



IFAU

Institutet för arbetsmarknads- och
utbildningspolitisk utvärdering

Kan miljöpolitik förbättra barns livschanser?

Erfarenheter från utfasningen
av bly ur bensin

Hans Grönqvist
Peter Nilsson
Per-Olof Robling

RAPPORT 2017:4

Institutet för arbetsmarknads- och utbildningspolitisk utvärdering (IFAU) är ett forskningsinstitut under Arbetsmarknadsdepartementet med säte i Uppsala. IFAU ska främja, stödja och genomföra vetenskapliga utvärderingar. Uppdraget omfattar: effekter av arbetsmarknads- och utbildningspolitik, arbetsmarknadens funktionssätt och arbetsmarknadseffekter av socialförsäkringen. IFAU ska även sprida sina resultat så att de blir tillgängliga för olika intressenter i Sverige och utomlands.

IFAU har som policy att en uppsats, innan den publiceras i rapportserien, ska seminariebehandlas vid IFAU och minst ett annat akademiskt forum samt granskas av en extern och en intern disputerad forskare. Uppsatsen behöver dock inte ha genomgått sedvanlig granskning inför publicering i vetenskaplig tidskrift.

IFAU:s rapporter kan läsas online, laddas ner och beställas på webbplatsen www.ifau.se

Kan miljöpolitik förbättra barns livschanser? Erfarenheter från utfasningen av bly ur bensin^a

av

Hans Grönqvist^b, Peter Nilsson^c och Per-Olof Robling^d

2017-05-15

Sammanfattning

Denna rapport undersöker vilka konsekvenser blyexponering under barndomen får för barns långsiktiga livschanser. I analysen studeras utfallen för över 800 000 individer som var barn på 1970- och 1980-talen när Sverige fasade ut bly i bensin. Blyexponering mäts med hjälp av mossprover från cirka 1 000 platser i Sverige som samlades in åren 1975, 1980 och 1985. Resultaten visar bland annat att minskad exponering för bly i omgivningen förbättrade barnens skolresultat samt ledde till en minskad risk för kriminalitet. Sambandet är speciellt starkt bland pojkar.

^a Rapporten är en sammanfattning av den engelska forskningsrapporten “Early lead exposure and outcomes in adulthood”, IFAU Working paper 2017:4.

^b IFAU och Nationalekonomiska institutionen vid Uppsala universitet; hans.gronqvist@nek.uu.se

^c Institutet för internationell ekonomi (IIES) vid Stockholms universitet; peter.nilsson@iies.su.se

^d Institutet för social forskning (SOFI) vid Stockholms universitet; robling@sofi.su.se

Innehållsförteckning

1	Inledning	3
2	Utfasningen av bly i bensin	4
3	Data och metod	7
4	Betydelsen av blyexponering för barns livschanser	8
4.1	Effekten av blyexponering på långsiktiga utfall	8
4.2	Förekommer tröskelvärden?	11
5	Avslutande kommentarer	12
	Referenser	14
	Appendix	17

1 Inledning

Samtidigt som bilanvändandet fullkomligt exploderade under 1950-talet och framåt började bly tillsättas i bensinen för att höja oktantalet. Det ledde till att befolkningen i betydligt större utsträckning än tidigare exponerades för blyföroreningar i miljön. Även om blyexponering fortfarande är ett betydande folkhälsoproblem i många fattiga länder har exponeringen minskat till låga nivåer i de flesta rika länder.^{1,2} Akut blyförgiftning som ger upphov till direkta kliniska symptom är därför idag relativt ovanligt, men vi vet fortfarande väldigt lite om hur låggradig blyexponering påverkar oss på lång sikt.

Ett antal tidigare studier har kopplat blyexponering under barndomen till försämrad kognitiv förmåga och beteendeproblem (se Banks m.fl. 2007, Canfield m.fl. 2003, Needleman 2004). Detta kan förklaras av att bly kan inverka negativt på hjärnans utveckling.³ Dessa studier har dock haft svårt att hantera flera olika metodologiska svårigheter. För det första använder många studier små och ofta icke-representativa urval. För det andra saknas ofta möjligheter att i data följa individerna över tiden. Slutligen har det visat sig svårt att i analysen kunna kontrollera för andra faktorer som både kan tänkas ha betydelse för barnens utfall och samvariera med graden av blyexponering. I detta fall riskerar analysen att sammanblanda betydelsen av blyexponering med den av andra faktorer.

Denna rapport undersöker vilka konsekvenserna blir för barns långsiktiga livschanser av att ha exponerats för bly under barndomen. Vi kringgår många av metodproblemen genom att använda svenska registerdata samt genom att studera barn som var små när bly i bensin fasades ut i Sverige. Utfasningen av bly skedde framförallt mellan 1973 och 1981 då den högsta tillåtna blyhalten i bensin sänktes med nästan 80 procent. Detta ”naturliga experiment” innebär att koncentrationen av bly i olika områden i Sverige föll olika snabbt: i områden där koncentrationen var hög föll blynivåerna snabbast. Det gör det möjligt att jämföra utfallen för barn som råkade bo i områden med hög blyexponering med barn som bodde i områden med låg blyexponering vilket minskar risken att resultaten störs av andra faktorer.

¹ WHO uppskattar att cirka 49 procent av världens barn har blykoncentrationer i blodet som överstiger de internationella riktlinjerna.

² Till stora delar är det en följd av att bly fasades ut ur bensinen på 1970- och 1980-talen. Andra vanliga exponeringskällor är färg, batterier, vattenledningar, och barnleksaker.

³ Tidigare studier inkluderar exempelvis Aizer m.fl. (2016), Bellinger m.fl. (2004), Billings och Schnepel (2015), Burns m.fl. (1999), Canfield m.fl. (2003), Needleman (2004), Nilsson (2009), Reyes (2007), Clay m.fl. (2014), Dietrich m.fl. (2003), Lanphear m.fl. (2003), Lidsky m.fl. (2000). Se Grönqvist, Nilsson och Robling (2016) för fler studier.

I datamaterialet kan vi observera exponering för bly under de första tre levnadsåren och följa barnens utfall i mer än 20 år. Vi studerar ett relativt stort antal utfallsmått som rör barnens skolresultat och risk för kriminalitet. Ingen studie har tidigare kunnat dokumentera effekter av blyexponering bland barn för ett stort antal utfall och heller inte kunnat följa barnen upp i vuxen ålder. Vi mäter blyexponering med hjälp av en metod som baseras på mossprover som Naturvårdsverket samlade in på cirka 1 000 platser under perioden 1975–1985.

2 Utfasningen av bly i bensin

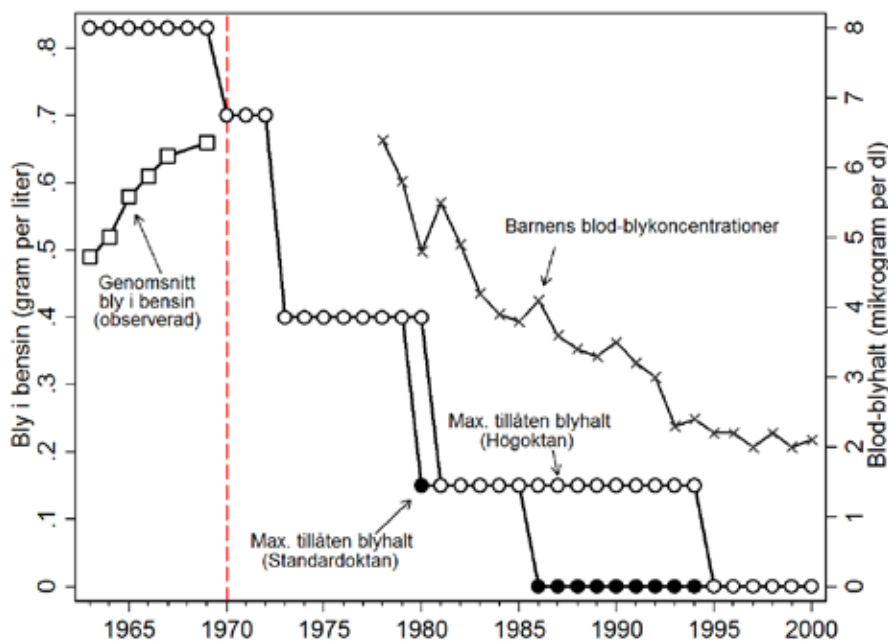
I Sverige började man tillsätta bly i bensin år 1946 (Danielson, 1970) för att öka oktanhalten. För att motverka allt större utsläpp av bly från den växande motortrafiken inleddes dock en gradvis utfasning av bly år 1970. Som vi kan se i Figur 1 var bly i bensin den ledande källan till att befolkningen exponerades för bly. I figuren ser vi att barns blyhalt i blodet föll kraftigt under utfasningen fram till mitten av 1990-talet när bly slutligen helt förbjöds i bensin.

För att mäta exponeringen för bly använder vi data från Naturvårdsverket som sedan 1975 har övervakat förekomsten av tungmetaller i luften genom mossprover tagna vart femte år. Mossor är speciellt användbara för detta ändamål i och med att de saknar rötter vilket innebär att de endast absorberar tungmetaller (däribland bly) från luften. Sättet som mossa växer på gör det dessutom möjligt att mäta förekomsten av tungmetaller för enskilda år. I Sverige har prover från totalt omkring 1 000 platser samlats in under åren. På varje plats samlas 5–10 prover in från en yta på omkring 100 kvadratmeter. Därefter bestäms förekomsten av bly och andra tungmetaller som ett genomsnitt av de senaste tre årens mosstillväxt. Det mått på blyexponering som vi använder i den empiriska analysen är den genomsnittliga koncentrationen av bly i mossa (mikrogram bly/kilogram mossa) i närområdet (dvs., församlingen) baserat på de 10 närmaste provtagningsplatserna (justerat för avstånd).

Figur 2 visar den genomsnittliga blyhalten i mossa för varje församling 1975 och 1985. Vi kan se att blyhalterna föll kraftigt mellan dessa år. Vi ser också att det finns en stor geografisk spridning, men i allmänhet har församlingarna i södra och västra delarna av Sverige den högsta förekomsten av bly.

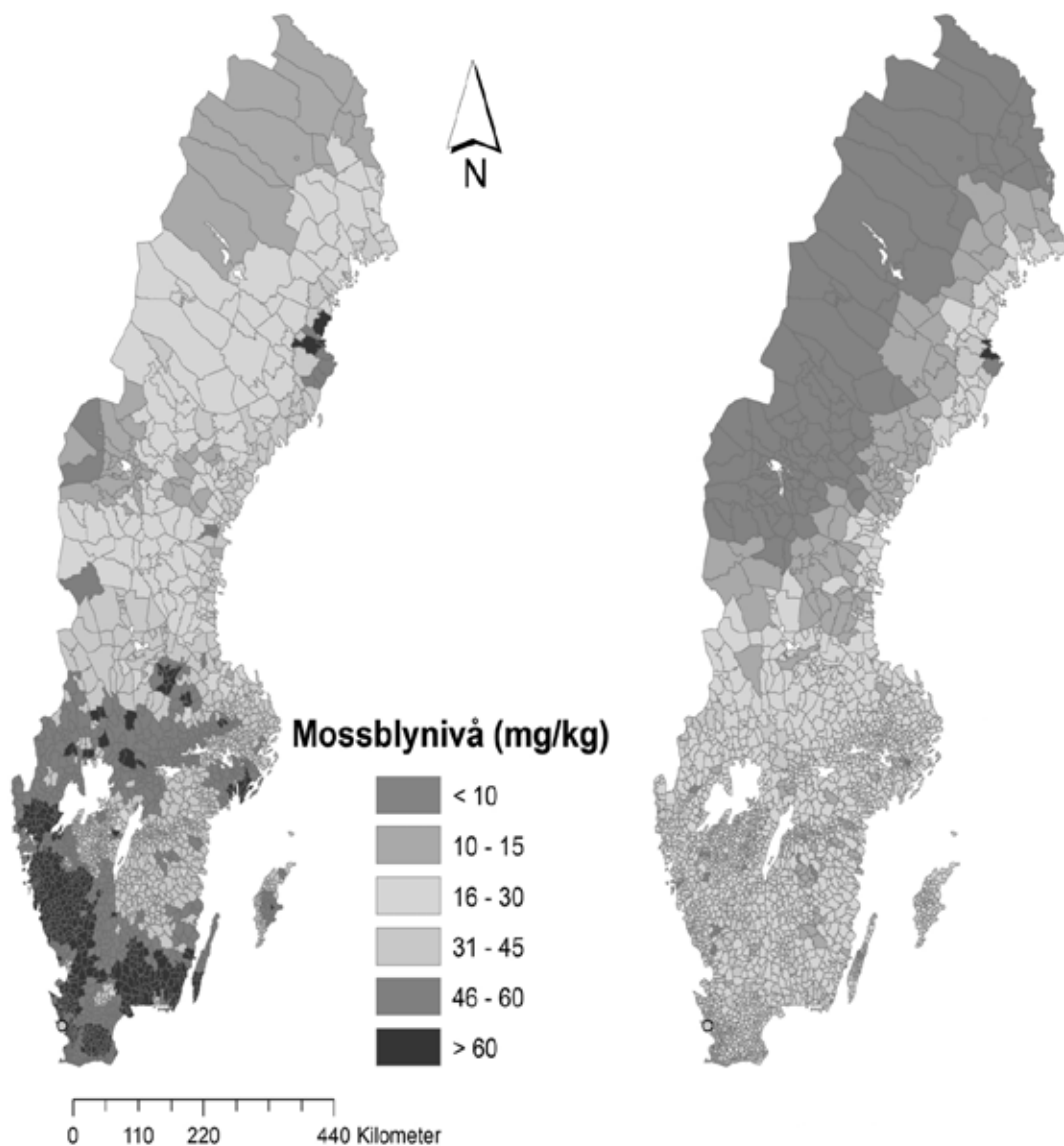
Även om vi ser att olika områden har olika mycket bly är det inte säkert att individer som bor i områden med höga blyhalter också har höga halter av bly i blodet. För att kunna visa att en hög exponering i närområdet också sammanfaller med höga koncentrationer av bly i blodet använder Nilsson m.fl. (2009) data från Landskrona kommun som varje år samlat in data på koncentrationen av bly i blodet på omkring 120 grundskoleelever. Åren 1984, 1995 och 2006

samlade de dessutom in omkring 50 prover av mossor som en del av den nationella undersökningen (se Strömberg m.fl., 2003). Nilsson m.fl. (2009) estimerar sambandet mellan den genomsnittliga blykoncentrationen i barnens närområde och deras koncentration av bly i blodet och finner att en 10-procentig minskning av bly i mossor leder till en statistiskt säkerställd minskning av bly i blodet på omkring 4,4 procent. Detta samband kommer vi att använda senare i analysen då vi försöker tolka effekten av en minskning av blyhalten i mossor på barnens utfall. Notera dock att eftersom barnen i Landskrona är något äldre än barnen i vårt urval följer vi Reyes (2007) och räknar upp koncentrationen av bly i blodet med 30 procent.



Figur 1 Förändringar av blynivåer i Sverige åren 1970–2000 efter bensintyp och genomsnittliga nivåer av bly blod bland grundskoleelever åren 1978–2000

Anm.: Figuren visar observerade blynivåer i bensin åren 1963–1967, och 1969 (genomsnittliga kvadrater) (se Danielson 1970), tidpunkten för den första sänkningen av bly i bensin (vertikal linje), maximalt tillåtna blyhalten i högoktanbensin (genomsnittliga cirklar och för standardbensin (mörka cirklar). Data kommer från Svenska petroleuminstitutet. Den högra y-axeln visar genomsnittlig blod-blyhalt hos grundskolebarn mätt i mikrogram per deciliter blod ($\mu\text{g}/\text{dL}$) (se Strömberg m.fl. 1995; Strömberg m.fl. 2003).



Figur 2 Genomsnittlig koncentration av bly i mossa i varje församling 1975 (kartan till vänster) och 1985 (kartan till höger)

3 Data och metod

Vi använder data från en rad olika källor som ursprungligen har sammanställts av Statistiska centralbyrån (SCB). Samtliga datakällor bygger på administrativa register med information om hela befolkningen. Från SCB har vi uppgifter om barnens skolgång samt ett antal bakgrundsegenskaper (till exempel födelseår, kön, invandringsstatus) och föräldrarnas socioekonomiska bakgrund (till exempel utbildning och inkomster). Till dessa data har vi kopplat information från bland annat Socialstyrelsen, Pliktverket och Brottsförebyggande rådet (Brå). I huvudanalysen inkluderar vi samtliga individer födda i Sverige åren 1972–1974, 1977–1979 och 1982–1984, det vill säga de som föddes under treårsperioden före de mossprover som samlades in 1975, 1980 respektive 1985. Som vi tidigare beskrev återspeglar dessa mossprover den genomsnittliga förekomsten av blyföreningar under de senaste tre åren. Det innebär att vi mäter effekten av blyexponering under de upp till tre första levnadsåren. Tidigare studier har visat att barn är särskilt känsliga för exponering för bly under denna period, i och med att det centrala nervsystemet ännu inte är fullt utvecklat, och därför kan leda till permanenta skador på nervsystemet (Needleman, 2004).

Vi är framförallt intresserade av att studera barnens livschanser utifrån barnens skolgång och risk för kriminalitet. Anledningen är att tidigare epidemiologiska studier har dokumenterat att exponering för höga nivåer av bly är förknippat med lägre intelligens och icke-kognitiva faktorer som aggression. Dessa är faktorer som är nära länkade till studieresultat och kriminalitet. De utfallsmått som relaterar till utbildning som vi använder är (percentilrankade) genomsnittsbetyg i årskurs 9 samt sannolikheten att klara gymnasiet (dvs. att få en gymnasieexamen). Ett annat centralt utfallsmått är risken för kriminalitet. Vi mäter detta med hjälp av information från Brå om fällande domar i brottsmål för barn i åldrarna 15–24. Vi fokuserar på risken att dömas för något brott, risken att dömas för våldsbrott (kapitel 3 i brottsbalken), samt risken att dömas för egendomsbrott (kapitel 8 i brottsbalken). För att undersöka effekten av exponering för bly på barnens långsiktiga utfall aggregerar vi våra individdata till församlings- och födelsekohortsnivå och skattar sedan linjära regressionsmodeller (viktade med antalet barn i varje församling):

$$Utfall_{f,k} = \alpha + \beta Blyhalt_{f,k} + \gamma X_{f,k} + Födelsekohort_t + Församling_f + \varepsilon_{f,t}$$

där $Utfall_{f,t}$ är något av de utfall som vi studerar (t.ex. grundskolebetyg) mätt som ett genomsnitt i en viss födelseförsamling och för en viss födelsekohort, $Blyhalt_{f,t}$ är antal milligram bly per kilogram mossa, $X_{f,t}$ är en rad kontrollvariabler (kön, varje förälders högsta avklarade utbildningsnivå, familjens

årsinkomster år 1985, mammans ålder vid födseln, födelseordning, familjestorlek, kommunens befolkningsstorlek, andelen sysselsatta i kommunen, samt koncentrationen av kadmium, koppar och zink i mossan), och $Födelsekohort_t$ och $Församling_f$ är födelsekohorts- och födelseförsamlingsspecifika effekter, och $\varepsilon_{f,t}$ är feltermen. Tabell A 1 innehåller medelvärden och standardavvikelser för våra kontrollvariabler. Vi är framförallt intresserade av β som fångar effekten av en förändring i exponeringen för bly på barnens utfall.

För att kunna tolka skattningen av β som ett orsakssamband som går från exponering för bly till barnens utfall krävs att andra faktorer som vi inte observerar och därmed inte heller kan kontrollera för inte samvarierar både med blyhalten i mossan och barnens utfall. I Grönqvist, Nilsson och Robling (2016) visar vi att blyhalten i mossan inte tycks samvariera med vare sig arbetslöshet eller befolkningsstorlek i kommunen. Inte heller har föräldrars socioekonomiska status (utbildning och inkomster) ett statistiskt säkerställt samband med mängden bly i området. Vi visar dessutom att andra tungmetaller, såsom kadmium, inte heller samvarierar med barnens utfall. Att dessa potentiellt viktiga observerade faktorer inte verkar ha ett samband med blyhalten i mossan i området stärker vår uppfattning att inte heller icke-observerade faktorer har någon avgörande betydelse för våra slutsatser.

Intuitionen bakom vår analys är att jämföra förändringar i utfallen bland barn födda i församlingar som i samband med reformerna har upplevt en snabb minskning av blyhalten med barnen födda i församlingar med en långsammare minskning. Detta gör det möjligt att kontrollera för utelämnade faktorer som annars riskerar att sammanblandas med effekten av bly och ge en missvisande bild av de samhällsekonomiska kostnaderna av blyexponering.

4 Betydelsen av blyexponering för barns livschanser

4.1 Effekten av blyexponering på långsiktiga utfall

Tabell 1 presenterar våra huvudresultat: de skattade effekterna av en högre exponering för bly (en ökning av blyhalten i mossan med 1mg/kg) på barnens grundskolebetyg, sannolikheten att klara gymnasiet och att bli dömd för ett brott. I den första raden kontrollerar vi bara för födelsekohort och födelseförsamling. Därefter inkluderar vi successivt fler kontrollvariabler i regressionen.

Vi kan se att högre blyhalter leder till lägre betyg, en minskad sannolikhet att klara gymnasiet och en högre risk att dömas för brott. Vi ser också att det inte tycks ha någon märkbar betydelse att vi inkluderar fler kontrollvariabler i regressionerna. Detta stärker vår uppfattning att utelämnade variabler inte

påverkar resultaten. Vi återkommer senare till en tolkning av storleksordningen på estimaten.

Tabell 2 visar motsvarande resultat, men uppdelat utifrån barnens kön och föräldrarnas socioekonomiska bakgrund. Vi ser att resultaten i Tabell 1 till stora delar tycks bero på en stark effekt bland pojkar. För såväl betyg som för sannolikheten att klara gymnasiet och att bli lagförd är de skattade effekterna större för pojkar än för flickor. Eftersom det i den medicinska litteraturen inte finns några belägg för att upptaget av bly är större för flickor än för pojkar verkar det därför som att effekten av blyexponering på barns långsiktiga utfall är starkare för pojkar.

Det är rimligt att tro att miljöpolitik främst gynnar barn från socioekonomiskt utsatta hushåll. Dessa exponeras troligen för miljögifter i större utsträckning på grund av var de bor,⁴ har färre resurser till sitt förfogande för att kompensera för eventuella negativa konsekvenser för barnen av att ha blivit utsatta för en högre exponering, samt kan i större utsträckning tänkas sakna information om de risker som exponeringen medför. I Tabell 2 ser vi större skattade effekter för barn till föräldrar med låga inkomster. Detta stämmer överens med att individer från socioekonomiskt utsatta förhållanden kan antas gynnas mest av minskad blyexponering. Dock är skillnaden mellan de skattade effekterna för barn till föräldrar med höga respektive låga inkomster inte statistiskt säkerställd.

⁴ I analysen finner vi belägg för att barn med föräldrar med låga inkomster och låg utbildning bor i områden med högre exponering för miljögifter. Detta samband försvinner dock när analysen tar hänsyn till födelseförsamling.

Tabell 1 Effekten av blyexponering på barns utfall

Utfall:	Betyg	Klarat gymnasiet	Lagförd	Egendoms- brott	Våldsbrott
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
Baslinje	-1,89** (0,96)	-0,03** (0,01)	0,01** (0,01)	0,01 (0,01)	0,004** (0,002)
+ Kontrollerar för individ och familjeegenskaper	-2,02** (0,72)	-0,04** (0,02)	0,02** (0,01)	0,01 (0,01)	0,005** (0,002)
+ Kontrollerar för kommunegenskaper	-2,01** (0,72)	-0,04** (0,02)	0,02** (0,01)	0,01 (0,01)	0,005** (0,002)
+ Kontrollerar för andra föreningar	-2,10** (0,93)	-0,03** (0,01)	0,02** (0,01)	0,01 (0,01)	0,002 (0,003)
Medelvärde för utfallet	50,72	0,79	0,164	0,070	0,025
Dummys för församling	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
Dummys för födelseår	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja

Anm: Tabellen visar regressionskoefficienten för effekten av blyexponering på barnens långsiktiga utfall. Varje cell representerar en separat OLS regression. Samtliga koefficienter och standardfel är uppräknade med en faktor 100. Baslinjemodellen kontrollerar endast för kön. Föräldrars bakgrund inkluderar varje förälders högsta avklarade utbildningsnivå, familjens årsinkomster 1985, mammans ålder vid födseln, födelseordning och familjestorlek. Kommunegenskaperna inkluderar befolkningsstorlek och andelen sysselsatta. Andra (trafikrelaterade) föreningar är kadmium, koppar och zink. Standardfelen (klustrade på lokala arbetsmarknader (74 celler)) visas inom parentes. */**/*** betecknar statistiskt säkerställt på 10-/5-/1-procentsnivå.

Tabell 2 Effekten av blyexponering på barns utfall i olika grupper

Utfall:	Betyg (1)	Klarat gymnasiet (2)	Lagförd (3)	Egendoms- brott (4)	Våldsbrott (5)
<u>Panel A: Flickor</u>					
Estimat	-1,45 (1,11)	-0,01 (0,02)	0,00 (0,01)	0,00 (0,01)	0,000 (0,001)
Medelvärde för utfallet	56,69	0,808	0,079	0,045	0,006
<u>Panel B: Poikar</u>					
Estimat	-2,77*** (0,99)	0,05*** (0,02)	0,03** (0,01)	0,02 (0,01)	0,006 (0,005)
Medelvärde för utfallet	44,85	0,769	0,244	0,042	0,095
<u>Panel C: Föräldrar med låga inkomster</u>					
Estimat	-2,64** (1,17)	-0,04* (0,02)	0,02 (0,01)	0,01 (0,01)	0,007** (0,004)
Medelvärde för utfallet	45,39	0,739	0,191	0,087	0,033
<u>Panel D: Föräldrar med höga inkomster</u>					
Estimat	-2,12** (1,02)	-0,03** (0,01)	0,02* (0,01)	0,00 (0,01)	-0,002 (0,002)
Medelvärde för utfallet	55,38	0,834	0,136	0,054	0,016

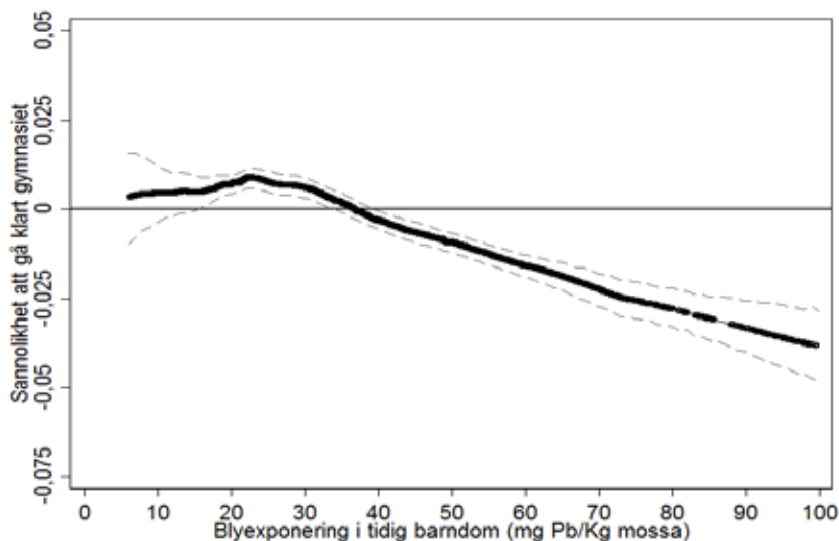
Anm.: Tabellen visar regressionskoefficienten för effekten av blyexponering på barnens långsiktiga utfall. Varje cell representerar en separat OLS regression. Samtliga koefficienter och standardfel är uppräknade med en faktor 100. Förutom indikatorer för födelseförsamling och födelsekohort kontrollerar samtliga regressioner för kön, varje förälders högsta avklarade utbildningsnivå, familjens årsinkomster 1985, mammans ålder vid födseln, födelseordning, familjestorlek, befolkningsstorlek, andelen sysselsatta, samt koncentrationen av kadmium, koppar och zink. Föräldrar med låga(höga) inkomster definieras som de vars samlade årsarbetsinkomster 1985 var under(över) medianen i landet. Standardfelen (klustrade på lokala arbetsmarknader [74 celler] visas inom parentes). **/**/**** betecknar statistiskt säkerställt på 10-/5-/1-procentsnivå.

4.2 Förekommer tröskelvärden?

I de resultat som vi hittills har presenterat har vi antagit att sambandet mellan blyexponering och individernas utfall är linjärt, det vill säga att en enhets förändring av blyhalten i omgivningen har samma effekt på individernas utfall oavsett om förändringen sker från en låg eller från en hög nivå på exponeringen för bly. Det är dock inte uppenbart att så måste vara fallet. För att undersöka detta använde vi en så kallad semi-parametrisk regressionsmodell som tillåter den skattade effekten av blyexponering att variera beroende på exponeringsnivån (se Baltagi och Li 2002). Vi presenterar i denna rapport endast resultaten för effekten av blyexponering på sannolikheten att ha klarat gymnasiet.

Resultaten för övriga utfallsmått är likartade och vi hänvisar intresserade läsare till Grönqvist, Nilsson och Robling (2016).

Figur 3 visar resultaten från analysen. Vi kan i grafen se att sambandet mellan blyexponering och barnens sannolikhet att avsluta gymnasiet blir mycket svagare under blyhalter på omkring 20 mg/kg mossa. Det motsvarar nivåer på omkring 5 mikrogram/deciliter ($\mu\text{g/dL}$) blod. Ett annat sätt att tolka våra resultat är att en minskning av blyhalten i blodet från 10 till 5 $\mu\text{g/dl}$, vilket motsvarar den sänkning av gränsen för alarmerande blynivåer som nyligen genomfördes av WHO, leder till en ökning av sannolikheten att klara gymnasiet på 10 procent.



Figur 3 Icke-linjära effekter av blyexponering

Ann.: Figuren visar punktskattningar (fet linje) och 95 procents konfidensintervall från en semi-parametrisk regressionsmodell.

5 Avslutande kommentarer

Denna rapport undersöker konsekvenserna av att exponeras för bly under barndomen för barns livschanser. Vi använder longitudinella registerdata på över 800 000 individer som var barn när bly i bensin fasades ut i Sverige på 1970- och 1980-talen. Våra data gör att vi kan observera exponering för bly under deras första levnadsår och sedan följa deras utfall fram till 30-årsåldern. Vi mäter blyexponering med lokala mossprover från cirka 1 000 platser i

Sverige under åren 1975, 1980 och 1985. Resultaten visar bland annat att minskad exponering för bly i omgivningen förbättrar barns skolresultat samt leder till en minskad risk för kriminalitet. Sambandet är speciellt starkt bland pojkar. Vi finner också belägg för att det finns kritiska värden på blyhalten i blodet under vilka ytterligare minskningar inte förbättrar individernas långsiktiga utfall.

WHO uppskattar att nästan hälften av världens barn har blyhalter som överstiger de kritiska värden vi finner i och med att en stor del av den globala befolkningen exponeras för bly från färg, batterier, vattenledningar, och barnleksaker. Våra resultat pekar därför på vikten av att reducera exponeringen för bly i naturen på en global nivå.

Referenser

- Aizer, A., Currie, J., Simon, P. och P. Vivier (2015), "Lead Exposure and Racial Disparities in Test Scores", Working Paper, Brown University
- Almlund, M., Duckworth, A., Heckman, J., och T. Kautz, (2011), "Personality Psychology and Economics", In E.A. Hanushek, S. Machin and L. Woessmann (Eds.), *Handbook of the Economics of Education*. Amsterdam: Elsevier
- Baltagi, B. H. och D. Li. (2002), "Series estimation of partially linear panel data models with Fixed effects", *Annals of Economic and Finance* 3: 103–116
- Banks, E.C., Ferretti, L.E. och D.W. Shucar (1997), "Effects of Low Level Lead Exposure on Cognitive Function in Children: A Review of Behavioral, Neuropsychological, and Biological Evidence", *Neurotoxicology*, 18(1): 237–81
- Bellinger D.C. (2004), "Assessing Environmental Neurotoxicant Exposures and Child Neurobehavior: Confounded by Confounding?", *Epidemiology* 15: 383–384
- Billings, S. och K. Schnepel (2015), "Life Unleaded: Effects of Early Interventions for Children Exposed to Lead", Life Course Centre Working Paper No. 2015-18
- Burns, J., Baghurst P., Sawyer, M., McMichael, A. och S. Tong (1999), "Lifetime Low-level Exposure to Environmental Lead and Children's Emotional and Behavioral Development at Ages 11-13 years: The Port Pirie Cohort Study", *American Journal of Epidemiology*, 149(8): 740–749
- Canfield, R., Henderson, C., R. Cory-Slechta, m.fl (2003), "Intellectual Impairment in Children with Blood Lead Concentrations below 10 microgram per Deciliter", *New England Journal of Medicine*, 348: 1517–1526
- CDC (2010), "Low Level Lead Exposure Harms Children: A Renewed Call of Primary Prevention"
- Cecil, K.M., Brubaker, C.J., Adler, C.M., Dietrich, K.N., Altaye, M., Egelhoff, J.C., m.fl. (2008), "Decreased Brain Volume in Adults with Childhood Lead Exposure", *PLoS Med* 5:e112.doi:10.1371/journal.pmed.0050112

- Clay, K., Troesken, W. och M. Haines (2014), “Lead and Mortality”, *Review of Economics and Statistics*, 96: 458–470
- Danielson, L. (1970), “Gasoline Containing Lead”, Swedish Natural Science Research Council., *Ecological Research Committee Bulletin* 6, 0375–2208
- Dietrich, K., Ris, D., Succop, P. m.fl. (2001), “Early Exposure to Lead and Juvenile Delinquency”, *Neurotoxicol Teratol*, 23(6): 511–518
- Grönqvist, H., Nilsson, P. och P-O Robling (2016), “Early Lead Exposure and Outcomes in Adulthood”, IFAU Working Paper 2017:4
- Lanphear B., Dietrich, K., Auinger, P. och C. Cox. (2000), “Cognitive deficits associated with blood lead concentrations <10 microg/dL in US children and adolescents”, *PublicHealth Rep.* 115(6): 521–529
- Lidsky T.I. och J.S. Schneider (2003), “Lead Neurotoxicity in Children: Basic Mechanisms and Clinical Correlates”, *Brain*, 126: 5–19
- MOENR (1994), *The Swedish Experience – Taxes and Charges in Environmental Policy*. Ministry of the Environment and Natural Resources. Stockholm, Sweden
- Needleman, H. (2004), “Lead Poisoning”, *Annual Review of Medicine*, 55: 209–222
- Nilsson, J. P. (2009), “The Long-term Effects of Early Childhood Lead Exposure: Evidence from the Phase-out of Leaded Gasoline”, Chapter included in doctoral thesis, Department of Economics, Uppsala University, December 2009
- Nilsson, J. P., S. Skerfving, E. Stroh, och U. Strömberg (2009), “The Relationship Between Ambient Air Pollution and Pollution Exposure in Children”, mimeo, Uppsala University
- Nordell, O. (2007), ”Tungmetaller i mossor i Landskrona kommun 1983, 1995 och 2006”, Rapport 2007:3, Miljöförvaltningen Landskrona
- Reyes, J. (2007), “Environmental Policy as Social Policy? The Impact of Childhood Lead Exposure on Crime,” *The B.E. Journal of Economic Analysis & Policy*, 7(1) (Contributions), Article 51
- Rühling, Å., och G. Tyler (1968), “An Ecological Approach to the Lead Problem”, *Botaniska Notiser*, 121: 321–342
- Rühling, Å. och G. Tyler (1969), “Ecology of Heavy Metals – A Regional and Historical Study”, *Botaniska Notiser*, 122: 248–259

- Skerfving S, och I. Bergdahl “Lead”, In: Nordberg G.F., Fowler B.A., Nordberg M., Friberg L.T. *Handbook on the Toxicology of Metals*, Academic Press, Elsevier, 599–643
- Skerfving S., Löfmark, L., Lundh, T., Mikoczy, Z. och U. Strömberg (2015), “Late Effects of Low Blood Lead Concentrations in Children on School Performance and Cognitive Functions”, *NeuroToxicology*, 49: 114–120
- Strömberg, U., Schütz, A. och S. Skerfving (1995), “Substantial Decrease of Blood Lead in Swedish Children, 1978–94, Associated with Petrol Lead”, *Occup Environ Med*, 52: 764–769
- Strömberg U., Lundh, T., Schütz, A. m.fl. (2003), “Yearly Measurements of Blood Lead in Swedish Children Since 1978: An Update Focusing on the Petrol Lead Free Period 1995–2001”, *Occup Environ Med*, 60: 370–372

Appendix

Tabell A 1 Deskriptiv statistik

	Definition	Medelvärde	Standardavvikelse
Genomsnittsbetyg	Genomsnittsbetyg i årskurs 9 (percentilrankade för varje avgångsår)	50,09	28,8
Klarat gymnasiet	=1 om individen klarat gymnasiet, annars 0	0,89	0,31
Lagförd	=1 om dömd i domstol mellan 15 och 24 års ålder, annars 0	0,164	0,370
Lagförd för egendomsbrott	=1 om dömd för egendomsbrott mellan 15 och 24 års ålder, annars 0	0,070	0,155
Lagförd för våldsbrott	=1 om dömd för våldsbrott mellan 15 och 24 års ålder, annars 0	0,024	0,256