

Personburen exponering för organiska ämnen och partiklar kopplad till stationära mätningar i Göteborg 2006

Rapport till Naturvårdsverket, Dnr 721-1598-06Mm
Programområde: Hälsorelaterad miljöövervakning

Göteborg den 25 januari 2008

Sandra Johannesson
Yrkes- och miljöhygieniker

Christian Mattsson
Mätingenjör

Kerstin Bergemalm-Rynell
1:e kemist

Bo Strandberg
Docent, 1:e kemist

Gerd Sällsten
Docent, 1:e yrkes- och miljöhygieniker, projektledare

Västra Götalandsregionens Miljömedicinska Centrum
Arbets- och miljömedicin

Sahlgrenska Universitetssjukhuset och
Sahlgrenska akademien vid Göteborgs universitet

Innehållsförteckning

Sammanfattning	3
Bakgrund	4
Material och metoder	5
Urval av försökspersoner	5
Exponeringsmätningar	5
Personburna mätningar och inomhusmätningar	5
Bakgrundsmätningar	6
Mät- och analysmetoder	6
Bensen och 1,3-butadien	6
Formaldehyd	8
Fina partiklar (PM _{2,5})	8
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) i PM _{2,5}	8
Statistiska metoder	9
Resultat	9
Studiegrupp och bakgrundsinformation	9
Bakgrundsmätningar	10
Bensen	10
1,3-Butadien	12
Formaldehyd	14
Fina partiklar (PM_{2,5})	15
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)	16
Bens(a)pyren	16
Övriga partikulära PAH	18
Diskussion	19
Urban bakgrund	19
Personlig exponering	19
Bensen	19
1,3-Butadien	20
Formaldehyd	20
Inomhusmätningar	21
Fina partiklar (PM _{2,5})	21
Bens(a)pyren	21
Tack	22
Referenser	23
Bilagor	25
Bilaga 1. Enkät	25
Bilaga 2. Dagbok	27
Bilaga 3. Stationära mätningar (bakgrundsmätningar)	29
Bilaga 4. Personburna mätningar, samtliga deltagare	31

Sammanfattning

Allmänbefolkningens exponering för några cancerframkallande ämnen undersöktes i Göteborg under hösten 2006. Studien genomfördes som personburna sjudygnsmätningar på 37 slumpvis utvalda individer, och dessutom gjordes upprepad mätning på 20 av dessa. Under samma period utfördes stationära mätningar utomhus på två platser i centrala Göteborg. Mätningarna omfattande bensen, 1,3-butadien och formaldehyd samt utomhus även kvävedioxid. För samtliga dessa ämnen användes passiva diffusionsprovtagare. Utöver dessa ämnen mättes även fina partiklar ($PM_{2,5}$) stationärt i vardagsrum hos 20 personer. Den insamlade partikelmassan analyserades därefter med avseende på innehåll av nio olika polycykliska aromatiska kolväten (PAH).

Deltagarfrekvensen bland de slumpvis utvalda individerna var 60 %. Försökspersonerna tillbringade i median drygt 90 procent av provtagningstiden inomhus. Bland försökspersonerna fanns endast sju rökare, och de övriga icke-rökarna hade utsatts för miljö- tobaksrök i relativt begränsad omfattning. Även den yrkesmässiga exponeringen för de undersökta ämnena var begränsad.

Medianvärdet för de personburna mätningarna av bensen var $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket ligger under lågrisknivån. För 1,3-butadien var mediankoncentrationen $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket är lägre än vad som rapporterats från övriga städer inom HÄMI projektet. Det fanns signifikanta korrelationer mellan uppmätta halter i de båda mätomgångarna för bensen respektive 1,3-butadien. Koncentrationerna av bensen och 1,3-butadien var dock inte signifikant korrelerade till varandra. Mediankoncentrationen av formaldehyd var $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Formaldehyd uppvisade en hög korrelation mellan de upprepade mätningarna, och variabiliteten mellan individer var klart dominerande (95 %). Det förelåg inga signifikanta skillnader mellan rökare och icke-rökare för de personburna mätningarna av bensen, 1,3-butadien eller formaldehyd.

I urban bakgrund uppmättes liknande nivåer av bensen som för den personliga exponeringen, medan nivåerna av 1,3-butadien var lägre utomhus. Halterna av formaldehyd var betydligt lägre utomhus, ungefär en tiondel av den personliga exponeringen. Utomhus-halten av kvävedioxid var $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Mediankoncentrationen av fina partiklar inomhus var $7,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och nivåerna var signifikant korrelerade till de parallella mätningarna utomhus, där en medianhalt på $5,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ uppmättes. För bens(a)pyren var mediankoncentrationen $0,01 \text{ng}/\text{m}^3$ i vardagsrum, medan mätningarna i urban bakgrund visade $0,04 \text{ng}/\text{m}^3$.

Bakgrund

I Naturvårdsverkets program för hälsorelaterad miljöövervakning (HÄMI) ingår bland annat undersökningar av allmänbefolkningens exponering för cancerframkallande ämnen. Dessa genomförs i ett antal svenska städer och startade år 2000 i Göteborg (Sällsten m.fl., 2001). Därefter har mätningar genomförts i Umeå (Modig m.fl., 2002), Stockholm (Kruså m.fl., 2003), Malmö (Friman m.fl., 2004) samt Lindesberg (Andersson m.fl., 2006). De utvalda städerna representerar såväl storstadsregioner som kustnära städer, olika delar av landet samt mindre ort i inlandet (Lindesberg). Projektet ger därigenom möjlighet att jämföra städer och på sikt studera tidstrender, både inom städer och i landet som helhet.

Bensen är ett ämne med säkerställd carcinogen effekt på människa. De huvudsakliga källorna till människors exponering för bensen är bilavgaser, avdunstning av motorbensin, vedeldning och annan förbränning samt cigarettök. Institutet för miljömedicin (IMM) har fastställt en lågrisknivå på $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för bensen (Victorin, 1998).

1,3-Butadien har av International Agency for Research on Cancer (IARC) klassats som sannolikt cancerframkallande för människa, grupp 2A. 1,3-Butadien är den alken som anses innebära störst cancerriks för allmänbefolkningen i Sverige. Källor till exponering för allmänbefolkningen är förbränning av biomassa, bilavgaser och cigarettök. Riktvärdet från IMM anger $0,2 - 1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som långtidsmedelvärde (Finnberg m.fl., 2004).

Formaldehyd är klassad som cancerframkallande för människa (grupp 1) av IARC. Exponeringen för allmänbefolkningen sker främst genom emissioner från byggnadsmaterial inomhus. Utomhus härrör formaldehyd från trafikavgaser och annan förbränning. IMM anger $12 - 60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som riktvärde för långtidsexponering (Victorin, 1998).

Kvävedioxid bildas vid all typ av förbränning och har således en mängd olika emissionskällor. Den huvudsakliga källan till exponering för kvävedioxid utomhus i tätorter är trafiken. Det finns inga bevis för att kvävedioxid skulle vara cancerframkallande. Världshälsoorganisationen, WHO, anger $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som årsmedelvärde och $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som 1-timmessvärde (WHO, 2006). Kvävedioxid används ofta som en markör för trafikrelaterade luftföroreningar.

Fina partiklar ($\text{PM}_{2,5}$) bildas vid förbränning av biomassa, kol, olja och andra bränslen. Trafiken är en viktig källa till partiklar i tätorter. Partiklar kan färdas långa sträckor med luftströmmar och långdistanstransporterade partiklar står för ett betydande bidrag till uppmätta halter, särskilt i södra Sverige. Kunskapen om vad som gör partiklarna skadliga för människors hälsa är ofullständig och man vet idag inte om det är massa, antal, storlek, yta eller beståndsdelar som är av störst betydelse ur hälsosynpunkt. Exponering för partiklar har i studier visat sig ha negativ effekt på luftvägssjukdomar, hjärt-kärlsjuklighet och cancer. WHO anger ett riktvärde på $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som årsmedelvärde för $\text{PM}_{2,5}$ (WHO, 2006).

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) är ett samlingsnamn för en stor grupp av ämnen som bildas vid ofullständig förbränning. Småskalig vedeldning och trafik är de huvudsakliga källorna till utsläpp av PAH i Sverige. Ett flertal av PAH-föreningarna är

carcinogena. WHO och IMM anger 0,1 ng/m³ för bens(a)pyren som lågrisknivå med hänsyn till lungcancerrisken.

Material och metoder

Urval av försökspersoner

Personer mellan 20-50 år boende i Göteborgs kommun slumpades ut från folkbokföringsregistret av SPAR (Statens personadressregister). Åldersgränserna valdes för att omfatta personer i yrkesför ålder. Målet var att få 40 deltagare.

Ett informationsbrev där studien beskrevs skickades ut till slumpmässigt utvalda individer, varav hälften män och hälften kvinnor. Dessa personer ringdes senare upp för att få svar om deltagande i studien. Brev skickades ut till ungefär 20 personer i taget för att telefonkontakt skulle kunna ske några dagar efter brevutskick, och nya personer kontaktades allt eftersom. Totalt skickades brev till 70 personer. Om kontakt per telefon och brev inte lyckades kontaktades de med personligt besök i bostaden. Bland de 70 personerna fanns det 7 personer som inte längre bodde i Göteborg. Av dem som kontaktades accepterade 38 personer att delta i studien, medan 26 avstod då de inte hade tid, var bortresta eller på grund av språksvårigheter. Andelen som accepterade att delta i undersökningen var således 60 % (38/63) av målgruppen. Av de 38 individer som accepterat att delta avbröt en person mätningarna på grund av sjukdom. En omgång provtagare tappades bort av försökspersonen, och ett prov av bensen/1,3-butadien misslyckades vid analysen. Således fanns 35 personburna mätningar av bensen respektive 1,3-butadien och 36 för formaldehyd. Av de 36 var 20 män och 16 kvinnor. Medelåldern var 36 år för männen och 34 år för kvinnorna.

För 20 av deltagarna genomfördes upprepade mätningar. Försökspersonerna frågades efter första omgången om de ville delta en andra omgång och detta gjordes tills 20 personer tackat ja till en andra omgång. Av de 20 som valde att delta en andra omgång var 9 män och 11 kvinnor.

Exponeringsmätningar

Personburna mätningar och inomhusmätningar

Personburen provtagning gjordes för bensen, 1,3-butadien och formaldehyd. Mätningarna utfördes under sju på varandra följande dygn, då provtagarna bars under all vaken tid av försökspersonerna. Mätningar utfördes på samtliga individer under en första omgång och dessutom gjordes upprepade mätningar på 20 av deltagarna. Personburna mätningar av kvävedioxid kunde inte genomföras i undersökningen, då Arbetslivsinstitutet i Umeå som tidigare ansvarat för provtagare och analys inte kunde utföra analyserna på grund av att institutet lagts ned. Samtliga mätningar utfördes under perioden 28 septem-

ber 2006 till 17 januari 2007. Deltagarna fick under provtagningstiden fylla i en dagbok samt en enkät (Bilaga 1 och 2).

Fina partiklar ($PM_{2,5}$) mättes stationärt under två dygn i vardagsrummet hos 20 individer, varav 10 tillhörde de slumpvis utvalda deltagarna ur allmänbefolkningen och resterande 10 var frivilliga försökspersoner från AMM.

Bakgrundsmätningar

Mätningarna genomfördes på taket till Arbets- och miljömedicin (AMM) på Medicinargatan 16 samt på Femmans tak (Nordstans köpcentrum, Postgatan 26-32). Båda mätplatserna representerar urban bakgrund. I resultatsammanställningen i bilaga 4 har medelvärdet för dessa båda mätstationer använts för de ämnen där mätning skett parallellt på båda platserna. Bensen, 1,3-butadien och formaldehyd mättes under fem mätperioder (veckoprovtagningar) utspridda över den tid som HÄMI projektet pågick. Även kvävedioxid har mätts stationärt på de två platserna utomhus, men data finns tillgängligt endast för tre veckor då provtagning skedde med IVLs (Svenska Miljöinstitutet AB) provtagare. 48-timmarsmätningar av $PM_{2,5}$ genomfördes på taket till AMM, och dessa mätperioder skedde parallellt med stationär mätning av $PM_{2,5}$ i individernas vardagsrum.

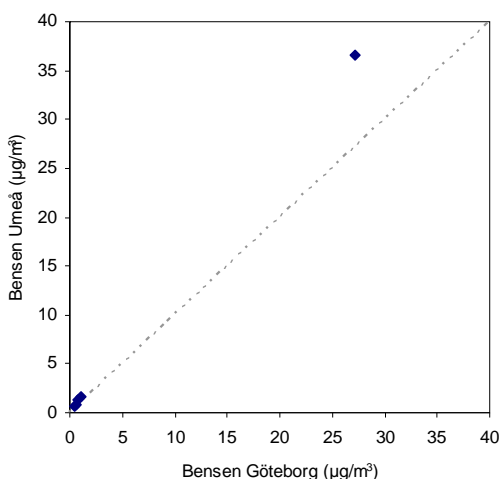
Mät- och analysmetoder

Bensen och 1,3-butadien

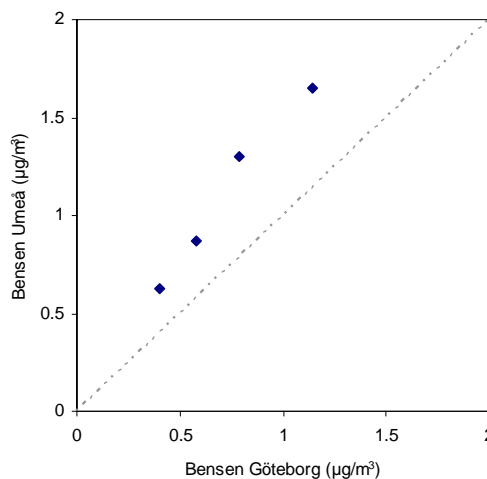
Vid mätning av bensen och 1,3-butadien användes diffusionsrör av typen Perkin-Elmer fyllda med Carbopack X 60/80 mesh (Supelco, Bellefonte, PA, USA). Analys av proverna har utförts av miljökemilaboratoriet vid Arbets- och miljömedicin i Göteborg med automatisk termisk desorptions utrustning (ATD) kopplad till gaskromatograf (GC) med masspektrometer detektor (MS). Kontroller för kvantifiering och identifiering av målsubstanserna tillverkades genom att injicera en känd massa av en referensgas innehållande de två ämnena på Perkin-Elmer rör. Vid beräkningarna användes upptagshastigheten 0,59 ml/min för bensen och 0,56 ml/min för 1,3-butadien.

Kontrollprover analyserades samtidigt med proverna. Dessa kontrollprover erhöles från National Physical Laboratory (NPL), UK, och innehöll en certifierad mängd av de båda målsubstanserna spikade på Perkin-Elmer rör. Tio kontrollprover analyserades och för bensen var medelvärdet av dessa tio prover 33 ng/prov mot certifierad mängd 39 ng/prov. Spridningen i resultat för de tio kontrollproverna (relativa standardavvikelsen) var 4 %. För 1,3-butadien gav de tio kontrollproverna ett medelvärde på 37 ng/prov jämfört med certifierad mängd 39 ng/prov och relativa standardavvikelsen var 16 %. Blankprover analyserades parallellt med proverna under hela studien. Bensen detekterades i dessa och utgjorde <20 % av de detekterade halterna i proverna. Provresultaten korrigerades mot blankvärdena. Detektionsgränsen, baserad på 7 dygns provtagningstid, var $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för både bensen och 1,3-butadien.

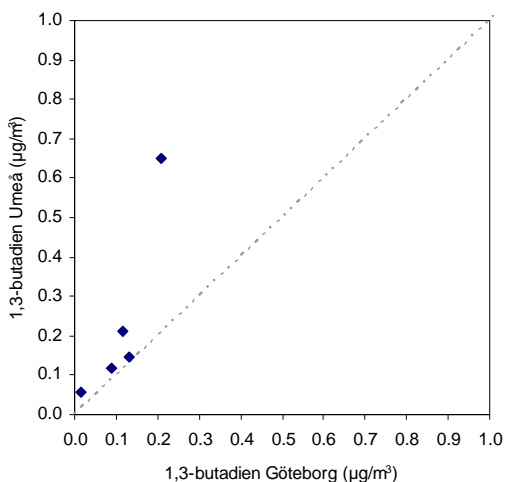
I projektet ingick även en begränsad studie för att jämföra resultaten med ett annat analyslaboratorium. Fem Perkin-Elmer provtagare fyllda med Carbopack X för bensen och 1,3-butadien från laboratoriet vid Arbets- och miljömedicin i Göteborg och fem från Arbetslivsinstitutet i Umeå placerades ut hemma hos fem frivilliga, två provtagare per hem. De båda provtagarna placerades bredvid varandra och mätning skedde under en veckas tid. Resultaten från de parallella mätningarna analyserade vid respektive laboratorium framgår av figurerna nedan.



(a)



(b)



(c)

Figur 1. Resultat från den jämförande studien med Perkin-Elmer provtagare för bensen (a) och (b), samt 1,3-butadien (c) från Arbetslivsinstitutet i Umeå respektive miljökemilaboratoriet vid Arbets- och miljömedicin i Göteborg. I figur 1 (b) har det högsta värdet plockats bort för att tydliggöra resultatet.

Formaldehyd

Formaldehyd mättes med UME^x 100 dosimetrar. Provtagningen baseras på en reaktion mellan 2,4-dinitrofenylhydrazin (DNPH) och formaldehyd. Analyserna har utförts vid miljökemilaboratoriet vid Arbets- och miljömedicin i Göteborg som är ackrediterat för analys av formaldehyd. Proverna analyserades med HPLC (high performance liquid chromatography). Kontrollprover (formaldehyd-DNPH, 1 µg/ml) analyserades för att verifiera riktigheten i resultaten och dessa kontrollprover avvek inte mer än 2 % från det certifierade värdet. Den provtagna mängden i provtagningskiktet korrigeras för blank. Upptagsfaktorn 20,2 ml/min användes för att beräkna halterna i proverna och detektionsgränsen för 7 dygns provtagning var 0,5 µg/m³.

Fina partiklar (PM_{2,5})

För de stationära mätningarna i försökspersonernas vardagsrum användes cyklon GK2.05 (KTL) tillsammans teflonfilter (Pall Teflo, 37 mm, 2 µm porstorlek) och pump från BGI (BGI Inc., Waltham, MA, USA) med luftflöde 4 liter/min. Vid de stationära mätningarna av PM_{2,5} på taket till AMM användes impaktor, PQ100 Basel PM_{2,5} sampler (EPA WINS, BGI). Insamlingen skedde på teflonfilter (Pall Teflo, 47 mm, 2 µm porstorlek) och luftflödet var 16,7 liter/min. Masskoncentration bestämdes gravimetriskt (Mettler Toledo MX5). Detektionsgränsen var 11 µg, vilket motsvarar 1 µg/m³ vid 48 timmars provtagning (ISO/CD 15767). Vägningen har utförts vid Arbets- och miljömedicin i Göteborg.

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) i PM_{2,5}

Den insamlade partikelmassan analyserades efter vägning med avseende på innehåll av PAH. Teflonfiltret placerades i glasvial varefter en internstandard (IS) bestående av 16 deuterade PAH-komponenter tillsattes. Därefter tillsattes diklormetan och provet extraherades i SONICA Ultrasonic extraktor. Analys och detektion utfördes med en högupplösande gaskromatograf (GC) kopplad till en lågupplösande masspektrometer (MS) i selektiv ion recording (SIR) mode. Blankprover analyserades parallellt med proverna under hela studien. Några komponenter detekterades i dessa blankar men utgjorde <10% av de detekterade halterna i proverna. Provresultaten korrigerades mot blankvärdena. Detektionsgränsen var 5 pg/m³ för PAH insamlade i vardagsrum och 1 pg/m³ för urban bakgrund.

Ett referensmaterial (SRM 1649a urban dust) certifierat för 12 PAH användes vid analyserna. Ett kontrollprov analyserades i vilket halten av bens(a)pyren var 1,9 ng mot certifierat 2,5 ng, vilket innebär en underskattning med 24 % jämfört med referensmaterialet. Avvikelsen (negativ) från det certifierade resultatet för övriga komponenter var <10 % för krysen och bens(k)fluoranten och 20-40 % för bens(b)fluoranten, perylen och bens(g,h,i)perylene. Två ämnen avvek från övriga då kontrollprovet överskattades i förhållande till det certifierade materialet, indeno(1,2,3-c,d)pyren med 30 % och dibens(a,h)antracen med 130 %.

Statistiska metoder

För varje enskilt ämne har koncentrationer angetts som medianvärde, aritmetiskt medelvärde och geometriskt medelvärde. Dessutom anges den relativa standarddeviationen (SD), den geometriska standarddeviationen (GSD) samt spridningen i de uppmätta haltena (range). För medianvärdet har även ett 95 % konfidensintervall beräknats (95 % KI). Vid beräkningar av samband mellan två olika variabler användes Spearmans rangkorrelation (r_s). Vid jämförelse mellan grupper användes Wilcoxon rangsummetest och för parvisa jämförelser, när det var möjligt, Wilcoxon signed rank test. För beräkning av variabiliteten inom och mellan individer användes nested variansanalys med obalanserade data. Vid beräkningar har statistikprogrammet SAS (SAS version 9.1) använts. Som gräns för statistisk signifikans användes $p < 0,05$.

Resultat

Studiegrupp och bakgrundsinformation

Samtliga mätningar, förutom en personburen mätning, genomfördes under hösten 2006. Median för den totala provtagningstiden var 168 timmar, vilket motsvarar exakt 7 dygn. Deltagarna tillbringade i median 92 % av provtagningstiden inomhus, varav 75 % i hemmet. 6 % av provtagningstiden tillbringades i trafikerad miljö.

Av deltagarna var 7 rökare (3 kvinnor och 4 män). Under första omgångens mätningar uppgav 7 av de 29 icke-rökarna att de utsatts för passiv rökning i median 0,3 timmar (0,05 - 1,8 timmar). Under andra omgångens mätningar uppgav ingen av de deltagande icke-rökarna att de exponerats för passiv rökning.

Av samtliga deltagare bodde 12 personer i villa eller radhus och 24 personer i lägenhet. Bostadens byggår varierade mellan 1920 och 2005 (median 1969). Majoriteten (23 individer eller 64 %) hade fjärrvärme, i övrigt hade sex individer elvärme, två hade oljeeldning, en individ eldade med ved och fyra individer bodde i bostad med någon annan typ av uppvärmning. Endast en deltagare hade gasspis. Fem deltagare angav att de bodde i bostad med inbyggt garage där de parkerade bilen.

Tre individer uppgav yrkesmässig exponering för motoravgaser eller bensinångor. Två av dessa körde mycket bil i sina arbeten som tidningsbud respektive leverantör. Den tredje personen som uppgivit yrkesmässig exponering arbetade som truckförare och lagerarbetare.

Hälften av de deltagande försökspersonerna uppgav att de inte upplevt besvär av trafikbuller de senaste 3 månaderna, medan 39 % sade sig vara besvärade ibland. 11 % uppgav att de ofta (varje vecka) haft besvär av trafikbuller den senaste tiden. Avgaser upplevdes som besvärande av 48 % av deltagarna (6 % uppgav att de ofta hade besvär, 42 % angav ibland). På frågan om man upplever luften i Göteborgs centrum som besvärande vintertid svarade 58 % ja, ibland, medan 3 % ansåg att de varje vecka under

vintern fann stadsluften irriterande. Motsvarande resultat för vad deltagarna ansåg om luftkvaliteten i det egna bostadsområdet var 25 respektive 3 %.

Under mätperioden 060928-061220 var medeltemperaturen 9,5°C (varierade mellan -1,6 och 16,5°C) med en medelvindhastighet på 3,8 m/s. Det föll mycket regn, i genomsnitt 7 mm/dygn.

Bakgrundsmätningar

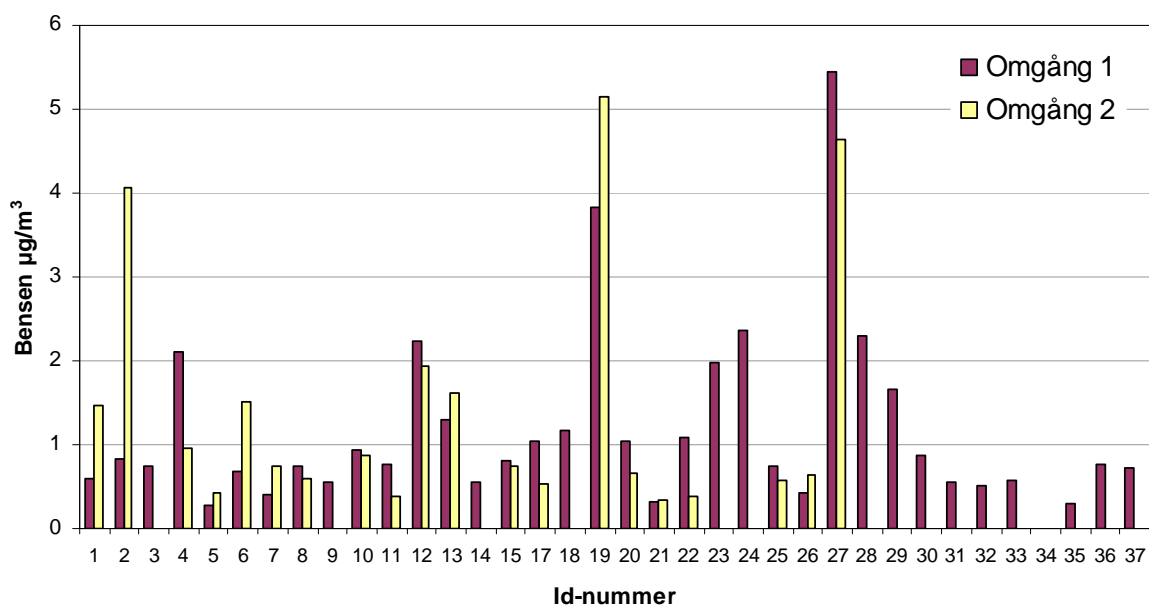
Resultaten från de stationära mätningarna utomhus i centrala Göteborg redovisas i Tabell 1. För de ämnen som mättes parallellt på taken på Medicinaregatan respektive Femman sågs ingen skillnad i föroreningshalter. Nedan redovisas endast bens(a)pyren, övriga PAH återfinns i Tabell 8.

Tabell 1. Stationära mätningar utomhus vid de två mätplatserna i centrala Göteborg. Bensen, 1,3-butadien, formaldehyd, NO₂ samt PM_{2,5} i µg/m³ och bens(a)pyren i pg/m³. I tabellen redovisas median, medelvärde samt lägsta och högsta värde (range) för Medicinaregatan 16 respektive Femman.

Ämne	Medicinaregatan 16				Femman			
	N	Median	Medel	Range	N	Median	Medel	Range
Bensen	5	0,9	0,7	0,3 – 1,0	5	0,7	0,7	0,4 – 1,0
1,3-Butadien	5	<0,02	–	–	5	<0,02	0,03	<0,02–0,09
Formaldehyd	5	2,1	2,0	1,0 – 2,6	5	2,1	2,1	1,5 – 3,0
NO ₂	3	16	17	16 – 19	3	20	21	19 – 23
PM _{2,5}	11	5,3	7,3	2,9 – 18				
Bens(a)pyren	11	35	46	11 – 141				

Bensen

Samtliga resultat för de personburna mätningarna redovisas i Figur 2. Beräkningar av variabiliteten inom och mellan individer visade att inom-individvariabiliteten (variabiliteten i bensenexponeringen mellan de två olika mättillfällena hos samma individ) utgjorde 39 % av den totala variabiliteten. Om de sju rökarna uteslöts ur beräkningarna ändrades inte resultatet nämnvärt, inom-individvariabiliteten blev då 41 %.



Figur 2. Bensenkoncentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid personburna mätningar. Upprepade mätningar utfördes på 20 individer (omgång 2). Id 3, 8, 12, 13, 20, 23 och 35 var rökare.

Två individer uppvisar högre halter än övriga under båda mätomgångarna. Första individen (id 27) hade eldat med ved under båda mätomgångarna (14 respektive 15 timmar per vecka). Den andra individen (id 19) uppgav en arbetsplats centralt belägen i innerstaden. Individ nr 2 har betydligt högre halter under andra omgången jämfört med första och har uppgett tankning av bil samt mycket bilkörning i arbetet under mätomgång två.

I Tabell 2 redovisas resultaten från de personburna mätningarna av bensen. Medianhalten för samtliga individer var $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (95 % KI $0,7\text{-}1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$) och medelvärdet $1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Resultaten vid de upprepade mätningarna var snarlika, och det fanns en signifikant korrelation mellan omgång ett och omgång två för de 20 upprepade individerna ($r_s=0,55$; $p=0,01$). Det fanns ingen signifikant skillnad i bensenexponering mellan kvinnor och män. Det var heller ingen signifikant skillnad mellan rökare ($N=7$) och icke-rökare ($N=27$) som utsatts för passiv rökning i mindre än en timme under provtagningsveckan.

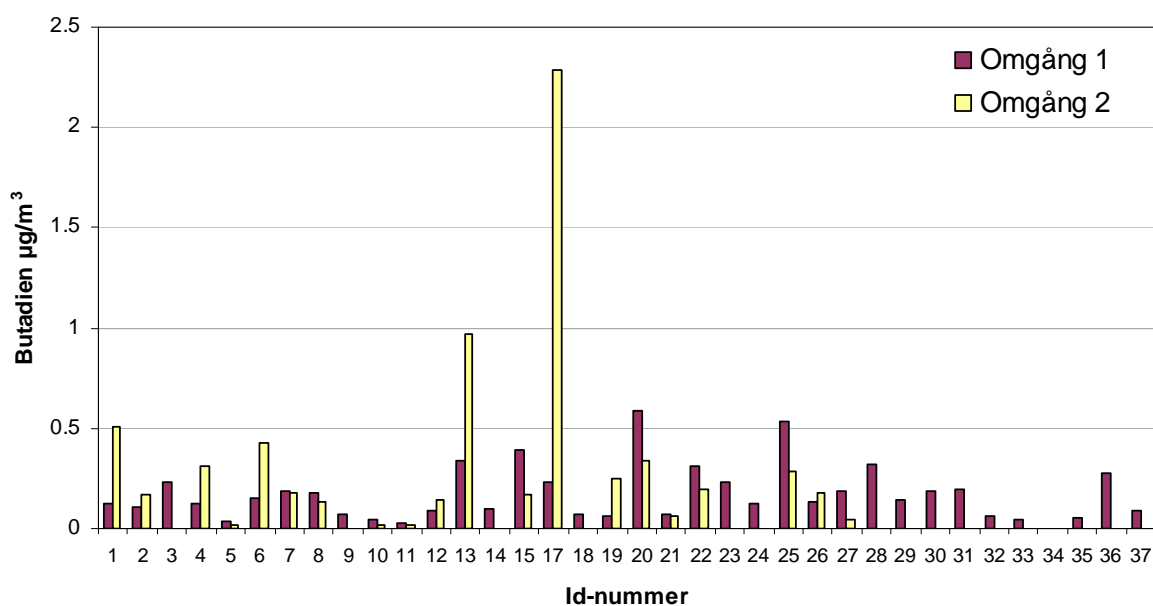
Personlig exponering för bensen var inte signifikant korrelerad till 1,3-butadien. Korrelationen mellan personburna halter av bensen och formaldehyd var svag men signifikant ($r_s=0,39$ $p=0,02$).

Tabell 2. Personlig exponering för bensen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). I tabellen redovisas median, medelvärde, standardavvikelse (SD), geometriskt medelvärde och standardavvikelse (GM respektive GSD) samt lägsta och högsta värde (range). Resultaten för individer med upprepade mätningar anges som omg1 och omg2. Halter redovisas även för enbart rökare respektive icke-rökare.

	N	Median	Medel	SD	GM	GSD	Range
Alla individer omg1	35	0,8	1,2	1,1	0,9	2,0	0,3 – 5,4
Individer upprepade omg1	20	0,8	1,3	1,3	0,9	2,1	0,3 – 5,4
Individer upprepade omg2	20	0,7	1,4	1,5	1,0	2,3	0,3 – 5,1
Rökare omg1	7	1,0	1,2	0,7	1,0	2,0	0,3 – 2,2
Icke-rökare omg1	28	0,8	1,2	1,1	0,9	2,0	0,3 – 5,4

1,3-Butadien

Resultaten från de personburna mätningarna av 1,3-butadien framgår av Figur 3. Inom-individvariationen för butadien utgjorde 31 % av den totala variabiliteten. Uteslutning av rökare ändrade inte heller här resultatet nämnvärt (utan rökare 33 %). Vi har inte funnit någon förklaring till de betydligt högre halter som uppmättes hos en individ (id 17) under den upprepade mätningen jämfört med första.



Figur 3. Butadienkonsentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid personburna mätningar. Upprepade mätningar utfördes på 20 individer (omgång 2). Id 3, 8, 12, 13, 20, 23 och 35 var rökare.

I Tabell 3 presenteras resultaten av samtliga personburna mätningar av 1,3-butadien. Medianhalten för de 35 individerna var $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (95 % KI $0,1\text{-}0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) och medelvärdet var $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Det var ingen signifikant skillnad i halter mellan omgång ett och två för de 20 upprepade individerna, och korrelationen mellan de båda omgångarna var $r_s=0,57$ ($p=0,008$). I likhet med resultaten för bensen kunde ingen signifikant skillnad påvisas mellan rökare och icke-rökare. Däremot fanns en signifikant skillnad ($p=0,04$) mellan kvinnor och män, där kvinnor hade högre exponering (median kvinnor: $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (N=16), män: $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (N=19)).

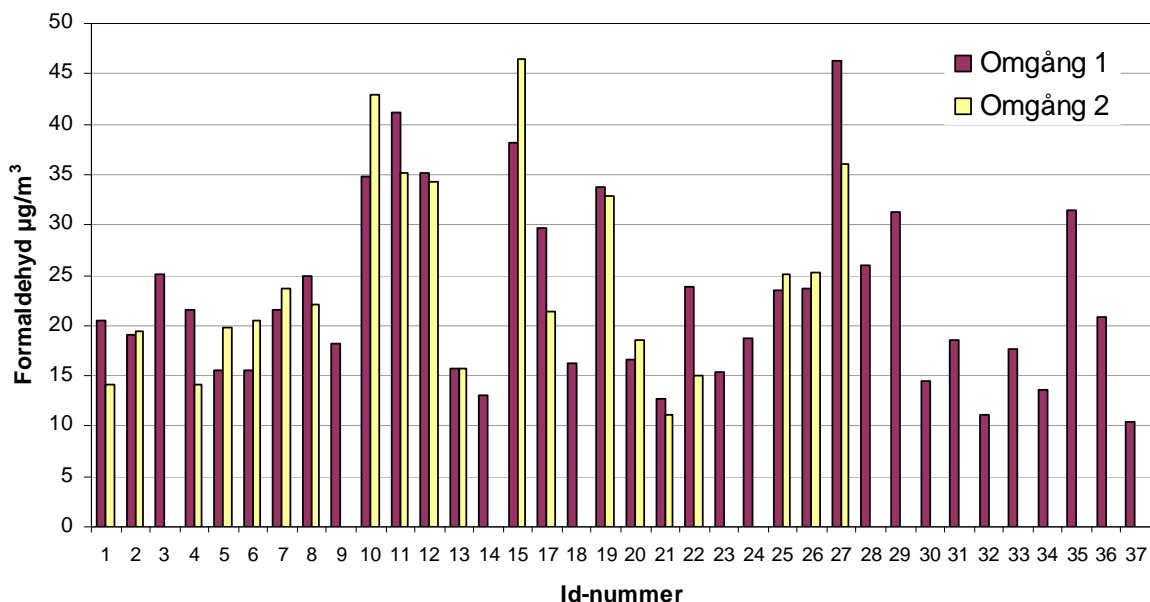
Personburna halter av 1,3-butadien var inte signifikant korrelerade till bensen eller formaldehyd.

Tabell 3. Personlig exponering för 1,3-butadien ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). I tabellen redovisas median, medelvärde, standardavvikelse (SD), geometriskt medelvärde och standardavvikelse (GM respektive GSD) samt lägsta och högsta värde (range). Resultaten för individer med upprepade mätningar anges som omg1 och omg2. Halter redovisas även för enbart rökare respektive icke-rökare.

	N	Median	Medel	SD	GM	GSD	Range
Alla individer omg1	35	0,1	0,2	0,1	0,1	2,2	0,02 – 0,6
Individer upprepade omg1	20	0,1	0,2	0,2	0,1	2,4	0,02 – 0,6
Individer upprepade omg2	20	0,2	0,3	0,5	0,2	3,9	<0,02 – 2,3
Rökare omg1	7	0,2	0,2	0,2	0,2	2,3	0,05 – 0,6
Icke-rökare omg1	28	0,1	0,2	0,1	0,1	2,1	0,02 – 0,5

Formaldehyd

Samtliga resultat från de personburna mätningarna av formaldehyd visas i Figur 4. Variabiliteten mellan individer dominerar och står för 95 % av den totala variabiliteten i mätningarna. Korrelationen mellan omgång ett och två för de 20 individerna där upprepad mätning genomförts var hög, $r_s=0,79$, $p<0,0001$.



Figur 4. Formaldehydkoncentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid personburna mätningar. Upprepade mätningar utfördes på 20 individer (omgång 2). Id 3, 8, 12, 13, 20, 23 och 35 var rökare.

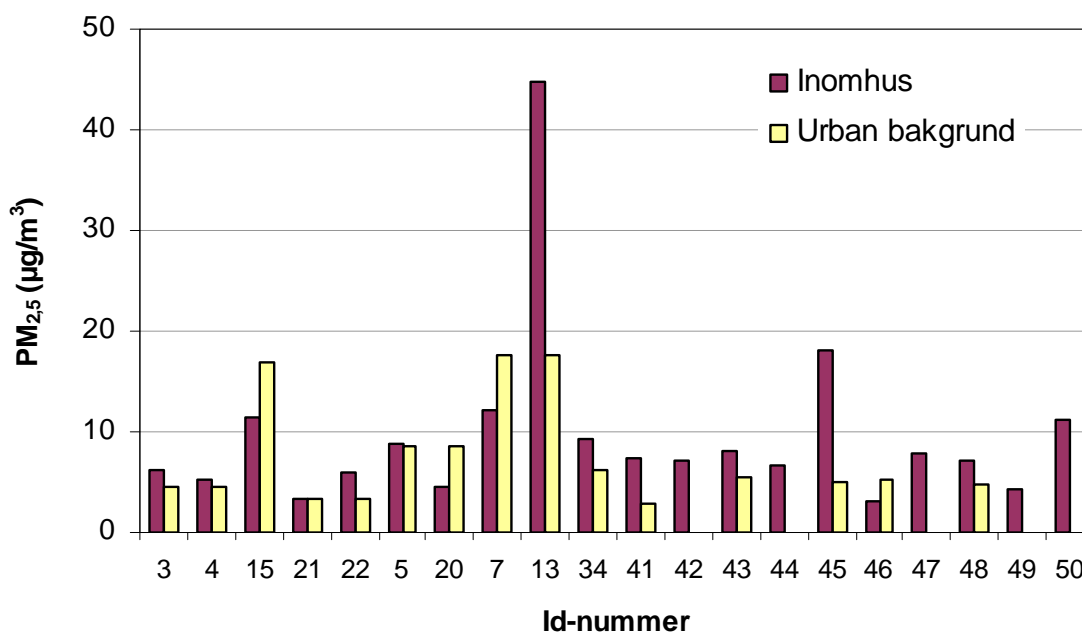
I Tabell 4 återfinns resultaten av de personburna mätningarna av formaldehyd. Medianhalten för samtliga individer var $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (95 % KI $17\text{-}25 \mu\text{g}/\text{m}^3$) och medelvärdet var $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Det förelåg ingen skillnad i uppmätta halter av formaldehyd mellan kvinnor och män eller mellan rökare och icke-rökare. Det var inte heller någon statistiskt signifikant skillnad mellan halterna hos personer boende i villa eller radhus jämfört med lägenhet ($p=0,08$). Nivåerna av formaldehyd var signifikant korrelerade till bensen ($r_s=0,39$ $p=0,02$) men inte till 1,3-butadien.

Tabell 4. Personlig exponering för formaldehyd ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). I tabellen redovisas median, medelvärde, standardavvikelse (SD), geometriskt medelvärde och standardavvikelse (GM respektive GSD) samt lägsta och högsta värde (range). Resultaten för individer med upprepade mätningar anges som omg1 och omg2. Halter redovisas även för enbart rökare respektive icke-rökare.

	N	Median	Medel	SD	GM	GSD	Range
Alla individer omg1	36	21	23	8,9	21	1,5	11 – 46
Individer upprepade omg1	20	24	26	9,6	24	1,4	13 – 46
Individer upprepade omg2	20	22	25	10	23	1,5	11 – 47
Rökare omg1	7	25	23	7,9	22	1,4	15 – 35
Icke-rökare omg1	29	21	22	9,3	21	1,5	11 – 46

Fina partiklar ($\text{PM}_{2,5}$)

Samtliga resultat från de stationära mätningarna i vardagsrummen hos 20 individer samt de parallella mätningarna i urban bakgrund på Medicinaregatan 16 visas i Figur 5. Studiegruppen innehöll tre rökare, och partikelhalten var klart högst hos den rökare (id 13) som även rökte inomhus. Det fanns en signifikant korrelation mellan uppmätta halter i vardagsrum och i urban bakgrund ($r_s=0,58$ $p=0,02$).



Figur 5. Nivåer av $\text{PM}_{2,5}$ i vardagsrum hos försökspersoner samt i urban bakgrund på Medicinaregatan 16. Id 3, 13 och 20 var rökare men endast id 13 rökte inomhus.

I Tabell 5 redovisas resultaten från mätningarna av PM_{2,5} inomhus. Median för samtliga individer (N=20) var 7,3 µg/m³ (95 % KI 5,9-9,3 µg/m³) och medel var 9,7 µg/m³. Det förelåg ingen statistiskt signifikant skillnad i uppmätta nivåer mellan individerna ur allmänbefolkningen och de klinikanställda.

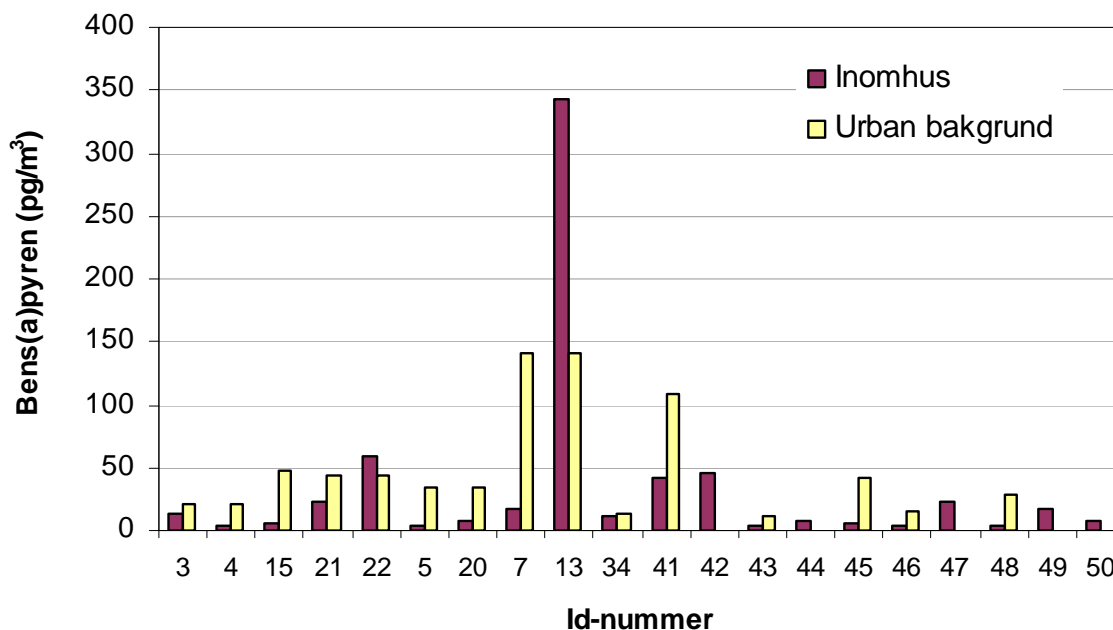
Tabell 5. Partiklar PM_{2,5} stationärt inomhus i vardagsrum (µg/m³). I tabellen redovisas median, medelvärde, standardavvikelse (SD), geometriskt medelvärde och standardavvikelse (GM respektive GSD) samt lägsta och högsta värde (range). Halterna redovisas för samtliga 20 deltagare, separat för allmänbefolkning respektive AMM-anställda samt för endast rökare respektive icke-rökare.

	N	Median	Medel	SD	GM	GSD	Range
Alla individer	20	7,3	9,7	9,0	7,8	1,8	3,2 – 45
Allmänbefolkning	10	7,6	11	12	8,3	2,1	3,4 – 45
Anställda AMM	10	7,3	8,1	4,1	7,4	1,6	3,2 – 18
Rökare	3	6,3	19	23	11	3,4	4,6 – 45
Icke-rökare	17	7,3	8,1	3,7	7,4	1,6	3,2 – 18

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)

Bens(a)pyren

Resultaten från de stationära mätningarna av bens(a)pyren i fina partiklar (PM_{2,5}) i vardagsrum hos de 20 försökspersonerna samt de parallella urbana bakgrundsmätningarna på Medicinaregatan 16 visas i Figur 6. Uppmätta halter av bens(a)pyren inomhus korrelerade signifikant till de parallella mätningarna i urban bakgrund ($r_s=0,67$ $p=0,007$).



Figur 6. Nivåer av bens(a)pyren inomhus i vardagsrum hos försökspersoner samt i urban bakgrund på Medicinaregatan 16. Id 3, 13 och 20 var rökare men endast id 13 rökte inomhus.

I Tabell 6 redovisas resultaten från de stationära mätningarna av bens(a)pyren i vardagsrum. Mediankoncentrationen av bens(a)pyren var $9,7 \text{ pg/m}^3$ (95 % KI $5,2\text{--}23 \text{ pg/m}^3$). Den högsta inomhushalten, 342 pg/m^3 , uppmättes hos den rökare som även rökte inomhus. Det fanns ingen korrelation inomhus mellan uppmätta halter av bens(a)pyren och nivåer av $\text{PM}_{2,5}$. Ingen statistiskt signifikant skillnad förelåg mellan inomhushalter uppmätta hos individer ur allmänbefolkningen och de klinikanställda.

Tabell 6. Uppmätta nivåer av bens(a)pyren inomhus (pg/m^3). I tabellen redovisas median, medelvärde, standardavvikelse (SD), geometriskt medelvärde och standardavvikelse (GM respektive GSD) samt lägsta och högsta värde (range). Halterna redovisas för samtliga 20 deltagare, separat för allmänbefolkning respektive AMM-anställda samt för endast rökare respektive icke-rökare.

	N	Median	Medel	SD	GM	GSD	Range
Alla individer	20	9,7	32	75	12	3,5	<5 – 342
Allmänbefolkning	10	12	48	104	15	4,1	<5 – 342
Anställda AMM	10	7,5	16	16	10	2,7	<5 – 46
Rökare	3	12	121	192	31	8,1	7,2 – 342
Icke-rökare	17	8,2	17	17	10	2,7	<5 – 58

Övriga partikulära PAH

Resultaten av uppmätta halter av de nio olika partikulära PAH som analyserades redovisas i Tabell 7 (inomhushalter) samt i Tabell 8 (urban bakgrund). För tre av föreningarna, bens(a)antracen, perylen och dibens(a,h)antracen, låg mer än hälften av inomhusproverna under detektionsgränsen och dessa ämnen redovisas därför inte.

Tabell 7. Uppmätta nivåer av PAH inomhus (pg/m^3). I tabellen redovisas median, medelvärde, standardavvikelse (SD), geometriskt medelvärde och standardavvikelse (GM respektive GSD) samt lägsta och högsta värde (range).

	N	Median	Medel	SD	GM	GSD	Range
Krysen	20	5,9	23	63	8,4	3,0	<5 – 289
Bens(b)fluoranten	20	15	40	80	18	3,0	<5 – 370
Bens(k)fluoranten	20	6,6	27	75	8,5	3,3	<5 – 340
Bens(a)pyren	20	9,7	32	75	12	3,5	<5 – 342
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	20	41	69	88	39	3,2	<5 – 392
Bens(g,h,i)perylene	20	37	73	90	37	3,7	<5 – 386

Tabell 8. Nivåer av PAH i urban bakgrund (pg/m^3). I tabellen redovisas median, medelvärde, standardavvikelse (SD), geometriskt medelvärde och standardavvikelse (GM respektive GSD) samt lägsta och högsta värde (range).

	N	Median	Medel	SD	GM	GSD	Range
Bens(a)antracen	11	13	16	13	12	2,5	1,7 – 44
Krysen	11	30	39	31	30	2,1	9,9 – 115
Bens(b)fluoranten	11	72	83	74	64	2,1	26 – 283
Bens(k)fluoranten	11	67	85	70	60	2,6	9,6 – 241
Bens(a)pyren	11	35	46	41	34	2,3	11 – 141
Perylen	11	2,3	5,6	7,3	2,9	3,2	<1 – 21
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	11	83	91	77	69	2,1	28 – 279
Dibens(a,h)antracen	11	3,5	8,4	13	3,8	3,7	<1 – 44
Bens(g,h,i)perylene	11	85	95	75	75	2,0	28 – 259

Det fanns signifikanta korrelationer mellan uppmätta halter inomhus i vardagsrum hos respektive försöksperson och de parallella mätningarna på Medicinargatan 16 för samtliga enskilda PAH ($r_s=0,66-0,84$). Det förelåg ingen skillnad i halter för försökspersoner ur allmänbefolkningen jämfört med klinikanställda. Generellt fanns en god korrelation mellan de olika PAH-föreningarna både inomhus och utomhus.

Diskussion

Sammanställning av stationära bakgrundsmätningar samt personburna mätningar för samtliga städer inom HÄMI projektet återfinns i bilaga 3 och 4 (Sällsten m.fl., 2001; Modig m.fl., 2002; Kruså m.fl., 2003; Friman m.fl., 2004; Andersson m.fl., 2006).

Urban bakgrund

Medianhalten av bensen i urban bakgrund (båda mätplatserna) var $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. I den första HÄMI undersökningen i Göteborg (Sällsten m.fl., 2001) användes även då Femmans tak för de urbana bakgrundsmätningarna och mediankoncentrationen var då $1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mot $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ år 2006. Variationsintervallet (range) låg något högre i undersökningen år 2000 ($0,9$ - $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) jämfört med 2006 ($0,3$ - $1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Uppmätta halter av bensen i urban bakgrund i Göteborg låg ungefär i nivå med övriga städer, förutom Stockholm som hade högre halter än övriga.

Nivåerna av 1,3-butadien var låga, betydligt lägre än uppmätta halter i övriga städer. Vad det beror på är oklart, men atmosfärskemiska faktorer har diskuterats liksom närheten till havet och eventuellt mindre förekomst av vedeldning i centrala Göteborg. Nivåerna av formaldehyd var som väntat betydligt lägre utomhus än inomhus (ca en tiopotens lägre).

Personlig exponering

Bensen

Medianen för de personburna mätningarna av bensen var $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket är lägre än lågrisknivån på $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Exponeringen för bensen låg ungefär i nivå med de halter som uppmättes i Göteborg år 2000 (Sällsten m.fl., 2001), men under de som uppmättes i Umeå, Malmö, Lindesberg respektive Stockholm, se bilaga 4. I undersökningen i Göteborg år 2000 sågs signifikant högre halter hos rökare, vilket inte kunde påvisas denna gång. Detta kan bero på att antalet rökare då var dubbelt så många ($N=14$) som år 2006. Antalet konsumerade cigaretter kan även ha varierat mellan de båda undersökningstillfällena, vilket inte framgår av de formulär som ingår i studien. I undersökningen i Lindesberg 2005 (Andersson m.fl., 2006) sågs inte heller någon signifikant skillnad mellan rökare ($N=5$) och icke-rökare, medan man i Malmö (Friman m.fl., 2004) fann dubbelt så höga (och statistiskt signifikant högre) halter hos rökarna ($N=13$).

Olika adsorbenter har använts för mätningarna av bensen med Perkin-Elmer provtagare i undersökningen i Göteborg år 2000 jämfört med år 2006. I den tidigare undersökningen användes Perkin-Elmer provtagare med adsorbent Tenax TA, medan Carbopack X användes 2006. Analys av bensen har i HÄMI undersökningarna skett vid olika laboratorier beroende på vilken stad som genomfört uppdraget (Göteborg har analyserat vid eget laboratorium, övriga i Umeå). Den jämförelse som gjorts mellan laboratorierna i

Umeå och Göteborg i denna undersökning visar att det eventuellt föreligger en systematisk skillnad i resultatet från de olika analyslaboratorierna.

Inom-individvariabiliteten (variabiliteten i bensenexponeringen mellan de två olika mättillfällena hos samma individ) utgjorde 39 % av den totala variabiliteten. I undersökningen från år 2000 var den 27 %, dvs variabiliteten i halter mellan olika individer utgjorde då en större andel. En möjlig förklaring kan vara att det ingick fler rökare i den tidigare undersökningen, vilket bidrar till att öka spridningen i uppmätta koncentrationer då cigarettök är en välkänd källa till bensenexponering.

Högre nivåer av bensen uppmättes hos en person boende i villa där vedeldning förekommit. Vedeldning är en känd emissionskälla för bensen, och i en studie i Hagfors uppmättes signifikant högre nivåer av bensen i hemmen hos vedeldare jämfört med icke-vedeldare (Gustafson m.fl., 2007). Medianhalten av bensen var lika för de personburna mätningarna jämfört med de stationära bakgrundsmätningarna, som dock var betydligt färre i antal.

1,3-Butadien

Den personliga exponeringen för 1,3-butadien i Göteborg ligger lågt, betydligt lägre än vad som rapporterats från övriga städer inom HÄMI, se bilaga 4. Vid samtliga mätningar har Carbopack X använts som adsorbent, men analyserna har skett vid olika laboratorier (Göteborg respektive Umeå). En eventuell skillnad i resultat beroende på analyslaboratorium kan dock inte förklara hela skillnaden mellan Göteborg och övriga städer.

Personburna veckomätningar av 1,3-butadien har även gjorts inom ett annat projekt i Göteborg (EXPOSE) under sensommaren 2004 respektive vintern 2005. Mediankoncentrationerna för de 10 försökspersonerna (alla icke-rökare) var då 0,07 respektive 0,08 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Den studie i Hagfors där vedeldare respektive icke-vedeldare undersöktes visar på signifikant högre halter av 1,3-butadien vid de personburna mätningarna hos vedeldarna (Gustafson m.fl., 2007). Den individ i HÄMI som rapporterade vedeldning under både omgång ett och två och hade höga koncentrationer av bensen uppvisade dock inte motsvarande förhöjda halter av 1,3-butadien.

Formaldehyd

Nivåerna av formaldehyd uppvisar även de stor likhet med mätningarna i Göteborg år 2000 (Sällsten m.fl., 2001). Mätningar gjordes då med modifierad GMD Model 570 provtagare. Medianvärdet 21 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ligger inom det lågriskintervall 12-60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som rekommenderats av IMM och ingen av de personburna mätningarna överskred lågriskintervallet.

För formaldehyd dominerade variabiliteten mellan olika individer (95 % av den totala variabiliteten), till skillnad mot resultaten för bensen och 1,3-butadien där inom-individvariabiliteten låg mellan 30 och 40 %. Eftersom variabiliteten mellan individer var så klart dominerande för formaldehyd är upprepade mätningar på samma individ inte nödvändig. När det gäller formaldehyd finns de största källorna för exponering inomhus,

vilket även bekräftas av de betydligt lägre halterna utomhus. Det faktum att inomhusluften är den dominerande exponeringskällan visades även i mätningarna år 2000 (Sällsten m.fl., 2001; Gustafson m.fl., 2005), och då var halterna signifikant högre för personer boende i villa jämfört med dem som bodde i lägenhet. Denna skillnad kunde inte visas statistiskt denna gång, dock var medianhalten högre för boende i villa eller radhus ($24 \mu\text{g}/\text{m}^3$) än för de individer som bodde i lägenhet ($18 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Medianhalten skiljer sig något åt mellan de olika städerna inom HÄMI projekten, se bilaga 4. En del av förklaringen kan vara att andelen boende i villa varierar. I Lindesberg bodde ca 75 % av försökspersonerna i villa eller radhus, medan individerna i Stockholm och Malmö till största delen (> 80 %) bodde i lägenhet. I Göteborg 2006 var andelen boende i lägenhet 67 %.

Inomhusmätningar

Fina partiklar (PM_{2,5})

Fina partiklar har tidigare mätts stationärt inomhus i vardagsrum i en annan studie i Göteborg (Johannesson m.fl., 2007). Partikelhalterna som uppmättes hos de 30 deltagarna i den studien (median $8,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) var ungefär i nivå med medianen för de 20 deltagarna i HÄMI 2006 ($7,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Även korrelationerna mellan nivåer inomhus och i urban bakgrund i de båda studierna är jämförbara (HÄMI 2006: $r_s=0,58$ $p=0,02$ respektive Göteborgsstudien: $r_s=0,55$ $p=0,004$). De 20 stationära mätningarna visar att mediankoncentrationen inomhus underskrider det av WHO angivna riktvärdet för årsmedelvärde av PM_{2,5} på $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Medianhalten av fina partiklar i Göteborg låg något lägre än den som uppmättes i Lindesberg 2005, se bilaga 4.

Bens(a)pyren

Bens(a)pyren provtogs och analyserades med olika metoder i de två HÄMI undersökningarna som genomförts i Göteborg. Till skillnad från denna undersökning då bens(a)pyren analyserades i fina partiklar (PM_{2,5}) insamlat på teflonfilter, användes tidigare en provtagare för totaldamm. Skillnaden i provtagningsmetod kan möjligen vara en förklaring till de lägre nivåer av bens(a)pyren som uppmättes 2006 jämfört med tidigare år. Nivåerna av bens(a)pyren i Göteborg (median $0,01 \text{ ng}/\text{m}^3$) var även betydligt lägre än de som uppmättes i Lindesberg 2005 ($0,08 \text{ ng}/\text{m}^3$), se bilaga 4, där provtagning och analys skett med samma metod.

Fler olika partikulära PAH kunde detekteras i fina partiklar från mätningar i urban bakgrund jämfört med inomhus eftersom provtagningsvolymen och därmed den insamlade partikelmassan var betydligt större utomhus.

Tack

Ett stort tack till alla försökspersoner som deltog i undersökningen. Tack även till Göteborgs miljöförvaltning för upplåtelse av plats för mätningar i urban bakgrund. Tack till Gunnel Garsell för värdefull hjälp med layout av rapporten. Undersökningen har genomförts med finansiellt stöd från Naturvårdsverket.

Referenser

Andersson L, Westberg H, Bryngelsson I, Lundholm C. Cancerframkallande ämnen i tätortsluft Lindesberg 2005/2006. Yrkesmedicinska kliniken Universitetssjukhuset i Örebro, 2006.

Finnberg N, Gustavsson P, Högberg J, Johansson G, Sällsten G, Warholm M, Victorin K. Kortfattad riskbedömning av 1,3-butadien. Institutet för miljömedicin, Karolinska Institutet, IMM-rapport 1/2004.

Friman K, Axmon A, Tinnerberg H. Cancerframkallande ämnen i tätortsluft Malmö 2003, Yrkes- och miljömedicinska kliniken i Lund, 2004.

Gustafson P, Barregård L, Lindahl R, Sällsten G. Formaldehyde levels in Sweden: personal exposure, indoor, and outdoor concentrations. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* (2005) 15, 252-260.

Gustafson P, Barregård L, Strandberg B, Sällsten G. The impact of domestic woodburning on personal, indoor and outdoor levels of 1,3-butadiene, benzene, formaldehyde and acetaldehyde. *Journal of Environmental Monitoring* (2007), 9 (1), 23-32.

Johannesson S, Gustafson P, Molnár P, Barregård L, Sällsten G. Exposure to fine particles (PM_{2.5} and PM₁) and black smoke in the general population: personal, indoor, and outdoor levels. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* (2007) 17, 613-624.

Kruså M, Bellander T, Nilsson M. Cancerframkallande ämnen i tätortsluft Stockholm 2002/2003. Rapport från Arbets- och miljömedicin 2004:3, Stockholm.

Modig L, Forsberg B, Hagenbjörk-Gustafsson A, Järvholm B, Levin JO, Lindahl R, Rhen M, Segerstedt B, Sundgren M, Sunesson AL, Brorström-Lunden E. Cancerframkallande ämnen i tätortsluft – exponering och halter i Umeå 2001. Yrkesmedicin, Umeå Universitet, 2002.

Sällsten G, Björklund J, Johansson O, Melin J, Lindahl R, Loh C, Östman C, Barregård L. Cancerframkallande ämnen i tätortsluft – personlig exponering, individrelaterade stationära mätningar och bakgrundsmätningar i Göteborg 2000. Rapport från Yrkes- och miljömedicin nr 90. Arbets- och miljömedicin, Göteborg, 2001.

Victorin K. Risk assessment of carcinogenic air pollutants. Institutet för miljömedicin, IMM-rapport 1/1998.

WHO, 2000. Air Quality Guidelines for Europe, second edition. WHO regional publications, European series, no 91.

WHO, 2005. WHO Air Quality Guidelines Global Update 2005: Report on a working group meeting, Bonn, Germany, 18-20 October, 2005.

WHO Europe. Air Quality Guidelines, Global update 2005. World health Organization, 2006.

Bilagor

Bilaga 1. Enkät

Löpnummer: _____

Datum: _____

Namn: _____

Adress: _____ Våningsplan _____
gata nr. postnr kommun

Allmänna frågor:

1. Är Du rökare? Ja Nej
2. Är Du snusare? Ja Nej
3. Hur bor Du? villa lägenhet radhus/parhus

Ungefärligt byggår: _____

Reparationsår: _____

4. Uppvärmning av bostaden sker med
fjärrvärme
enbart oljepanna
enbart elpanna
enbart ved/pellets

kombination/övrigt _____

Är oljepanna eller ved/pellets panna placerad inne i bostaden Ja Nej

5. Finns det gasspis i Din bostad? Ja Nej

6. Var arbetar/studerar Du i huvudsak?
Vid flera arbetsplatser eller skolor, skriv på baksidan (15).

Adress:

_____ Våningsplan _____
gata nr postnr kommun

7. Yrke/studieinriktning? _____

8. Arbets/skoltider? _____

9. Färdmedel till arbete/skola? _____

Pendling mellan orterna? _____

10. Parkerar Du i garage som är inbyggt i ditt bostadshus? Ja Nej

11. Kommer Du i kontakt med motoravgaser/bensinångor eller lösningsmedel inom arbetet/skolan? Ja Nej

12. Kommer Du i kontakt med motoravgaser /bensinångor eller lösningsmedel på din fritid?
Ja Nej

13. Har Du de senaste tre månaderna känt dig besvärad av något av följande?

	Ja, ofta (varje vecka)	Ja, ibland	Nej, aldrig
a) trafikbuller	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
b) bilavgaser	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

14. Hur ofta brukar Du vintertid uppleva luften som irriterande?

	dagligen eller nästan dagligen	ibland eller periodvis	aldrig eller nästan aldrig
a) i ditt bostadsområde	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
b) mitt i centrum	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

15. Övriga arbetsplatser eller skolor (forts från fråga nr 6)

Adress:

_____ Våningsplan _____
gata nr postnr kommun

Adress:

_____ Våningsplan _____
gata nr postnr kommun

Vid frågor kontakta:

Christian Mattsson, Arbets- och miljömedicin, Sahlgrenska Universitetssjukhuset
Telefon: 031-773 28 91, mobil: 0704-33 28 94 e-post: christian.mattsson@amm.gu.se

Sandra Johannesson, Arbets- och miljömedicin, Sahlgrenska Universitetssjukhuset
Telefon: 031-773 28 42, e-post: sandra.johannesson@amm.gu.se

Gerd Sällsten, Arbets- och miljömedicin, Sahlgrenska Universitetssjukhuset
Telefon 031-773 28 97, e-post: gerd.sallsten@amm.gu.se

Bilaga 2. Dagbok

Löpnummer: _____ Startdatum: _____ (dygn 0)

Namn: _____

Adress: _____ Våningsplan _____

Start kl.	:								Stopp kl.	:
		Dygn 0	Dygn 1	Dygn 2	Dygn 3	Dygn 4	Dygn 5	Dygn 6	Dygn 7	
Tid i trafik										
Hur länge har Du vistats ute i trafik längs gator, vägar och trottoarer (i bil, buss, gående eller cyklande etc.)? Ange timmar eller minuter.										
Övrig tid inomhus										
Hur länge har Du vistats inomhus i bostäder ? Ange timmar.										
Hur länge har Du vistats inomhus på arbetsplatser ? Ange timmar.										
Hur länge har Du vistats inomhus i andra lokaler (t ex affärer, restauranter, nöjeslokaler etc.)? Ange timmar eller minuter.										
Övrig tid utomhus										
Hur länge har Du vistats utomhus på arbetsplatser (andra än i trafiken – se fråga 1)? Ange timmar.										
Hur länge har Du vistats utomhus annat än i trafik eller på arbetsplatser (t ex på gårdar, i natur o s v)? Ange timmar eller minuter.										
Summa (ska vara 24 timmar)										

	<i>Dygn 0</i>	<i>Dygn 1</i>	<i>Dygn 2</i>	<i>Dygn 3</i>	<i>Dygn 4</i>	<i>Dygn 5</i>	<i>Dygn 6</i>	<i>Dygn 7</i>
Har Du under dygnet täckt över provtagarna p.g.a. väder? Om ja, hur lång tid i minuter.								
Har Du vistats i ett rum där rökning förekom? Om Ja, hur lång tid sammanlagt. Ange timmar eller minuter								
Har du utfört någon speciell aktivitet under veckan där du tror dig ha utsatts för extra mycket föroreningar (målat, svetsat, lackerat etc)	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>
Har Du vistats i bostaden (egen eller annans) samtidigt som det eldats med ved/pellets? Om ja, hur länge	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>timmin	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/> ...tim ..min	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/> ... tim . .min	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/> ... tim ...min	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/> ... timmin	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/> ...tim ..min	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/> ... timmin	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>timmin
Har Du tankat bensin (ej diesel) under dygnet?	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>
Har Du hanterat bensin vid andra tillfällen än tankning av bil?	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>
Har Du haft sovrumsfönstret öppet eller på glänt under natten?	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>
Annan adress under dygnet? Om ja, ange vilken på baksidan.	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>	Ja <input type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/>

Behöver endast fyllas i om Du något dygn under veckan sovit på annan adress än där Du normalt sover.

Antal nätter? _____

Adress: _____ Våningsplan _____
gata nr. postnr. kommun

Bilaga 3. Stationära mätningar (bakgrundsmätningar)

	<i>Gatunivå</i>			<i>Urban bakgrund</i>		
	Median µg/m ³	Medel µg/m ³	Spännvidd µg/m ³	Median µg/m ³	Medel µg/m ³	Spännvidd µg/m ³
Bensen Gbg 2000	1,1		0,9-1,6	1,1		0,9-1,5
Bensen Umeå 2001	1,6	2,1	0,2-4,6	0,8	1,0	0,04-2,2
Bensen Sthlm 2002	4,5(H) 1,2 (J)	4,81 (H) 1,3 (J)	3,9-7,0 (H) 0,8-1,9 (J)	1,4	1,7	1,2-2,4
Bensen Malmö 2003	1,95	2,15	1,80-2,99	0,98	1,14	0,90-1,72
Bensen Lindesberg 2005	0,4	0,8	0,3-2,1	0,4	0,7	0,2-1,8
Bensen Gbg 2006				0,8	0,7	0,3-1,0
Butadien Umeå 2001	0,4	0,35	0,03-0,6	0,14	0,12	0,01-0,2
Butadien Sthlm 2002	0,41 (H) 0,036 (J)	0,39 (H) 0,04 (J)	0,19-0,52 (H) 0,02-0,07 (J)	0,07	0,08	0,05-0,12
Butadien Malmö 2003	0,22	0,22	0,13-0,30	0,10	0,09	0,05-0,13
Butadien Lindesberg 2005	0,04	0,12	0,03-0,3	0,05	0,12	0,01-0,3
Butadien Gbg 2006				<0,02	0,02	<0,02-0,09
Formaldehyd Gbg 2000	2,0		0,9-3,9	2,7		1,8-4,6
Formaldehyd Umeå 2001	3,5	3,5	3,0-4,0	3,0	3,1	2-4
Formaldehyd Sthlm 2002	3,2 (H) 1,8 (J)	3,5 (H) 1,8 (J)	2,3-5,5 (H) 1,5-2,2 (J)	2,5	2,3	1,5-3,0
Formaldehyd Malmö 2003	3,0	2,8	2,0-3,0	3,0	2,6	2,0-3,0
Formaldehyd Lindesberg 2005	3	2,6	2,6-3	2,0	2,2	1,0-3,0
Formaldehyd Gbg 2006				2,1	2,0	1,0-3,0
NO₂ Gbg 2000	21		19-24	20		17-22
NO₂ Umeå 2001	55	53	35-72	28	26	16-41
NO₂ Sthlm 2002	71 (H) 10 (J)	74 (H) 10 (J)	52-106 (H) 5-18 (J)	21	24	16-41
NO₂ Malmö 2003	41,5	42,1	33,8-48,7	24,5	26,0	22,4-29,5
NO₂ Lindesberg 2005	10	10	7-13	7	6,5	4-8
NO₂ Gbg 2006				19	19	16-23
B(a)P ng/m³ Umeå 2001	0,3	0,29	0,06-0,49	0,07	0,1	0,02-0,3
B(a)P ng/m³ Sthlm 2002	0,28 (H) 0,08 (J)	0,31 (H) 0,15 (J)	0,18-0,55 (H) 0,03-0,41 (J)	0,16	0,14	0,04-0,27
B(a)P ng/m³ Malmö 2003	0,13	0,18	0,07-0,33	0,07	0,16	0,04-0,38

	<i>Gatunivå</i>			<i>Urban bakgrund</i>		
	Median $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Medel $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Spännvidd $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Median $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Medel $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Spännvidd $\mu\text{g}/\text{m}^3$
PM_{2,5} $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Lindesberg 2005	9,0	13	5,8-23	9,7	13	5,9-23
PM_{2,5} $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Göteborg 2006				5,3	7,3	2,9-18
B(a)P i PM_{2,5} ng/m^3 Lindesberg 2005	0,29	0,29	0,08-0,48	0,31	0,30	0,08-0,45
B(a)P i PM_{2,5} ng/m^3 Gbg 2006				0,035	0,046	0,01-0,14
Ozon Gbg 2000	33		27-50	38		30-64

H = Hornsgatan (Sthlm centrum)

J = Jägmästarvägen (10 km från centrum)

Bilaga 4. Personburna mätningar, samtliga deltagare

	Median ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) (N)	Medel ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) Aritmetiskt	Spännvidd ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Bensen Göteborg 2000	1,0	1,3	0,5-6,5
Bensen Umeå 2001	1,5	2,2	0,7-17
Bensen Sthlm 2002	2,8	3,4	1,3-16
Bensen Malmö 2003	1,7	2,5	0,8-14,4
Bensen Lindesberg 2005	1,6	3,2	0,9-22
Bensen Göteborg 2006	0,8	1,2	0,3-5,4
Butadien Umeå 2001	0,4	0,6	0,2-2,1
Butadien Sthlm 2002	0,4	0,6	0,2-2,9
Butadien Malmö 2003	0,6	0,9	0,1-4,0
Butadien Lindesberg 2005	0,5	0,7	0,1-3,5
Butadien Göteborg 2006	0,1	0,2	0,02-0,6
Formaldehyd Göteborg 2000	19	25	9-77
Formaldehyd Umeå 2001	15	22	6-82
Formaldehyd Sthlm 2002	12	13	6-25
Formaldehyd Malmö 2003	16	16,3	7-33
Formaldehyd Lindesberg 2005	27	27	7-64
Formaldehyd Göteborg 2006	21	23	11-46
NO₂ Umeå 2001	8,0	9,6	3-21
NO₂ Sthlm 2002	17	18	7-32
NO₂ Malmö 2003	13,4	15,5	0,1-49,3
NO₂ Lindesberg 2005	5	8	1-45
B(a)P ng/m³ Göteborg 2000	0,07	0,09	0,03-0,26
B(a)P ng/m³ Umeå 2001	0,08		<0,02-0,6
B(a)P ng/m³ Sthlm 2002	0,09		0,03-0,75
B(a)P ng/m³ Malmö 2003	0,17		0,05-0,4
B(a)P i PM_{2,5} ng/m³ Lindesberg vardagsrum 2005	0,076	0,12	0,01-0,75
B(a)P i PM_{2,5} ng/m³ Göteborg vardagsrum 2006	0,010	0,032	<0,005-0,34
PM_{2,5} $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Lindesberg vardagsr 2005	9,3	11	3,6-45
PM_{2,5} $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Göteborg vardagsrum 2006	7,3	9,7	3,2-45
PAH Umeå 2001	0,032		0,01-0,06
PAH Sthlm 2002	0,027		0,017-0,15
PAH Malmö 2003	0,024		0,006-0,12