

Hälsorelaterad miljöövervakning – årsrapport 2010



Innehåll

3	Förord
4	Hälsorelaterad miljöövervakning (HÄMI)
8	Cancerframkallande ämnen i tätortsluft
16	Variation i luftföroreningar och astmasymtom
22	Kadmium hos kvinnor i Stockholm
26	Kadmium hos västsvenska unga och medelålders kvinnor
30	Tidstrender för PCB, DDE, ftalater och PBDE i månstrande unga män
36	Bromerade flamskyddsmedel i inomhusdamm
42	Ett regionalt program för hälsorelaterad miljöövervakning
46	Exponering för PCB, bekämpningsmedel och tungmetaller i ett brukssamhälle
48	Pågående uppdrag 2010

Förord

Förändringarna i vår miljö kan påverka människors hälsa på olika sätt. Vi vet att klimatförändringarna kommer att påverka vår livsmiljö på flera sätt. Luftföroreningar kostar stora pengar varje år och kan bland annat ge oss allergiska besvär. Forskarna uppskattar också att upp till några procent av befolkningen har fått njurarna påverkade av kadmium. Många av våra miljöföroreningar återfinns även i modersmjölken. Detta ger oss anledning att vara vaksamma på miljögifter och deras spridning. Det är också därför Sverige har ett miljömål särskilt kopplat till miljögifter.

Inom ramen för Miljöövervakningens programområde Hälsorelaterad Miljöövervakning hölls den 14–15 september 2010 en workshop i Göteborg. Syftet med workshopen var bland annat att presentera aktuella resultat och diskutera gemensamma frågor.

Denna årsrapport innehåller bidrag från föredragshållarna på workshopen. Bidragen beskriver de aktuella resultaten inom programområdet och de aktuella frågor som rör yttre och miljörelaterad hälsa.

Respektive författare ansvarar för innehållet i de olika avsnitten.

Hälsorelaterad miljöövervakning (HÄMI)

Britta Hedlund, Naturvårdsverket

Den övergripande målsättningen för miljöövervakningen är att

- beskriva tillståndet i miljön
- bedöma hotbilder
- analysera påverkan av miljöföroreningar
- lämna underlag för och följa upp åtgärder.

En del av miljöövervakningen, den hälsorelaterade miljöövervakningen (HÄMI), följer upp människors exponering för miljöfaktorer. Den följer exponeringen för olika miljöfaktorer genom mätningar hos människor samt besvär och effekter av luftföroreningar och buller. Olika högexponerade grupper står ofta i fokus för att på så sätt följa de som löper störst risk att påverkas negativt på något sätt.

Nationellt–regionalt

Den nationella miljöövervakningen ska kunna redovisa det övergripande miljötillståndet i Sverige. Det innebär att det sällan går att få en sådan upplösning på resultaten så att det går att säga något om ett enskilt län.

HÄMI har också koncentrerats kring ett antal undersökningar som är relativt kostsamma att genomföra, och där det räcker med att undersöka på en plats i Sverige. Det gäller t.ex. mätningar på modersmjölk.

Den regionala hälsorelaterade miljöövervakningen varierar i omfattning. Många län har valt att komplettera den regelbundet återkommande nationella miljöhälsoenkäten som Socialstyrelsen koordinerar. Därmed kan de få en uppfattning om den miljörelaterade ohälsan i länet.

Prioriteringar

Det är nödvändigt att i första hand prioritera miljöövervakningens kärnverksamhet, dvs. att långsiktigt följa förändringar i miljötillståndet i relation till människors hälsa. Därför följer vi regelbundet upp de indikatorer som miljömålsmyndigheterna har definierat.

Det är också viktigt att lyfta blicken och samverka med andra. Den information som tas fram inom HÄMI ska utnyttjas på bästa sätt. I samverkansprojekt kan HÄMI bidra med mätningar av effekter av yttre miljö medan andra myndigheter bidrar med andra typer av data. Kortare kartläggningar för att utreda

om t.ex. en viss kemikalie utgör ett problem görs inom ramen för miljöövervakningens ”screeningprogram”. En sådan studie kan ligga till grund för att avgöra om vi ska påbörja en ny tidsserie.

Delprogram inom HÄMI

Programområdet är uppdelat i ett antal olika delprogram:

- Biologiska mätdata – metaller
- Biologiska mätdata – organiska ämnen
- Luftföroreningar – exponeringsstudier
- Luftföroreningar – besvär, hälsoeffekter
- Livsmedel/dricksvatten
- Fysikaliska mätdata

Indelningen beskriver de olika sätt på vilka människor exponeras för hälso-skadliga faktorer i den yttre miljön.



Mer information om HÄMI

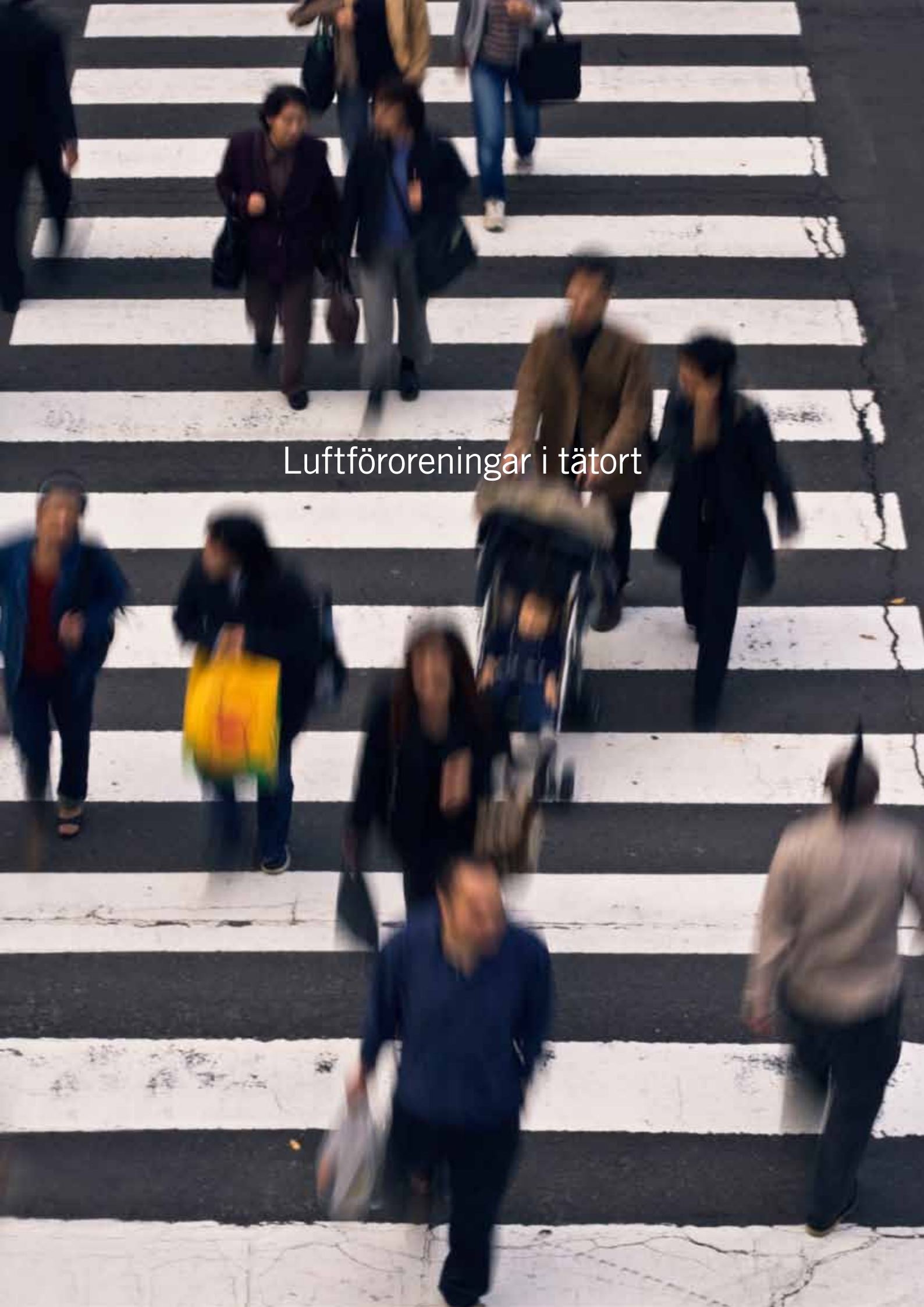
Här hittar du mer information om HÄMI:

- Hälsorelaterad övervakning (HÄMI) – en utvärdering av programområdet. Naturvårdsverket rapport 5691. <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5691-3.pdf>
- Hälsorelaterad miljöövervakning – mätningar av miljöns effekter på människors hälsa. Naturvårdsverket rapport 5635 <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5635-2.pdf>
- Årsrapport 2009 <http://www.naturvardsverket.se/sv/Nedre-meny/Webbok-handeln/ISBN/8400/978-91-620-8420-2/>

Data

Data finns samlande hos datavärddar. Naturvårdsverket finansierar den nationella miljöövervakningen i Sverige, och äger de data som samlas in. Dessa får fritt användas om källan anges. I de fall data finansierats av någon annan, till exempel länsstyrelser eller vattenvårdsförbund, tillfaller upphovsrätten respektive dataägare.

Data som finansierats av Naturvårdsverket kan som regel hämtas eller beställas över Internet utan kostnad. Specialbeställningar kan vara förenade med kostnader beroende på mängden data och i vilken form resultaten önskas. En förteckning över alla datavärddar finns på: <http://www.naturvardsverket.se/sv/Tillstandet-imiljon/Miljoovervakning/Miljoovervakningsdata/>



Luftföroreningar i tätort

Cancerframkallande ämnen i tätortsluft

Mine Yazar, Anne-Sophie Merritt och Tom Bellander,
Institutet för miljömedicin, Karolinska Institutet

Den personliga exponeringen för luftföroreningar beror inte på hur länge man vistas i trafiken. Det är ett av resultaten från projektet Cancerframkallande ämnen i tätortsluft. Projektet visar också att halterna av luftföroreningar har sjunkit sedan 2002.

Syftet med projektet Cancerframkallande ämnen i tätortsluft är att undersöka hur allmänbefolkningen exponeras för ett antal cancerframkallande ämnen, om individuella aktiviteter påverkar exponeringen samt huruvida bakgrundsmätningar är representativa för att beskriva allmänbefolkningens exponering. Projektet har studerat 1,3-butadien, bensen, formaldehyd, kvävedioxid samt $PM_{2.5}$ och ett antal polycykliska aromatiska kolväten (PAH). I studien 2009 analyserades även kväveoxider (NO_x) och sot. Studien utfördes även i Stockholm år 2002 och resultaten från år 2009 jämförs med dessa för att se om halterna har förändrats under tidsperioden.

Resultat

Halterna för den personliga exponeringen har för samtliga studerade föroreningar minskat mellan 2002 och 2009. Det beror förmodligen huvudsakligen på att äldre bilar under perioden fasats ut och att allt fler fordon har katalytisk rening av fordonsavgaser (Finnberg et al. 2004, Naturvårdsverket 2007).

Halterna vid referensplatserna *urban bakgrund* och *trafikerad gata* uppvisar samma tendens. Detta stämmer även överens med de mätningar som gjorts av Stockholms stad för kvävedioxid. Halterna i Stockholm är relativt lika de halter som uppmätts i övriga städer där studien gjorts. Men för kvävedioxid ligger Stockholm högt i relation till de andra städerna som ingår i projektet.

Resultaten visar att få variabler har signifikanta samband med uppmätta halter av de olika ämnena. Tid spenderad i trafik korrelerade inte med något av ämnena trots att fordonsavgaser har betydelse för halterna av föroreningar i utomhusluften.

Den personliga exponeringen visar generellt högre halter än mätningarna på referensplatserna, med undantag för kvävedioxid och kväveoxider som hade högre halter vid den trafikerade gatan. Detta antyder att den personliga exponeringen i stor grad påverkas av individuella faktorer. För samtliga ämnen

som mättes med personburna mätare gäller att variabiliteten mellan individer är hög och variabiliteten inom individer är låg, något som var särskilt tydligt i mätningarna av formaldehyd, kväveoxider och kvävedioxid. Detta förstärker intrycket av att de viktigaste exponeringskällorna för dessa ämnen inte finns i den yttre miljön utan påverkas mer av individuella exponeringssituationer.

Det var för få deltagare som angivit faktorer som kan påverka inomhushalter av partiklar vid provtagningen för att kunna urskilja några generella samband mellan inomhushalter och aktiviteter som matlagning, dammsugning och levande ljus. Endast den personliga exponeringen för kväveoxider och de stationära inomhusmätningarna av bens(a)pyren korrelerar med halterna i den urbana bakgrunden.

Källor och effekter

I tätorter är de främsta källorna för de studerade föroreningarna bilavgaser, vedeldning samt utsläpp från industri och värmeproduktion (Gustafson et al. 2007, Gustafson et al. 2008, Horton et al. 2006, Kim et al. 2001, Naturvårdsverket 2004, Naturvårdsverket 2005, Naturvårdsverket 2007, Naturvårdsverket 2009, SLB 2007, Victorin 1998).

Den individuella exponeringen påverkas även av inomhusfaktorer som cigarettrök, eldning i öppen spis, användning av gasspis, matlagning samt emissioner från material (Chiang et al. 1999, Diette et al. 2008, Han & Naeher 2006, IARC 3, Irigaray et al. 2007, Kim et al. 2001, Levy et al. 1998, Naturvårdsverket 2004, Sørensen et al. 2005, Victorin 1998, Zhu & Wang 2003).

International Agency for Research on Cancer (IARC) har placerat 1,3-butadien, bensen, formaldehyd, bens(a)pyren och sot i grupp 1, carcinogent hos människa (IARC 1-6). Höga halter av kväveoxider och kvävedioxid kan troligtvis orsaka försämrad lungfunktion och förvärrade astmasymtom (Diette et al. 2008). Hälsoeffekter vid hög PM_{2,5}-exponering är bland annat hjärt- och kärlsjukdomar och försämrade luftvägsbesvär hos känsliga grupper (Diette et al. 2008, Naturvårdsverket 2007, Pollicetti et al. 2009).

Få samband för många ämnen

Av deltagarna var 19 kvinnor och 21 män. Medelåldern var 38 år. Bland deltagarna var 34 (85 procent) aktiva i arbetslivet, fem studerade (12,5 procent) samt en deltagare var föräldraledig (2,5 procent). Fyra deltagare (10 procent) uppgav att de i sin arbetsmiljö exponeras för lösningsmedel, motoravgaser eller bensin. De vanligaste färdmedlen till arbets- eller studieplats var kollektivtrafik (42,5 procent) eller bil (35 procent). Fem av deltagarna uppgav att de var rökare och tre uppgav att någon annan i hushållet var rökare. Större delen av tiden tillbringades inomhus i olika miljöer (89 procent under mätperiod ett).

Tabell 1 redovisar halterna för de personburna mätningarna och inomhusmätningarna.

Tabell 1. Tabellen redovisar antal (n), median, lägsta och högsta värde (min-max), medelvärde samt standardavvikelse (SD) för den personliga exponeringen samt inomhusmätningar för samtliga studerade föroreningar.

Halter – Samtliga ämnen (µg/m ³)	n	Median	Min-Max	Medel	SD
Personburna mätningar, mätomgång 1					
1,3-butadien	39	0,25	0,08–2,3	0,45	0,51
Bensen	39	1,3	0,7–41	2,5	6,4
Formaldehyd	40	10	1,1–30	11	6,01
Kväveoxider	40	36	11-148	44	30
Kvävedioxid	40	15	3,6-44	15	7,8
Inomhusmätningar					
PM _{2.5}	20	7,1	2,3-18	7,7	3,7
Bens(a)pyren (pg/ m ³)	20	25	9–215	43	51
Oorganiskt kol	20	1,8	0,32–3,6	1,8	0,79
Organiskt kol	19	0,42	0,055–0,77	0,42	0,19

Tabell 2 redovisar referensmätningarna för urban bakgrund och trafikerad gata. Ingen av de luftföroreningar som mättes med personburna mätare visar samband mellan den personliga exponeringen och huruvida personen hade tillbringat mycket eller lite tid i trafik.

Tabell 2. Tabellen redovisar antal (n), median, lägsta och högsta värde (min-max), medelvärde samt standardavvikelse (SD) för samtliga studerade föroreningar i urban bakgrund och vid trafikerad gata.

Halter – Referensplatser (µg/m ³)	n	Median	Min-Max	Medel	SD
Urban bakgrund					
1,3-butadien	9	0,08	0,02-0,16	0,09	0,043
Bensen	9	0,7	0,4-1,6	0,8	0,39
Formaldehyd	9	2	0,6-3,9	2,3	1,2
Kväveoxider	9	20	14,4-32,4	21	5,4
Kvävedioxid	9	13	7,6-22,3	14	4,3
PM _{2.5}	12	4,2	1,5-9,7	5,2	2,7
Bens(a)pyren (pg/ m ³)	12	56	13-321	111	101
Oorganiskt kol	12	1,5	0,5-2,7	1,5	0,61
Organiskt kol	12	0,36	0,097-0,67	0,34	0,16
Trafikerad gata					
1,3-butadien	9	0,2	0,04-0,25	0,18	0,066
Bensen	9	1,4	0,9-2	1,5	7,4
Formaldehyd	9	2,8	1,9-25	5,4	7,4
Kväveoxider	9	128	66-158	122	30
Kvävedioxid	9	45	25-57	45	9,9

1,3-butadien

För 1,3-butadien är medianhalten för den personliga exponeringen högre än på referensplatserna. Det finns även en statistiskt säkerställd minskning ($p=0,008$) av 1,3-butadien jämfört med år 2002 (medelhalt: $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Det finns ett signifikant samband mellan rökning och den uppmätta 1,3-butadienhalten ($p=0,039$). Det finns däremot inte något samband mellan den personliga exponeringen och halterna i urban bakgrund ($\rho=0,094$ $p=0,81$) eller vid trafikerad gata ($\rho=-0,13$ $p=0,75$).

Bensen

Medianhalten för den personliga exponeringen för bensen är högre än medianhalten i urban bakgrund, men i samma nivå som medianhalten vid trafikerad gata. Det finns också en statistiskt säkerställd minskning av bensenhalten sedan 2002 (medelhalt: $3,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ($p<0,001$). Den personliga exponeringen för bensen visar inget samband med halten i urban bakgrund ($\rho=0,66$, $p=0,055$) eller vid trafikerad gata ($\rho=0,19$, $p=0,63$). En deltagare hade en mycket förhöjd halt av bensen. Då denna exkluderades ur analysen fanns ett samband mellan den personliga exponeringen och halterna i urban bakgrund ($\rho=0,77$ $p=0,02$). Den personliga exponeringen för bensen korrelerar även med den personliga exponeringen för kväveoxider ($\rho=0,45$ $p=0,0045$) och kvävedioxid ($\rho=0,32$ $p=0,049$).

Formaldehyd

Den personliga exponeringen för formaldehyd är väsentligt högre än vid de båda referensplatserna. Halten har även sjunkit något jämfört med år 2002 (medelhalt: $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$), men det fanns ingen signifikant skillnad ($p=0,06$). Det finns ett positivt samband mellan formaldehydhalter om deltagaren bor utanför innerstaden ($p=0,036$). Den personliga exponeringen för formaldehyd har inget signifikant samband med formaldehydhalterna på den urbana bakgrundsplatsen ($\rho=-0,017$, $p=0,97$) eller vid trafikerad gata ($\rho=-0,30$, $p=0,43$).

Kväveoxider och kvävedioxid

Den personliga exponeringen för både kväveoxider och kvävedioxid är högre än i urban bakgrund men väsentligt lägre än vid trafikerad gata. Sedan år 2002 (medelhalt: $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$) har halterna av kvävedioxid minskat, vilket är statistiskt säkerställt ($p=0,03$). Mätningar av kväveoxidhalter ingick inte i studien 2002.

Den personliga exponeringen har ett signifikant samband med halterna av kväveoxider i urban bakgrund ($\rho=0,68$, $p=0,042$) men inte vid trafikerad gata ($\rho=0,23$, $p=0,55$). Resultaten för den personliga exponeringen för kvävedioxid har inget signifikant samband med någon av referensplatserna (urban bakgrund: $\rho=0,27$, $p=0,49$, trafikerad gata: $\rho=0,5$, $p=0,17$).

För både kväveoxider och kvävedioxid finns en signifikant skillnad mellan deltagare som hade och inte hade gasspis i hemmet. De med gasspis exponerades för högre halter (kväveoxider: $p=0,018$, kvävedioxid: $p=0,0033$).

PM_{2.5}

Medianhalten för PM_{2.5} inomhus hos deltagarna är nästan dubbelt så hög som halten i den urbana bakgrunden. Provtagning av PM_{2.5} ingick inte i studien år 2002 i Stockholm och det finns därför inga data att jämföra med. Det finns ingen korrelation mellan halter av PM_{2.5} inomhus och halter i urban bakgrund ($\rho=0,25$, $p=0,29$).

Bens(a)pyren

Halterna av bens(a)pyren är ungefär två gånger högre i urban bakgrund än inomhus och har sjunkit sedan studien 2002 (medelhalt: 140 pg/m³), vilket är en signifikant skillnad ($p<0,001$). Det finns ett samband mellan halterna inomhus av bens(a)pyren och halterna i den urbana bakgrunden ($\rho=0,452$, $p=0,046$).

Oorganiskt och organiskt kol

Inomhushalterna av oorganiskt och organiskt kol liknar motsvarande halter i urban bakgrund. Ingen av de tidigare studierna har motsvarande data att jämföra med. Det finns inget signifikant samband mellan halterna av oorganiskt eller organiskt kol uppmätt inomhus och i halterna i urban bakgrund (oorganiskt kol: $\rho=-0,0023$, $p=0,99$, organiskt kol: $\rho=0,0079$, $p=0,97$).

Hur gjorde vi?

Deltagarna bar under 7 dygn tre mätare i ett mätbälte runt halsen. Under mätveckan fick deltagarna fylla i en enkät med allmänna frågor och en dagbok där de angav dagliga aktiviteter. 20 deltagare utförde mätningar av PM_{2.5}, PAH:er och sot med pump inomhus under två dygn. Ytterligare mätningar utfördes vid två referensplatser, urban bakgrund och trafikerad gata.

Referenser

- Chiang TA., Wu PF., Ko YC. *Identification of carcinogens in cooking oil fumes*. Environmental Research Section, 1999; 81: 18-22.
- Diette G. B., McCormack M., Hansel N. N., Breyse P. N., Matsui E. C. *Environmental issues in managing asthma*. Respiratory Care, 2008; 53(5); 602-617.
- Gustafson P., Barregard L., Strandberg B., Sällsten G. *The impact of domestic wood burning on personal, indoor and outdoor levels of 1,3-butadiene, benzene, formaldehyde and acetaldehyde*. Journal of Environmental Monitoring, 2007; 9: 23-32.
- Gustafson P., Östman C., Sällsten G. *Indoor levels of polycyclic aromatic hydrocarbons in homes with or without wood burning for heating*. Environmental Science and Technology, 2008; 42: 5074-5080.
- Han X., Naeher L. P. *A review of traffic-related air pollution exposure assessment studies in the developing world*. Environment International, 2006; 32: 106-120.

Horton A., Murray F., Bulsara M. Hinwood A., Farrar D. *Personal monitoring of benzene in Perth, Western Australia: The contribution of sources to non-industrial personal exposure*. Atmospheric Environment, 2006; 40: 2596-2606.

Irigaray P., Newby J.A., Clapp R., Hardell L., Howard V., Montagnier L., Epstein S., Belpomme D. *Lifestyle-related factors and environmental agents causing cancer: An overview*. Biomedicine & Pharmacotherapy, 2007; 61: 640-658.

IARC 1: International Agency for Research on Cancer Monographs volume 97, 1,3-butadien.

IARC 2: International Agency for Research on Cancer, IARC, Supplement 7, benzene.

IARC 3: International Agency for Research on Cancer, IARC, Monographs volume 88, formaldehyde.

IARC 4: International Agency for Research on Cancer, IARC, Monographs volume 35 Polynuclear Aromatic Compounds, Part 4, Bitumens, Coal-tars and Derived Products, Shale-oils and Soots.

IARC 5: International Agency for Research on Cancer, IARC, Supplement 7, soot.

IARC 6: International Agency for Research on Cancer, IARC, Monographs volume 92 Polycyclic aromatic hydrocarbons.

Kim Y. M., Harrad S., Harrison R. M. *Concentrations and sources of VOCs in urban domestic and public microenvironments*. Environmental Science and Technology, 2001; 35: 997-1004.

Levy J.I., Lee K., Sprengler J.D., Yanagisawa Y. *Impact of residential nitrogen dioxide exposure on personal exposure: an international study*. Journal of the air and waste management association, 1998; 48: 553-560.

Naturvårdsverket, 2004. Rapport 5399. *Formaldehyd – en kunskapssammansättning och riskbedömning*. ISBN: 91-620-5399-X.

Naturvårdsverket, 2005. Rapport 5519. *Kvävedioxid och ozon i tätortsluften – halternas samspel och konsekvenser för hälsan*. ISBN: 91-620-5519-4.

Naturvårdsverket, 2005. Rapport 5519. *Kvävedioxid och ozon i tätortsluften – halternas samspel och konsekvenser för hälsan*. ISBN: 91-620-5519-4.

Naturvårdsverket, 2007. Rapport 5765. *Frisk luft – underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet*. ISBN: 91-620-5765-7.pdf

Naturvårdsverket, 2009. *Miljömålen i halvtid – de facto 2009*. ISBN: 978-91-620-1272-491-620-1272-4.

Polichetti G., Cocco S., Spinali A., Trimarco V., Nunziata A.. *Effects of particulate matter (PM_{10} , $PM_{2.5}$ and PM_1) on the cardiovascular system*. Toxicology, 2009; 261: 1-8.

Stockholms och Uppsäläläns luftvårdsförbund (SLB), 2007. *Hälsoeffekter av partiklar – tilläggsprogram 2006*.

Sørensen M., Loft S., Andersen H. V., Raaschou-Nielsen O., Skovgaard L. T., Knudsen L. E., Nielsen I. V., Hertel O. *Personal exposure to $PM_{2.5}$ black smoke and NO_2 in Copenhagen: relationship to bedroom and outdoor concentrations covering seasonal variation*. Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology, 2005; 15: 413-422.

Victorin K., 1998. *Risk assessment of carcinogenic air pollutants*. IMM-rapport 1/98.

Zhu L., Wang J. *Sources and patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons pollution in kitchen air, China*. Chemosphere, 2003; 50: 611-618.



Föroreningar som ger andnöd och pip

Variation i luftföroreningar och astmasymtom

Peter Boman, Helén Bertilsson, Cathrin Wahlgren, Mona Svensson,
Lars Modig och Bertil Forsberg, Umeå universitet

Halterna av både NO_2 och PM_{10} visar signifikanta samband med astmasymtom i svenska städer. Det visar data om luftföroreningar och astmadagböcker från 76 personer i fyra städer som under våren 2009 noterade sina symtom och mätte sin lungfunktion.

Miljötillståndet och exponeringen för luftföroreningar studeras ofta i form av halter och trender. Ett problem är att de föroreningshalter som regleras och studeras ofta har karaktären av indikator, t.ex. kvävedioxid (NO_2) som avgasmarkör. Men innebörden av indikatorn kan förändras om till exempel utsläppskällorna också förändras. En förändring av halten av en indikatorförorening i viss riktning behöver inte betyda att hälsopåverkan förändras i samma riktning eller omfattning. Därför finns det anledning att studera också sambanden mellan halter och besvär.

Inom den hälsorelaterade miljöövervakningen finns delområdet besvärsstudier. Inom delområdet har dagboksstudier med astmatiker genomförts vid tre tidigare tillfällen, 1995, 2000 och 2005^{1,2,3}. Vi upprepade denna typ av studie under januari–april 2009 för att studera förändringar som kan kopplas samman med förändringar i luftföroreningssituationen.

Föroreningar som ger andnöd och pip

Studien belyser i första hand om fluktuationer i halterna på respektive ort påverkar personer med astma (tabell 1), inte skillnaderna mellan orterna i halternas effekter. Det beror på att resultaten från de alla orter inte är jämförbara, av flera skäl. Uppsala har de högsta medelvärdena för föroreningarna, vilket visats sig bero på trafiknära placering av mätstationerna i centrala Uppsala (tabell 2). För PM_{10} bedömdes det inte möjligt att lägga samman Uppsalaresultaten med de övriga orternas resultat på grund av denna skillnad. Från Umeå finns det inga uppgifter om NO_2 under studien p.g.a. ett fel i mätutrustningens datalogger.

Det vanligast rapporterade symtomet är ”pip i bröstet” som rapporterats 19 % av persondyggen. Förkylning rapporterades nästan 18 % av persondyggen, och det kontrolleras för i analysen. Tabell 3 presenterar den genomsnittliga dygnsprevalensen för de frågor som ingått i dagboksstudien.

Tabell 1. Dagboksgruppens sammansättning.

	Antal
Medverkande i studien	76
Kvinnor	48
Medelålder	47 år
Åldersintervall	17–75 år
Allergi, självrapporterat	55
Rökare	8
Astmamedicin	57

Tabell 2. Miljövariablerna som dygnsmedelvärden

	N	Min	Max	Medel	SD
Temperatur (C)					
Göteborg	77	-5,70	9,20	1,87	3,06
Stockholm	77	-6,40	8,30	-0,06	3,30
Umeå	77	-21,80	4,40	-5,74	5,89
Uppsala	77	-10,10	7,60	-1,38	3,87
Rel. luftfukt (%)					
Göteborg	77	50,00	96,00	81,77	10,61
Stockholm	77	59,50	99,00	83,60	9,90
Umeå	77	50,75	95,75	81,49	9,67
Uppsala	77	62,00	99,00	90,29	8,41
NO₂					
Göteborg	77	6,69	52,30	25,92	10,57
Stockholm	77	3,86	38,12	14,54	7,12
Umeå					
Uppsala	77	13,09	75,01	36,38	12,44
PM₁₀					
Göteborg	77	8,00	45,19	21,07	7,75
Stockholm	77	6,44	41,53	19,72	8,56
Umeå	77	3,89	82,64	15,52	13,75
Uppsala	77	8,02	266,18	46,33	49,81

Tabell 3. Genomsnittlig dygnsprevalens.

Fråga	Andel %
F1 Haft astmabesvär den gångna natten	6,4%
F3 Besvärats av gatudamm eller stoft	12,4%
F4 Besvärats av bilavgaser eller vedeldning	18,4%
F9 Haft andnöd	14,9%
F10 Haft pip i bröstet	19,2%
F12 Inhalerat mer medicin än normalt	17,5%
F13 Haft mer besvär än föregående dag	13,8%
F6 Varit förkyld*	17,7%

* Har inte använts som beroende variabel i modellerna.

Vår studie visar ett signifikant samband mellan andnöd och samma dygns halt av NO_2 i Stockholm samt i den sammanvägda modellen. Även halten av PM_{10} hade sammanvägt en effekt som var signifikant för både dagens och gårdagens halt. För pip i bröstet visar den sammanvägda analysen ett signifikant samband med PM_{10} både för dagens och för gårdagens halt. Dagens halt av NO_2 visade också ett signifikant samband. För andra symptom än andnöd och pip i bröstet, liksom för lungfunktion, var sambanden mindre säkra.

Om vi tittar på de mest typiska astmasymtomen ”pip i bröstet” respektive ”andnöd” så visar denna studie en statistiskt signifikant ökning med 12 respektive 14 % per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ högre halt av NO_2 baserat på ihopvägningen för tre städer. Den närmast föregående studien visade på en statistiskt signifikant ökning med 18 % per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ för andnöd, men en icke-signifikant ökning på 2 % för pip i bröstet. Det finns ännu för lite data för att utvärdera trender. Men vi kan konstatera att statistisk säkerställda riskökningar har följt på haltökningar vid samtliga studietillfällen.

Svårigheter att väga samman

Totalt så inbjöds 514 personer med astma att medverka i studien varav endast 76 valde att delta, vilket kan bero på att studien tar 10 veckor. Det är svårt att göra studien kortare än så om man ska minska risken att kraftigt påverkas av en lokal förkylningsepidemi eller få för lite haltvariation.

Möjligheterna att jämföra städernas luftföroreningshalter och deras effekter påverkades negativt av att inte alla mätstationer är jämförbart placerade. Även om uppläggningsen av dagboksstudien har byggts på de två tidigare inom HÄMI, så finns problem med att jämföra dessa resultat med de som tidigare erhållits. Det beror just på att det för studien inte i något av fallen funnits medel för att mäta luftföroreningshalterna under studierna. Konsekvenserna är att man inte får helt jämförbara luftföroreningsdata och kan drabbas av bortfall på grund av trasig mätutrustning eller ändrade mätprogram.

Hur gjorde vi?

Till dagboksstudien inbjöds ca 500 personer som hade deltagit i en slumpurvalsstudie med enkät i fyra städer i samverkan med GA2LEN-projektet under hösten 2008, och enligt svaren hade astma. Dessa tillfrågades om att under 10 veckor dagligen fylla i uppgifter om sina astma- och luftvägsbesvär och dagligen blåsa i en liten lungfunktionsmätare (Piko1) som de själva skulle ha hand om. Mätaren registrerar bl.a. maximalt utandningsflöde (PEF). Städerna var Göteborg, Stockholm, Uppsala och Umeå.

Av 514 tillfrågade personer valde 76 att delta i studien, och deras sammansättning redovisas översiktligt i tabell 1. Dagboksperioden med dessa personer resulterade i 5 425 personsdygn, varav personerna hade tillbringat 4 194 dygn på själva studieorten.

De statistiska analyserna i denna studie bygger på samma metodik som använts vid de tidigare dagboksstudierna om astma och luftföroreningar inom HÄMI, d.v.s. logistisk regression med individuella konstanter. Det innebär att vi tar hänsyn till vilka individer som ingår under varje dygn. Individer som har varit frånvarande från orten blir exkluderade från analysen under dessa dygn. Vi har inkluderat veckodagarna i modellerna för att korrigera för eventuella veckodagsmönster. Vi har också inkluderat uppgifter om förkylning i analyserna av symtomen beroende av föroreningshalterna. De meteorologiska variablerna har inkluderats som dygnsmedelvärden.

För frågorna om symtom under dygnet, *Har du haft andnöd?* och *Har du haft pip i bröstet?* undersökte vi sambandet med föroreningshalterna under just den dagen (lag 0) och sambandet med gårdagens halter (lag 1). Vi har också korrigerat på individnivå för om man har rapporterat respektive symtom dygnet innan eller inte, eftersom detta har stor betydelse för risken.

Vi redovisar sambandet mellan miljövariablerna NO₂, PM₁₀ och hälsovariablerna med oddskvoter. Kvoterna uttrycker den relativa förändringen av oddset att drabbas av respektive symtom om miljövariabeln i fråga ökar med en enhet. Det innebär att då oddskvoten är statistiskt signifikant större än 1,0 så ökar risken att drabbas av respektive symtom vid en enhetsökning av miljövariabeln.

För modellerna där sambandet mellan luftföroreningar och lungfunktionsmått (PEF och FEV₁) undersöks så har vi använt en s.k. ”mixed effects model”. Då analyserade vi sambanden med halten samma dygn samt 1 och 2 dygn tidigare, liksom sambandet med ett medelvärde över dessa dygn.

Tabell 4. Föroreningarnas effekt på andnöd.

Oddskvot per enhetsökning samt 95 % konfidensintervall. Ett signifikant samband (fet stil) konstaterades mellan andnöd och samma dygns halt av NO₂ (lag 0) i Stockholm samt i den sammanvägda modellen. Även PM₁₀ var signifikant för både dagens halt (lag 0) och gårdagens halt (lag 1).

F9 Haft andnöd	NO ₂			PM ₁₀	
	Lag	Oddskvot	95 % KI	Oddskvot	95 % KI
Göteborg	0	1,012	0,972–1,052	1,018	0,965–1,073
	1	1,005	0,965–1,047	1,018	0,962–1,077
Stockholm	0	1,067	1,008–1,130	0,980	0,931–1,032
	1	1,04	0,987–1,096	0,987	0,944–1,032
Umeå	0			1,009	0,991–1,027
	1			1,013	0,993–1,033
Uppsala	0	1,003	0,977–1,030	0,997	0,990–1,005
	1	0,994	0,969–1,020	0,996	0,990–1,002
Sammanvägt*	0	1,014	1,002–1,026	1,007	1,003–1,011
	1	1,003	0,992–1,015	1,010	1,007–1,013

*Uppsala ingår ej i den sammanvägda modellen för PM₁₀.

Tabell 5. Föroreningarnas effekt på pip i bröstet.

Oddsquot per enhetsökning samt 95 % konfidensintervall. För pip i bröstet visar den sammanvägda analysen ett signifikant samband (fet stil) med PM₁₀ både för dagens (lag 0) och gårdagens halt (lag 1). Dagens halt av NO₂ visade också ett signifikant samband.

F10 Haft pip i bröstet	Lag	NO ₂		PM ₁₀	
		Oddsquot	95 % KI	Oddsquot	95 % KI
Göteborg	0	1,003	0,959–1,049	1,017	0,953–1,086
	1	0,995	0,948–1,044	1,042	0,974–1,114
Stockholm	0	1,036	0,976–1,099	0,983	0,934–1,035
	1	0,997	0,941–1,056	0,965	0,921–1,011
Umeå	0			1,016	0,997–1,035
	1			1,013	0,993–1,033
Uppsala	0	1,011	0,985–1,037	0,997	0,989–1,004
	1	0,978	0,954–1,003	0,998	0,992–1,004
Sammanvägt*	0	1,012	1,000–1,024	1,012	1,008–1,016
	1	0,984	0,972–0,996	1,008	1,005–1,012

*Uppsala ingår ej i den sammanvägda modellen för PM₁₀.

Referenser

1. Forsberg B, Thomasson L, Segerstedt B. *Akuta luftvägsbesvär hos vuxna i relation till föroreningshalter – 1995 års studie för hälsorelaterad miljöövervakning*. Institutionen för miljö- och hälsoskydd, Umeå universitet, 1996.
2. Forsberg B, Segerstedt B, Norrman E, Thomasson L, Toren K, Olin AC, Janson C. *Akuta luftvägsbesvär hos vuxna astmatiker i relation till luftföroreningshalter*. Institutionen för folkhälsa och klinisk medicin, Yrkes- och miljömedicin, Umeå universitet, 2001.
3. Modig L, Segerstedt S, Forsberg B. *Akuta luftvägsbesvär bland vuxna astmatiker i förhållande till tidsmässiga variationer i luftföroreningshalter - en studie inom den hälsorelaterade miljöövervakningen 2005*. Institutionen för folkhälsa och klinisk medicin, Yrkes- och miljömedicin, Umeå universitet, 2006.

Kadmium hos kvinnor



Kadmium hos kvinnor i Stockholm

Marika Berglund, Brita Palm och Agneta Åkesson,
Institutet för miljömedicin, Karolinska Institutet

Drygt 190 yngre och medelålders kvinnor i Stockholms län deltog 2009 i en undersökning om bland annat rökvanor och kadmiumhalt i urinen. Resultaten visade till exempel att unga kvinnor har högre kadmiumhalt i urin i dag än 2004 och att rökare har mer kadmium i urinen än de som aldrig röker.

Kadmium är en giftig metall som har spridits i miljön under lång tid. Mäniskor får i sig kadmium framför allt via kosten, men mycket kadmium kommer också från rökning. Rökare har ofta betydligt högre kadmiumhalter i kroppen än icke-rökare. Låga järndepåer, som är relativt vanligt hos kvinnor, leder också till att tarmen tar upp mer kadmium. Det gör att kvinnor generellt har en högre kadmiumbelastning än män (Berglund et al, 1994).

Kadmium lagras länge i kroppen och ansamlas i njurarna. Den kritiska effekten efter lång tids omgivningsexponering för kadmium anses vara att njurarna fungerar sämre (Åkesson et al, 2005; Suwazono et al, 2006). Studier visar också på ett samband mellan frakturer, minskad bentäthet och kadmiumexponering vid relativt låga nivåer (Alfvén et al, 2004; Åkesson et al, 2006; Schutte et al, 2008; Engström et al., 2010). Men det behövs fler studier för att klargöra en lägsta effektnivå.

Låga halter kadmium påverkar njurarna

Syftet med undersökningen Kadmiumexponering i en riskgrupp är att få kunskap om kadmiumnivåerna i riskgruppen kvinnor i den allmänna befolkningen samt att följa tidstrenden för kadmiumbelastningen i ett slumpmässigt urval av kvinnor. Studien görs i de två åldersgrupperna 20–29 år och 50–59 år i de fyra regionerna Skåne, Västra Götalands län, Stockholms län och Norrbottens och Västerbottens län. Resultaten från hela tidsserien presenteras på den hälsorelaterade miljöövervakningens datavärdssida (länk: <http://ki.se/ki/jsp/polopoly.jsp?d=19230&cl=sv>).

Kadmiumhalten i urin mäts i båda åldersgrupperna. Dessutom mäter vi en effektmärk för njurskada (protein HC) i den äldre åldersgruppen. Kadmium i urinen speglar exponeringen, halten i njurarna och kroppsbelastningen. Kadmiumhalten i urin kan även användas för att bedöma risken för negativa effekter på hälsan. Sammantaget bedöms tidig njurpåverkan uppkomma vid kadmiumhalter i urinen runt 0,5–3 µg/g kreatinin baserat på mätningar av olika urinmarkörer för nedsatt njurfunktion i epidemiologiska studier. Den europeiska livsmedelsmyndigheten EFSA har gjort en riskbedömning baserad på ett stort antal studier av kadmiumhalter i urin och en märk för tubulär proteinuri

(beta-2 mikroglobulin). EFSA bedömer att vi inte bör få i oss mer än 2,5 µg Cd/kg kroppsvikt och vecka vilket motsvarar en kadmiumhalt i urinen på 1 µg Cd/g kreatinin.

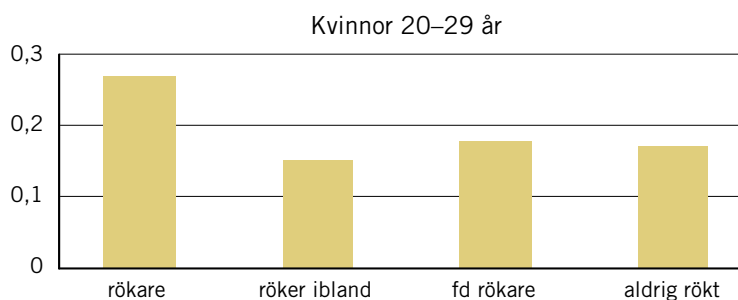
Den här studien genomfördes 2009 och är den andra i ordningen i Stockholms län (den första genomfördes år 2004). Ett slumpmässigt urval av 191 kvinnor, 20–29 år (n=89) och 50–59 år (n=102) deltog i studien. Kvinnorna besvarade en enkät om bl.a. rökvanor och lämnade morgonurinprov för analys. Andelen rökare var 8 % i den yngre åldersgruppen och 6 % i den äldre. Andelen aldrig-rökare var 55 % i den yngre åldersgruppen och 37 % i den äldre.

Kadmiumhalten ökar bland yngre

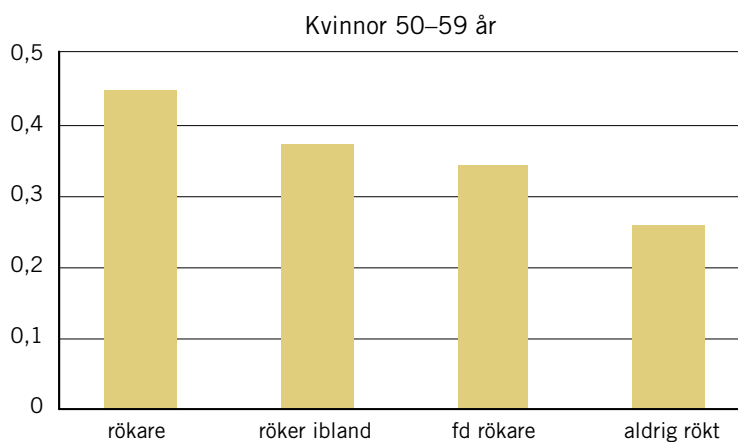
Kadmiumhalten i urin (U-Cd) var nästan dubbelt så hög i den äldre åldersgruppen (median 0,32 µg/g kreatinin, range 0,13–2,2 µg/g kreatinin) som i den yngre (median 0,17 µg/g kreatinin, range 0,09–0,52 µg/g kreatinin, figur 1 och 2).

Halten var också högre hos rökare (median 0,45 µg/g kreatinin) än hos aldrig-rökare (median 0,27 µg/g kreatinin) i den äldre åldersgruppen (figur 2). Halten protein HC i urin (median 2,1 mg/g kreatinin) var positivt associerad med U-Cd ($r=0,27$, $p=0,006$).

Figur 1. Kadmiumhalter i urin (medianvärden, µg/g kreatinin) hos kvinnor 20–29 år i relation till rapporterade rökvanor. Rökare har mer kadmium i urinen än de övriga grupperna.

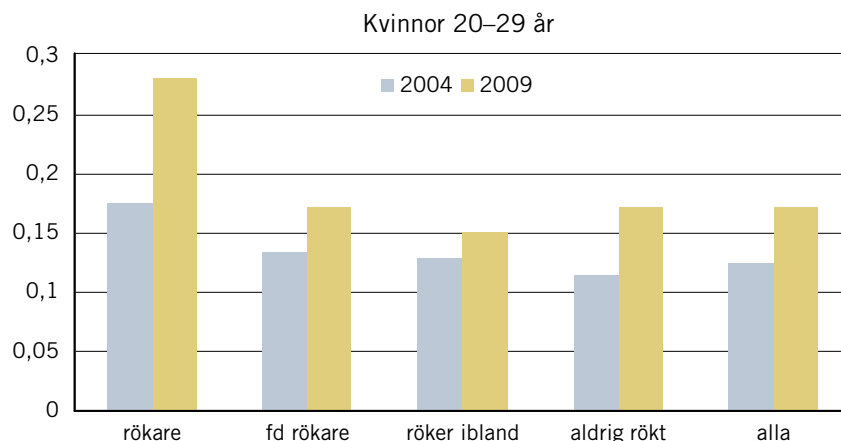


Figur 2. Kadmiumhalter i urin (medianvärden, µg/g kreatinin) hos kvinnor 50–59 år i relation till rapporterade rökvanor. Rökare har högre värden än de som aldrig rökt.

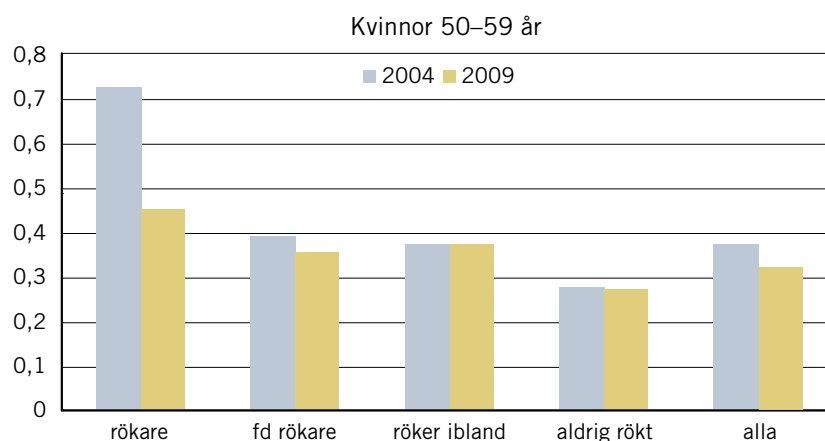


Kadmiumhalten i urinen hos de yngre kvinnorna var signifikant högre år 2009 än år 2004 både totalt ($p < 0,001$) och hos gruppen aldrig-rökare ($p < 0,001$, figur 3). Vi såg inga signifikanta skillnader i U-Cd över tid i den äldre åldersgruppen (figur 4).

Figur 3. Kadmiumhalter i urin (median, $\mu\text{g Cd/g kreatinin}$) i åldersgruppen 20–29 år i relation till rökvanor och totalt. Kadmiumhalterna hos rökare har ökat jämfört med studien från 2004.



Figur 4. Kadmiumhalter i urin (median, $\mu\text{g Cd/g kreatinin}$) i åldersgruppen 50–59 år i relation till rökvanor och totalt. Skillnaderna över tid är inte statistiskt signifikanta i den här åldersgruppen.



Vi har tidigare föreslagit en indikator baserad på andelen kvinnor som överskrider en kadmiumhalt i urin på $0,5 \mu\text{g Cd/g kreatinin}$. Det är den nivå som innebär 5 % överrisk för tidiga (subkliniska) effekter på njurfunktionen. Vi har också föreslagit en indikator på $0,8 \mu\text{g/g kreatinin}$, som innebär 10 % överrisk (Berglund och Åkesson, 2008). Andelen kvinnor i den äldre åldersgruppen som överskred utvärderingsgränserna var lägre än 2004. 20 % hade högre halt än $0,5 \mu\text{g Cd/g kreatinin}$ i urin och 4,9 % hade högre halt än $0,8 \mu\text{g Cd/g krea}$ i urin. År 2004 var andelen 29 % respektive 11 %. Endast en kvinna i den yngre åldersgruppen överskred den lägre utvärderingsgränsen både 2004 och 2009.

En utvärdering över tid och mellan regioner kommer att genomföras efter det att den andra mätomgången avslutats i alla fyra regioner år 2011–2012. En viktig parameter att utvärdera blir då jämförbarheten i analysresultaten.

Referenser

- Alfven T, Elinder CG, Hellstrom L, Lagarde F, Jarup L (2004). *Cadmium exposure and dist al forearm fractures*. J Bone Miner Res. 2004;19(6):900-5.
- Berglund M, Åkesson A, Nermell B, Vahter M (1994). *Intestinal absorption of dietary cadmium in women is dependent on body iron stores and fiber intake*. Environ Health Perspect 102: 1058-1066.
- Berglund M, Åkesson A (2008). *Utvärdering av genomförda studier av halter av kadmium i urin hos två åldersgrupper av kvinnor*. Rapport till Naturvårdsverket. Institutet för Miljömedicin, Karolinska Institutet, Stockholm, september 2008.
- Engström A, Michaëlsson K, Suwazono Y, Wolk A, Vahter M, Åkesson A (2010). *Long-term cadmium exposure and the association with bone mineral density and fractures in a population-based study among women*. J Bone Miner Res. 2010 Aug 23. [Epub ahead of print]
- Schutte R, Nawrot TS, Richart T, Thijs L, Vanderschueren D, Kuznetsova T, Van Hecke E, Roels HA, Staessen JA (2008). *Bone resorption and environmental exposure to cadmium in women: a population study*. Environ Health Perspect. 2008;116(6): 777-783.
- Suwazono Y, Sand S, Vahter M, Filipsson AF, Skerfving S, Lidfeldt J, Åkesson A (2006). *Benchmark dose for cadmium-induced renal effects in humans*. Environ Health Perspect. 2006;114(7): 1072-1076.
- Åkesson A, Lundh T, Vahter M, Bjellerup P, Lidfeldt J, Nerbrand C, Samsioe G, Strömberg U, Skerfving S (2005). *Tubular and glomerular kidney effects in swedish women with low environmental cadmium exposure*. Environ Health Perspect, 113(11): 1627-1631.
- Åkesson A, Bjellerup P, Lundh T, Lidfeldt J, Nerbrand C, Samsioe G, Skerfving S, Vahter M (2006). *Cadmium-induced effects on bone in a population-based study of women*. Environ Health Perspect. 114(6): 830-834.

Kadmium hos västsvenska unga och medelålders kvinnor

Gerd Sällsten, Sahlgrenska universitetssjukhuset och Sahlgrenska akademien

Nästan tvåhundra kvinnor i Härryda kommun deltog 2008 i undersökningen om exponering för kadmium. Resultaten visar att alla rökare har betydligt högre nivåer av kadmium i urinen än de som aldrig rökt.

Människor får i sig kadmium främst genom maten och genom rökning. Låga järndepåer, som är vanligt hos kvinnor i fertil ålder, leder till ett högre upptag av kadmium via kosten och kvinnor i eller över medelåldern är en särskild riskgrupp. Genom att följa halten kadmium i urin i två åldersgrupper av kvinnor över tid kan vi alltså följa förändringar i exponeringen i riskgruppen. Kadmium i urinen är ett ofta använt mått på njurbördan och därmed också på kroppsbördan.



Detta projekt är en del av det program för hälsorelaterad miljöövervakning som Naturvårdsverket har initierat och finansierar. Undersökningen speglar också eventuella regionala skillnader i exponering varför studien genomförs regelbundet i fyra olika regioner i landet – en region per år. År 2002 och 2003 genomfördes en liknande undersökning i Västra Götaland, i Härryda kommun.

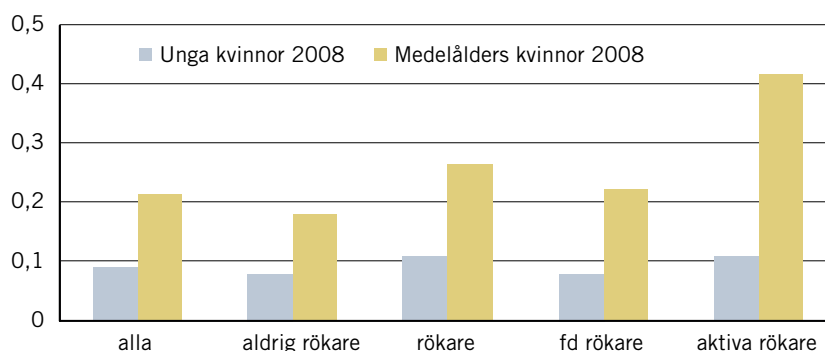
I 2008 års undersökning valdes slumpvis 150 unga kvinnor i åldern 20–29 år ut, samt 190 medelålders kvinnor i åldern 50–59 år. Alla kvinnorna bor i Härryda kommun. Andelen yngre respektive medelålders kvinnor som accepterade att delta var 59 % respektive 63 % (78/133 samt 120/190) av målgrupperna. 17 av de 150 yngre kvinnorna som kontaktades bodde inte längre kvar på adressen.

Samtliga deltagande sände in prover från första morgonurinen och besvarade ett frågeformulär om bland annat kost- och rökvanor. I urinproverna analyserades kadmium (U-Cd), kreatinin och specifik vikt. För de medelålders kvinnorna analyserades även njureffektmarkören alfa-1-mikroglobulin (U-A1M).

Rökning ökar exponeringen betydligt

De unga kvinnorna har genomsnittligt lägre U-Cd än medelålders kvinnor (figur 1). Det beror på att kadmium har en lång halveringstid, lagras i njurarna och ökar med åldern. Rökare har i båda grupperna högre U-Cd än kvinnor som aldrig rökt. Det beror på att tobak i cigaretter innehåller kadmium som man andas in när man röker.

Figur 1. Kadmium i urin ($\mu\text{g/g}$ kreatinin, $\mu\text{g/gC}$) hos unga respektive medelålderskvinnor i Västsverige år 2008. De unga kvinnorna har generellt lägre nivåer än de medelålders, oavsett rökvanor. Aktiva medelålders rökare har dubbelt så höga nivåer som de som aldrig har rökt.



Hos de unga kvinnorna var medianen av U-Cd 0,09 $\mu\text{g/g}$ kreatinin. U-Cd var cirka 40 % högre hos aktiva rökare jämfört med kvinnor som aldrig rökt ($p=0,04$). För de medelålders kvinnorna var medianen av U-Cd 0,21 $\mu\text{g/g}$ kreatinin. I denna grupp var U-Cd ($\mu\text{g/g}$ kreatinin) mer än dubbelt så hög hos de aktiva rökarna jämfört med kvinnorna som aldrig rökt ($p<0,0001$).

Undersökningen avslöjar också signifikant högre halter för någonsin-rökare jämfört med aldrig-rökare ($p=0,0007$) samt högre halter för f.d. rökare och aldrig-rökare ($p=0,04$). Halterna i undersökningen liknar de resultaten från andra liknande undersökningar i olika delar av Sverige. Det fanns inga statistiskt signifikanta samband mellan njureffektmarkören U-A1M och kadmiumhalten i urin bland de medelålders kvinnorna i den totala gruppen i denna undersökning.

Det har föreslagits att indikatorn för U-Cd ska vara andelen kvinnor som överskrider 0,5 µg/g kreatinin, vilket har ansetts innebära en 5 % överrisk för tidiga (subkliniska) effekter på njurfunktion, respektive andelen kvinnor som överstiger 0,8 µg/g kreatinin, som innebär 10 % överrisk. Ingen av de yngre kvinnorna översteg dessa nivåer.

För de medelålders någonsin-rökarna är andelen över indikatorgränserna i denna undersökning något lägre än vad man funnit i de tidigare undersökningarna i de olika regionerna.

Andelen kvinnor över gränserna var 16 % över 0,5 µg/g kreatinin och 3 % över 0,8 µg/g kreatinin. För medelålders kvinnor som aldrig rökt har man funnit mycket varierande andel i de olika studierna. Andelen i denna studie var 5 % över 0,5 µg/g kreatinin, respektive 2 % över 0,8 µg/g kreatinin. Dessa andelar överensstämmer med de man fann i Stockholms län 2004.

Samma halter som tidigare?

Kadmiumhalterna i urinen för både de yngre och de medelålders kvinnorna var generellt lägre jämfört med motsvarande undersökningar bland kvinnor i Härryda kommun 2002 och 2003. Men en förnyad kemisk analys av ett 25-tal prover från 2002/2003 år 2010 visade nu lägre kadmiumhalter varför vi kan ifrågasätta om halterna verkligen har sjunkit. Hela eller en del av skillnaden kan bero på att betingelserna för analysen har förändrats.



Miljögifter i unga män

Tidstrender för PCB, DDE, ftalater och PBDE i mönstrande unga män

Bo AG Jönsson, Christian H Lindh och Anna Axmon, Lunds universitet

Åke Bergman, Stockholms universitet

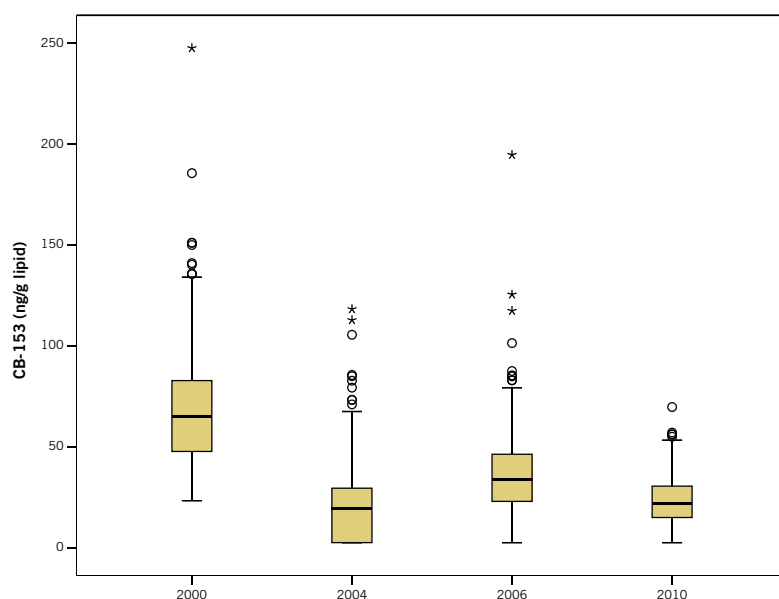
Det har skett en påtaglig minskning av serumhalterna av CB-153 och p,p'-DDE hos unga män mellan 2000 och 2010. Även flera ftalatmetaboliter minskar under perioden.

Studier av tidstrender för miljögifter är viktiga för att värdera risker och genomföra åtgärder för att minska exponeringen. Syftet med vår studie är att kartlägga tidstrender för PCB, DDE, PBDE och ftalater. Vi har valt att använda oss av mönstringsundersökningen, som de flesta svenska män har genomgått vid omkring 18 års ålder fram till 2010.

PCB och DDE minskar

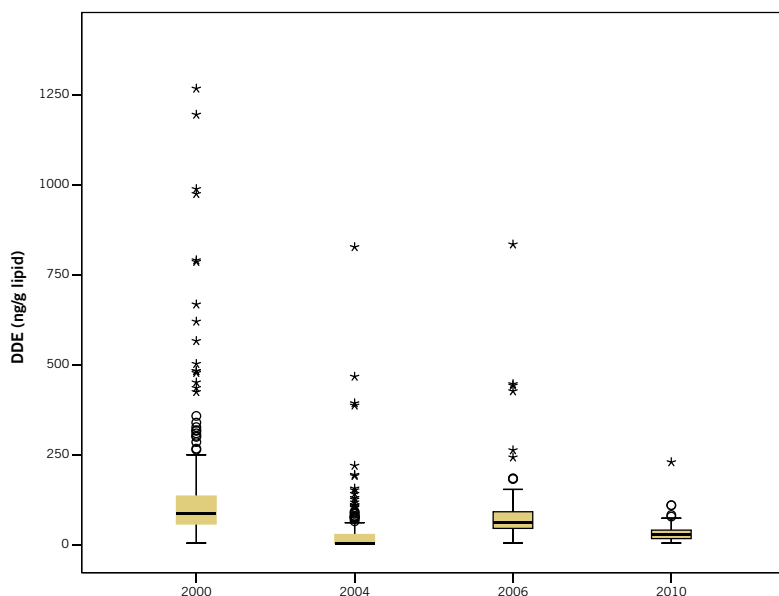
Det finns klara signifikanta minskande tidstrender ($p < 0,001$) för både CB-153 och p,p'-DDE under perioden 2000–2010. I undersökningen år 2009–2010 av 100 mönstrande män var medianhalten CB-153 i serum 22 ng/g blodfett. Detta kan jämföras med att medianvärdet i motsvarande undersökningar 2000, 2004 och 2006 var 65, 19 och 34 ng/g blodfett (figur 1).

Figur 1. Box-plot av lipidjusterade serumhalter av 2,2',4,4',5,5'-hexaklorobifenyl (CB-153) hos mönstrande män i södra Sverige under åren 2000, 2004, 2006 och 2009–2010.



Medianhalten för p,p'-DDE för åren 2009–2010 var 28 ng/g blodfett. Motsvarande värden under år 2000, 2004 och 2006 var 88, mindre än kvantifieringsgränsen (<LOQ), samt 62 ng/g blodfett (figur 2).

Figur 2. Box-plot av lipidjusterade serumhalter av p,p'-DDE hos mönstrande män i södra Sverige under åren 2000, 2004, 2006 och 2009–2010.



Liknande minskade trender har setts i andra studier och beror säkerligen på att dessa ämnen inte används i Sverige sedan lång tid tillbaka. Den till synes tillfälligt låga halten av CB-153 och p,p'-DDE år 2004 går inte att förklara.

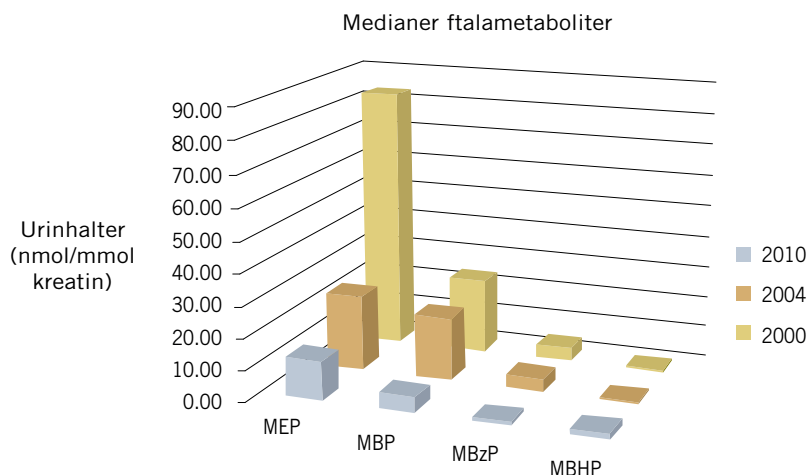
Flera ftalatmetaboliter minskar

Tidstrenderna för ftalatmetaboliterna MEP, MBP och MBzP under 2000–2010 sjunker signifikant (<0,001). För MEHP finns ingen signifikant tidstrend. Medianerna för de kreatininjusterade urinhalterna för åren 2000, 2004 och 2009–2010 var:

- MEP: 83 nmol/mmol kreatinin (2000), 24 nmol/mmol kreatinin (2004) respektive 12 nmol/mmol kreatinin (2009–2010)
- MBP: 24 nmol/mmol kreatinin (2000), 20 nmol/mmol kreatinin (2004) respektive 5 nmol/mmol kreatinin (2009–2010)
- MBzP: 4 nmol/mmol kreatinin (2000), 4 nmol/mmol kreatinin (2004) respektive 1 nmol/mmol kreatinin.
- MEHP: <LOQ (2000), <LOQ (2004), 2 nmol/mmol kreatinin (2009–2010).

Ett stapeldiagram som visar ftalatmetabolithalterna under de tre åren finns i figur 3. Halterna av oxiderade metaboliter till DEHP och DiNP i urin från 2009–2010 finns i tabell 1.

Figur 3. Kreatininjusterade medianurinhalter av ftalatmetaboliterna monoetylftalat (MEP), monobutylftalat (MBP), monobenzylftalat (MBzP) och monoethylhexylftalat (MEHP) hos mönstrande män i södra Sverige under åren 2000, 2004 och 2009-2010.



Tabell 1. Kreatininjusterade halter av oxiderade metaboliter till diethylhexylftalat (DEHP) och diisononylftalat (DiNP). Undersökningen genomfördes på prover från 50 mönstrande män 2009-2010.

	N	Median	Min	25%	75%	Max
mono-(2-ethyl-5-hydroxylhexyl) phthalate (nmol/mmol)	50	20,1	5,7	13,8	30,7	77,0
mono-(2-ethyl-5-oxohexyl) phthalate (nmol/mmol)	50	1,4	0,8	1,3	1,6	2,0
mono-(2-ethyl-5-carboxypentyl) (nmol/mmol)	50	5,0	1,8	4,2	5,3	8,6
mono-(4-methyl-7-hydroxyloctyl) phthalate (nmol/mmol)	50	1,9	0,4	1,1	2,6	9,5
mono-(4-methyl-7-oxo octyl) phthalate (nmol/mmol)	50	1,8	1,1	1,6	2,1	3,0
mono-(4-methyl-7-carboxyheptyl) phthalate (nmol/mmol)	50	11,1	4,3	8,7	12,8	28,5

De minskade koncentrationerna av ftalatmetaboliter i urin avspeglar troligen en lägre exponeringsnivå till följd av en minskad användning av ftalater i olika produkter ute i samhället. Speciellt intressant är den starka minskningen av MEP som är en metabolit till dietylftalat som används som lösningsmedel i bl.a. hårvårdsprodukter och parfymer. Troligen har producenterna ansett att det är dålig reklam att ha tillsatsmedel som heter något på "ftalat". Därmed har de ofta bytt ut ämnet mot något annat lösningsmedel.

Men det finns andra ftalater där användningen i stället ökar, t.ex. DiNP. Våra mätningar visar att metabolithalterna av denna ftalat är höga i Sverige, om än inte lika höga som halterna av DEHP. Men vi har ännu inte tillgång till tidstrender när det gäller DiNP.

Lägre halter bromerade difenyletrar

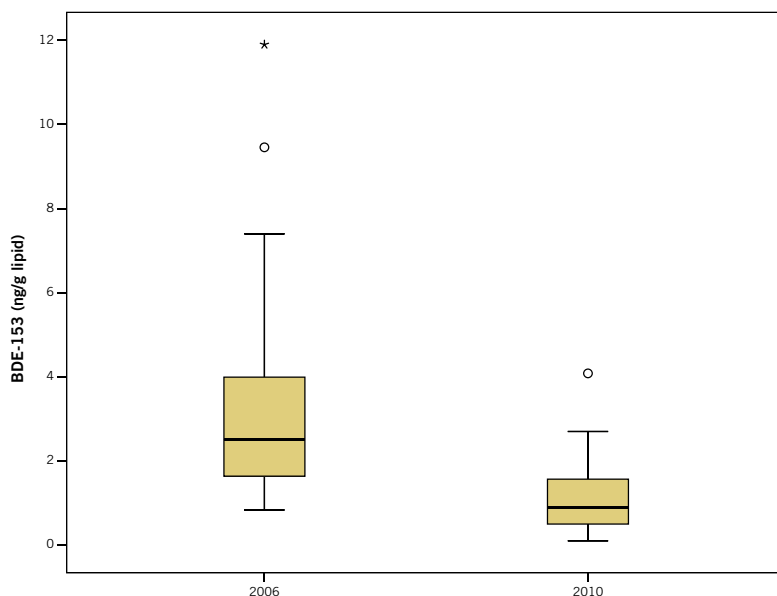
Det fanns en statistisk signifikant minskning från 2006 till 2010 för de bromerade difenyletrarna BDE-47 ($p < 0,001$), BDE-99 ($p < 0,001$), BDE-100 ($p = 0,001$) och BDE-153 ($p < 0,001$). Inga förändringar kunde påvisas för BDE-154 ($p = 0,83$) eller BDE-209 ($p = 0,27$) även om medianhalterna ökade. Vi analyserade sex PBDE-kongener ett slumpmässigt urval av 59 serumprover från 2006 och 48 prover från 2009–2010.

Medianhalterna var:

- BDE-47: 1,32 ng/g blodfett (2006), 0,63 ng/g blodfett (2009–2010)
- BDE-99: 0,38 ng/g blodfett (2006) respektive <LOD (2009–2010)
- BDE-100: 0,28 ng/g blodfett (2006) respektive 0,14 ng/g blodfett
- BDE-153: 2,50 ng/g blodfett (2006) respektive 0,88 ng/g blodfett
- BDE-154: 0,04 ng/g blodfett (2006) respektive 0,10 ng/g blodfett
- BDE-209: 0,07 ng/g blodfett (2006) respektive 0,15 ng/g blodfett.

Halterna av de bromerade föreningarna minskade i de flesta fall vilket beror på att vi använder dem i mycket mindre utsträckning eller att vi har slutat helt. Trots detta såg vi en icke-signifikant ökning för BDE-154 och BDE-209. När det gäller BDE-209 så är halveringstiden i människa så kort (14 dagar) att tillfälliga exponeringar av ämnet visas i de analyser som görs.

Figur 4. Box-plot av lipidjusterade serumhalter av BDE-153 hos mönstrande män i södra Sverige under åren 2006 och 2009–2010.



Hur gjorde vi?

Mönstrande från fyra olika år har studerats:

- År 2000: 274 serumprover och 234 urinprover
- År 2004 200 serumprover och 200 urinprover
- År 2006 200 serumprover
- År 2009–2010 100 serumprover och 50 urinprover

Vi analyserade serumproverna med gaskromatografi-masspektrometri (GC-MS) med avseende på 2,2',4,4',5,5'-hexaklorobifenyl (CB-153) och 2,2-bis(4-klorfenyl)-1,1-dikloreten (p,p'-DDE) samt för bromerade difenyletrar (PBDE) med GC och electron capture-detektion.

Vi analyserade urinproverna med vätskekromatografi-tandem MS med avseende på monoetylftalat (MEP), monobutylftalat (MBP), monobutylbenzylftalat (MBzP) och monoethylhexylftalat (MEHP). I urinproverna från 2009–2010 analyserades dessutom sex oxiderade ftalatmetaboliter. Tre av dessa är metaboliter till diethylhexylftalat (DEHP): mono-(2-etyl-5-hydroxylhexyl)ftalat (5-OH-MEHP), mono(2-etyl-5-oxohexyl)ftalat (5-oxo-MEHP), mono(2-etyl-5-karboxypentyl)ftalat (5-cx-MEPP) och tre av dessa är metaboliter till diisononylftalat (DiNP): mono(4-metyl-7-hydroxyloktyl)ftalat (7-OH-MMeOP), mono(4-metyl-7-oxooktyl)ftalat (7-oxo-MMeOP), mono(4-metyl-7-karboxyheptyl)ftalat (7-cx-MMeHP).

Vi analyserade trender med Jonckheere-Terpstra-testet.

Går det att identifiera dålig inomhusmiljö
på ett enkelt sätt?



Bromerade flamskyddsmedel i inomhusdamm

Sanna Lignell, Per Ola Darnerud, Anders Glynn och Marie Aune, Livsmedelsverket
Justina Björklund och Cynthia de Wit, Stockholms Universitet

Denna pilotstudie har undersökt om en enkel metod kan användas för att identifiera bostäder med höga halter av PBDE och HBCD i inomhusmiljön. Resultaten tyder på att det i vissa fall räcker med att samla damm med hjälp av dammsugaren och en ren dammsugarpåse för att upptäcka de höga halterna.

Exponeringen för många organiska miljöföroreningar, till exempel polyklorerade bifenyl (PCB) och dioxiner, sker till största delen via maten. När det gäller bromerade flamskyddsmedel, såsom polybromerade difenyletrar (PBDE) och hexabromcyclododekan (HBCD), är exponeringsvägarna inte lika klart fastställda. PBDE och HBCD används till stor del i produkter som elektronik, byggnadsmaterial, möbelstopning och tyger. De bromerade flamskyddsmedlen kan därmed kontaminera både inomhusluft och damm.

Vi vet ännu inte tillräckligt mycket om vilken roll damm- och luftexponering spelar för den totala mängden av bromerade flamskyddsmedel i kroppen. Men redan har flera studier visat att både maten och inomhusmiljön kan vara viktiga exponeringsvägar (Darnerud et al. 2001; Harrad et al. 2010; Jones-Otazo et al. 2005).

Relativt höga halter av PBDE har återfunnits i prover från människor, särskilt i USA och Kanada (Hites 2004). PBDE och HBCD har påvisats i inomhusdamm (Jones-Otazo et al. 2005; Stapleton et al. 2005), och i något fall har PBDE-halterna i damm kunnat korreleras till halter i modersmjölk (Wu et al. 2007).

Pilotprojekt analyserar damm och mjölk

Inom den hälsorelaterade miljöövervakningen genomförde vi pilotprojektet Bromerade flamskyddsmedel i inomhusdamm. Målet var att ta reda på vilka halter av bromerade flamskyddsmedel och PCBer som finns i inomhusdamm i svenska hem. Vi ville också jämföra två olika provtagningsmetoder och utvärdera analysmetoder för PBDE, HBCD och PCB i damm. Vi har också undersökt samband mellan halterna av bromerade flamskyddsmedel i damm och modersmjölk.

PCB inkluderades i studien, dels som referenssubstans, dels för att vissa lågklorerade PCB-kongener kan finnas i byggnadsmaterial och därmed kontaminera inomhusmiljön. Detta kan innebära att människor exponeras för PCB (Johansson et al. 2010).

Inom Naturvårdsverkets hälsorelaterade miljöövervakning pågår en tids-

trendsstudie där modersmjölk samlas in årligen från omkring 30 förstföderskor i Uppsalaområdet. I proverna analyseras olika organiska miljöföroreningar, bland annat PCB, PBDE och HBCD. Under 2008 samlades också dammprover in hos 18 av de förstföderskor som deltog i den ordinarie insamlingen av modersmjölk. I modersmjölken från mammorna analyserades PCB, tri-hexa bromerade PBDEer och HBCD (Lignell et al. 2009). I dammproverna analyserades PCB, tri-deka bromerade PBDEer och HBCD (Darnerud et al. 2010).

Mödrarna samlade själva in ett dammprov genom att dammsuga hemmet, i första hand vardagsrummet, med en ny dammsugarpåse i sin ordinarie dammsugare. Vi samlade också in damm med en speciell dammprovtagare. Provtagaren består av ett filter på en filterhållare som sattes på en dammsugarslang. Då samlade vi in damm från dörrkarmar, hyllplan och andra möbler i stället för från golvet. Vi samlade inte in damm från textila ytor och elektronik.

Dammsugning fungerar – fler undersökningar pågår

De insamlade dammproverna innehöll mätbara halter av PCBer, PBDEer och HBCD. Det gäller både om de var insamlade med provtagare eller ordinarie dammsugare (tabell 1).

Tabell 1. Halter av PBDEer, HBCD och PCBer (ng/g torrvt) i dammprover insamlade från ordinarie dammsugarpåse eller med standardiserad filterprovtagare. PCB:er analyserades inte i prover från dammsugarpåse. N=18-19.

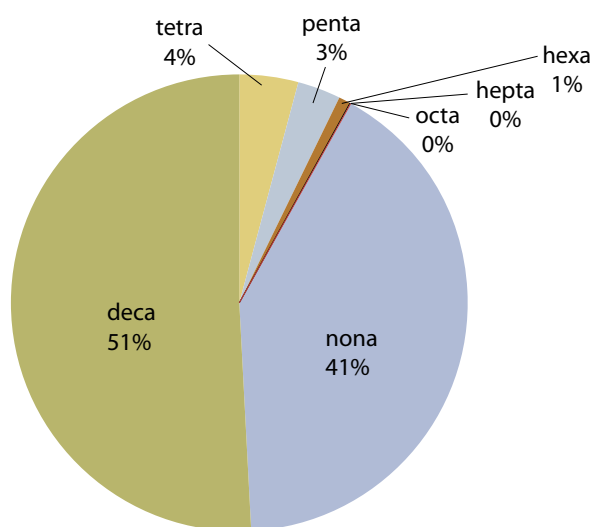
	Dammsugarpåse				Filter			
	Median	Min	Max	% det ^a	Median	Min	Max	% det ^a
BDE-28	0,2	0,1	2,2	79	0,7	0,2	12,0	67
BDE-47	15,0	1,5	47,5	100	42,3	8,5	1529	100
BDE-49	1,4	0,5	18,9	100	2,8	0,6	50,0	100
BDE-66	0,6	0,1	18,9	100	1,8	0,2	28,4	100
BDE-85	0,6	0,2	2,5	95	0,8	0,4	20,8	89
BDE-99	12,6	0,1	67,7	100	26,7	3,3	779	95
BDE-100	2,7	0,8	13,2	100	6,4	0,8	138	100
BDE-153	2,2	0,1	11,6	95	6,3	1,0	62,0	100
BDE-154	1,5	0,5	9,6	100	2,9	0,6	44,3	100
BDE-183	1,5	0,4	8,8	84	5,7	1,1	69,2	100
BDE-197	0,7	0,2	4,1	95	2,2	0,6	14,7	95
BDE-203	0,5	0,1	5,1	100	1,6	0,6	10,1	95
BDE-208	89,4	26,4	1042	100	362	179	5082	100
BDE-207	4,8	1,2	73,6	100	16,4	6,6	214	100
BDE-206	7,7	2,6	284	100	23,0	7,9	218	100
BDE-209	277	105	6617	100	523	192	9269	100
HBCD	86,2	9,0	95012	95	9,2	5,9	88,6	78
PCB 28	-	-	-	-	5,4	1,9	56	100
PCB 52	-	-	-	-	4,3	1,8	29	100
PCB 101	-	-	-	-	9,2	3,1	209	100
PCB 153	-	-	-	-	13	5,6	549	100
PCB 138	-	-	-	-	12	3,1	427	100
PCB 180	-	-	-	-	9,0	2,7	514	100

^a % av proverna med halter över detektionsgränsen

Variationen i halt var stor mellan enskilda prover. Halterna av samtliga PBDE-kongener var högre i filterproverna än i dammsugarpåsarna, troligtvis på grund av att filterproverna innehåller ett mer enhetligt och "rent" damm. För HBCD var förhållandet det omvända – halterna var ca 10 gånger högre i dammet från dammsugarpåsarna. Detta kan vara ett tecken på att dammsugare eller dammsugarpåsar är behandlade med HBCD som därmed kontaminerade proverna.

Högbromerade kongener dominerade i dammproverna, särskilt den fullbromerade BDE-209 (figur 1). I de 18 modersmjölksproverna dominerade i stället BDE-47 (medianhalt 0,85 ng/g fett) och BDE-153 (medianhalt 0,58 ng/g fett). Men högbromerade BDE-kongener (hepta-deka) analyserades inte i modersmjölksproverna. Övriga kongener samt HBCD låg i de flesta prover under kvantifieringsgränsen.

Figur 1. Relativt bidrag från olika PBDE-kongener till den totala halten av PBDE i inomhusdamm insamlad med speciellt provtagningsfilter.

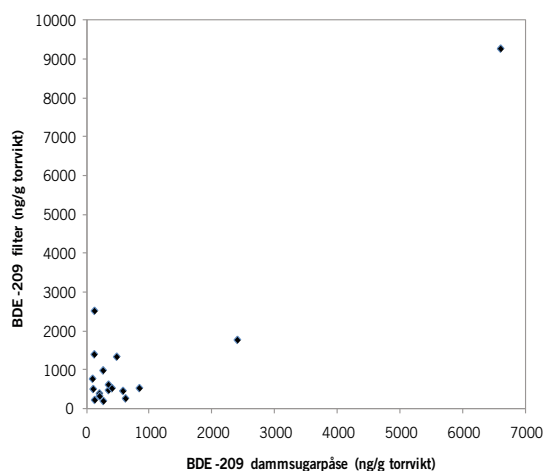


Andra studier från de nordiska länderna har påvisat BDE-209 i modersmjölk (Fängström et al. 2008; Thomsen et al. 2010). Fängström et al. ansåg inte att BDE-209 i modersmjölk är någon bra biomarkör i trendstudier hos människa på grund av mycket begränsad överföring av BDE-209 från blod till mjölk.

Bland PCB:erna dominerade PCB 153 (medianhalt 30 ng/g fett) i modersmjölksproverna. Medianhalten av PCB 28 var 0,98 ng/g fett. PCB 28 är en lågklorerad PCB-kongen som förekommer i byggnadsmaterial.

I jämförelser av de båda provtagningsmetoderna (filterprover respektive dammsugarpåsar) visade det sig att enstaka bostäder hade höga halter av vissa PBDE-kongener i damm från både filter och dammsugarpåse. Samband mellan halter i de båda dammproverna var svårare att upptäcka i bostäder med lägre halter. Figur 2 visar ett exempel där båda dammproverna från en bostad innehöll mycket höga halter av BDE-209. Resultaten tyder på att den enklare provtagningsmetoden (dammsugarpåsen) kan användas för att identifiera bostäder med höga halter av PBDE och HBCD i inomhusmiljön. Men man måste analysera fler prover för att kunna dra säkra slutsatser om detta.

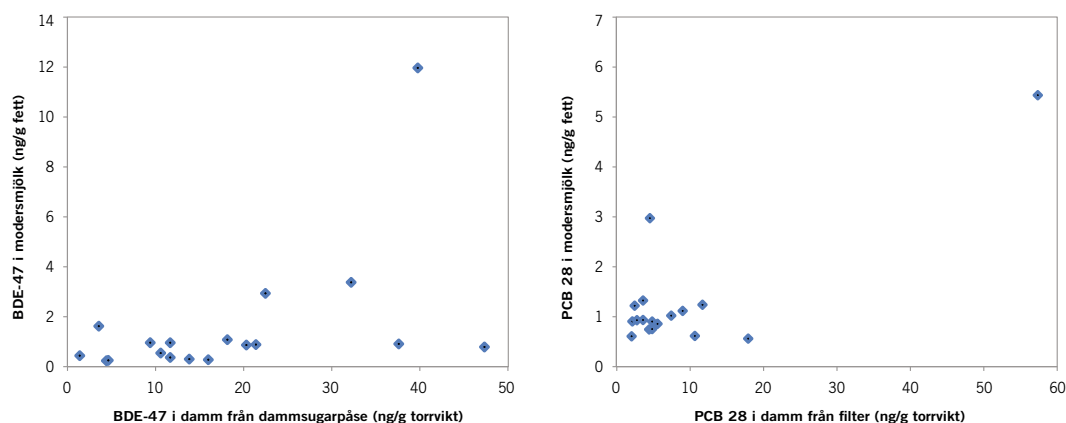
Figur 2. Halten av BDE-209 i damm insamlat från dammsugarpåse respektive provtagningsfilter. I en bostad innehöll båda dammproverna mycket höga halter av BDE-209. Det tyder på att den enklare provtagningsmetoden i vissa fall fungerar för att identifiera bostäder med höga halter av PBDE och HBCD. N=18.



Vi har också observerat enskilda fall där halterna av föroreningarna PCB, PDDE eller HBCD var höga både i damm och i modersmjölk. Även här är det svårare att upptäcka sambanden mellan de båda proverna vid låga halter (figur 3).

Denna pilotstudie är ett första försök att beskriva förekomsten av bromerade flamskyddsmedel och PCB:er i bostäder i Uppsalaområdet. Nu pågår ytterligare insamlingar och analyser för att öka antalet prover och för att vidare utreda exponeringen för organiska miljöföroreningar från damm, med ett särskilt fokus på hur barn exponeras.

Figur 3. Halterna av BDE-47 och PCB 28 i damm insamlat i bostaden hos 18 förstföderskor i Uppsala samt i modersmjölksprover från samma mödrar. För höga halter i damm finns i vissa fall ett samband med höga halter i modersmjölken.



Referenser

- Darnerud PO, Bjorklund JA, De Wit CA, Lignell S, Aune M, Glynn A. 2010. *PBDE, HBCD and PCB in household dust and in breast milk from primipara mothers in Uppsala 2008*. Sakrapport till Naturvårdsverkets Miljöövervakning. Livsmedelsverket.
- Darnerud PO, Eriksen GS, Johannesson T, Larsen PB, Viluksela M. 2001. *Polybrominated diphenyl ethers: occurrence, dietary exposure, and toxicology*. Environ Health Perspect 109 Suppl 1:49-68.
- Fängström B, Athanassiadis I, Odsjö T, Noren K, Bergman A. 2008. *Temporal trends of polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in milk from Stockholm mothers, 1980-2004*. Mol Nutr Food Res 52(2):187-193.
- Harrad S, de Wit CA, Abdallah MA, Bergh C, Bjorklund JA, Covaci A, et al. 2010. *Indoor contamination with hexabromocyclododecanes, polybrominated diphenyl ethers, and perfluoroalkyl compounds: an important exposure pathway for people?* Environ Sci Technol 44(9):3221-3231.
- Hites RA. 2004. *Polybrominated diphenyl ethers in the environment and in people: a meta-analysis of concentrations*. Environ Sci Technol 38(4):945-956.
- Johansson N, Hanberg A, Bregek S, Tysklind M, Wingfors H. 2010. *PCB in sealants is influencing the levels in indoor air and blood of residents*. 6th international PCB workshop. Visby, Sweden.
- Jones-Otazo HA, Clarke JP, Diamond ML, Archbold JA, Ferguson G, Harner T, et al. 2005. *Is house dust the missing exposure pathway for PBDEs? An analysis of the urban fate and human exposure to PBDEs*. Environ Sci Technol 39(14):5121-5130.
- Lignell S, Aune M, Darnerud PO, Cnattingius S, Glynn A. 2009. *Persistent organochlorine and organobromine compounds in mother's milk from Sweden 1996-2006: compound-specific temporal trends*. Environ Res 109(6):760-767.
- Stapleton HM, Dodder NG, Offenberg JH, Schantz MM, Wise SA. 2005. *Polybrominated diphenyl ethers in house dust and clothes dryer lint*. Environ Sci Technol 39(4):925-931.
- Thomsen C, Stigum H, Froshaug M, Broadwell SL, Becher G, Eggesbo M. 2010. *Determinants of brominated flame retardants in breast milk from a large scale Norwegian study*. Environ Int 36(1):68-74.
- Wu N, Herrmann T, Paepke O, Tickner J, Hale R, Harvey LE, et al. 2007. *Human exposure to PBDEs: associations of PBDE body burdens with food consumption and house dust concentrations*. Environ Sci Technol 41(5):1584-1589.

A photograph of wheat stalks in silhouette against a bright, orange and yellow sunset sky. The sun is low on the horizon, creating a strong backlight effect. The wheat stalks are in the foreground, with some in sharp focus and others blurred in the background.

Modell för kartläggning av hälsorisker på landsbygden

Ett regionalt program för hälsorelaterad miljöövervakning

Linda Tollemark, Länsstyrelsen Östergötland

Louise Ellman-Kareld, Länsstyrelsen Kronoberg

Måns Lindell, Länsstyrelsen Jönköping

Tre länsstyrelser samarbetar om att ta fram en modell för att arbeta med hälsorelaterade miljöfrågor på landsbygden. Målet är att utveckla ett arbetssätt som alla Sveriges regioner kan använda.

De tre länsstyrelserna i Östergötland, Kronoberg och Jönköping startade under 2010 ett utvecklingsprojekt för att ta fram ett regionalt program för hälsorelaterad miljöövervakning. Gemensamt för länen är att det finns mycket landsbygd där det traditionellt sett inte bedrivs miljöövervakning av hälsa. Den hälsorelaterade miljöövervakning som finns i dag verkar främst utgå från storstädernas miljöproblematik. Vi är intresserade av att ta reda på vad i miljön som ger upphov till hälsoproblem i våra landsbygdslän, så att vi kan få en bra bild av behovet av miljöövervakning.

För att kunna ta ställning till vad vi ska eller bör övervaka, hur vi ska övervaka det och vad som eventuellt kan prioriteras bort krävs en genomgång av miljötillståndet i länen som kopplas samman med en hälsoriskbedömning. Som på många andra ställen är ekonomin en viktig faktor, och därför behöver vi prioritera vad som ska övervakas och hur. När vi har ett ordentligt underlag blir det enklare att ta fram ett miljöövervakningsprogram och möjliga åtgärdsprogram inom hälsoområdet.

Målet är dels att kartlägga behoven av regional miljöövervakning, dels att projektets arbetssätt ska mynna ut i en generell modell för att kartlägga hälsorisker. Alla län kan därefter dra nytta av och använda modellen i sitt arbete med hälsorelaterad miljöövervakning.

Länsstyrelserna och miljömålen

Länsstyrelserna ska arbeta för att miljö kvalitetsmålen uppnås. De ska också samordna den regionala miljöövervakningen. Miljö kvalitetsmålen syftar bland annat till att främja människors hälsa och beskriver ett långsiktigt ekologiskt hållbart tillstånd för Sveriges miljö-, natur-, och kulturreсурser. Förutom de 16 miljö kvalitetsmålen finns också tre övergripande miljömålsfrågor varav hälsofrågor är en.

I arbetet med hälsofrågor är följande utmaningar i fokus:

- Förhindra att miljörelaterad ohälsa uppkommer
- Förhindra att sjukdomssymptom förvärras av föroreningar i miljön
- Förbättra förutsättningarna för god hälsa i samhällsplaneringen

Hälsorelaterad miljöövervakning sker ofta i mindre utsträckning än annan miljöövervakning i länen. Det beror på dels att det är ett komplext område att övervaka, dels på att hälsa är beroende av många fler faktorer än de som regionen råder över. I flera fall är det mer givande att bedriva den hälsorelaterade miljöövervakningen på nationell nivå än regional nivå.

Kartläggning av miljötillståndet

För att få en så systematisk genomgång som möjligt av de delar som Länsstyrelsen har ansvar för använder vi de miljökvalitetsmål som följer upp hälsa: *Frisk luft, Giftfri miljö, Säker strålmiljö, Grundvatten av god kvalitet och God bebyggd miljö*.

Till dessa mål hör 29 indikatorer som används för att bedöma hur vi uppnår både delmål och miljökvalitetsmål. Några av indikatorerna är exempelvis ”Antal sömnstörda av buller”, ”Radon i småhus” och ”Bensen i luft”.

Projektets underlag sammanfattar det nationella miljötillståndet, de kända hälsoriskerna och riktvärdena. Det regionala miljötillståndet i varje län beskrivs med hjälp av miljömålsuppföljningen och miljöövervakningen. I de fall det är möjligt beskriver vi även situationen för varje kommun. Underlaget ligger sedan till grund för en hälsoriskbedömning som Arbets- och miljömedicin utför i ett eventuellt fortsättningsprojekt.



Frisk luft, Giftfri miljö, Säker strålmiljö, Grundvatten av god kvalitet och God bebyggd miljö.

Vad kommer underlaget att säga?

Vårt underlag ska kunna användas för att identifiera särskilt utsatta områden där vi ska prioritera åtgärder. Vi ska också kunna identifiera områden som inte behöver lika mycket övervakning och åtgärder. Underlaget lyfter fram hälsoaspekten så att den blir en större del av den miljöövervakning som bedrivs i dag. Avsikten är också att hitta en modell för att med en begränsad insats kunna

ta ställning till och avgränsa den regionala hälsorelaterade miljöövervakningen, t.ex. inför uppdatering av det regionala miljöövervakningsprogrammet. Förhoppningen är också att kunna ta fram regionala delmål och indikatorer.

När underlaget är komplett med en kartläggning över både miljötillstånd och en hälsoriskbedömning börjar arbetet med att prioritera och ta fram möjliga åtgärds- och övervakningsprogram i länen. I de fall det är möjligt kan projekt drivas inom ramen för miljösamverkan mellan de inblandade länsstyrelserna och kommunerna.

Referenser

1. Program för hälsorelaterad miljöövervakning i Västra Götalands län, 2005:18.
2. Uppföljning av hälsorelaterade miljö kvalitetsmål, 2002, Landstinget i Jönköpings län.
3. Hälsifrågor, en självklar del av miljöarbetet, 2007, Socialstyrelsen.
4. Slutrapport, de tio viktigaste miljöåtgärderna för att förbättra hälsan hos befolkningen i Stockholms län, 2005.

Lägesrapport från ett av landets mest
förorenade områden



Exponering för PCB, bekämpningsmedel och tungmetaller i ett brukssamhälle

Ingela Helmfrid, Arbets- och miljömedicin, Universitetssjukhuset i Linköping

Marika Berglund, Institutet för miljömedicin, Karolinska Institutet

Gun Wingren, Arbets- och miljömedicin, Hälsouniversitetet, Linköping

Projektet ska verifiera det biologiska upptaget av metaller, PCB och bekämpningsmedel i blodet, urinen och håret hos befolkningen i ett känt förorenat område. I undersökningen kommer vi att titta på sambandet mellan beräknat intag, utifrån enkäter och uppmätta halter i den lokala födan, och uppmätta halter i de biologiska proverna.

Denna pågående studie är ett pilotprojekt och utgör grunden till ett kommande förslag på gemensamt delprogram där metodutveckling kring hälso-relaterad miljöövervakning bland befolkningar i förorenade områden ingår. En fortsättningsstudie inom HÄMI har planerats i glasbruksområden.

I Sverige finns ca 80 000 identifierade förorenade områden¹. Ett av det mest förorenade området är den mer än 350-åriga mässingstillverkningen i Gusum, Valdemarsviks kommun, Östergötland. Utsläppen till luft och vatten har varit rikliga. Länsstyrelsens undersökningar har påvisat mycket höga halter av zink, koppar, bly och kadmium i mark, vatten, grönsaker, rotfrukter, bär och svamp under 1970-, 1980- och 1990-talet. År 1981 införde Miljö- och hälsovårdsnämnden och Livsmedelsverket lokala kostråd om att man bör undvika att konsumera vegetabilier som växt inom 3 km radie från mässingsbruket.

I början av 1970-talet skedde av en olyckshändelse ett PCB-utsläpp i Gusumsån. Ett par år senare, efter larm från privatpersoner, togs prover på fisken från Gusumsån och sjön Byngaren. Då uppmättes ca 500 gånger högre PCB-halter i fisken än normalt^{2,3} och fiskeförbud infördes. Uppföljande analyser år 2006 av vegetabilier och fisk påvisade förhöjda halter men lägre än tidigare. Även de uppmätta halterna av kvicksilver i fisk tangerade gränsvärdet för konsumtion.

Trots tidigare kostråd konsumerar en del av befolkningen både lokalt odlad fisk, svamp och bär enligt en enkät i en epidemiologisk fall-kontrollstudie i området (pågående manuskript). I den epidemiologiska studien framkom överrisker för totalcancer, bröstcancer och lymfom för den som äter gädda och/eller abborre minst två gånger per månad. Det fanns även överrisker för bröstcancer bland kvinnliga blytlåsarbetare och metallarbetare, prostatacancer bland lantbrukare, samt prostatacancer och lymfom bland de som hade egen brunn före fem års ålder.

Provtagning, enkäter och analys

Utifrån enkätsvaren identifierades 76 högkonsumenter och 29 ickekonsumenter av lokal föda bland kontrollpersonerna. Dessa samt även 59 individer med cancer i lokalbefolkningen erbjöds att delta i provtagning för analys av metaller, PCB och bekämpningsmedel. Av de tillfrågade accepterade 94 individer provtagning (57 %), fördelat på ickekonsumenter (12 individer), högkonsumenter (63 individer) och cancerfall (19 individer).

I samband med provtagningen fick studiepersonerna svara på en kompletterande enkät om aktuella kostvanor, yrke, ev. användning av bekämpningsmedel, rökning, antal barn, amning, längd, vikt, sjukdomar och medicinering.

Resultaten från samtliga analyser är nu tillgängliga, inmatade och preliminära dataanalyser har påbörjats men är ännu inte utvärderade. Den slutliga statistiska bearbetningen, de epidemiologiska analyserna samt intagsberäkningarna beräknas pågå under det första halvåret 2011.

Referenser

1. <http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Efterbehandling-av-fororenade-omraden/Laget-i-landet---efterbehandling/>
2. Miljövårdsenheten, Länsstyrelsen i Östergötlands län. (2003). *Huvudstudie, Gusums Bruk AB, Valdemarsviks kommun*.
3. Helmfrid I., Hällsten A-L., Ståhlbom B., Hellström L. (2007). *Miljömedicinsk riskbedömning med avseende på konsumtion av analyserade vegetabilier, fisk och kräfter från Gusum*. Yrkes- och miljömedicinskt centrum, Linköping.

Pågående uppdrag 2010

Delprogrammet Luftföroreningar – exponeringsstudier

Personburen exponering kopplad till stationära mätningar – Stockholm
Institutet för miljömedicin, Karolinska Institutet, Ann-Sophie Merritt,
Anne-Sophie.Merritt@ki.se

Personburen exponering kopplad till stationära mätningar – Lindesberg
Landstinget Örebro, Håkan Westberg, Lennart Andersson,
hakan.westberg@orebroll.se, lennart.andersson@orebroll.se

Utvärdering av samverkan mellan pollen och luftföroreningar
Länsstyrelsen Västra Götaland, Hillevi Upmanis, hillevi.upmanis@lansstyrelsen.se

Framtagande av förslag till övervakningsprogram för effekter av partiklar
Linköpings universitet, Anders Ljungman, anders.ljungman@liu.se

Delprogrammet Luftföroreningar – besvär, hälsoeffekter

Studie av besök vid sjukhusens mottagningar kopplat till luftföroreningshalter
Umeå universitet, Bertil Forsberg, bertil.forsberg@envmed.umu.se

Exponering för tungmetaller i särskilt utsatta bruksmiljöer
Länsstyrelsen i Östergötland, Linda Tollemark, linda.tollemark@lansstyrelsen.se

Delprogrammet Biologiska mätdata metaller

Bly, kadmium och kvicksilver i blod hos barn – tidsserie
Lunds universitet, Staffan Skerfving, staffan.skerfving@med.lu.se

Kvicksilver i hår – tidsserie
Institutet för Miljömedicin, Marika Berglund, marika.berglund@ki.se

Metaller i blod – tidsserie
Umeå universitet, Ingvar Bergdahl, ingvar.bergdahl@envmed.umu.se

Halter av kadmium i urin hos två åldersgrupper kvinnor – Lund
Lunds universitet, Staffan Skerfving, staffan.skerfving@med.lu.se

Kvicksilver i hår hos gravida – Göteborg
Göteborgs universitet, Gerd Sällsten, gerd.sallsten@amm.gu.se

Delprogrammet Biologiska mätdata organiska ämnen

Mätningar av organiska ämnen i bröstmjölk

Livsmedelsverket, Sanna Lignell, sanna.lignell@slv.se

Provtagning och analys i anslutning till kostenkät

Livsmedelsverket, Helene Enghardt-Barbieri, helene.enghardt.barbieri@slv.se

Exponering i invandrartäta områden

Göteborgs universitet, Gerd Sällsten, gerd.sallsten@amm.gu.se

Övrigt

Utvärdering och publicering av data

Naturvårdsverket, Britta Hedlund, britta.hedlund@naturvardsverket.se

Workshop

Göteborgs universitet, Lars Barregård, lars.barregard@amm.gu.se

Datavärd

Resultat från miljöövervakningens undersökningar lagras hos datavärddar.

Datavärd för området Hälsorelaterad Miljöövervakning är Institutet för Miljömedicin, Karolinska Institutet.

Kontaktperson: Marika Berglund, marika.berglund@ki.se

Länkar till alla datavärddar hittar du på

<http://www.naturvardsverket.se/sv/Tillstandet-i-miljon/Miljoovervakning/Miljoovervakningsdata/>

NATURVÅRDSVERKET

Denna rapport är utgiven av Enheten för miljöövervakning, Naturvårdsverket.
Författarna ansvarar för innehållet i respektive text.

Naturvårdsverket

Telefon: 08-698 10 00, fax: 08-20 29 25

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 STOCKHOLM

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-6392-4

© Naturvårdsverket 2010

Grafisk form och foto: INFAB

Hälsorelaterad miljöövervakning – årsrapport 2010

Inom ramen för Miljöövervakningens programområde Hälsorelaterad Miljöövervakning hölls den 14–15 september 2010 en workshop i Göteborg. Syftet med workshopen var bland annat att presentera aktuella resultat och diskutera gemensamma frågor.

Denna årsrapport innehåller bidrag från föredragshållarna på workshopen. Bidragen beskriver de aktuella resultaten inom programområdet och de aktuella frågor som rör yttre och miljörelaterad hälsa.

Respektive författare ansvarar för innehållet i de olika avsnitten.



Naturvårdsverket

Telefon: 08-698 10 00, fax: 08-20 29 25

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se