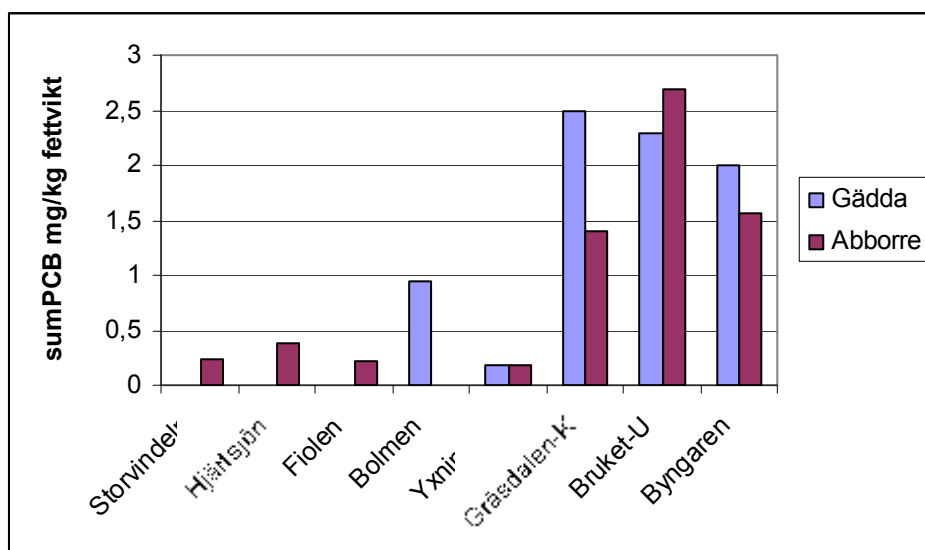


Figur 35: Olika kongenmönster beroende på fångstplats. Data från Bolmen (Hallands län) är hämtade från IVL:s databas som har värdskap över det nationella och regionala miljöövervakningsprogrammet.

Halten av sumPCB7 (7 kongener) i gädda och abborre ökar från Yxningen via Gräsdalen till Bruket-Ursätter och planar av till Byngaren (figur 36). Fisken från Yxningen är opåverkad av tidigare utsläpp medan fisken i Gusumsån och Byngaren fortfarande är påverkad, där halten i fisken är högre jämfört med opåverkade sjöar (figur 37). Halten sumPCB i abborre från Gusumsån och Byngaren är 7-11 gånger högre än i abborre från opåverkade sjöar. I gädda från samma område är halten 2-3 gånger högre jämfört med Bolmen och 11-13 gånger högre jämfört med Yxningen.



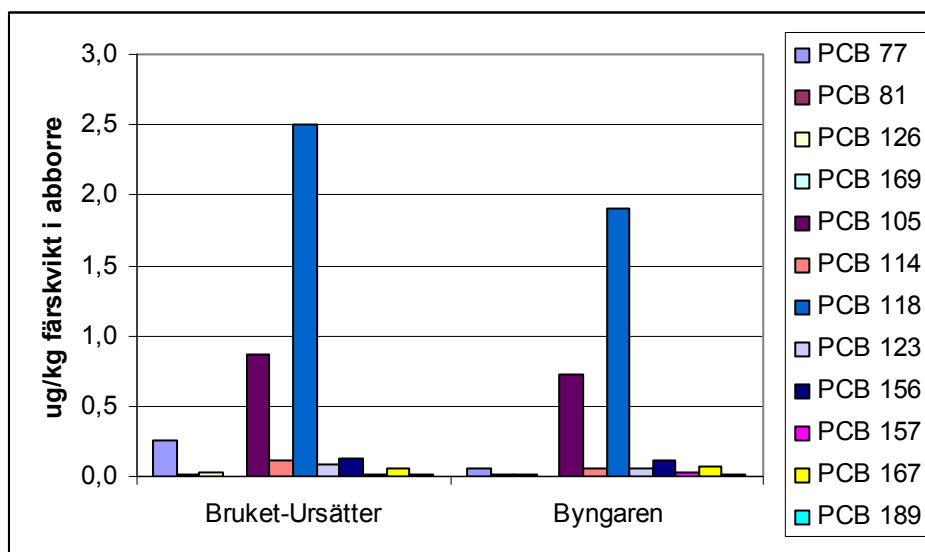
Figur 36: Halten SumPCB7 i abborre och gädda fångad i Yxningen, via Gusumsån (Gräsdalen-Kvarnen, Bruket-Ursätter) till inloppet i Byngaren.



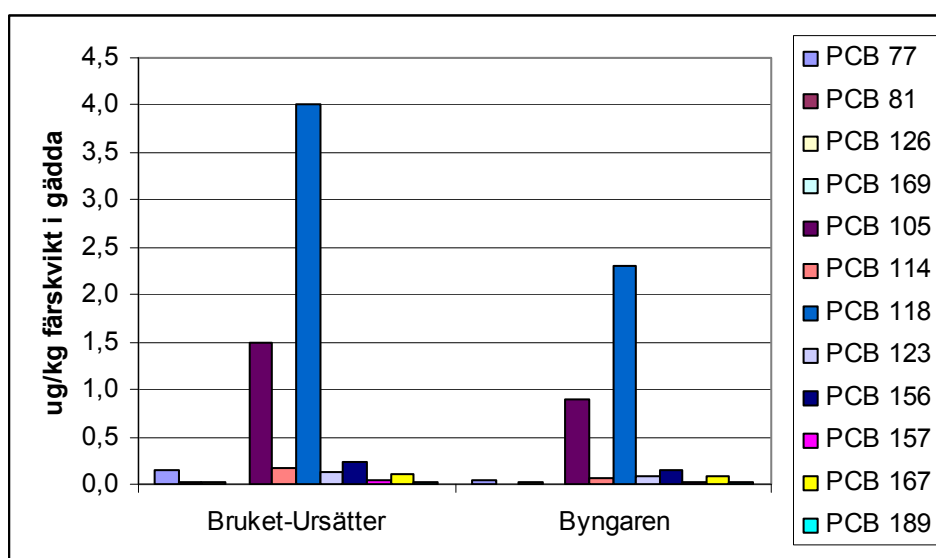
Figur 37: Bakgrundshalter av sumPCB7 i gädda och abborre från Storvindeln (Västerbottens län), Hjärtsjön (Kronobergs län), Fiolen (Kronobergs län) och Bolmen (Hallands län) (IVL:s databas 2007), samt halten av sumPCB7 i vattendragen från Gusum.

PCB118 dominerade i både gädda och abborre från Gusumsån och Byngaren. PCB118 är en svag dioxinlik kongen. För att utesluta att det fanns fler dioxinlika PCB-kongener utfördes kompletterande analyser av dioxinlika kongener på det sparade fiskmaterialet från två av de påverkade fångstplatserna det vill säga Bruket-Ursätter och Byngaren. Det var bara PCB118 och PCB105 som var lite högre än övriga kongener (figur 38-39).

Summa WHO-PCB-TEQ på dioxinlika kongener var i gädda 2,1-3,2 ng/kg färskvikt och i abborre 2,5-3,3 ng/kg färskvikt (tabell 17). Det ligger under gränsvärdet för dioxinlika PCB som för närvarande är 4 pg/g färskvikt (4 ng/kg färskvikt) (Rådets förordning (EG) nr 2375/2001). PCB118 och PCB105 är en svag dioxinlik PCB-kongen och har ett lågt TEF-värde (0,0001) (Kommissionens direktiv 2005/7/EG) vilket medför att det totala TEQ-värdet blir lägre för fisken i Gusum och ligger under gällande gränsvärde.



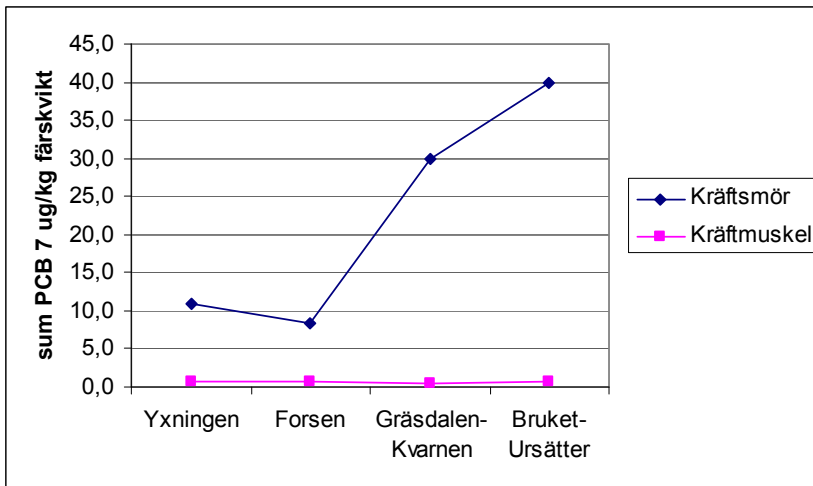
Figur 38: Halten av dioxinlika PCB-kongener i abborre från Bruket-Ursätter (Gusumsån) till Byngaren från provtagningarna 2006.



Figur 39: Halten av dioxinlika PCB-kongener i gädda från Bruket-Ursätter (Gusumsån) till Byngaren från provtagningarna 2006.

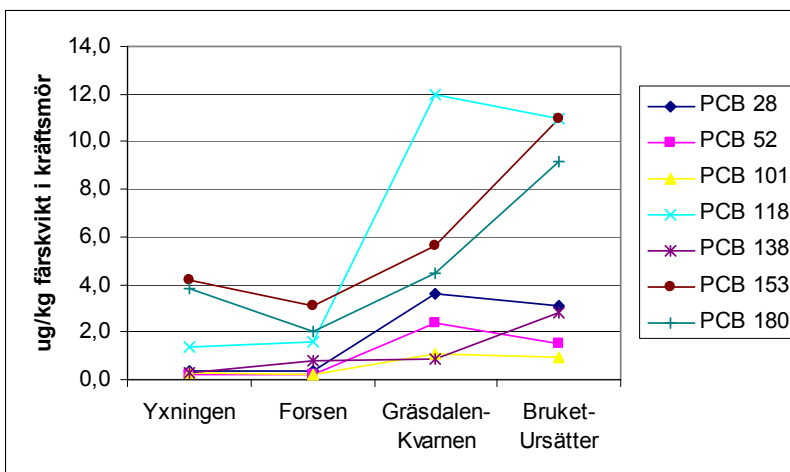
PCB i kräftor

Tidigare analyserades PCB i kräftmuskel och kräftlever (1977). År 2006 analyserades PCB i kräftmuskel och kräftsmör. Resultaten går inte att jämföra med varandra på grund av olika analysmetoder. PCB är mycket fettlösligt och binder främst till fett, vilket tydligt visas i resultaten (figur 40). Koncentrationen av sumPCB7 ökar från Yxningen via Gusumsån till Bruket-Ursätter. Provtagningspunkt Forsen ligger uppströms det tidigare PCB-utsläppet och PCB-deponin.



Figur 40: Halten sumPCB i kräfta från fångstplatserna Yxningen och Forsen, Gräsdalen-Kvarnen, Bruket-Ursätter i Gusumsån.

PCB118 dominerade även hos kräfta i smöret men även PCB153 var högre jämfört med andra kongener (figur 41). Det finns inga gränsvärden för PCB i kräfta.



Figur 41: Kongenmönstret i kräfta från fångstplatserna Yxningen och Forsen, Gräsdalen-Kvarnen, Bruket-Ursätter i Gusumsån.

PAH i fisk

PAH analyserades i fisk från Gusumsåns vattensystem men PAH kunde inte detekteras.

Exponerings- och hälsoriskbedömning

Området kring Gusum har varit påverkat av flera föroreningar under lång tid, vilket medför att människor i området kan ha blivit exponerade för en rad olika ämnen under många år. Exponering via kosten kan ha varit betydande om konsumtionen av fisk och kräftor fångade i Gusumsån och i Byngaren varit stor, samt om konsumtionen har varit stor av lokalt odlade grönsaker, frukt, bär och svamp plockade i skogen i de påverkade områdena. Vissa områden i Gusums samhälle är mer påverkade än andra. Närheten till industrin har betydelse. Områden i vindriktningen från både nya och gamla bruket är mer påverkade främst av gamla luftutsläpp. En viss påspädning av föroreningarna kan komma från diffusa utsläpp från kringliggande deponier, Europaväg 22 och från dagens industri.

Metaller i jord

Förhöjda metallhalter i jord/mark innebär inte alltid att metallkoncentrationen i vegetabilier är förhöjda. Ibland förekommer förhöjda halter i vegetabilier men inte i jorden/marken. Växter tar upp metaller i jonform eller i komplexblandningar. Upptaget varierar mellan växter och metaller. Upptaget i växterna påverkas av jordens struktur, pH och hur hårt bundet metallerna är i marken/jorden. I jord med hög organisk halt binds koppar och bly hårt till organiska komplex. Dessa metaller är mer lättillgängliga än partikelbundna metaller (Alloway 2005). En del av metallerna har sannolikt tagits upp av vegetabilerna, men det kan finnas ett lager med damm innehållande metaller på vegetabilerna, eftersom de var osköljda. Intag av osköljda vegetabilier medför att metallinnehållande jordpartiklar intas. Intag kan också ske genom att jordiga fingrar stoppas i munnen. En del av metallerna kan tas upp i tunntarmen och transporteras vidare till olika organ och vävnader. Detta kallas för oral biotillgänglighet. Människor kan också exponeras för jorddamm som virvlar omkring, genom inandning och hudupptag, men den största exponeringen av metaller brukar komma från oralt intag.

SGI har utfört ett oralt biotillgänglighetstest som visade att kompostjorden från provtagningsplats S4 hade högst biotillgänglighet av testade jordar. Cirka 14 % av blyet kan tas upp via mag-tarmkanalen från provtagningsplatsen S4. Den högsta biotillgängliga halten uppmättes från jorden från provtagningsplats B1:1, vilket var jord från bergskrevor med mycket liten växtlighet. Ett barn (15 kg) kan äta upp till 3 g/dag av jorden från bergskrevan (B1:1) eller 6 g/dag av jorden från provtagningsplats S4, innan det når upp till tolerabelt veckointag av bly som är 25 µg/kg kroppsvikt. För koppar och zink finns ingen TDI-värde angivet. US EPA (2002) har angivit att ett barn (1-6 år) i genomsnitt får i sig 100-200 mg jord per dag, genom att stoppa smutsiga fingrar i munnen. Ett barn med pica-beteende (äter jord > 1 g/dag) kan få i sig mycket mer. Studier i USA visar att det finns barn som kan få i sig upp till 65 g jord/dag. Det är lite osäkert hur vanligt det är att barn har ett pica-beteende. Ett barn med pica-beteende kan således få ett intag av bly som är mycket större än TDI-värdet om det leker på den förorenade marken i Gusums samhälle. Även små barn som stoppar jordiga händer i munnen riskerar att få ett större intag av bly än rekommenderat TDI-värde. Man bör därför se till att små barn och barn med pica-beteende inte dagligen leker på platser där marken/jorden är förorenad. Den förorenade marken/jorden bör undersökas ytterligare och därefter bör den jord som kan medföra högt intag av metaller bytas eller täckas över.

Metaller i vegetabilier

Över tid har zinkhalterna i vegetabilier minskat i Gusums samhälle, men på flera provtagningsplatser var halterna högre än vad som normalt brukar förekomma i vegetabilier

från icke kontaminerade platser i Sverige. Metallhalter av koppar, kadmium, bly har legat konstant, med undantag av dessa metaller i svamp. Första året, 1980, analyserades blandsvamp, övriga år analyserades kantareller, vilket kan vara förklaringen till den stora skillnaden mellan åren 1980-1981. Generellt har svampar bättre förmåga att ta upp metaller än övriga vegetabilier. Det kan därför förekomma förhöjda metallhalter i svamp även om inte jorden är kraftigt förorenad. Olika svampar har olika förmåga att ta upp metaller. Det finns många svampar som tar upp metaller bättre än kantareller. Uppgift saknas om vilken slags svamp som analyserades. Ett fåtal prover utfördes och svampen kan och plockats på en kraftigt förorenad plats eller det kan ha varit ett analysfel. Samma laboratorium analyserade proverna 1980 och 1981, vilket annars kan ha haft betydelse.

Koppar

Koppar ingår i en rad enzymer i kroppen och är därför livsnödvändigt för oss. Koppar förekommer normalt i kosten. Vissa livsmedel innehåller normalt höga kopparhalter. Kött, lever, fisk, nötter, frön och kakao kan innehålla upp till 10 mg/kg (Nordberg, Cherian 2005). Det dagliga intaget av koppar har beräknats till 1-2 mg hos vuxna och mindre än 1 mg hos barn. Behovet av koppar hos barn är 0,6-0,75 mg/dag (WHO 1996). Brist på koppar har förknippats med blodbrist, benskörhet och onormal skelettutveckling. Vid högt intag av koppar kan illamående, diarré, medvetlöshet, njursvikt och vävnadsdöd i levern uppkomma (Socialstyrelsen 2005).

Det misstänks att nyfödda är speciellt känsliga för högt kopparintag då kroppens normala metabolism av koppar ännu inte utvecklats. Att stora doser koppar är toxiskt är välkänt, men effekter av låga doser koppar under lång tid är mycket lite studerat på människor. Förhöjda halter av koppar i dricksvatten har länge misstänkts orsaka magbesvär hos spädbarn. Epidemiologiska studier från bland annat Sverige och Chile tyder på att koppar i dricksvatten i halter upp till 2 mg/l inte leder till diarré och illamående hos spädbarn. En kopparhalt på 3 mg/l har visats ge ökad risk för magbesvär hos vuxna kvinnor.

Den övre gränsen för acceptabelt intag av koppar har av WHO baserats på risken för magbesvär efter konsumtion av dricksvatten med höga kopparhalter. I USA har man istället utgått från risken för leverskada vid riskbedömningen och kommit fram till ett värde på 10 mg koppar/dag för vuxna när man beräknat den övre gränsen för acceptabelt dagligt intag (Pettersson et al 2003). Halterna i potatis, sallad, jordgubbar, lingon och blåbär ligger mellan 0,5-3 mg/kg i Gusum, vilket är inom de nivåer som normalt förekommer i livsmedel. Halten i kantareller från Gusum ligger mellan 2,5-11,3 mg/kg. På provtagningsplatserna K1 och K3 uppmättes de högsta kopparhalterna. Det innebär att en vuxen person kan äta högst ett kilo kantareller per dag från dessa provtagningsplatser. Om man samtidigt äter rikligt med andra livsmedel som normalt har höga kopparhalter, ökar risken för att ha ett stort intag som leder till toxiska effekter. Man bör då undvika stora intag av svamp från plockområde K1 och K3. Sammantaget bedöms det ej föreligga någon ökad hälsorisk avseende uppmätta kopparhalter vid normal konsumtion av vegetabilier från Gusumsområdet.

Zink

Zink är en essentiell metall som har stor betydelse för enzymer funktion. Zink förekommer rikligast i kött, fågel och mjölkprodukter. Rekommenderat dagligt intag för vuxna är 7 mg/kg för kvinnor, 9 mg/kg för män och gravida kvinnor och för ammande kvinnor 11 mg/kg (Livsmedelsverkets hemsida 2007). Vanligt intag bland vuxna är 6-15 mg/dag.

Expertkommittén JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) har år 1982 satt ett provisoriskt dagligt intag av zink som är 1 mg/kg kroppsvikt (Nordberg, Cherian 2005).

Zinkbrist kan bland annat leda till tillväxthämning (bland barn), anorexia, hudförändringar, diarré, försämrad testikelutveckling, försvagat immunförsvar och försämrad kognitiv funktion. Mycket högt intag av zink kan störa kopparmetabolismen och utarma koppar i kroppen. Kronisk exponering för zink, mer än 100 mg/dag kan reducera immunförsvaret och HDL-kolesterolet (Combs 2005).

Högsta halterna av zink uppmättes i kantareller och i lingon vid provpunkterna K1, K3 respektive L1. För att nå upp till det provisoriska TDI-värdet kan en vuxen person konsumera 4,7 kg kantareller eller 6,4 kg lingon och ett barn (15 kg) kan konsumera 1,0 kg kantareller eller 1,4 kg lingon, från angivna provtagningsplatser. Om man räknar med att en vuxen person har ett dagligt intag på 15 mg zink/dag, kan personen äta 3,6 kg kantareller eller 5 kg lingon per dag, innan TDI-värdet överskrids. Sammantaget bedöms det ej föreligga någon hälsorisk med avseende på uppmätta zinkhalter, då zink är en essentiell metall och det krävs onormalt stora intagsmängder av vegetabilier för att en toxisk effekt ska uppstå.

Kadmium

Kadmium förekommer naturligt i alla jordar och kan tas upp av växters rotsystem. Kadmium har en lång biologisk halveringstid vilket gör att metallen ansamlas i kroppen, företrädesvis i lever och njurar. Födan är den viktigaste allmänna exponeringsvägen för kadmium men även rökning medför en betydande exponering.

Metallen finns i de flesta livsmedel men i låga halter. Inälvsmat (lever och njure) och i vissa vilda svamparter kan höga halter finnas, såsom i snöbolls- och kungschampinjon (Jorhem et al 1995). Spannmålsprodukter, rotfrukter, potatis och grönsaker bidrar med ca 75 % av det totala intaget av kadmium hos vuxna. Normalt dagligt intag av kadmium beräknas vara 10-15 µg hos vuxna personer. Högre hos personer som är storkonsumenter av skaldjur och fiberrik kost (Socialstyrelsen 2005).

Vid låga järndepåer ökar kadmiumupptaget i tarmen vilket leder till en högre kroppsbelastning. Många kvinnor har låga järndepåer och har högre kadmiumbelastning än män (Alfén et al 2000). Långvarig förhöjd kadmiumexponering kan skada njurfunktionen. JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) har angivit ett provisoriskt tolerabelt veckintag av kadmium till 7 µg/kg kroppsvikt, vilket innebär att en vuxen person kan ha ett intag på 60-70 µg dagligen under lång tid och ett barn (15 kg) 15 µg dagligen. Vid den exponeringsnivån bedömer JECFA att en del av befolkningen kan drabbas av nedsatt njurfunktion (WHO 2001).

Kadmiumhalten i potatis från Gusumområdet (0,005-0,015 mg/kg färskvikt) innehåller ej högre värden än vad man finner normalt i potatis (0,011 mg/kg färskvikt) (Öborn et al 1995). Medelhalten i sallad ligger på 0,02 mg/kg färskvikt (ett värde 0,04 S2) som motsvarar medelhalten i svenska grönsaker och samtliga värden ligger under EU:s högsta tillåtna halt. Halten i bär (jordgubbar, lingon, blåbär) ligger också på låga nivåer (0,002-0,01 mg/kg färskvikt). Vad gäller kantarell så ligger medelhalten på 0,05 mg/kg färskvikt (ett värde K4 0,11) vilket ligger under EU:s högsta tillåtna halt (Jorhem et al 1993, EU kommissionens förordning nr 466/2001). En vuxen person kan konsumera 0,5 kg kantareller från denna plats

och ett barn kan konsumera 0,1 kg innan TDI-värdet uppnås. Av övriga vegetabilier krävs en konsumtion på flera kilo innan TDI uppnås. Sammantaget bedöms det ej föreligga någon ökad hälsorisk avseende uppmätta kadmiumhalter i livsmedel från detta område, såvida man inte är storkonsument under längre tid av kantareller från provtagningsplats K4. Särskilt kvinnor i fertil ålder och rökare bör undvika regelbundet intag av svamp från detta område för att undvika att öka på kroppsbördan av kadmium, vilket i förlängningen skulle kunna leda till njurskador.

Bly

Bly förekommer allmänt i miljön och tas upp av växter. Livsmedel och dryck är vanliga källor för exponering. De högsta halterna brukar förekomma i njure, lever, champinjoner, vin, skaldjur och vallmofrö. Bly kan skada nervsystemet och hämma blodbildningen. Foster och små barn som exponerats för bly kan få nedsatt intellektuell kapacitet, fördröjd utveckling och beteendestörningar (Socialstyrelsen et al 2001). FAO/WHO har angivit ett högsta tolerabla veckointag på 25 µg/kg kroppsvikt, vilket motsvarar ca 50 µg/dag för små barn och 200-250 µg/dag för en vuxen person. I genomsnitt brukar en vuxen individ få i sig 15-30 µg/dag via kosten (Socialstyrelsen 2004).

Blyhalterna i potatis, sallad, jordgubbar, lingon, blåbär och kantareller ligger under EU:s högsta tillåtna halt 0,1-0,3 mg/kg färskvikt beroende på slag av gröda (Kommissionens förordning nr 466/2001), förutom två undantag (lingon L1 0,32 mg/kg färskvikt och kantareller K2 0,41 mg/kg färskvikt). Från dessa platser kan en vuxen konsumera 0,8 kg lingon per dag eller 0,6 kg kantareller per dag, innan TDI-värdet för bly uppnås. Motsvarande kan ett barn (15 kg) konsumera 0,15 kg lingon eller 0,4 kg kantareller från de mest förorenade platserna. Om det normala dagsintaget av bly medräknas, minskar mängden tolerabelt intag till 0,7 kg lingon eller 0,5 kg kantareller. Av övriga vegetabilier kan en vuxen person konsumera flera kilo. Sammantaget bedöms det ej föreligga någon ökad hälsorisk avseende uppmätta blyhalter i livsmedel från Gusumområdet i stort. Dock bör man undvika att alltför ofta plocka lingon, blåbär och svamp i plockområde 1 och 2.

Mangan

Mangan deltar i omsättningen av kolhydrater och lipider och är ett essentiellt näringsämne för både människa och djur. Mangan ingår i flera enzymer och aktiverar ännu flera. Dagsbehovet är 30-50 µg/kg kroppsvikt (Nordberg, Cherian 2005), vilket motsvarar ett dagligt intag på 2,1-3,5 mg för en vuxen person. Bristsymtom är sällsynt hos människa. Ca 3-8 % av mangan absorberas från mag-tarmkanalen men upptaget kan vara större för småbarn. Innehållet av järn och kalcium i födan är omvänt kopplat till absorptionen av mangan. Känsliga grupper för oralt intag av mangan skulle kunna vara småbarn, äldre, individer med järnbrist och leversjuka. Känsligt organ är centrala nervsystemet och det finns evidens för att exponering för högre manganhalter i luft kan ge allvarliga neurotoxiska effekter. Det finns även studier som pekar på hälsoeffekter av mangan via kontaminerat dricksvatten. Hos barn i ålder 6-15 år har man sett inlärningssvårigheter, minnestörningar och sämre neuropsykologiska testresultat vid manganhalter i dricksvatten från 0,5-1,2 mg/l. Det finns en brist på vetenskapliga data varför det är svårt att sätta en övre gräns för intag av mangan via födan. Dock talar de neurotoxiska fynden och misstänkt högre känslighet hos vissa grupper för att exponering för högre doser än vad som är normalt i födoämnen och drycker kan innebära en risk för negativa hälsoeffekter. Intaget av mangan via födan har uppskattats till 5-10 mg/dag ibland något högre (European Commission 2000).

I Gusumområdet uppmättes manganhalter i lingon och blåbär (11-45 mg/kg) men även i sallad (2-7 mg/kg) som är ganska höga men som ej skiljer sig nämnvärt från halter uppmätta i lingon, blåbär (3,5-98 mg/kg, Jorhem & Sundström 1993) och sallad (0,65-4,5 mg/kg, Jorhem & Sundström 1993) från andra områden. Mot bakgrunden att vetenskapen ej ger något stöd för att sätta en övre gräns för intag av mangan, så kan man ej ge någon specifik kostrekommendation utan endast allmänt uppmana att barn, äldre och gravida tänker på att ej konsumera stora mängder av födoämnen som innehåller höga halter av mangan. Sammantaget bedöms det ej föreligga någon hälsorisk med avseende på uppmätta manganhalter i Gusum, då uppmätta halter ligger inom samma nivå i vegetabilier från opåverkade områden.

Organiska ämnen i vegetabilier

Människan exponeras av dioxiner och dibensofuraner via livsmedel, främst fisk, kött och mejeriprodukter. I genomsnitt är dagligt intag av dioxin via livsmedel 1 pg TEQ/kg kroppsvikt bland vuxna och 3-4 pg TEQ/kg kroppsvikt bland barn. Små barn har tre till fyra gånger högre intag av dioxin på grund av att de äter mer per kg kroppsvikt och äter mer av livsmedel som innehåller dioxin och PCB. Intaget minskar sedan med åldern. Tolv procent av den vuxna befolkningen har ett större intag än 2 pg TEQ/kg kroppsvikt, vilket är av WHO angivna TDI (Socialstyrelsen et al 2005).

Dioxin och dioxinlika föreningar kan påverka flera hormonsystem som verkar via specifika cellulära receptorer till exempel östrogen (kvinnligt könshormon), tyroxin (sköldkörtelhormon) och retinoider (vitamin A). Påverkan på hormonsystemen kan vara möjliga mekanismer bakom de effekter som uppkommer vid lågdosexponering för dioxinlika föreningar, till exempel cancer, påverkan på immunförsvar och reproduktion (Socialstyrelsen et al 2001, Bernes 1998).

Gränsvärde för dioxin i vegetabilier saknas, eftersom det inte förväntas tas upp i vegetabilier. De få studier som utförts har visat låga halter (rotfrukter 0,009-0,015, jordgubbar 0,009 pg/g PCDD/F-TEQ) (POPar SLV ej publicerat). Om det förekommer är det mest sannolikt att dioxinet har deponerats på grödan från luftutsläpp från en industri eller annan förbränning. Dock kan dioxin i vegetabilier förekomma, vilket resultaten från Gusum visar. Detekterbara halter fanns i jordgubbar, potatis, lingon och blåbär. De högsta halterna av dioxin uppmättes i lingon (0,035 TEQ ng/kg färskvikt) och potatis (0,006 TEQ ng/kg färskvikt) från provtagningsområde LA och PA.

Det tolerabla dagliga intaget (TDI) av dioxin är 2 pg TEQ/kg kroppsvikt. Det skulle innebära att en vuxen person (70 kg) kan äta 23 kg potatis/dag från provtagningspunkt PA eller 4 kg lingon/dag från provtagningsplats LA för att uppnå TDI-värdet. Motsvarande kan ett barn (15 kg) äta 5 kg potatis/dag eller 0,8 kg lingon/dag. Med hänsyn tagen till det genomsnittliga intaget av dioxin via livsmedel, kan en vuxen person äta 11 kg potatis/dag eller 2,5 kg lingon/dag, vilket är stora mängder och kan inte anses vara normal konsumtion. Barn har normalt ett högre intag av dioxin via livsmedel som överstiger TDI. Mot bakgrund av detta bör barn från Gusum, undvika att äta lingon och potatis från provområde LA och PA. För den vuxna befolkningen med normal konsumtion och normalt intag av dioxin, bedöms det inte medföra ökad hälsorisk att konsumera vegetabilier från Gusum på grund av dioxin i vegetabilier. Personer som redan har ett högt intag av dioxin bör dock vara försiktiga med ytterligare intag.

PAH

PAH finns överallt i vår omgivning och finns även i livsmedel. Det kan ha kommit från luftföroreningar eller producerats under tillagningsprocessen. I vegetabilier odlade i närheten av industrier som släpper ut PAH kan höga halter av PAH finnas i dem, vilket har påvisats i studier från Sundsvall, där ett aluminiumverk har släppt ut mycket PAH under flera år (Hanberg et al 2006). Högst halter av PAH brukar vanligtvis förekomma i grillade och rökta kött- och fiskprodukter, oljor, fetter och i musslor från förorenade vatten (Thuvander et al 1996). Bens(a)pyren (BaP) brukar användas som indikator för PAH. Den högsta tillåtna halten av BaP i livsmedel (olja, fetter) är för närvarande 2,0 µg/kg och livsmedel ämnade för spädbarn och småbarn är 1,0 µg/kg (Kommissionens förordning (EG) nr 466/2001). Halterna i vegetabilier från Gusum är samtliga under detta gränsvärde. Sammantaget bedöms inte PAH i vegetabilier utgöra en hälsorisk i Gusum.

Metaller i fisk

I mark, sediment och vatten omvandlas metalliskt kvicksilver till metylkvicksilver av bakterier. Metylkvicksilver ackumuleras lätt i fisk och halten stiger med storleken och ålder på fisken. I rovfiskar såsom i abborre och gädda förekommer de högsta halterna. I Sverige finns många insjöar där förhöjda kvicksilverhalter i fisk förekommer, vilket har lett till att konsumtion av fisk är den största källan till intag av metylkvicksilver. Foster och spädbarn är den största riskgruppen för exponering. Metylkvicksilver kan lätt tas upp i mag-tarmkanalen och kan passera cellmembran och blod- hjärnbarriären och medföra skador på det centrala nervsystemet. Metylkvicksilver kan även passera moderkakan till foster. Under utvecklingen av nervsystemet är känsligheten för exponering som störst. Även vid relativt låg exponering kan skador uppkomma i form av försämrade psykomotorisk utveckling hos barn (Socialstyrelsen et al 2001, 2005, Berglund et al 2001, Ask et al 2002).

Livsmedelsverket har mot ovanstående bakgrund infört kostråd, där gravida kvinnor uppmanas att undvika att äta insjöfisk och flickor och kvinnor i barnafödande ålder ska högst äta insjöfisk en gång i veckan. WHO:s expertorgan JECFA har angivit ett högsta tolerabla veckointag av metylkvicksilver på 1,6 µg/kg kroppsvikt och National Research Council i USA har angivit ett högsta tolerabla veckointag på 0,7 µg/kg kroppsvikt. Beräkningarna har gjorts från samma data från samma studier men de olika expertorganen har kommit fram till olika tolerabla intagsvärden. Båda anger att gränsen är till för att skydda foster (Socialstyrelsen et al 2005).

Baserat på det högsta tolerabla intagsvärdet skulle det innebära att en vuxen kvinna (60 kg), kan äta högst en portion (125 g/portion) av en halvkilos abborre från Byngaren två gånger i veckan och ett barn (15 kg), kan äta en portion (75 g) av en halvkilos abborre från samma plats högst tre gånger i månaden. Om större fiskar konsumeras kan intaget av metylkvicksilver bli större, eftersom halten kvicksilver brukar öka med fiskens storlek. Enligt ovanstående beräkningar utifrån uppmätta halter, går fisken från Gusum att konsumera oftare än Livsmedelsverkets allmänna kostråd. Det beror på att fisken inte innehåller lika mycket kvicksilver som den kan göra i andra svenska insjöar.

Av uppmätta metaller i fisken från Gusums vattensystem dominerade zink, vilket är vanligt. De högsta halterna uppmättes i gädda (9,7 mg/kg färskvikt) och abborre (5,5 mg/kg färskvikt) från Yxningen. Halterna är inom gränsen för rekommenderat dagligt intag för zink (7-11 mg) och långt under TDI-värdet (1 mg/kg kroppsvikt) (Nordberg, Cherian 2005).

Metaller i kräfta

Halterna av koppar och zink i kräftor var mycket högre än i fisk. De högsta halterna i kräftmuskel och i kräftsmör förekom i kräftor från Gusumsån, fångade mellan bruket och Ursätter, medan de lägsta halterna uppmättes i kräftor från Yxningen och Forsen. Kopparhalten i muskeln var 13-28,7 mg/kg färskvikt och i kräftsmöret 62,7-239 mg/kg färskvikt. Zinkhalten var i muskeln 14,4-16,6 mg/kg och i kräftsmöret 22,4-33,7 mg/kg färskvikt. Tidigare har 4,1-6,9 mg koppar/kg färskvikt och 13-17 mg zink/kg färskvikt uppmätts i kräftmuskel från Sverige (Jorhem et al 1994). Kräftorna från nedre delen av Gusumsån är starkt påverkade av kopparkontamineringen men inte av andra metaller. Kräftor har en förmåga att ackumulera och reglera koppar. Vid hög kopparbelastning i vävnader, utsöndras koppar och tar med sig andra tungmetaller (Zia et al 1989).

Den övre gränsen för acceptabelt intag av koppar baserat på risken för leverskada är 10 mg koppar/dag (Pettersson et al 2003) eller 70 mg koppar/vecka för en vuxen person. Det innebär att man kan äta högst 2,5 kg i veckan av kräftköttet från kräftorna i Gusumsån. Kräftsmöret bör man undvika, på grund av höga kopparhalter i kräftsmöret. Av zink bör inte intaget vara större än 100 mg/dag på grund av risken att reducera immunförsvaret och HDL-kolesterolet (Combs 2005). För att uppnå den övre gränsen måste man konsumera flera kilo. Sammantaget bedöms det inte föreligga någon hälsorisk med avseende uppmätta metallhalter i kräftkött, men man bör undvika att konsumera kräftsmöret på grund av mycket höga kopparhalter, som på sikt kan leda till leverskada.

Organiska ämnen i fisk och kräftor

PCB förekommer spritt i miljö. Efter användningen i Sverige förbjöds år 1978, har halterna sjunkit i miljön men fortfarande förekommer PCB i främst i animaliska produkter, såsom kött, fisk och mjölkprodukter. Människor exponeras främst via fisk. PCB förekommer mest i fet fisk (tex. lax, röding, öring, strömming, ål) eftersom ämnet är lipofilt och ansamlas i fettvävnad. Normalt innehåller mager fisk (tex. abborre, gädda) låga halter eftersom de har lite fettvävnad (Socialstyrelsen 2001 et al, Bernes 1998).

Vissa PCBer är dioxinlika och verkar via samma mekanismer som dioxiner, det vill säga via bindning till Ah-receptorn, som utlöser en kedja av reaktioner. Reaktionen slutar med att Ah-receptorn kopplas till en DNA-sekvens efter att ha vandrat in i cellkärnan och orsakar toxisk verkan. Andra PCBer verkar via andra mekanismer som till stor del är okända. Den toxiska verkan skiljer mellan olika kongener, både bland dioxiner och PCB. Toxiciteten hos icke dioxinlika PCBer är inte lika studerad. Det är också oklart om kongenerna kan samverka med varandra eller motverka varandra (van der Berg et al 1998, Bernes et al 1998).

Cancer, immunotoxicitet, beteendeeffekter, försämrad inlärning, låg födelsevikt är identifierade kritiska effekter av PCB i studier på råttor och apor. Beteendeeffekterna hos apor liknar de effekter som iakttagits hos barn, vars mödrar exponerats för PCB-kontaminerad fisk. Den kritiska perioden för exponering är främst under foster- och amningsperioden. PCB och dioxiner har förmågan att binda till fettvävnad och kan transporteras via moderkakan och genom blod-hjärnbarriären till fostret eller det diande barnet. Under den tiden är barnet känsligast för exponering (Bernes 1998, Socialstyrelsen et al 2001, Öberg et al 2000)

Tidigare var halterna i fisk fångade i Gusums vattensystem extremt höga. Halterna var mellan 100-500 gånger högre än normalt vid provtagningarna år 1977. Vid provtagningarna år 1989 var halterna fortfarande mycket höga, det vill säga 3-30 gånger högre än i fisk fångade från andra sjöar vid samma tidsperiod. Dagens halter går inte att jämföra med tidigare data, eftersom dåtidens analysmetoder inte kunde urskilja enskilda kongener, vilket går att göra med dagens analysmetoder. Det är också svårt att jämföra halter i fisk från andra sjöar, eftersom analysresultat kan skilja mellan olika laboratorier. Resultaten blir olika beroende på vilken metod som används, hur fetthalten bestäms och vilket laboratorium som utfört analyserna (Bignert och Andersson 2007 muntligen). Även idag kan halterna skilja mycket beroende på dessa faktorer. Det visar en rapport av Bignert (2007). Graden av näringsrikedom i sjöarna påverkar också halten i fisken. Ju mer näringsrik en sjö är, desto lägre halt lagras i fisken om belastningen till sjön är lika på grund av en utspädningseffekt. Det vill säga de organiska miljögifterna har mer biologiskt material att fördela sig på om sjön är näringsrik (Larsson et al 1992).

I Gusumsån och i Byngaren har fiskarna ett mycket speciellt kongenmönster av PCB, som till viss del även syns i kräftsmöret. Det skiftar mellan högklorerade och lågklorerade kongener beroende på fångstplats och art. PCB153 brukar vara den kongen som dominerar i fisk, men så är inte fallet i Gusum. Det avvikande kongenmönster beror på det lokala utsläpp av olja som skedde år 1972. Vilka kongener oljan innehöll är okänt.

Fisken och kräftorna i Gusum är fortfarande påverkad av PCB-utsläppet även om halterna idag inte är extremt höga. Halten av PCB ökar från Yxningen till Byngaren, både i gädda och i abborre. I kräftmuskel finns inga detekterbara halter, vilket beror på att kräftan saknar fett i muskelvävnaden. PCB lagras i kräftans lever/bukspottsörtel (hepatopancreas) och i kräftsmöret. När kräftan byter skal vid tillväxt, följer en del av kräftsmöret med det avlagda skalet. På så vis kan kräftan avgiftas.

Idag finns enbart gränsvärden för PCB153 och dioxinlika PCB-kongener. Dessa varianter av PCB förekommer inte i lika hög grad som övriga uppmätta PCB-kongener i fisk och kräftor från Gusum. Framst var det PCB118 som dominerade i dessa prov. PCB118 är en svag dioxinlik kongen som ingår i TEQ-konceptet och där ett gränsvärde finns, det vill säga 4 pg/g färskvikt (4 ng/kg färskvikt) (Rådets förordning (EG) nr 2375/2001). Högsta halten av summaTEQ i abborre var 3,3 ng/kg färskvikt och i gädda 3,2 ng/kg färskvikt från Gusumsån fångstplats mellan Bruket-Ursätter, där också de högsta halterna av summaPCB7 förekom i fisken. WHO har utfärdat ett provisoriskt månadsintag på 70 pg TEQ/kg kroppsvikt. Om man bara utgår från de dioxinlika kongenerna och utför beräkningar baserat på tolerabelt månadsintag, skulle det innebära att en vuxen person (70 kg) kan konsumera 16 kg abborre/mån, vilket motsvarar tre portioner (125 g/portion) abborre per dag. Ett barn (15 kg) kan konsumera en portion per dag (75 g). Då är inte alla andra PCB-kongener medräknade. Idag finns inte gränsvärde för andra kongener, beroende på för lite kunskap om de toxiska effekterna. Om hänsyn tas till att de flesta vuxna människor har ett dagligt intag av dioxiner och dioxinlika PCB på 1 pg TEQ/kg kroppsvikt och småbarn har ett dagligt intag på 3-4 pg TEQ/kg kroppsvikt, kan en vuxen person konsumera 1,5 portioner abborre per dag och ett litet barn ska då undvika fisken från Gusumsån och Byngaren. Tolv procent av befolkningen har ett intag av dioxiner och dioxinlika PCBer som är högre än 2 pg TEQ/kg kroppsvikt. Det är främst högkonsumenter av fisk, kött och mjölkprodukter som har högt intag. Dessa personer bör avstå att konsumera fisk från Gusumsån och Byngaren.

Baserat på intagsberäkningar och gränsvärde för dioxinlika kongener och dagens uppmätta halter, finns ingen ökad hälsorisk för vuxna med normalt intag av dioxin och dioxinlika PCB-kongener och normal konsumtion av fisk från Gusumsån och Byngaren. För personer med högt intag av dioxiner och dioxinlika PCBer, gravida och små barn finns ingen säker nivå. Vi bedömer därför att konsumtion av fisk från Gusumsån och Byngaren bör begränsas bland ovanstående riskgrupper, eftersom fisken fortfarande är påverkad av utsläppet och kongenmönstret är mycket speciellt, samt det är okänt vilken toxisk verkan de uppmätta kongenerna har. Det går inte att utesluta att övriga PCB-kongener kan ha toxisk verkan och på sikt bidra till hälsoeffekter, såsom cancer, påverkat immunförsvar, försämrad inlärning, beteenderubbningar, låg födelsevikt bland konsumenter och dess avkomma. I analyserna har endast 18 kongener analyserats. Det kan finnas andra kongener i högre halter än de som har analyserats. Mot bakgrund av ovanstående resonemang bör man undvika att ofta konsumera fisken från Gusumsån till Byngaren. Detsamma gäller för kräftorna vars halter i kräftsmöret ökar från Gräsdalen till Byngaren, såvida man inte undviker att äta kräftsmöret och konsumerar få gånger per år. Om man ändå vill äta fisken från Gusumsån/Byngaren rekommenderar vi att man följer Livsmedelsverkets allmänna kostråd, som lyder: *Flickor samt kvinnor i barnafödande ålder kan konsumera abborre/gädda högst en gång/månad, men avstå från lever från lake. Gravida kvinnor ska avstå från att konsumera fisken. Övriga konsumenter kan konsumera fisken en gång/vecka.* Dessa kostråd bör följas med undantag för små barn och personer med högt intag av dioxin och dioxinlika PCBer. Dessa personer bör undvika att konsumera fisken från Gusumsån och Byngaren. Små barn har redan ett högt intag via den normala kosten och de är känsliga för exponering. Fisk och kräftor från Yxningen kan konsumeras fritt.

Sammantaget bedöms det ej föreligga någon hälsorisk med avseende på dagens uppmätta halter i fisk och kräftor från Gusumsån och Byngaren bland personer om Livsmedelsverkets kostråd följs. För riskgrupper såsom gravida/foster, små barn och personer med högt intag av dioxin och dioxinlika PCBer finns ingen säker nivå då inga hälsorisker såsom cancer, påverkat immunförsvar, försämrad inlärning, beteenderubbningar, låg födelsevikt uppstår. Dessa personer bör undvika att konsumera fisk och kräftor med kräftsmör från Gusumsån och Byngaren men kan gärna konsumera fisk och kräftor från Yxningen eller från andra mindre påverkade sjöar.

Samlad bedömning

På flera provtagningsplatser i Gusum innehöll vegetabilier förhöjda metallhalter, jämfört med vegetabilier odlade/plockade från icke kontaminerade områden. Inom två områden, provtagningsplats L1 (lingon) och K2 (kantareller) överstegs gränsvärdet för bly, vilket innebär att dessa inte får försälas och inte bör konsumeras. Kantareller från provtagningsplatserna K1 (samma plats som L1) och K3 innehöll förhöjda halter av koppar och zink. Kantareller från provtagningsplats K4 innehöll förhöjda halter av kadmium men gällande gränsvärde för kadmium överstegs ej. Inom provtagningsplats L1 (LA) förekom även förhöjda zink- och dioxinhalter. Potatis från provtagningsplats PA innehöll också förhöjda dioxinhalter. PAH-halterna var mycket låga i samtliga prov.

Sammantaget bedöms det ej föreligga någon ökad hälsorisk avseende dagens uppmätta metall- och dioxinhalter i vegetabilier från Gusumsområdet, vid normal konsumtionen. Metaller förekommer normalt i kosten, vilket medför att det redan finns ett visst intag av exempelvis bly. Om normalt intag av bly medräknas, kan en vuxen person konsumera ca

0,5 kg kilo lingon eller ca 0,5 kg kantareller varje dag och ett barn ca 0,1 kg lingon eller ca 0,1 kg kantareller innan TDI-värdet (tolerabelt dagligt intag) för bly uppnås, vilket är stora mängder och kan inte anses som normal konsumtion. I Gusum förekommer blandningar av flera metaller och dioxiner som var förhöjda. Det går inte att utesluta att metallerna och dioxinerna samverkar med varandra och förstärker varandras toxiska effekter som på sikt kan bidra till negativa hälsoeffekter, såsom nedsatt intellektuell kapacitet, fördröjd utveckling, beteendestörningar, hämmad blodbildning, njurpåverkan, cancer, påverkat immunförsvar. Dessa hälsoeffekter förknippas ofta med exponering för bly, kadmium och dioxin. Riskgrupper (gravida, små barn, kvinnor i fertil ålder) bör särskilt undvika att regelbundet konsumera bär och svamp från påverkade områden i Gusum. Vi rekommenderar istället att man plockar bär och svamp i mindre påverkade skogsområden längre bort från bruksområdena. Vidare bör man skölja bär, frukt och grönsaker noggrant innan förtäring, då föroreningarna kan vara bundna till damm/jord som lagrats på dem.

Inom gamla bruksområdet och i närområdet kring de båda bruksområdena var jorden/marken kraftigt metallförorenad på vissa provtagningsplatser, vilket kan medföra att ett litet barn kan få i sig metaller när det stoppar smutsiga fingrar i munnen. Vissa barn har ett pica-beteende (äter jord). Små barn och barn med pica-beteende riskerar att få ett större intag av till exempel bly än rekommenderat TDI-värde. Man bör därför se till att dessa barn inte dagligen leker på förorenade platser. Alternativt bör man mer detaljerat undersöka jorden och sedan byta ut eller täcka över den jord som kan medföra stort föroreningsintag.

Fisken och kräftorna är fortfarande påverkade av PCB-utsläppet år 1972 men har minskat jämfört med tidigare mätningar. Baserat på intagsberäkningar och gränsvärde för dioxinlika kongener och dagens uppmätta halter, finns ingen ökad hälsorisk (cancer, beteendestörningar, försämrad inlärning, påverkan på immunförsvaret, låg födelsevikt) för vuxna med normalt intag av dioxin och dioxinlika PCB-kongener och normal konsumtion av fisk från Gusumsån och Byngaren. För riskgrupper, det vill säga personer med högt intag av dioxiner och dioxinlika PCBer (storkonsumenter av fisk, kött, mjölkprodukter), gravida och små barn finns ingen säker nivå. Mot bakgrund av detta bör riskgrupper undvika att konsumera fisken från Gusumsån till Byngaren. Detsamma gäller för kräftorna vars halter av både PCB och koppar i kräftsmöret ökar från Gräsdalen till Byngaren, såvida man inte undviker att äta kräftsmöret och konsumerar hela kräftan få gånger per år. Det är oklart om koppar och PCB kan samverka med varandra och orsaka toxisk effekt på människa. Vill man äta hela kräftan och undvika förorenad fisk, men ändå ha lokalt fångade, bör man välja kräftor och fisk fångade i Yxningen. Med undantag för riskgrupper kan en viss konsumtion av fisk från Gusumsån och Byngaren tolereras om Livsmedelsverket generella kostråd följs: *Flickor samt kvinnor i barnafödande ålder kan konsumera abborre/gädda högst en gång/månad, men avstå från lever från lake. Gravida kvinnor ska avstå från att konsumera fisken. Övriga konsumenter kan konsumera fisken en gång/vecka.*

Referenser

Analytica (2003), analysprotokoll med avseende på metaller i fisk och kräfta samt PCB i lever från lake.

Andersson Ö., Linder C-E., Vaz R. (1984). Levels of Organochlorine Pesticides, PCBs and Certain Other Organohalogen Compounds in Fishery Products in Sweden, 1976-1982. Vår Föda 36:1. Statens Livsmedelsverk.

Andersson Ö., Atuma S., Linder C-E., Bergh A., Hansson L. (1997), Organiska klorföreningar i fisk, Livsmedelsverkets Rapport 2/97. Uppsala.

Alfven T., Elinder C. G., Carlsson M. D., Grubb A., Hellstrom L., Persson B., Pettersson C., Spang G., Schutz A., Jarup L. (2000), Low-level cadmium exposure and osteoporosis. J Bone Miner Res. 15(8):1579-86.

Alloway B. J. (2005) Bioavailability of elements in soil. Chapter 14 in Essentials of medical geology.

Ask K., Petersson-Grawé K., Vahter M., Palm B., Berglund M. (2002). Kvicksilverexponering hos kvinnor med högt fiskintag. Institutet för miljömedicin (IMM), Karolinska Institutet, Stockholm. Forsknings och utvecklingsavdelningen Livsmedelsverket, Uppsala.

Atuma S. S., Linder C-E., Andersson Ö., Bergh A., Hansson L. Wicklund-Glynn A. (1996) CB153 as indicator for congener specific determination of PCBs in diverse fish species from Swedish waters. Chemosphere 33;8:1459-1464.

Berglund M., Ask K., Palm B., Petersson-Grawé K., Björs U., Vahter M. (2001) Undersökning av kvicksilverexponering hos gravida kvinnor i Uppsala län. Naturvårdsverket. Institutet för miljömedicin (IMM), Karolinska Institutet, Stockholm. Forsknings och utvecklingsavdelningen Livsmedelsverket, Uppsala.

Bernes C. (1998), Organiska miljögifter, Monitor 16. Naturvårdsverkets förlag. Stockholm.

Bignert A. (2007), Comments Concerning the National Swedish Monitoring Programme in Fresh Water Biota 2001. Contaminant Research Group at the Swedish Museum of Natural History.

Boliden Gusum AB (1992), Undersökning avseende metallhalter i grönsaker i närheten av Boliden Gusums metallverk 1990.

Carlsson G. (1981), Undersökning av frukt, bär, grönsaker och spannmål kring Gusums bruk.

Combs 2005, Chapter 7 in Essentials of Medical Geology. Impact of the Natural Environment on Public Health, 2005.

European Commission. Scientific Committee on Food (2000), Opinion of the SCF on the Tolerable Upper Intake Level of Manganese.

Hanberg A., Berglund M., Stenius U., Victorin K., Abrahamsson-Zetterberg L. (2006), Riskbedömning av PAH i mark, luft, grönsaker och bär i Sundsvall. IMM-rapport nr 1/2006.

Jorhem L., Sundström B. (1993), Levels of lead, cadmium, zinc, copper, nickel, chromium, manganese and cobalt in foods in the Swedish market 1983-1990. *J Food Comp Anal* 6:223-241.

Jorhem L., Engman J., Sundström B., Thim A. M. (1994) Trace elements in Crayfish: Regional Differences and Changes Induced by Cooking. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 26; 137-142.

Jorhem L., Sundström B. (1995), Levels of some trace elements in edible fungi, *Z Lebensm Unters Forsch* 201:311-316.

Kommissionens direktiv 2005/7/EG om ändring av 2002/70/EG om fastställande av krav för bestämning av gränsvärde för dioxiner och dioxinlika PCB.

Kommissionens förordning (EG) nr 466/2001 om fastställande av högsta tillåtna halt för vissa främmande ämnen i livsmedel.

Lantbrukskemiska stationen, Kristianstad (88-11-22), Analysintyg, diarienummer 15819-60.

Larsson P., Collvin L., Okla L., Meyer G., (1992), Lake productivity and water chemistry as governors of the uptake of persistent pollutants in fish. *Environ Sci Tech* 26:346-352.

LIVSFS 1993:36, Livsmedelsverkets föreskrifter om vissa främmande ämnen i livsmedel.

Länsstyrelsen (1973), Östergötlands läns allmänna kungörelser Nr 95 Fiskeförbud inom Valdemarsviks kommun.

Länsstyrelsen (1975), Östergötlands läns allmänna kungörelser Nr 5 Upphävande av fiskeförbud.

Miljöforskargruppen (1990), En beskrivning av påverkan på omgivningarna till koppar- och mässingsverket i Gusum.

Miljövardsenheten, Länsstyrelsen i Östergötlands län (2003). Bidragsansökan för huvudstudie Gusums Bruk, Valdemarsviks kommun.

Nordberg M., Cherian M.G., Biological Responses of Elements, Chapter 8 in *Essentials of Medical Geology. Impact of the Natural Environment on Public Health*, 2005.

Pettersson K., Rasmussen F., Oskarsson A. (2003) Copper in drinking water a risk factor for diarrhoea among children. A population based study. *Acta paediatr* 92:473-80.

Rådets förordning (EG) nr 2375/2001 om ändring av kommissionens förordning (EG) nr 466/2001 om fastställande av högsta tillåtna halt för vissa främmande ämnen i livsmedel.

SGI (2007-02-09). Gusumsprojektet – Undersökning av mark, fisk, kräftor och utvalda vegetabilier i och omkring Gusums samhälle.

Socialstyrelsen, Institutet för miljömedicin (IMM), Miljömedicin i Stockholms läns landsting. Miljöhälsorapport 2001.

Socialstyrelsen (2004), Miljökonsekvensbeskrivning och hälsa. Några föroreningskällor – beskrivning och riskbedömning.

Socialstyrelsen, Institutet för miljömedicin (IMM), stockholms läns landsting, Centrum för folkhälsa, Arbets- och miljömedicin. Miljöhälsorapport 2005.

Statens Livsmedelsverk (1992), Analysprotokoll från Kemiska enheten 3, Statens Livsmedelsverk med avseende på PCB i fisk fångad i Gusumsåns vattensystem.

Statens Livsmedelsverk (1980-10-21). Protokoll från Livsmedelslaboratoriet av tungmetallanalys av frukt, bär och grönsaker från Gusum.

Sveriges Geotekniska Förening (2001). Fälthandbok. Miljötekniska undersökningar. SGF rapport 1:2001.

Thuvander A., Beckman-Sundh U., Andersson C. PAH i livsmedel – Vad vet vi om hälsorisken? Vår föda 2/96.

United States Environmental Protection Agency (US EPA) (2002), Child-Specific Exposure Factors Handbook.

Valdemarsviks kommun, Hälsa- och miljövårdsnämnden (1980-11-13), Sammanträdesprotokoll § 210. Tungmetallanalys av frukt, bär och grönsaker från Gusum.

Valdemarsviks kommun, Hälsa- och miljövårdsavdelningen (1980-11-13), bilaga till § 210. Bedömning av tungmetallanalys av frukt, bär, grönsaker från Gusum.

Valdemarsviks kommun, Hälsa- och miljövårdsnämnden (1981-05-25). Sammanträdesprotokoll § 63. Bestämning av slutgiltigt program för provtagning av frukt, bär, grönsaker kring Gusum växtsäsongen 1981.

Valdemarsviks kommun, Hälsovårdsnämnden (1982-04-13), bilaga till § 210. Informationsblad till odlare och bärplockare beträffande halter av tungmetaller i bär, frukt, grönsaker, rotfrukter, svamp och spannmål.

Van der Berg M., Birnbaum L., Bosveld ATC et al. (1998). Toxisk equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs and PCDFs for humans and wildlife. Environ Health Perspect 106, 775-792.

World Health Organization (1996). Trace elements in human nutrition and health. Geneva, WHO.

World Health Organization (1998). Copper. Guidelines for drinking water quality, WHO 1998. Environmental Health Criteria 200.

Vätternvårdsförbundet (1996), Miljögifter i röding och abborre från Vättern, Rapport nr 45.

Zia S., Alikhan M. A. (1989) Copper Uptake and Regulation in Copper-tolerant Decapod *Cambarus bartoni* (Fabricius) (Decapoda, Crustacea), Environ Contamin. Toxicol 42: 103-110.

Öberg M., Håkansson H. (2000). Hälsorisker med långlivade organiska miljögifter, Naturvårdsverkets förlag, Rapport 5121.

Öborn I, Jansson G, Johnsson L. (1995). A field study on the influence of soil pH on trace element levels in spring wheat (*Triticum aestivum*), potatoes (*Solanum tuberosum*) and carrots (*Daucus carota*). Water Air Soil Pollut 85: 835-40.

[http://www.ivl.se/db/plsql/dvsb_meta_info\\$b1.actionquery?p_1_dvsbpr_klartext=%25hav](http://www.ivl.se/db/plsql/dvsb_meta_info$b1.actionquery?p_1_dvsbpr_klartext=%25hav)

http://www.slv.se/templates/SLV_Page.aspx?id=12513&epslanguage=SV

http://www.slv.se/templates/SLV_Page.aspx?id=14348&epslanguage=SV

http://www.slv.se/templates/SLV_Page.aspx?id=11489&epslanguage=SV

Bilaga 1

Tabell 1: Uppmätta medelhalter (mg/kg färskvikt) i vegetabilier i Gusums samhälle år 2006, n anger antalet provtagningsplatser. Värden inom parentes anger max och minvärde. Gulmarkerade värden ligger över den halt som vanligtvis brukar förekomma i vegetabilier odlade på okontaminerad mark.

	Blåbär (n=5)	Lingon (n=5)	Jordgubbar (n=5)	Sallad (n=5)	Potatis (n=5)	Kantareller (n=5)
As	<0,04	<0,04	<0,03	0,035 (<0,03-0,044)	<0,04	0,042 (<0,04-0,05)
Cd	0,004 (<0,002-0,007)	0,003 (<0,002-0,003)	0,005 (0,002-0,011)	0,021 (0,012-0,041)	0,010 (0,005-0,015)	0,063 (0,042-0,111)
Pb	0,026 (<0,02-0,052)	0,080 (<0,02-0,32)	0,016 (<0,01-0,02)	0,052 (0,041-0,069)	0,020 (<0,02-0,020)	0,185 (0,052-0,410)
Ni	0,076 (0,043-0,110)	0,064 (0,037-0,095)	0,030 (<0,02-0,047)	0,080 (0,026-0,167)	0,021 (<0,020-0,027)	0,082 (0,033-0,111)
Cr	0,010 (<0,01-0,01)	0,012 (<0,01-0,02)	0,011 (<0,010-0,012)	0,075 (0,018-0,239)	0,010 (<0,010-0,010)	0,044 (<0,010-0,150)
Co	0,003 (<0,002-0,036)	0,026 (<0,002-0,003)	0,0048 (<0,002-0,007)	0,015 (0,006-0,034)	0,005 (0,004-0,010)	0,053 (0,014-0,138)
Zn	2,77 (1,17-4,95)	3,97 (1,68-10,9)	1,49 (1,29-1,88)	5,44 (2,79-7,43)	3,24 (2,47-4,25)	10,92 (6,97-15,30)
Cu	1,72 (0,92-2,90)	1,33 (0,73-3,20)	0,573 (0,408-0,980)	0,882 (0,551-1,30)	1,50 (0,98-2,08)	7,064 (2,50-11,30)
Mn	31,43 (7,34-45,20)	14,0 (11,00-19,20)	2,29 (2,04-2,81)	4,83 (2,24-7,01)	1,53 (1,01-1,89)	5,79 (4,17-7,12)

Gulmarkerade värden i tabellen visar de värden som överstiger vad som normalt brukar finnas i bär, svamp och grönsaker.

Tabell 2: Vanliga halter (mg/kg färskvikt) i vegetabilier och fisk (Jorhem & Sundström 1993) samt i svamp (Jorhem & Sundström 1994). Värden inom parentes anger max och minvärden.

	Blåbär	Lingon	Jordgubbar	Sallad	Potatis	Kantareller
Cd	0,002 (<0,001-0,006)	0,002 (<0,001-0,006)	0,008 (<0,001-0,03)	0,008 (0,002-0,018)	0,017 (0,008-0,046)	0,063 (0,028-0,18)
Pb	0,017 (<0,005-0,16)	0,007 (<0,005-0,025)	< 0,005 (<0,005-0,010)	0,017 (0,012-0,024)	< 0,005 (<0,005-0,007)	0,084 (0,014-0,33)
Ni	0,065 (0,022-0,20)	0,044 (0,022-0,079)	0,052 (0,02-0,13)	0,027 (0,012-0,046)	0,048 (0,008-0,12)	0,14 (0,056-0,40)
Cr	0,003 (<0,002-0,006)	0,003 (<0,002-0,012)	0,002 (<0,002-0,008)	0,011 (0,005-0,016)	0,006 (0,002-0,014)	0,023 (0,007-0,005)
Co	0,001 (<0,001-0,004)	0,001 (<0,001-0,002)	0,004 (<0,001-0,010)	0,002 (<0,001-0,006)	0,008 (0,002-0,017)	0,045 (0,026-0,090)
Zn	1,4 (1,0-1,8)	1,6 (1,4-2,1)	0,85 (0,59-1,1)	2,3 (1,6-2,9)	3,0 (1,8-4,0)	8,0 (4,4-14)
Cu	0,69 (0,49-1,1)	0,65 (0,50-0,81)	0,40 (0,28-0,52)	0,72 (0,48-0,91)	0,72 (0,26-1,0)	4,6 (3,1-7,8)
Mn	52 (23-98)	20 (3,6-52)	2,7 (0,82-5,0)	1,5 (0,65-4,5)	1,9 (1,0-2,6)	4,3 (0,83-13)

Bilaga 2

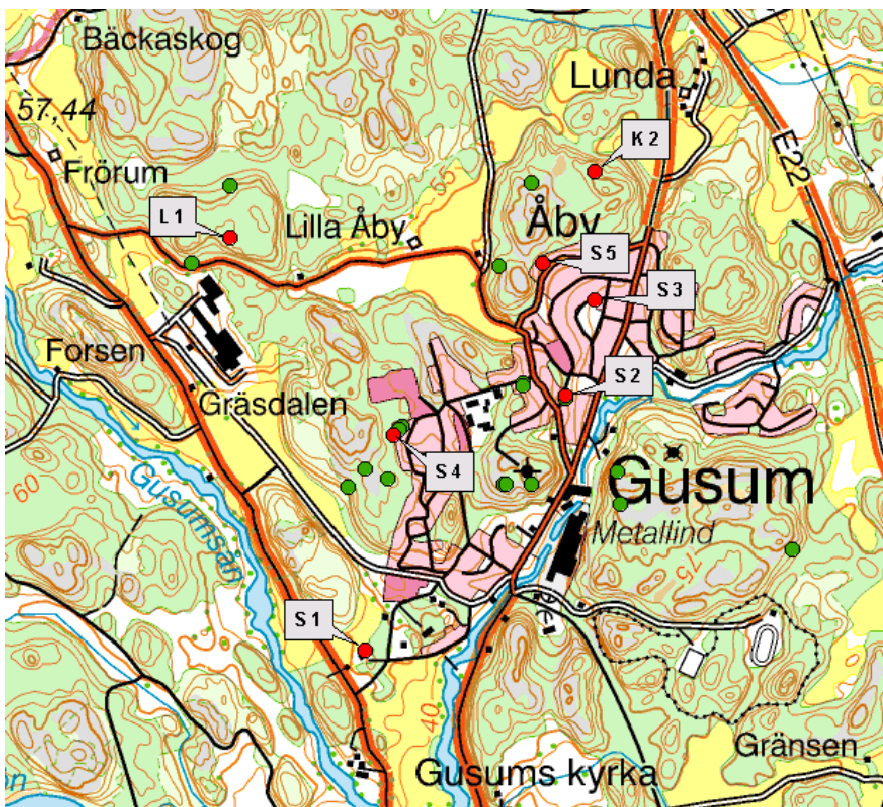
Bly



(© Lantmäteriverket. Ärende nr M2004/3854)

● = Provtagningsplatser där gränsvärdet för bly överstegs i lingon (L1) och i kantareller (K2)

● = Provtagningsplatser där gränsvärdet understegs

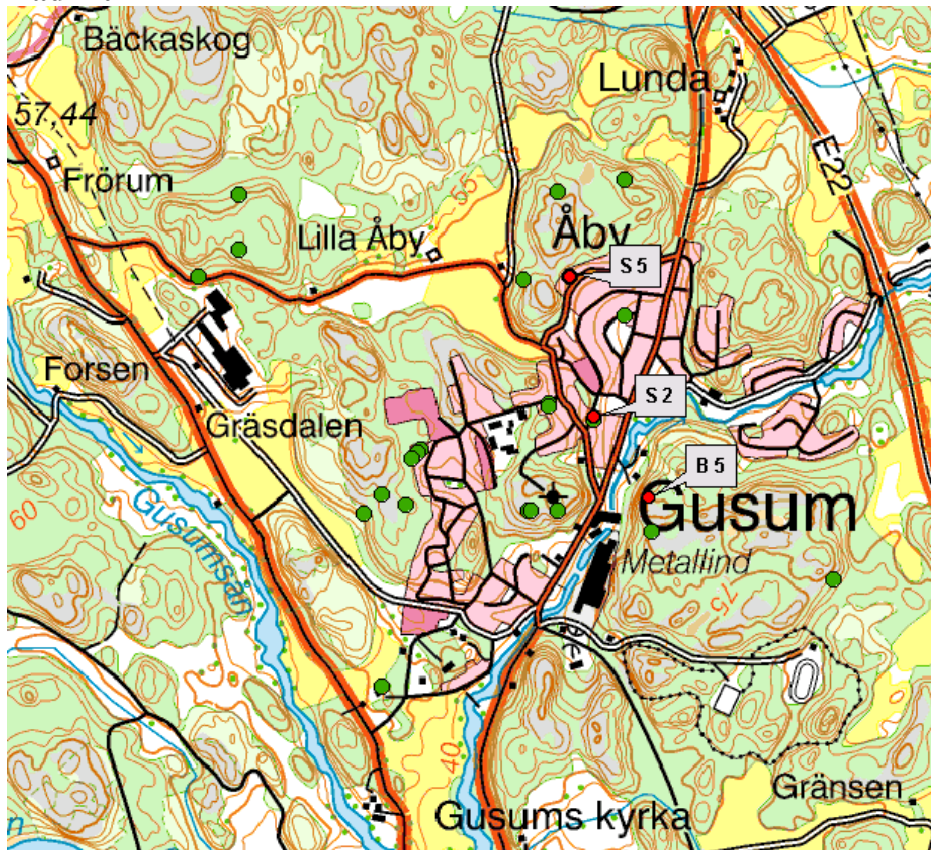


(© Lantmäteriverket. Ärende nr M2004/3854)

● = Provtagningsplatser där halten bly var högre än vad som normalt förekommer i vegetabilier

● = Provtagningsplatser där halten var inom normalvariationen

Kadmium



(© Lantmäteriverket. Ärende nr M2004/3854)

● = Provtagningsplatser där halten kadmium var högre än vad som normalt förekommer i vegetabilier

● = Provtagningsplatser där halterna var inom normalvariationen

Koppar

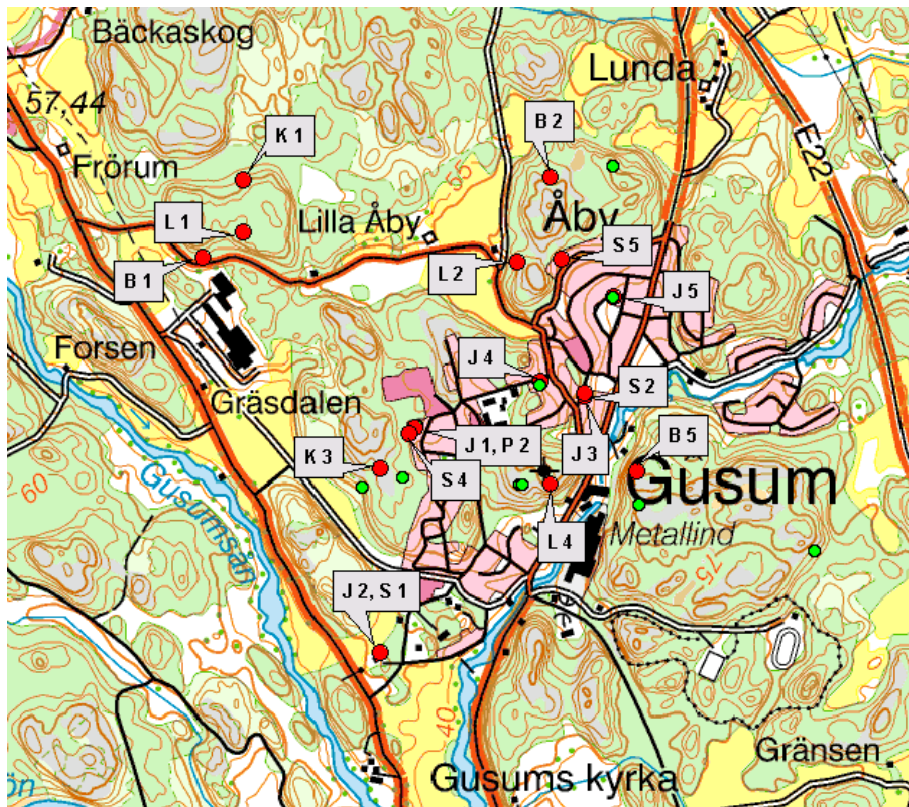


(© Lantmäteriverket. Ärende nr M2004/3854)

● = Provtagningsplatser där halten koppar var högre än vad som normalt förekommer i vegetabilier

● = Provtagningsplatser där halterna var inom normalvariationen

Zink



(© Lantmäteriverket. Ärende nr M2004/3854)

● = Provtagningsplatser där halten zink var högre än vad som normalt förekommer i vegetabilier

● = Provtagningsplatser där halterna var inom normalvariationen

Mangan



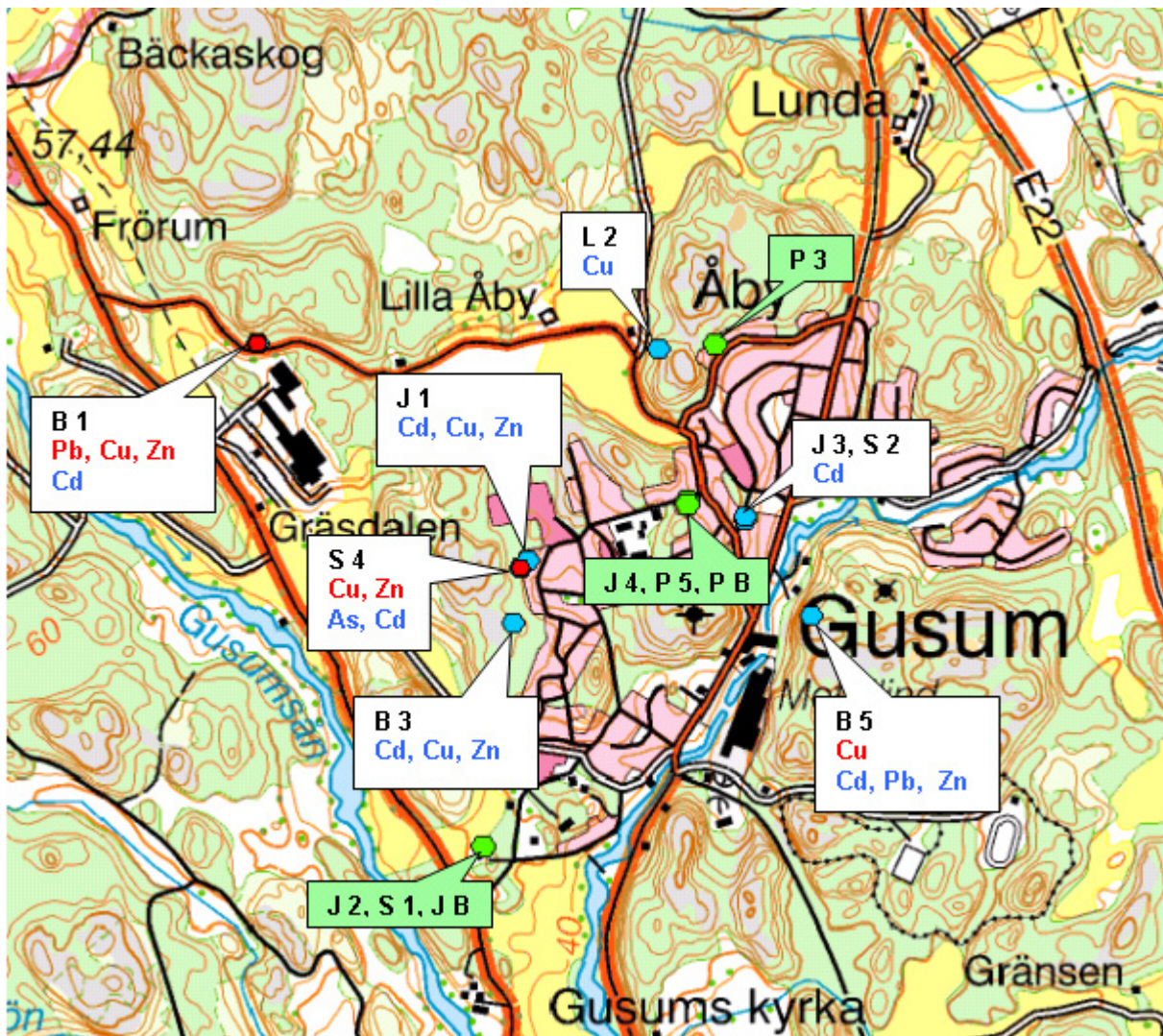
(© Lantmäteriverket. Ärende nr M2004/3854)

● = Provtagningsplatser där halten mangan var högre än vad som normalt förekommer i vegetabilier

● = Provtagningsplatser där halterna var inom normalvariationen

Bilaga 3

Metaller i jord

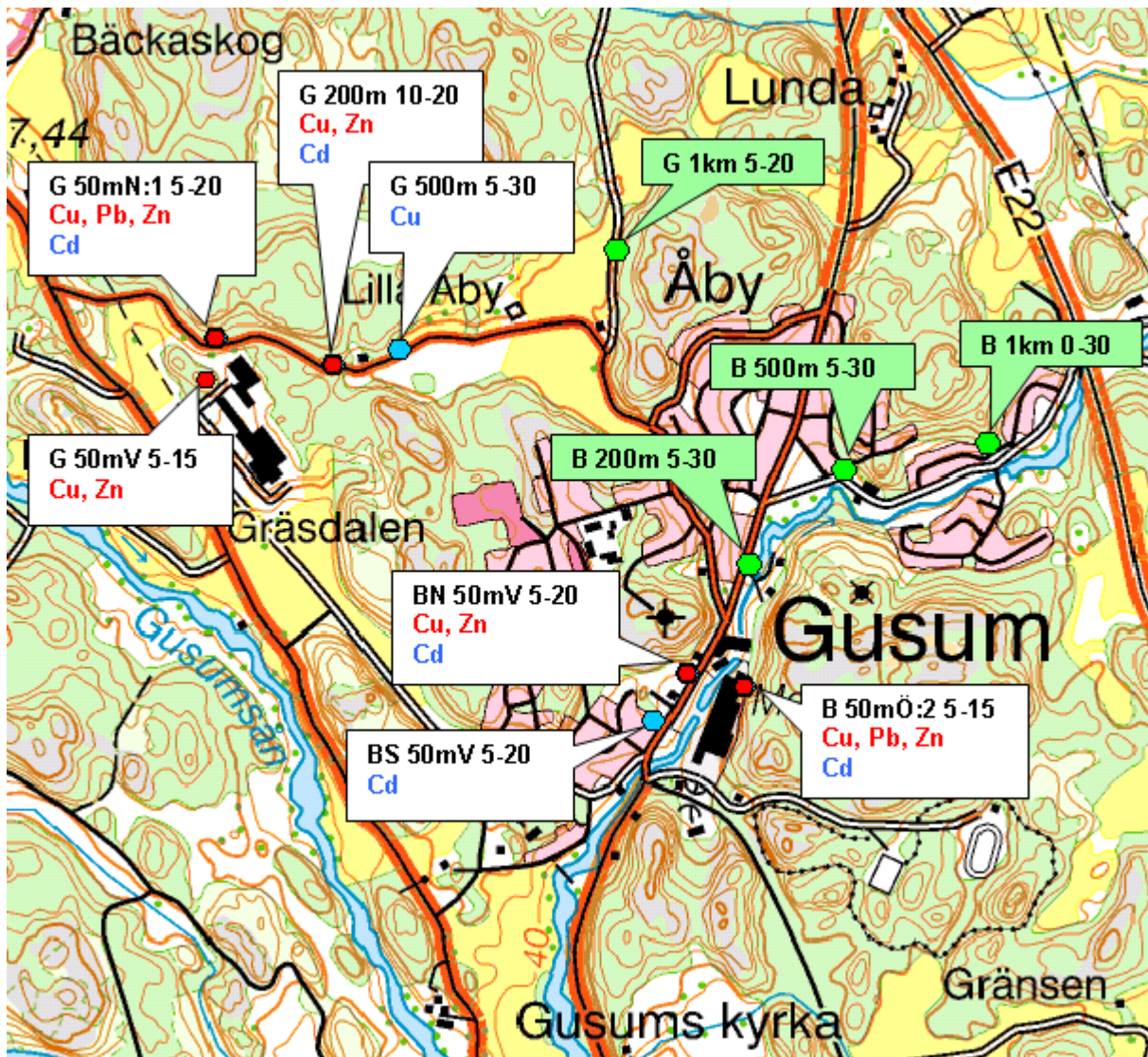


(© Lantmäteriverket. Ärende nr M2004/3854)

Metaller i jord

- = överstiger gränsvärdet för mindre känslig markanvändning
- = överstiger gränsvärdet för känslig markanvändning
- = provtagningsplatser med samtliga värden under gränsvärden

Metaller i mark



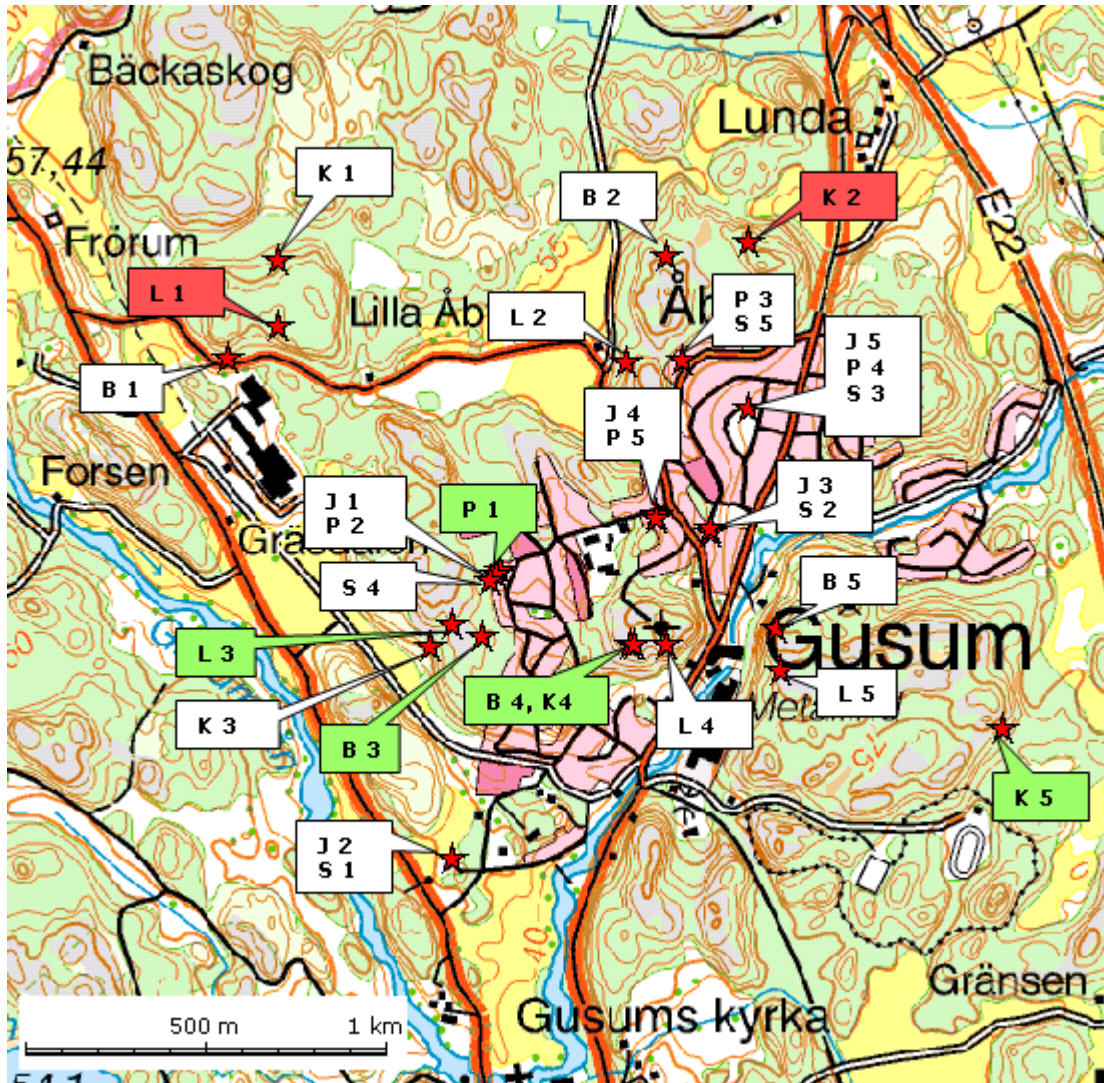
(© Lantmäteriverket. Ärende nr M2004/3854)

Metaller i mark

- = överstiger gränsvärdet för mindre känslig markanvändning
- = överstiger gränsvärdet för känslig markanvändning
- = provtagningsplatser med samtliga värden under gränsvärden

Bilaga 4

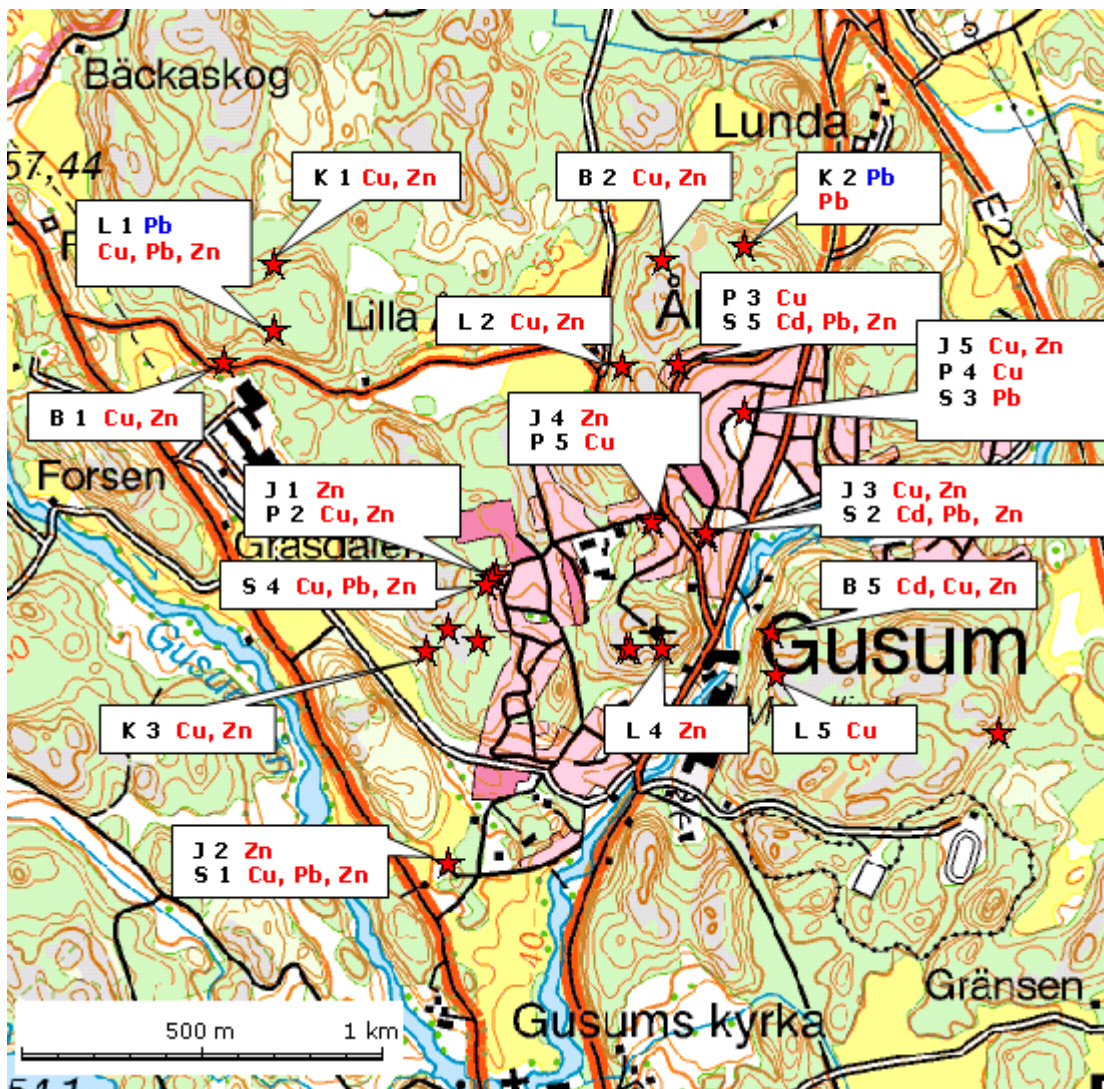
Metaller i vegetabilier



(© Lantmäteriverket. Ärende nr M2004/3854)

Provtagningsplatser med normala (grön etikett) och förhöjda (vit etikett) halter i vegetabilier samt halter där gränsvärdet för bly överstegs (röd etikett).

Metaller i vegetabilier



(© Lantmäteriverket. Ärende nr M2004/3854)

Provtagningsplatser där angivna (röd text) är högre än vad normalt brukar förekomma i vegetabilier. Blå text anger provtagningsplatser där gränsvärdet för bly överstegs.

Metaller i vegetabilier

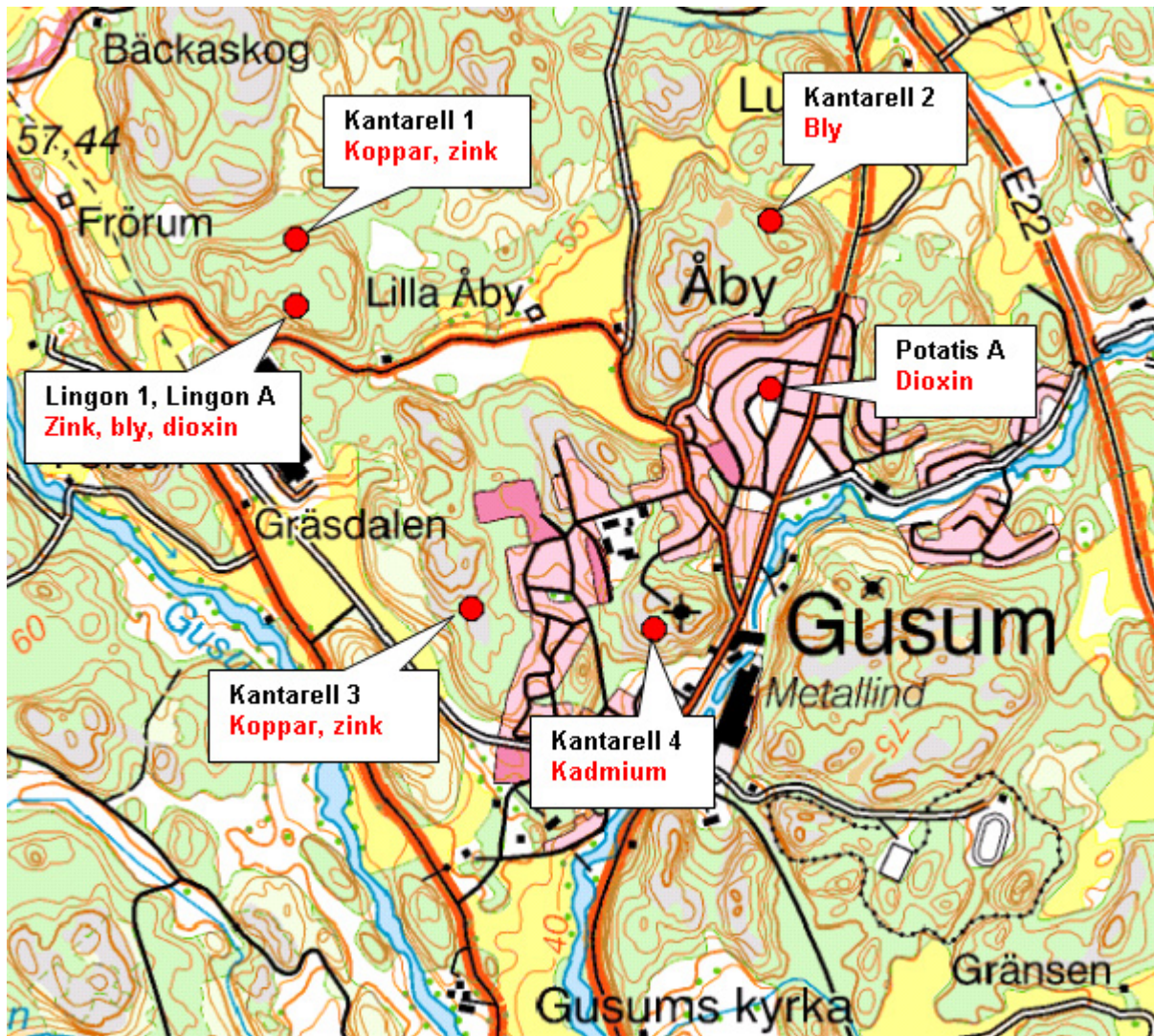


(© Lantmäteriverket. Ärende nr M2004/3854)

Provtagningsplatser där angivna metaller är inom normalvariationen, det vill säga vanligt förekommande halter i vegetabilier. Grön etikett anger provtagningsplatser som är opåverkade.

Bilaga 5

Områden med förhöjda metall- och dioxinhalter i vegetabilier



Markerade provtagningsplatser anger där metall- och dioxinhalter var förhöjda. Vegetabilier från dessa områden är mindre lämpliga att konsumera.