



## **Rapport från Yrkesmedicin nr 77**

### **BIG – Bensenexponering hos allmänbefolkning i Göteborg 1999**

**Lars Barregård, docent, överläkare**  
**Rolf Nordlinder, 1:e yrkeshygieniker**  
**Göran Ljungkvist, 1:e kemist**  
**Anna Söderholm, examensarbetare, Chalmers Lindholmen**  
**Dan Wahlström, examensarbetare, Chalmers Lindholmen**

**Yrkes- och miljömedicin, Sahlgrenska Universitetssjukhuset**  
**S:t Sigfridsgatan 85, 412 66 Göteborg**

**Anne Lindskog, Svenska Miljöinstitutet, IVL**

**Jonny Andersson, Göteborgs Miljöförvaltning**

**Göteborg, december 1999**

**ISBN 91-7876-076-3**  
**ISSN 0282-2199**

---

ADRESS

S:t Sigfridsgatan 85  
412 66 Göteborg

TELEFON

031 – 335 48 00  
E-mail: yrkesmedicin@ymk.gu.se

TELEFAX

031 – 40 97 28  
Hemsida: www.ymk.gu.se

## Innehållsförteckning

<b>SAMMANFATTNING .....</b>	<b>5</b>
<b>BAKGRUND .....</b>	<b>6</b>
<b>SYFTE.....</b>	<b>7</b>
<b>MATERIAL OCH METODER .....</b>	<b>8</b>
URVAL AV FÖRSÖKSPERSONER .....	8
EXPONERINGSMÄTNINGAR.....	9
BENSENANALYSER.....	9
DAGBOK, ENKÄT, VÄDER OCH SKATTNING AV TRAFIKBELASTNING .....	10
STATISTISKA METODER.....	10
<b>RESULTAT .....</b>	<b>11</b>
<b>DISKUSSION .....</b>	<b>14</b>
PERSONBURNA VS STATIONÄRA MÄTNINGAR.....	14
JÄMFÖRELSE MED ANDRA STUDIER .....	14
VALIDITET .....	15
VARIABILITET OCH MÄTSTRATEGI .....	16
KÖN, RÖKNING OCH YTTRE MILJÖ.....	16
PRAKTISKA ASPEKTER .....	16
<b>TACK.....</b>	<b>17</b>
<b>REFERENSER.....</b>	<b>18</b>
<b>BILAGOR.....</b>	<b>20</b>

## Sammanfattning

Bensen är det cancerframkallande ämne som hanteras i störst mängd i samhället idag. Det förekommer i bensen, avgaser från motorfordon, tobaksrök och bildas vid vedeldning. För riskbedömningar vad avser allmänbefolkning behövs kunskap om exponeringen, men hittills har i Sverige nästan enbart stationära mätningar utförts.

Hos 26 slumpmässigt utvalda göteborgare i åldern 20 – 50 år mättes bensenexponeringen med personburna diffusionsprovtagare dels under ett helt dygn och dels under dagtid i april 1999. Mätningen upprepades vid två olika tillfällen under månaden. Bakgrundsuppgifter och aktiviteter registrerades med enkät och dagbok.

Medianvärdet för dygns- respektive dagsexponeringen var 3.3 (95% konfidensintervall 2.9 – 4.1)  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  och 4.1 (95% konfidensintervall 3.3 – 5.3)  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Variationen inom individer (mellan dagar) var betydligt större än mellan individers genomsnittsexponering. Försökspersoner som tankat bilen under mätdagen hade en signifikant högre bensenexponering. Nivåerna var något högre hos boende i högtrafikerade områden, men inverkan härav var inte statistiskt signifikant. Tio stationära mätningar under samma tidsperiod visade betydligt lägre nivåer än de personburna.

Exponeringsnivån för bensen är högre än den så kallade lågrisknivån (1.3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Den är lägre än vad vi fann vid en motsvarande undersökning 1998 hos boende i Borås i samma ålder (median 7.3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Det är oklart om detta avspeglar en generell skillnad mellan de båda städerna. Tillfälliga faktorer som väderleksförhållanden kan ha påverkat resultaten eller möjligen den sänkning som redan skett av bensenhalten i bensen.

## Bakgrund

Bensen är det cancerframkallande ämne som hanteras i störst mängd i samhället idag. Det har under 1990-talet utgjort 1-3 % av de nästan sex miljoner kubikmeter motorbensin som årligen förbrukas i landet. Avgaser innehåller bensen eftersom en del bensen passerar motorn utan att förbrännas och bensen dessutom nybildas av andra aromater vid förbränning i motorn. På grund av bensen flyktighet förångas en del vid öppen hantering av bensin, exempelvis vid tankning av fordon. Bensen finns även i tobaksrök och bildas vid vedeldning och annan förbränning av biomassa. Bensen kan orsaka leukemi (blodcancer). I några studier har exponering för bensen även varit förknippat med en ökad risk för andra tumörformer såsom lymfom och myelom. Kraftig exponering för bensen kan även orsaka anemi (blodbrist).

Det är svårt att uppskatta riskerna med bensenexponering för allmänbefolkning av två skäl. Det första är att det epidemiologiska underlaget är begränsat. Under årens lopp har även en del omtolkningar av detta gjorts. Den s. k. Pliofilm-kohortstudien är en undersökning av arbetare exponerade för bensen vid tillverkning av gummifilm. Denna studie har stått i centrum för diskussionerna och varit det underlag man haft för att skatta vilken cancerrisk en viss bensedos ger. Ett problem har varit hur man ska bedöma arbetarnas tidigare exponering, då endast ett begränsat antal mätningar utfördes. Riskestimaterna för yrkesarbetares exponering har sedan extrapolerats till allmänbefolkningens antagna doser (1).

Det andra skälet är att det finns brist på individbaserade exponeringsdata för allmänbefolkningen. Stationära mätningar av luftföroreningar i omgivningsluft har traditionellt utförts i centrum av städer och ofta vid taknivå. Denna metod är effektiv vid övervakning av tidstrender. Kontinuerlig information om föroreningssituationen erhålls. Utifrån dessa mätningar är det dock svårt att beräkna allmänbefolkningens verkliga exponering som beror på en rad olika faktorer och aktiviteter. I USA och en del andra länder har även undersökningar inriktade på individuella mätningar utförts (2). I Sverige har tidigare få undersökningar av individuell exponering gjorts.

IVL har i många år gjort stationära mätningar i ett antal tätorter. Detta så kallade URBAN-projekt visar medelvärdeshalter från  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  till  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  under vinterhalvåret (3).

Bensenexponering kan även skattas med hjälp av biomarkörer. Vid inandning av bensen absorberas ca 50 % via lungorna (4). 25-50 % därav elimineras sedan ometaboliserad via utandningsluften. Absorberad bensen fördelas i vävnaderna, t ex i fett och benmärg. En mindre del av absorberad bensen elimineras ometaboliserad via urin. Metabolismen sker främst i levern, men även i benmärgen. Det finns flera metaboliseringsvägar. Först sker en oxidation till bensenoxid. Bensenoxid kan sedan omlagras till fenol, som är huvudmetabolit. Metaboliter som kan detekteras i urin är fenol, hydrokinon, katekol och trans,trans-mukonsyra (4). Bensen i blod och utandningsluft återspeglar i huvudsak den aktuella exponeringen medan ometaboliserad bensen i urin och metaboliter i urin ger ett integrerat mått på exponering under och strax före urinsamlingen.

## Syfte

Syftet med studien var att undersöka bensenexponeringen hos allmänbefolkningen i Göteborg. Projektet har genomförts vid Yrkes- och miljömedicin, Sahlgrenska Universitets-sjukhuset (YMK) i samarbete med IVL - Svenska Miljöinstitutet samt Miljöförvaltningen i Göteborg. Det har delvis utförts inom ramen för ett examensarbete (5).

Förutom att 1) uppskatta allmänbefolkningens genomsnittliga bensenexponering, önskade vi också att 2) undersöka variationen mellan individers exponering och variationen i individers exponering vid olika mätperioder. Vi studerade också 3) hur bostadsadressen och olika aktiviteter under mättiden inverkar på bensenexponeringen.

Projektet samordnades med ett av Miljöförvaltningen gjort försök till simulering för att 4) studera ett eventuellt samband mellan den individuella bensenexponeringen och dels stationära mätningar i Göteborg och dels skattning av situationen vid bostadsadresserna. Vidare 5) prövades bestämning av ometaboliserad bensen i urin som biomarkör för den individuella exponeringen. Slutligen 6) gjordes vissa metodstudier för validering av provtagarna vid den aktuella typen av mätningar.

I denna rapport redovisas dock fullständigt endast metoder och resultat för de tre första av ovan nämnda delmål. Några data från punkt 4 och 6 kommenteras under rubriken "Diskussion".

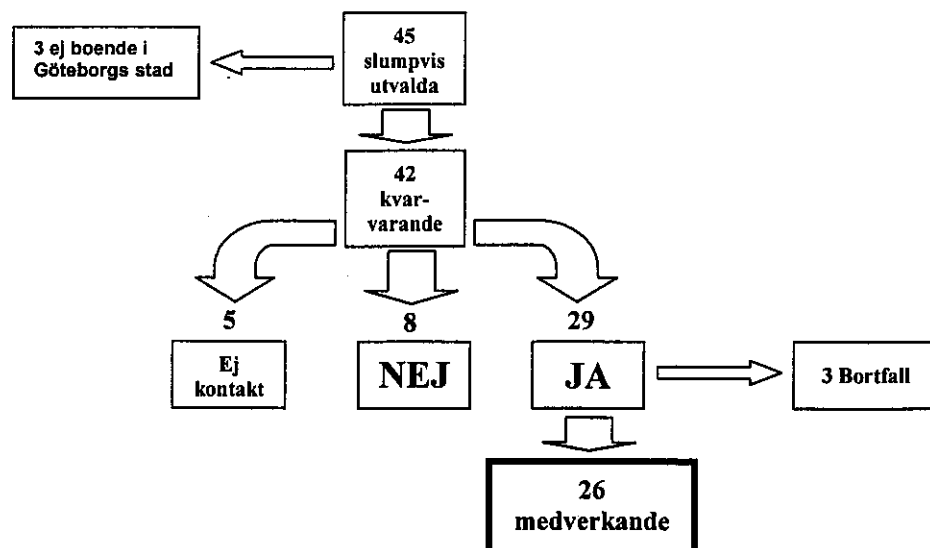
## Material och Metoder

### Urval av försökspersoner

Försökspersoner med en ålder mellan 20 och 50 år (födda 1949 – 1979) och boende i Göteborgs stad slumpades fram ur befolkningsregistret för Västsverige. Åldersgränserna valdes för att omfatta personer i yrkesaktiv ålder. Målet var att få cirka 25 försökspersoner att delta i två mätomgångar.

Ett informationsbrev där studiens utförande och bakgrund beskrevs sändes till 45 slumpmässigt utvalda individer. Bland de 45 utvalda fanns 3 som inte längre bodde i Göteborgs stad. Av de kvarvarande 42 erhöles kontakt med 37 personer, medan 5 ej kunde nås via telefon eller brev, trots påminnelse. Av de som kontaktats accepterade 29 att delta i studien, medan 8 avstod då de inte hade tid, var bortresta eller p g a språksvårigheter. Under mätperioderna bortföll ytterligare 3 individer. En försöksperson tvingades resa bort i tjänsteärendet, en infann sig aldrig vid överenskommen tid och den tredje föll bort p g a svårigheter att förstå instruktionerna. I studien deltog således 26 personer.

Andelen som accepterade att delta i undersökningen var således 69 % (29/42) av målgruppen och 78 % (29/37) av de som kunde nås. Slutligt deltagande var 62 % (26/42) av målgruppen. Andelen kvinnor var 42 % (11/26) och män 58 % (15/26). Fyra var rökare (15 %).



Figur 1. Urval av försökspersoner.

### **Exponeringsmätningar**

Vid mätningen av kolväten användes diffusionsprovtagare från Perkin-Elmer. Denna består av ett 90 mm långt stålrör fyllt med ca 300 mg adsorbent, i detta fall Tenax<sup>®</sup> TA (2,6-difenyl-p-fenyloxidpolymer), som hålls på plats av stålnät i falsade skårer. Vid lagring och transport är rören förslutna i båda ändar med pluggar och provtagningen startas genom att den ena rörpluggen ersätts av en tillsats. Denna tillsats har ytterligare ett stålnät som ger en definierad, turbulensfri diffusionssträcka in till adsorbenten. Provtagningen avslutades genom att diffusionstillsatsen byttes ut mot en rörplugg bestående av en egentillverkad vingmutter och en nylonförslutning (tillverkad av JACO).

Mätningarna utfördes 9-14 april och 17-25 april 1999. För varje fp gjordes två dygns-mätningar, en under vardera mätperioden, under slumpvis valda dagar, skilda från varandra med minst en vecka (för en person mätning med endast 3 dagars mellanrum). Vid varje tillfälle fick försökspersonerna två provtagare, vilka bars bredvid varandra under dagen samt muntliga och skriftliga instruktioner om hur de skulle förslutas. Den ena provtagaren förslöts på kvällen och den andra placerades intill sängen. På morgonen förslöts även den andra provtagaren. Därmed erhöles vid varje tillfälle både en dagsmätning och en dygns-mätning.

Om en fp inte kunde delta under den valda mätdagen föreslogs nästa dag osv. Andelen mätningar på helgdagar var 25 % (13/52), vilket är nära andelen helgdagar i en vecka (29 %).

### **Bensenanalyser**

Analyserna utfördes av IVL, samtliga vid samma tillfälle. Analysen utfördes med automatisk termisk desorption i en ATD 400 (Perkin-Elmer), kopplad till en gaskromatograf med hög upplösning (Varian 3800) försedd med flamjonisationsdetektor (FID). I autoinjektorn desorberades adsorbentrörens genom uppvärmning till 250°C under 5 minuter med heliumgas-genomströmning. De desorberade komponenterna koncentrerades på en kylfälla bestående av Tenax<sup>®</sup>-GR kyld till -30°C. Provet injicerades på separationskolonnen (Nordion NB-54, id 0,32 mm, 50 m) genom en momentan uppvärmning av kylfällan till 250°C. Vid separationen användes följande temperaturprogram: 40°C i 3 minuter, därefter ökning med 5°C/minut till 120°C och slutligen 20°C/minut till 250°C. Signalen från detektorn registrerades av en integrator och lagrades i dator för utvärdering av bensenmängd. Minsta detekterbara mängd angavs av IVL till 0,6 ng/prov. Med Perkin-Elmer-provtagarnas upptagningshastighet på 0,6 l/dygn motsvarar det en detektionsgräns om 1 µg/m<sup>3</sup> för dygns-mätningarna.

Inför varje körning tillverkas ny standard. Som kontrollprov används en standard tillverkad vid NMI i Holland. Är överensstämmelse acceptabel mellan egen standard och kontrollprov (±5 %), används den egna standarden för kvantifiering av proverna. Kontrollproverna från

NMI har i sin tur jämförts med en certifierad referensstandard från BCR (European Community Bureau of Reference), bestående av Tenax-rör innehållande  $1\mu\text{g}$  bensen. Överensstämmelsen var god. Mätmetoden kvalitetssäkras årligen genom att jämförelse av dubbelmätningar i Göteborg samt genom trippelmätningar i Köpenhamn parallellt med ett BTX-instrument (6).

### ***Dagbok, enkät, väder och skattning av trafikbelastning***

För varje dygn fick försökspersonerna fylla i dels en dagbok (bilaga 1) och dels en kort enkät (bilaga 2). Avsikten var att de kortfattat skulle beskriva om de deltagit i sådana aktiviteter som orsakar bensenexponering, t ex bilkörning, vedeldning och rökning.

För att få ett mått på individernas trafikbelastning (fordon/dygn) vid bostadsadressen användes uppgifter från Trafikkontoret i Göteborg. Antal fordon/dygn vid större vägar inom en radie av 250 m från bostaden beräknades. Försökspersonerna indelades efter hög respektive låg trafikbelastning. Gränsen mellan hög och låg belastning sattes till medianvärdet för alla individers trafikbelastning (8400 fordon/dygn).

Under perioden var medeltemperaturen  $7^{\circ}\text{C}$  (medelvärde för typiskt aprilväder  $6.9^{\circ}\text{C}$ ). Vindhastigheten var 3.0 m/s (typiskt aprilväder 2.8 m/s). Det regnade under 11 av de 15 provtagningsdygnen och det föll sammanlagt 51 mm regn, vilket är mera än normalt för årstiden.

### ***Statistiska metoder***

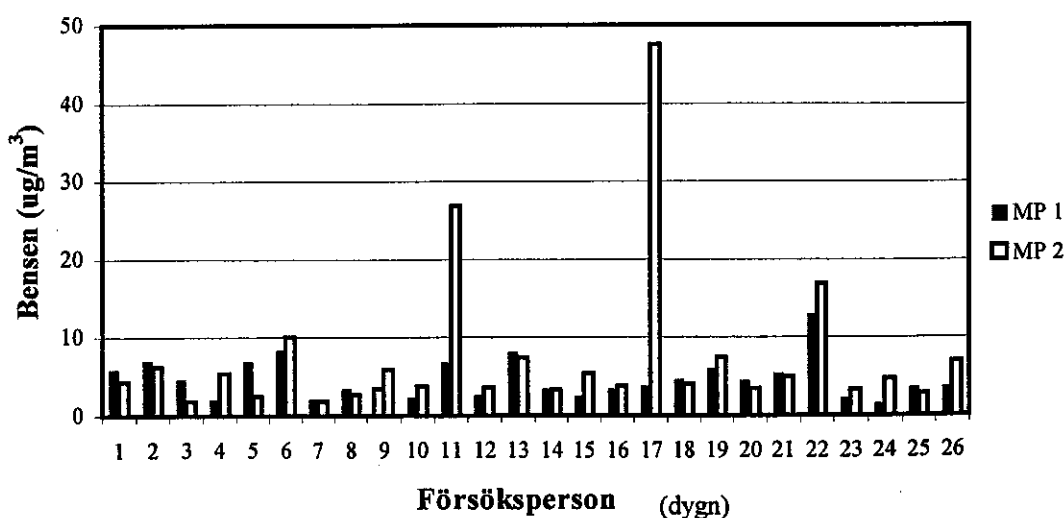
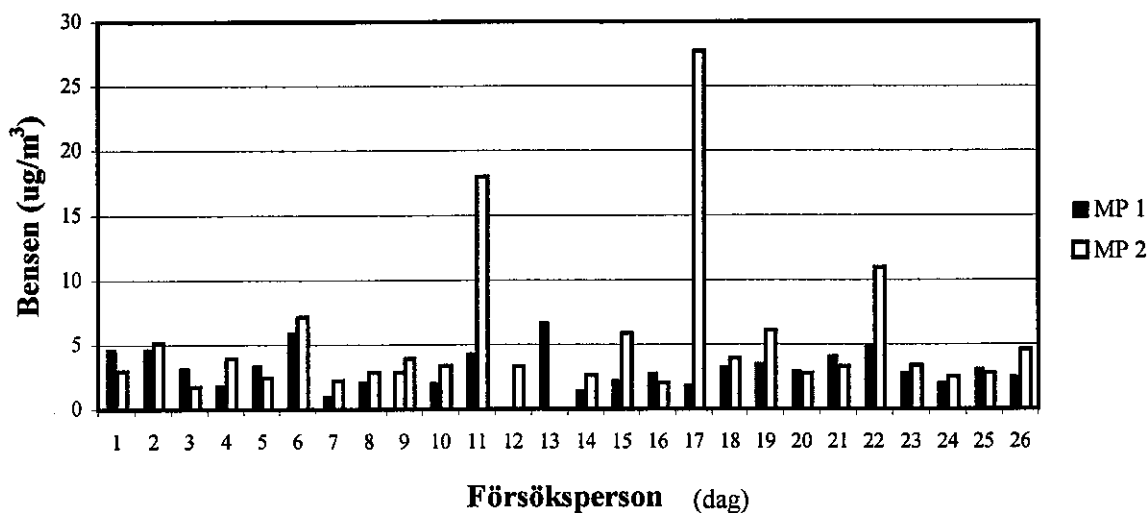
Vid beräkningar av statistiska data har statistikprogrammet SAS använts. Som mått på gruppens bensenkoncentration i luft beräknades aritmetiskt medelvärde (AM) och geometriskt medelvärde (GM) samt medianvärde. För medianen beräknades dessutom ett 95 %-igt konfidensintervall (95 % KI). För beräkning av variabilitet inom individer (mellan dagar) och mellan individer användes "nested" variansanalys (Proc Nested, SAS). Vid jämförelse mellan grupper användes Wilcoxons rangsummetest. Som gräns för statistisk signifikans användes  $p < 0,05$ .



## Resultat

Två resultat (dygnsmätningar) uteslöts ur analysen. I det ena fallet visade provtagaren ett orimligt högt dygnsvärde ( $138 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), som inte kunde förklaras av någon aktivitet (dagsvärdet var  $2,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). I det andra fallet lossnade det stål nät som håller absorbenten på plats och provet förlorades.

Samtliga övriga mätresultat framgår av figurerna nedan (dag överst, dygn nederst). I tabell 1 och 2 redovisas medelvärden totalt och för de två mätperioderna (endast en period i några fall).



**Tabell 1.** Medel- och medianvärden för samtliga försökspersoners genomsnittliga bensenexponering vid de två mätperioderna ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Aritmetiskt medelvärde (AM), geometriskt medelvärde (GM), geometrisk standardavvikelse (GSD), median och 95 % konfidensintervall för medianen (95 % KI) redovisas.

Mättid	Antal	AM	GM	GSD	Median	95% KI
<b>Dygn</b>	26*	4,4	3,8	1,7	3,3	2,9 – 4,1
<b>Dag</b>	26	6,1	4,9	1,8	4,1	3,3 – 5,3

\* För två individer baseras värdet endast på en mätperiod.

**Tabell 2.** Medel- och medianvärden för samtliga försökspersoners bensenexponering uppdelat på de två mätperioderna ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Aritmetiskt medelvärde (AM), geometriskt medelvärde (GM), geometrisk standardavvikelse (GSD), median och 95 % konfidensintervall för medianen (95 % KI) redovisas.

Mättid	Antal	AM	GM	GSD	Median	95% KI
<b>Dygn</b>						
Period 1	25	3,3	3,0	1,5	3,1	2,2 – 4,2
Period 2	25	5,4	4,1	1,7	3,4	2,7 – 4,6
<b>Dag</b>						
Period 1	26	4,7	4,1	1,9	3,8	3,4 – 5,4
Period 2	26	7,6	5,3	2,1	4,6	3,5 – 6,3

Av Figur 1 och 2 framgår att spridningen mellan mätningar hos samma individ ofta var stor. Beräkning av variabiliteten inom- och mellan individer visade att den förra (variationen mellan bensenexponeringen olika dygn hos samma individ) utgjorde 86 % av den totala variabiliteten.

För män och kvinnor var exponeringsnivåerna relativt lika. Medianvärdet för dygn var 3,4 respektive 3,2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  och för dag 4,1 respektive 4,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Skillnaderna mellan rökare och icke rökare var också små. Medianvärdet för dygn var 3,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  både hos 4 rökare och 22 icke rökare och medianvärdet för dag var 3,9  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  för rökarna och 4,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  för icke rökarna.

Inverkan av skattad trafikbelastning vid bostaden framgår av tabell 3. Skillnaderna var ej statistiskt signifikanta.

**Tabell 3.** Medel- och medianvärden för försökspersonernas genomsnittliga bensenexponering vid de två mätperioderna ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), i relation till skattad trafikbelastning vid bostaden. Aritmetiskt medelvärde (AM) och median redovisas för bensenexponering och medianvärde för antal fordon per dygn.

Mättid	Trafik	Antal	Antal fordon median	Bensen AM	Bensen median
Dygn	låg	13	5900	4,2	2,9
	hög	13	20300	4,6	3,6
Dag	låg	13	5900	5,9	4,0
	hög	13	20300	6,4	5,2

Inverkan av tankning framgår av tabell 4. De som tankat bilen under mätperioden hade signifikant högre bensenexponering dagtid ( $p=0,002$ ).

**Tabell 4.** Medel- och medianvärden för försökspersoners genomsnittliga bensenexponering vid respektive mätperioderna ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Aritmetiskt medelvärde (AM) och median redovisas.

Mättid	Tankat	Antal mät- perioder	AM	Median
Dygn	Ja	7	8,8	4,8
	Nej	43	3,6	3,0
Dag	Ja	7	13,8	7,0
	Nej	45	5,0	3,8

För resultat vad avser stationära mätningar samt vissa metodstudier hänvisas till andra rapporter (5, 7).

## Diskussion

### **Personburna vs stationära mätningar**

Medianvärdet,  $3,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , är nästan dubbelt så högt som medianvärdet för 10 stationära mätningar med identiska provtagare på olika platser i Göteborg (8 st placerade 3 m ovan mark och 2 på tak) under samma period ( $1,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Dessa mätningar utfördes av Miljöförvaltningen i Göteborg (7). Det är också högre än den så kallade lågrisknivån, som av Institutet för miljömedicin angivits till  $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , vilket baseras på en riskbedömning extrapolerad från personlig exponering vid yrkesexponering.

### **Jämförelse med andra studier**

Exponeringen är betydligt lägre än vad som sågs hos 28 slumpvis utvalda personer i samma ålder från Borås, vilka undersöktes 1998 (8). Medianvärdet var då  $7,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (95 % KI 5,0 – 9,5). En möjlig förklaring kan vara att den genomsnittliga bensenhalten i bensin har sänkts från knappt 3 % till knappt 2 % sedan Borås-undersökningen (enligt Petroleuminstitutet). Andra förklaringar kan vara städernas olika topografi och/eller väderleksförhållanden.

I Danmark gjordes 1995 en studie på 128 barn i centrala Köpenhamn och på landsbygden utanför Köpenhamn (9). Mätning gjordes med diffusionsprovtagare under en vecka. Utomhushalten vid hemmen i centrala Köpenhamn var  $8,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  och på landsbygden  $1,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (medianvärden). Den personliga exponeringen för barn boende i centrala Köpenhamn var  $5,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  och för barn på landsbygden  $4,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Förklaringen till att nivåerna vid hemmen ej avspeglade personlig exponering bedömdes vara att barnen på landsbygden åkte mer bil samt hade fler aktiviteter som innebar kontakt med motorbensin än de som bodde centralt.

I Birmingham, Storbritannien gjordes mätningar 1995-1996 på 50 frivilliga försökspersoner under tolv timmar dagtid och nattetid för att mäta personlig exponering (10). Man fann ett dagsmedelvärde på  $12,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  och ett nattmedelvärde på  $6,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . I studien användes även en indirekt metod för att skatta exponeringen. Koncentrationen av de olika kolvätena uppmättes i olika miljöer (t ex i tunnelbanan och pubar) och genom att kombinera dessa värden med dagboksanteckningar från försökspersonerna, skattades den personliga exponeringen. Resultatet stämde tämligen väl överens med den uppmätta.

En studie av exponering för bensen genomfördes 1991 i ett jordbrukssamhälle i Kalifornien (2). Personlig exponering, inomhuskoncentrationer samt utomhuskoncentrationer uppmättes i 128 hem. Medelvärdet för den personliga exponeringen var under ett dygn  $5,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  samt för inomhus- och utomhuskoncentrationen  $4,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  respektive  $1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Flera andra studier över bensenkoncentrationer i omgivningsluft har gjorts under 1990-talet (2,11). De flesta av dessa studier visade, precis som den från Kalifornien, att den personliga

exponeringen av bensen var högre än inomhuskoncentrationen som i sin tur var högre än utomhuskoncentrationen. Källorna till bensen har visat sig vara bilåkning, övrig exponering för bilavgaser samt aktiv och passiv rökning (2). Även vedeldning är en viktig källa för bensen (12).

### **Validitet**

Urvalet av försökspersoner gjordes slumpmässigt. Bortfallet var ej oacceptabelt stort och då det i de flesta fall fanns rimliga orsaker till att utvalda fp ej kunde medverka, bedömer vi den undersökta gruppen vara representativ för befolkningen i Göteborg i aktuell ålder.

Upptagsförmågan hos denna typ av provtagare med Tenax som adsorbent kan sjunka något med tiden (13) och den sanna bensenkoncentrationen kan då underskattas något. Perkin Elmer-provtagare med Tenax som adsorbent är emellertid den mest använda metoden, även i ett internationellt perspektiv. Vid stationära veckomätningar har överensstämmelsen med mätningar utförda med BTX-instrument i allmänhet varit god (6). I en separat metodstudie på anställda vid Yrkes- och miljömedicin i Göteborg jämfördes resultat från personburna Perkin-Elmer-provtagare (n=17, ett dygn) placerade sida vid sida med Tenax respektive Carbopack som adsorbent. Nivåerna för Tenaxrören var 2.1 – 55  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (median 2.9, medelvärde 10.1) och 102 % (medelvärde, SD 24 %) av nivåerna med Carbopack. Korrelationen var 0.997. Linjär regression gav ekvationen  $\text{Tenax} = 0.2 + 0.86 \times \text{Carbopack}$ . Sådan är dock problematisk när båda parametrarna har ett "fel" och det inte är givet vilken som ska ses som mest sann.

I en separat metodstudie har även diffusionsprovtagarnas upptagningsförmåga vid låga lufthastigheter studerats (5). Mätningar utfördes i ett förråd med mycket låg ( $\ll 5$  cm/s) lufthastighet. Resultat för stillastående diffusionsprovtagare (n=6) och sådana som sakta snurrade (n=6; 10 cm/s) visade nästan identiska resultat (medianvärden 1,6 respektive 1,7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Vi anser därför att provtagarna bör fungera även vid låg lufthastighet, t. ex. nattetid på sängbordet i en bostad med låg luftomsättning.

I en annan separat metodstudie undersöktes precisionen i mätningar av denna typ med hjälp av dubbla provtagare placerade intill varandra (5). Försöket gjordes på 15 anställda vid Yrkes- och miljömedicin, boende i Göteborg. Mättiden var 1 dygn och mätningarna gjordes under samma period som för de slumpvis utvalda Göteborgarna. Medianvärde för bensenexponeringen hos denna grupp var 3,7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  och den relativa standardavvikelsen (CV) för dubbelmätningarna var 7 %. Detta visar att precisionen är god under aktuella betingelser. Som ett bifynd kan konstateras att gruppen anställda vid Yrkes- och miljömedicin tycktes representativ för slumpvis valda Göteborgare vad avser bensenexponering.

### **Variabilitet och mätstrategi**

Uppläggningsen med upprepade mätningar hos samma individ gjorde det möjligt att skatta variabiliteten inom respektive mellan individer. I denna studie var mätperioden ett dygn och variabiliteten inom individer (mellan olika dagar hos samma individ) betydligt större än mellan individers genomsnittsexponering. Med längre mätperioder minskar förstås variationen inom individer och man får en säkrare skattning av individens genomsnittsexponering. Därför bör man använda långa mätperioder om syftet är att skatta en individs långsiktiga medelxponering, men korta mätperioder om man vill skatta olika tillfälliga faktorer betydelse för exponeringen, t. ex. vistelse på rökigt kafé, tankning av bil, vistelse på trafikerad gata etc.

### **Kön, rökning och yttre miljö**

Skillnaderna mellan män och kvinnor var små, vilket också var fallet i Boråsundersökningen (7). Vi såg inte heller någon skillnad mellan rökare och icke rökare. Rökarna har förstås en betydligt högre bensenexponering till följd av bensen i den tobaksrök de inhalar. Det är sannolikt att deras medelhalt i andningszonen också är högre än hos icke rökare, då de oftare än andra vistas i tobaksrök-miljö (2). I vår studie var emellertid endast fyra av försökspersonerna rökare, varför möjligheten att påvisa effekter av rökvanor var liten.

Det faktum att boende i trafikerade områden inte har påtagligt högre bensenexponering än andra beror troligen på att halter inomhus t. ex. i hemmet samt halter under bilkörning spelar stor roll för exponeringen (2). I den tidigare nämnda studien av danska barn (9) uppvägdes de högre utomhusnivåerna hos Köpenhamnsbarn av att barn utanför staden åkte mera bil. Det kan också tänkas att vårt mått på trafikbelastning var alltför grovt. Ingen hänsyn togs t. ex. till topografin mellan bostaden och den mest trafikerade vägen.

Tankning av egen bil tycks fortfarande vara en betydande källa till bensenexponering. Om man antar att bensenkoncentrationen under 2 minuters tankning är  $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (14), ger detta ett haltbidrag om  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  under en 8-timmarsperiod och cirka  $\frac{1}{2} \mu\text{g}/\text{m}^3$  under ett dygn.

### **Praktiska aspekter**

Instruktionerna till försökspersonerna fungerade bra och alla lyckades försluta sina provtagare samt fylla i dagbok och enkät på ett tillfredsställande sätt.

## Tack

- till samtliga försökspersoner för deras samarbete.
- till Gerd Sällsten, Ralph Nilsson, Gunnar Barrefors, Gudrun Törnström och Herman Heijmans för värdefulla synpunkter på uppläggnings- och/eller rapporten - till Naturvårdsverket, Länsstyrelsen i Västra Götaland och Luftvårdsprogrammet i Göteborg för ekonomiskt stöd.

## Referenser

1. Fransson-Steen R, Ljungqvist S, Victorin K. Uppdaterad hälsoriskbedömning av bensen. IMM-rapport 3/94. Institutet för miljömedicin, Karolinska institutet, Stockholm 1994
2. Wallace L. Environmental exposure to benzene. *Environ Health Perspect* 1996;104 (suppl 6):1129-1135
3. Mowrer J, Svaberg P-A, Potter A, Lindskog A. Diffusive monitoring of C6-C9 hydrocarbons in urban air in Sweden. *Analyst* 1996;121:1295-1300.
4. Snyder R, Hedli C. An overview of benzene metabolism. *Environ Health Perspect* 1996;104 (suppl 6):1165-1171
5. Söderholm A, Wahlström D. BIG - bensenexponering i Göteborg. Examensarbete. Chalmers Lindholmen, Institutionen för kemiteknik. Göteborg, 1999.
6. Svanberg PA, Lindskog A m fl. Luftkvalitet i Sverige sommaren 1997 och vintern 1997-1998. IVL-rapport B 1302, 1998.
7. Andersson Jonny. Simulering av bensenhalter för en specifik tidsperiod. Uppdragsrapport från Göteborgs Miljöförvaltning, 1999:7.
8. Berglund T, Khamas A. Bensenexponering hos allmänbefolkning i Borås. Projektarbete. Läkarlinjen, Göteborgs Universitet, Göteborg 1999.
9. Raaschou-Nielsen O, Lohse C, Thomson BL, Skov H, Olsen JH. Ambient Air Levels and the Exposure of Children to Benzene, Toluene, and Xylenes in Denmark. *Environ Res* 1997;75:149-159
10. Leung P-L, Harrison R. Evaluation of personal exposure to monoaromatic hydrocarbons. *Occup Environ Med* 1998;55:249-257
11. Pellizari ED, Perritt RL, Clayton CA. National human exposure assessment survey (NHEXAS): exploratory survey of exposure among population subgroups in EPA region V. *J Exp Anal Environ Epidem* 1999;9:49-55.
12. Ehrenberg L, Törnqvist M. Småskalig vedeldning och cancerrisker. Kunskapssammanställning. Rapport från Naturvårdsverket nr 4224, 1993.
13. Roche A, Thevenet R, Jacob V, Kaluzny P, Ferrari C, Baussand P, Foster P. Performance of a thermally desorbable type-tube diffusive sampler for very low air concentrations monitoring. *Atmospheric Environment* 1999;33:1905-1912.



14. Nordlinder R, Ljungkvist G. Bensen- och totalkolväteexponering vid tankning av personbilar. Rapport från Kemikalieinspektionen nr 2/89. Göteborg, 1989.

## **Bilagor**

1. Dagbok

2. Enkät

Namn:.....

Datum:.....

**Allmänna frågor:**

1. Adress(våning/villa)?
2. Var arbetar/studerar Du?
3. Yrke/Studieinriktning?
4. Arbets-/Skoltider?
5. Färdmedel till arbete/skola?
6. Kommer Du i kontakt med motoravgaser/bensinångor inom arbetet/skolan? Ja  Nej
7. Kommer Du i kontakt med motoravgaser/bensinångor på din fritid? Ja  Nej
8. Är Du rökare? Ja  Nej
9. Är det någon som röker hemma? Ja  Nej

**Frågor rörande provtagningstiden:**

1. Har Du rökt under provtagningstiden? Ja  Nej   
 Om ja, hur många cigaretter/pipstopp? \_\_\_\_\_ stycken
2. Har Du vistats i samma rum tillsammans med någon som röker? Ja  Nej   
 Om ja, hur länge? \_\_\_\_\_ minuter
3. Har Du varit i närheten av öppen eld, t ex vedeldning? Ja  Nej   
 Om ja hur länge? \_\_\_\_\_ minuter

4. Har Du färdats mellan olika platser, ange hur många minuter för varje alternativ.

- med bil? Ja  Nej  ..... minuter
- med buss/spårvagn? Ja  Nej  ..... minuter
- med tåg? Ja  Nej  ..... minuter
- med cykel, moped eller motorcykel? Ja  Nej  ..... minuter
- promenerat? Ja  Nej  ..... minuter
- joggat? Ja  Nej  ..... minuter

5. Har Du färdats i områden med mycket trafik?

Ja  Nej

Om ja, hur länge?

\_\_\_\_\_ minuter

6. Har Du tankat bilen (med bensin)?

Ja  Nej

Om ja, hur mycket?

\_\_\_\_\_ liter

7. Har Du hanterat bensindrivna redskap t ex gräsklippare, motorsåg?

Ja  Nej

Om ja, hur länge?

\_\_\_\_\_ minuter

8. Har Du hanterat bensin på fritiden?

Ja  Nej

Om ja: Vid vilken typ av aktivitet?

\_\_\_\_\_

Hur länge?

\_\_\_\_\_ minuter

9. Hur länge har Du vistats i hemmet under provtagningstiden?

\_\_\_\_\_ timmar

10. Hur länge har Du vistats inomhus någon annanstans?

\_\_\_\_\_ timmar.

11. Hur länge har Du vistats utomhus?

\_\_\_\_\_ timmar