

Rapport till Naturvårdsverket

Miljöövervakningsprojekt: Cancerframkallande ämnen i tätortsluft – personlig exponering, individrelaterade stationära mätningar och bakgrundsmätningar i Göteborg 2000.

Gerd Sällsten docent, 1:e yrkeshygieniker
Jonas Björklund fil kand, kemist
Olof Johansson, fil mag, kemist
Jens Melin tekn lic, yrkeshygieniker
Roger Lindahl, med dr, kemist
Carina Loh, fil mag, kemist
Conny Östman, docent, kemist
Lars Barregård, adj. professor, överläkare

Yrkes- och miljömedicin, Göteborg september 2001

Innehållsförteckning

SAMMANFATTNING	3
PROJEKTETS SYFTE.....	4
BAKGRUND.....	4
MATERIAL OCH METODER	5
URVAL AV FÖRSÖKSPERSONER	5
EXPONERINGSMÄTNINGAR	6
<i>Allmänt om provtagningen</i>	6
<i>Bensen</i>	6
<i>Aldehyder</i>	6
<i>1,3-Butadien</i>	7
<i>PAH</i>	7
BAKGRUNDSMÄTNINGAR.....	7
ANALYSER.....	8
<i>Bensen</i>	8
<i>Aldehyder</i>	8
<i>NO₂ och ozon</i>	8
<i>1,3- Butadien</i>	8
<i>PAH</i>	9
BAKGRUNDSINFORMATION.....	9
STATISTISKA METODER.....	9
RESULTAT	10
BAKGRUNDSDATA.....	10
BAKGRUNDSMÄTNINGAR.....	10
INDIVIDRELATERADE MÄTNINGAR	11
BENSEN	11
FORMALDEHYD	13
ACETALDEHYD.....	15
PAH.....	16
DISKUSSION	18
BENSEN	18
FORMALDEHYD	19
ACETALDEHYD.....	19
BENS(A)PYREN	20
BAKGRUNDSMÄTNINGAR AV NO ₂ OCH O ₃	20
VARIABILITET OCH MÄTSTRATEGI.....	20
VALIDITET.....	21
FORTSATT UTVÄRDERING	21
TACK	21
REFERENSER	22

Sammanfattning

Allmänbefolkningens exponering för några cancerframkallande ämnen undersöktes i Göteborg under oktober-november 2000 hos 40 slumpvis utvalda individer under sex dygn. Både personburna och andra individrelaterade mätningar (i sovrum och utanför bostaden) av bensen, formaldehyd, acetaldehyd, butadien och polycykliska aromatiska kolväten (PAH) utfördes. Dessutom skedde samtidigt mätningar vid två stationära mätplatser i Göteborgs centrum. För samtliga ämnen förutom PAH användes diffusionsprovtagare. Sammanlagt utfördes 60 personburna mätningar och mer än 100 prover har analyserats på bensen och aldehyder. PAH har analyserats på ett 25-tal prover.

Medianvärdet för samtliga personburna mätningar av bensen var $1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (95 % konfidensintervall $0,9-1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$), något högre vid de personburna mätningarna jämfört med samtliga stationära mätningar i sovrum och utanför bostäder. Bensenexponeringen låg under den lågrisknivå för bensen ($1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) som Institutet för miljömedicin angivit och lägre än tidigare undersökningar på allmänbefolkning i Göteborg och Borås. Sänkningen beror troligen på att bensenhalten i bensen reducerats fr.o.m. januari 2000 men andra faktorer som modernare bilpark och vädervariationer kan också ha inverkat.

Medianvärdet för formaldehyd var $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (95 % konfidensintervall $17-26 \mu\text{g}/\text{m}^3$) för samtliga individer. Sovrumshalterna var något högre medan halterna i utomhusluft var låga, median $3,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Det fanns en hög korrelation mellan resultaten av de personburna mätningarna och sovrums-mätningarna. Personer boende i enfamiljshus hade klart högre halter jämfört med boende i flerfamiljshus, median $31 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mot $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Motsvarande gällde även för sovrums-mätningarna. De uppmätta halterna överensstämmer med ett fåtal tidigare data från allmänbefolkning. Halterna ligger inom det intervall som IMM angivit som lågrisknivå ($12-60 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Låga acetaldehydhalter uppmättes både personburet ($2,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$), i sovrummen och utomhus (samtliga utomhusmätningar låg under detektionsgränsen). Klart högre nivåer har redovisats från Frankrike och Finland och skillnaderna bör utredas vidare. För acetaldehyd finns ingen lågrisknivå angiven, men de exponeringsnivåer som uppmätts i allmänbefolkning både i Sverige och utomlands ligger långt under de halter som ger irritativa effekter.

Medianvärdet för bens(a)pyren var $0,07 \text{ ng}/\text{m}^3$ för de personburna mätningarna och halterna vid sovrums-mätningarna var snarlika. Genomsnittsexponeringen låg under det riktvärde WHO angett för Europa på $0,1 \text{ ng}/\text{m}^3$. I bostäder med rökare var medianhalten i sovrummen signifikant högre ($0,24 \text{ ng}/\text{m}^3$, $N=4$) än hos icke-rökare ($0,06 \text{ ng}/\text{m}^3$, $N=15$).

De stationära bakgrundsmätningarna visade liknande bensenhalter som vid de personburna mätningarna men klart lägre halter av både formaldehyd och acetaldehyd.

Projektets syfte

- att värdera allmänbefolkningens exponering för några väsentliga cancerframkallande luftföroreningar vad avser genomsnitt och spridning mellan och inom individer
- att försöka kvantifiera betydelsen av rökvanor, trafiksituation och andra potentiella källor
- att ge underlag för en (förbättrad) riskvärdering för allmänbefolkningen
- att jämföra personlig exponering med halter i bakgrundsluft.

Bakgrund

En större ort väljs varje år i Naturvårdsverkets program för hälsorelaterad för miljöövervakning och år 2000 utfördes undersökningen i Göteborg. Uppdraget kommer att växla mellan olika platser i Sverige. Efter några år återkommer mätprojektet till samma stad, så att såväl tidstrender som skillnader mellan städer kan belystas.

Cancerframkallande luftföroreningar i tätortsmiljö är ett väsentligt område för miljöövervakningen inom programområdet Hälsa. Mätningar av dessa ämnen måste göras för att kunna värdera miljömålet "Frisk luft". I miljöhälsoutredningen (SOU 1996:124) rekommenderas mätningar av en rad ämnen. Beträffande cancerframkallande ämnen gäller det eten, propen, bensen, formaldehyd, acetaldehyd och PAH, speciellt bens(a)pyren.

Stationära mätningar av vissa cancerframkallande ämnen görs i Sverige, ofta i taknivå. Risken för människor beror emellertid på *personlig* exponering och riskvärderingar som underlag för eventuella gränsvärden eller riktvärden i utomhusmiljö bör för dessa ämnen baseras på populationernas personliga exponering. För att bedöma risken för människor krävs därför att man undersöker exponering eller visar att denna kan skattas genom bakgrundsmätningar ovan tak. Mätningar av personlig exponering är betydligt mera resurskrävande än stationära mätningar i olika punkter i omgivningen, men undersökningar från andra länder har visat att nivåerna personburet och ovan tak kan vara mycket olika.

Urvalet av ämnen har sin grund i hur spridd hanteringen och exponeringen är, IMM:s riskbedömningar samt i vilken utsträckning mät- och analysmetoder finns tillgängliga. **Bensen** är ett vida spritt ämne med säkerställd cancerframkallande effekt och finns i motorbensin och -avgaser. Det alstras också vid vedeldning och i cigarettök. Gränsvärdet för utomhusmiljö är under utarbetande i Sverige och inom EU. En minskning av bensenhalten i bensin pågår och effekterna av sådana åtgärder bör undersökas. **Alken**exponering hos allmänbefolkning har ej undersökts. De lättaste alkenerna är svåra att provta i låga halter. Utifrån det begränsade materialet i form av djurstudier och uppskattningar av befolkningens exponering som finns, har IMM bedömt att **1,3-butadien** (IARC grupp 2A, probably carcinogenic to humans) är den alken som innebär störst cancerrisk för allmänbefolkningen i Sverige. **Formaldehyd** anses också vara cancerframkallande (IARC grupp 2A). Det finns få mätdata i utomhusluft men exponeringen tycks vara högre inomhus. Få exponeringsmätningar har gjorts i allmänbefolkningen. **Acetaldehyd** är också ett

misstänkt cancerframkallande ämne (IARC grupp 2B, men klassad i samma grupp som formaldehyd av National Toxicology Program i USA). Det kan analyseras med samma typ av personliga provtagare som formaldehyd. Polycykliska aromatiska kolväten, *PAH*, alstras vid förbränning av organiskt material inklusive ved, dieselbränsle och bensin. En del mätningar finns i gatumiljö, men mycket få individuella exponeringsmätningar i allmänbefolkningen. Många enskilda PAH är dokumenterat cancerframkallande, t.ex. benz(a)pyren och flera ”blandningar” som sot och koltjära klassas i grupp 1 (Carcinogenic to humans) av IARC. Cancerframkallande PAH finns både i gasfas och i partikelfas.

Material och metoder

Eftersom huvudsyftet var att övervaka allmänbefolkningens exponering utfördes mätningar på slumpvis utvalda personer från allmänbefolkningen. Genom upprepade mätningar hos samma individer erhöles ett mått på hur nivåerna varierar inom och mellan individer. Mätningar gjordes även vid två fasta mätstationer i centrala Göteborg för att belysa nivåerna i urban bakgrund. Dessutom utökades undersökningen i Göteborg med stationära mätningar i och utanför bostaden hos en del av försökspersonerna (finansierat med medel från Västra Götalandsregionen). Tillstånd från etisk kommitté inhämtades från etiska kommittén vid Göteborgs Universitet (Dnr Ö 408-00).

Urval av försökspersoner

Personer mellan 20–50 år boende i Göteborgs kommun slumpades från folkbokföringsregistret. Åldersgränserna valdes för att omfatta personer i yrkesaktiv ålder. Målet var att få 40 deltagare. Födelsedag (1-31), månad (1-12) och födelseår (1950-1980) slumpades och av personer som var födda samma år och dag slumpades en ut.

Ett informationsbrev där studien beskrevs sändes till 63 slumpmässigt utvalda individer. I en första omgång sändes brev till cirka 50 personer och därefter i omgångar ytterligare brev för att nå 40 deltagare. Bland de 63 personerna fanns 7 som inte längre bodde i Göteborg. De kvarvarande kontaktades per telefon och om detta ej lyckades per brev eller vid personligt besök i bostaden. Kontakt erhöles med 54 personer, medan 2 ej kunde nås via telefon eller brev, trots påminnelse. Av dem som kontaktats accepterade 40 att delta i studien, medan 14 avstod då de inte hade tid, var bortresta eller p g a språksvårigheter. Andelen som accepterade att delta i undersökningen var således 71 % (40/56) av målgruppen.

Exponeringsmätningar

Allmänt om provtagningen

Personburen provtagning för **bensen, butadien och aldehyder** gjordes under 6 på varandra följande dygn. Ett schema gjordes där provtagning hos 2-7 personer påbörjades per dag (måndag, onsdag, fredag). Fp fick en provtagningstid, även om vederbörande var bortrest del av tiden. Om försökspersonen överhuvudtaget inte var i Göteborg under den aktuella mätperioden valdes en annan mätperiod. Lördagar och söndagar ingick med en andel som ungefär motsvarar helgdagars relation till vardagar.

Under mätperioden provtogs **PAH** i sovrummen under ett dygn hos 10 av de slumpvis utvalda försökspersonerna och hos 10 personer anställda vid Yrkes- och Miljömedicin. Hos de senare gjordes även 10 personburna mätningar under samma dygn som sovrumsmätningarna. Under natten flyttades provtagaren från sovrum till vardagsrum, för att förhindra att bullret från pumpen skulle störa nattsömnerna.

Upprepad personburen mätning gjordes inom 3-4 veckor av bensen, butadien och aldehyder hos 20 av individerna. Totalt utfördes således mätningar på 40 individer. Det utfördes 40 + 20 personburna provtagningar av bensen och aldehyder, 20 + 20 provtagningar av butadien samt 10 av PAH. Stationärt i sovrummen gjordes 20 PAH-mätningar.

Med medel från Västra Götalandsregionen utfördes även stationära mätningar i sovrummet och utanför bostaden av bensen och aldehyder hos 20 av försökspersonerna samtidigt med de personburna mätningarna. Även dessa resultat presenteras i denna rapport.

Samtliga mätningar utfördes mellan 9 oktober och 8 december. Försökspersonerna fick en särskild provtagningsinstruktion för diffusionsprovtagarna och PAH-mätningarna.

Bensen

Vid mätning av bensen användes diffusionsprovtagare från Perkin-Elmer. Denna består av ett 90 mm långt stålrör fyllt med ca 300 mg adsorbent, i detta fall Tenax® TA (2,6-difenyl-pfenyloxidpolymer), som hålls på plats av stålnät. Vid lagring och transport är rören förslutna i båda ändar med muttrar. Provtagningen startas genom att den ena muttern ersätts av en tillsats. Denna tillsats är försedd med ett stålnät som resulterar i en definierad, turbulensfri diffusionssträcka in i adsorbenten. Provtagningen avslutas genom att diffusionstillsatsen tas av och ersätts av den avtagna muttern. Före och efter provtagning förvaras provtagarna inneslutna i aluminiumfolie i rumstemperatur.

Aldehyder

Provtagning av formaldehyd och acetaldehyd utfördes med modifierade GMD Model 570 provtagare. Dessa består av en polypropylenplatta, 20 x 30 x 5 mm. Provtagaren är försedd med 2 st glasfiberfilter, 20 x 20 mm, behandlade med ett reagens, DNPH (dinitrofenylhydrazin), ca

3.5 mg per filter (den kommersiella provtagaren innehåller ca 0.7 mg). Vid provtagningen reagerar aldehyderna med DNPH, vilket medför att den modifierade provtagaren har högre kapacitet än den kommersiellt tillgängliga GMD-provtagaren.

Det ena filtret i provtagaren fungerar som provblank, medan det andra filtret står i kontakt med den omgivande luften under provtagningstiden. Provtagningen startas genom att ett skydd skjuts över till blandsidan av provtagaren och låter provtagningsfiltret stå i kontakt med luften via små hål i provplattan. Vid avstängning skjuts skyddet tillbaka. Före och efter provtagning förvaras provtagaren i frys i en aluminiumlaminatpåse som levereras tillsammans med provtagaren.

1,3-Butadien

Vid butadienprovtagningen användes 3M OVM (organic vapor monitoring) 3500 dosimetrar. Provtagaren är 45 mm i diameter med tjockleken 12 mm. Ytan på provtagaren är försedd med en finporig folie. Under denna, på ett definierat avstånd, finns ett absorberande kolfilter. Provtagningen startas genom att burken som provtagaren levereras i öppnas. Provtagningen avslutas genom att folien ersätts med ett medföljande plastskydd. Därefter placeras provtagaren åter i sin burk. Före provtagning förvarades provtagaren i rumstemperatur, efter provtagning i frys.

Vi har valt en provtagare som använts i arbetsmiljösammanhang (Peltonen 1995), med en modifierad analysmetod, se nedan. Varken denna eller någon annan metod har dock validerats för låga butadien-halter i yttre miljö.

PAH

Vid PAH-provtagningen användes aktiv (pumpad) provtagning med provtagare från Institutionen för analytisk kemi vid Stockholms universitet. Denna är cylinderformad, 65 mm lång med en maximal diameter på 32 mm. Provtagaren innehåller ett glasfiberfilter, 25 mm i diameter, och efter detta två cylinderformade polyuretanadsorbenter (PUF), 15 mm i diameter och 15 mm långa. På filtret uppfångas de partikulära föreningarna medan de gasformiga PAH-föreningarna uppfångas på polyuretanadsorbenterna.

Mätningen startas genom att koppla provtagaren till en pump, ta av locket på provtagaren och starta pumpen. Pumpens flöde (2 l/min) kontrolleras genom att till provtagaren koppla en flödesadapter och rotameter. Vid avslutning av provtagningen kontrolleras flödet, därefter stängs pumpen av och locket placeras åter på provtagaren. Provtagaren förvarades i rumstemperatur före provtagning och i kylskåp efter provtagning.

Bakgrundsmätningar

Stationära mätningar utomhus genomfördes under samma period som exponeringsmätningarna på två platser i Göteborgs centrum: dels på Femman-husets tak = Mät punkt för Göteborgs Miljöförvaltning och dels vid Kungssportsplatsen = IVLs mät punkt i Urban-nätet. Det gjordes 10

mätningar (fem på vardera platsen) av bensen, aldehyder, butadien, PAH, NO₂ och ozon. Mätningarna utfördes under fem veckor med en veckas provtagningstid, med undantag för PAH, där denna uppgick till tre dygn.

Provtagaren som användes för mätning av NO₂ och ozon var diffusionsprovtagare som tillhandahölls och analyserades av IVL (Ferm och Svanberg 1998, Ferm 1998).

Analyser

Bensen

Analyserna av bensenproverna utfördes vid laboratoriet på Yrkes- och miljömedicin vid Sahlgrenska Universitetssjukhuset i Göteborg. De utfördes med automatisk termisk desorption kopplad till en gaskromatograf försedd med flamjonisationsdetektor (FID). Minsta detekterbara mängd angavs till 0.6 ng/prov. Perkin Elmer provtagarnas upptagningshastighet är bestämd till 0.6 l/dygn, vilket ger en detektionsgräns på 0.2 µg/m³ för sexdygnsmätningarna. Som kontrollprov vid kalibreringen användes en standard tillverkad av NMI i Holland. Överensstämmelsen anses acceptabel om skillnaden mellan kontrollprov och egen standard inte är större än ±5 %. Kontrollproverna från NMI som analyserades samtidigt med proverna visade i genomsnitt 102 % (N=10, range 95-108 %) av den mängd som uppgivits.

Aldehyder

Samtliga analyser utfördes vid Arbetslivsinstitutet i Umeå (akrediterat för analys av formaldehydhydrason). Analyserna utfördes genom att formaldehyd- och acetaldehydhydrason eluerades från filtren genom skakning med acetonitril. Denna lösning separerades i ett vätskekromatografisystem och aldehyderna detekterades vid 365 nm (Levin och Lindahl 1994, Lindahl et al. 1996). Detektionsgränsen för metoden angavs till 0,1 µg/prov. Upptagshastigheten för acetaldehyd är bestämd till 17 ml/min och för formaldehyd till 25 ml/min. Detta ger en detektionsgräns för sexdygnsmätningarna på 1 µg/m³ för acetaldehyd och 0,5 µg/m³ för formaldehyd.

NO₂ och ozon

Samtliga analyser av kvävedioxid och ozon utfördes vid IVL i Göteborg (Ferm och Svanberg 1998 och Ferm 1998). Detektionsgränsen för NO₂ angavs till <0,5µg/m³.

1,3- Butadien

1,3-butadien skulle analyseras vid Yrkes- och miljömedicin vid Sahlgrenska Universitetssjukhuset i Göteborg med automatisk termisk desorption kopplad till en gaskromatograf försedd med flamjonisationsdetektor (FID). Proverna har dock ej analyserats ännu på grund av osäkerhet i analys- och mätmetoden. Utvärdering av provtagaren pågår.

PAH

Filter och adsorbent från PAH-provtagarna analyserades vid Institutionen för analytisk kemi, Stockholms universitet. Proverna Soxhletextraherades, renades upp med fastfasextraktion och analyserades därefter med GC-MS med högvolymsinjektionsteknik. Detektionsgränsen för bens(a)pyren var 6 pg/m^3 och kvantifieringsgränsen 20 pg/m^3 . Samtliga prover har ännu inte analyserats på grund av problem med analysutrustningen.

Bakgrundsinformation

Försökspersonerna fick svara på allmänna frågor i en enkät samt för varje provtagningsdygn fylla i en dagbok. Syftet med dagboken och enkäten var att belysa under hur stor del av mättiden försökspersonen vistats i hemmet, utomhus etc. samt förekomsten av aktiviteter som kan ha inneburit särskild exponering för de aktuella ämnena genom exempelvis rökning, bilkörning, vedeldning eller liknande.

Vädret under den aktuella perioden kartlades med avseende på temperatur och vind. Det gjordes dels genom registrering med Tinytag och dels genom att information hämtades från Miljöförvaltningen i Göteborg.

Statistiska metoder

Som mått på genomsnittskoncentrationer beräknades aritmetiskt medelvärde (AM), geometriskt medelvärde (GM) och medianvärde. För medianen beräknades även ett 95 % konfidensintervall (95 % KI). Vid beräkning av samband mellan två variabler användes Spearmans rangkorrelation. Vid jämförelse mellan grupper användes Wilcoxon's rangsummetest. För beräkning av variabilitet inom och mellan individer användes nested variansanalys. Vid beräkningarna har statistikprogrammet SAS använts. Som gräns för statistisk signifikans användes $p < 0,05$.

Resultat

Bakgrundsdata

Personburna mätningar utfördes på 40 individer, varav 27 kvinnor och 13 män. Medelåldern var 35 år (range 20-50 år). 11 personer var bosatta i villa eller radhus och 29 personer i lägenhet. 14 personer var rökare och 26 personer icke-rökare. Av icke-rökarna uppgav 10 personer att de utsatts för passiv tobaksrök men endast under en begränsad tid (≤ 3 timmar) under de sex dygnen.

Under mätperioden var genomsnittstiden för vistelse utomhus 8,3 (range 0,9-18,5) timmar vilket är knappt 6 % av den sex dygn långa mätperioden. Personerna vistades i hemmet under i genomsnitt 65 % av mättiden och den totala genomsnittstiden för vistelse inomhus var 131 (range 112-141) timmar, vilket utgör 91 %.

Under mätperioden var medeltemperaturen 8,8°C (range 3,9-17,5°C) med en medelvindhastighet på 4,3 m/s. Under mätperioden föll det mycket regn, i genomsnitt 6 mm/dygn under oktober och november.

Bakgrundsmätningar

Resultaten från de stationära veckomätningarna utomhus i centrala Göteborg under fem veckor redovisas i tabell 1. Vid åtta mättillfällen skedde parallell bensenmätning med rör (även här Tenax) som levererades och analyserades av IVL. Medianhalten på proven analyserade av IVL blev 1,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (range 1,0-2,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) vilket kan jämföras med motsvarande prover analyserade vid Yrkes- och miljömedicin vilka gav 1,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (range 0,9-1,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Tabell 1. Luftföroreningskoncentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid två stationära mätplatser i centrala Göteborg under mätperioden 10 oktober –14 november 2000.

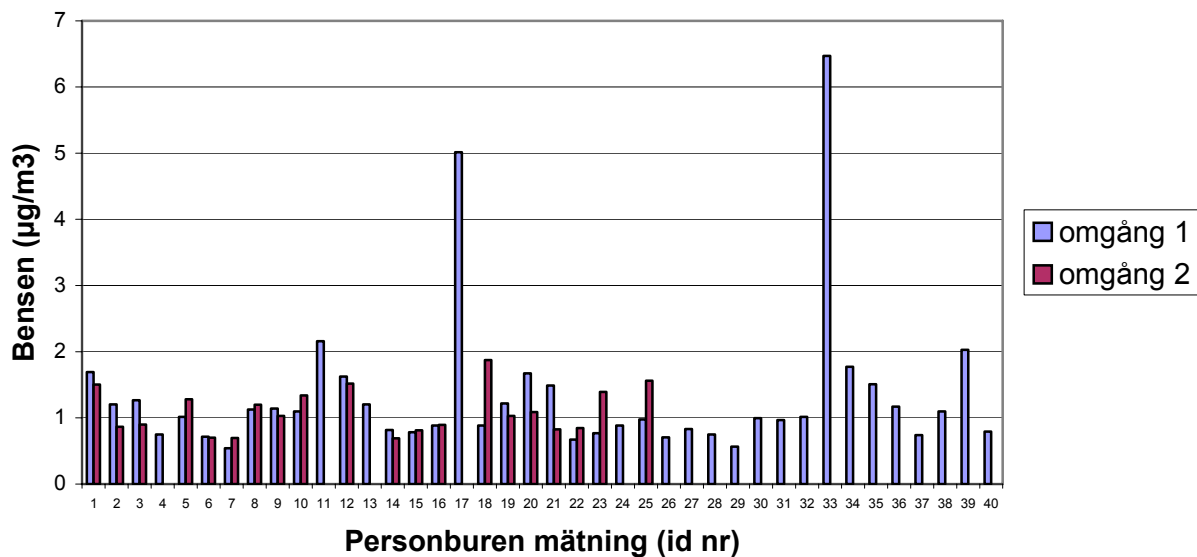
Ämne	Femmans hustak		Kungsportsplatsen	
	Median	range	Median	range
Bensen	1,1	0,9-1,5	1,1*	0,9-1,6
Formaldehyd	2,7	1,8-4,6	2,0	0,9-3,9
Acetaldehyd	<1	-	<1	-
NO ₂	20	17-22	21*	19-24
O ₃	38	30-64	33	27-50

* Resultat från fyra mätveckor på grund av förlust av ett prov.

Individrelaterade mätningar

Bensen

Samtliga mätresultat från de personburna mätningarna av bensen framgår av figur 1. Spridningen mellan olika mätningar hos samma individ kan ibland vara stor. Beräkningar av variabiliteten inom- och mellan individer visade att inom-individvariabiliteten (variabiliteten mellan bensen-exponeringen vid olika mättillfällen hos samma individ) utgjorde 58 % av den totala variabiliteten.



Figur 1. Bensenkoncentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid personburna mätningar. Upprepade mätningar utfördes på 20 personer (omgång 2).

I tabell 2 redovisas medelvärden för de personburna mätningarna på samtliga individer och resultaten vid de upprepade mätningarna. I tabell 3 presenteras resultaten från de mätningar som samtidigt utfördes personburet, i sovrummet och utanför bostaden. Medianvärdet för samtliga personburna mätningar var $1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ med ett 95 % konfidensintervall (95 % KI) på $0,9\text{-}1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Vid de två mättillfällena var genomsnittskoncentrationen lika (tabell 2). Däremot fanns ingen signifikant korrelation mellan bensenkoncentrationen vid de två mättillfällena.

Genomsnittskoncentrationen av bensen var något högre vid de personburna mätningarna jämfört med resultaten från de samtidiga stationära mätningarna i individernas sovrum och utanför bostaden (tabell 3). Skillnaden mellan de personburna mätningarna och sovrumsmätningarna var statistiskt signifikant. Resultaten från de personburna mätningarna korrelerade väl med både sovrumsmätningarna ($r_s=0,86$, $p<0,001$) och utomhusmätningarna ($r_s=0,72$, $p=0,004$).

Tabell 2. Bensenkoncentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid **personburna** mätningar. I tabellen redovisas aritmetiskt medelvärde (AM), geometriskt medelvärde (GM), geometrisk standarddeviation (GSD) och medianen samt lägsta och högsta värde (range). Resultaten för personer med upprepade mätningar (omg1 och omg2) redovisas även.

	AM	GM	GSD	Median	range
Alla individer omg1, N=40	1,3	1,1	1,7	1,0	0,5-6,5
Individer (upprepade) omg1, N=20	1,1	1,0	1,4	1,1	0,5-1,7
Individer (upprepade) omg2, N=20	1,1	1,1	1,4	1,0	0,7-1,9

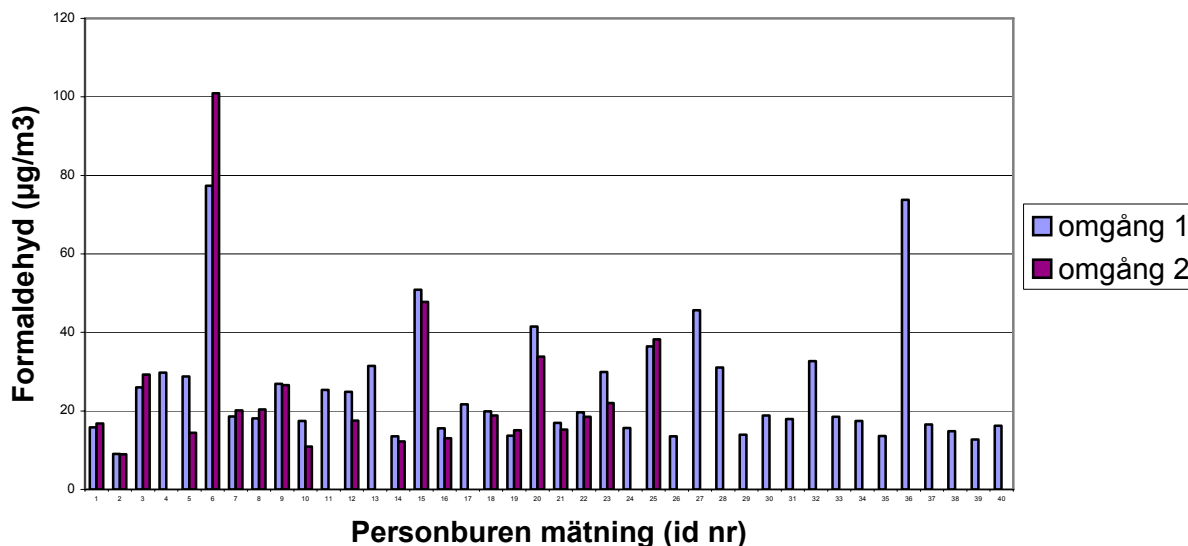
Tabell 3. Bensenkoncentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid mätningar utförda personburet, i individens sovrum samt utanför bostaden under samma mätperiod för 20 individer. I tabellen redovisas aritmetiskt medelvärde (AM), geometriskt medelvärde (GM), geometrisk standarddeviation (GSD) och medianen samt lägsta och högsta värde (range).

	AM	GM	GSD	Median	range
Personburet	1,3	1,1	1,7	0,9	0,5-5
Sovrum	1,1	0,8	1,9	0,8	0,4-6
Utanför bostaden	0,9	0,9	1,3	0,9	0,5-1,8

Det fanns ingen skillnad i bensenexponering mellan kvinnor och män. Bensenkoncentrationen bland rökare (N=14) var signifikant högre ($p=0,003$) jämfört med icke-rökare som utsatts för passiv rök i mindre än en timme (N=21). Mediankoncentration för rökarna var $1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och för dessa icke-rökare $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Inverkan av vissa andra enskilda parametrar såsom tankning av bil, vistelse i område med mycket trafik eller om man färdats med bil eller buss i större utsträckning var liten och inte statistiskt signifikant. Bensenhalten i sovrum var signifikant högre ($p=0,03$) i flerfamiljshus ($0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) jämfört med enfamiljshus ($0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Den individ som hade den högsta exponeringen ($6,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) var rökare, hade tankat bilen (60 l) och vistats i bostad med vedeldning under 19 timmar.

Formaldehyd

Samtliga mätresultat från de personburna mätningarna av formaldehyd framgår av figur 2. Vid beräkning av variabiliteten inom och mellan individer berodde 90 % av den totala variabiliteten på variationen i formaldehydexponering mellan olika individer.



Figur 2. Formaldehydkoncentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid personburna mätningar. Upprepade mätningar utfördes på 20 personer (omgång 2).

I tabell 4 redovisas resultaten av de personburna mätningarna av formaldehyd. Medianen för samtliga individer var $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ med ett 95 % KI på $17\text{-}26 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Genomsnittshalterna var samstämmiga vid de båda mätomgångarna och korrelationen mellan de två mätomgångarna var hög ($r_s=0,85$, $p<0,0001$). De högsta halterna, 77 respektive $101 \mu\text{g}/\text{m}^3$, uppmättes på samma individ vid de två mätomgångarna.

I tabell 5 presenteras resultaten från de mätningar som samtidigt utfördes personburet, i sovrummet och utanför bostaden. De högsta genomsnittshalterna erhöles i sovrummen (median $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$) medan formaldehydkoncentrationen utomhus var låg, median $3,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Samtliga skillnader var signifikanta. En god korrelation erhöles mellan resultaten av de personburna mätningarna och sovrumsmätningarna ($r_s=0,81$, $p<0,001$). Sovrumshalten var $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för den person som vid den parvisa personburna mätningen hade $77 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Det fanns ingen signifikant skillnad i formaldehydexponering mellan kvinnor och män. Personer boende i enfamiljshus hade klart högre halter jämfört med boende i flerfamiljshus, median $31 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mot $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($p=0,01$). Motsvarande gällde även för sovrumsmätningarna hos boende i en- och flerfamiljshus (38 mot $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $p=0,007$).

Tabell 4. Formaldehydkoncentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid **personburna** mätningar. I tabellen redovisas aritmetiskt medelvärde (AM), geometriskt medelvärde (GM), geometrisk standarddeviation (GSD) och medianen samt lägsta och högsta värde (range). Resultaten för personer med upprepade mätningar (omg1 och omg2) redovisas även.

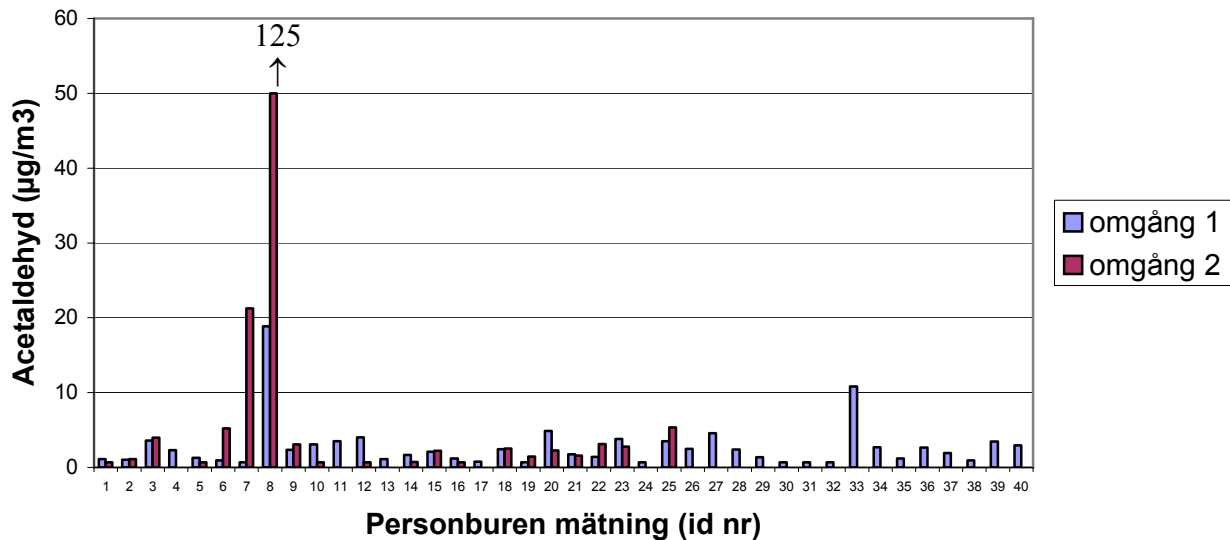
	AM	GM	GSD	Median	range
Alla individer omg1, N=40	25	22	1,6	19	9-77
Individer (upprepade) omg1, N=20	26	23	1,7	20	9-77
Individer (upprepade) omg2, N=20	25	21	1,8	19	9-101

Tabell 5. Formaldehydkoncentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid mätningar utförda personburet, i individens sovrum samt utanför bostaden under samma mätperiod för 20 individer. I tabellen redovisas aritmetiskt medelvärde (AM), geometriskt medelvärde (GM), geometrisk standarddeviation (GSD) och medianen samt lägsta och högsta värde (range).

	AM	GM	GSD	Median	range
Personburet	26	23	1,6	21	14-77
Sovrum	31	28	1,6	26	10-80
Utanför bostaden	3,1	2,8	1,9	3,3	<0,5-4,3

Acetaldehyd

Samtliga mätresultat från de personburna mätningarna av acetaldehyd framgår av figur 3. I denna undersökning utgjorde inom-individvariationen 59 % av den totala variabiliteten.



Figur 3. Acetaldehydkoncentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid personburna mätningar. Upprepade mätningar utfördes på 20 personer (omgång 2).

I tabell 6 redovisas resultaten av de personburna mätningarna av acetaldehyd. Medianen för samtliga personburna mätningar var $2,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (95%KI $1,2-2,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Skillnaden i medianhalt var inte stor mellan mätomgångarna. En individ uppvisade vid båda mättillfällena en klart högre exponering (19 respektive $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Han arbetade som bagare och var under mätomgång 2 på sitt arbete under totalt 73 timmar.

I tabell 7 presenteras resultaten från de mätningar som samtidigt utfördes personburet, i sovrummet och utanför bostaden. Samtliga utomhusmätningar låg under detektionsgränsen på $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Det fanns en måttlig korrelation mellan de personburna mätresultaten och sovrums-mätningarna ($r_s=0,46$, $p=0,04$).

Tabell 6. Acetaldehydkoncentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid **personburna** mätningar. I tabellen redovisas aritmetiskt medelvärde (AM), geometriskt medelvärde (GM), geometrisk standarddeviation (GSD) och medianen samt lägsta och högsta värde (range). Resultaten för personer med upprepade mätningar (omg1 och omg2) redovisas även.

	AM	GM	GSD	Median	range
Alla individer omg1, N=40	2,7	1,9	2,2	2,0	<1-19
Individer (upprepade) omg1, N=20	3,0	2,1	2,2	1,9	<1-19
Individer (upprepade) omg2, N=20	9,3	2,4	3,7	2,3	<1-125

Tabell 7. Acetaldehydkoncentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid mätningar utförda personburet, i individens sovrum samt utanför bostaden under samma mätperiod för 20 individer. I tabellen redovisas aritmetiskt medelvärde (AM), geometriskt medelvärde (GM), geometrisk standarddeviation (GSD) och medianen samt lägsta och högsta värde (range).

	AM	GM	GSD	Median	range
Personburet	2,1	1,7	1,9	1,5	<1-4,9
Sovrum	2,2	1,8	1,9	1,6	<1-5,3
Utanför bostaden*	-	-	-	<1	-

* Samtliga mätresultat $<1 \mu\text{g}/\text{m}^3$

PAH

I tabell 8 redovisas koncentrationen av bens(a)pyren för personburna mätningar och motsvarande sovrums-mätningar samt de sovrums-mätningarna som utfördes på allmänbefolkningen i Göteborg. Medianen för bens(a)pyren var $0,07 \text{ ng}/\text{m}^3$ för de personburna mätningarna och $0,06 \text{ ng}/\text{m}^3$ respektive $0,07 \text{ ng}/\text{m}^3$ för sovrums-mätningarna. I bostäder med rökare var medianhalten i sovrummen signifikant högre ($0,24 \text{ ng}/\text{m}^3$, N=4) än hos icke rökare ($0,06 \text{ ng}/\text{m}^3$, N=15). Resultaten för övriga PAH-kongener kommer att presenteras senare.

Tabell 8. Bens(a)pyrenkoncentrationen (ng/m^3) vid mätningar utförda personburet och i sovrum bland anställda vid YMK samt i sovrum hos 10 individer i allmänbefolkningen. I tabellen redovisas aritmetiskt medelvärde (AM), geometriskt medelvärde (GM), geometrisk standarddeviation (GSD) och medianen samt lägsta och högsta värde (range).

	AM	GM	GSD	Median	range
Personburet* (N=7)	0,09	0,06	2,2	0,07	0,03-0,26
Sovrum* (N=9)	0,08	0,06	2,3	0,06	<0,02-0,31
Sovrum (N=10)	0,13	0,09	2,5	0,07	0,02-0,39

*YMK anställda

Diskussion

Bensen

De låga bensenhalterna är ett intressant fynd, som skulle kunna visa betydelsen av miljöåtgärder för bättre luftkvalitet. Medianvärdet, $1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$, för de personburna mätningarna av bensen var klart lägre än i tidigare svenska undersökningar (Barregård et al 1999, Berglund och Khamas 1999, Sällsten et al 2000, Loh et al 2001). Två undersökningar i Göteborg under 1999 med samma mätmetod visade en genomsnittsexponering vid personburna mätningar på cirka $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Barregård et al 1999, Sällsten et al 2000). Även de stationära bakgrundsmätningarna gav nu en genomsnittskoncentration på $1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Sänkningen kan bero på att bensenhalten i bensin reducerats fr.o.m. januari 2000 till maximal tillåten nivå på högst 1 volyms %, men andra faktorer som modernare bilpark och vädervariationer kan också ha betydelse. Nederbörds mängden under oktober och november var klart större än motsvarande perioder under föregående år och genomsnittstemperaturen obetydligt högre. Vindstyrkan var däremot genomsnittlig för perioden. En nedåtgående trend stöds av resultaten från bakgrundsmätningar i urbanprojektet där det varit en sjunkande trend för samtliga provtagningsorter från 92/93 tom 99/00 (SCB 2000). Resultaten avseende vinterhalvåret 00/01 har inte publicerats ännu men genomsnittet för denna vinterperiod låg strax över $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vilket är något under genomsnittet för vintern 99/00. Månadsmedelvärdena var dock cirka 40 % lägre under perioden oktober-december 2000 jämfört med motsvarande period året innan (Karin Sjöberg, IVL, personlig upplysning).

Exponeringskällor för bensen antas främst vara exponering för bilavgaser, tobaksrök och vedeldning. Lågrisknivån för bensen har av Institutet för Miljömedicin (IMM) angivits till $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket baseras på en riskbedömning extrapolerad från personlig exponering vid yrkesexponering (Victorin 1998). De personburna mätningarna visade att genomsnittsexponeringen med 95 % sannolikhet låg under detta värde.

Medianen för bensen vid sovrums mätningarna låg något lägre än de personburna mätningarna, vilket var förväntat och överensstämmer med resultat från tidigare undersökningar (Gonzales-Flesca et al 1999, Cocheo et al 2000, Loh 2001, Skov 2001). Det fanns en hög korrelation mellan de personburna mätningarna och sovrums mätningarna, vilket även visats en tidigare undersökning i Hagfors (Loh 2001). Bensenhalten i sovrum var något högre i flerfamiljshus jämfört med enfamiljshus vilket eventuellt kan bero på skillnad i rökvanor eller trafiktäthet vid bostäderna.

Rökarna hade en högre bensenexponering än icke rökarna. Rökarna får förstås i sig en betydligt större mängd bensen till följd av att de även direkt inhalerar bensen i själva tobaksröken. I denna undersökning kunde vi inte se någon tydlig inverkan av faktorer som tankning av bil, vistelse i miljö med mycket trafik mm. Anledningen är troligen att dessa moment i tid endast utgör en liten andel av den totala mätperioden. För att belysa exponeringen för olika tillfälliga faktorer är det bättre med kortare provtagningsstider eller mätningar under själva momenten.

I tidigare undersökningar har bensenkoncentrationen utomhus i allmänhet varit klart lägre än vid de personburna mätningarna (Barregård et al 1999, Sällsten et al 2000, Cocheo et al 2000, Skov et al 2001). Resultaten från denna undersökning visade en liten skillnad mellan personburna och stationära mätningar utanför bostaden eller i bakgrunden. Anledningen kan vara slumpen eller att exponeringen från bilavgaser reducerats genom införande av lägre bensenhalt i bensin. I denna undersökning var exponering för vedrök sällsynt. Genom att analysera resultaten från denna och framtida miljöövervakningsundersökningar kommer vi att få en bättre kunskap om huruvida stationära bakgrundsmätningar av bensen belyser genomsnittsexponeringen hos allmänbefolkningen.

Formaldehyd

Medianvärdet, $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$, för de personburna mätningar av formaldehyd överensstämmer med tidigare undersökningar (Gonzales-Flesca et al 1999, Lindahl et al 1999, Sällsten et al 2000, Loh et al 2001, Jurvelin et al 2001). IMM har angett ett riktvärde på $12\text{-}60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för formaldehyd (Victorin 1998). Allmänbefolkningens exponering ligger inom detta område.

Medianvärdet för sovrumsmätningarna, $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ligger något högre än de personburna mätningarna, vilket kan förklaras med användningen av formaldehyd i material som finns i bostäder exempelvis färger, plaster, lim, gummi och spånplattor. Även i andra studier har man funnit högre formaldehydhalter inomhus (Gonzales-Flesca et al 1999, Sällsten et al 2000, Loh et al 2001, Jurvelin et al 2001). Liksom vid en tidigare undersökningar var formaldehydnivåerna högre i villor än i flerfamiljshus (Sällsten et al 2000).

Utomhuskoncentrationen av formaldehyd var låg, cirka $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket överensstämmer med nivåer uppmätta utomhus i Helsingfors (Jurvelin et al 2001). Bakgrundsmätningarna gav liknande formaldehydnivåer.

Nivåerna vid de personburna mätningarna och sovrumsmätningarna korrelerade väl med varandra vilket även visats i två andra studier (Loh et al 2001, Jurvelin et al 2001). Detta kan förklaras med att den största delen av den personburna exponeringen kommer från exponering i hemmen.

Acetaldehyd

De uppmätta nivåerna av acetaldehyd var låga. Medianvärdet, $2,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$, för de personburna mätningarna ligger något lägre än vad man tidigare funnit i Sverige med samma provtagare (Sällsten et al 2000, Loh et al 2001). Värdena är mycket lägre än vad som rapporterats från Frankrike och Finland där medelvärdena för personburna mätningar var $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respektive $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Gonzales-Flesca et al 1999, Jurvelin 2001).

Även sovrumsmätningarna av acetaldehyd visade på låga halter. Medianvärdet var $1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vilket är cirka 50 % lägre än tidigare undersökningar i Sverige (Sällsten et al 2000, Loh et al 2001). Både studien i Frankrike och Finland visar på betydligt högre inomhushalter av acetaldehyd, 25 respektive $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Gonzales Flesca et al 1999, Jurvelin et al 2001). Institutet

för Miljö kemi i Danmark uppger däremot att nivåerna för acetaldehyd i inomhusluft ligger mellan 1-3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Utomhushalterna, både utanför individernas bostäder och i urban bakgrund, låg i denna undersökning under detektionsgränsen för den använda metoden. I Helsingfors uppmättes en genomsnittshalt utomhus på cirka 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Jurvelin et al 2001). Acetaldehydnivåerna tycks vara högre inomhus än utomhus, vilket kan förklaras med industriell användning av acetaldehyd inom exempelvis pappersindustri och vid tillverkning av lim. Acetaldehyd bildas liksom formaldehyd vid förbränning. Skillnaderna i uppmätta halter i Sverige och utomlands bör utredas vidare. Olika provtagningsteknik har använts och ozon är ett ämne som kan påverka resultaten. Inverkan av olika byggnadsmaterial och innehåll i rengöringsmedel kan även spela roll.

För acetaldehyd finns ingen lågrisknivå angiven, men de exponeringsnivåer som uppmätts i allmänbefolkningen ligger långt under de nivåer som ger irritativa effekter (IARC 1999).

Bens(a)pyren

Mediankoncentrationen av bens(a)pyren var 0,07 ng/m^3 och detta ligger under det av WHO angivna riktvärdet för Europa för bens(a)pyren på 0,1 ng/m^3 (WHO 1999). När det gäller personburna mätningar hos allmänbefolkning finns i Sverige endast resultat rapporterade från två personer (Carstensen et al 1999). Mätningarna utfördes i Sundsvall och visade 4 respektive 20 ng/m^3 för bens(a)pyren. I en studie från USA (Chuang et al 1999) var inomhushalter av bens(a)pyren högre än utomhus (0,70 respektive 0,46 ng/m^3). I hem med rökare var halterna högre än i hem hos icke rökare. Mätningar utförda för miljöförvaltningen i Stockholm i taktiva våren 2000 visade 0,05 ng/m^3 medan halterna vid en trafikerad gata var 0,8 ng/m^3 (Brydolf 2001).

Bakgrundsmätningar av NO₂ och O₃

De uppmätta halterna av NO₂ och O₃ kan jämföras med genomsnittet för uppmätta halter under motsvarande månader från den senaste 10 årsperioden, NO₂ 28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och O₃ 26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Vår mätperiod är kortare än två månader och värdena är därför inte helt jämförbara. De riktvärden som finns för dessa ämnen anges för andra mätperioder (t.ex. halvårsmedelvärden).

Variabilitet och mätstrategi

Uppläggningsmetoden med upprepade mätningar hos samma individ gjorde det möjligt att skatta variabiliteten inom respektive mellan individer. I denna studie var mätperioden sex dygn och för bensen utgjorde inomindividvariation, 58 % av den totala variabiliteten. Detta är som förväntat lägre än vad man fann vid dygnsmätningar där inomindividvariationen utgjorde 86 % av den totala variabiliteten (Barregård et al 1999). Med längre mätperioder får man således en säkrare skattning av individens genomsnittsexponering. Reduktionen är dock mindre än vad man teoretiskt skulle förvänta, vilket kan bero på en större variabilitet i analysen vid lägre bensen-

halter. För formaldehyd var variabiliteten mellan individer den dominerande vid sexdygns-mätningarna vilket innebär att man inte vinner mycket på att upprepa mätningarna på samma individ. För formaldehyd är exponeringen inomhus, från byggnadsmaterial, textilier mm., den dominerande källan.

Om man vill skatta olika tillfälliga faktorerers betydelse för exponeringen är det bättre att använda kortare mätperioder. Om en person t.ex. tankat bilen en gång under en sexdygnsmätning (2 minuter med $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bensen) ger detta moment en ökningen av genomsnittshalten för bensen på endast $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Validitet

Urvalet av försökspersoner gjordes slumpmässigt och bortfallet var ej oacceptabelt stort (29 %) och då det i de flesta fall fanns rimliga orsaker till att utvalda personer ej kunde delta bedömer vi den undersökta gruppen vara representativ för befolkningen i Göteborg i aktuell ålder.

För mätning av bensen, formaldehyd, NO_2 och O_3 har mätningarna utförts med beprövade metoder. För acetaldehyd och PAH är erfarenheten av metoderna mer begränsad. Dock har nya, ännu ej publicerade, 7-dagars test vid provtagning av acetaldehyd givit resultat som ligger 15-20 % lägre än tidigare uppmätta provtagningshastighet. Mätmetoden för acetaldehyd bör dock utvärderas vidare. Ett fåtal mätningar av PAH hos allmänbefolkning har tidigare utförts i Sverige och i denna undersökning användes samma metod. För butadien pågår en validering.

Fortsatt utvärdering

Resultaten avseende butadien och övriga PAH-kongener kommer att presenteras senare. Ytterligare beräkningar av insamlade data kommer även att göras med multivariata metoder, där t.ex. rökvanor och bostadstyp m.m. tas med i beaktande.

Tack

Ett stort tack till samtliga försökspersoner som deltog i undersökningen. Tack även till IVL och Göteborgs miljöförvaltning för upplåtelse av plats för bakgrundsmätningarna. Undersökningen har finansierats av medel från Naturvårdsverket och Västra Götalandsregionen. Proverna har analyserats på flera olika institutioner och vi tackar Arbetslivsinstitutet i Umeå, Stockholms universitet och IVL Svenska miljöinstitutet AB för ett gott samarbete.

Referenser

Barregård L, Nordlinder R, Ljungkvist G, Söderholm A, Wahlström D, Lindskog A, Andersson J. BIG – Bensenexponering hos allmänbefolkning i Göteborg 1999. Rapport från Yrkesmedicin nr 77. Göteborg 1999.

Berglund T, Khamas A. Bensenexponering hos allmänbefolkning i Borås. Projektarbete. Läkarlinjen, Göteborgs Universitet, 1999.

Brown R. Environmental use of diffusive samplers: evaluation of reliable diffusive uptake rates for benzene, toluene and xylene. *Journal of environmental monitoring* 1999; 1:115-116.

Brydolf M. SLB-analys Rapport Nr1:01. Miljöförvaltningen i Stockholm, april 2001.

Chuang JC, Callahan PJ, Lyu CW, Wilson NK. Polycyclic aromatic hydrocarbon exposures of children in low-income families. *J Exp Environ Epidemiology* 1999;2:85-98.

Carstensen U, Yang K, Levin JO et al. Genotoxic exposures of potroom workers. *Scand J Work Environ Health*. 1999;25:24-32.

Cocheo V, Sacco P, Boaretto C, De Saeger E, Ballesta PP, Skov H, Goelen E, Gonzales N, caracena AB. Urban benzene and population exposure. *Nature* 2000; 404:141.

Ferm M, Svanberg P-A. Cost-efficient techniques for urban- and background measurements of SO₂ and NO₂. *Atmospheric environment* 1998;32 (8): 1377-1381.

Ferm M. (1998) Functioning and use of passive samplers. Proc. of the fourth CAAP Workshop, 9-12 Nov.1998 Chulalongkorn University, Bangkok, Thailand (eds. H. Rodhe, J. Boonjawat and G. Ayers) pp. 41-44.

Gonzales-Flesca N, Cicolella A, Bates M, Bastin E. Pilot Study of Personal, Indoor and Outdoor Exposure to Benzene, Formaldehyd and Acetaldehyd. *Environmental Science and Pollution Research* 1999; 6(2): 95-102.

IARC Monograph on the evaluation of carcinogenic risks for humans. 1999; 71:319-331.

Jurvelin J, Vartiainen, Jantunen M, Pasanen P. Personal exposure levels and microenvironmental concentrations of formaldehyde and acetaldehyde in the Helsinki metropolitan area, Finland. *J Air Waste Manage Assoc* 2001; 51:17-24.

Levin J-O, Lindahl R. Diffusive Air Sampling of Reactive compounds. *Analyst* 1994;119:79-83.

Lindahl R, Levin J-O, Mårtensson M. Validation of a Diffusive Sampler for the Determination of Acetaldehyd in Air. *Analyst* 1996; 121:1177-1181.

Lindahl R, Levin J-O, Järholm B. Self assessment as a method for determination of exposure to formaldehyde. Indoor air conference 1999; 4:453-458.

Loh C, Andersson C, Ferm M, Ljungkvist G, Lindahl R, Barregård L, Sällsten G. Vedrök i Hagfors – befolkningens exponering för luftföroreningar vintern 2000. Rapport från Yrkes- och miljömedicin nr 83. Göteborg 2001.

Peltonen K, Vaaranrinta R. Sampling and analysis of 1,3-butadiene in air by gas chromatography on a porous-layer open-tubular fused-silica column. J Chromatogr A 1995;710:237-241.

SCB. Luftkvalitet i tätorter vintern 1999/2000. Programmet för miljöstatistik, Stockholm dec 2000. Beställningsnummer MI 24 SM 0001.

Skov H, Hansen AB, Lorentzen G, Andersen HV, Löfström P, Christensen CS. Benzene exposure and the effect of traffic pollution in Copenhagen, Denmark. Atmospheric Environment 2001;35:2463-2471.

Sällsten G, Barregård L, Johansson A, Lindahl R, Loh C. Allmänbefolkningens exponering för aldehyder. Svenska Läkaresällskapets Handlingar, Hygiea 2000; 109: s 142. (För rapport avseende bensen och aldehyder se www.ymk.gu - rubrik cancerframkallande ämnen).

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

WHO. Air quality guidelines for Europe. Geneva 1999.