



Cancerframkallande ämnen i tätortsluft -Personlig exponering och bakgrundsmätningar i Umeå 2007

Rapport till Naturvårdsverket, Dnr 721-1522-07Mm
Programområde: Hälsorelaterad miljöövervakning

Annika Hagenbjörk-Gustafsson
Lars Modig
Bertil Forsberg

Yrkes- och miljömedicin i Umeå rapporterar 2008:4, ISSN 1654-7314

Innehåll

Sammanfattning	4
Bakgrund	5
Syfte	6
Material och metod.....	7
Befolkningsurval	7
Bakgrundsinformation.....	7
Exponeringsmätningar	7
Personburna mätningar.....	7
Mätningar i hemmet	8
Stationära mätningar	8
Mätmetoder och analyser	8
Bensen och 1,3-butadien	8
Formaldehyd.....	9
Kvävedioxid	9
PM _{2.5}	9
Polycykliska aromatiska kolväten PAH	9
Statistiska metoder	10
Resultat	10
Bakgrundsinformation och befolkningsurval.....	10
Stationära mätningar	12
Personburna mätningar.....	12
Bensen	12
1,3- butadien.....	14
Formaldehyd.....	16
Kvävedioxid	17
Inomhusmätningar.....	19
Polycykliska aromatiska kolväten PAH	19
Samband mellan personlig exponering och utomhushalter.....	23
Diskussion.....	28
Stationära mätningar	28
Bensen	28
1,3-butadien.....	28
Formaldehyd.....	29
Kvävedioxid	29
Fina partiklar (PM _{2.5})	29
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)	29
Personlig exponering.....	29
Bensen	29
1,3-butadien.....	30
Formaldehyd.....	30
Kvävedioxid	30
Inomhusmätningar.....	31
Fina partiklar (PM _{2.5})	31
Polycykliska aromatiska kolväten PAH	31
Samband mellan personlig exponering och utomhushalter.....	31
Validitet.....	32
Mätstrategi.....	32

Metodutveckling.....	32
Interlaboratoriejämförelse för analys av 1,3-butadien och bensen	32
Analys av kvävedioxid	32
Tack.....	32
Referenser.....	33
Bilagor	36
Bilaga 1. Karta över bostadsläge för deltagare respektive dem som tackat nej till deltagande.....	36
Bilaga 2. Dagbok.....	37
Bilaga 3. Enkät	39
Bilaga 4. Stationära mätningar (bakgrundsmätningar)	41
Bilaga 5. Personburna mätningar, samtliga deltagare	43
Bilaga 6. Kan exponeringen för organiska ämnen bland Umeås befolkning skattas baserat på personburna och stationära mätningar inom HÄMI 2007.....	45
Bilaga 7. Upprepad mätning av PM _{2,5} och PAH	50

Sammanfattning

Allmänbefolkningens exponering för några cancerframkallande luftföroreningar undersöktes i Umeå under perioden 15 oktober till 18 december 2007. Studien som är en del i Naturvårdsverkets hälsorelaterade miljöövervakning, genomfördes som personburna 7-dygnsmätningar på 40 slumpvis utvalda personer boende i Umeå tätort. Mätningen upprepades på 20 personer. Under samma period gjordes stationära mätningar på två platser (bibliotekstaket och E4) i centrala Umeå. De personburna och stationära mätningarna omfattade bensen, 1,3-butadien, formaldehyd och kvävedioxid och utfördes med diffusionsprovtagare. Inomhus hos 20 personer gjordes även 2-dygnsmätningar av partiklar (PM_{2.5}) och polycykliska aromatiska kolväten (PAH) parallellt med mätningar vid den urbana bakgrundsstationen (bibliotekstaket).

Deltagarfrekvensen var 81 %, deltagarna tillbringade i medeltal 89 % av mätveckan inomhus. Tre av deltagarna var rökare och övriga deltagare hade begränsad exponeringstid för passiv rökning. En deltagare hade yrkesmässig exponering för de undersökta ämnena.

Medianhalter av uppmätta föreningar visas i nedanstående tabell:

	Personburna mätningar vardagsrumsmätningar	Utomhusmätningar	
		Bibliotekstaket	E4
Bensen (µg/m ³)	0,95	0,80	1,5
1,3-Butadien (µg/m ³)	0,26	0,06	0,14
Kvävedioxid (µg/m ³)	11	20	44
Formaldehyd (µg/m ³)	16	1,7	1,7
Bens(a)pyren (ng/m ³)	<0,005	0,035	
PM_{2.5} (µg/m ³)	1,9	4,9	

Medianhalter av uppmätta föroreningar personburet respektive stationärt vid bibliotekstaket och E4

Det fanns en signifikant korrelation mellan halter av bensen och 1,3-butadien uppmätt personburet, men för övriga ämnen sågs ingen korrelation. Rökning och boendeform hade ingen påverkan på exponeringen. Vid jämförelse med 2001 års mätning i Umeå har personlig exponering för bensen och 1,3-butadien minskat signifikant, medan exponeringen ökat för kvävedioxid.

Vid E4 fanns ett signifikant samband mellan bensen och 1,3-butadienhalter som inte noterades vid bibliotekstaket. Bensenhalterna ligger i nivå med 2001 års mätning vid utomhusstationerna, medan kvävedioxidhalterna minskat, om än inte signifikant. Vid bibliotekstaket har 1,3-butadien- och formaldehydhalterna minskat signifikant.

För bensen och kvävedioxid var korrelationen hög och signifikant mellan den personliga medelxponeringen för varje mätvecka och halter mätt stationärt. Motsvarande korrelation för formaldehyd och 1,3-butadien var låg.

På grund av låga halter PM_{2.5} och PAH vid inomhusmätningarna beslutades hösten 2008 att en upprepad mätning i vardagsrum hos de fem individer som hade lägst halt partiklar skulle

genomföras. Partikelhalterna (PM_{2.5}) var högre (median = 4,1 µg/m³) vid den upprepade mätningen i jämförelse med den första mätomgången. Medianhalten bens(a)pyren var vid den upprepade mätningen 36 pg/m³, och även för övriga partikulära PAH var halterna högre.

Bakgrund

Naturvårdsverket finansierar inom ramen för programområde *Hälsorelaterad miljöövervakning* mätning av cancerframkallande ämnen i tätortsluft inom delprogrammet *Exponering via luft*. Syftet med delprogrammet är att följa hur den svenska befolkningen exponeras för hälsoskadliga ämnen via luften. Tidigare mätningar inom projektet *Cancerframkallande ämnen i tätortsluft, personlig exponering och bakgrundsmätningar* har gjorts i Göteborg 2000 (Sällsten m.fl. 2001), Umeå 2001 (Modig m.fl. 2002), Stockholm 2002/2003 (Kruså m.fl. 2003), Malmö 2003 (Friman m.fl. 2004), Lindesberg 2005/2006 (Andersson m.fl.) och Göteborg 2006 (Johannesson m.fl. 2008). Avsikten är att projektet vart femte år ska genomföras i samma stad för att på så sätt följa tidstrender och skillnader mellan städer.

Resultaten ger underlag för uppföljning av miljökvalitetsmålet *Frisk luft*.

Bensen är ett organiskt kolväte med säkerställd cancerframkallande effekt på människor. Huvudsakliga källor till bensenexponering för allmänbefolkningen är ångor och avgaser från bilsbilar, småsaklig vedeldning, cigarettrökning, snöskotrar och fritidsbåtar. Bensen förekommer i bensin i halter upp till 1 % och bildas även vid förbränning.

Enligt förordningen om miljökvalitetsnormer för utomhusluft (SFS 2001:527) får bensen efter den 1 januari 2010 inte förekomma i utomhusluft med mer än i genomsnitt 5 mikrogram per kubikmeter luft under ett kalenderår (årsmedelvärde). I regeringens s.k. generationsmål som bör vara uppfyllt till år 2020 anges 1 µg/m³ som årsmedelvärde. Institutet för miljömedicin (IMM) rekommenderar en lågrisknivå för bensen på 1,3 µg/m³ som långtidsmedelvärde (Viktorin 1998).

Butadien bildas vid förbränning av biomassa, och har även påvisats i cigarettrök och i bilavgaser. Ämnet används också vid framställning av gummi och plaster och kan förekomma i anslutning till sådana industrier. Butadien klassificeras som cancerframkallande på människa enligt International Agency for Research on Cancer (IARC). I den av riksdagen antagna propositionen "Svenska miljömål-delmål och åtgärdsstrategier" (prop. 2000/01:130) anges att 1,3-butadien ska beaktas i arbetet med miljömålen, men inga specifika målnivåer är satta. Institutet för miljömedicin anger riktvärden för butadien i omgivningsluft på mellan 0,2 - 1,0 µg/m³ som långtidsmedelvärde (Finnberg m.fl., 2004).

Formaldehyd bildas vid förbränning och vid oxidation av flyktiga organiska ämnen i atmosfären. Bilavgaser, cigarettrök, emissioner från byggnadsmaterial, möbler, textilier och vattenbaserade färger är de främsta exponeringskällorna. Inomhusmiljön är av större betydelse för exponeringen än utomhusmiljön.

Formaldehyd klassificerades 2004 av IARC som cancerframkallande hos människa. Institutet för miljömedicin har angivit 12-60 µg/m³ som lågrisknivå (Viktorin, 1998). Regeringens generationsmål för år 2020 är 10 µg/m³ som timmedelvärde. WHO rekommenderar 100 µg/m³ som ett 30-minutersmedelvärde (WHO, 2000).

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) är ett samlingsnamn för en stor grupp närbesläktade ämnen som består av flera bensenringar. Inom gruppen finns flera cancerframkallande ämnen av vilka bens(a)pyren är den mest kända. PAH är tunga molekyler som då de avkyls ofta kondenserar på partiklar. PAH bildas vid ofullständig förbränning och de främsta källorna är bilavgaser, slitage av däck och slitage av vägbanor. Småskalig vedeldning emitterar PAH och långdistanstransport är en annan källa. Bens(a)pyren är enligt IARC klassificerat i grupp 1 som cancerframkallande för människa. Till skydd för människors hälsa ska det eftersträvas att bens(a)pyren efter den 31 december 2012 inte förekommer i utomhusluft med mer än 1 nanogram per kubikmeter luft som årsmedelvärde (SFS 2007:771). Riksdagen har dessutom antagit en målnivå på 0,3 ng/m³ som ska uppnås till 2015 (SNV rapport 5882). IMM och WHO anger 0,1 ng /m³ som lågrisknivå (Boström, 2002).

Kvävedioxid

Kvävedioxid bildas vid förbränning och de huvudsakliga källorna i urban miljö är biltrafik och energiproduktion. Kvävedioxid klassas inte som cancerframkallande men är i höga koncentrationer irriterande på luftvägarna och medför ökad risk för luftvägsinfektioner hos barn. Till skydd för människors hälsa får kvävedioxid efter den 31 december 2005 inte förekomma i utomhusluft med mer än 60 µg/m³ som dygnsmedelvärde och 40 µg/m³ som årsmedelvärde (SFS 2001:527). Som delmål inom miljömålet ”frisk luft” anges högsta timmedelvärde 100 µg/m³ samt högsta årsmedelvärde 20 µg/m³ som ska vara uppnått 2010. IMMs rekommenderade lågrisknivå är 100 µg/m³ som timmedelvärde och ca 40 µg/m³ som riktvärde för halvår (IMM 1/94)

Partiklar (PM_{2.5})

Partiklar bildas vid all ofullständig förbränning av kol, olja och biobränslen. Trafiken (förbränning och vägsnitage) är en betydande källa. Förbränningspartiklarna är mycket små, har liten massa och kan transporteras långa sträckor. Långdistanstransport står därför för en betydande del av PM_{2.5} i urban bakgrund. Partiklar, mindre än 2,5 µm (PM_{2.5}) som vid inandning når ända ner till lungblåsorna har på senare tid fått ett ökat medicinskt intresse. WHO anger riktvärdet 10 µg/m³ som årsmedelvärde för PM_{2.5} och 25 µg/m³ som dygnsmedelvärde (WHO, 2006). De svenska miljökvalitetsnormer och risknivåer som finns gäller för större partiklar (PM₁₀). I förslag till ny förordning om miljökvalitetsnormer för utomhusluft (SNV rapport 5884) finns angivet ett målvärde på årsbasis för PM_{2.5} i gaturum, 25 µg/m³, som bör uppnås till 2010 vilket senare övergår till ett gränsvärde, 25 µg/m³, som ska uppnås till 2015. I Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/50/EG, om luftkvalitet och renare luft i Europa anges nedre (12 µg/m³) och övre (17 µg/m³) utvärderingströsklar för årsmedelvärde.

Syfte

Syftet med detta projekt är

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

- Att visa på trender i människors exponering över tid.
- Att studera om sambanden mellan personburen halt och modellerad halt kan användas för att skatta exponeringen för bensen, 1,3-butadien och formaldehyd för en större befolkning (redovisas separat i bilaga 6).

Material och metod

Befolkningsurval

Personer mellan 20 och 50 år, boende i Umeå tätort, slumpades ur befolkningsregistret med målet att få 40 personer i yrkesverksam ålder. Kommundelarna Röbbäck, Innertavle, Anumark Ersmark, Brännland och mer perifera områden exkluderades från studien.

Ett brev med inbjudan att delta i studien och utförlig information skickades ut till 30 personer åt gången. I brevet uppgavs 5 alternativa startdatum som personen hade möjlighet att välja mellan. Brevet följdes upp av ett telefonsamtal inom några dagar efter att brevet nått adressaten. Totalt kontaktades 56 personer. Av dessa hade 6 personer flyttat eller var bortresta över hela studieperioden och 1 person kunde inte nås. Av de återstående 49 personerna tackade 40 personer ja och 9 personer avböjde deltagande i studien på grund av tidsbrist, sjukdom eller andra orsaker. Andelen som accepterade att delta i studien var 81 % (40/49). Se karta med fördelningen av försökspersoner i Umeå, kontra de som tackade nej, bilaga 1.

Bakgrundsinformation

Under mätperioden fick försökspersonerna svara på frågor angående rök- och snusvanor, bostadsform, uppvärmning, arbetsplats, yrkes- eller studieinriktning, arbetstider, färdmedel, garage i bostad, kontakt med motoravgaser/bensinångor, besvär av bilavgaser och trafikbuller, samt upplevelse av luften vintertid i bostadsområde respektive centrum. En detaljerad dagbok fylldes också i för varje dygn (bilaga 2 och 3).

I dagboken redogjordes för hur lång tid försökspersonen vistats ute i trafik, utomhus på arbetsplatser, utomhus övrigt, inomhus i bostäder, inomhus på arbetsplatser, inomhus övrigt samt i rökig miljö. I dagboken fick man också ange hur lång tid provtagarna täckts över, besvara frågor om eldning, tankning, hantering av bensen, öppet sovrumsfönster samt övernattnings på annan adress. Syftet med enkäten och dagboken var att genom vetskap om aktiviteter och vistelse i kombination med exponeringsdata urskilja olika faktorer och miljöers bidrag till den totala exponeringen. Denna analys står dock inte i fokus i denna rapport.

Meteorologiska uppgifter om temperatur, relativ luftfuktighet och vindhastighet har hämtats från SMHI:s mätplats vid Umeå flygplats.

Exponeringsmätningar

Personburna mätningar

De personburna mätningarna omfattade mätningar med passiva provtagare av bensen, 1,3-butadien, formaldehyd och kvävedioxid. Mätningarna genomfördes på samtliga 40 försökspersoner under mätomgång 1, och upprepades under mätomgång 2 på 20 av

försökspersonerna. Mätningarna startade v 42 (15 oktober) och avslutades v 51 (18 december) 2007.

Mätningarna inplanerades enligt de angivna startdatumen då försökspersonen uppgav att han/hon skulle befinna sig i Umeåområdet. Deltagare som varit bortresta från Umeå under kortare tid (1-2 dygn) har inte uteslutits från studien.

Mätningarna gjordes under sju på varandra följande dygn. I mätomgång 1 startades 7-8 personer samt stationära mätningar samma dag. Första veckan startades mätningarna en måndag och avslutades följande måndag. Dagen därpå startades nästa omgång med 8 personer samt stationära mätningar. I andra upprepade mätomgången startades 5-6 personer och stationära mätningar samma dag. Detta innebar nio mätomgångar med parallella personburna och stationära mätningar. En försöksperson startades några dagar före en mätperiod på grund av resa. Ingen parallell stationär mätning gjordes då.

Från och med den första avslutade mätningen tillfrågades deltagarna om de var villiga att genomföra ytterligare en mätomgång, vilket fortsatte tills 20 personer tackat ja.

Mätningar i hemmet

Partiklar ($PM_{2.5}$) och PAH mättes under två dygn i vardagsrummet hos 16 försökspersoner samt hos 4 anställda vid Yrkes- och miljömedicin, Umeå universitet.

Stationära mätningar

Stationära mätningar utfördes på bibliotekstaket, som är Umeås urbana bakgrundsstation, och i gatunivå på en mätvagn placerad centralt utmed Umeås mest trafikerade gata, Västra Esplanaden (E4) med ca 25 000 fordon/dygn. Vid mätstationerna mättes bensen, 1,3-butadien, formaldehyd och kvävedioxid under 7 på varandra följande dygn, parallellt med de personburna mätningarna. Nio sådana mätomgångar genomfördes på vardera mätstation. $PM_{2.5}$ och PAH mättes på bibliotekstaket under 2-dygnsperioder, parallellt med inomhus-mätningarna. Åtta mätomgångar i stället för de planerade tio genomfördes på grund av problem med pumpen. Bensen, 1,3-butadien och kvävedioxid mättes även utanför bostaden hos alla deltagare (40 st.) under första mätomgången.

Mätmetoder och analyser

Bensen och 1,3-butadien

Provtagning utfördes med diffusionsprovtagning på Perkin Elmer-rör med adsorbenten Carbopack X. Vid lagring och transport är rören förslutna. Under provtagningen utnyttjades Perkin Elmers diffusionscaps, som resulterar i en definierad, turbulensfri diffusionssträcka in i adsorbenten. Före och efter provtagningen förvarades provtagarna i rumstemperatur.

De kemiska analyserna utfördes av Fenix Environmental i Umeå. Proverna desorberas termiskt, separeras med gaskromatografi och identifieras med masspektrometri med selected ion-monitoring (SIM). Upptagsfaktorn är 0,56 ml/min för 1,3-butadien och 0,59 ml/min för bensen. Detektionsgränsen för 1,3-butadien och bensen är 0,01 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respektive 0,05 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ vid veckomätningar (7 dygn).

Formaldehyd

Provtagning utfördes med UME^x 100-diffusionsprovtagare (SKC). Provtagaren är försedd med två filter impregnerade med 2,4- dinitrofenylhydrazin (DNPH) varav det ena fungerar som blankfilter. Formaldehyd reagerar med DNPH varvid DNPH-hydrazon bildas som analyseras med HPLC (high performance liquid chromatography). Proverna analyserades vid Arbets- och miljömedicin i Göteborg som är ackrediterade för analys av formaldehyd. Upptagsfaktorn är 20,2 ml/min, och detektionsgränsen för 7 dygns mätning är 0,5 µg/m³.

Kvävedioxid

Ogawa diffusionsprovtagare användes. Den cylinderformade provtagaren är försedd med ett trietanolamin-impregnerat cellulosafiberfilter i ena änden av provtagaren för mätning av kvävedioxid (NO₂). I andra änden av provtagaren placeras ett filter som mäter NO_x (NO₂+NO). Kvävedioxid reagerar med trietanolamin på filtret under bildning av nitrit. Halten kvävemoxid (NO) räknas ut som differensen mellan nitrithalten på NO_x-filtret och NO₂-filtret.

Före och efter provtagningen förvarades provtagarna i kylskåp. Analyserna utfördes av Institute for Risk Assessment Sciences, Universitetet i Utrecht med kolorimetrisk metod. Detektionsgränsen är 0,64 µg/m³ för 7 dygns provtagning (www.ogawausa.com).

PM_{2.5}

Vid de stationära mätningarna på bibliotekstaket användes en impaktor (PQ 100 Basel PM_{2.5}, EPA WINS, BGI) och pump (BGI Inc., Waltham, MA, USA). Partiklarna uppsamlades på teflonfilter (Pall Teflo, 47 mm, 2 µm porstorlek), och luftflödet var 16,7 liter/min.

Inomhusmätningarna utfördes med en cyklon GK 2.05 (KTL) och med en pump (BGI Inc., Waltham, MA, USA) med ett flöde på 4 liter/min. Partiklar samlades upp på ett teflonfilter (Pall Teflo, 37 mm, 2 µm porstorlek). Massan av PM_{2.5} bestämdes gravimetriskt (Mettler Toledo MX5) vid Arbets- och miljömedicin i Göteborg. Detektionsgränsen är 1 µg/m³ vid 48 timmars provtagning (ISO/CD 15767).

Polycykliska aromatiska kolväten PAH

Polycykliska aromatiska kolväten analyserades på PM_{2.5}-filter. Analys och detektion utfördes med högupplösande gaskromatograf (Agilent 6890) kopplad till en lågupplösande masspektrometer 5973 i selektiv ion recording (SIR) mode. GC-kolonnen var en ickepolär fuserad silika kapillärkolonn (DB-5, 60 m x 0.32 mm, 0.25 µm filmtjocklek, Bellefont). Kvantifiering gjordes med internstandardmetoden. Blankar analyserades parallellt med proverna under hela studien. Några PAH-komponenter detekterades i blankproverna men utgjorde <10% av de detekterade halterna i proverna. Provresultaten korrigerades mot blankvärdena.

Ett referensmaterial (SRM 1649a, urban dust) certifierat för 12 PAH-komponenter användes som kontrollprover (LGC Promochem AB, Borås, Sverige). Fyra kontrollprover analyserades och spridningen i resultaten (relativa standardavvikelsen) var <10 % för alla komponenter utom för perylene (ca 20 %) och dibenzo(a,h)antracen (ca 35 %). Avvikelsen från det certifierade resultatet var <20 % för alla komponenter förutom benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten och benzo(ghi)perylen (<40%). Detektionsgränsen var 1 pg/m³ för

utomhusprover och 5 pg/m³ för inomhusprover. Analysen utfördes vid Arbets-och miljömedicin i Göteborg.

Statistiska metoder

Mätdata för olika ämnen har redovisats som antal mätningar (N), aritmetiskt medelvärde (AM), standarddeviation (SD) och median. För de statistiska beräkningarna har statistikprogrammet SPSS (version 16.0) använts. Vid beräkning av samband mellan olika variabler användes Spearman's korrelationskoefficient. För jämförelse av personburna data användes icke-parametriskt Mann-Whitney's U-test. För jämförelse av normalfördelade data användes student's t-test.

Inom- och mellanindividvariabilitet beräknades med variansanalys med statistikprogrammet R (version 2.6.2). Logaritmerade värden användes vid beräkning av inom- och mellanindividvariabilitet. Som gräns för statistisk signifikans användes $p < 0,05$.

Resultat

Bakgrundsinformation och befolkningsurval

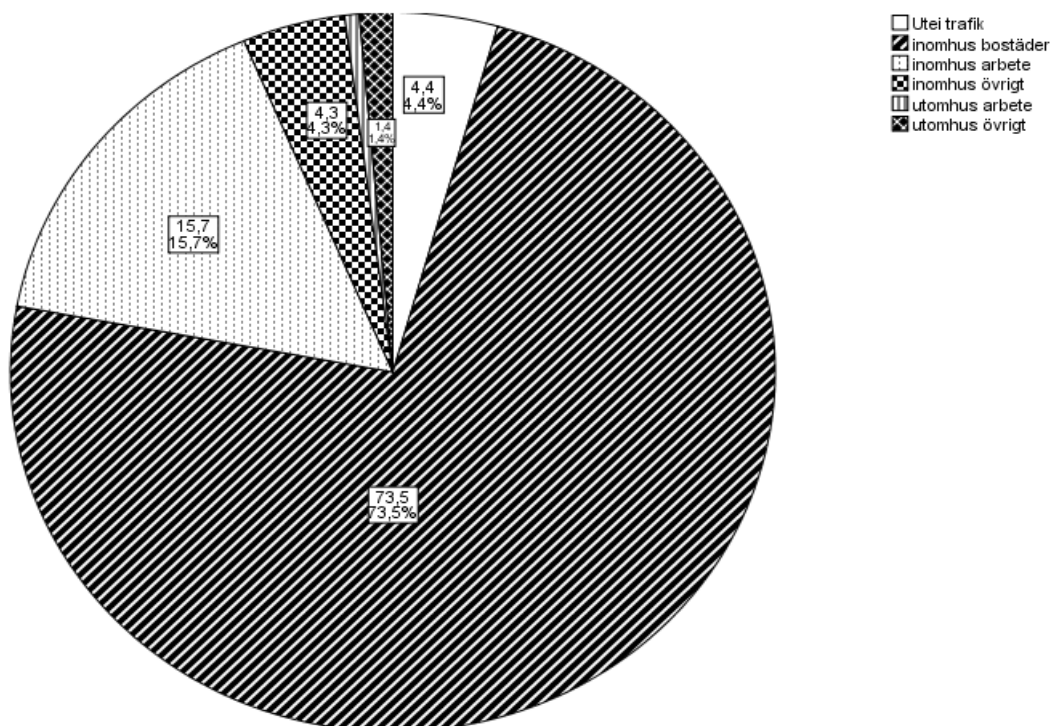
Mätningar utfördes på 40 personer, varav 19 var kvinnor och 21 män. Medelåldern för männen var 32 år (spridning 20-67 år) och för kvinnorna 36 år (spridning 21-48 år).

Lärare/studenter var den dominerande yrkeskategorin med 28 % av deltagarna, medan 15 % arbetade inom vården. 13 % arbetade inte under studieperioden på grund av graviditet, föräldraledighet, arbetslöshet, pension eller sjukskrivning. 5 deltagare (13 %) uppgav att de hade yrkesmässig exponering för motoravgaser/bensinångor eller lösningsmedel. En av dessa arbetar med skötsel (tankning, spolärvätskepåfyllning, förflyttning mm) av diesel- och etanolbussar. Två arbetar på laboratorium, en arbetar som dekoratör samt en som postarbetare.

Tre av deltagarna var rökare. Av icke-rökarna uppgav fyra personer att de utsatts för passiv rökning under första mätomgången, maximalt 22 timmar under ett dygn (AM 1 timma). Under andra mätomgången uppgav 3 personer att de vistats i rökig miljö (2-60 min).

Av deltagarna bodde 30 i lägenhet, 7 i villa och 3 i radhus. Den dominerande energikällan för uppvärmning var fjärrvärme (85 %). Fyra deltagare eldade i någon form av öppen spis/kakelugn i hemmet. Gasspis fanns i ett av hemmen. Fyra av deltagarna uppgav att de hade inbyggt garage i bostaden.

Deltagarnas genomsnittliga tid i olika miljöer redovisas i figur 1. Av figuren framgår att i genomsnitt tillbringades 89 % av tiden inomhus, på arbete och i bostaden.



Figur 1. Deltagarnas genomsnittliga tid spenderad inomhus i bostäder, inomhus på arbete, inomhus övrigt, ute i trafik, utomhus på arbete samt utomhus övrigt.

43 % av deltagarna uppgav att de under de tre senaste månaderna haft besvär av avgaser (5 % ofta, 38 % ibland).

10 % ansåg att luften under vintertid dagligen eller nästan dagligen är irriterande i bostadsområdet, 2 % tyckte att luften ibland eller periodvis är irriterande och 88 % ansåg att luften aldrig under vintertid upplevs som irriterande. 15 % av deltagarna upplevde att luften i Umeå centrum dagligen eller nästan dagligen är irriterande vintertid. 33 % tyckte att luften vintertid ibland eller periodvis upplevs som irriterande i centrum, medan 52 % aldrig eller nästan aldrig upplever luften som irriterande i centrum.

63 % av deltagarna uppgav att de aldrig känt sig besvärade av trafikbuller under de senaste tre månaderna, 22 % har ibland haft besvär av trafikbuller medan 15 % ofta har besvärats av trafikbuller.

Medeldygnstemperaturen var under perioden + 0,2° C, högsta temperatur var + 8,3° C, lägsta temperatur -9,6° C. Medelvindhastigheten var 3,1 m/s och medelvärdet av relativ fuktighet var 89 %.

Stationära mätningar

Resultaten vid de två stationära mätstationerna redovisas i tabell 1. PAH redovisas här endast som bens(a)pyren, övriga PAH redovisas i tabell 8.

	Mätvagn E4				Bibliotekstaket			
	N	Median	Medel (AM)	Range	N	Median	Medel (AM)	Range
Bensen	9	1,5	1,6	1,1- 2,3	9	0,80	0,80	0,5- 1,1
1,3-Butadien	9	0,14	0,16	0,05- 0,39	9	0,06	0,07	0,02- 0,22
Kvävedioxid	9	44	44	24- 70	9	20	21	9,1- 39
Formaldehyd	9	1,7	1,9	1,4- 3,2	9	1,7	1,8	0,98- 3,3
Bens(a)pyren					8	35	112	<1- 380
PM_{2.5}					8	4,9	4,7	2,4- 8,3

Tabell 1. Resultat av mätningar vid E4 samt på bibliotekstaket i Umeå. Median, aritmetiskt medelvärde samt lägsta och högsta värde (range) redovisas för bensen, 1,3-butadien, kvävedioxid, formaldehyd och PM_{2.5} i µg/m³, för bens(a)pyren i pg/m³.

Korrelationen mellan E4 och bibliotekstaket var signifikant för kvävedioxid ($r=0,92$, $p<0,00$). Detsamma gäller för butadien ($r=0,74$, $p=0,02$) och för bensen ($r=0,66$, $p=0,05$). Sambandet mellan bensen och butadien var signifikant vid E4 ($r=0,72$, $p=0,03$), men inte vid bibliotekstaket ($r=0,12$, $p=0,76$). Ingen samvariation förelåg mellan kvävedioxid och bensen eller kvävedioxid och butadien vid någon av mätplatserna.

Sammanställning av stationära mätningar för samtliga städer i tidigare HÄMI-studier finns i bilaga 4.

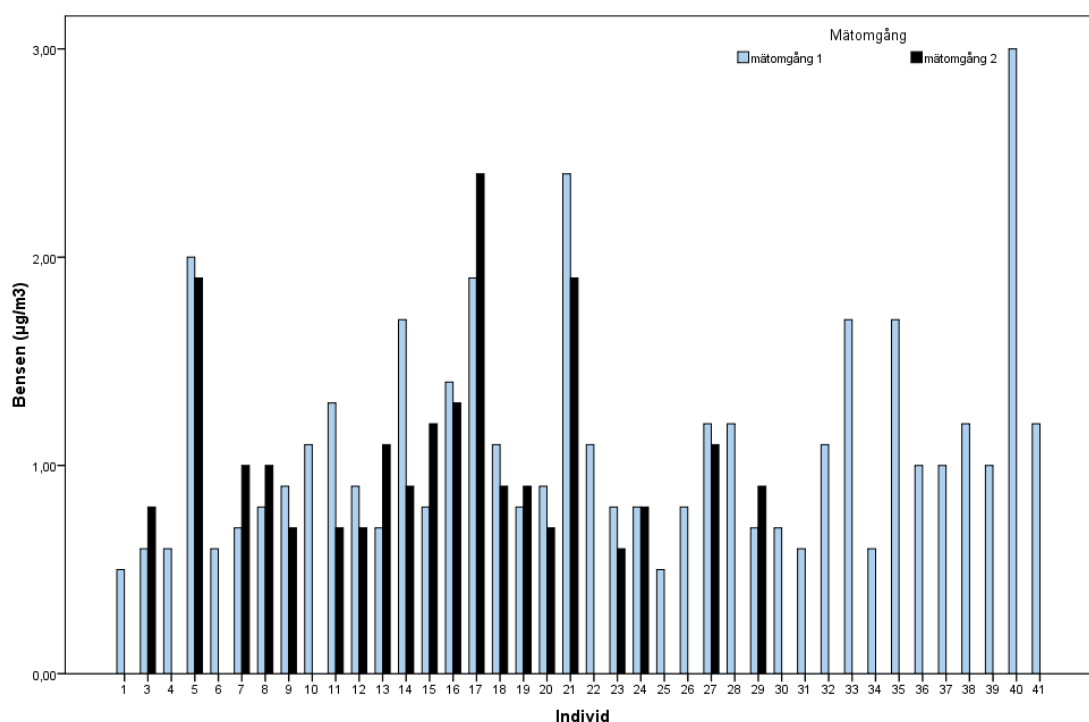
Personburna mätningar

Sammanställning av personburna mätningar för samtliga städer i tidigare HÄMI-studier finns i bilaga 5.

Bensen

Fyra individer uppvisade högre bensenhalter än övriga deltagare, tre av dessa vid båda mättillfällena. En av individerna (id 40) har eldat i kakelugn totalt ca 13 timmar under mätveckan. Två av individerna (id 17 och 21) har uppgett att de vistats mycket i trafik. Vi har ingen förklaring till de förhöjda halterna av bensen hos en annan individ (id 5). Resultaten av de personburna mätningarna av bensen framgår av figur 2 och tabell 2.

Beräkningar av variabiliteten inom och mellan individer visade att inomindividvariabiliteten utgjorde 17 % av den totala variabiliteten vilket innebär att variationen mellan individer är större än variationen inom individer.



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

Medianhalten för alla deltagare samt för deltagare som gjort upprepade mätning i mätomgång 1 och mätomgång 2 redovisas i tabell 2. Medianhalten för samtliga deltagare var $0,95 \mu\text{g}/\text{m}^3$ med en spridning mellan $0,5$ och $3,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och medelvärde var $1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Halten vid de upprepade mätningarna var $0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Medianhalten för den personliga exponeringen var högre än medianhalten uppmätt vid mätstationen på bibliotekstaket ($0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) men lägre än halten uppmätt vid E4 ($1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Det förelåg ingen signifikant korrelation mellan resultaten i mätomgång 1 och 2 för upprepade mätningar ($r=0,37$, $p=0,11$). Exponeringen för bensen korrelerade med butadien ($r=0,30$, $p=0,02$) men det fanns inget samband mellan bensenhalt och formaldehydhalt eller halten kvävedioxid. Ingen korrelation förelåg mellan nivåer av bensen och antal rapporterade timmar eldning ($r=-0,07$, $p=0,69$), inte heller mellan bensenhalt och tid i trafik ($r=0,21$, $p=0,20$). Det fanns ingen signifikant skillnad i bensenexponering mellan män och kvinnor, inte heller mellan rökare ($N=3$) och icke-rökare.

	N	Median ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Medel (AM) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	SD	Range ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Alla deltagare	40	0,95	1,1	0,54	0,5- 3,0
Deltagare upprepade mättillfälle 1	20	0,90	1,1	0,51	0,6- 2,4
Deltagare upprepade mättillfälle 2	20	0,90	1,1	0,47	0,6- 2,4
Rökare omgång 1	3	0,69	1,0	0,6	0,6- 1,7
Icke-rökare omgång 1	37	1,0	1,1	0,54	0,5- 3,0

Tabell 2. Resultat av personburna mätningar av bensen. I tabellen redovisas antal (N), median, aritmetiskt medelvärde, standardavvikelse (SD) samt lägsta och högsta värde (Range). Resultaten för deltagare med upprepade mätningar redovisas som deltagare upprepade mättillfälle 1 respektive 2.

1,3- butadien

Samtliga mätresultat av personburen provtagning av 1,3-butadien redovisas i figur 3 och tabell 3. Tre personer uppvisade förhöjda halter, en av dessa vid båda mättillfällena. En av individerna (id 27) uppgav relativt mycket tid i trafik samt hade förhöjd halt utanför bostad ($0,22 \mu\text{g}/\text{m}^3$), för övriga har vi ingen förklaring till de förhöjda halterna. Beräkningar av variabiliteten inom och mellan individer visade att inomindividvariabiliteten utgjorde 11 % av den totala variabiliteten vilket innebär att variationen mellan individer är större än variationen inom individer.

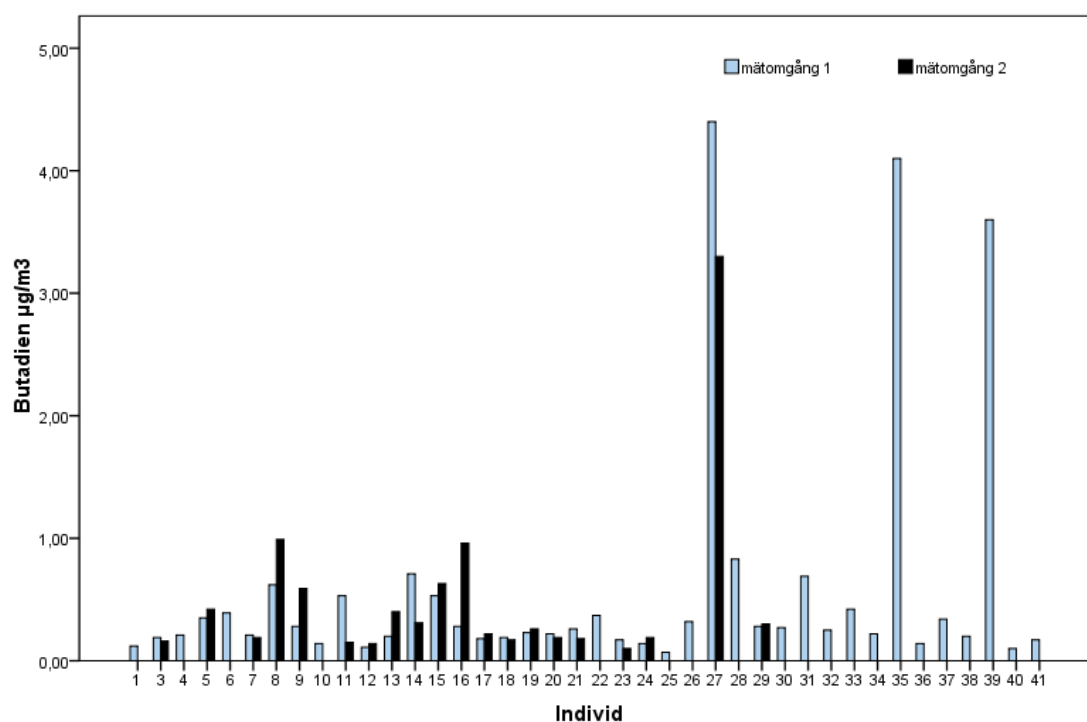


Fig.3. Butadienkoncentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid personburna mätningar. Upprepade mätningar gjordes på 20 personer.

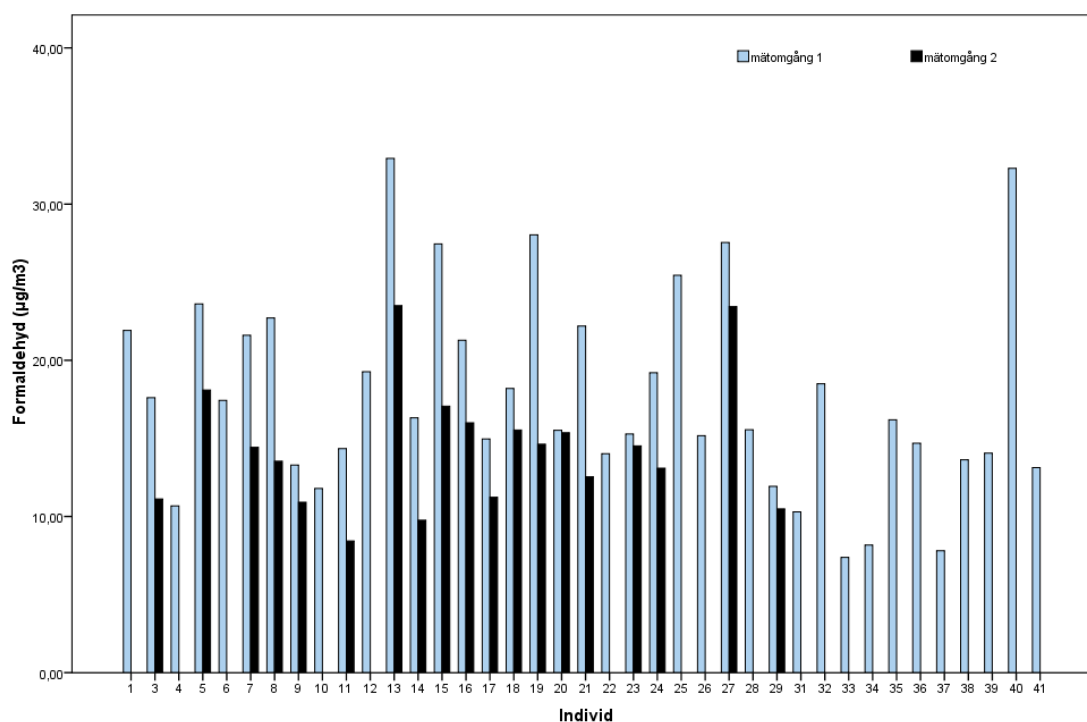
I tabell 3 redovisas resultaten av de personburna mätningarna av 1,3-butadien. Medianhalten för alla deltagare var $0,26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ med en spridning mellan $0,07$ och $4,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket var högre än medianhalten uppmätt vid de stationära mätstationerna vid E4 och bibliotekstaket ($0,14$ respektive $0,06 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Skillnaden mellan mätperiod 1 och 2 var liten (medianvärde $0,25$ och $0,24 \mu\text{g}/\text{m}^3$) och det förelåg en signifikant korrelation mellan de båda mätomgångarna ($r=0,69$, $p=0,01$). Butadienexponering korrelerade signifikant till bensen ($r=0,30$, $p=0,02$). Det fanns ingen korrelation mellan butadienhalter och kvävedioxid ($p=0,72$) eller formaldehyd ($p=0,89$). Det förelåg ingen skillnad i butadienexponering mellan kvinnor och män, inte heller mellan rökare ($N=3$) och icke-rökare. Det fanns inget samband mellan nivåer av butadien och antal rapporterade timmar eldning under perioden ($r=-0,17$, $p=0,28$), inte heller mellan butadienhalt och tid i trafik ($r=-0,04$, $p=0,82$).

	N	Median ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Medel (AM) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	SD	Range ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Alla deltagare	40	0,26	0,58	1,0	0,07- 4,4
Deltagare upprepade mättillfälle 1	20	0,25	0,50	0,93	0,11- 4,4
Deltagare upprepade mättillfälle 2	20	0,24	0,49	0,71	0,1- 3,3
Rökare omgång 1	3	0,69	0,56	0,24	0,28- 0,71
Icke-rökare omgång 1	37	0,23	0,58	1,1	0,07- 4,4

Tabell 3. Resultat av personburna mätningar av 1,3-butadien. I tabellen redovisas antal (N), median, aritmetiskt medelvärde, standardavvikelse (SD) samt lägsta och högsta värde (Range). Resultaten för deltagare med upprepade mätningar redovisas som deltagare upprepade mättillfälle 1 respektive 2.

Formaldehyd

Resultaten av de personburna mätningarna av formaldehyd framgår av figur 4 och tabell 4. För formaldehyd saknas resultat för två deltagare, individ 12 (upprepade mätning) och individ 30. Beräkningar av variabiliteten inom och mellan individer visade att inomindividvariabiliteten utgjorde 36 % av den totala variabiliteten. Det förelåg en statistiskt signifikant skillnad mellan medianhalten för de båda mätomgångarna ($p < 0,00$) och korrelationen mellan dessa mätomgångar var $r = 0,75$, ($p < 0,00$).



Figur 4. Formaldehydkoncentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid personburna mätningar. Upprepade mätningar gjordes på 19 personer.

Medianhalten för alla deltagare samt för deltagare som gjort upprepade mätning i mätomgång 1 och 2 redovisas i tabell 4. Medianhalten var $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ med en spridning mellan 7,4 och $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och medelvärde var $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Medianhalten för den personliga exponeringen var ca tio gånger högre än halterna uppmätta vid bibliotekstaket och E4.

Det förelåg ingen skillnad i exponering mellan kvinnor och män, inte heller mellan rökare (N=3) och icke-rökare. Det fanns inte någon statistisk skillnad i halter mellan boende i lägenhet jämfört med villa eller radhus ($p=0,17$).

Det fanns ingen signifikant korrelation mellan personlig exponering för formaldehyd och bensen, butadien eller kvävedioxid.

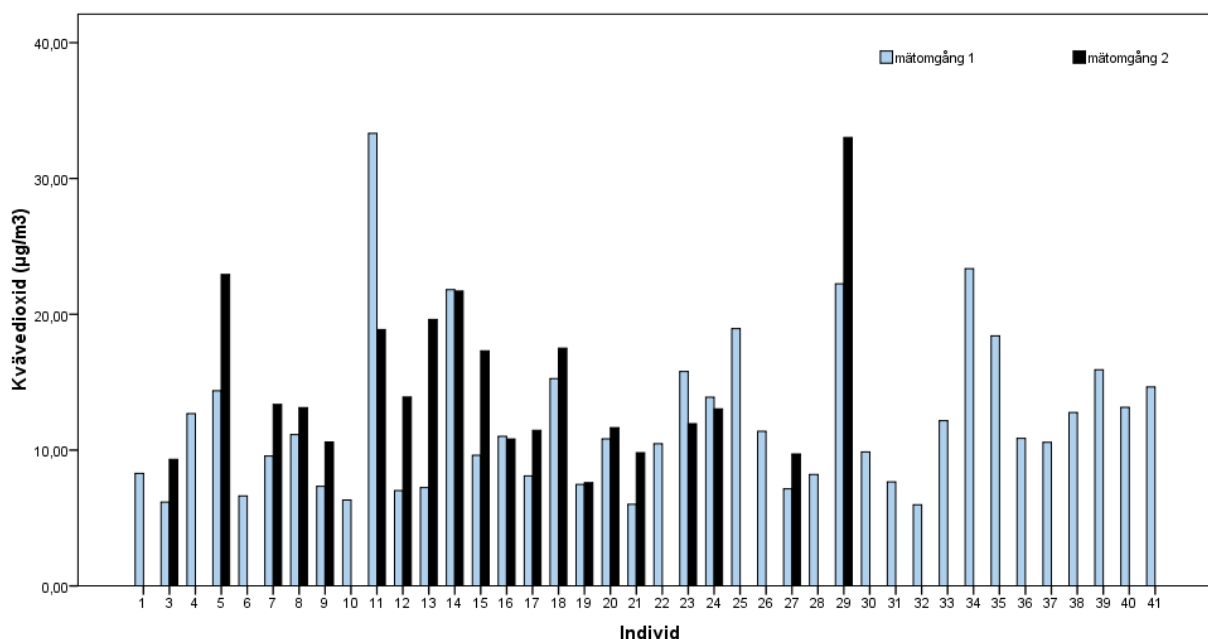
	N	Median ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Medel (AM) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	SD	Range ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Alla deltagare omgång 1	39	16	18	6,4	7,4-33
Deltagare upprepade mättillfälle 1	20	19	20	5,6	12-33
Deltagare upprepade mättillfälle 2	19	14	14	4,1	8,4-24
Rökare omgång 1	3	12	13	3,1	10-16
Icke-rökare omgång 1	36	17	18	6,4	7,4-33

Tabell 4. Resultat av personburna mätningar av formaldehyd. I tabellen redovisas antal (N), median, aritmetiskt medelvärde, standardavvikelse (SD) samt lägsta och högsta värde (Range). Resultaten för deltagare med upprepade mätningar redovisas som deltagare upprepade mättillfälle 1 respektive 2.

Kvävedioxid

I figur 5 presenteras resultaten av de personburna mätningarna. Två personer (id 11 och 29) hade högre halter under ena mätomgången. Individ 29 har gasspis och vistades dessutom relativt mycket i trafik. För individ 11 har vi ingen förklaring till den förhöjda halten. Beräkningar av variabiliteten inom och mellan individer visade att inomindividvariabiliteten utgjorde 24 % av den totala variabiliteten.

Av tabell 5 framgår att medianvärdet för de 40 deltagarna var $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ med en spridning mellan 6,0 och $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och medelvärde var $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Medianhalten var något högre i mätomgång 2 ($13 \mu\text{g}/\text{m}^3$) än i mätomgång 1 ($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$) för de individer som gjort upprepade mätning, skillnaden var inte statistiskt signifikant ($p=0,06$). Det fanns ett signifikant samband mellan resultatet i de båda mätomgångarna ($r=0,64$, $p<0,00$). De personburna mätningarna visar lägre medianhalt än medianhalterna vid bibliotekstaket ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) och mätvagnen vid E4 ($44 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Personlig exponering av kvävedioxid korrelerade inte med personlig exponering av bensen, butadien eller formaldehyd.



Figur 5. Kvävedioxidkoncentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid personburna mätningar. Upprepade mätningar gjordes på 20 personer (mätomgång 2).

Det förelåg ingen korrelation mellan personlig exponering och tid i trafik ($r=0,11$, $p=0,42$). Det var ingen signifikant skillnad i kvävedioxidhalter mellan rökare ($N=3$) och icke-rökare, inte heller mellan män och kvinnor.

	N	Median ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Medel (AM) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	SD	Range ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Alla deltagare	40	11	12	5,8	6,0- 33
Deltagare upprepade mättillfälle 1	20	10	12	6,9	6,0- 33
Deltagare upprepade mättillfälle 2	20	13	15	6,1	7,6- 33
Rökare omgång 1	3	22	17	8,3	7,7- 22
Icke-rökare omgång 1	37	11	12	5,5	6,0- 33

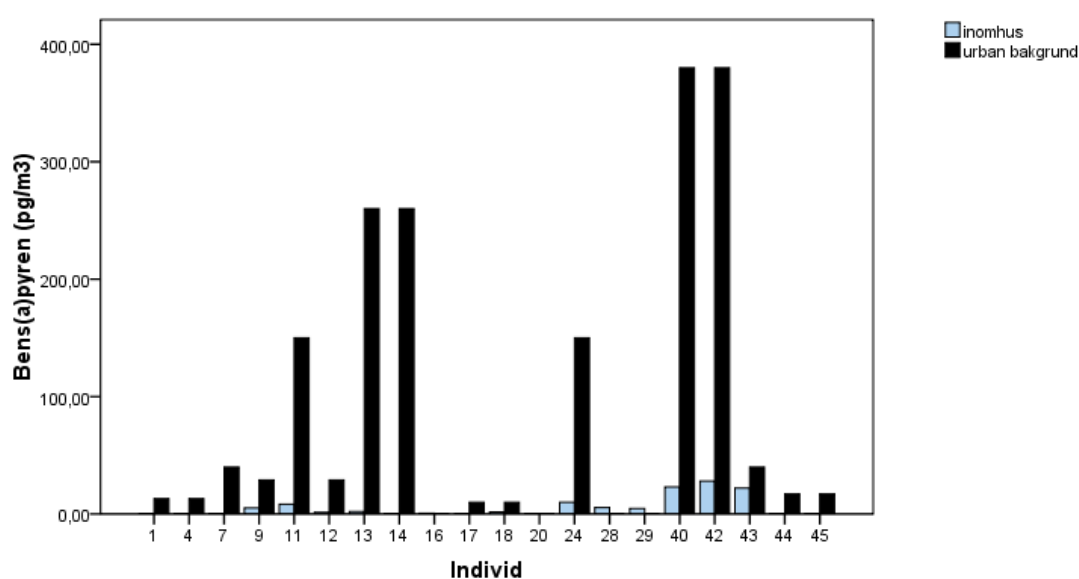
Tabell 5. Resultat av personburna mätningar av kvävedioxid. I tabellen redovisas antal (N), median, aritmetiskt medelvärde, standardavvikelse (SD) samt lägsta och högsta värde (Range). Resultaten för deltagare med upprepade mätningar redovisas som deltagare upprepade mättillfälle 1 respektive 2.

Inomhusmätningar

Polycykliska aromatiska kolväten PAH

Bens(a)pyren

Resultatet av inomhusmätningarna av bens(a)pyren i $PM_{2.5}$ i vardagsrum och vid den urbana bakgrundsstationen vid bibliotekstaket presenteras i fig 6. De högsta halterna inomhus (28, 23 respektive 22 pg/m^3) uppmättes hos individer som eldade med ved i öppen spis, braskamin eller kakelugn. Halterna var högre vid den urbana bakgrundsstationen (median 35 pg/m^3) än inomhus. Mer än hälften (13/20) av inomhusproverna låg under detektionsgränsen (5 pg/m^3). Det fanns en statistisk signifikant korrelation mellan uppmätta halter av bens(a)pyren inomhus och halter bens(a)pyren mätt parallellt vid bibliotekstaket ($r=0,63$, $p=0,01$).



Figur 6. Resultat av mätningar av bens(a)pyren inomhus i vardagsrum hos 20 personer samt i urban bakgrund på bibliotekstaket. För den urbana bakgrundsmätningen saknas mätvärden för 2 omgångar dvs parallellt med 4 vardagsrumsmätningar (individ 16, 20, 28, 29).

Av tabell 6 framgår resultaten av bens(a)pyrenmätningarna inomhus i vardagsrum. Medianhalten var $< 5 \text{ pg/m}^3$. Medianhalten bens(a)pyren var högre för dem ur personalgruppen jämfört med medianhalten hos allmänbefolkningen, men skillnaden var inte statistiskt signifikant ($p=0,28$). Skillnaden berodde sannolikt på att flera av de anställda vid Yrkes- och miljömedicin eldade med ved.

	N	Median (pg/m ³)	Medel (AM) (pg/m ³)	SD	Range (pg/m ³)
Alla personer	26	3,9	47	169	<5- 865
Allmänbefolkning	18	2,5	13,6	30,9	<5- 133
Anställda Yrkes- och miljömedicin	8	16,5	122	300	<5- 865
Rökare	2	<5	<5	0	<5- <5
Icke-rökare	24	5,3	50,7	176	<5- 865

Tabell 6. Resultat av mätningar av bens(a)pyren i vardagsrum hos 26 personer (18 studiedeltagare, 8 anställda vid Yrkes- och miljömedicin). I tabellen redovisas antal (N), median, aritmetiskt medelvärde, standardavvikelse (SD) samt lägsta och högsta värde (Range).

Övriga partikulära PAH

Resultatet av mätningar av de nio partikulära polycykliska aromatiska kolväten som analyserades redovisas i tabell 7 för vardagsrumsmätningar och i tabell 8 för parallella mätningar på den urbana bakgrundsstationen. För bens(a)antracen, perylen och dibenso(a,h)antracen låg majoriteten av vardagsrumsproverna under detektionsgränsen. För bens(a)pyren låg mer än hälften (13/20) av inomhusproverna under detektionsgränsen.

	N	Median (pg/m ³)	Medel (pg/m ³)	SD	Range (pg/m ³)
Bens(a)antracen	26	2,5	8,9	20,3	<5- 104
Krysen	26	7,2	15,8	34	<5- 174
Bens(b)fluoranten	26	20	52	140	<5- 730
Bens(k)fluoranten	26	7,9	34	109	<5- 563
Bens(a)pyren	26	3,9	47	169	<5- 865
Perylen	26	<5	8,1	25	<5- 131
Indeno(123- c,d)pyren	26	48	118	232	6,7-1166
Dibenso(a,h)antracen	26	<5	27	73	<5- 356
Bens(g,h,i)perylen	26	32	122	283	<5- 1433

Tabell 7. Resultat av mätningar av PAH i vardagsrum hos 26 personer (18 studiedeltagare, 8 anställda vid Yrkes- och miljömedicin). I tabellen redovisas antal (N), median, aritmetiskt medelvärde, standardavvikelse (SD) samt lägsta och högsta värde (Range).

	N	Median (pg/m ³)	Medel (pg/m ³)	SD	Range (pg/m ³)
Bens(a)antracen	8	19	59	68	4,3- 160
Krysen	8	37	115	124	8,5-290
Bens(b)fluoranten	8	105	228	248	30-700
Bens(k)fluoranten	8	56	143	163	17-460
Bens(a)pyren	8	35	112	140	10-380
Perylen	8	5,2	17,8	22	1,7-60
Indeno(123- c,d)pyren	8	98	200	233	29-700
Dibenso(a,h)antracen	8	29	40	38	4,9-110
Bens(g,h,i)perylene	8	96	206	248	29-750

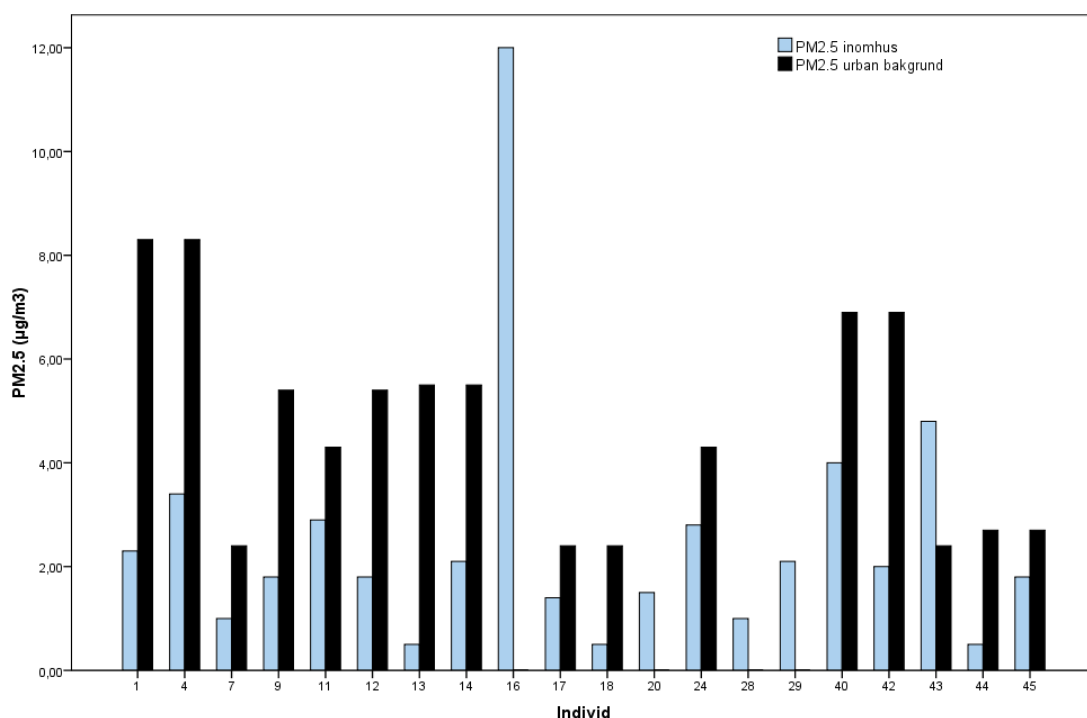
Tabell 8. Resultat av mätningar av PAH i urban bakgrundsluft. I tabellen redovisas antal (N), median, aritmetiskt medelvärde, standardavvikelse (SD) samt lägsta och högsta värde (Range).

Det fanns ett signifikant samband mellan inomhushalten uppmätt i vardagsrummet och utomhushalten på den urbana bakgrundsstationen bibliotekstaket för samtliga PAH ($r=0,52-0,74$, $p=0,01-0,04$)

PM_{2.5}

Mätresultat från mätningarna av PM_{2.5} i vardagsrum respektive vid den urbana bakgrundsstationen redovisas i figur 7. Den högsta halten uppmättes hos en individ (id 16) boende centralt i Umeå nära E4. Högre halter uppmättes också hos vedeldare och rökare.

Det fanns ingen korrelation mellan uppmätta halter av PM_{2.5} i vardagsrum och halterna vid den urbana bakgrundsstationen ($r=0,39$, $p=0,13$)



Figur 7. Resultat av mätningar av PM_{2.5} inomhus i vardagsrum hos 20 personer samt i urban bakgrund på bibliotekstaket. För den urbana bakgrundsmätningen saknas mätvärden för 2 omgångar dvs. parallellt med 4 vardagsrumsmätningar (individ 16, 20, 28, 29).

Tabell 7 visar resultaten av PM_{2.5}-mätningarna inomhus. Medianen för de 20 mätningarna var 1,9 µg/m³ och medelvärdet var 2,5 µg/m³. Halten inomhus var låg i jämförelse med halten uppmätt vid den urbana bakgrundsstationen. Det förelåg ingen statistisk signifikant skillnad mellan halter uppmätta hos allmänbefolkningen och personal vid Yrkes- och miljömedicin. Det förelåg ingen samvariation mellan halter uppmätta utomhus och i vardagsrum ($r=0,23$, $p=0,33$)

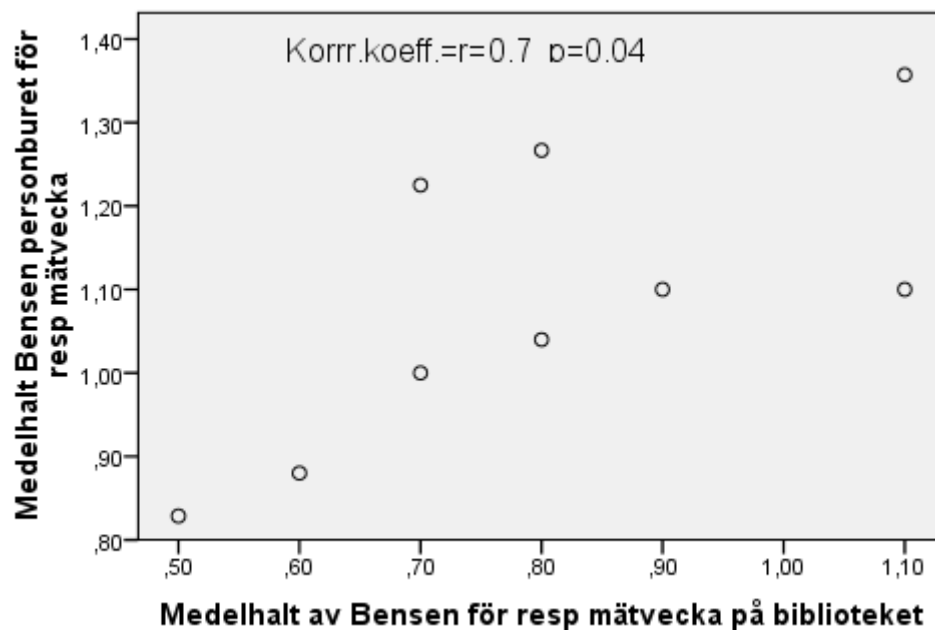
	N	Median (µg/m ³)	Medel (AM) (µg/m ³)	SD	Range (µg/m ³)
Alla deltagare	26	2,1	2,8	2,4	<1 -12
Allmänbefolkning	18	2,1	2,9	2,7	<1 -12
Anställda Yrkes- och miljömedicin	8	2,8	2,7	1,7	<1 -4,8
Rökare	2	2,1	2,1	0	2,1 -2,1
Icke-rökare	24	2,2	2,9	2,5	<1 -12

Tabell 7. Resultat av mätningar av partiklar (PM_{2.5}) (µg/m³) i vardagsrum hos 20 personer (16 studiedeltagare, 4 anställda vid Yrkes- och miljömedicin). I tabellen redovisas antal (N), median, aritmetiskt medelvärde, standardavvikelse (SD) samt lägsta och högsta värde (Range).

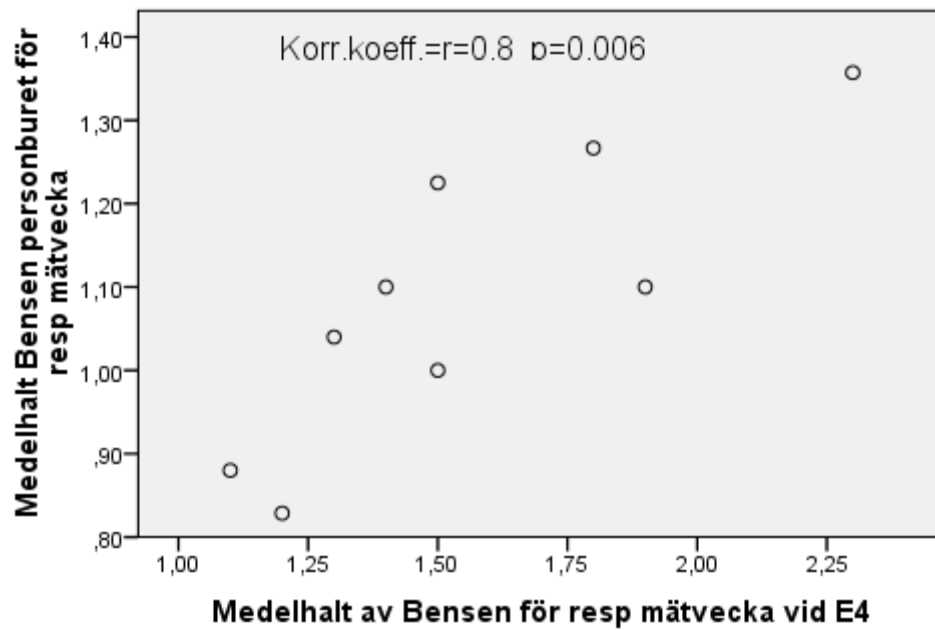
Samband mellan personlig exponering och utomhushalter

Medel exponeringen för de deltagare som deltog under samma vecka (5-8 st) avsattes mot medelhalten vid de stationära mätplatserna bibliotekstaket respektive mätvagnen för varje vecka (9 veckor) och ämne. Korrelationen mellan personlig exponering och halt vid bibliotekstaket respektive mätvagnen redovisas i figur 8-15.

Korrelationen var hög och signifikant för bensen ($r=0,7$, $p=0,04$ respektive $r=0,8$, $p=0,01$) vid både biblioteket och E4, se figur 8-9.

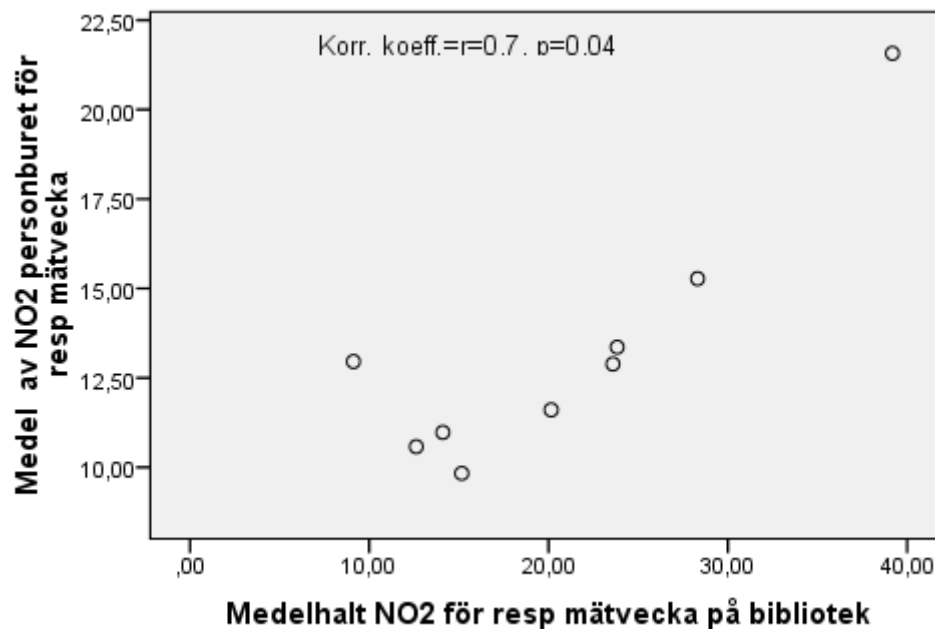


Figur 8. Korrelationen mellan medelvärdet av personlig exponering ($N=5-8$) för bensen och medelhalten av bensen för respektive mätvecka ($N=9$) vid bibliotekstaket.

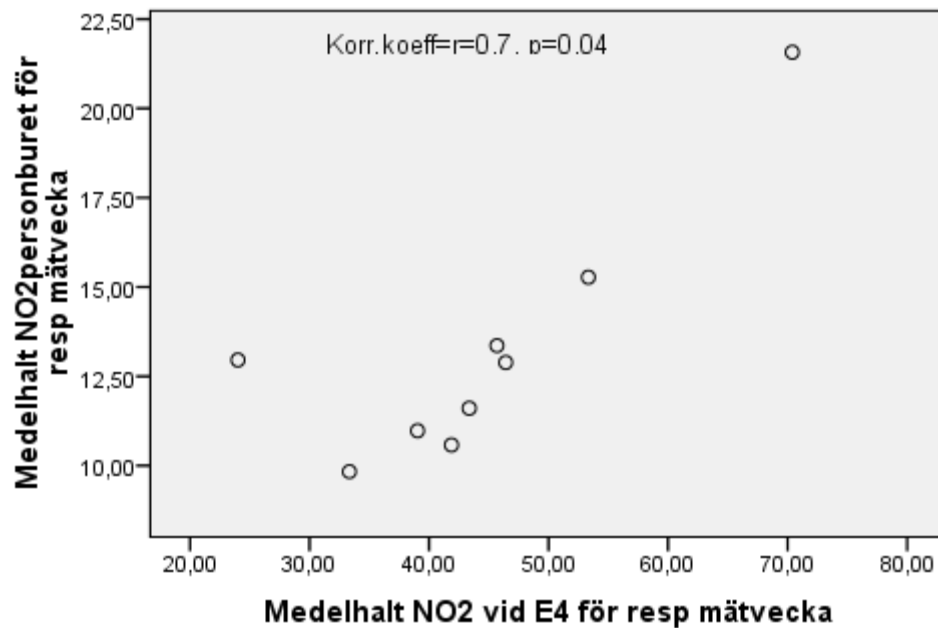


Figur 9. Korrelationen mellan medelvärdet av personlig exponering (N=5-8) för bensen och medelhalten av bensen för respektive mätvecka (N=9) vid mätvagnen vid E4.

För kvävedioxid var korrelationen mellan medelhalten av personlig exponering och halten vid bibliotekstaket respektive mätvagnen också hög och signifikant ($r=0,7$, $p=0,04$ för båda), se figur 10-11.

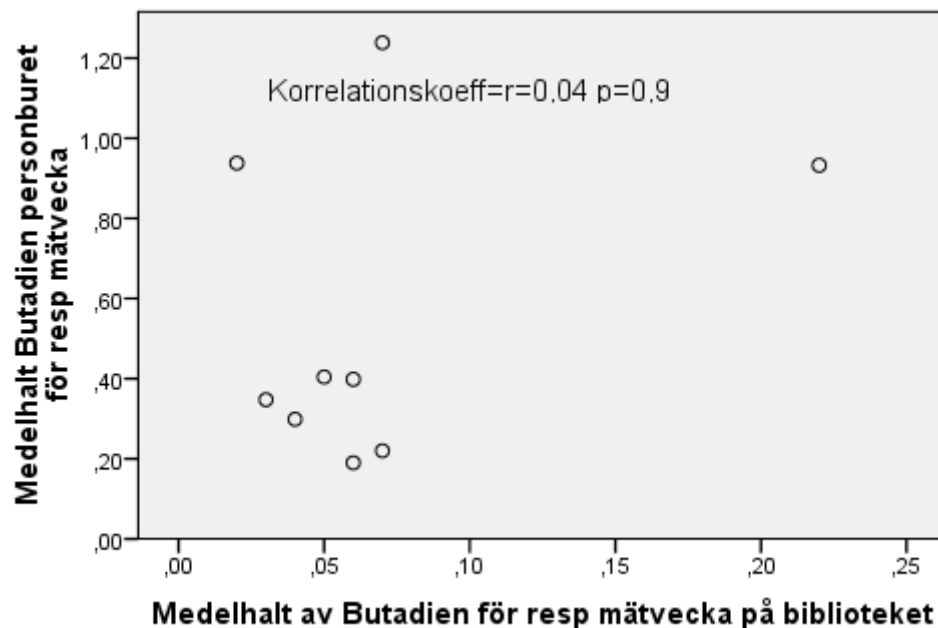


Figur 10. Korrelationen mellan medelvärdet av personlig exponering (N=5-8) för kvävedioxid och medelhalten av kvävedioxid för respektive mätvecka (N=9) vid bibliotekstaket.

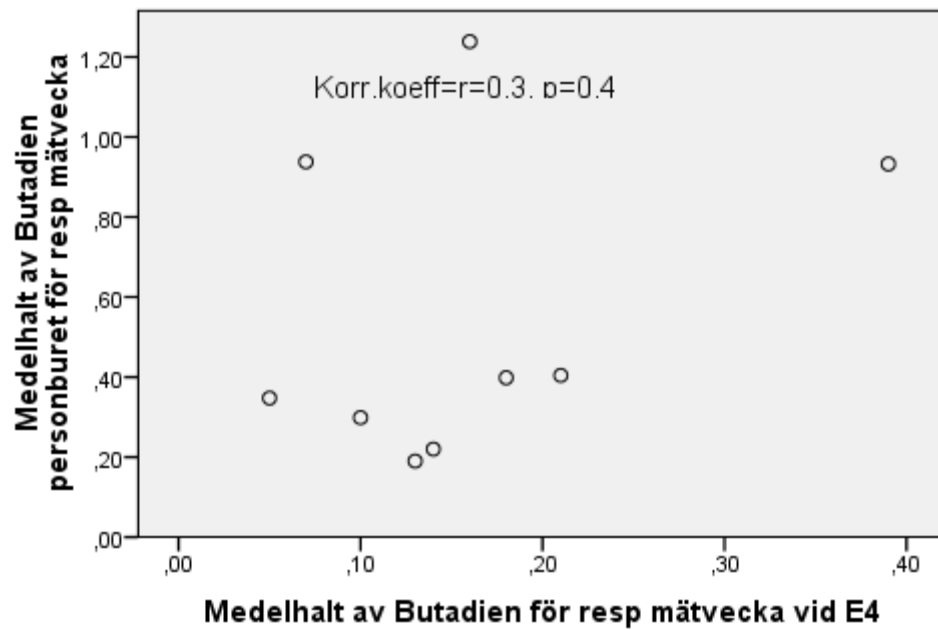


Figur 11. Korrelationen mellan medelvärdet av personlig exponering (N=5-8) för kvävedioxid och medelhalten av kvävedioxid för respektive mätvecka (N=9) vid E4.

Korrelationen mellan medelvärde av personlig exponering för butadien och medelhalt vid urbana bakgrundsstationen var låg och inte signifikant ($r=0,04$, $p=0,9$). Inte heller vid E4 var sambandet signifikant, men korrelationen var högre ($r=0,3$, $p=0,4$). Se figur 12-13.

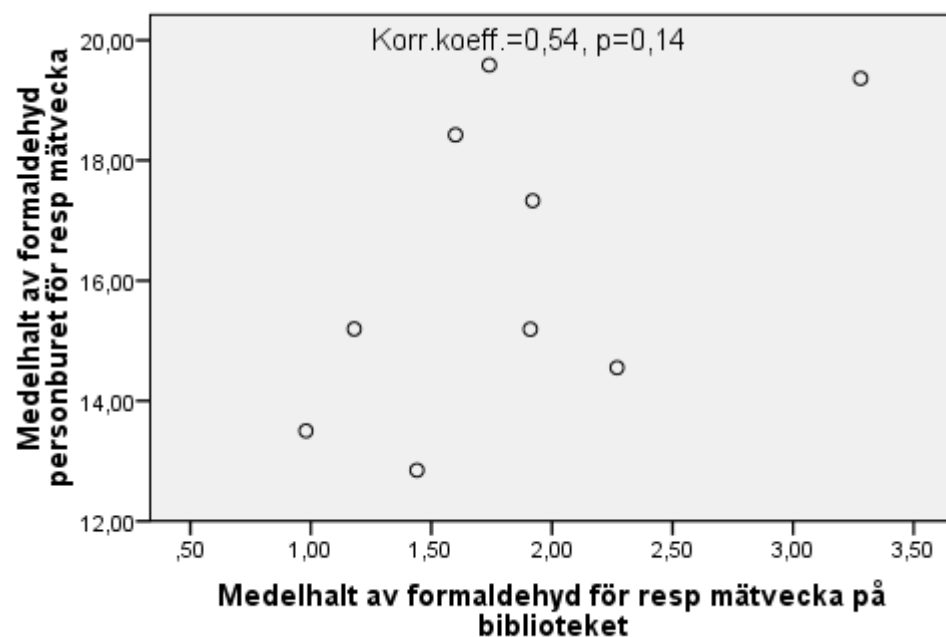


Figur 12. Korrelationen mellan medelvärdet av personlig exponering (N=5-8) för butadien och medelhalten av butadien för respektive mätvecka (N=9) vid bibliotekstaket.

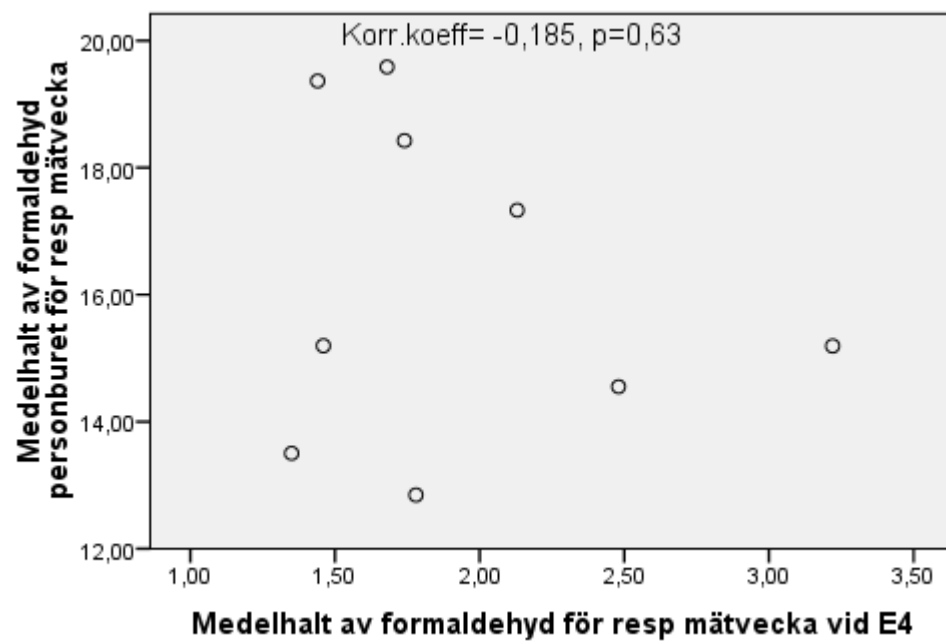


Figur 13. Korrelationen mellan medelvärde av personlig exponering (N=5-8) för butadien och medelhalten av butadien för respektive mätvecka (N=9) vid E4.

Figur 14 och 15 visar korrelationen mellan medelvärde av personburen halt och medelhalt vid bibliotekstaket ($r = 0,54$, $p = 0,14$) respektive E4 för formaldehyd ($r = -0,19$, $p = 0,63$).



Figur 14. Korrelationen mellan medelvärde av personlig exponering (N=5-8) för formaldehyd och medelhalten av formaldehyd för respektive mätvecka (N=9) vid bibliotekstaket.



Figur 15. Korrelationen mellan medelvärde av personlig exponering (N=5-8) för formaldehyd och medelhalten av formaldehyd för respektive mätvecka (N=9) vid E4.

Diskussion

Stationära mätningar

Vid den förra HÄMI-studien som utfördes i Umeå 2001 användes samma mätstationer, bibliotekstaket som urban bakgrundsstation och mätvagnen vid E4 som gatustation. Vid E4 låg medianhalterna för samtliga ämnen (bensen, butadien, kvävedioxid och formaldehyd) lägre 2007 än vid 2001 års mätning. Vid bakgrundsstationen var medianhalterna lika (bensen) eller lägre, butadien, ($p=0,05$), formaldehyd ($p=0,01$) och kvävedioxid.

Bensen

Medianhalten av bensen ($1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) var två gånger så hög vid E4 som vid den urbana bakgrundsstationen ($0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Miljökvalitetsnormens $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som årsmedelvärde (gäller från 2010) underskreds vid båda mätstationerna. Det fanns en signifikant korrelation mellan medianhalten bensen vid E4 och bibliotekstaket även om medianhalterna skilde sig mellan mätplatserna. Detta tyder på att det inte bara är utsläpp från den närmaste omgivningen som styr halten utan att det också finns en mer övergripande variation över tid som exempelvis kan bero på väderförhållanden och intransport.

Medianhalten låg i nivå med 2001 års mätning i Umeå ($1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) vid mätstationen vid E4. Vid bibliotekstaket var medianhalterna lika ($0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) vid 2001 och 2007 års mätningar. Uppmätt medianhalt bensen i urban bakgrund i Umeå låg i nivå med övriga städer, med undantag av Stockholm som hade högre halt och Lindesberg som hade lägre medianhalt.

De huvudsakliga källorna till bensen i utomhusluften är trafik och förbränning, exempelvis vedeldning. Eftersom bensin innehåller bensen är också hantering av bensin en källa till exponering. Från år 2000 är bensenhalten i bensin begränsad till max 1 volymprocent vilket har medfört att vinterhalvårsmedelvärden i en genomsnittlig svensk tätort, (baserat på mätningar i sju kommuner) har minskat från drygt $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ till omkring $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (IVL). Denna nedåtgående trend märks inte för Umeås del vid de jämförande mätningarna 2001 och 2007. En tänkbar orsak till detta kan vara att den lokala trafikökningen i det växande Umeå tagit ut effekten av katalysatorer och sänkt bensenhalt i bensin.

1,3-butadien

Den huvudsakliga källan till butadien i utomhusluften är motorfordonstrafik (Dollard, 2001) vilket kan förklara varför medianhalten vid mätstationen i gatunivå var två gånger högre jämfört med medianhalten vid den urbana bakgrundsstationen. Korrelationen mellan butadien vid bibliotekstaket och E4 var relativt hög och signifikant vilket liksom för bensen indikerar att halten inte enbart är kopplad till specifika källor vid mätplatsen. Det fanns även en hög och signifikant korrelation mellan bensen och butadien vid E4, medan korrelationen vid biblioteket var lägre. Detta kan förklaras av skillnader mellan de båda ämnenas uppehållstid i atmosfären.

För butadien har medianhalterna sjunkit vid både E4 och bibliotekstaket (signifikant) i jämförelse med halterna 2001. Inga kontinuerliga utomhusmätningar av butadien görs i Sverige men i Storbritannien där kontinuerliga mätningar görs har man noterat sjunkande halter, främst beroende på att en ökad andel bilar har katalysatorer (Dollard, 2001). Butadienhalten i Umeås bakgrundsluft var i storleksordning som nivåerna i Lindesberg och Stockholm, medan halten i Göteborg var betydligt lägre.

Formaldehyd

Formaldehydhalten var lika hög vid den urbana bakgrundsstationen som vid gatustationen. Utomhushalten låg ca tio gånger lägre än medianhalten för den personliga exponeringen. Detta är i linje med tidigare resultat och visar att formaldehyd har sina största emissionskällor inomhus. Halten var signifikant lägre vid den urbana bakgrundsstationen 2007 i jämförelse med 2001 års mätning. I Umeå låg halten något lägre i jämförelse med övriga städer, men skillnaden är marginell.

Kvävedioxid

Medianhalten av kvävedioxid var dubbelt så hög vid E4 ($44 \mu\text{g}/\text{m}^3$) som vid bibliotekstaket ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) men det var en mycket hög och signifikant korrelation mellan mätstationerna. Den höga korrelationen förklaras av att trafiken är den dominerande källan vid båda mätplatserna. Uppenbart kommer miljömålet $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som årsmedelvärde som ska vara uppnått 2010, att överskridas längs E4 genom Umeå.

Sett ur ett nationellt perspektiv är trenden för kvävedioxidhalterna nedåtgående sedan kontinuerliga mätningar startades 1986/87. Trenden blev uppåtgående från 2002/3 och några år framåt, men de senaste två åren (2006/2007 och 2007/2008) var de lägst uppmätta. För en medeltätort (data baserat på mätningar i 13 kommuner) har den genomsnittliga årliga minskningen av NO_2 -halten varit 50 % sedan mätningarnas start 1986/87 (IVL). I Umeå följer halterna den nationella trenden, och vid jämförelse med 2001 års mätning har medianhalten vid både E4 och bibliotekstaket sjunkit om än inte signifikant.

Halten kvävedioxid i urban bakgrund var i Umeå i samma storleksordning som i övriga städer, förutom Lindesberg som hade betydligt lägre nivå.

Fina partiklar ($\text{PM}_{2.5}$)

Mätning av $\text{PM}_{2.5}$ tillkom i projektet år 2005 i Lindesberg varför det bara går att jämföra halterna med Lindesberg 2005 och Göteborg 2006. Halten i Umeå ($4,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ligger i nivå med Göteborgs medianhalt ($5,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) men är hälften så hög som uppmätta partikelhalter i Lindesberg ($9,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Det av WHO angivna riktvärdet för $\text{PM}_{2.5}$ på $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som årsmedelvärde underskrids.

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)

För analys av PAH infördes 2005 i projektet en ny metod som innebär att PAH numera analyseras i partiklar ($\text{PM}_{2.5}$) insamlade på teflonfilter. Tidigare användes en provtagare för totaldamm, varför halterna vid tidigare mätningar inte är jämförbara. I Umeå var medianhalten bens(a)pyren uppmätt vid den urbana bakgrundsstationen $35 \text{ pg}/\text{m}^3$.

I Umeå ligger medianhalten på samma nivå som i Göteborg ($35 \text{ pg}/\text{m}^3$), men är tio gånger lägre än halten i Lindesberg, $310 \text{ pg}/\text{m}^3$.

Personlig exponering

Bensen

Medianhalten för de personburna mätningarna av bensen var $0,95 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och ligger lägre än den av IMM rekommenderade lågrisknivån på $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som långtidsmedelvärde. Bensenhalten som uppmättes personburet var lägre än halten uppmätt vid E4 ($1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) men

något högre än halten vid bibliotekstaket. Medianhalten var signifikant lägre 2007 ($p < 0,00$) jämfört med 2001 års personburna mätning ($1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) och låg i nivå med de medianhalter som uppmättes i Göteborg 2000 och 2006, men lägre än halterna i övriga städer.

1,3-butadien

Medianhalten av butadien för den personliga exponeringen var $0,26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vilket ligger i det lägre intervallet för IMMs riktvärde ($0,2\text{--}1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$). De personliga exponeringshalterna för butadien var högre än de som uppmätts vid både E4 och bibliotekstaket. Rökning och passiv rökning är den dominerande exponeringskällan till butadien inomhus. Trots detta hittades ingen signifikant skillnad mellan rökare och icke-rökare. Förklaringen kan vara att antal rökare i studien är så få. Halten var signifikant lägre ($p < 0,00$) än vid 2001 års mätning i Umeå som hade en medianhalt på $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Övriga städer, förutom Göteborg 2006, hade högre medianhalt av butadien.

Formaldehyd

Den personliga medianexponeringen för formaldehyd uppgick till $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vilket ligger i det lägre intervall som IMM har rekommenderat som lågrisknivå ($12\text{--}60 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Den dominerande exponeringskällan för formaldehyd är avdunstning från byggmaterial i inomhusmiljön vilket kan förklara att utomhusmätningarna visade ca tio gånger lägre halter än de personburna mätningarna. Det var ingen signifikant skillnad ($p = 0,97$) mellan halterna vid 2001 och 2007 års mätningar i Umeå. I jämförelse med övriga städer låg Umeås medianhalt i nivå med halter i Stockholm och Malmö. Göteborg hade något högre halt och Lindesberg hade ca 1,5 gånger högre medianhalt än i Umeå.

Kvävedioxid

Medianvärdet för den personliga exponeringen var $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vilket var lågt i förhållande till de halter som uppmättes vid de stationära utomhusstationerna, 44 respektive $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Kvävedioxid är det enda ämne som uppvisar signifikant högre halt ($p < 0,00$) för de personburna mätningarna 2007 i jämförelse med 2001. Resultaten för utomhushalter och personlig exponering för kvävedioxid är motsägelsefulla. Utomhushalterna har sjunkit sedan 2001 medan den personliga exponeringen signifikant har ökat från 2001 års mätning då medianhalten var $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En tänkbar förklaring till den högre personburna halten 2007 skulle kunna vara att deltagarna 2007 bodde mer trafikexponerat i jämförelse med deltagarna 2001. Inom ramen för ett tidigare forskningsprojekt modellerade vi årsmedelhaltern av NO_2 för centrala Umeå baserat på emissionsfaktorer för år 2000 (Modig, 2007). Med utgångspunkt från modelleringen jämförde vi deltagarna i 2001 års HÄMI-projekt med deltagarna i detta projekt med avseende på den modellerade NO_2 -halten utanför bostaden. Jämförelsen visade att det inte var någon signifikant skillnad i modellerad medelhalt mellan deltagarna 2001 och 2007 ($p = 0,13$). Detta utesluter att geografiska skillnader mellan deltagarna med avseende på bostadens placering, skulle vara förklaringen till den högre personliga exponeringen för NO_2 2007 jämfört med 2001. Resultaten har troligen påverkats av skilda aktiviteter. De viktigaste bidragen till exponering av kvävedioxid i inomhusmiljön är förbränning exempelvis vid användning av gasspis, eldning i öppen spis eller värmepanna (Diette 2008). I studien deltog en individ som hade gasspis. Den uppmätta personliga exponeringen var som väntat relativt hög vid båda mättillfällena.

I jämförelse med övriga städer var medianhalten i Umeå i nivå med Malmö 2003, lägre än Stockholm 2002 men dubbelt så hög som halten i Lindesberg 2005.

Inomhusmätningar

Fina partiklar (PM_{2.5})

Medianhalten PM_{2.5} uppmätt i 20 personers vardagsrum var 1,9 µg/m³ vilket var lägre än medianhalten uppmätt vid den urbana bakgrundsstationen (4,9 µg/m³). Det av WHO angivna riktvärdet för PM_{2.5} på 10 µg/m³ som årsmedelvärde underskrids därmed.

Inomhushalterna av PM_{2.5} i Umeå mätt i denna studien var betydligt lägre än halterna i både Göteborg (7,3 µg/m³) och Lindesberg (9,3 µg/m³). I Göteborg har tidigare gjorts inomhusmätningar av PM_{2.5} hos 30 personer. Medianhalten blev då 8,6 µg/m³ (Johannesson 2007). I båda studierna i Göteborg var inomhushalten högre än halten i urban bakgrund vilket inte är fallet i Umeå. I jämförelse med Göteborg bor deltagarna i Umeå mindre urbant i och med att Umeå är en mindre stad, vilket kan vara en förklaring till skillnaderna i inomhushalter. På grund av låga halter PM_{2.5} och PAH vid inomhusmätningarna beslutades hösten 2008 att en upprepade mätning i vardagsrum hos de fem individer som hade lägst halt partiklar skulle göras. Mätningarna genomfördes i januari-februari 2009, se resultat i bilaga 7.

Polycykliska aromatiska kolväten PAH

Halterna av polycykliska aromatiska kolväten uppmätt i vardagsrum var låga i Umeå. Den av IMM satta lågrisknivån 0,1 ng /m³ underskrids. De halter som uppmättes i vardagsrum i Umeå 2001 var betydligt högre (80 pg/m³) men analysen gjordes då med en annan metod.

Halterna i Göteborg låg fyra gånger högre och inomhushalterna uppmätta i Lindesberg låg 30 gånger högre än i Umeå. De stora skillnaderna mellan Umeå och de två andra städerna kan delvis förklaras med att Göteborg är en betydligt större stad och att vedeldning är mer frekvent i Lindesberg. Trots detta är skillnaderna väl stora men någon ytterligare förklaring har inte frambringats. För att bringa klarhet i de låga halterna gjordes en upprepade inomhusmätning hos fem personer vintern 2009. I bilaga 7 redovisas resultaten av den upprepade mätningen.

Samband mellan personlig exponering och utomhushalter

I tidigare epidemiologiska studier som studerar hälsoeffekter av luftföroreningar används halten i urban bakgrundsluft som mått på allmänbefolkningens exponering. Vi har studerat korrelationen mellan medelhalt av personlig exponering och medelhalten i utomhusluft för respektive mätvecka i urban bakgrund respektive i gatunivå.

För bensen och kvävedioxid sågs signifikanta korrelationer mellan medelhalt av personlig exponering och medelhalten utomhus vid både bakgrundsstationen och E4 vilket inte kunde ses på individnivå. Detta tyder på att individuella faktorer har stor betydelse, vilket gör att mer storskaliga variationer och skillnader får liten betydelse om man studerar sambanden på individnivå.

För formaldehyd sågs ingen signifikant korrelation mellan personlig exponering och utomhushalter vilket är logiskt eftersom formaldehyd i större utsträckning är en inomhusförorening. Det finns inte heller signifikanta korrelationer mellan personlig exponering för butadien och utomhushalter. Butadien är högreaktiv förening, vilket skulle kunna vara en del av förklaringen.

Validitet

Bortfallet av deltagare var 19 %. Den geografiska fördelningen av dem som deltog i studien respektive de som tackat nej framgår av karta i bilaga 1. Utifrån en visuell bedömning av fördelning mellan deltagare som tackat ja respektive nej finns inga geografiska mönster som tyder på att bortfallet inte var slumpmässigt.

Mätstrategi

En ändring i mätstrategi som infördes i projektet denna gång var att de slumpade personerna fick ett brev där fem alternativa startdatum fanns angivna. En annan förändring bestod i att mätningar hos åtta deltagare i första mätomgången och mätningar på de stationära utomhusstationerna startades samma dag. Under andra mätomgången startades mätning hos fem deltagare samma dag som utomhusstationerna. Fördelen med denna mätstrategi var att resultatet från nio parallella mätomgångar mellan personlig exponering och halter vid utomhusstationerna kunde jämföras.

Nackdelen var en hög arbetsbelastning under de dagar då mätningar hos åtta personer samt på två stationära mätstationer skulle startas.

Metodutveckling

Interlaboratoriejämförelse för analys av 1,3-butadien och bensen

En studie pågår inom projektet för att jämföra analysresultaten för bensen och 1,3-butadien mellan de laboratorier som utfört analys av dessa ämnen i projektet. Resultatet är inte färdigt och kommer att redovisas senare.

Analys av kvävedioxid

En ny diffusionsprovtagare, Ogawa, för mätning av kväveoxider ($\text{NO}_2/\text{NO}_x/\text{NO}$) har använts i projektet på grund av att den tidigare använda provtagaren (Willems badge) inte längre var tillgänglig. Fördelen med provtagaren är att man även kan mäta NO och NO_x och att den är robustare än Willems badge. Analysen gjordes vid universitetet i Utrecht. Metod för analys av $\text{NO}_2/\text{NO}_x/\text{NO}$ är uppsatt vid Yrkes- och miljömedicin vid Umeå universitet, som fortsättningsvis kan göra dessa analyser. En fältvalidering av Ogawas diffusionsprovtagare håller på att genomföras.

Tack

Ett stort tack till alla försökspersoner som deltog. Utan er hade denna studie inte kunnat genomföras. Tack till Samhällsbyggnadskontorets miljö-och hälsoskyddavdelning för upplåtande av provtagningsplatser för stationär provtagning. Tack även till personal vid Yrkes- och miljömedicin för att vi fick göra mätning i era vardagsrum. Ett speciellt tack till Mona Svensson, Lennart Jonsson, David Olsson och Kåre Eriksson för värdefull hjälp. Undersökningen har utförts på uppdrag av och 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.

Boström C-E, Gerde P., Hanberg A., Jernström B., Johansson C., Kykrlund T., Rannung A., Törnqvist M., Victorin K., Westerholm R. *Environmental Health Perspectives*, vol 110, 2002.

Diette GB, McCormack MC, Hansel N N, Breyse PN, Matsui E C. Environmental issues in managing asthma. *Respiratory Care*.2008;53:5:602-617.

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

Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/50/EG om luftkvalitet och renare luft i Europa. 2008.

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

Fransson-Steen R., Ljungquist S., Victorin K. Uppdaterad hälsoriskbedömning av bensen Institutet för miljömedicin, Karolinska institutet, IMM-rapport 3/1994.

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.

Institutet för miljömedicin, IMM-rapport 1/94: Kväveoxider - Hälsoriskbedömning och förslag till riktvärden.

International Agency for Research on Cancer, IARC, monographs volume 29, 1987.

International Agency for Research on Cancer, IARC monographs volume 32, supply 7, 92 (in prep.).

International Agency for Research on Cancer, IARC monographs volume 71, 97 (in prep.).

International Agency for Research on Cancer, IARC monographs volume 88 (Formaldehyde, 2-Butoxyethanol and 1-tert-Butoxypropan-2-ol), 2006.

IVL rapport. Luftkvaliteten i Sverige 2007 och vintern 2007/08. Resultat från mätningar inom Urbanmätnätet.

Johannesson S, Mattsson C, Bergemalm-Rynell K, Strandberg B, Sällsten G. Personburen exponering för organiska ämnen och partiklar kopplade till stationära mätningar i Göteborg 2006. Västra Götalandsregionens Miljömedicinska Centrum, Arbets- och Miljömedicin Göteborg, 2008.

Johannesson S, Gustafsson 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. *J Expo Sci Environ Epidemiol*. 2007;7:613-624.

Kruså M, Bellander T, Nilsson M. Cancerframkallande ämnen i tätortsluft Stockholm 2002/2003. Rapport från Arbets och miljömedicin 2004:3, Stockholm.
Miljöhälso rapport 2005, Socialstyrelsen, Institutet för miljömedicin, Centrum för folkhälsa Arbets- och miljömedicin, Stockholms läns landsting.

Modig L, Forsberg B. Perceived annoyance and asthmatic symptoms in relation to vehicle exhaust levels outside home: a cross-sectional study. *Environ Health* 2007;6 (29).

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.

Naturvårdsverket. Rapport 5318. Frisk luft, Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet, 2003.

Naturvårdsverket. Rapport 5399. Formaldehyd. En kunskapssammanställning och riskbedömning, 2004.

Naturvårdsverket. Rapport 5882. Miljökvalitetsnormer för arsenik, kadmium, nickel och bens(a)pyren, 2008.

Naturvårdsverket. Rapport 5884. Förslag till ny förordning om miljökvalitetsnormer för utomhusluft. Genomförande av dir 2008/50/EG samt MIKSA-förslaget, 2008.

Ogawa. <http://www.ogawausa.com/faq.html>

Svensk författningssamling. Förordning (2001:527) om miljökvalitetsnormer för utomhusluft. SFS 2001:527.

Svensk författningssamling. Förordning om ändring i förordningen (2001:527) om miljökvalitetsnormer för utomhusluft. SFS 2007:771.

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, 2002.

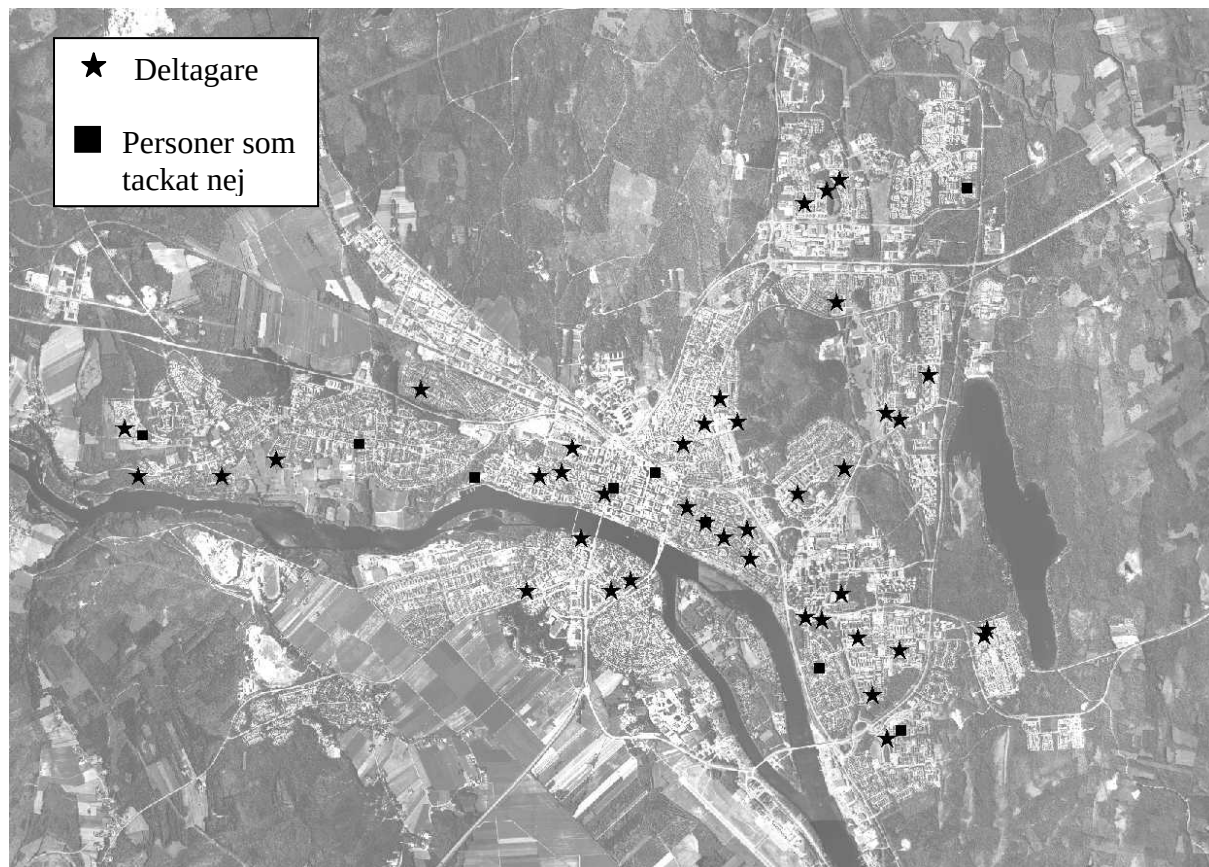
Viktorin K. Risk assesment of carcinogenic air pollutants. Institutet för miljömedicin, Karolinska Institutet, IMM-rapport 1/1998.

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

WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Global update 2005, Summary of risk assessment, 2006.

Bilagor

Bilaga 1. *Karta över bostadsläge för deltagare respektive dem som tackat nej till deltagande*



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)									

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 ☐ Nej ☐	Ja ☐ Nej ☐	Ja ☐ Nej ☐	Ja ☐ Nej ☐	Ja ☐ Nej ☐	Ja ☐ Nej ☐	Ja ☐ Nej ☐
Har Du vistats i bostaden (egen eller annans) samtidigt som det eldats med ved/pellets? Om ja, hur länge	Ja ☐ Nej ☐ti m mi n	Ja ☐ Nej ☐ti m mi n	Ja ☐ Nej ☐ti m mi n	Ja ☐ Nej ☐ti m m in	Ja ☐ Nej ☐ti m mi n	Ja ☐ Nej ☐ti m mi n	Ja ☐ Nej ☐ti m m in
Har Du tankat bensin (ej diesel) under dygnet?	Ja ☐ Nej ☐	Ja ☐ Nej ☐	Ja ☐ Nej ☐	Ja ☐ Nej ☐	Ja ☐ Nej ☐	Ja ☐ Nej ☐	Ja ☐ Nej ☐
Har Du hanterat bensin vid andra tillfällen än tankning av bil?	Ja ☐ Nej ☐	Ja ☐ Nej ☐	Ja ☐ Nej ☐	Ja ☐ Nej ☐	Ja ☐ Nej ☐	Ja ☐ Nej ☐	Ja ☐ Nej ☐
Har Du haft sovrumsfönstret öppet eller på glänt under natten?	Ja ☐ Nej ☐	Ja ☐ Nej ☐	Ja ☐ Nej ☐	Ja ☐ Nej ☐	Ja ☐ Nej ☐	Ja ☐ Nej ☐	Ja ☐ Nej ☐
Annan adress under dygnet? Om ja, ange vilken på baksidan.	Ja ☐ Nej ☐	Ja ☐ Nej ☐	Ja ☐ Nej ☐	Ja ☐ Nej ☐	Ja ☐ Nej ☐	Ja ☐ Nej ☐	Ja ☐ Nej ☐

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. 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 ☐

Reparationsår: _____ Ungefärligt byggår: _____

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 (16).

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. Finns det ingång från garaget till bostadshuset? Ja ☐ Nej ☐

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

13. Kommer Du i kontakt med motoravgaser /bensinångor eller lösningsmedel på din fritid?

Ja ☐ Nej ☐

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

	Ja, ofta (varje vecka)	Ja, ibland	Nej, aldrig
a) trafikbuller	☐	☐	☐

b) bilavgaser	☐	☐	☐
---------------	--------------------------	--------------------------	--------------------------

15. Hur ofta brukar Du vintertid uppleva luften som irriterande

	dagligen eller nästan dagligen	ibland eller periodvis	aldrig eller nästan aldrig
--	--------------------------------	------------------------	----------------------------

a) i ditt bostadsområde	☐	☐	☐
-------------------------	--------------------------	--------------------------	--------------------------

b) mitt i centrum	☐	☐	☐
-------------------	--------------------------	--------------------------	--------------------------

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

Adress:

_____, _____, _____ Våningsplan _____
gata nr postnr kommun

Adress:

_____, _____, _____ Våningsplan _____
gata nr postnr kommun

Vid frågor kontakta:

Annika Hagenbjörk-Gustafsson, Yrkes-och miljömedicin, Umeå universitet

Telefon: 090-785 37 82, mobil: 070-671 59 55 e-post: annika.hagenbjork@envmed.umu.se

Lars Modig, Yrkes-och miljömedicin, Umeå universitet

Telefon: 090-785 23 79 e-post: lars.modig@envmed.umu.se

Bertil Forsberg, Enhetschef, Yrkes-och miljömedicin, Umeå universitet

e-post: bertil.forsberg@envmed.umu.se

Bilaga 4. 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
Bensen Umeå 2007	1,5	1,6	1,1-2,3	0,8	0,8	0,5-1,1
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
Butadien Umeå 2007	0,14	0,16	0,05-0,39	0,06	0,07	0,02-0,22
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
Formaldehyd Umeå 2007	1,7	1,9	1,4-3,2	1,7	1,8	1,0-3,3
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
NO₂ Umeå 2007	43	44	24-70	20	21	9,1-39

	<i>Gatunivå</i>			<i>Urban bakgrund</i>		
	Median µg/m³	Medel µg/m³	Spännvidd µg/m³	Median µg/m³	Medel µg/m³	Spännvidd µg/m³
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
PM_{2,5} µg/m³ Lindesberg 2005	9,0	13	5,8-23	9,7	13	5,9-23
PM_{2,5} µg/m³ Göteborg 2006				5,3	7,3	2,9-18
PM_{2,5} µg/m³ Umeå 2007				4,9	4,7	2,4-8,3
B(a)P i PM_{2,5} ng/m³ 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/m³ Gbg 2006				0,035	0,046	0,01-0,14
B(a)P i PM_{2,5} ng/m³ Umeå 2007				0,035	0,112	0,01-0,38
Ozon Gbg 2000	33		27-50	38		30-64

H = Hornsgatan (Sthlm centrum)

J = Jägmästarvägen (10 km från centrum)

Bilaga 5. 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
Bensen Umeå 2007	1,0	1,1	0,5-3,0
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
Butadien Umeå 2007	0,3	0,6	0,07-4,4
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
Formaldehyd Umeå 2007	16	18	7-33
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
NO₂ Umeå 2007	11	10	6-33
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
B(a)P i PM_{2,5} ng/m³ Umeå vardagsrum 2007	0,0025	0,0067	<0,005-0,028

	Median ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) (N)	Medel ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) Aritmetiskt	Spännvidd ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
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
PM_{2,5} $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Umeå vardagsrum 2007	1,9	2,5	0,5-12
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

Bilaga 6. Kan exponeringen för organiska ämnen bland Umeås befolkning skattas baserat på personburna och stationära mätningar inom HÄMI 2007.

Inledning

Personlig mätning är den mätstrategi som bäst beskriver individens exponering under en given tidsperiod. Problemet är att personburna mätningar är både tidskrävande och ekonomiskt krävande, vilket är orsaken till att de genomförs i väldigt begränsad omfattning. I epidemiologiska studier av luftföroreningar och hälsoeffekter används olika typer av exponeringsmått med varierande grad av geografisk upplösning. Under senare år har mycket arbete lagts på att försöka öka den geografiska upplösningen för att på så sätt minska felklassificeringen i exponering och öka styrkan i de studerade sambanden.

Meteorologiska spridningsmodeller används för att beskriva halten av luftföroreningar över geografiska områden, och bygger på förekomsten av olika emissionskällor i kombination med meteorologi. Fördelen med denna typ av modeller är att exponeringen över ett geografiskt område kan beskrivas med hög geografisk upplösning vilket minskar risken för felklassificering. Modellerna måste dock valideras mot verkliga mätningar för att resultaten ska vara trovärdiga.

Halten kvävedioxid (NO_2) i utomhusluften är ett vanligt förekommande mått på luftkvalitet och en indikator på fordonsavgaser. NO_2 har mätts under relativt lång tid vilket gör att det finns mycket insamlade data. Tillgången på data har också gjort att NO_2 är ett ämne som är tacksamt att använda i spridningsmodeller eftersom det finns möjlighet till bra validering. Eftersom NO_2 ofta används som en indikator på fordonsavgaser men inte anses vara ett stort hälsoproblem i sig självt, är det intressant att studera hur halten förhåller sig till andra mer hälsovådliga ämnen.

Syfte

Syftet med detta delprojekt inom HÄMI var att utifrån 2007 års resultat från HÄMI- projektet *Exponering för cancerframkallande ämnen i luft*, studera möjligheten att uppskatta hela Umeås befolknings exponering för bensen, 1,3-butadien och formaldehyd med utgångspunkt från modellerade halter av NO_2 .

Metod

Exponering

Spridningsmodell

Inom ett tidigare forskningsprojekt (Modig et al 2007) användes en meteorologisk spridningsmodell för att beräkna årsmedelhalten av NO_2 över de centrala delarna av Umeå. Modelleringen bygger på TAPM-modellen (The Air Pollution Modell)(Hurley PJ 2005, Hurley PJ et al 2005) och genomfördes av Svenska Miljöinstitutet (IVL). Resultatet från modellen beskriver årsmedelhalterna av NO_2 i ett fint rutnät (50*50 meter) över centrala Umeå, och är uppbyggda kring en emissionsdatabas (trafikkällor, punktkällor, ytkällor, markanvändning) och meteorologiska data vilka kombineras i modellen. Emissionsfaktorerna som användes avser år 2000.

Avstånd till väg

I syfte att studera ett alternativt exponeringsmått till spridningsmodellerings, beräknades även avståndet från bostaden till närmaste större väg. Större väg definierades som en väg med 8000 fordon per dygn eller mer. Beräkningar av avstånd till närmaste större väg gjordes i GIS-programmet Arc View, och som grund användes ett digitalt vägnät med trafikflöden på samtliga större vägar inom centrala Umeå. Analysen av sambandet mellan trafikflöde och uppmätta halter begränsades till de stationära mätningarna.

Befolkningsdata

Samtliga personer bosatta i centrala Umeå koordinatsattes via kommuninnevånarregistret. Koordinaterna representerar mittpunkten på den fastighet till vilken bostadsadressen var kopplad. Totalt omfattades 77197 personer i centrala Umeå.

Den koordinatsatta befolkningen kombinerades sedan med rutnätet av modellerade halter vilket resulterade i att en specifik halt tillskrevs varje innevånare som bodde inom det område som täcktes av spridningsmodellen. Av de totalt 77197 personerna som koordinatsattes fick 70683 en beräknad halt av NO₂. Beräkningen av avstånd till närmaste större väg gjordes initialt endast för de 40 deltagarna i huvudrapporten.

Sambandsanalys

Resultatet av de personburna och stationära mätningarna utanför bostaden inom HÄMI-projektet 2007 användes för att analysera sambandet mellan den modellerade NO₂-halten utanför bostaden och uppmätta halter av bensen, 1,3-butadien och formaldehyd. För formaldehyd fanns inga stationära mätningar utan endast personburna. Detaljer om mätningarna finns i huvudrapporten.

Statistik

Sambandet mellan personburna, stationära och modellerade halter samt deras samband med avstånd till närmaste större väg analyserades med linjär regression. Halterna som uppmättes personburet var inte normalfördelade, varför värdena logaritmerades innan de inkluderades i regressionsmodellen. Sambanden mellan personburen och modellerad halt analyserades för hela materialet, och justerades inte för att vissa av deltagarna hade upprepade mätningar. Som gräns för statistisk signifikans användes p-värdet <0.05.

Resultat

Den modellerade årsmedelhalten av NO₂ utanför bostaden för samtliga boende inom centrala Umeå var 10.5 µg/m³ (Range 5.2-20.2 µg/m³)

Sambandet mellan den personliga exponeringen av bensen, 1,3-butadien och formaldehyd och den modellerade halten NO₂ utanför bostaden presenteras i tabell 1. Som framgår av tabellen var sambanden låga och ej signifikant.

Tabell 1. Korrelationen mellan personlig exponering av bensen, 1,3-butadien, formaldehyd och det modellerade årsmedelvärdet av NO₂ utanför bostaden. N= Antal, R= korrelationskoefficient, p= p-värde.

	Modellerad NO ₂		
	N*	R	p
Bensen	52	0.06	0.68
1,3-butadien	52	0.18	0.19
Formaldehyd	51	0.04	0.80

I tabell 2 redovisas sambanden mellan halterna uppmätt utanför bostaden och de modellerade halterna utanför samma bostad.

Tabell 2. Korrelationen mellan stationära halter av bensen, 1,3-butadien och modellerade årsmedelhalter av NO₂ utanför deltagarnas bostäder. N= Antal, R= korrelationskoefficient, p= p-värde.

	Modellerad NO ₂		
	N	R	p
Bensen	37	0.23	0.17
1,3-butadien	37	0.07	0.68

Den modellerade halten utanför bostaden förklarar således endast ca 5% av variationen i bensenhalt utanför bostaden.

Medelavståndet från deltagarnas bostad till närmaste större väg var 386 meter i HÄMI-projektet. Den som bodde närmast hade 38 meter till en väg med 8000 fordon eller mer, och den som bodde längst ifrån hade ca 1.5 km till närmaste större väg. Resultatet från analysen visade inga signifikanta samband. Korrelationskoefficienten för bensen var 0.27 (p=0.10) och för 1,3-butadien 0.09 (p=0.59).

Slutsats och diskussion

Sambanden mellan uppmätta och modellerade halter i denna studie är för svaga för att på ett bra sätt kunna skatta hela Umeå befolknings exponering för bensen, 1,3-butadien och formaldehyd.

Den personliga exponeringen av bensen, 1,3-butadien och formaldehyd uppvisade inga signifikanta samband till den modellerade årsmedelhalten av NO₂ utanför bostaden. Enskilda deltagares personliga exponering är starkt kopplade till den aktuella personen och dennes aktiviteter under mätperioden, vilket gör det svårt att påvisa betydelsen av geografiska haltskillnader. Detta blir särskilt tydligt då de jämförda halterna skiljer sig med avseende på tidsmässig upplösning. I huvudrapporten (HÄMI 2007) redovisas ett tydligt samband mellan den personliga exponeringen för bensen och halten uppmätt vid två centrala mätstationerna då analysen bygger på den personliga medelxponeringen för samtliga deltagare som mätte under samma vecka. Dessa samband syns ej då analysen baseras på enskilda personliga exponeringar. Samma analys visar också att den personliga medelxponeringen av bensen korrelerar signifikant med halten NO₂ (R= 0.3, p=0.02), vilket förklaras av att både bensen och NO₂ i utomhusluft till största del härstammar från trafik. Formaldehyd och 1,3-butadien uppvisar betydligt lägre och icke-signifikanta samband till halterna vid de centrala mätstationerna. Formaldehyd har sina huvudsakliga emissionskällor i inomhusmiljön och 1,3-butadien är betydligt mindre stabilt i atmosfären jämfört med bensen vilket avspeglas i de svaga sambanden till halterna på de centrala mätstationerna (Dollard, 2001).

Med utgångspunkt från ovanstående kan man dra slutsatsen att det är svårt att göra en pålitlig skattning av den personliga exponeringen baserat på modellerade årsmedelhalter av NO₂. För att tydliggöra sambanden skulle bland annat krävas flera upprepade personburna mätningar på samma person för att få en bättre uppskattning av den personliga medelxponeringen över ett år. Den individuella variationen är stor när det gäller var man vistas, hur länge och hur man färdas. Bilden kompliceras ytterligare då det finns betydande inomhuskällor. Tillgången till uppgifter om individfaktorer är en klart begränsande faktor om man vill skatta den personliga exponeringen för en stor befolkning.

Korrelationen mellan NO₂ och bensen utanför bostaden i HÄMI 2007 var hög och signifikant ($r=0.69$, $p<0.00$). Detta stöder ansatsen att NO₂ kan användas som en indikator för bensen mätt stationärt, och som sådan även användas för att skatta en hel befolknings exponering för bensen t.ex. utanför bostaden. För 1,3-butadien var sambandet till NO₂ negativt och icke signifikant, vilket till största del kan tillskrivas 1,3-butadiens kemiska egenskaper. Tidigare studier har visat att NO₂ fungerar bra som markör även för 1,3-butadien om mätningarna genomförs nära en väg eller i ett gaturum (Modig, 2004).

I denna studie hade vi tillgång till resultaten från en validerad meteorologisk spridningsberäkning av NO₂ och kunde tillskriva samtliga bosatta i centrala Umeå ett beräknat årsmedelvärde utanför bostaden. Korrelationen mellan NO₂ uppmätt stationärt utanför bostaden i HÄMI 2007 och de modellerade halterna var dock något lägre än förväntat ($r=0.58$, $p<0.00$). Orsaken till detta kan delvis tillskrivas indata i modellen och det faktum att beräkningarna byggde på emissionsfaktorer från år 2000. Att de stationära mätningarna genomfördes under endast en vecka medan de modellerade halterna motsvarade ett årsmedelvärde påverkade också resultatet.

Osäkerheten i sambandet mellan uppmätt och modellerad halt NO₂ förklarar även den låga korrelationen mellan modellerad halt NO₂ och halten bensen och 1,3-butadien. Eftersom det inte finns kontinuerliga mätningar av bensen och 1,3-butadien går det inte att justera halterna till att mer motsvara en årsmedelhalt, vilket annars skulle tagit bort delar av den tidsmässiga variationen och på så vis ökat jämförbarheten.

Sammantaget kan NO₂ anses vara en bra indikator för de stationära mätningarna av bensen vilket också gör att modellerade NO₂ halter bör kunna användas för att beskriva halten bensen för en större befolkning. En förutsättning är dock att de uppmätta halterna är jämförbara med modellen med avseende på tidsmässig upplösning, och att korrelationen mellan uppmätt och modellerad NO₂ är hög för att minska osäkerheten när man extrapolerar bensenhalten från den modellerade NO₂ halten. För 1,3-butadien är sambanden alltför dåliga för att med rimlig säkerhet kunna skatta halterna från vare sig uppmätta eller modellerade halter NO₂. Avståndet från bostaden till närmaste större väg är ett mått som är vanligt förekommande i epidemiologiska studier och som visat sig vara kopplat till en ökad risk för bland annat luftvägssjukdom (McConnell et al 2006). I denna studie tittade vi bara på ett avståndsmått och såg ingen signifikant koppling till vare sig bensen eller 1,3-butadien. Medelavståndet från deltagarna i HÄMI till närmaste större väg var ca 380 meter vilket kan vara väl långt. I kommande projekt skulle några olika avstånd kunna testas för olika ämnen.

Referenser

Hurley PJ. The Air Pollution Modell (TAPM) Version 3. Part 1: Technical Description: Commonwealth Scientific and industrial Research Organisation; 2005.

Hurley PJ, Physick W, Luhar A, Edwards M. The Air Pollution Model (TAPM) Version 3, Part 2: Summary of some verification studies: Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation 2005. Report No.: 72.

McConnell R, Berhane K, Yao L, Jerrett M, Lurmann F, Gilliland F, Kunzli N, Gauderman J, Avol E, Thomas D, Peters J. Traffic, susceptibility, and childhood asthma. *Environ Health Perspect* 2006; 114(5): 766-772.

Modig L, Sunesson A-L, Levin J-O, Sundgren M., Hagenbjörk-Gustafsson A, Forsberg B. Can NO₂ be used to indicate ambient and personal levels of benzene and 1,3-butadiene in air? *J.Environ.Monit*, 2004;6:957-962.

Modig L, Forsberg B. Perceived annoyance and asthmatic symptoms in relation to vehicle exhaust levels outside home: a cross-sectional study. *Environ Health* 2007;6 (29).

Bilaga 7. Upprepad mätning av PM_{2.5} och PAH

På grund av mycket låga halter av partiklar (PM_{2.5}) och PAH vid inomhusmätningar i vardagsrum beslutades att göra en upprepad mätning hos de 5 deltagare som hade lägst halter PM_{2.5}. På grund av flytt, ointresse av att delta eller oförmåga att komma i kontakt med deltagare valdes upprepade deltagare med successivt högre PM_{2.5}-halter (0,5-2,0 µg/m³ vid första mätomgången). Mätningarna gjordes hos 2 studiedeltagare och 3 anställda vid Yrkes- och miljömedicin, Umeå universitet. Ingen var rökare.

Mätningarna genomfördes under 2-dygnsperioder på samma sätt som vid den första mätningen under tiden 090127-090203, med den skillnaden att inga parallella mätningar gjordes vid bibliotekstaket.

Resultat

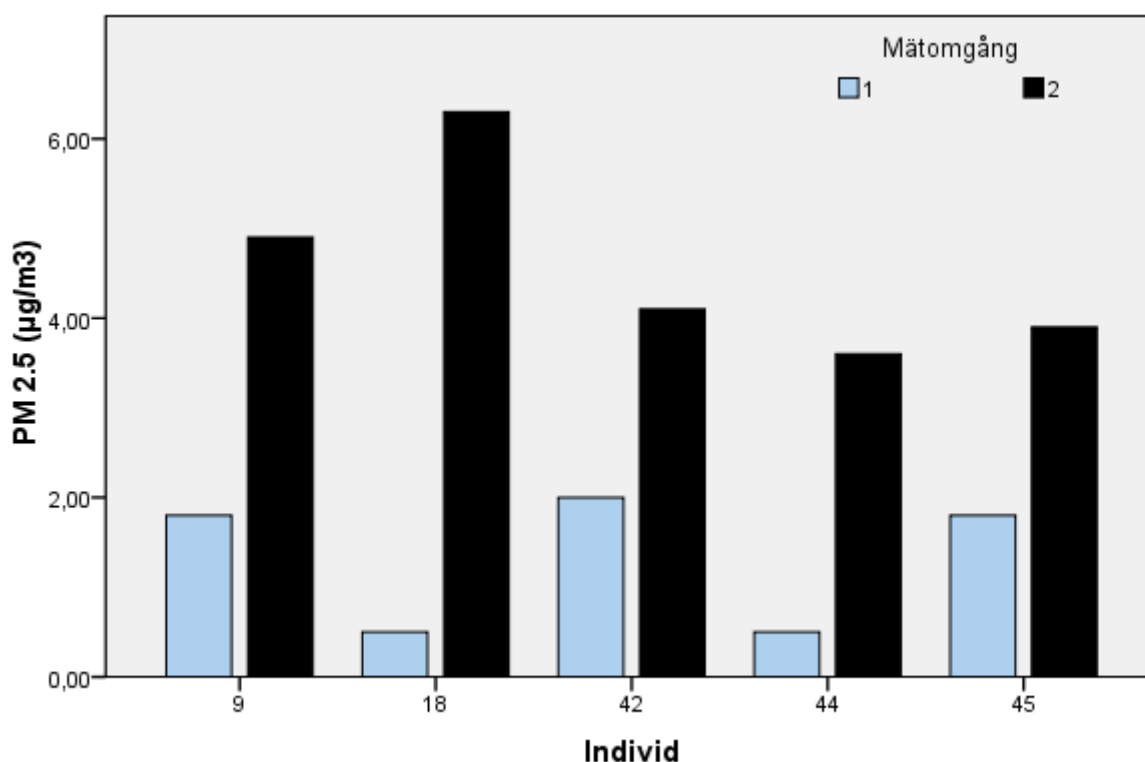
PM_{2.5}

Tabell 8 visar resultaten av den upprepade inomhusmätningen av PM_{2.5}. Medianen för de 5 mätningarna var 4,1 µg/m³ och medelvärde var 4,6 µg/m³ med en spridning mellan 3,6 och 6,3 µg/m³.

	N	Median (µg/m ³)	Medel (AM) (µg/m ³)	SD	Range (µg/m ³)
Alla personer	5	4,1	4,6	1,1	3,6- 6,3

Tabell 8. Resultat av upprepad mätning av partiklar (PM_{2.5}) (µg/m³) i vardagsrum hos 5 personer (2 studiedeltagare, 3 anställda vid Yrkes- och miljömedicin). I tabellen redovisas antal (N), median, aritmetiskt medelvärde, standardavvikelse (SD) samt lägsta och högsta värde (Range).

Figur 16 visar halterna PM_{2.5} uppmätta i vardagsrum hos fem personer vid första mättillfället hösten 2007 respektive vid det upprepade mättillfället vintern 2009. I två bostäder (id 42 och 44) förekom vedeldning vid det senaste mättillfället. Den lägsta halten uppmättes i den bostad (id 44) där det eldats i braskamin under mätperioden. I den lägenhet som hade lägst halt förra mätomgången (id 18) uppmättes nu den högsta halten. Halterna låg 2-13 gånger högre vid andra mättillfället i jämförelse med den första mätningen.



Figur 16. Resultat av mätning av PM_{2.5} inomhus i vardagsrum hos 5 personer (mätomgång 1) hösten 2007, samt upprepade mätning (mätomgång 2) vintern 2009.

Polycykliska aromatiska kolväten PAH

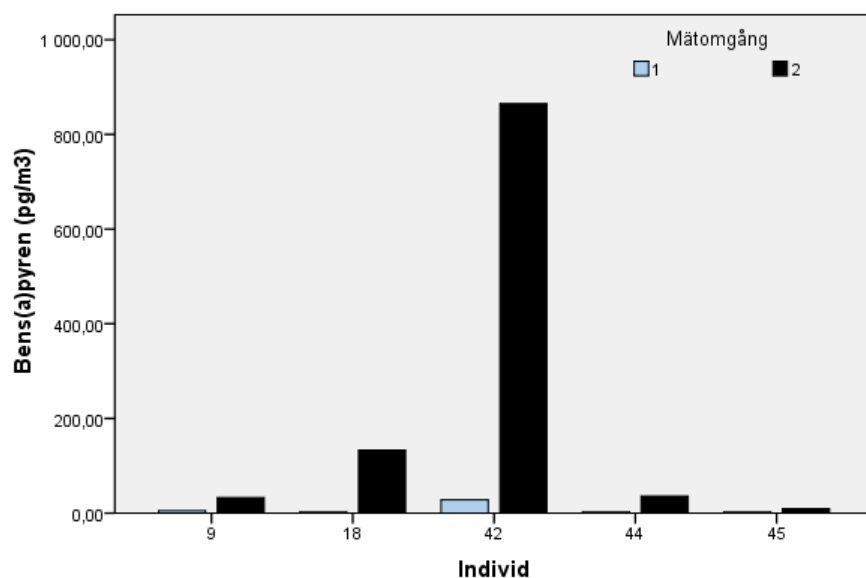
Bens(a)pyren

I tabell 9 redovisas resultatet av den upprepade mätningen av bens(a)pyren inomhus i fem vardagsrum. Medianhalten var 36 pg/m³ och medelvärdet var 215 pg/m³ med en spridning mellan 9,4 och 865 pg/m³.

	N	Median (pg/m ³)	Medel (AM) (pg/m ³)	SD	Range (pg/m ³)
Alla personer	5	36	215	366	9,4- 865
Allmänbefolkning	2	83	83	71	33- 133
Anställda Yrkes- och miljömedicin	3	36	303	486	9,4- 865
Rökare	0				
Icke-rökare	0				

Tabell 9. Resultat av upprepade mätning av bens(a)pyren i vardagsrum hos 5 personer (2 studiedeltagare, 3 anställda vid Yrkes- och miljömedicin). I tabellen redovisas antal (N), median, aritmetiskt medelvärde, standardavvikelse (SD) samt lägsta och högsta värde (Range).

Figur 17 redovisar resultatet av inomhusmätningen av bens(a)pyren vid första mättillfället hösten 2007 och vid andra mättillfället vintern 2009 hos fem personer. Halterna för respektive individ var en faktor 7-53 gånger högre vid andra mättillfället. Den högsta halten uppmättes i hem med vedeldning (individ 42). Individ 44 som eldat i braskamin hade inte utmärkande hög halt.



Figur 17. Resultat av mätning av bens(a)pyren inomhus i vardagsrum hos 5 personer (mätomgång 1) hösten 2007, samt upprepade mätning (mätomgång 2) vintern 2009.

Övriga partikulära PAH

Resultatet av upprepade mätningar i vardagsrum av de nio partikulära polycykliska aromatiska kolväten som analyserades redovisas i tabell 10.

För perylen och dibenso(a,h)antracen låg mer än hälften (3/5) av vardagsrumsproverna under detektionsgränsen. Medelvärdena för respektive ämne låg en faktor 5 till 32 gånger högre vid det upprepade mättillfället.

	N	Median (pg/m ³)	Medel (pg/m ³)	SD	Range (pg/m ³)
Bens(a)antracen	5	16	32	41	6,2- 104
Krysen	5	36	55	69	8,8- 174
Bens(b)fluoranten	5	68	193	302	21- 730
Bens(k)fluoranten	5	38	143	237	8,2- 563
Bens(a)pyren	5	36	215	366	9,4- 865
Perylen	5	<5	30	57	<5- 131
Indeno(123- c,d)pyren	5	107	347	468	68- 1166
Dibenso(a,h)antracen	5	<5	93	153	<5- 356
Bens(g,h,i)perylene	5	125	408	587	36- 1433

Tabell 10. Resultat av mätningar av PAH i vardagsrum hos 5 personer (2 studiedeltagare, 3 anställda vid Yrkes- och miljömedicin). I tabellen redovisas antal (N), median, aritmetiskt medelvärde, standardavvikelse (SD) samt lägsta och högsta värde (Range).

Diskussion

Partikelhalterna (PM_{2.5}) var högre (median = 4,1 µg/m³) vid den upprepade mätningen hos fem personer i jämförelse med första mätomgången (median = 1,9 µg/m³). Medianhalten var dock lägre än de uppmätta i Lindesberg 2005 (9,3 µg/m³) och Göteborg 2006 (7,3 µg/m³). Anmärkningsvärt är att den lägsta halten uppmättes i ett hem där man eldat i braskamin under mätperioden. Inte heller i det hem där vedeldning förekom uppmättes den högsta partikelhalten, utan i en lägenhet. Den näst högsta halten uppmättes i en lägenhet utan närhet till villor med vedeldning eller större vägar. Halterna hade ökat 2-13 gånger för respektive vardagsrumsmätning jämfört med första mätomgången. Den största ökningen noterades i en lägenhet på tredje våningen.

Halten bens(a)pyren var högre (median = 36 pg/m³) den andra mätomgången i jämförelse med den första mätningen (median = <5 pg/m³). Halterna hade ökat med en faktor 7-53, störst ökning noterades i samma lägenhet som hade den högsta halten partiklar. Den högsta halten (865 pg/m³) uppmättes i ett hus med vedeldning och med vedeldande grannar. I jämförelse med medianhalten uppmätt i Göteborg 2005 (10 pg/m³) var bens(a)pyrenhalten vid denna mätning högre i Umeå, medan den var lägre än medianhalten i Lindesberg (76 pg/m³).

Även för övriga partikulära PAH var halterna högre vid den upprepade mätningen. Summan av alla mätta PAH hade ökat 5 till 20 gånger för respektive vardagsrumsmätning. De största ökningarna noterades i den lägenhet som hade högst halt partiklar och i det hus där braskamin installerats.

Mätningarna har utförts på samma sätt vid båda mättillfällena och några felaktigheter i analyserna har inte kunnat konstateras. Trots detta var halterna av partiklar och PAH högre

vid den upprepade mätningen. En del av förklaringen skulle kunna vara förhållanden som ändrats och förändringar som har skett. I en bostad har exempelvis installerats braskamin, i ett hem stod huset tomt större delen av dagen under första mätningen, medan en förälder vid upprepade mätningen var barnledig och spenderade mer tid i vardagsrummet. Man kan heller inte bortse från att studien är begränsad, upprepade mätningar har endast utförts i fem vardagsrum.

En annan betydande faktor som spelar in är andra temperatur- och vindförhållanden. Vid mätningen hösten 2007 var medeltemperaturen vid vardagsrumsmätningarna 2,4 °C och medelvindhastigheten 3,5 m/s. Vid den upprepade mätningen var medeltemperaturen -3,2° C och medelvindhastigheten 1,8 m/s. Medelvindhastigheten utomhus var 6,8 m/s under första mätningen för den bostad som hade störst skillnad mellan partikelhalt, bens(a)pyrenhalt och summahalt av alla PAHer. Under perioden för den upprepade mätningen i samma bostad var medelvindhastigheten 1,0 m/s.