

Miljömedicinsk hälsoövervakning av barn i områden med förorenad mark från glasbruk – Lessebo kommun

Kristoffer Mattisson
Dr Med Vet, Miljöhygieniker
Eva Tekavec
Specialistläkare i Arbets- och miljömedicin
Thomas Lundh
Dr Med Vet, Kemist
Anna Olsson
Miljöhygieniker
Emilie Stroh
Dr Med Vet, Miljöhygieniker

Avdelningen för Arbets- och miljömedicin
Lunds universitet

2018-12-11



NATIONELL
MILJÖÖVERVAKNING
PÅ UPPDRAG AV
NATURVÅRDSVERKET

Miljömedicinsk hälsoövervakning av barn i områden med förorenad mark från glasbruk

<p>Rapportförfattare Kristoffer Mattisson, AMM Syd Eva Tekavec, AMM Syd Thomas Lundh, AMM Syd Anna Olsson, AMM Syd Emilie Stroh, Lunds universitet</p>	<p>Utgivare Lunds universitet Postadress Avd för Arbets- och miljömedicin, Medicion Village, Byggnad 406 Scheelevägen 8 22381 Lund Telefon 046-177288</p>
<p>Rapporttitel och undertitel Miljömedicinsk hälsoövervakning av barn i områden med förorenad mark från glasbruk - Lessebo kommun</p>	<p>Beställare Naturvårdsverket 106 48 Stockholm Finansiering Nationell hälsorelaterad miljöövervakning</p>
<p>Nyckelord för plats Lessebo kommun</p>	
<p>Nyckelord för ämne Kadmium, bly, kvicksilver, arsenik, blodhalt, urinhalt, barn</p>	
<p>Tidpunkt för insamling av underlagsdata 2017</p>	
<p>Sammanfattning</p> <p>Provtagningar för att analysera halterna av kadmium, bly och kvicksilver i blod och arsenik i urin genomfördes på 87 skolbarn i åk 2-4 i Lessebokommun, Kronoberg under hösten 2017. Det geometriska medelvärdet för kadmium var 0,09 µg/L (max 0,26 µg/L), bly 9,9 µg/L (max 42 µg/L) och kvicksilver 0,70 µg/L (max 2,4 µg/L). I urin var det geometriska medelvärdet för oorganisk arsenik med metaboliter 6,1 µg/L ojusterat och 6,9 µg As/g kreatinin justerat.</p> <p>Arbets- och miljömedicin har under en längre tid sedan mitten av 80-talet mät metallhalter i blod hos barn i Landskrona och Trelleborg. Under denna tid har halterna av bly sjunkit sex gånger, kadmiumhalterna varit stabila och kvicksilverhalterna sjunkit till ungefär hälften. Jämfört med båda dessa populationer ligger metallhalter i blod hos de provtagna barnen i Lessebokommun i samma nivå som de senaste provtagningarna i både Landskrona och Trelleborg. Historiskt så genomfördes en studie 1986 på barn i Lessebo, där halten av bly i blod och oorganisk arsenik i urin analyserades. I jämförelse med denna studie så har halten blyhalten i blod sjunkit till lägre än en tredjedel och arsenikhalten i urin ökat något.</p> <p>Utöver blod och urinprovtagning har även en geografisk kartering genomförts utifrån en sammanställning av provtagningar av halter i mark genomförda vid sju glasbruk i de områden som blodproverna samlats in i. Denna kartering visade på mycket höga halter av föroreningar i marken generellt, men även på stor variation av halten i marken som inte var direkt beroende av avstånd från glasbruket.</p> <p>Det höga halterna av tungmetaller som finns i marken återspeglas därmed inte i de halter som finns i barnens blod och urin.</p>	

Innehåll

Sammanfattning	4
1. Bakgrund.....	5
1.1 Hälsoeffekter och exponering.....	6
1.1.1 <i>Kadmium (Cd)</i>	6
1.1.2 <i>Bly (Pb)</i>	7
1.1.3 <i>Kvicksilver (Hg)</i>	8
1.1.4 <i>Arsenik (As)</i>	9
2. Metod	10
2.1 Provtagningar	10
2.2 Analys	11
2.3 Föroreningskartering	11
3. Resultat.....	12
3.1 Studiepopulationen	12
3.2 Kadmium, bly och kvicksilverhalter i blod	13
3.3 Arsenikhalter i urin	15
3.4 Föroreningskartering	16
4. Diskussion	16
5. Slutsats.....	21
Referenser	22

Sammanfattning

Glasriket anses vara miljömedicinskt belastat då den tidigare omfattande glasbruksverksamheten i området har medfört lokalt höga halter av markföroreningar, främst bly, kvicksilver och arsenik, i de före detta glasbruksorterna. I vilken omfattning dessa markföroreningar utgör en källa till exponering, och därmed hälsorisk, för lokalbefolkningen är ännu inte helt klarlagt. Då barn utgör en riskgrupp både avseende exponering och hälsoeffekter från dessa ämnen har denna studie syftat till studera dessa. Provtagningar för att analysera halterna av kadmium, bly och kvicksilver i blod och arsenik i urin genomfördes på 87 skolbarn i åk 2-4 i Lessebokommun, Småland under hösten 2017. Det geometriska medelvärdet för kadmium var 0,09 µg/L (max 0,26 µg/L), bly 9,9 µg/L (max 42 µg/L) och kvicksilver 0,70 µg/L (max 2,4 µg/L). I urin var det geometriska medelvärdet för oorganisk arsenik med metaboliter 6,1 µg/L ojusterat och 6,9 µg As/g kreatinin justerat.

Arbets- och miljömedicin har under en längre tid (sedan 1978) mätt metallhalter i blod hos barn i Landskrona och Trelleborg[1-3]. Under denna tid har halterna av bly sjunkit till en sjättedel, kadmiumhalterna har varit stabila och kvicksilverhalterna sjunkit till ungefär hälften. Jämfört med båda dessa populationer ligger metallhalter i blod hos de provtagna barnen i Lessebokommun i samma nivå som de senaste provtagningarna i både Landskrona och Trelleborg. För ungefär trettio år sedan (1986) genomfördes en studie på barnen i Lessebo, där halten av bly blod och oorganisk arsenik i urin analyserades. I jämförelse med denna tidigare studie så har halten av bly i blod sjunkit till mindre än en tredjedel och den oorganiska arsenikhalten i urin stigit något hos barnen.

Utöver blod och urinprovtagning har även en geografisk kartering genomförts utifrån markprovtagningar av ovanstående ämnen kring sju glasbruk i de områden som blodproverna samlats in i. Denna kartering visade på stor och heterogen variation av halterna i marken, vilka inte gick att härleda till avstånd från vare sig tidigare glasbruksområden eller deponier.

1. Bakgrund

Glasriket som täcker stora delar av Kronoberg och Kalmar län är historiskt tungt belastat av tungmetaller. Bly, arseniktrioxid, antimon, kadmium och kvicksilver har tidigare använts vid glasframställning och stora mängder glaskross har deponerats runt om i glasriket och använts som fyllnadsmassa vid byggnation av nya bostadsområden, parker, skolor/förskolor. Detta innebär att dessa ämnen finns sprida i marken över större geografiska områden som ligger i anslutning till tidigare glasbruk.

Syftet med projektet var att övervaka om de deponiföreningar från glasbruk som är spridda i glasriket idag ger de uppväxande barnen i området en ökad exponering för bly, kadmium, kvicksilver och arsenik jämfört med andra barn i södra Sverige samt att utvärdera huruvida en geografisk kartering av förorenade områden kan förutsäga risk.

Det finns tydliga samband mellan bly i förorenad mark och bly i blod (B-Pb) hos barn som växer upp i anslutning till dessa områden [4-6]. Man har även i studier funnit förhöjda halter i blod hos barn som bor på områden med höga halter av kadmium (B-Cd), kvicksilver (B-Hg) och arsenik (U-As) [7]. Detta är oroande då det även är belagt att det finns samband mellan bly i blod och effekter på barnens utveckling av framförallt nervsystemet och kognitiv funktion [1, 8-10]. Det finns även säkerställda samband mellan kadmium i urin och njurskada samt ökad risk för benskrighet [11, 12].

I denna studie genomfördes en organiserad insamling av blodprover hos barn för analys avseende kadmium, bly och kvicksilver med jämförbart tillvägagångssätt som i de välkända HÄMI-studierna på Landskronabarnen [2, 3]. Även insamling av urinprover för att analysera halter av arsenik i urin genomfördes. I

Landskronastudien har sammanlagt 4098 barn provtagits avseende B-Pb i Landskrona (närhet till blysmältverk) och Trelleborg (referenspopulation) under 40 år (1978-2015). Historiska data över Lessebo/Kostabarnens halter avseende B-Pb från 1986 finns också tillgängliga via en tidigare studie [13]. Vid denna tidpunkt var Kosta glasbruk i drift och exponeringen för bly via luftföreningar från glasbruket därmed betydande. Den tidigare studien visade att Lessebobarnens exponering för bly var betydande (Geometriskt medelvärde 34,6 µg/L) och att de dåvarande nivåerna var i samma storleksordning som hos barnen i Landskrona vid denna tidpunkt [13]. I samma studie var det geometriska medelvärdet för oorganisk arsenik i urin 5.1 µg/g kreatinin. Detta datamaterial möjliggör jämförelser kring hur

föroreningssituationen ser ut i området idag och potentiell inverkan från markföroreningarna nu när exponeringen avseende bly i luftföroreningarna är borta. Datamaterial från den longitudinella Landskronastudien möjliggör även jämförande studier med barn, vilka bor i ett område med fortsatt blyexponering via luft (Landskrona) samt mot referenspopulationen av barn (Trelleborg).

Internationellt sett kan exponeringen för tungmetaller skilja sig kraftigt mellan olika länder och platser i världen. Dessa skillnader i Europa har studerats i Phime studierna [14]. Precis som halter kan skilja sig mellan olika länder eller regioner kan även lokala skillnader förekomma. Sådana skillnader kan t.ex. bestå i olika halter av tungmetaller i marken. En föroreningskartering över glasbruken och dess deponier i Lessebo kommun har genomförts av Arbets- och miljömedicin Syd, där redovisade markprover med avseende på tungmetaller ingår. I Kemaktas undersökningar i Glasbruksprojektet har höga halter av kadmium, bly, arsenik, och antimon påvisats i deponier, förorenad bruksmark och grundvattenprover [15]. Pågående studier vid Linnéuniversitetet och Arbets- och miljömedicin i Linköping tyder på att föroreningsnivån i trädgårdar och grönområden kring flera glasbruk kan vara lika hög som vid bruken. Detta beror på att man har använt glaskross från bruken som fyllnadsmaterial vid byggnation av nya bostadsområden, parker, skolor/förskolor, vägar etc., och att avfallet dumpats i naturen kring glasbruken.

Det är av stort intresse, inte bara för glasriket, att se om man via biologiska prover kan uppmäta förhöjda halter av tungmetaller i kroppen hos barn som bor i områden med förorenad mark och förhålla dessa till eventuella hälsorisker.

1.1 Hälsoeffekter och exponering

1.1.1 Kadmium (Cd)

Antropogen spridning av kadmium har skett genom industriell användning, via nedfall i kombination med markförurning samt spridning av fosfatgödselmedel på åkrarna. De viktigaste exponeringsvägarna för kadmium är via mat och dryck, men även rökning utgör en betydande exponeringskälla. Upptaget av kadmium i mag-tarm-kanalen varierar mellan 2-20 % beroende på järnstatusen i kroppen, men är generellt 5 % [20]. Kvinnor i fertilålder med låg järndepåer har betydligt högre upptag [21].

Kadmium ackumuleras i njurarna. Halveringstiden för kadmium i kroppen är därför mycket lång, upptill flera decennier. Koncentrationen av kadmium i blodet,

(B-Cd), avspeglar därför både aktuell exponering och kroppsbördan då kadmium som lagrats i kroppen påverkar halten i blodet. Kadmiumexponering kan leda till njurskada [11, 12, 22, 23]. På sikt leder njurskadan till ökad risk för benskörhet och benskörhetsfrakturer. Flera studier talar för ett samband mellan kronisk, låggradig kadmiumexponering och minskad bentäthet samt ökad risk för frakturer [22-27]. I Sverige uppskattas 10 % av alla frakturer p.g.a. benskörhet bero på allmänhetens kadmiumexponering, vilket beräknas kosta samhället runt 4,2 miljarder kronor per år [28]. Framför allt är det äldre, rökande kvinnor som löper störst risk för benskörhetsfrakturer [25]. Kadmium är dessutom klassificerat som cancerframkallande för människor enligt IARC [29]. Kadmiumexponering sätts även i samband med ökad risk för stroke och kardiovaskulära händelser [30], påverkan på manlig fertilitet och försämrad fostertillväxt [24].

1.1.2 Bly (Pb)

Befolkningen exponeras huvudsakligen för bly via födan. De flesta födoämnen innehåller låga halter av bly, men t.ex. svamp, vin och viltkött från djur som skjutits med blyhagel kan innehålla högre halter. Tidigare användes bly som oktanhöjande tillsatsmedel i bensin (tetraetylbly), vilken var en betydande källa till exponering via luft- och markföroreningar. Bly i målarfärg (blyvitt) var också en vanlig källa till blyexponering. Blyvitt förbjöds på 40-talet i Sverige, men exponering kan fortfarande förkomma vid renovering av gamla byggnader. Detta är dock framförallt ett problem i de delar av världen där blyvitt fortfarande används som målarfärg. I Sverige används bly fortfarande i färg till båtskrov (blymönja). Andra förekommande exponeringskällor är bland annat leksaker, smycken, bly från mässingskomponenter i ledningar, hälsokostpreparat samt i enstaka fall keramik glaserad med glasyr innehållande bly. Hobbies som pistolskytte och gjutning av tennsoldater kan även ge blyexponering. För små barn som lätt stoppar föremål i munnen finns även en exponeringsrisk vid förtäring av blyhaltig jord. Sedan bly i bensin förbjöds i mitten av 90-talet har halter av bly i blodet hos allmänbefolkningen i Sverige stadigt sjunkit och medianhalten av bly i blod är i nuläget 10-15 µg/l för barn och något högre för vuxna (icke yrkesexponerade). I länder där bly i bensin fortfarande används är det inte ovanligt att befolkningen hamnar på blodblyhalter i nivå med vad som var gängse hos oss på 70- och 80-talet [2, 10].

Bly lagras upp i skelettet och passerar över till fostret/barnet via placenta/modersmjölken. Bly i bröstmjölken utgör dock endast några procent av halten bly i blod [16]. Under graviditet och amning sker en ökad omsättning av

skelettet och fostret/barnet kan då exponeras för betydande halter trots mammans upphörda exponering eftersom den interna belastningen hos mamman fortsätter via skelettpoolen. I blod föreligger bly till 99 % bundet till hemoglobin i de röda blodkropparna och har en halveringstid på någon månad, medan halveringstiden från skelettpoolen kan vara flera decennier [16].

Foster och små barn är särskilt känsliga för blyexponering och det är främst hjärnan som är under utveckling som är det känsliga organet. Sänkt IQ har iakttagits redan vid en blodblyhalt på 12 µg/l [1, 8, 9]. Effekterna har setts i stora studier på populationsnivå och det är svårt att uttala sig om effekter på individnivå, eftersom så många andra faktorer spelar in för hur intelligent man blir. Barn leker nära marken och får lättare i sig jord och intaget kan bli betydande vid s.k. pica-beteende. Barn har även ett större upptag via mag-tarm kanalen än vuxna, ca 50 % jämfört med 15-20 % hos vuxna [16]. Akut blyförgiftning hos små barn kan ge akut hjärnpåverkan och kräva akut behandling på sjukhus.

Hos vuxna ger akut blyförgiftning symptom i form av magbesvär, anemi och domningar i händer och fötter. För vuxna är den kritiska effekten vid kronisk exponering förhöjt blodtryck och kronisk njurskada [17]. Bly bedöms som troligen cancerframkallande (grupp 2A) [18] och reproduktionsstörande för både män och kvinnor [16].

Europeiska livsmedelsmyndigheten (EFSA) har, baserat på hälsorisker samt blyblodhalter hos den europeiska befolkningen, gjort en bedömning att risken för effekter på kognitiv utveckling hos barn och gravida är låg om intaget av bly begränsas till 0,5 µg bly/kg kroppsvikt och dag [17]. Detta motsvarar en blyblodhalt på 12 µg/l. Generellt för befolkningen anger WHO ett TDI på 3,5 µg/kg/dag [10], vilket har blivit ifrågasatt, då studier pekar mot att det inte finns någon nedre gräns för vilken inga hälsoeffekter (IQ-påverkan) ses [19]. Gravida kvinnor och barn i Europa har en blyexponering som ligger nära eller över referensvärdet på 0,5 µg bly/kg [17].

1.1.3 Kvicksilver (Hg)

Kvicksilver är en tungmetall och tillhör de ämnen som fasats ut på grund av dess miljö- och hälsoskadliga effekter. I Sverige förbjöds användningen av kvicksilver 2009, men hade innan dess bland annat använts till amalgamfyllningar inom tandvården [31]. På grund av kvicksilvrets lättflyktiga egenskaper kan ämnet spridas långa sträckor via luften och ingår på så sätt i ett globalt kretslopp [31]. Till följd av detta och att användning fortfarande sker globalt fortsätter metallen att tillföras

både i Sverige och på andra platser där kvicksilver aldrig använts, till exempel i Arktis [31]. Metallen bryts inte ner utan ansamlas istället i mark, vatten och levande organismer. I syrefattiga miljöer, exempelvis sediment, metyleras oorganiskt kvicksilver till metylkviksilver (organiskt kvicksilver), vilket ackumuleras i fisk och andra organismer. Livsmedelsverket har till följd av detta kostråd till barn och kvinnor i fertil ålder.

Exponering för kvicksilver kan ge skador på hjärnan och det centrala nervsystemet. Metylkviksilver passerar placentabariären med risk för neurotoxisk påverkan på fostret [32]. Vid miljökatastrofen i Japan på 1950-talet där befolkningen livnärde sig på fisk som kontaminerats av kvicksilverutsläpp, föddes barn med grav mental och motorisk utvecklingsstörning [33].

Metylkviksilver är klassificerat som möjligen cancerogent för människor av IARC (International Agency for Research on Cancer) [34] (IARC, 2018).

1.1.4 Arsenik (As)

Arsenik är en halvmetall som förekommer naturligt i berggrunden. Från berggrunden har metallen tendens till att fällas ut i grundvattnet, framförallt vid höga halter, vilka bland annat förekommer i områden med sulfidrik berggrund. I Sverige är halterna i grundvattnet generellt låga, men även om områden med höga halter förekommer. Förutom att arsenik förekommer naturligt har tungmetallen även använts för bland annat träimpregnering, till legeringar, för konservering av uppstoppade djur samt i vissa länder som bekämpningsmedel [35].

Människor exponeras för arsenik från bland annat mat och dricksvatten [32]. Till följd av arseniks naturliga förekomst i berggrund och grundvatten återfinns oorganisk arsenik i förhöjda halter i livsmedel. Organiska arsenikföreningar (Arsenobetain, Arsenocholin) återfinns bland annat i fisk och skaldjur. Intag av skaldjur och fisk kan leda till att halterna av oorganisk arsenik stiger kraftigt i urinen [36, 37]. Vissa grödor tar upp oorganisk arsenik från markförroeringar och vatten, t ex ris [38]. Livsmedelsverket har därför kostråd för allmänheten gällande ris och risprodukter. Gränsvärdet för arsenik i vatten i Sverige är 10 µg/l. I delar av världen t.ex. Bangladesh och Taiwan, är dricksvattenhalterna långt högre. 2012 uppskattar WHO att omkring 39 miljoner människor exponeras för dricksvatten med arsenikhalter över vår gränsvärdenivå. I smäländska glasbruken användes oorganisk arsenik som luttringsmedel i tillverkningen, vilket lett till att området idag

är belastat med höga halter av ämnet i marken. Idag har användningen av arsenik i princip upphört i Sverige.

Toxicitet beror förutom dos på vilken form av arsenik, upptagssätt och individuell känslighet [39-41]. Organisk arsenik är betydligt mindre toxiskt än oorganisk och mer än 90% av oorganisk As tas upp i mag-tarmkanalen. Visst upptag sker även via inhalation och hud [42, 43]. Då halveringstiden för arsenik i urinen är kort, har det mesta metaboliserats inom några dygn.

Det finns flera studier som visar ökad risk för hjärt- och kärlsjukdomar och diabetes [44, 45] [46].

Tidig exponering under fosterstadiet ger ökad risk för neurologiskpåverkan och försämrat immunförsvar [47, 48]. En systematisk litteratursammanställning visar även på ett samband mellan arsenik exponering och graviditetspåverkan med ökad risk för missfall [49]. Kronisk exponering för arsenik ger typiska pigmentförändringar i huden och förtjockning av hudens hornlager (hudens yttersta skikt), framförallt i handflator och fotsulor [16].

Arsenik är cancerogent (IARC klass 1) och långtidsexponering kan leda till tumörer i lunga, hud, urinblåsa samt njure. Livstidsrisken för cancer uppskattas till 1-3 fall per 1000 individer vid ett dagligt intag av 1 liter dricksvatten med arsenikhalter vid gränsvärdenivå 10µg/l, vilket överskrider lågrisknivån (ca 1 fall per 100 000 som anses utgöra en acceptabel risk för en enskild miljöfaktor) [35].

2. Metod

2.1 Provtagningar

Samtliga barn i årskurs 2-4 på skolorna Hovmantorp, Lustigkulla och Björkskolan i Lessebokommun bjöds in för att delta i studien (237 st). Inför provtagningar skickades intervjufrågor (Bilaga 1) och samtyckesblankett (Bilaga 2) ut till målsman för att fyllas i tillsammans med barnen. Vidare kontaktades rektorer och skolsköterskor på skolorna för att ge sitt samtycke till att provtagning genomförs samt personalen informerades om att studien skulle genomföras (Bilaga 3). Av dessa deltog 87 varav 85 lämnade både blodprov och urin och 2 endast urin. Blod och urinprovtagningar genomfördes vid två provtagningstillfällen den 26-27 september och 3-4 oktober, men varje enskilt barn lämnade bara prov vid ett av

tillfällena. Blodproverna hölls kyllda fram tills de levererades till laboratoriet, där de frystes in innan de tinades för analys.

2.2 Analys

Halterna av B-Pb, B-Cd och B-totHg bestämdes med induktivt kopplad plasma masspektrometri (ICP-MS; iCAP Q, Thermo Fisher Scientific, Bremen, GmbH) utrustad med kollisionscell med kinetisk diskrimination och helium som kollisionsgas. Detektionsgränsen var för B-Pb 0,05 µg/L, B-Cd 0,02 µg/L och B-totHg 0,05 µg/L. Externt referensmaterial från Seronorm, Sero AS, Billingstad Norway och från G-EQUAS (The German External Quality Assessment Scheme Erlangen Germany) analyserades i samma analysomgång som de aktuella blodproverna. Resultaten för Seronorm (Lot 1406263) var för B-Pb $11 \pm 0,15$ µg/l (medelvärde±SD) vs rekommenderat halt 7,9-12 µg/l för B-Cd $0,23 \pm 0,01$ µg/l vs 0,17-0,40 µg/l) och för B-totHg $1,5 \pm 0,09$ µg/l vs 1,2-1,8 µg/l. För G-EQUAS (R59 7B), B-Pb $30 \pm 0,44$ µg/l vs rekommenderat halt 24-34 µg/l för B-Cd $0,78 \pm 0,02$ µg/l vs 0,62-1,0 µg/l) och för B-totHg $0,86 \pm 0,03$ µg/l vs 0,50-0,92 µg/l.

Specieringen av arsenik i urin utfördes med jonkromatografi (Dionex 5000+, Thermo Fisher Scientific, Bremen, GmbH) kopplad till ICP-MS (iQAP Q). Detektion gränsen för arsenikmetaboliterna var för Arsenit (AsIII) 0,25 µg/L, Arsenat (AsV) 0,30 µg/L, Dimetylarsin syra (DMA) 0,25 µg/L och Monometylarsin syra (MMA) 0,25 µg/L. Externt referensmaterial från German External Quality Assessment Scheme (G-EQUAS), Erlangen Germany (R61 8B) användes vid analyserna. Resultaten för externkontrollerna (n=9) var för DMA $12 \pm 1,2$ (medelvärde, SD) vs rekommenderat 13 (11-16) µg/L, MMA $2,5 \pm 0,14$ vs 2,5 (2,0-2,9) µg/L, AsIII $0,97 \pm 0,12$ vs 0,88 (0,55-1,2) µg/L och AsV $1,5 \pm 0,21$ vs 0,93 (0,51-1,4) µg/L.

Statistisk analys genomfördes i IBMs SPSS version 24.

2.3 Föroreningskartering

För att kunna säkerställa huruvida eventuella förhöjda halter av bly, kadmium, kvicksilver och arsenik i blod och urin hos barnen i Lessebo verkligen härrörde från markexponering eller inte, krävdes en kartering av halterna i marken i och omkring kända deponier och glasbruk i området nära barnens skola och bostäder. Samtliga tidigare genomförda mätningar i och omkring de kända glasbruken i kommunen genomfördes. Detta involverade sju glasbruk: Strömbergshyttan, Skruf, Hovmantorp nya, Bergdala, Hovmantorp gamla, Kosta, Transjö. Av dessa så låg

Skruf, Hovmantorp gamla, Hovmantorp nya och Kosta inne i anslutning till barnens skolor och/eller bostäder. Övriga glasbruk låg utanför orterna, men i Lessebo kommun. Föroreningshalternas medelvärde, median och percentilvärden från de olika mätningarna sammanställdes i ett GIS (geografiskt informationssystem) och analyserades med avseende på spatial autokorrelation. Analyserna visade dock att det inte gick att fastställa några rumsliga samband avseende halter och föroreningar i korrelation till avstånd/närhet till (eller inom) vare sig glasbruken eller deponierna.

3. Resultat

3.1 Studiepopulationen

Könsfördelningen mellan flickor (46%) och pojkar var jämn i studiepopulation med en majoritet av studiedeltagarna som gick på Hovmantorpskolan (Tabell 1). Fördelningen var relativt jämn mellan årskurserna, med flest av barnen i årskurs 3. Färre än hälften (42%) av barnen var uppvuxna på orten. För de som inte vuxit upp på orten var den genomsnittliga tiden man bott där 3,7 år, endast en mindre andel (6%) hade bott på platsen kortare tid än 2 år. Ett fåtal av barnen gjöt tennsoldater (1%), lekte med tennsoldater (3%), gjöt blysänken (3%) eller sköt med luftgevär (7 %), vilket är aktiviteter som skulle kunna vara direktkopplade till blyexponering. Knappt hälften (46%) av barnen åt närodlade grönsaker och en femtedel angav att det hade vatten från egen brunn (22%). Ungefär en fjärdedel av barnen angav att dom äter lokalt infångad insjöfisk.

Tabell 1: Deskriptiva beskrivning av studiepopulationen i Lessebo utifrån självrapporterade svar i enkät.

Kön	Antal
Flicka	40 (46%)
Pojke	47 (54%)
Skola	
Hovmantorp	60 (69%)
Lustigkullaskolan	14 (16%)
Björkskolan	13 (15%)
Årskurs	
2	29 (33%)
3	35 (40%)
4	23 (26%)
Uppvuxen på orten	
Ja	50 (58%)
Nej	36 (42%)
Någon förälder röker	
Ja	9 (10%)
Nej	78 (90%)
Leker med tennsoldater	
Ja	3 (3%)
Nej	84 (97%)
Gjuter tennsoldater	
Ja	1 (1%)
Nej	86 (99%)
Gjuter blysänken	
Ja	3 (3%)
Nej	84 (97%)
Skjuter luftgevär	
Ja	6 (7%)
Nej	81 (93%)
Äter närodlade grönsaker	
Ja	40 (46%)
Nej	47 (54%)
Dricker vatten från egen brunn	
Ja	19 (22%)
Nej	67 (78%)
Äter lokalt fångad insjöfisk	
Ja	21 (24%)
Nej	66 (76%)

3.2 Kadmium, bly och kvicksilverhalter i blod

Det geometriska medelvärdet av kadmium i blodet hos de provtagna barnen i Lessebokommun var 0,09 µg/L (Tabell 2). Maxvärdet var 0,26 µg/L.

Det geometriska medelvärdet av bly i blodet hos de provtagna barnen i Lessebokommun var 9,9 µg/L (Tabell 2). Maxvärdet var 42 µg/L.

Det geometriska medelvärdet av kvicksilver i blodet hos de provtagna barnen i Lessebokommun var 0,70 µg/L (Tabell 2). Maxvärdet var 2,4 µg/L.

Enligt ett Pearson korrelations-test var det endast kadmium och bly som hade en statistiskt säkerställd korrelation för halter i blodet hos barnen i Lessebo (0,374**). Även värden för referenspopulationer finns redovisade i Tabell 2.

Tabell 2: Halter av kadmium, bly och kvicksilver i blodet för studiepopulation och referensgrupper. Fetmarkerat visar halter i studiepopulationen.

Plats	År	Antal	Kadmium (µg/L)		Bly (µg/L)		Kvicksilver (µg/L)	
			GM	Range	GM	Range	GM	Range
Lessebo	2017	85	0,09	0,04-0,26	9,9	4,2-42	0,70	0,10-2,4
Landskrona	2017	92	0,10	0,05-0,24	7,8	3,6-23	0,77	0,07-5,5
Trelleborg	2005	55	0,10	0,03-0,22	14	6,9-29		Saknas
Landskrona	2011	124	0,09	0,03-0,24	11	4,3-41	0,57	0,08-3,7
Landskrona	2009	93	0,10	0,04-9,7	13	5,0-59	0,51	0,08-8,2

Det geometriska medelvärdena i blodet för olika gruppindelningar redovisas i tabell 3. Oberoende t-tester genomfördes inbördes för varje enskild gruppindelning för att jämföra om de geometriska medelvärdena skiljde sig åt (naturliga logaritmen av värdena). Det barn som inte var födda på orten hade signifikant högre halt av både kadmium (p-värde 0,02) och bly (p-värde 0,02) i blodet. För kvicksilver var det endast en jämförelse som var signifikant och detta var att de barn som svarat att dom äter lokalt infångad insjöfisk hade något högre halt av kvicksilver i blodet (p-värde 0,03).

Tabell 3: Halter av kadmium, bly och kvicksilver i blodet för olika gruppindelningar i studiepopulationen. Fetmarkerat visar halter som skiljer sig statistiskt signifikant mellan grupper.

	Antal	Kadmium (µg/L)		Bly (µg/L)		Kvicksilver (µg/L)		
		GM	Range	GM	Range	GM	Range	
Kön	Flicka	39	0,10	0,05-0,24	10	4,6-42	0,67	0,11-2,4
	Pojke	46	0,09	0,04-0,26	9,7	4,2-25	0,72	0,10-2,4
Född/Uppvuxen på orten	Ja	49	0,08	0,04-0,24	8,6	4,2-23	0,73	0,10-2,4
	Nej	35	0,11	0,05-0,26	12	5,9-42	0,65	0,11-2,4
Har föräldrar som röker hemma	Ja	8	0,08	0,04-0,19	12	5,8-42	0,61	0,30-1,2
	Nej	77	0,09	0,04-0,26	9,6	4,2-25	0,71	0,10-2,4
Leker med eller gjuter tennsoldater, fiskar med bly sänke, skjuter med luftgevär	Ja	10	0,09	0,05-0,20	13	7,1-23	0,55	0,10-2,4
	Nej	75	0,09	0,04-0,26	9,5	4,2-42	0,72	0,11-2,4
Äter hemmaodlade grönsaker	Ja	38	0,09	0,04-0,26	9,5	4,2-25	0,81	0,17-2,4
	Nej	47	0,09	0,04-0,24	10	4,6-42	0,62	0,10-2,2
Dricker vatten från egen brunn	Ja	18	0,09	0,05-0,26	11	6,3-25	0,64	0,10-2,4
	Nej	66	0,10	0,04-0,24	9,6	4,6-42	0,71	0,11-2,4
Äter lokalt infångad insjöfisk	Ja	21	0,09	0,42-0,24	8,7	4,6-17	0,90	0,45-2,4
	Nej	64	0,09	0,45-0,26	10	4,2-42	0,64	0,10-2,4

3.3 Arsenikhalter i urin

De geometriska medelvärdet för oorganisk arsenik (AsIII+AsV) med metaboliterna DMA och MMA hos Lessebobarnen i urin var 6,1 µg/L och 6,9 µg/g kreatinin. I tabell 4 presenteras även geometriska medelvärden ojusterat och kreatinin justerat för DMA, MMA, AsIII och AsV separat.

Tabell 4: Geometriska medelvärden av halter i urin, andel och kreatinin justerade värden. Fetmarkerat visar totalt halt av oorganisk arsenik och dess metaboliter.

	GM (µg/L)	Range (µg/L)	GM µg/g Kreatinin
DMA	4,2	0,40-44	4,8
MMA	0,47	0-4,8	0,53
AsIII	0,28	0-2,0	0,29
AsV	0,82	0,44-2,5	0,93
Total oorganisk As med metaboliter	6,1	1,2-48	6,9

Oberoende t-tester genomfördes inbördes för varje enskild gruppindelning för att jämföra om de geometriska medelvärdena skiljde sig åt för ojusterade respektive kreatinin justerade värden (tabell 5). Den enda statistisk säkerställda skillnaden var för halten av oorganiska arsenik i urin kreatinin justerat för de som inte var födda/uppvuxna på orten (p-värde 0,049).

Tabell 5. Geometriska medelvärden i urin för olika grupper hos Lessebobarnen. Fetmarkerat visar halter som skiljer sig statistiskt signifikant mellan grupper.

		Oorganisk arsenik (µg/L)			Oorganisk arsenik (µg/g kreatinin)		
		Antal	GM	Range	Antal	GM	Range
Kön	Flicka	40	5,9	1,5-36	40	6,7	2,6-31
	Pojke	47	6,3	1,2-48	46	7,2	2,5-31
Född/Uppvuxen på orten	Ja	50	5,7	1,2-48	49	6,3	2,5-31
	Nej	36	6,6	2,0-30	36	8,0	3,8-30
Har föräldrar som röker hemma	Ja	9	7,5	5,3-15	9	7,5	4,6-13
	Nej	78	6,0	1,2-48	77	6,9	2,5-31
Leker med eller gjuter tennsoldater, fiskar med bly sänke, skjuter med luftgevär	Ja	10	8,8	2,3-33	10	7,4	2,9-19
	Nej	77	5,8	2,5-31	76	6,9	2,5-31
Äter hemmaodlade grönsaker	Ja	40	6,4	1,7-36	40	6,8	2,5-31
	Nej	47	5,8	1,2-48	46	7,1	2,5-31
Dricker vatten från egen brunn	Ja	19	8,0	1,8-33	19	7,2	2,6-19
	Nej	67	5,7	1,2-48	66	6,9	2,5-31
Äter lokalt infångad insjöfisk	Ja	21	6,6	1,7-36	21	7,2	2,5-31
	Nej	66	5,9	1,2-48	65	6,9	2,5-31

3.4 Föroreningskartering

Totalt omfattade karteringen 291 punkter fördelade på de sju glasbruksområdena. Medelvärden, median och percentilvärden finns representerade i tabell 6. Spridningen på halterna i proverna var stor vilket innebär att medelvärden och median värden skiljer sig kraftigt åt.

Tabell 6: Tabellen visar medelvärden, median, percentiler och maxhalter av bly, kadmium och arsenik i marken från de 7 glasbruken som ingick karteringen, samt Naturvårdsverkets riktvärden för känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM).

	Medel (mg/kg/Ts)	Median (mg/kg/Ts)	75- percentilen (mg/kg/Ts)	25- percentilen (mg/kg/Ts)	Max (mg/kg/Ts)	KM (mg/kg/Ts)	MKM (mg/kg/Ts)
Bly	1298	48	236	17	73500	50	400
Kadmium	5	0,30	0,89	0	374	0,50	15
Arsenik	73	10	56	2,9	3530	10	25

Då halterna av tungmetaller i blodet hos barnen i Lessebo inte avvek från referenspopulationen och då det saknades rumslig autokorrelation mellan uppmätta halter och närhet till glasbruk/deponier i områdena fanns det inget underlag för att undersöka eventuella rumsliga korrelationer mellan barnens bostadskoordinat och glasbruken/deponierna.

4. Diskussion

En förfrågan om att delta i studien skickades ut till samtliga barn i åk 2-4 på de tre skolorna, totalt 237 barn, av vilka 37 % (N=87) av eleverna valde att delta. Det finns dock ingen anledning att tro att metallhalterna i blodet skulle skilja sig mellan de som valde att delta i studien och de som valde att inte göra det. Syftet med studien var att utreda huruvida förhöjda halter av tungmetaller leder till mätbara förhöjda halter i blod hos barn som bor i dessa områden. Barn är en känslig grupp och löper dessutom risk för högre exponering från sin omgivning.

Analyserna har genomförts på Arbets- och miljömedicins laboratorium, som har lång erfarenhet av att analysera kadmium, bly och kvicksilverhalter i blod.

Kadmium

Kadmiumhalterna i blodet på barn i Lessebo (0,09 µg/L) motsvarar de halter som man uppmätt i Landskrona (0,10 µg/L) samma år och Trelleborg år 2005 (0,10 µg/L). I en analys av historisk exponering på 1120 barn i Landskrona och Trelleborg så var det geometriska medelvärdet 0,10 µg/L och möjligen med en något sjunkande trend från 0,11 µg/L år 1986 till 0,90 µg/L [50] år 2013. Barnen i

Lessebo kommun har därmed en liknande exponering som andra barn i södra Sverige och kan därmed inte anses ha förhöjda halter i blodet. Kadmiumhalterna i blod hos barn i Sverige är nivå med övriga Europa, men låga i en internationell jämförelse [14].

Gruppjämförelserna av kadmium inom studiepopulation visade inte på några skillnader förutom om man var född eller uppvuxen på orten (Tabell 3). Denna jämförelse visade på att de som inte var uppvuxna på orten hade något högre halt av kadmium i blodet. Detta stärker slutsatsen att de barn som växer upp på glasbruksorter i Lessebo kommun inte verkar vara högre exponerade för kadmium från sin omgivning. Internationellt sett så är halterna av kadmium i blodet hos barnen i Lessebo i nivå med de som uppmätts hos barn i andra länder i Europa [14].

Hälsopåverkan vid exponering för kadmium, gällande njurskador och benskörhet, manifesterar sig vid hög ålder. Kadmiumhalter i blod hos Lessebobarnen pekar inte på någon förhöjd risk i förhållande till allmänheten genom exponering från sin omgivning.

Då exponering vid nuvarande nivåer ligger nära effektgränserna för njurskada och benskörhet finns anledning att minska exponeringen hos allmänbefolkningen.

Bly

Det geometriska medelvärdet för bly i blod hos studiepopulationen var 9,9 µg/L. Detta är lägre än en tredjedel av de halter man fann där 1986 (35 µg/L) [13]. Barn som växer upp i Lessebo idag verkar därmed ha en betydligt lägre exponering än sina föräldrar. I jämförelse med referenspopulationen i Landskrona 2017 (7,8 µg/L) så är det geometriska medelvärdet något högre. Referenspopulationen i Trelleborg från 2005 hade ett något högre geometriska medelvärde på 14 µg/L.

För de gruppjämförelse av medelvärden som genomfördes för bly så fanns en statistisk signifikant skillnad om man var uppvuxen på orten eller inte. Att inte vara född och uppvuxen på orten skulle kunna innebära att man exponerats för bly tidigare i livet som inte är kopplat till att bo i Lessebo kommun. Precis som för kadmium så var dock halterna för de som inte var uppvuxna på orten något högre.

Två av barnen som deltog i studien hade blyhalter i blodet som betydligt överskred genomsnittshalten. Dessa barn följdes upp med ytterligare provtagningar. Det nya provtagningarna visade på sjunkande blyhalter i blodet. Efter den tredje

provtagningen bedömdes halterna vara så låga att ingen fortsatt uppföljning behövdes. Orsaken till de något förhöjda halterna kunde inte fastställas.

EFSA har satt BMDL (benchmark dose lower limit) till 0,5 µg/kg kroppsvikt och dag (den nivå som ett barn anses kunna exponeras för dagligen under hela sin livstid utan att drabbas av negativa hälsoeffekter). Baserat på nya studier som visar att den växande hjärnan hos foster och små barn är särskilt känslig för blyexponering, antar man att det inte finns någon nedre gräns för vilken inga hälsoeffekter (IQ-påverkan) ses. Effekterna har setts i stora studier på populationsnivå och det går inte att uttala sig om effekter på individnivå, eftersom så många andra faktorer spelar in för hur intelligent man blir. De geometriska medelvärdet i denna studie, liksom i andra studier i landet, ligger nära detta EFSA värde. Det finns därför anledning till att sträva efter att ytterligare minska exponering.

Kvicksilver

Kvicksilverhalter i blodet (B-tot Hg) hos barnen i Lessebo (0,70 µg/L) motsvarar de halter man funnit hos barnen i Landskrona 2017. Halterna av kvicksilver i blodet hos barnen i Landskrona har sjunkit till ungefär hälften från 1,4 µg/L år 1990 till 0,83 µg/L år 2013. [50]. Jämfört med dessa studier är det geometriska medelvärdet för barnen i Lessebo lägre. Internationellt sett så är halterna av B-tot Hg i blodet hos barnen i Lessebo i nivå med de som uppmätts hos barn i andra länder i Europa [14]. Detta tyder på att barnen i Lessebo inte är utsatta för någon förhöjd exponering av kvicksilver från sin omgivning.

För gruppjämförelsen så var det en signifikanta högre kvicksilverhalt i blodet för dom barn som uppgav att dom åt lokalt fångad insjöfisk. Ingen hänsyn togs dock till hur stort veckointaget var. Inte heller gjordes någon jämförelse mot andra grupper av barn boende i andra delar av landet med liknande fiskkonsumtion.

I förhållande till de halter av kvicksilver i blod då man ser hälsopåverkan är halter bland Lessebobarnen låga i hela gruppen.

Arsenik

Det geometriska medelvärdet för oorganisk arsenik inklusive metaboliterna DMA och MMA i urinen var 6,1 µg/L respektive 6,9 µg As/g Kreatinin hos barnen i Lessebo. Få studier med specificering har undersökt halterna av oorganisk arsenik i urin och något säkert medelvärde finns därför inte för svenska barn. Historiskt har

man dock mätt halten på platsen (Lessebo och Kosta) och det geometriska medelvärdet för oorganisk arsenik inklusive DMA och MMA var då 5,1 µg As/g kreatinin [13]. Detta innebär att de halter som finns i barnen idag är något högre än de historiska värdena. Den amerikanska folkhälsomyndigheten (Center for disease control and prevention) har sammanställt siffror på halterna av oorganiska arsenik (AsIII och AsV) och dess metaboliter (DMA och MMA) i urin hos 401 barn i USA provtagna åren 2011-12 [51]. Dessa barn hade ett geometriskt medelvärde på 5,5 µg/L i urin respektive 7,8 µg As/g kreatinin. Halterna hos barnen i Lessebo är därmed om man tittar på de kreatinin justerade värdena något lägre. I rapporter presenteras även halterna för AsIII, AsV, DMA och MMA separat. För dessa så var det endast för DMA som ett geometriskt medelvärde som kunna presenteras separat då övriga hade för många värden som underskred LOD. Det ojusterade geometriska medelvärdet var 3,4 µg/L respektive 4,9 µg As/g creatinin justerat i urin. Hos barnen i Lessebo var det kreatinin justerade värdet för DMA 4,2 µg As/g creatinin, vilket alltså ligger på en liknande nivå.

För att kunna jämföra med andra grupper som levet på platser där markföroreningar av arsenik funnits så fann man i en europeisk studie hos polska barn medelvärdet 6,0 (flickor); 6,7 (pojkar) µg As/g kreatinin hos oexponerade och 8,0 (flickor); 8,7 (pojkar) µg As/g kreatinin hos exponerade (boende nära gruva). Vidare fann man hos tjeckiska barn 11 (flickor); 13 (pojkar) µg As/g kreatinin hos oexponerade och 5,3 (flickor och pojkar) µg As/g kreatinin hos exponerade (boende nära gruva) [52]. Sammantaget så visar dessa jämförelser med andra studiepopulationer att barnen i Lessebo inte verkar ha några förhöjda halter av oorganiska arsenik eller dess metaboliter i blodet. Livsmedelsverket har samlat in urinprover inom projektet Riksmaten ungdom där arsenikhalter i urin kommer att redovisas under 2019 och detta material kan utgöra en bra jämförelse grupp med allmän exponering i Sverige som resultaten i denna studie kan jämföras mot i efterhand. Gruppjämförelserna visade inte heller på några större skillnader i arsenikhalter i urinen inom gruppen barn i Lessebo.

Provtagning på vuxna individer i glasriket

En tidigare studie med blod- och urinprovtagningar har genomförts på vuxna individer i glasriket (drygt 700 personer). I denna studie fann man att halterna av tungmetaller i blod och urin generellt inte var avvikande. För personer som var högkonsumenter av lokalt odlade grönsaker, lokalt fångad insjö fisk och lokalt odlat kött så hade dessa dock något högre halter i blodet [53]. Gällande konsumtionsmönster så såg vi i gruppen av barn att det endast var kvicksilverhalter

i blod som var högre i gruppen som åt lokalt fångad insjöfisk. Myndigheter i glasriket har informerat om det kan finnas höga halterna av tungmetaller i marken till boende och infört vissa rekommendationer om att odla grönsaker t.ex. användande av odlingslåda.

Geografisk kartläggning av halter i marken.

Markföroreningarna runt de sju glasbruken som ingick i kartläggningen kan anses vara tungt förorenade. Av kartläggningen av halterna så framgår det även att det finns stora skillnader i halterna mellan olika platser. Exempelvis så överskred medelhalten av bly i marken riktvärdet för känslig markanvändning med en faktor 26 medan medianhalten tangerar detta. Maxhalten på 73500 mg/kg TS överskrider med en faktor på 1470 gånger. De höga halterna i marken återspeglar sig dock inte i de halter som mäts upp i barnens blod. Tidigare studier på barn som bor eller vistas på områden förorenade av tungmetaller visar dock i flera fall på förhöjda halter i blod hos dessa barn [4-6]. Halten av en föroreningar i marken är en viktig faktor för att bestämma exponering, men det finns många andra. Exempel på fler faktorer som styr exponering från tung metaller i marken är hur mycket man vistas på en förorenad plats, på vilket sätt man kommer i kontakt med jorden, i vilken form tungmetallen finns, m.fl.. Vid enskilda hälsoriskbedömningar på områden med höga halter av tungmetaller i marken bör därför fallspecifik hänsyn tas till enskilda faktorer.

Styrkor och svagheter

Upplägget på denna studie skiljer sig inte från de upplägg som använts i tidigare kartläggningar av tungmetaller i blod [2, 3]. Flera av de barn som deltog i studien är inte födda och uppvuxna på området, vilket kan resultera i att halterna i blodet inte är helt representativa för den exponering som sker i området. För bly, kvicksilver och kadmium är halveringstiden i blodet någon till några månader, vilket i teorin innebär att det dock inte skulle påverka studiepopulationen i hela studiematerialet. Fördelen med att provta barn är att erhålla ett nutidsvärde, det vill säga inte återspegla historisk exponering. Vuxna har en komplex historisk exponering via vanor (rökning) och yrke, t.ex. bly lagras upp i skelettet och kan sedan långsamt utsöndras i blodet under decennier. Då halter av oorganisk arsenik och dess metaboliter presenterats i rapporten så har både ojusterad och kreatinin justerad halt använts för att jämföra med andra studier. Kreatinin justering gjordes för att ta hänsyn till hur utspädd urinen var. Då kreatinin även funnits vara en biomarkör för hur effektiv metyleringen av arsenik i kroppen är skulle man även kunna ha justerat

för densitet på urinen [54]. Kreatinin justerade halter möjliggjorde dock jämförelse med tidigare studier där få densitetsjusteringar gjorts.

5. Slutsats

Studien visar att barnen i Lessebo kommun har blodhalter av bly, kadmium och kvicksilver som motsvarar de halter som generellt återfinns hos barn i södra Sverige. Halterna av oorganisk arsenik och dess metaboliter i urin skiljer sig inte heller hos Lessebobarnen jämfört med studier utförda på barn i övriga Europa och USA. Utifrån detta så verkar barn som bor och växer upp i förorenade markområden i Glasriktet inte exponeras för dessa metaller i en sådan utsträckning att det medför någon betydande ökad risk för negativ kronisk hälsopåverkan.

Referenser

1. Skerfving, S., et al., *Late effects of low blood lead concentrations in children on school performance and cognitive functions*. Neurotoxicology, 2015. **49**: p. 114-120.
2. Strömberg, U., T. Lundh, and S. Skerfving, *Yearly measurements of blood lead in Swedish children since 1978: The declining trend continues in the petrol-lead-free period 1995-2007*. Environmental research, 2008. **107**: p. 332-335.
3. Strömberg, U., A. Schutz, and S. Skerfving, *Substantial decrease of blood lead in Swedish children 1978-94, associated with petrol lead*. Occupational & Environmental Medicine, 1995. **52**(11): p. 764-769.
4. Alonso, E., K. Cambra, and T. Martinez, *Lead and Cadmium Exposure from Contaminated Soil among Residents of a Farm Area near an Industrial Site*. Archives of Environmental Health, 2001. **56**(3): p. 278.
5. Oulhote, Y., et al., *Implications of different residential lead standards on children's blood lead levels in France: Predictions based on a national cross-sectional survey*. International Journal of Hygiene and Environmental Health, 2013. **216**: p. 743-750.
6. Ranft, U., et al., *Lead concentration in the blood of children and its association with lead in soil and ambient air--trends between 1983 and 2000 in Duisburg*. Journal Of Toxicology And Environmental Health. Part A, 2008. **71**(11-12): p. 710-715.
7. Moreno, M.E., et al., *Biomonitoring of metal in children living in a mine tailings zone in Southern Mexico: A pilot study*. International Journal Of Hygiene And Environmental Health, 2010. **213**(4): p. 252-258.
8. Lanphear, B.P., et al., *Low-Level Environmental Lead Exposure and Children's Intellectual Function: An International Pooled Analysis*. Environmental Health Perspectives, 2005. **113**(7): p. 894-899.
9. Lucchini, R.G., et al., *Inverse association of intellectual function with very low blood lead but not with manganese exposure in Italian adolescents*. Environmental Research, 2012. **118**: p. 65-71.
10. WHO, *Preventing disease through healthy environments: Exposure to lead - A major health concern*. 2010: Geneva.
11. Agneta, Å., et al., *Cadmium-Induced Effects on Bone in a Population-Based Study of Women*. Environmental Health Perspectives, 2006(6): p. 830.
12. Agneta, Å., et al., *Tubular and Glomerular Kidney Effects in Swedish Women with Low Environmental Cadmium Exposure*. Environmental Health Perspectives, 2005(11): p. 1627.
13. Andren, P., et al., *Environmental exposure to lead and arsenic among children living near a glassworks*. Sci Total Environ, 1988. **77**(1): p. 25-34.
14. Hrubá, F., et al., *Blood cadmium, mercury, and lead in children: an international comparison of cities in six European countries, and China, Ecuador, and Morocco*. Environ Int, 2012. **41**: p. 29-34.
15. Kemakta konsult AB, *Resultat och tolkningar från 25 glasbruksobjekt och 6 glasbruksåar*. 2007.
16. Nordberg, *Handbook on the toxicology of metals; 4 th edition*. Vol. 2. 2015.
17. EFSA, *EFSA panel on contaminants in the food chain (CONTAM); scientific opinion on lead in food*. EFSA J, 2010. **8**(4): p. 1570.
18. IARC, *IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans - Volume 87 Inorganic and organic lead compounds*. 2006, IARC: Lyon.
19. Skerfving, S., et al., *Effekter på barn vid låga blynivåer*. 2015, Arbets- och miljömedicin Syd: Lund.
20. Naturvårdsverket, *Hälsoriskbedömning av förorenade områden. Rapport 5859*. 2008.
21. Akesson, A., et al., *Cadmium exposure in pregnancy and lactation in relation to iron status*. Am J Public Health, 2002. **92**(2): p. 284-7.

22. Jarup, L. and A. Akesson, *Current status of cadmium as an environmental health problem*. Toxicol Appl Pharmacol, 2009. **238**(3): p. 201-8.
23. Suwazono, Y., et al., *Benchmark dose for cadmium-induced osteoporosis in women*. Toxicol Lett, 2010. **197**(2): p. 123-7.
24. Nordberg, *Toxicology of Metals, Cadmium*.
25. Engstrom, A., et al., *Associations between dietary cadmium exposure and bone mineral density and risk of osteoporosis and fractures among women*. Bone, 2012. **50**(6): p. 1372-8.
26. Engstrom, A., et al., *Long-term cadmium exposure and the association with bone mineral density and fractures in a population-based study among women*. J Bone Miner Res, 2011. **26**(3): p. 486-95.
27. Alfvén, T., et al., *Low-level cadmium exposure and osteoporosis*. J Bone Miner Res, 2000. **15**(8): p. 1579-86.
28. <https://www.kemi.se/global/pm/2012/pm-12-12-kadmium.pdf>.
29. Akesson, A., B. Julin, and A. Wolk, *Long-term dietary cadmium intake and postmenopausal endometrial cancer incidence: a population-based prospective cohort study*. Cancer Res, 2008. **68**(15): p. 6435-41.
30. Nishijo, M., et al., *Causes of death and renal tubular dysfunction in residents exposed to cadmium in the environment*. Occup Environ Med, 2006. **63**(8): p. 545-50.
31. (IMM), I.f.m. *Kvicksilver*. 2017 [cited 2018].
32. Naturvårdsverket, *Datablad för kvicksilver*. 2016.
33. Harada, M., *Minamata Disease: Methylmercury Poisoning in Japan Caused by Environmental Pollution*. Critical Reviews in Toxicology, 1995. **25**(1): p. 1-24.
34. (IARC), I.A.f.R.o.C. *List of classifications, Volume 1-122*. 2018 [cited 2018].
35. (IMM), I.f.m. *Arsenik*. 2017 [cited 2018].
36. Lovreglio, P., et al., *Environmental factors affecting the urinary excretion of inorganic arsenic in the general population*. Med Lav, 2012. **103**(5): p. 372-81.
37. Lovreglio, P., et al., *The influence of diet on intra and inter-individual variability of urinary excretion of arsenic species in Italian healthy individuals*. Chemosphere, 2012. **86**(9): p. 898-905.
38. Cubadda, F., et al., *Human exposure to dietary inorganic arsenic and other arsenic species: State of knowledge, gaps and uncertainties*. Science of The Total Environment, 2017. **579**: p. 1228-1239.
39. Concha, G., et al., *Intra-individual variation in the metabolism of inorganic arsenic*. International Archives of Occupational and Environmental Health, 2002. **75**(8): p. 576-580.
40. Engström, K.S., et al., *Genetic Polymorphisms Influencing Arsenic Metabolism: Evidence from Argentina*. Environmental Health Perspectives, 2007. **115**(4): p. 599-605.
41. Sattar, A., et al., *Metabolism and toxicity of arsenicals in mammals*. Environmental Toxicology and Pharmacology, 2016. **48**: p. 214-224.
42. Cohen, S.M., et al., *Arsenic-induced bladder cancer in an animal model*. Toxicol Appl Pharmacol, 2007. **222**(3): p. 258-63.
43. Watanabe, T. and S. Hirano, *Metabolism of arsenic and its toxicological relevance*. Arch Toxicol, 2013. **87**(6): p. 969-79.
44. Mohammed Abdul, K.S., et al., *Arsenic and human health effects: A review*. Environmental Toxicology and Pharmacology, 2015. **40**(3): p. 828-846.
45. Kuo, C.C., et al., *The Association of Arsenic Metabolism with Cancer, Cardiovascular Disease, and Diabetes: A Systematic Review of the Epidemiological Evidence*. Environ Health Perspect, 2017. **125**(8): p. 087001.
46. Abdul, K.S., et al., *Arsenic and human health effects: A review*. Environ Toxicol Pharmacol, 2015. **40**(3): p. 828-46.
47. Ettinger, A.S., et al., *Arsenic levels among pregnant women and newborns in Canada: Results from the Maternal-Infant Research on Environmental Chemicals (MIREC) cohort*. Environmental Research, 2017. **153**: p. 8-16.

48. Nahar, M.N., et al., *Arsenic contamination in groundwater and its effects on adolescent intelligence and social competence in Bangladesh with special reference to daily drinking/cooking water intake*. Environmental Health and Preventive Medicine, 2014. **19**(2): p. 151-158.
49. Quansah, R., et al., *Association of Arsenic with Adverse Pregnancy Outcomes/Infant Mortality: A Systematic Review and Meta-Analysis*. Environmental Health Perspectives, 2015. **123**(5): p. 412-421.
50. Lundh, T., et al., *Cadmium and mercury exposure over time in Swedish children*. Environ Res, 2016. **150**: p. 600-5.
51. CDC, F.N.R.o.H.E.t.E.C., *Fourth National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals*. 2015, CDC.
52. de Burbure, C., et al., *Renal and neurologic effects of cadmium, lead, mercury, and arsenic in children: evidence of early effects and multiple interactions at environmental exposure levels*. Environ Health Perspect, 2006. **114**(4): p. 584-90.
53. Ingela Helmfrid and M. Berglund, *Gifter & Miljö - Kemikalier i vardagen: Lugnande besked till boende i Glasriktet*. 2017, Naturvårdsverket: Bromma.
54. Basu, A., et al., *Creatinine, diet, micronutrients, and arsenic methylation in West Bengal, India*. Environ Health Perspect, 2011. **119**(9): p. 1308-13.

Bilaga 1

Intervjufrågor för barn (ifylles tillsammans med vårdnadshavare)

Datum:

Namn:

Personnummer (ÅÅÅÅ-MM-DD-NNNN): _____ - _____

Kön: Flicka Pojke

Bostadsadress

Skola

Klass

Är du född/uppvuxen på orten? Ja Nej

Om nej; hur många år har du bott här

Får vi ta ett blodprov på dig? Ja Nej

Vikt: kg

Längd: cm

Vad jobbar din pappa med?

Vad jobbar din mamma med?

Leker du med tennsoldater? Ja Nej

Gjuter du tennsoldater? Ja Nej

Gjuter du blysänken? Ja Nej

Skjuter du med luftgevär? Ja Nej

Röker mamma hemma? Ja Nej

Röker pappa hemma? Ja Nej

Äter du lokalt fångad insjöfisk? Ja Nej

Om "ja", hur många gånger i veckan?

Äter du närodlade grönsaker? Ja Nej

Om "ja", hur många gånger i veckan?

Dricker ni vatten från egen brunn? Ja Nej

Bilaga 2



REGION
KRONOBERG

Till dig som är vårdnadshavare till barn bosatt och uppvuxet i Lessebo kommun:

Vill du och ditt barn hjälpa oss med ett blodprov?

Vi vill undersöka om det finns någon påverkan från glasbrukens föroreningar hos grundskoleelever (årskurs 2-4) **födda och uppvuxna i Lessebo kommun.**

Det är en frivillig undersökning som innebär att barnet lämnar ett litet blodprov på 5 ml (en tesked) och ett urinprov.

Undersökningen utförs av avdelningen för Arbets- och miljömedicin Syd i Lund och är till för att kunna fastställa om barn vilka växer upp i områden i anslutning till gamla industrifastigheter och deponier riskerar att ha något förhöjda metallhalter i kroppen. Vi genomför sedan 1978 motsvarande mätningar på barn boende i Landskrona och Trelleborg för att undersöka om stadsbarn har en högre metallexponering än barn uppväxta på landsbygden pga. av exempelvis ökad exponering från trafik- och luftföroreningar. Våra studier där tyder på att den omgivande miljöexponeringen för dessa ämnen har minskat kraftigt. Vi vill nu göra motsvarande studie i er kommun för att se om gamla industriföroreningar kan ha någon inverkan på era barns blod- och urinkoncentrationer av dessa ämnen.

Projektet är finansierat av Naturvårdsverkets medel för hälsorelaterad miljöövervakning.

Vad ingår i undersökningen?

Blodprovet utförs på skonsammast möjliga sätt av sjuksköterskor med stor provtagningsvana på barn. Ditt barn får ett nålstick i armen. Under provtagningsstillfälle kommer barnet även få lämna urinprov. Vi ber er också fylla i en kort enkät om barnet om fritidssysselsättning, kostvanor och om föräldrars rökvanor. Efter provtagningen får barnet en ersättning på 100 kronor.

Vad vill ni mäta?

Vi vill mäta (eventuella) halter av bly, kadmium och kvicksilver i blod samt arsenik i urinen.

Om man inte vill delta?

Ditt barn kan när som helst avbryta sin medverkan. Att avbryta sin medverkan har förstås ingen påverkan av ditt barns vård, varken nu eller i framtiden.

Vad händer med resultatet?

Resultatet och tolkningen av metallanalysen kommer under våren 2018 att skickas till er bostadsadress. Det är osannolikt att eventuella förhöjda halter av metaller i blod och urin skulle vara drastiskt förhöjda hos barnen i området till följd av den förorenade marken men om resultaten indikerar på en högre exponering kommer detta att kommuniceras till de boende i området. I det fall avvikande provresultat förekommit kommer detta att utredas av kliniken för att klarlägga orsaken. En populärvetenskaplig rapport kommer under hösten 2018 publiceras i Arbets- och miljömedicin Syd rapportserie. (<http://sodrasjukvardsregionen.se/amm/rapporter/>).

Undersökningen är granskad och godkänd av Regionala Etikprövningsnämnden i Lund.

Blodprovet görs på:

Kvarndammskolan

den 26e eller 27e september

Vi behöver ditt godkännande som vårdnadshavare. Fyll i bifogat samtyckeformulär och, om ert barn önskar delta, enkäten och skicka detta i det bifogade svarskuvertet senast den 7e september 2017.

Vi står bakom undersökningen

Arbets- och miljömedicin SYD
Avdelningen för Arbets- och miljömedicin vid Lunds universitet
Region Kronoberg
Samhällsbyggnadsförvaltningen i Lessebo kommun
Barn- och ungdomsförvaltningen i Lessebo kommun

För frågor eller upplysningar är ni välkomna att kontakta:

Kristoffer Mattisson (projektledare)
Miljöhygieniker
Arbets- & Miljömedicin Syd
Skånes Universitetssjukhus
221 85 Lund
Tel: 046 - 17 72 88
e-post: kristoffer.mattisson@skane.se

Eva Assarsson
Regionmiljösköterska
Arbets- & Miljömedicin Syd
Skånes Universitetssjukhus
221 85 Lund
Tel: 046 - 222 80 22
e-post: eva.assarsson@med.lu.se

Med vänliga hälsningar

Kristoffer Mattisson
Arbets- & Miljömedicin Syd
Skånes Universitetssjukhus
Lunds Universitet



LUNDS UNIVERSITET
Medicinska fakulteten

Linda Vingren
Utbildningschef
Lessebo kommun

Conny Axelsson
Samhällsbyggnadschef
Lessebo kommun

Information till målsmän om behandling av prover och personuppgifter

Vi kommer att lagra blodproverna i en biobank (Regionalt Biobanksregister). Region Skåne och Södra Sjukvårdsregionen. Biobank Arbets- och miljömedicin, AMMED-USIL) som redan finns vid Arbets- och miljömedicinska kliniken vid Universitetssjukhuset i Lund. AMMED-USIL har biobankstillstånd.

Proverna kommer att förvaras kodade. Det innebär att de inte direkt kan härledas till ditt barn som person. Proverna och den tillhörande identifieringslistan (kodnyckeln) kommer att förvaras på ett säkert sätt och åtskilda.

Patientuppgifter med resultat av undersökningarna (personnummer, namn, adress, uppgifter från frågeformulär och laboratedata) kommer att lagras i ett register vid Arbets- och miljömedicin. Dessa kommer senare att databehandlas. Då kommer namn och personnummer att ersättas av en kod. Vid publikation av studien kan inga enskilda individer identifieras. Uppgifterna är skyddade av sekretess. Ingen obehörig har tillgång till uppgifterna.

Proverna får endast användas på det sätt som du har gett samtycke till (vi kommer att be dig skriva på en samtyckesblankett, ifall ditt barn ska delta i studien). Du har full rätt att utan närmare förklaring begära att ditt barns prover ska förstöras, i enlighet med lagen om biobanker.

Eftersom avsikten är att följa utvecklingen över tid kommer uppgifterna att bevaras under överskådlig tid. Region Skåne är ansvarig för hanteringen av personuppgifterna. Detta regleras av Personuppgiftslagen (SFS 1998:204). Vill du veta mera om denna lag finns utförlig information på www.skane.se. Genom att skicka en undertecknad ansökan kan du också be att få uppgifter om personuppgiftsbehandlingen genom Personuppgiftsombudet, Region Skåne, 291 89 Kristianstad. Du kan också få eventuellt felaktiga uppgifter rättade.

Samtycke till undersökning av metallhalten i blod och urin hos låg- och mellanstadieelever

Elevens namn:

Personnr:

Bostadsadress:

Postnummer: Ort:

Telefon:

Skolans namn:.....

Klass:.....

Jag har tagit del av information rörande studien och önskar delta i undersökningen:

JA

NEJ

Elevens underskrift:

Målsmans underskrift:

Målsmans underskrift:

(Båda vårdnadshavares namnteckning behövs om man inte är ensam vårdnadshavare)

Projektledarens underskrift:

Kristoffer Mattisson



LUNDS UNIVERSITET
Medicinska fakulteten

Datum:.....

Glasriket anses vara miljömedicinskt belastat då den tidigare omfattande glasbruksverksamheten i området har medfört lokalt höga halter av markföroreningar som kadmium, bly, kvicksilver och arsenik, i de före detta glasbruksorterna. I denna rapport presenteras resultat av analyser från blod och urinprovtagning av skolbarn i åk 2-4 i Lessebo kommun.

Studien visar på att barnen i Lessebo kommun har blodhalter av bly, kadmium och kvicksilver som motsvarar de halter som generellt återfinns hos barn i södra Sverige. Halterna av oorganisk arsenik och dess metaboliter i urin verkar inte heller skilja sig hos Lessebobarnen jämfört med studier utförda på barn i övriga Europa och USA.



Medicinsk service

Labmedicin

Arbets- och miljömedicin Syd

223 81 LUND

Tel: 046-17 31 85

E-post: amm@skane.se

Internet:

<http://sodrasjukvardsregionen.se/amm/>