

# *Cancerframkallande ämnen tätortsluft - Umeå 2001*

Utfört av  
Umeå Universitet  
Inst. för Folkhälsa och Klinisk Medicin  
Arbetslivsinstitutet  
Prog. för kemisk yrkeshygien  
IVL, Svenska Miljöinstitutet AB

Programområde  
Hälsorelaterad miljöövervakning  
Kontrakt nr 215 0101 och 215 0102



## Förord

Efter införandet av miljöbalken fastslog regeringen 15 miljömål, vilka ska vara vägleda det svenska miljöarbetet. Ett av miljömålen är ”frisk luft”. Denna undersökning är en del inom Naturvårdsverkets programområde hälsorelaterad miljöövervakning, och syftar till att värdera miljömålet ”frisk luft” med avseende på cancerframkallande ämnen i tätortsluft. Umeå deltar som en av fyra städer i projektet och arbetet har utförts i samarbete mellan Yrkesmedicin, institutionen för folkhälsa och klinisk medicin, och Arbetslivsinstitutet i Umeå. Den viktigaste faktorn för projektets genomförande är deltagarnas möjlighet och vilja att medverka, varför vi vill rikta ett stort tack till alla som deltagit i projektet. Umeå kommun har också bidragit till projektet genom att upplåta sina stationära mätstationer, och ett särskilt tack riktas till Stig Moström på Miljökontoret. Vidare vill vi tacka Yrkes- och miljömedicinska kliniken i Göteborg för kreativa diskussioner om upplägget av undersökningen.

## Sammanfattning

Exponeringen för ett antal cancerframkallande ämnen undersöktes i ett slumpmässigt urval av allmänbefolkningen i Umeå, 2001. Den huvudsakliga studien genomfördes från slutet av september till mitten av oktober som personburna 7-dygns mätningar på totalt 60 personer, medan några av mätningarna genomfördes i januari 2002. Parallellt med de personburna mätningarna genomfördes även mätningar vid två stationära platser i Umeå, bibliotekstaket och E4:an. Mätningarna omfattade bensen, 1,3-butadien, formaldehyd, acetaldehyd, PAH (polyaromatiska kolväten) samt kvävedioxid (NO<sub>2</sub>). Mätningarna genomfördes med passiva provtagare med undantag för PAH där provtagningen genomfördes med hjälp av en pump.

Resultatet från de personburna provtagningarna av bensen gav medianvärdet 1,5 µg/m<sup>3</sup>, vilket kan jämföras med resultatet från fjolårets studie i Göteborg (1µg/m<sup>3</sup>) och den av Institutet för miljömedicin (IMM) föreslagna lågrisknivån 1,3µg/m<sup>3</sup>. Exponeringen för bensen var signifikant associerad till tiden som deltagarna vistats inomhus, utomhus på arbetsplatsen, i rum med rökning samt om de var rökare. Det var marginell skillnad mellan medianhalten uppmätt vid E4:an och den personburna halten (1,6 µg/m<sup>3</sup> och 1,5 µg/m<sup>3</sup>) medan halten på bibliotekstaket låg lägre (1,0 µg/m<sup>3</sup>).

Medianvärdet för butadien var 0,4 µg/m<sup>3</sup>, vilket är samma som halten uppmätt vid E4:an men högre jämfört med halten på bibliotekstaket (0,12 µg/m<sup>3</sup>). Det var signifikant skillnad mellan rökare och icke-rökare (p=0,007), och tid som tillbringats i rum med rökning var signifikant förknippat med ökad exponering för butadien.

Mätningar genomfördes för både formaldehyd och acetaldehyd, dock redovisas enbart resultaten för formaldehyd på grund av problem med provtagningen av acetaldehyd. Bland mätningarna som genomfördes personburet var medianhalten formaldehyd 15 µg/m<sup>3</sup> vilket kan jämföras med resultaten från samma studie i Göteborg förra året (19 µg/m<sup>3</sup>). Resultatet ligger inom det intervall som angivits som lågrisknivå (IMM, 12-60 µg/m<sup>3</sup>). Halterna som uppmättes vid E4:an och Biblioteket var nästintill lika (3,5 µg/m<sup>3</sup> och 3,0 µg/m<sup>3</sup>), dock var de betydligt lägre jämfört med den halt som uppmättes personburet. Bostadstyp (villa alt lägenhet), framstod som den enda variabeln som var signifikant associerad till den personburna halten formaldehyd.

PAH-mätningarna genomfördes stationärt hemma hos 10 deltagare ur befolkningsurvalet, samt personburet och stationärt på 10 personer i anknytning till forskargruppen. Mediankoncentrationen av bens(a)pyren, mätt personburet, var 0,08 ng/m<sup>3</sup> vilket är i nivå med resultaten från Göteborg. Halterna hemma hos personerna från befolkningsurvalet samt de med anknytning till kliniken var 0,17 respektive 0,07 ng/m<sup>3</sup>. De stationära utomhusmätningarna visade att halten vid E4:an var betydligt högre jämfört med halten på Bibliotekstaket (0,3 respektive 0,1 ng/m<sup>3</sup>).

Kvävedioxid (NO<sub>2</sub>) mättes som ett lokalt tillägg i syfte att undersöka samband mellan NO<sub>2</sub>, som trafikindikator, och övriga ämnen. Median halten för mätningarna som gjordes personburet var 8 µg/m<sup>3</sup> medan resultaten från de stationära mätningarna var betydligt högre. NO<sub>2</sub> uppvisade ingen signifikant korrelation till övriga ämnen mätta personburet. Vidare sågs inga samband till vistelse i specifika miljöer.

# Innehållsförteckning

## FÖRORD

## SAMMANFATTNING

## INNEHÅLLSFÖRTECKNING

### SYFTE 1

### BAKGRUND 1

### MATERIAL OCH METODER 3

#### **BEFOLKNINGSURVALET .....4**

#### **EXPONERINGSMÄTNINGAR.....4**

#### PERSONBUREN MÄTNING .....4

#### STATIONÄR MÄTNING .....5

#### **MÄTMETODER OCH ANALYSER.....5**

#### BENSEN OCH 1,3-BUTADIEN .....5

#### FORMALDEHYD.....5

#### PAH.....5

#### KVÄVEDIOXID.....6

#### **BAKGRUNDSINFORMATION .....6**

### RESULTAT 7

#### **BAKGRUNDSDATA .....7**

#### **STATIONÄRA MÄTNINGAR .....8**

#### **PERSONBURNA MÄTNINGAR .....10**

#### BENSEN.....10

#### 1,3-BUTADIEN .....12

#### FORMALDEHYD.....13

#### KVÄVEDIOXID.....15

#### POLYAROMATISKA KOLVÄTEN (PAH) .....16

### DISKUSSION 17

#### **HALTER.....17**

#### BENSEN.....17

#### BUTADIEN .....19

#### FORMALDEHYD.....20

#### KVÄVEDIOXID.....21

#### PAH.....22

#### **VARIABILITET.....22**

#### **VALIDITET .....23**

#### **MÄTSTRATEGI .....23**

**BILAGA 1. ALLMÄNNA FRÅGOR**

**BILAGA 2. DAGBOK**

**BILAGA 3. DELTAGARNAS GEOGRAFISKA FÖRDELNING**

## 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

Fyra städer (Göteborg, Umeå, Stockholm och Malmö alt Lund) ingår i en övervakningsstudie av allmänbefolkningens exponering för cancerframkallande ämnen inom Naturvårdsverkets program för hälsorelaterad miljöövervakning. Uppdraget att genomföra mätningar kommer att växla mellan olika utförare i Sverige. Efter några år återkommer mätprojektet till samma stad, så att såväl tidstrender som skillnader mellan städer kan belysas.

Studien genomfördes först i Göteborg år 2000 och har sedan genomförts i Umeå (2001/2002).

Cancerframkallande luftföroreningar i tätortsmiljö är ett väsentligt område för miljöövervakningen inom programområdet Hälsa. Mätningar av dessa ämnen görs för att kunna följa upp miljömålet "Frisk luft". I miljöhälsoutredningen (SOU 1996:124) rekommenderades mätningar av följande cancerframkallande ämnen: eten, propen, bensen, formaldehyd, acetaldehyd och PAH, speciellt bens(a)pyren.

Urvalet av ämnen att mäta personburet har sin grund i hur spridd hanteringen och exponeringen är, ämnesvisa riskbedömningar samt i vilken utsträckning mät- och analysmetoder finns tillgängliga.

Många mätningar av luftföroreningar genomförs i Sverige stationärt vid tak- eller gatunivå. Endast en liten del genomförs som personburna exponeringsmätningar. Exponering för föroreningar från utomhuskällor (t ex avgaser) beror inte bara av tiden som spenderas utomhus, utan även av vistelse- och aktivitetsmönster. Det finns dessutom flera olika källor till samma förorening varav en del är kopplade till inomhusmiljön. Om man vill beskriva befolkningens totala (faktiska) exponering, t ex som grund för riskbedömningar, krävs mätningar som täcker in de miljöer i vilka man vistas. Mätningar av personlig exponering är betydligt mera resurskrävande än stationära mätningar i olika punkter i omgivningen, men motiveras av att undersökningar från andra länder har visat att nivåerna för vissa ämnen kan vara mycket olika personburet och ovan tak.

I omgivningsluften härstammar bensen, butadien, PAH och NO<sub>2</sub> (NO<sub>2</sub> är en vanligt förekommande indikator för trafik, dock ej klassad som carcinogen) framförallt från trafik och vedeldning. I tätorter emitteras de största mängderna genom förbränning men det finns även mer specifika källor som kan bidra till exponeringen för vissa ämnen, t ex emitteras bensen via avdunstning från bensin. En analys av vilka faktorer

som hade störst inverkan på halten flyktiga organiska ämnen (VOC), vilka innefattar bensen och butadien, i söderledstunneln i Stockholm, visade att koncentrationen framförallt var beroende av antalet bensindrivna fordon (Johansson, 1998-2000).

Omgivningsluftens koncentration av bensen, PAH liksom NO<sub>2</sub> har ett tydligt årstidsmönster med de högsta koncentrationerna under vinterhalvåret. Variationen sammanfaller även med årstidsvariationen av utsläpp från fordon och vedeldning (Schneider et al 2001, Monn et al 1998).

Emissionerna av aldehyder (särskilt formaldehyd) är mer associerade till inomhusmiljön än till trafik. För samtliga ämnen kan lokala bidrag från industriella aktiviteter vara mer eller mindre betydande.

**Bensen** har säkerställd cancerframkallande effekt och finns bl.a. i motorbensin och -avgaser. Bensen alstras också vid vedeldning och i cigarettök. Gränsvärden för utomhusmiljö är under utarbetande i Sverige och inom EU.

I dag tillbringar människor ca 90 % av sin tid inomhus och av timmarna inomhus är större delen knutna till hemmet. Vad gäller exponeringen för bensen så har flera studier visat att halten som uppmätts vid personburen mätning är högre än halter uppmätta inomhus och utomhus. En undersökning som innefattade flera europeiska städer redovisade inomhushalter som i genomsnitt var 1,5 gånger utomhushalterna, och halter uppmätta personburet som i sin tur översteg halterna inomhus (Cocheo et al 2000). Som exempel kan nämnas Köpenhamn där årsmedelvärdet för bensen inomhus, utomhus resp. personburet uppmättes till 4,5 µg/m<sup>3</sup>, 3,1 µg/m<sup>3</sup> och 6,6 µg/m<sup>3</sup>. Resultatet från studien är i linje med resultat från andra liknande undersökningar. En tysk studie visade även att skillnaden mellan inomhus- och utomhushalt var mindre i mer glesbyggda områden jämfört med tätort (Schneider et al 2001). Största delen av bensenhalten inomhus härstammar från trafik och cigarettök.

Vissa specifika aktiviteter kan stå för en stor del av den totala exponering för olika ämnen. När det gäller exponeringen för bensen är bilkörning och rökning de mest betydelsefulla källorna. En studie fann att för de som röker bidrar röken med ca 80 % av den totala bensenexponeringen, medan icke rökare får ca 10 % av sin bensenexponering via passiv rökning (Duarte-Davidsson et al 2001).

**Formaldehyd** och **Acetaldehyd** är misstänkt cancerframkallande (IARC grupp 2a resp. 2B) för människa. Exponeringen för form- och acetaldehyd sker framförallt i inomhusmiljön men även via förbränningsavgaser som fordonsavgaser och vedrök. Att inomhusmiljön står för en stor del av bidraget framgår i studier där den personliga exponeringen av form- och acetaldehyd visar sig vara lägre jämfört med halterna uppmätta inomhus (Loh et al 2000, Gonzalez-Flesca et al 1999). Detta beror på förekomsten av form- och acetaldehyd i byggnadsmaterial.

**Polyaromatiska kolväten (PAH)**, som är ett samlingsnamn för ett stort antal organiska föreningar, bildas vid förbränning av organiskt material inklusive ved, dieselbränsle och bensin. Det finns en del mätningar i gatumiljö, men mycket få individuella exponeringsmätningar förekommer bland allmänbefolkningen. I tätorter är trafiken den dominerande källan för PAH medan utsläppen från pannor och eldstäder kan dominera i bostadsområden. Den småskaliga förbränningen förmodas även generera en stor del av det totala utsläppen av PAH (Johansson et al 1998-2000). Blandningar av PAH som sot och koltjära har visats orsaka cancer hos människor



(Grupp 1 av IARC). På grund av det stora antalet PAH-er används ofta vissa indikatorföreningar för att påvisa förekomsten, en vanligt förekommande indikator är bens(a)pyren.

**Alken**exponering hos allmänbefolkning har ej tidigare undersökts. De lättaste alkenerna är svåra att provta i låga halter. Utifrån djurstudier och uppskattningar av befolkningens exponering, har IMM bedömt att **1,3-butadien** (IARC grupp 2A) är den alken som innebär störst cancerrisk för allmänbefolkningen i Sverige.

**Kväveoxider** bildas vid all typ av förbränning vilket gör att emissionskällorna varierar. Den huvudsakliga utomhuskällan i tätorter är trafik vilket gör att NO<sub>x</sub> eller NO<sub>2</sub> ofta används som en indikator på avgaser, bla i epidemiologiska studier. Det finns studier som visat på ett samband mellan NO<sub>2</sub> och lungcancer, men då med NO<sub>2</sub> som indikator (Nyberg et al 2000). Även vedeldning och annan förbränning kan bidra till utsläppen av kväveoxider i vissa områden. För närvarande finns gränsvärden och miljö kvalitetsnormer vad avser NO<sub>2</sub>-halten i utomhusmiljö (SNFS 1993:12, SFS 2001:527).

I frånvaro av inomhuskällor är utomhushalten den viktigaste bidragande faktorn till NO<sub>2</sub>-halten inomhus. En sammanställning av flera studier visade att kvoten mellan inomhus- och utomhushalten varierade mellan 0,4 och 0,8 (Monn et al 2001). Resultaten överensstämmer även med en undersökning som gjordes i Umeå där inne/ute kvoten var 0,4 i centrala Umeå och 0,7 i ett samhälle utanför Umeå (Hagenbjörk-Gustafsson et al 1996). Förekomsten av gasspis är den enskilda faktor som bidrar mest till halten inomhus, och inne/ute kvoten kan öka upp till 3 gånger beroende på om bostaden har gasspis eller inte (Mann et al 2001). Flera studier har även visat att inomhusmiljön har stor inverkan på den individuella exponeringen. En gasspis i hemmet bidrar mer till NO<sub>2</sub> exponeringen än emissionerna från trafiken (Monn et al 1998, Gauvin et al 2001). Rökning inomhus bidrar också till den individuella exponeringen för NO<sub>2</sub>, dock är bidraget ofta marginellt i förhållande till andra inomhuskällor (Gauvin et al 2001). För barn har även exponering i ishallar visat sig vara en betydelsefull källa.

## Material och metoder

Studiens övergripande syfte är att övervaka allmänbefolkningens exponering för följande ämnen: bensen, butadien, form- och acetaldehyd, PAH. I praktiken har det inneburit personburna mätningar bland personer slumpade ur befolkningsregistret. Den personburna mätningen av PAH skedde dock av tekniska skäl på personer med anknytning till forskargrupperna som utförde studien. Provtagningen upprepades på hälften av de slumpade deltagarna i syfte att beskriva hur nivåerna varierar inom och mellan individer. Två fasta stationer i centrala Umeå användes under studieperioden för att belysa halterna i urban bakgrund- samt gatumiljö. Utöver den ordinarie provtagningen mättes även kvävedioxid personburet, eftersom det är av intresse att känna till sambanden mellan NO<sub>2</sub> och de cancerframkallande ämnena. Tillstånd inhämtades från etisk kommitté vid Umeå Universitet (Dnr 01-180).

Mätningar och personurval gjordes i enlighet med Naturvårdsverkets uppdragsspecifikation, med undantag för personburna mätningar av kvävedioxid. Dessa mätningar gjordes för att studera sambanden till övriga ämnen, som en del i gruppens forskningsarbete.

Den statistiska bearbetningen gjordes i statistikprogrammet SPSS, och innefattade korrelationsberäkningar, medelvärdesjämförelser (icke-parametriskt) samt en linjär regressionsmodell. I regressionsmodellen och vid korrelations- och variabilitetsberäkningar mellan personburna variabler användes log-transformerade data. Som signifikant anges samband med ett p-värde  $<0,05$ .

### ***Befolkningsurvalet***

Personer i åldern 20-50 år och bosatta i Umeå, slumpades fram ur folkbokföringsregistret med utgångspunkten att få 40 personer i yrkesverksam ålder. På grund av Umeå kommuns geografiska utbredning begränsades urvalet till att omfatta själva staden Umeå. Avgränsningen gjordes så att kommundelarna Röbbäck, Innertavle, Anumark, Ersmark, Brännland och mer perifera delar exkluderades från det slumpade materialet.

Ett brev med inbjudan samt utförlig information om studien skickades ut, och följdes sedan upp av ett telefonsamtal. Brevet skickades till ca 20 personer åt gången och kontakten via telefon gjordes inom en vecka från de att brevet kommit fram. Totalt kontaktades 73 personer angående deltagande i studien. Bland dessa fanns 8 som flyttat eller som var bortresta över hela studieperioden, 4 som inte kunde nås trots upprepade telefonsamtal och 1 som blev nekad att delta av sin arbetsgivare. Av de kvarvarande 60 personerna tackade 40 personer ja medan 20 personer avböjde att delta i studien. Andelen som accepterade att delta i studien var således 67 % (40/60).

### ***Exponeringsmätningar***

#### **Personburen mätning**

Den personburna provtagningen innefattade passiva mätningar av bensen, form- och acetaldehyd, 1,3-butadien samt kvävedioxid. Provtagningen genomfördes på alla 40 deltagare och upprepades på 20 av deltagarna.

Varje mätning omfattade 7-dygn och 1-6 deltagare startades samma dag enligt ett förutbestämt schema. Första veckan startades mätningar måndag, onsdag och fredag, medan andra veckans mätningar startades tisdag och torsdag o s v. Tidpunkten för provtagningen bestämdes samtidigt som deltagaren tillfrågades om att medverka i studien. Om vederbörande visste att han/hon skulle vara bortrest del av perioden så valdes ett annat tillfälle, dock uteslöts inte resultat från deltagare som eventuellt lämnat Umeå under delar av provtagningsveckan.

Mätningarna startade v 39 och avslutades v 50, 2001.

En upprepad mätning av samma ämnen gjordes bland 20 av deltagarna inom 2-6 veckor från det första provtagningsstillfället. Från och med första avslutade mätningen tillfrågades deltagare löpande om de var villiga att medverka ytterligare en period, vilket upprepades fram tills att 20 personer tackat ja.

Utöver ovanstående ämnen så genomfördes även personburen provtagning av PAH, på 10 personer med anknytning till Yrkes- och miljömedicinska kliniken och Arbetslivsinstitutet. Provtagningen skedde under 24 timmar, och till skillnad från de övriga personburna mätningarna skedde provtagningen aktivt med hjälp av en pump. Denna del av studien genomfördes v2 resp. v5 2002.

## Stationär mätning

Inom ramen för projektet genomfördes stationär provtagning i hemmet hos slumpade deltagare och personal, samt på två platser i centrala Umeå.

PAH- mätningarna i hemmet gjordes hos 10 i befolkningsurvalet samt hos 10 anställda vid Yrkes- och miljömedicinska kliniken och Arbetslivsinstitutet. Provtagningen genomfördes under 24 timmar i respektive deltagares sovrum, men pumpen och provtagaren fick flyttas över natten om den upplevdes störa nattsömnerna.

För de stationära utomhusmätningarna valdes Umeå kommuns urbana bakgrundsstation (bibliotekstaket) samt en gatustation (E4:an). Bensen, butadien, aldehyder och kvävedioxid mättes under 7-dygnsperioder medan PAH mättes under 3 dygn.

### **Mätmetoder och analyser**

#### Bensen och 1,3-Butadien

Provtagning av bensen och 1,3-butadien gjordes genom diffusionsprovtagning på Perkin Elmer-rör packade med adsorbenten Carbopack X. Under provtagningen användes Perkin Elmers diffusionscaps, som förhindrar okontrollerade luftrörelser vid adsorbentytan.

Analyserna utfördes vid Arbetslivsinstitutet i Umeå. Proverna desorberades termiskt, separerades med gaskromatografi och identifierades med masspektrometri med SIM (selected ion monitoring) (Sunesson et al, in press). Upptagsfaktorerna var för 1,3-butadien 0,61 ml/min och för bensen 0,48 ml/min. Detektionsgränsen för butadien och bensen var  $0,01\mu\text{g}/\text{m}^3$  respektive  $0,05\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

#### Formaldehyd

För provtagning av formaldehyd användes GMD diffusionsprovtagare (provtagningshastighet 20,4 ml/min). Det impregnerade filtret som användes var inte det kommersiellt tillgängliga utan en modifierad variant med bättre egenskaper för långtidsprovtagning. 2x2 cm glasfiberfilter (Typ AE, SKC Inc.) doppades i impregneringslösning och torkades därefter på en ren glasyta. Impregneringslösningen bestod av 300 mg omkristalliserad 2,4-dinitrofenylhydrazin, 0,15 mL 85% fosforsyra, 1,5 mL 20% glycerin i etanol och 9 mL formaldehydfri acetonitril.

Analyserna, som utfördes vid Arbetslivsinstitutet i Umeå, gjordes med vätskekromatografi och UV-detektion. Detektionsgränsen var  $0,5\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Metoden, som var tänkt att användas även för mätning av acetaldehyd, har vid senare studier visats sig inte ge tillförlitliga resultat vid denna typ av mätningar vilket medför att inga acetaldehydvärden kan redovisas.

#### PAH

Provtagningen av PAH genomfördes med hjälp av en pump, och luften sögs (2 l/min) genom en förpreparerad kolonn innehållande glasfiberfilter och en polyuretanplugg. Analyserna gjordes av Institutet för Vatten och Luftvårdsforskning (IVL).

Vätskekromatografisk bestämning av PAH (Katarina Strömberg, IVL Göteborg).  
*Provberedning:* Adsorbenter och filter soxhletextraheras under 24 timmar med aceton. Därefter tillsätts en internstandard till provextraktet. Till varje uppberedningsserie görs ett blankprov. Extraktet spädes med två delar vatten och extraheras 2 gånger med en blandning av pentan/eter i förhållandet 9:1. De båda organfaserna slås samman och indunstas till 1 ml under kvävgas. Detta extrakt fraktioneras därefter på en kiselkolonn och den PAH innehållande fraktionen samlas upp.

*Analys:* En vätskekromatografisystem med en fluorescensdetector användes för bestämning av PAH. På grund av att proverna förväntades innehålla små mängder PAH analyserades dessa med "large injection" metod. Denna metod ingår inte i ackrediteringen men tillämpas på prover med låga halter. Detektionsgränsen var 0,02 ng/m<sup>3</sup> för bens(a)pyren. I resultatdelen redovisas utöver halten bens(a)pyren även summa PAH vilket innefattar Phenanthren, Anthracen, Fluoranthen, Pyren, Bens(a)anthracen, Chrysen, Bens(b)fluoranthen, Bens(k)fluoranthen, Bens(a)pyren, Dibenso(ah)antracen, Bens(ghi)perylene och Indeno(cd)pyren.

### **Kvävedioxid**

Vid kvävedioxidprovtagningen användes diffusionsprovtagaren Willems' badge (Hagenbjörk-Gustafsson et al. 1996, 1999) som består av en 15 mm lång cylinder med en diameter av 28 mm. I provtagaren sitter ett vindskyddande teflonfilter och ett glasfiberfilter impregnerat med trietanolamin/acetone. Ett lock av polyetylen sitter ytterst på provtagaren. Provtagningen startas genom att locket tas av, och avslutas genom att locket sätts på provtagaren. Vid provtagningen reagerar kvävedioxid med trietanolamin varvid bl a nitrit bildas. Före och efter provtagningen förvarades provtagarna i kylskåp.

Analyserna utfördes vid Arbetslivsinstitutet i Umeå genom att eluera proverna med svag natriumhydroxidlösning och detektera nitritjonerna i ett suppressat jonkromatografi-system försedd med konduktivitetdetektor (Hagenbjörk-Gustafsson et al. 2001). Detektionsgränsen angavs till 0,05 µg per prov. Upptagshastigheten för provtagaren är 46 ml/min vilket ger en detektionsgräns för sjudygnsmätningarna på 0,11 µg/m<sup>3</sup>.

### **Bakgrundsinformation**

Under mätperioderna fick försökspersonerna fylla i en allmän enkät samt en mer detaljerad dagbok (se bilaga 1 och 2). Dagboken och enkätens syfte var att beskriva vistelse och aktiviteter under mätperioden, för att sedan eventuellt kunna urskilja olika miljöers bidrag till den totala exponeringen. Enkätsvaren kan även hjälpa till att identifiera enskilda företalers inverkan på specifika ämnen som t.ex. bensintanknings inverkan på veckomedelvärdet av bensen. För att beskriva den meteorologiska situationen under mätperioden, erhöles uppgifter om vind, temperatur och nederbörd från SMHI's stationer vid Umeå flygplats och Röbäck.

## Resultat

### Bakgrundsdata

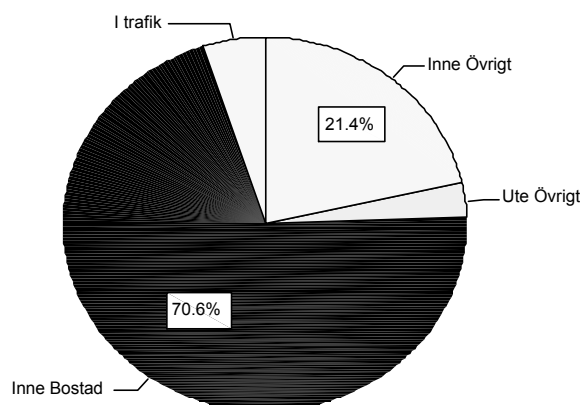
Totalt genomfördes mätningar på 40 personer, 21 män och 19 kvinnor. Medelåldern för männen var 34 år medan den för kvinnorna var 33. I studien deltog 5 rökare, 3 män och 2 kvinnor, och 35 icke-rökare. Bland icke-rökarna uppgav 4 personer att de utsatts för passiv rökning under provtagningsveckan, ingen hade dock varit utsatt i mer än 90 minuter.

Inom den undersökta gruppen utgjorde lärare/studenter den klart dominerande yrkeskategorin med 35 % av deltagarna, och 20 % var anställda inom sjukvården.

Av samtliga deltagare bodde 70 % i lägenhet, 20 % i villa och resterande 10 % i radhus alternativt parhus. Endast en deltagare hade inbyggt garage i bostaden. Fjärrvärme var den huvudsakliga energikällan för uppvärmning.

10 % angav att de kom i kontakt med avgaser i arbetet medan 43 % angav kontakt under fritiden. 45 % av deltagarna uppgav att de ofta eller ibland kände sig besvärade av bilavgaser, och 33 % av trafikbuller.

Den genomsnittliga fördelningen av tid i olika miljöer redovisas i figur 1. Under mätperioden rapporterade deltagarna i snitt 13 timmar utomhus, inklusive tid i trafik, och 155 timmar inomhus. Detta innebär att 92 % av mättiden var förlagd inomhus, därav ca 70% i bostaden.



**Figur 1.** Genomsnittliga tiden deltagarna spenderade inomhus, utomhus samt i trafik.

De personburna och majoriteten av de stationära mätningarna genomfördes från den 26 september till och med 12 december, 2001. Medeldygnstemperaturen under perioden var 1,5° C, och den genomsnittliga nederbördsmängden var 2 mm/dygn. Medelvindhastigheten var 3,5 m/s. Månadsmedelvärdet för perioden oktober – december var för temperatur -1,2°C, vindhastighet 3,5 m/s och nederbördsmängden 1,5 mm. Medeltemperaturen och medelmängden nederbörd under samma månadsperiod mellan åren 1961-1990 var -1,7° C och 1,6 mm.

## Stationära mätningar

Resultaten från de stationära mätningarna redovisas i tabell 1. Mätningarna startades 30 oktober 2001 på bibliotekstaket medan mätningarna vid E4: an startade 13 november. Orsaken till att mätningarna inte startades samtidigt var att mätplatsen vid E4:an var otillgänglig de första två mätveckorna.

Provtagningen av kvävedioxid (NO<sub>2</sub>), form- och acetaldehyd avslutades 18 december 2001, medan mätningarna av bensen, butadien och PAH även genomfördes under perioden 9 januari till 1 februari 2002. Detta gjordes i syfte att få jämförbara stationära mätningar till den personburna PAH-provtagning. Mätningarna 2002 genomfördes som 3-dygnsmedelvärden.

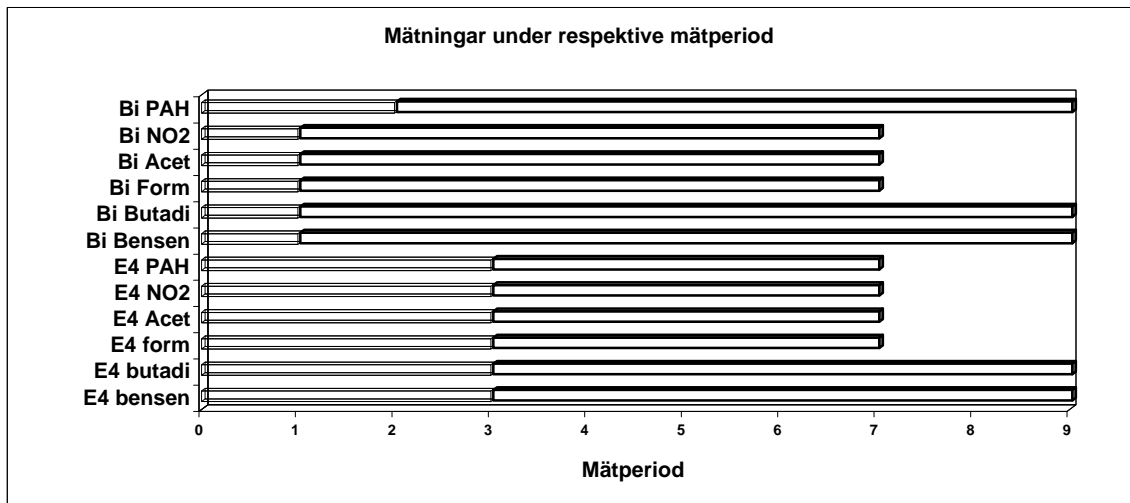
Förekomsten av parallella mätningar med de båda mätstationerna framgår i figur 2.

Resultaten för formaldehydprovtagningen saknas för det tredje mättillfället.

Korrelationen mellan bensen och butadien vid de två stationära mätplatserna redovisas i figur 3. Korrelationen var hög och signifikant mellan bensen vid E4:an och biblioteket ( $r=0,99$ ,  $p < 0,00$ ) medan samma jämförelse för butadien var nästan signifikant ( $r = 0,77$ ,  $p = 0,06$ ). Korrelationen mellan bensen och butadien var stark och signifikant inom respektive stationär mätplats.

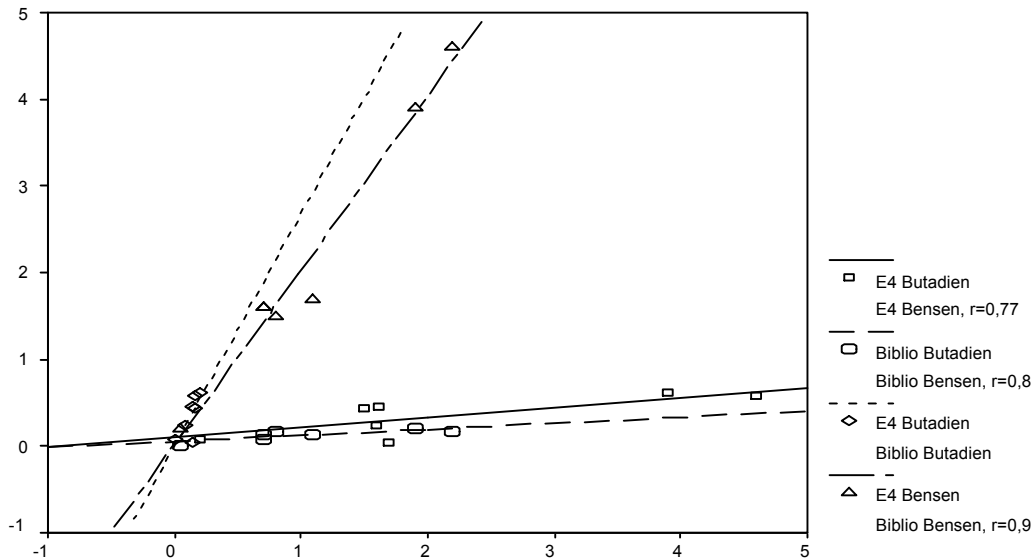
**Tabell 1.** Uppmätta veckomedel- och medianhalter vid två stationära mätplatser i Umeå. E4:an är en gatustation och bibliotekstaket en urban bakgrundsstation. Mätningarna 2002 är inkluderade i redovisade resultat.

Ämne	E4:an			Bibliotekstaket		
	Median µg/m <sup>3</sup> (mätveckor)	Medel µg/m <sup>3</sup>	Spännvidd µg/m <sup>3</sup>	Median µg/m <sup>3</sup> (mätveckor)	Medel µg/m <sup>3</sup>	Spännvidd µg/m <sup>3</sup>
Bensen	1,6 (7)	2,1	0,2-4,6	0,8 (9)	1,0	0,04-2,2
Butadien	0,4 (7)	0,35	0,03-0,6	0,14 (9)	0,12	0,01-0,2
Formaldehyd	3,5 (4)	3,5	3,0-4,0	3,0 (7)	3,1	2-4
NO <sub>2</sub>	55 (5)	53	35-72	28 (7)	26	16-41
Bens(a)pyren ng/m <sup>3</sup>	0,3 (6)	0,29	0,06-0,49	0,07 (8)	0,1	0,02-0,30



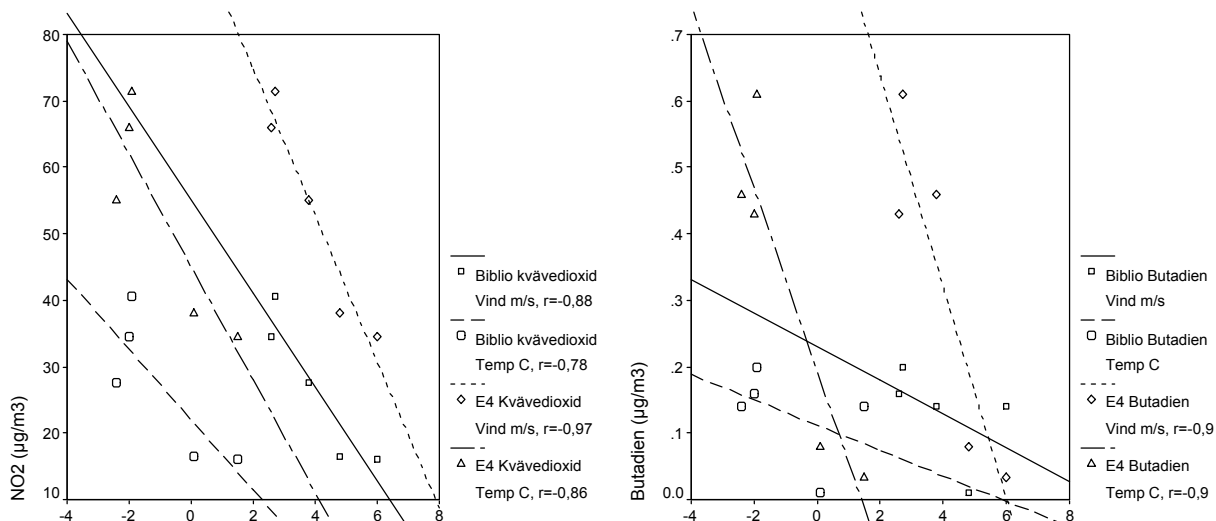
**Figur 2.** Antalet parallella mätveckor mellan de stationära mätstationerna.

Kvävedioxid var också signifikant korrelerat mellan de båda stationerna ( $r=0,99$ ,  $p<0,00$ ) medan formaldehyd inte uppvisade något signifikant samband. Bens(a)pyren korrelerade signifikant mellan stationerna.



**Figur 3.** Korrelationen mellan bensen och butadien inom samma och mellan de två stationära mätstationerna. Signifikanta korrelationer anges i teckenförklaringen.

Inverkan av meteorologiska faktorer såsom vind, temperatur, fukt och nederbörd analyserades med hjälp av korrelationsberäkningar. Tydligaste sambanden sågs för halten kvävedioxid och vind samt temperatur, se figur 4. Butadien korrelerade signifikant med vindhastighet och temperatur vid E4:an men inte på biblioteket, figur 4. I övrigt sågs signifikanta samband mellan formaldehyd och fukt vid E4:an och formaldehyd och regn vid biblioteket, medan övriga ämnen inte uppvisade någon signifikant korrelation.

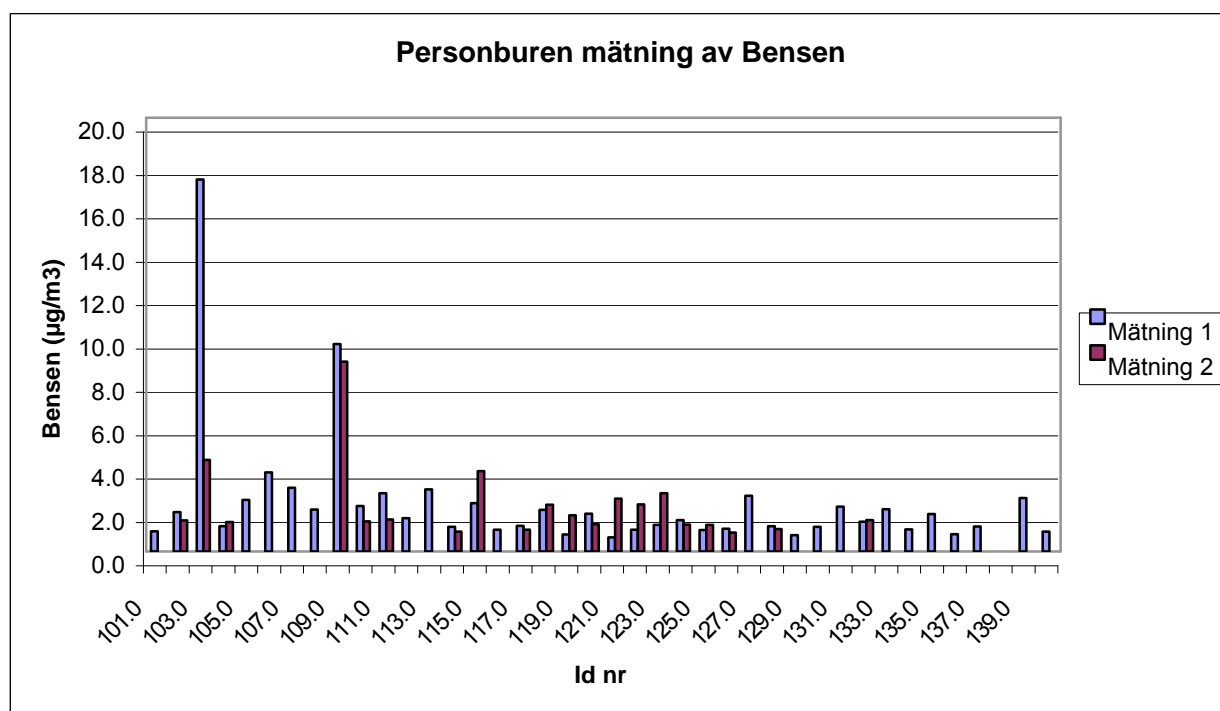


**Figur 4.** Korrelationen mellan NO<sub>2</sub> respektive butadien och vind samt temperatur vid E4:an och biblioteket. Signifikanta korrelationer anges i teckenförklaringen.

### Personburna mätningar

#### Bensen

Resultaten från de personburna mätningarna av bensen framgår i figur 5. I figuren redovisas resultaten från både första och upprepade mätningen. Beräkningar av variabiliteten inom- och mellan individer visade att inomindividvariabiliteten stod för 15% av den totala variabiliteten.



**Figur 5.** Bensenkoncentrationen vid personburen mätning. Mätning 2 avser de 20 deltagare på vilka mätningen upprepades.

I tabell 2 redovisas median halten av bensen totalt, för första och andra mättillfället samt uppdelat på rökare respektive icke-rökare. Medianhalten för alla deltagare var 1,5 µg/m<sup>3</sup> och spridningen av värden låg mellan 0,7 och 17 µg/m<sup>3</sup>. Halterna var



relativt lika mellan första och andra mättillfället, 1,3 resp 1,4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , och korrelationen mellan mätningarna var signifikant ( $r=0,66$ ,  $p<0,00$ ).

De uppmätta halterna var högre bland rökare jämfört med icke-rökare dock var skillnaden inte statistiskt signifikant ( $p=0,3$ ). Det var ingen signifikant skillnad mellan könen vad avser exponeringen för bensen ( $p=0,3$ ).

Det var en marginell skillnad mellan medianhalten vid E4:an och den personburna halten (1,6 resp 1,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), medan medianhalten på bibliotekstaket var lägre jämfört med halten uppmätt personburet (1,0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Vad avser samvariationen mellan bensenhalten som uppmättes personburet och övriga ämnen som mättes personburet, så var korrelationen signifikant till formaldehyd ( $r=0,5$ ,  $p<0,00$ ) och butadien ( $r=0,70$ ,  $p<0,00$ ).

**Tabell 2.** Bensenkoncentrationen vid personburen mätning. I tabellen redovisas median- och medelvärde, högsta och lägsta värde samt standardavvikelsen (StA). Personer som deltog i de upprepade mätningarna kallas Mät 1 vid första tillfället och Mät 2 vid andra. I tabellen redovisas även halten för rökare och icke-rökare.

	Median, $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (N)	Medel $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Aritmetiskt	Spännvidd $\mu\text{g}/\text{m}^3$	StA
Alla deltagare	1,5 (39)	2,2	0,7-17	2,9
Mät 1	1,3 (20)	2,6	0,7-17	3,9
Mät 2	1,4 (20)	2,1	0,9-8,8	1,8
Rökare	2,0 (5)	2,0	1,0-2,9	0,7
Icke-rökare	1,3 (34)	2,2	0,7-17	3,0

Effekten av att vistas i olika miljöer analyserades med hjälp av multipel linjär regression. De inkluderade variablerna redovisas i tabell 3. För variablerna utomhus på arbetsplats och utomhus annat än i trafik, testades om halten var linjärt beroende av värden  $>0$  samt om 0 gav en halt som skilde sig från regressionslinjen (bestämd utan inflytande av den med värdet 0). Detta gjordes eftersom antalet deltagare som angett 0 timmar var stort i de båda variablerna.

Resultatet visade signifikanta samband mellan exponeringen för bensen och tid inomhus, tid utomhus på arbetsplatsen,

**Tabell 3.** Variabler vilka användes i regressionsmodellen. Variablerna är hämtade från respektive deltagares dagbok.

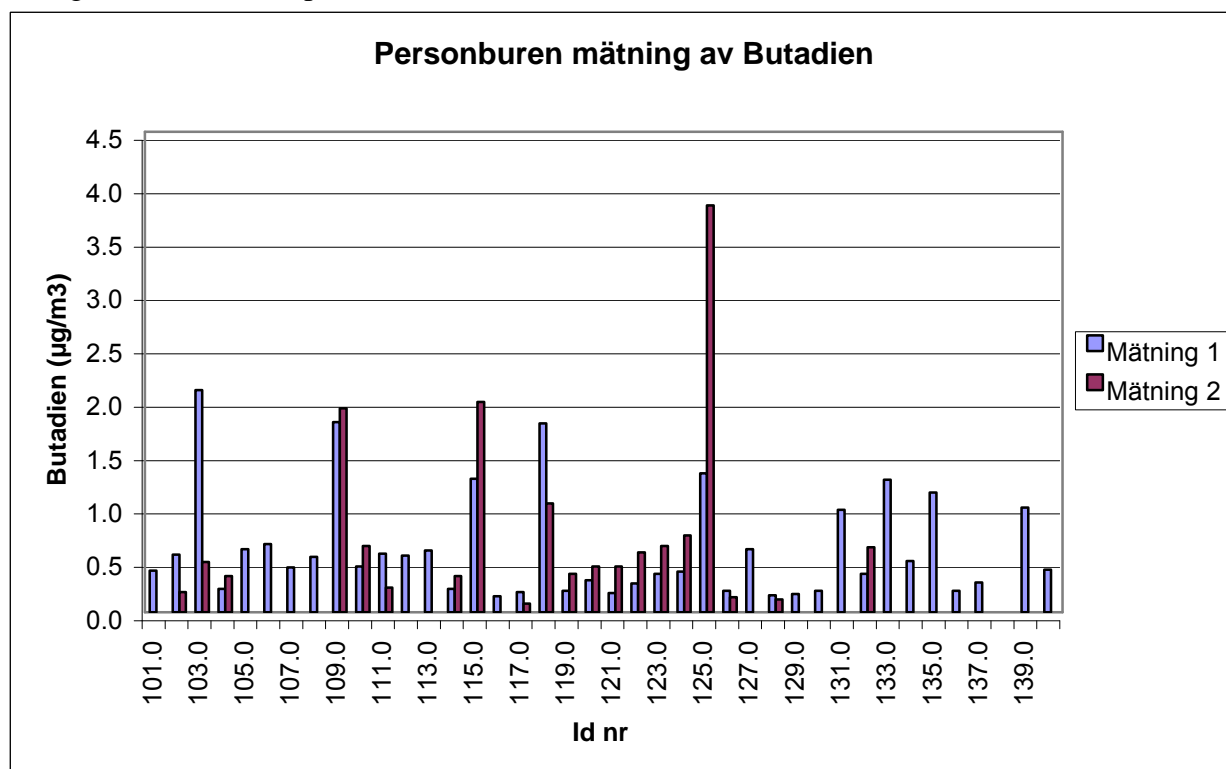
<i>Ingående variabler i regressionsmodellen</i>
Tid inomhus (totalt)
Tid i trafik
Utomhus på arbetsplats
Utomhus annat än i trafik och på arbetet
Täckt provtagaren (ja/nej)
Vistats i rum med rökning (ja/nej)
Eldat under dygnet (ja/nej)
Tankat bensen (ja/nej)
Rökare

vistats i rum med rökning samt för rökning. Sambanden med tid inomhus och rökning var negativa.

### 1,3-Butadien

Resultaten från de personburna mätningarna av butadien framgår i figur 6. I figuren redovisas resultaten från både första och upprepade mätningen. Beräkningar av variabiliteten inom- och mellan individer visade att inomindividvariabiliteten stod för 13% av den totala variabiliteten.

I tabell 4 redovisas medianhalten av butadien totalt, för första och andra mättillfället samt för rökare respektive icke-rökare. Medianhalten för alla deltagare var  $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  och spridningen av värden låg mellan  $0,2$  och  $2,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Medianhalten vid första och andra mättillfället var  $0,4$  respektive  $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , och korrelationen mellan mätningarna var signifikant ( $r=0,69$ ,  $p<0,00$ ).



**Figur 6.** Butadienkoncentrationen vid personburen mätning. Mätning 2 avser de 20 deltagare på vilka mätningen upprepades.

De uppmätta halterna var högre bland rökare jämfört med icke-rökare och skillnaden var statistiskt signifikant ( $p=0,007$ ). Det var ingen signifikant skillnad mellan könen vad avser exponeringen för butadien ( $p=0,8$ ).

Medianhalten vid E4:an och halten som uppmättes personburet uppvisade samma värde ( $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), medan medianhalten på bibliotekstaket var betydligt lägre ( $0,14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Vad avser samvariationen mellan butadien och övriga ämnen som mättes personburet så var korrelationen signifikant till bensen ( $r=0,7$ ) medan sambanden till övriga inte var statistiskt signifikanta.

**Tabell 4.** Butadienkoncentrationen vid personburen mätning. I tabellen redovisas median- och medelvärde, högsta och lägsta värde samt standardavvikelsen (StA). Personer som deltog i de upprepade mätningarna kallas Mät 1 vid första tillfället och Mät 2 vid andra. I tabellen redovisas även halten för rökare och icke-rökare.

	Median, $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (N)	Medel $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Aritmetiskt	Spännvidd $\mu\text{g}/\text{m}^3$	StA
Alla deltagare	0,4 (39)	0,6	0,2-2,1	0,5
Mät 1	0,4 (20)	0,6	0,2-2,1	0,6
Mät 2	0,5 (20)	0,7	0,1-4,0	0,9
Rökare	1,3 (5)	1,2	0,4-1,8	0,5
Icke-rökare	0,4 (34)	0,5	0,2-2,1	0,4

Effekten av att vistas i olika miljöer analyserades med hjälp av multipel linjär regression. De variabler som inkluderades i analysen redovisas i tabell 3. För variablerna utomhus på arbetsplats och utomhus annat än i trafik, testades om halten var linjärt beroende av värden  $>0$  samt om 0 gav en halt som skilde sig från regressionslinjen (bestämd utan inflytande av den med värdet 0). Detta gjordes eftersom antalet deltagare som angett 0 timmar var stort i de båda variablerna.

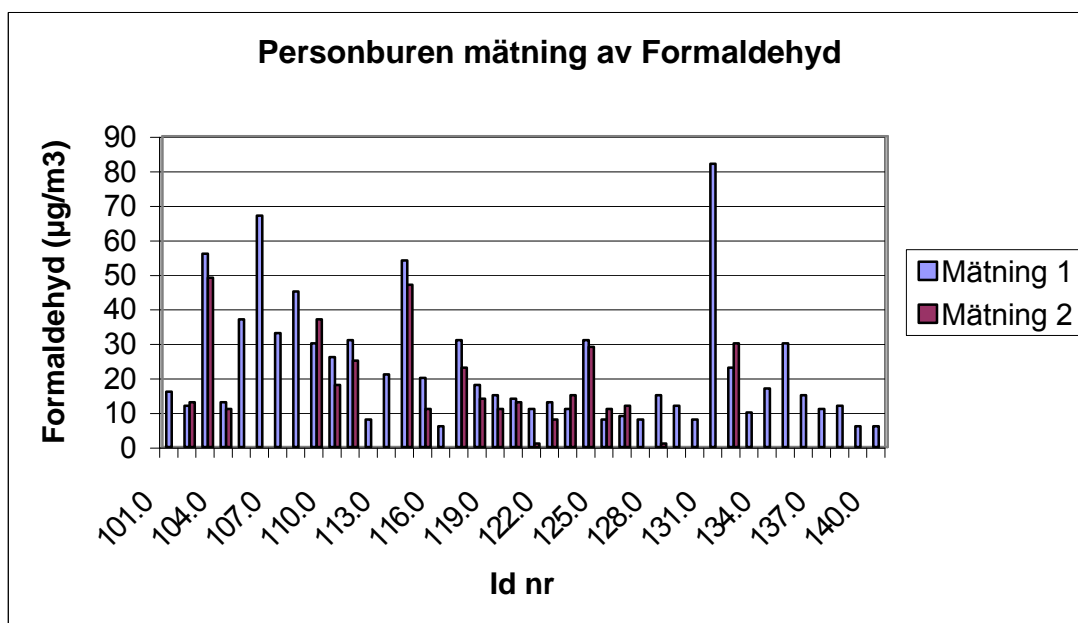
Antalet timmar som man vistats i rum med rökning och tid i trafik var signifikant och näst intill signifikant associerat till den personburna halten butadien ( $p=0,012$  resp.  $0,06$ ) i en multipel linjär regression. Om analysen gjordes utan variabeln ”timmar i rum med rökning” blev sambandet signifikant till rökning samt tid i trafik.

## Formaldehyd

Resultaten från de personburna mätningarna av formaldehyd framgår av figur 7. I figuren redovisas resultaten från både första och upprepade mätningen. Beräkningar av variabiliteten inom och mellan individer visade att inomindividvariabiliteten stod för 18 % av den totala variabiliteten.

I tabell 5 redovisas medianhalten av formaldehyd totalt, för första och andra mättillfället och för rökare respektive icke-rökare. Medianhalten för alla deltagare var  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  och spridningen av värden låg mellan 6 och  $82 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Medianhalten vid första och andra mättillfället var 16,5 respektive  $13,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Korrelationen mellan mätningarna var signifikant ( $r=0,60$ ,  $p<0,00$ ).

De uppmätta halterna var högre bland rökare jämfört med icke-rökare men skillnaden var inte statistiskt signifikant ( $p=0,8$ ). Det var ingen signifikant skillnad mellan könen vad avser exponeringen för formaldehyd ( $p=0,77$ ).



**Figur 7.** Formaldehydkoncentrationen vid personburen mätning. Mätning 2 avser de 20 deltagare på vilka mätningen upprepades.

Vad avser samvariationen mellan formaldehyd och övriga ämnen som mättes personburet så var korrelation signifikant till bensen ( $r=0,50$   $p=<0,00$ ).

Effekten av att vistas i olika miljöer analyserades med hjälp av multipel linjär regression. De variabler som inkluderades i analysen framgår av tabell 3. För variablerna tid utomhus på arbetsplats och tid utomhus annat än i trafik, testades om halten var linjärt beroende av värden  $>0$  samt om 0 gav en halt som skilde sig från regressionslinjen (bestämd utan inflytande av den med värdet 0). Detta gjordes eftersom antalet deltagare som angett 0 timmar var stort i de båda variablerna.

**Tabell 5.** Formaldehydkoncentrationen vid personburen mätning. I tabellen redovisas median- och medelvärde, högsta och lägsta värde samt standardavvikelsen (StA). Personer som deltog i de upprepade mätningarna kallas Mät 1 vid första tillfället och Mät 2 vid andra. I tabellen redovisas även halten för rökare och icke-rökare.

	Median, $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (N)	Medel $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Aritmetiskt	Spännvidd $\mu\text{g}/\text{m}^3$	StA
Alla deltagare	15 (40)	22	6-82	17,6
Mät 1	16,5 (20)	22	8-56	13,7
Mät 2	13,5 (20)	19	1-49	13,5
Rökare	18 (5)	18	8-33	9,9
Icke-rökare	15 (35)	23	6-82	18,4

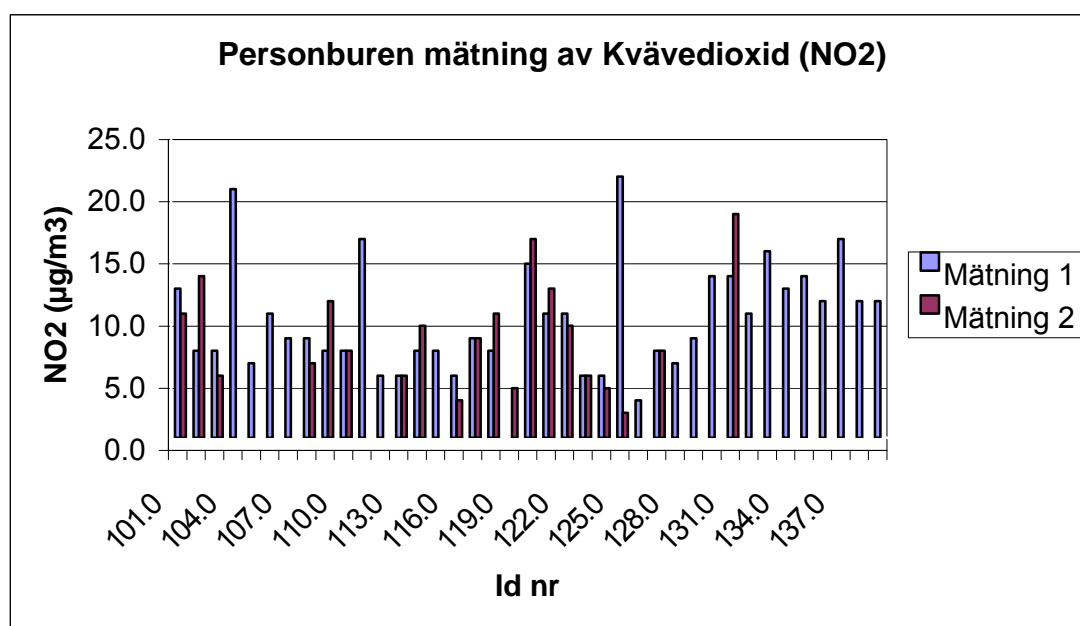
Antalet timmar inomhus var tillsammans med antalet timmar utomhus annat än i trafik och på arbetet signifikant negativt associerat till halten formaldehyd. Om modellen utökades med en variabel som förklarade bostadstyp (villa alt lägenhet), framstod denna som signifikant ( $p=0,02$ ) medan effekten av tid inomhus och tid utomhus annat än i trafik och på arbetet inte längre var signifikant. Betydelsen av bostadstyp kvarstod även då veckomedelvärdet jämfördes mellan deltagare som bodde i villa respektive lägenhet ( $p=<0,00$ ).

### Kvävedioxid

Resultaten från de personburna mätningarna av kvävedioxid framgår av figur 8. I figuren redovisas resultaten från både första och upprepade mätningen. Beräkningar av variabiliteten inom och mellan individer visade att inomindividvariabiliteten stod för 25% av den totala variabiliteten.

I tabell 6 redovisas median halten av kvävedioxid totalt, för första och andra mättillfället och för rökare respektive icke-rökare. Medianhalten för alla deltagare var  $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  och spridningen av värden låg mellan 3 och  $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Medianhalten vid första och andra mättillfället var 7 respektive  $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Korrelationen mellan mätningarna var inte signifikant.

Det var ingen signifikant skillnad mellan halten som uppmättes personburet hos rökare respektive icke-rökare ( $p=0,45$ ), eller mellan könen ( $p=0,5$ ).



**Figur 8.** Kvävedioxidkoncentrationen vid personburen mätning. Mätning 2 avser de 20 deltagare på vilka mätningen upprepades.

Kvävedioxid uppvisade ingen signifikant korrelation till övriga personburna mätningar. Inverkan av andra parametrar analyserades med hjälp av multipel linjär regression. Inkluderade variabler redovisas i tabell 3. I modellen sågs inga signifikanta samband mellan testade variabler och  $\text{NO}_2$ .

**Tabell 6.** Kvävedioxidkoncentrationen vid personburen mätning. I tabellen redovisas median- och medelvärde, högsta och lägsta värde samt standardavvikelsen (StA). Personer som deltog i de upprepade mätningarna kallas Mät 1 vid första tillfället och Mät 2 vid andra. I tabellen redovisas även halten för rökare och icke-rökare.

	Median, $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (N)	Medel $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Aritmetiskt	Spännvidd $\mu\text{g}/\text{m}^3$	StA
Alla deltagare	8 (40)	9,6	3-21	4,1
Mät 1	7 (20)	8,6	5-21	4
Mät 2	7,5 (20)	8,2	2-18	4,3
Rökare	8 (5)	8	5-10	2,1
Icke-rökare	9 (35)	9,8	3-21	4,3

#### Polyaromatiska kolväten (PAH)

I tabell 7 redovisas resultaten från mätningarna av PAH. Mätningarna gjordes dels personburet och hemma hos personal samt hemma hos 10 av de 40 slumpvis utvalda studiedeltagarna. Medianhalten för de personburna mätningarna var  $0,08 \text{ ng}/\text{m}^3$ , och median halten för mätningarna i hemmet var  $0,07$  och  $0,17 \text{ ng}/\text{m}^3$  för klinikpersonal respektive deltagare från befolkningsurvalet.

Bland klinikpersonalen fanns inga rökare medan det fanns två inom den slumpade gruppen.

Skillnaden mellan halten hemma hos klinikpersonal och hemma hos slumpade deltagare signifikant ( $p=0,03$ ).

**Tabell 7.** Halten Bens(a)pyren och summan av 12 olika PAH:er mätt personburet och hemma hos personal samt hemma hos slumpade deltagare. Halterna redovisas som medianer,  $\text{ng}/\text{m}^3$ , tillsammans med spännvidd och standardavvikelse (StA).

	Bens(a)pyren			Summa PAH		
	Median $\text{ng}/\text{m}^3$ (n)	Spännvidd $\text{ng}/\text{m}^3$	StA	Median $\text{ng}/\text{m}^3$ (n)	Spännvidd $\text{ng}/\text{m}^3$	StA
Personburet (klinikpersonal)	0,08 (9)	<0,02-0,6	0,18	32	10-65	14
Hemma (klinikpersonal)	0,07 (10)	<0,02-0,15	0,04	28,5	10-66	16
Hemma (Slumpade)	0,17 (10)	<0,02-0,58	0,17	83	15-336	91

## Diskussion

### Halter

#### Bensen

Sammanställningen av de personburna mätningarna i Umeå gav medianvärdet  $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , vilket kan jämföras med  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som rapporterades från motsvarande studie i Göteborg hösten 2000. Resultat från tidigare svenska studier redovisar halter mellan  $1,5\text{-}3,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Sällsten et al 1999, Barregård 1999, Loh et al 2000).

Halten som uppmättes personburet tenderar att ligga under det föreslagna normvärdet på  $2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  och klart under det av EU fastlagda  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som årsmedelvärde. IMM har föreslagit  $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som lågrisknivå för bensen och Naturvårdsverkets etappmål, att uppfyllas fram till 2010, är satt till  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Det har inte genomförts några liknande studier i Umeå vilka medger jämförelse av halterna uppmätta personburet lokalt över tid. Dock finns det resultat från tidigare stationära mätningar av bensen. Under perioderna oktober-mars 1995/96 och 1997/98 genomfördes mätningarna på torget i centrala Umeå vilket närmast motsvaras av dagens mätningar på bibliotekstaket (Forsberg et al 1996, 1999). Medelvärde från vintern 95/96 och 97/98 var  $3,6$  resp  $2,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  vilket kan jämföras med  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (median  $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) som är medelvärdet på bibliotekstaket och  $2,2$  (median  $1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) som är medel vid E4:an. Ser man till dessa begränsade lokala data, med reservationen att inte ha vägt in meteorologiska faktorer, så samstämmer de stationära resultaten med den nationella neråtgående trenden som rapporterats från URBAN-projektet (SCB rapport 2001). Sänkningen av bensenhalten i bensin är den åtgärd som framförallt nämns i samband med minskningen av bensen i utomhusluften. Tillsatsen av bensen i bensin har successivt sänkts och halten får sedan januari 2000 inte överstiga 1 volym %. En dansk studie visade att sänkningen av halten bensen har haft betydelse för de sjunkande koncentrationerna i utomhusluft, reduktionen gäller utöver den minskning som orsakats av den ökade andelen fordon med trevägskatalysator (Palmgren et al, 2001). Det lagstadgade kravet angående katalysator infördes 1989 och är högst troligt en bidragande faktor till de sjunkande bensen halterna i utomhusluft. I dag svarar personbilar med katalysator för ca 80% av den totala körsträckan ([www.environ.se](http://www.environ.se)).

Mätplatsen vid E4:an är en av Umeås mest trafikexponerade platser med ca 24 000 fordon/ dygn. Trots detta var medianhalten endast fördubblad i förhållande till den urbana bakgrundsstationen på bibliotekstaket, motsvarande kvot har i tidigare europeiska studier angetts till 5:1 (Skov et al 2001). En orsak till den relativt låga nivån vid E4:an kan vara stationens placering, vilken inte är i ett typiskt gaturum utan en mer öppen placering som tillåter spridning även vinkelrät mot vägen. Detta i kombination med i övrigt sjunkande utsläpp är en tänkbar förklaring till skillnaden mot tidigare studier. Halten uppmätt på biblioteket är i nivå med motsvarande halter i Göteborg förra året, och är även rimlig i förhållande till den personburna halten.

De stationära mätningarna av bensen uppvisade hög korrelation trots den relativt stora skillnaden i medianvärde. Sambandet tyder på att halten av bensen inte enbart är kopplat till en specifik källa vid mätstationen utan även beroende av mer storskaliga variationer över tid exempelvis sammanhängande med vädret. Den meteorologiska

situationen under mätperioden skilde sig endast marginellt mot genomsnittet över en längre period.

De huvudsakliga källorna för bensenexponering antas vara trafik, rökning samt vedeldning (Hoffman et al 2000, Loh et al 2000, Edwards et al 2001, Skov et al 2001). Utöver dessa förekommer även mer specifika källor som t.ex. tankning av bensen.

Förekomsten av bensen har i flera studier visat sig vara högre inomhus jämfört med halterna i urban bakgrund, medan den personliga exponeringen överstigit både halterna inomhus och utomhus (Gilli et al 1996, Cocheo et al 2000, Gonzalez-Flesca et al 1999). En förklaring som diskuterats av andra författare vad gäller förhållandet inomhus/utomhus är, utöver förekomsten av specifika inomhuskällor, att tillförseln av föroreningar in i en bostad är större än uttransporten vilket leder till en koncentring av halten inomhus. Skillnaden mellan halten uppmätt personburet och halten inomhus skulle kunna förklaras av trafiken och framförallt "när" vi vistas i trafiken. Även om tiden i trafik endas utgör en liten del av dygnet så är den ofta förlagd till rusningstrafik då halterna är som absolut högst, vilket kan ge ansevärd bidrag till den sammanlagda exponeringen (Cocheo et al 2000). Mann et al uppskattade 1997 att tiden i trafik (5-8%) stod för 30-40% av den totala bensen- exponeringen, dock är detta ett resultat som kan ha förändrats i och med sänkningen av bensenhalten i bensen.

Deltagarna i denna studie spenderade i genomsnitt 5% av sin tid i trafik och 92% inomhus varav 71% i bostaden. I regressionsanalysen framstod tid inomhus och rökning som signifikant negativt associerat till halten bensen medan tid vistat i rum med rökning och tid utomhus på arbetsplatser var positivt associerat. Anmärkningsvärt är att tid i trafiken inte uppvisade några signifikanta samband, men var, när och hur man transporterar sig kan skilja sig mellan individerna.

I Sverige är andelen rökare i åldersintervallet 25-54 år ca 20%, medan andelen i studiepopulationen var 12,5% (5/40) (SCB, pressmeddelande, 2000-06-05 Nr 2000:133). Passiv rökning har visat sig vara den mest betydande bidragsfaktorn till bensen exponering inomhus, och i en tysk studie förklarade förekomsten av passiv rökning 20 % av den individuella bensen exponeringen (Skov et al 2001, Hoffman et al 2000).

Det framstår lite motsägelsefullt att rökning och tid som vistats i rum med rökning är olika associerat till bensenhalten. Då materialet analyserades vidare, visade det sig att de icke-rökare (4 personer) som har angett att de exponerats för rök hade högre medel- och medianhalt bensen jämfört med de 4 rökare som vistats i rum med rökning. Den genomsnittliga tiden som rökarna vistades i rum med rökning var 25 timmar medan samma siffra för icke-rökarna var 1 timme. En förklaring till detta skulle kunna vara att rökarna definierar en stor del av sin tid hemma som tid i rum med rökning enbart för att de är rökare. Detta kan resultera i att de anger mycket tid i rum med rökning trots att de kanske bara röker några cigaretter per dygn och av dessa röks en på balkongen och en under köksfläkten. Vad gäller icke-rökarna så kan situationen vara tvärt om, det vill säga tiden de anger är kort men den spenderas på en restaurang eller i en lokal där halterna av tobaksrök är extremt höga. Ett sätt att få svar på detta vore mer detaljerade frågor om var, när och hur mycket personerna röker och var de vistades under tiden för passiv rökning.

En mer sannolik förklaring till skillnaderna är att modellen är mycket känslig för extremvärden på grund av det låga antalet deltagare och rökare. Bland de icke-rökare



som angav att de utsatts för passiv rökning fanns en deltagare vars bensenhalt var andra högst i hela materialet. Resultatet från modellen är i detta fall beroende av detta värde eftersom totala antalet icke-rökare som utsatts för passiv rökning endast var 4 personer. Samma resonemang skulle även förklara den negativa regressionskoefficient som sågs mellan att vara rökare och den personburna halten bensen. Ett ytterligare argument för extremvärdenas inverkan på halten bensen mellan rökare och icke-rökare är resultaten för butadien med samma modell. Sannolikt skulle koefficienten för rökning bli positiv om antalet rökare som deltog i studien varit större.

Bensenhalten som uppmättes personburet var i nivå med halten som uppmättes vid E4:an och något högre än halten på bibliotekstaket, vilket belyser trafiken som potentiell källa då provtagningen personburet och stationärt genomfördes under en relativt lång tidsperiod. Dock framstod tiden i trafik inte som en signifikant variabel i regressionsmodellen. Avsaknaden av samband till trafik är möjligtvis ett resultat av att Umeå är en relativt liten stad, med moderata trafikmängder. Trots att andelen tid i trafik är jämförbar med rapporter från andra studier så är sannolikt andelen tid med hög exponering, t.ex. i bilköer, låg. Av deltagarna angav 9 att de åkte bil till jobbet, 5 åkte buss, 11 cyklade eller gick och övriga angav att de alternerade mellan 2 eller flera färd sätt.

Vad gäller vedeldare sågs inte heller här någon skillnad mellan de som eldat under perioden och de som inte eldat. Det är dock svårt att kunna påvisa eventuella samband med det låga antalet vedeldare som ingick i studien, totalt 5 personer.

### Butadien

Medianvärdet för halten butadien uppmätt personburet var  $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  vilket även var resultatet för de stationära mätningarna vid E4:an. Medianhalten på bibliotekstaket var  $0,12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Halterna som uppmättes personburet är svåra att utvärdera på grund av få liknande mätningar, dock finns resultat från inomhusmätningar som ligger betydligt högre (Min Kim, 2001). Den huvudsakliga källan till exponering inomhus är passiv rökning. I en engelsk studie uppskattades bidraget från rökning till butadien koncentrationen inomhus hos rökare till 70% (Min Kim et al 2001). Det visade sig också i denna studie att rökare och passiva rökare exponerades för signifikant högre halter jämfört med icke-rökare och de som inte blivit utsatta för passiv rök. Sambandet var signifikanta både i den multipla regressionsmodellen och i ett medelvärdestest. Utöver rökning framstod inga av de inkluderade variablerna signifikant associerade till butadien, tid i trafik var dock näst intill signifikant.

Utomhus är trafiken den dominerande källan för butadien, dock kan även vissa industriella processer bidra med utsläpp (Dollard et al 2001). Butadien bildas som en förbränningsprodukt vilket innebär att det, till skillnad från bensen, inte sker några signifikanta utsläpp genom förångning från bensen. Bidraget från tankning eller att ha bilen i ett inbyggt garage borde således vara obetydligt. Att tid i trafik var på gränsen till signifikant associerat till butadien är intressant och bör följas upp, med tanke på att övriga källor för butadienexponering är relativt få i jämförelse med t ex bensen.

Korrelationen var signifikant mellan halterna bensen och butadien uppmätt personburet ( $r=0,70$ ,  $p<0,00$ ), vilket styrker att de huvudsakliga exponeringskällorna är de samma.

Butadien har olika lång nedbrytningstid i atmosfären beroende av förekomsten av reaktiva ämnen, såsom ozon och hydroxiradikaler (Dollard et al 2001). Korrelationen mellan halten butadien vid E4:an och bibliotekstaket var näst intill signifikant medan samma samband för bensen var klart signifikant ( $p=0,01$ ). Skillnaden skulle kunna förklaras av att butadien bryts ned snabbare vilket resulterar i lägre samvariation mellan trafik och bakgrundshalt. Detta är samband som kan analyseras ytterliggare bland annat via parallella mätningar av ozon.

Inverkan av meteorologiska faktorer framgick vid E4:an där temperaturen och vindhastigheten var signifikant negativt korrelerat till halten butadien vilket kan bero på sämre utspädning, dock var sambanden inte signifikanta på bibliotekstaket. Den låga nivån på halterna uppmätta på biblioteket kan vara orsaken till det uteblivna sambandet. Värt att nämna är att för bensen sågs ingen signifikant koppling till vind och temperatur vare sig vid E4:an eller biblioteket.

## Formaldehyd

Medianvärdet för de personburna mätningarna av formaldehyd var  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  vilket är i nivå med resultat som presenterats från tidigare studier (Gonzales-Flesca et al 1999, Loh et al 2001, Sällsten et al 2001). Resultatet är inom det riktvärde,  $12\text{-}60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , som angetts av IMM (Victorin 1998).

Den huvudsakliga exponeringen för formaldehyd sker i inomhusmiljön vilket har bekräftats i ett flertal studier (Gonzales-Flesca et al 1999, Loh et al 2000). Källorna är framförallt byggnadsmaterial såsom spånskivor. Även vedeldning och rökning har visat sig kunna bidra till exponeringen för formaldehyd (WHO 2000).

Resultatet i denna studie visade att den personburna exponeringen var ca 5 gånger högre jämfört med de stationära mätningarna. Detta i kombination med att deltagarna spenderade i genomsnitt 92% av sin tid inomhus framhäver inomhusmiljön som den främsta exponeringsmiljön. I regressionsanalysen framstod tid inomhus och tid utomhus annat än i trafik och på arbetsplats som de enda signifikanta variablerna, anmärkningsvärt var att tid inomhus var negativt associerat till halten formaldehyd. Förklaringen till detta är fördelningen av antalet deltagare som bodde i villa respektive lägenhet. Av samtliga 40 personer bodde 8 i villa, 28 i lägenhet och resterande i rad- eller parhus. De som bodde i lägenhet spenderade i genomsnitt 10% mer av sin tid inomhus jämfört med dem som bodde i villa, vilket orsakar den negativa koefficienten för variabeln tid inomhus. Om regressionsmodellen kompletterades med variabeln bostadstyp (villa alt lägenhet) framstod bostaden som den enda signifikanta variabeln i modellen.

I studie populationen fanns 5 deltagare som uppgav att de eldat under mätperioden. Skillnaden mellan dessa och övriga var tydlig i avseende på medelvärdet, dock var skillnaden inte signifikant. Bland de som uppgav att de eldat bodde 2 i villa och 3 i lägenhet, och av dessa uppgav endast en att vedeldning utgjorde en del i uppvärmningen av bostaden. Det framgår från resultaten att även eldning i mindre skala vid få tillfällen kan bidra till den sammanlagda exponeringen. Bland vedeldarna var det endast en person som hade eldat under mer än tre dygn, vilken också uppvisade den högsta formaldehydhalten.

Resultaten från mätningarna vid biblioteket och E4:an var i nivå med tidigare resultat från Göteborg och Helsingfors (Sällsten et al 2001, Jurvelin et al 2001).

Utomhushalterna av formaldehyd härstammar framför allt från fordonstrafik, och då både som en primärt och sekundärt bildad förening (Solberg et al 2001). Halterna är generellt lägre på vintern jämfört med på sommaren vilket förklaras av bland annat lägre nedbrytning av kolväten samt sämre omblandning av luft. På sommaren är uppehållstiden för formaldehyd i luften betydligt kortare jämfört med på vintern, vilket förklaras av den högre fotokemiska nedbrytningen. En lång uppehållstid kan förklara den marginella skillnad som sågs mellan halterna vid E4:an och bibliotekstaket.

Formaldehyd var positivt korrelerat till bensen ( $r=0,50$ ,  $p=0,00$ ), och som redovisats i diskussionen av bensen är halterna ofta höga inomhus.

### Kvävedioxid

Kvävedioxid mättes i syfte att se om det finns en samvariation mellan de carcinogena ämnena och en känd trafikindikator. För de personburna mätningarna sågs inga signifikanta samband mellan kvävedioxid och övriga ämnen, vilket sannolikt förklaras av att exponeringen för kvävedioxid sker via mer diffusa källor jämfört med t ex formaldehyd. För de stationära mätningarna fanns en signifikant korrelation mellan kvävedioxid och butadien både på biblioteket och vid E4:an, medan samband till bensen inte var lika tydligt. Med tanke på att kvävedioxid är en vanligt förekommande trafikindikator som mäts på ett stort antal platser, är den intressant att mäta parallellt med övriga ämnen för att ytterligare befästa eller förkasta samvariation.

Medianvärdet för den personernas exponering kvävedioxid var  $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (medel  $9,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), vilket var lågt i förhållande resultaten från de stationära mätningarna. Medianhalten vid E4:an och biblioteket var 55 (medel  $53 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) respektive  $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (medel  $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Resultatet från mätningarna vid E4:an tyder på att där överskrider det gränsvärde på  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som är satt att gälla som vinterhalvårsmedelvärde (SNFS 1993:12). Sannolikt överskrider halten vid E4:an även den fastslagna miljö kvalitetsnormen på  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  vilken skall vara uppfylld 1 januari 2006, normen gäller dock som årsmedelvärde.

För bibliotekstaket finns längre mätserier av vinterhalvårsmedelvärden, och medelvärdet för perioderna 89/90 fram till 97/98 var  $29,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  vilket är ungefär samma som dagens  $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Det är anmärkningsvärt att halten i Umeå är i samma storlek som betydligt större städer, tex. Göteborg (SCB 2001). Den troligaste förklaringen till de höga halterna är centrala Umeås geografiska läge med ogynnsamma spridningsförhållanden vilket ofta resulterar i inversioner vintertid, samt det faktum att stora genomfartsleder går nära centrum.

Bakgrundshalten som mättes upp på bibliotekstaket var 3,5 gånger högre jämfört med de personliga mätningarna. Resultat från tidigare europeiska studier har visat att halten uppmätt personburet ofta ligger mellan halten inomhus och bakgrundshalten utomhus, och att inomhusmiljön är den största bidragsgivaren till personlig exponering för  $\text{NO}_2$  (Monn et al 1998). Till skillnad från europeiska städer finns det få betydande inomhuskällor för  $\text{NO}_2$  i Umeå. Till de mest betydande inomhuskällorna för  $\text{NO}_2$  i europeiska städer räknas gasspisar, medan den främsta inomhuskällan i Umeå är intransport av utomhusluft.

En stor skillnad mellan deltagarna i Umeå och deltagarna i de refererade europeiska studierna är frånvaron av viktiga inomhuskällor såsom gasspisar och andra

gasinstallationer. I en fransk studie varierade bidraget från gasspis till den personliga exponeringen från 29-58%, medan inverkan av trafik låg mellan 18-54% (Gauvin et al 2001). Vad gäller bidraget från passiv rökning så varierar betydelsen mellan olika studier. I ovanstående studie påverkade passiv rökning den personliga exponeringen endast i frånvaro av andra inomhuskällor.

Bland deltagarna i Umeå sågs inget statistiskt säkerställt samband mellan vare sig rökning eller passiv rökning och NO<sub>2</sub>-halten uppmätt personburet, vilket kan bero på det låga antalet rökare. Övriga variabler som inkluderades i analysen uppvisade inga signifikanta samband till halten NO<sub>2</sub>. Frånvaron av betydande inomhuskällor innebär att trafiken mest troligt är den största exponeringskällan, trots att tid i trafik inte var signifikant i analysen.

Resultaten från de stationära mätningarna var signifikant korrelerade till varandra samt till vind och temperatur. Den huvudsakliga källan till NO<sub>2</sub> i Umeå är trafiken vilket förklarar den höga samvariationen mellan de båda stationerna, ett samband som även sågs för bensen. Den negativa korrelationen till temperaturen är ett välkänt fenomen när det gäller NO<sub>2</sub>, vilket förklaras framförallt av de högre utsläppen och den lägre omblandningen i atmosfären vid låga temperaturer.

## PAH

Koncentrationen uppmätt personburet av bens(a)pyren var 0,08 ng/m<sup>3</sup> vilket är i nivå med resultaten från Göteborg 2000. Medianhalten för mätningarna av bens(a)pyren i bostaden var 0,07 ng/m<sup>3</sup> hos personal och 0,17 ng/m<sup>3</sup> hos de 10 personerna från befolkningsurvalet. IMM's lågrisknivåvärde är 0,1 ng/m<sup>3</sup>.

PAH bildas vid ofullständig förbränning av organiskt material vilket innebär att den huvudsakliga källan i en tätort är trafik, medan cigarettök bidrar mycket till exponeringen inomhus (WHO 2000). Bland de 10 personer på vilka mätningarna utfördes personburet fanns inga rökare. Av de personer som deltog i stationära mätningar i hemmet var två rökare, vilka båda kom från befolkningsurvalsgruppen.

De stationära mätningarna visade att medianhalten bens(a)pyren var 2,5 gånger högre vid E4:an jämfört med halten på bibliotekstaket. Resultat från miljökontoret i Stockholm visar att skillnaden mellan halten i gatu- och taknivå, 1999 och 2000, (Hornsgatan/Rosenlundsgatan) var 15 gånger, vilket är betydligt högre än resultatet i Umeå (Brydolf et al 2001). Det är framförallt bakgrundshalterna som är högre i Umeå jämfört med Stockholm (0,12 respektive 0,05 ng/m<sup>3</sup>). En förklaring till detta kan vara att mätningarna i Umeå genomfördes under vintern medan mätningarna i Stockholm gjordes på våren då de meteorologiska förutsättningarna för utspädning är gynnsammare. Halterna i gatunivå i Stockholm var mer än dubbelt så högt som i Umeå vilket sannolikt beror på det högre trafikflödet.

## **Variabilitet**

Variabiliteten beräknades för samtliga variabler förutom PAH där mätningarna endast genomfördes vid ett tillfälle. Generellt var inomindividvariationens betydelse för den totala variationen låg jämfört med resultaten från Göteborg. För bensen utgjorde inomindividvariabiliteten 15% av den totala variabiliteten, vilket var mycket lägre jämförelse med fjolårets resultat från Göteborg. Förklaringen är två extrem värden vilka bidrog till att sänka inomindividvariationen.

Liksom resultaten från Göteborg dominerade mellanindividvariationen (82% av totala variationen) den totala variationen av formaldehyd, varför det är tveksamt om upprepade mätningar är motiverade för formaldehyd.

Butadien exponeringen visade sig i stor utsträckning bero av om deltagarna var rökare eller om de hade blivit utsatta för passiv rökning. Inomindividvariationen utgjorde 13% av den totala variabiliteten, vilket är en siffra som sannolikt hade ökat om antalet rökare varit fler. Resultatet kommer att vara intressant i jämförelse med framtida resultat från större städer där andelen rökare är större.

### **Validitet**

Bortfallet av försökspersoner var 33% vilket inte är oacceptabelt stort, med tanke på befolkningssammansättningen i Umeå, med en stor andel studenter. Ett exempel på detta var de åtta personer som kontaktades men som inte kunde delta, bland dessa var flera på praktik, studerade utomlands eller hade flyttat på grund av jobb. Den geografiska fördelningen av deltagare studerades med hjälp av ett geografiskt informationssystem där varje deltagare placerades ut på en karta över Umeå (se bilaga 3). Utifrån en visuell bedömning av deltagarnas fördelning bedömer vi att urvalet var representativt för Umeå. Det samma gäller även fördelningen kvinnor/män och ålder.

### **Mätstrategi**

Att mäta både personburet och stationärt ger värdefull information om förhållandet mellan de båda strategierna. Vi valde till skillnad från Göteborg att mäta vid två olika typer av stationära stationer, en urban bakgrundsstation samt en extremt trafikerad gatustation. Detta gjordes eftersom bakgrundsstationen på bibliotekstaket anses representativ för Umeå tätort, vilket gjorde en gatustation till ett intressant komplement. Utöver dessa mätningar hade det varit intressant med inomhusmätningar i hemmet parallellt med de personburna mätningarna, framförallt med tanke på att 70% av tiden spenderas i hemmet.

Vad gäller den övriga insamlingen av information så skedde den med hjälp av en allmän enkät och en dagbok. Informationen som vi fick via enkäten och dagboken kändes i stort sett tillräcklig, dock hade utförligare information om rökning och tid i trafik varit intressant för att eventuellt kunna förtydliga orsaken till vissa av resultaten.

## Referenser

- Barregård L, Norlinder R, Ljungkvist G, Söderholm A, Wahlström D. BIG-Bensenxponering hos allmänbefolkning i Göteborg. (Rapport från Yrkes- och miljömedicin nr 77). Göteborg: Yrkes-och miljömedicin.
- Cocheo C, Sacco P, Boaretto C, De Saeger E, Ballesta P, Skov H, Goelen, E, Gonzalez N, Caracena A. Urban benzene and population exposure. *Nature* 2000;401:141.
- Dollard G.J, Dore C.j, Jenkin M.E. Ambient concentrations of 1,3-butadiene in the UK. *Chemico-Biological Interactions* 2001;135-136:177-206.
- Duarte-Davidson R, Courage C, Rushton L, Levy L. Benzene in the environment: an assessment of the potential risks to the health of the population. *Occupational Environmental Medicine* 2001;58:2-13.
- Edwards D Rufus, Jurvelin J, Saarela K, Jantunen M. VOC concentrations measured in personal samples and residential indoor, outdoor and workplace microenvironments in EXPOLIS-Helsinki, Finland. *Atmospheric Environment* 2001;35:4531-4543.
- Forsberg B, Svanberg P-A, (1996). Halter av sot och VOC i Västerbotten vintern 1995/96. (Rapport från projektet Hälsorelaterad miljöövervakning i Västerbotten). Umeå: Umeå Universitet.
- Forsberg B, Svanberg P-A, (1999). 1997/98. Halter av sot och VOC i Västerbottens län. (Rapport från projektet Hälsorelaterad miljöövervakning i Västerbotten). Umeå: Umeå Universitet
- Gauvin S, Moullec Y, Bremont F, Momas I, Balducci F, Ciognard F, Poilve M-P, Zmirou D, Vesta Investigators. Relationships between nitrogen dioxide, personal exposure and ambient air monitoring measurements among children in three French metropolitan areas: VESTA study. *Archives of Environmental Health* 2001;56(4):336-341.
- Gilli G, Scursatone E. Geographical distribution of benzene in air in Northwestern Italy and personal exposure. *Environmental Health Perspective* 1996;104:1137.
- Gonzalez-Flesca N, Cicoella A, Bates M, Bastin E. Pilot study of personal, Indoor and Outdoor Exposure to benzene, Formaldehyde and Acetaldehyde. *Environmental Science and Pollution Research* 1999;6(2):95-102.
- Hagenbjörk-Gustafsson A, Forsberg B, Hestvik G, Karlsson D, Wahlberg S, Sandström T. Measurements of Indoor and Outdoor Nitrogen Dioxide Concentrations Using a Diffusive Sampler. *The Analyst* 1996;121:1261-1264.
- Hagenbjörk-Gustafsson A, Lindahl R, Levin J-O, Karlsson D. Validation of diffusive sampler for NO<sub>2</sub>. *Journal of Environmental Monitoring* 1999;1:349-352.
- Hagenbjörk-Gustafsson A, Lindahl R, Levin J-O, Karlsson D. Validation of the Willems badge diffusive sampler for nitrogen dioxide determinations in occupational environments. *The Analyst* 2002;127:163-168.

Hoffman K, Krause C, Seifert B, Ullrich D. The German Environmental Survey 1990/92 (GerES II): Sources of personal exposure to volatile organic compounds. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 2000;10:115-125.

IVL rapport B-1388. 2000. Luftkvaliteten i Sverige sommaren 1999 och vintern 1999/00-resultat från mätningar inom URBAN-projektet.

Johansson C et al. Cancerframkallande ämnen- Olika källors betydelse för spridningen och förekomsten i Stockholm, 1998-2000. (ITM-rapport 90). Stockholm: Institutet för tillämpad miljöforskning.

Jurvelin J, Vartiainen M, Jantunen M, Pasanen P. Personal exposure levels and microenvironmental concentrations of formaldehyde and acetaldehyde in the Helsinki metropolitan area, Finland. *J Air Waste Manag Assoc* 2001;51(1):17-24.

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: Yrkes-och miljömedicin.

Min Kim Y, Harrad S, Harrison R. Concentrations and sources of VOCs in Urban Domestic and Public Microenvironments. *Environmental Science & Technology* 2001;35:997-1004.

Monn C, Brändli O, Schindler C, Ackerman-Lieblich U, Leuenberger P, SAPALDIA Team. Personal exposure to nitrogen dioxide in Switzerland. *The Science of the Total Environment* 1998;215:243-251.

Monn C. Exposure assesment of air pollutants: a review on spatial heterogeneity and indoor/outdoor/personal exposure to suspended particulate matter, nitrogen dioxide and ozone. *Atmospheric Environment* 2001;35:1-32.

Nyberg F, Gustavsson P, Järup L, Bellander T, Berglind Njakobsson R, Pershagen G. Urban Air Pollution and Lung Cancer in Stockholm. *Epidemiology* 2000;11(5):487-495.

Palmgren F, Hansen A, Berkowicz R, Skov H. Benzene emission from the actual car fleet in relation to petrol composition in Denmark. *Atmospheric Environment* 2001;1:35-42.

Rydolf M. SLB-analys Rapport Nr 1:01. Miljöförvaltningen i Stockholm, april 2001.

SCB rapport 2001. Luftkvalitet i tätorter 2000/2001. Statistiska centralbyrån MI24 SM0101.

Schneider P, Gebefügi I, Richter K, Wölke J, Schnelle J, Wichmann H-Erich, Heinrich J and INGA Study Group. Indoor and outdoor BTX levels in German cities. *Science of the Total Environment* 2001;267:41-51.

Skov H, Hansen A, Lorenzen G, Andersen H, Lofstrom P, Christensen C. Benzene exposure and the effect of traffic pollution in Copenhagen, Denmark. *Atmospheric Environment* 2001;35:2463-2471.

Solberg S, Dye C, Walker S.E, Simpson D. Long-term measurements and model calculations of formaldehyde at rural European monitoring sites. *Atmospheric Environment* 2001;35:195-207.

Sunesson A-L, Sundgren M, Levin J-O, Johansson O, Ljungkvist G. 1,3-Butadiene in air – evaluation of Carbopack X for diffusive sampling and thermal desorption-gas chromatographic analysis. Manuscript in preparation for submission to *The Analyst*

Sällsten G. (1999). Allmänbefolkningens exponering för bensen och aldehyder i Borås och Göteborg, [www.ymk.gu.se/swe.htm](http://www.ymk.gu.se/swe.htm).

Sällsten G et al. Cancerframkallande ämnen i tätortsluft – personlig exponering, individrelaterade stationära mätningar och bakgrundsmätningar i Göteborg 2000. Naturvårdsverkets hälsorelaterade miljöövervakning, Naturvårdsverket.

Victorin, K. 1998. Risk assessment of carcinogenic air pollutants. (IMM-rapport 1998:1). Institutet för miljömedicin, Stockholm.

WHO, Air Quality Guidelines for Europe: Second edition. European series No 91.





## Bilaga 2. Dagbok

Nr: \_\_\_\_\_

Datum: \_\_\_\_\_

Namn och adress: \_\_\_\_\_

### Dagbok under hela veckan (ifylles dagligen)

Det är viktigt för oss att få en uppfattning om var Du i huvudsak har vistats under försöksperioden. För att underlätta får du en enkel dagbok (se nedan).

Det kan vara svårt att komma ihåg dagboken, men ett förslag är att du gör dagboksskrivandet till en rutin. Du kan t ex fylla i dagboken innan du tar av

	<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>
<b>Tid i trafik</b>							
Hur länge har du vistats <b>ute i trafik</b> längs gator, vägar och trottoarer ( i bil, buss, gående eller cyklande etc.)? Ange timmar eller minuter.							
<b>Övrig tid inomhus</b>							
Hur länge har du vistats <b>inomhus i bostäder</b> ? Ange timmar.							
Hur länge har du vistats <b>inomhus på arbetsplatser</b> ? Ange timmar.							
Hur länge har du vistats <b>inomhus i andra lokaler</b> (t ex affärer, restauranter, nöjeslokaler etc.)? Ange timmar eller minuter.							
<b>Övrig tid utomhus</b>							
Hur länge har du vistats <b>utomhus på arbetsplatser</b> (andra än i trafiken – se fråga 1)? Ange timmar.							
Hur länge har du vistats <b>utomhus annat än i trafik eller på arbetsplatser</b> (t ex på gårdar, i natur o s v)?							
<b>Summa</b> (ska vara 24 timmar)							
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 själv eldat under dygnet (tänt/lagt in ved)?	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 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"/>
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"/>

provtagaren för natten. Fyll i ett dygn i taget.

### Bilaga 3. Deltagarnas geografisk fördelning.

Kartan visar Umeå tätort. Markeringarna symboliserar de deltagare som tackade ja resp. nej till att medverka.

?Tackat ja (40 st)

?Tackat nej (20 st)

Personer som inte kunde delta pga. övriga orsaker är ej utsatta.

