



Universitetssjukhuset Örebro
Yrkes- och miljömedicinska kliniken

ÖREBRO LÄNS
LANDSTING

Cancerframkallande ämnen i tätortsluft Lindesberg 2005/2006

Lennart Andersson, Håkan Westberg, Ing Liss Bryngelsson, Cecilia Lundholm
Yrkes- och miljömedicinska kliniken Universitetssjukhuset i Örebro

*Rapport till Naturvårdsverket (Dnr 231-842-05Mm)
Programområde: Hälsorelaterad miljöövervakning*

Förord

Ett av miljöbalkens 15 miljömål omfattar *Frisk luft*. Denna undersökning är en del av Naturvårdsverkets program för *Hälsorelaterad miljöövervakning* och syftar till att beskriva exponering för cancerframkallande ämnen i luften i mindre tätort i inlandet, Lindsberg. Tidigare har motsvarande undersökningar genomförts i Göteborg, Umeå, Stockholm och Malmö. Arbetet har utförts vid Yrkes- och miljömedicinska kliniken, Universitetssjukhuset i Örebro och har finansierats i sin helhet av Naturvårdsverket.

Arbetet har genomförts av Lennart Andersson, Håkan Westberg, Ing Liss Bryngelsson och Cecilia Lundholm vid Yrkes- och miljömedicinska kliniken samt av personal från Bergslagens Miljö- och Byggförvaltning.

Örebro 16 juni 2006

Håkan Westberg

Lennart Andersson

Innehållsförteckning

Förord

Sammanfattning

Bakgrund

Syfte

Material och metod

- Befolkningsurval
- Bakgrundsinformation
- Bakgrundsmätning
- Exponeringsmätning
- Provtagning och analys
 - Bensen och butadien
 - Formaldehyd
 - Kvävedioxid
 - Partiklar PM 2,5
- Statistiska metoder
- Kvalitetskontroll
- Etik

Resultat

- Bakgrundsinformation
- Bakgrundsmätning
- Exponeringsmätning
 - Bensen
 - Butadien
 - Formaldehyd
 - Kvävedioxid
 - Partiklar PM 2,5
 - Variabilitet
 - Korrelation
 - Linjär regression

Diskussion

Slutsatser

Tack

Referenser

Bilaga 1 Allmänna frågor

Bilaga 2 Detaljerad dagbok

Bilaga 3 Sammanställning av mätdata från genomförda mätningar

Bilaga 4 Karta över centrala Lindesberg

Sammanfattning

Den allmänna befolkningens exponering för bensen, butadien, formaldehyd, kvävedioxid samt partiklar PM 2,5 i Lindesberg har studerats från oktober 2005 till och med januari 2006. Totalt ingick 40 personer och 60 personburna mätningar (exponeringsmätningar) av olika cancerframkallande ämnen genomfördes i sjudygnsp perioder. Ökat intresse för de partikulära luftföroreningarnas betydelse vid bland annat hjärt-kärlsjuklighet innebar att mätningar av partiklar PM 2,5 genomfördes stationärt i hemmen under 2 dygn. Parallellt med exponeringsmätningarna genomfördes även bakgrundsmätningar av samtliga ämnen vid byggnaden där Bergslagens Miljö- och Bygghälsövervakning är inhysta (Kungsgatan) och vid trafikerad gata på Räddningstjänstens tak (Kristinavägen) av samtliga ämnen med mätperiod totalt uppgående till fem veckor. Liknande studier i större tätorter har tidigare genomförts i Göteborg, Umeå, Stockholm och Malmö.

Resultaten från undersökningarna i Lindesberg kan sammanfattas i följande tabell:

Lufthalter för olika ämnen i Lindesbergs kommun hösten 2005

Ämne	Personburna mätningar $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Bakgrundsmätningar	
		Kristinavägen $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Kungsgatan $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Bensen	1,6	0,4	0,4
Butadien	0,5	0,04	0,05
Formaldehyd	27	3	2
Kvävedioxid	6	10	7
Partiklar PM 2,5	9,3	9	9,7

Vi har inte kunnat konstatera någon säkerställd påverkan på lufthalter av enskilda miljöfaktorer eller levnadsmönster. För enskilda individer sågs god korrelation mellan lufthalter vid olika mätomgångar. Skillnader i exponering kunde inte konstateras då rökvanor eller boendeform jämfördes, för pendlare sågs dock skillnader i bensen-, butadien- och kvävedioxidexponering.

Korrelationen mellan exponeringsmätningar och bakgrundsmätningar var låg för samtliga ämnen utom för bensen, motsvarande samvariation mellan olika ämnen i enskilt prov erhöles endast för bensen och butadien.

De uppmätta lufthalterna av olika ämnen i Lindesbergs kommun är väl i nivå med de olika nationella och internationella rikt- och gränsvärden som finns antagna.

Bakgrund

Inom ramen för programområde *Hälsorelaterad miljöövervakning* finansierar naturvårdsverket projekt *Mätning av personburen exponering för cancerframkallande ämnen i tätortsluft samt halter i tätortsluft*. Tidigare mätningar har genomförts i Göteborg (Sällsten m.fl. 2001), Umeå (Modig m.fl. 2002), Stockholm (Kruså, Bellander, Nilsson 2003), Malmö (Friman, Axmon, Tinnerberg 2004). Dessa mätningar har genomförts i större tätorter belägna vid kustområden, vår undersökning i Lindesberg representerar en mindre tätort belägen i inlandet.

Cancerframkallande luftföroreningar i tätort är ett viktigt område för miljöövervakning inom området *Hälsorelaterad miljöövervakning*. Lufthalter används för jämförelse med nationella eller internationella standarder eller riktvärden och som underlag för prognoser om allmänbefolkningens eventuella översjuklighet till följd av exponering. Mätdata används i sambandsanalys i epidemiologiska undersökningar där miljöfaktorers påverkan på allmänbefolkningens hälsotillstånd studeras.

Mätningar av cancerframkallande ämnen måste göras för att kunna utvärdera miljömålen i *Frisk luft*. I miljöhälsoutredningen (SOU 1996:124) rekommenderas mätning av en rad ämnen. Beträffande cancerframkallande ämnen gäller det eten, propen, bensen, formaldehyd, acetaldehyd och PAH, speciellt bens(a)pyren. I denna utredning har även berörts mätning och miljömål för partiklar i det så kallade generationsmålet (genomfört 2020), betingat av risker för hjärtkärlsjuklighet och hjärtinfarkt i samband med partikelexponering.

Många mätningar av luftföroreningar genomförs i Sverige oftast stationärt och i tak- eller gatunivå. Endast en mindre del av mätningarna genomförs som exponeringsmätningar. Risken för ohälsa är kopplad till personlig exponering och denna representeras ej alltid bäst via stationära mätningar. Exponering för luftföroreningar från utomhuskällor som till exempel trafik beror inte bara på tiden som spenderas utomhus utan även på vistelse och aktivitetsmönster. Det finns också flera olika källor till samma förorening, varav en del är kopplade till inomhusmiljön. Om man vill beskriva befolkningens totala (faktiska) exponering till exempel som underlag för riskbedömningar krävs mera omfattande och individrelaterade mätningar som beskriver de olika miljöer som människor vistas i. Mätningar av personlig exponering är betydligt mer resurskrävande än stationära mätningar, men förmodade och delvis dokumenterade skillnader i halt mellan stationära mätningar (tak-, gatunivå) och exponeringsmätningar motiverar särskild design av mer omfattande mätningar i den allmänna miljön.

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

Bensen har säkerställd cancerframkallande effekt och finns i bensen, avgaser och olika förbränningsprodukter, exempelvis i cigaretttrök och genereras i samband med vedeldning. Institutet för miljömedicin (IMM) har föreslagit ett lågriskvärde uppgående till 1,3 µg/m³ för bensen (Victorin 1998), Naturvårdsverket (SNV rapport 5357) föreslår ett miljökvalitetsmål uppgående till 5 µg/m³ räknat som

medelvärde under 1 år, kvalitetsnormen får inte överskridas efter januari 2010. För de så kallade generationsmålen, vilka ska uppnås år 2020, antas $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ räknat som årsmedelvärde vara uppnått vid denna tidpunkt.

Alken exponering studeras lämpligen via exponeringsmätning av butadien, ett ämne som av International Agency for Research on Cancer (IARC) cancerklassats i grupp 2 A, sannolikt cancerframkallande på människa (IARC 1985) och som anses ha den största cancerframkallande potentialen av samtliga alkener. Bedömningen baseras på djurstudier och uppskattningar av befolkningens exponeringar, de största källorna för denna anses vara trafikavgaser och tobaksrök. IMM angav redan 1986 en lågrisknivå varierande mellan 0,04 och $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Victorin 1986), i senare riskbedömningar varierar denna nivå mellan 0,2 och $1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Finnberg 2004).

Formaldehyd antas även vara cancerframkallande och har av IARC klassats i grupp 2A, sannolikt cancerframkallande på människa (IARC 1982) och likaledes **acetaldehyd** har klassats i klassats i grupp 2 B, misstänkt cancerframkallande på människa (IARC 1984). Exponering för dessa ämnen sker framför allt i inomhusmiljön till följd av att ett flertal byggnadsmaterial innehåller dessa ämnen. Ämnena bildas dock även vid förbränning och i cigarettök. IMM har angivit 12-60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som lågrisknivå för formaldehyd (Victorin 1998), motsvarande generations-mål (SNV 5357) för årsmedelvärde år 2020 uppgår till $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. WHO har rekommenderat motsvarande gränsvärde uppgående till $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som 30 minuters medelvärde (WHO 2000).

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) är samlingsnamn för ett stort antal polycykliska aromatiska kolväten som bildas vid förbränning av organiskt material inklusive ved, dieselbränsle och bensin. Ett antal utomhusmätningar finns genomförda, men mycket få personburna mätningar. I tätorter är trafiken den dominerande källan medan utsläpp från pannor och eldstäder kan dominera i bostadsområden. Den småskaliga vedeldningen kan även generera en stor del av utsläppen av PAH (Johansson 2001). Ett flertal av de olika PAH är klassade som cancerframkallande, IARC betraktar PAH, sot och koltjära som grupp 1 cancerogener, bekräftade cancerogener på människa (IARC 1983). I EG direktiv för luftkvalité finns ett ansatt årsmedelvärde uppgående till $1 \text{ ng}/\text{m}^3$ (nanogram per kubikmeter) som ska erhållas senast 2007, i motsvarande svenska generationsmål för 2020 $0,1 \text{ ng}/\text{m}^3$. Exponeringsmätning av PAH har i Lindesbergsprojektet ersatts med mätning av partiklar PM 2,5.

Kvävedioxid (NO_x) bildas vid all typ av förbränning vilket innebär att emissionskällorna varierar. De huvudsakliga källorna är trafik vilket innebär att NO₂ eller NO_x ofta används som markörer för avgas och avgasexponering. Även här bidrar vedeldning och annan typ av förbränning till denna förorening. Enligt MKN ska årsmedelvärdet för NO₂ vara högst $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ år 2006, motsvarande 1 timmes medelvärde $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (WHO 2000). År 2010 bör halterna ha reducerats till $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som årsmedelvärde och $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som medelvärde för en timme (SNV 5357).

PM 2,5 bildas vid förbränning, vägslitage etc. I Naturvårdsverkets rapport *Nya miljökvalitetsnormer och delmål för miljö-kvalitetsmålet Frisk luft* (SNV 5357) har uttryckts önskemål om högsta tillåtna halt PM 10 uppgående till 25 µg/m³ räknat som dygnsmedelvärde (90-percentilen), 15 µg/m³ som årsmedelvärde. Motsvarande delmål 2010/15 för PM 2,5 uppgår till 20 µg/m³ och 12 µg/m³ som dygnsmedelvärde och utgör generationsmål. WHO har ansatt ett gränsvärde uppgående till 10 µg/m³ (WHO 2005).

Syfte

- att beskriva allmänbefolkningens exponering för några väsentliga cancerframkallande luftföroreningar inkluderande partiklar PM 2,5 vad avser genomsnitt och spridning inom och mellan individer i en mindre mellansvensk inlandskommun
- att kvantitativt beskriva betydelse av rökvanor, trafiksituation och andra källor som kan påverka variation av exponering för luftburna kemiska ämnen
- att beskriva skillnader mellan personlig exponering och bakgrundsluft, mätdata erhållna i fasta mätstationer
- att ge underlag för en förbättrad riskvärdering för allmänbefolkningen
- att beskriva skillnader i exponerings- och luftföroreningsförhållanden mellan tätort, storstadskommun vid kust och mindre tätort i inlandet.

Material och metoder

Studiens huvudsyfte var att beskriva allmänbefolkningens exponering för bensen, butadien, formaldehyd, kvävedioxid samt partiklar PM 2,5. Detta innebar att försökspersoner slumpats ur befolkningsregistret för samtliga mätningar. Exponering för damm/partiklar bestämdes genom stationär mätning hos 10 försökspersoner och ytterligare 12 selekterade kommunanställda försökspersoner i hemmiljö. Bakgrundsmätningar genomfördes även i två fasta mätstationer, dels vid byggnaden där Bergslagens Miljö- och Byggförvaltning är inhysta (Kungsgatan), dels på taket till Räddningstjänstens lokaler vid central genomfartsled i Lindesberg (Kristinavägen).

Befolkningsurval

Personer mellan 20 och 50 år (födda 1955 – 1985) slumpades fram ur befolkningsregistret med utgångspunkt att få 40 studiepersoner. Kravet var också att personerna skulle bo inom Lindesbergs tätort och därför begränsades urvalet till personer boende inom postnummerområde 711 30–711 36. Att vara yrkesverksam var dock inget krav för deltagande i studien. Vid studietillfället bodde 3104 personer inom det aktuella området och som uppfyllde ålderskriteriet. Brev med utförlig information och förfrågan om deltagande skickades ut i 5 omgångar á 20 personer tills 40 personer tackat ja för att delta i studien. I informationen ombads studiepersonen att sända tillbaka ett svarsbrev där de angav antingen *Ja* eller *Nej* för deltagande. Ett påminnelsebrev sändes efter 2-3 veckor till de som inte svarat.

De personer som svarade ja kontaktades per telefon för att bestämma när mätningen skulle påbörjas.

Totalt tillskrevs 100 personer och 42 svarade ja, av vilka 2 uteslöts. Totalt 44 personer svarade nej. Av dessa svarade 35 direkt nej, 7 studerade, bodde på annan ort eller vistades utomlands, 1 hade adress okänt samt 1 person var icke svensk och kunde inte språket. Det var 14 personer som inte svarade.

Bakgrundsinformation

Under mätperioden fick studiepersonerna svara på allmänna frågor i en enkät samt för varje dygn fylla i en detaljerad dagbok (bilaga 1 och 2). I det allmänna frågeformuläret ingick frågor om rök- och snusvanor, bostadsform, uppvärmning, arbetsplats, yrke, arbets- och skoltider, färdmedel, garage i bostad, kontakt med bensinångor eller lösningsmedel, trafikbuller eller bilavgasbesvär, besvär av vinterluft i bostadsområde eller i centrum. I dagboken redogjordes för hur lång tid man vistats ute i trafik, utomhus på arbetsplats, utomhus övrigt, inomhus i bostäder, inomhus på arbetsplatser, inomhus andra lokaler samt i rökig miljö. Dessutom ingick frågor om hur många gånger man täckt provtagaren (tid), eldat, tankat, hanterat bensin, sovit med öppet sovrumsfönster eller sovit på annan adress. Syftet med enkät och dagboksanteckningar var att försökspersonen skulle registrera faktorer av intresse och betydelse för exponeringens kvantitet och kvalitet samt för att kunna urskilja olika miljöers och faktorerens bidrag till exponering. Meteorologiska data har hämtats från egen enklare väderstation, på Räddningstjänstens tak, som registrerade temperatur och relativ luftfuktighet, vindhastighet och vindriktning.

Bakgrundsmätning

Stationär mätning utomhus genomfördes under 1 vecka per prov under 5 olika veckor (vecka 40-50) för bensen, butadien, formaldehyd och kväveoxid. Starten för de olika mätningarna valdes ut så att de *fyra* startdagarna blev representerade minst en gång.

Utöver de gasformiga ämnena provtogs även PM_{2,5}. Medelvärdet för provtagningstiden var 168 timmar och varierade mellan 167,8 och 168,4 timmar.

Två platser användes: Dels taket på Räddningstjänsten, en enplansbyggnad belägen i centrala Lindesberg vid den gamla genomfarten genom stan. Dels taket/balkongen på Bergslagens Miljö- och Byggförvaltning i Lindesberg relativt centralt belägna men inte vid någon trafikerad gata. Byggnaden ligger även ganska öppet och på en höjd.

Exponeringsmätning

De personburna mätningarna omfattade provtagning av bensen, butadien, formaldehyd och kvävedioxid. Provtagningen genomfördes på samtliga 40 personer i omgång 1 och upprepades på 20 av deltagarna i omgång 2. Mätningarna i omgång 1 och 2 genomfördes under vecka 40 till och med vecka 50.

Provtagningsperioden omfattade 7 på varandra följande dygn och 1-5 personer startades samma dag. Första veckan startades mätningarna måndag och onsdag

medan andra veckans mätningar startades tisdag och torsdag och fortsatte sedan i ett rullande schema. Mot slutet av mätperioden fick vi anpassa oss till när personerna hade tid att ställa upp.

När första mätomgången avslutades tillfrågades studiepersonerna om de var villiga att medverka ytterligare en period. Medelvärdet för provtagningstiden var 168 timmar och varierade från 164 till 171 timmar.

Partikelexponeringen bestämdes genom mätning av PM 2,5 stationärt under 2 dygn hos 10 studiepersoner samt hos ytterligare 12 utvalda kommunanställda.

Provtagning och analys

Bensen och butadien

Provtagning av bensen och butadien utfördes via diffusionprovtagning på Perkin Elmer-rör packade med adsorbenten Carbopack X. Under provtagningen användes Perkin Elmer diffusionscaps, som förhindrar okontrollerade luft rörelser vid adsorbentytan. Provtagarna förvarades före- och efter provtagning i rumstemperatur.

De kemiska analyserna utfördes vid Arbetslivsinstitutet i Umeå. Proven desorberades termiskt och analyseras med gaskromatografi-masspektrometri (ATD-GCMS) via selected ion monitoring (SIM). Upptagsfaktor för butadien är 0,56 ml/min och för bensen 0,59 ml/min, detektionsgränserna för butadien och bensen uppgår till 0,01 respektive 0,05 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Sunesson 2004).

Formaldehyd

För provtagning av formaldehyd användes UMEx 100 diffusionsprovtagare med upptagningshastighet 20,2 ml/min. Provtagningen baseras på kemisorption och en reaktion mellan dinitrofenylhydrazin (DNPH) och respektive aldehyd till motsvarande hydrazon. Före och efter provtagning förvarades provtagaren i fryskyl.

Analysen utfördes av Arbetslivsinstitutet i Umeå och baseras på vätskekromatografi och UV-detektion (Metod Form 01). Detektionsgräns vid veckomätning av formaldehyd uppgår till 0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Kvävedioxid

För kvävedioxidmätningarna användes diffusionsprovtagaren Willems badge som är utvärderad för utomhusmätningar (Hagenbjörk-Gustafsson 1999). Provtagaren är försedd med ett glasfiberfilter impregnerat med trietanolamin/acetone, ett vindskyddande teflonfilter och ytterst ett lock av polyeten. Provtagning initieras respektive avbryts genom att locket tas av eller sätts på. Provtagaren förvaras i kylskåp.

Analyserna genomfördes vid Arbetslivsinstitutet i Umeå och genom jonkromatografisk analys av bildad nitritjon med hjälp av konduktivimetrisk detektor. Upptagningsfaktor är 40 ml/min, vilket ger en detektionsgräns på 0,11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ under en veckomätning.

Partiklar PM 2,5

Exponering för partiklar PM 2,5 har mätts stationärt med provtagare i bostad under 2 dygn, standardavskiljare (aluminium) 37 mm teflonfilter, 2 µm porstorlek, luftflöde 4 l/min via ChemPass pumping system, Rupperecht och Patashnick Co Inc USA. Utvärdering skedde gravimetriskt (NIOSH1994). Metoden detektionsgräns 20 µg/prov, det vill säga en detektionskoncentration på 2 µg/m³ vid 2 dygns provtagning (ISO/CD 15767).

Vid bakgrundsmätningarna bestämdes partikelhalt PM 2,5 med stationär mätutrustning Partisol, provtagning genomfördes med 47 mm teflonfilter porstorlek 2,0 µm 16,7 l/min, under 4 dygn i 5 olika perioder. Utvärdering skedde gravimetriskt (NIOSH 1994). Metoden detektionsgräns är 1 µg/m³ vid 2 dygns provtagning (ISO/CD 15767).

Statistiska metoder

Mätdata för olika ämnen har redovisats som antal mätningar (n), geometriskt medelvärde (GM), geometrisk standarddeviation (GSD), aritmetiskt medelvärde (AM) och standarddeviation (SD). Beräkningar och statistiska analyser har genomförts i SPSS14.0.

För beräkning av korrelationer mellan första och andra mätningen för enskilda ämnen samt korrelation mellan enskilda ämnen i samma prov har använts Spearman korrelationskoefficient.

Multipel linjär regression användes för att studera samvariation mellan bakgrundsfaktorer och halter av olika ämnen. De inkluderade variablerna är *tid i trafik, tid inomhus/arbete, tid utomhusarbete, utomhus annat än arbete, tid provtagare varit täckt, tid i rum där rökning förekommit, tankat bensin, sovrumsfönster öppet eller på glänt*. Logaritmerade värden av lufthalter har använt i regressionsanalysen mot bakgrund av skeva fördelningar. I tidigare rapporter har inom-individvariabiliteten andel av den totala variabiliteten beräknats som kvadratsumman av variationen inom individer dividerat med kvadratsumman av den totala variationen. Dessa mått från Lindesbergsundersökningen redovisas i tabell och löpande text, motsvarande data från mixed-modelsanalys med 40 respektive 60 mätdata redovisas kursivt i tabell. För beräkning av inom- och mellanindividvariation med mixed-modelsanalys har logaritmerade mätvärden använts. I modellen ingår mellanindivid variation, inom individvariation samt effekt av mätomgång.

Kvalitetskontroll

För filtervägningar har använts Yrkes- och miljömedicinska klinikens laboratorium, denna metod är en av våra ackrediterade analyser under SWEDAC 1533, övriga analyser har genomförts av Arbetslivsinstitutet i Umeå, Kemiska enheten, ackrediterat av SWEDAC.

Etik

Tillstånd från etisk kommitté har erhållits från Regionala etikprövningsnämnden i Uppsala, (Dnr 2005:181).

Resultat

Bakgrundsinformation

Personburna mätningar har genomförts på totalt 40 personer, varav 18 var män och 22 kvinnor. Genomsnittlig ålder för männen var 37 år, motsvarande för kvinnor 35 år.

Försökspersonerna representerade ett 40-tal olika yrken, såväl praktiska som mer teoretiska, offentlig- och privatverksamhet.

Av deltagarna bodde 25 i villa, 11 i lägenhet och 4 i radhus. Bostadens byggår varierade mellan 1850 och 2002, median byggår 1960. Fjärrvärme var det vanligaste uppvärmningssättet, men även användning av enbart elpanna var vanligt förekommande.

I studien deltog 5 rökare och 5 snusare, det vill säga 12,5 % av försökspersonerna var rökare eller snusare.

Av försöksdeltagarna angav 33 % att de kom i kontakt med motoravgaser, bensinångor eller lösningsmedel både på arbetet, i skolan eller på fritiden. Endast 2 % upplevde att man ofta var besvärad av buller, 30 % ibland. Bilavgaser upplevdes inte som frekvent besvärande, dock besvärades 20 % ibland, endast 8 % upplevde luften vintertid som irriterande (ja, ibland) i sitt bostadsområde.

Den genomsnittliga tiden som försökspersonerna vistades i olika miljöer beräknades baserat på dagboksanteckningar från både period 1 och 2 (samtliga mätningar). Av försökspersonerna tillbringade 68 % av sin tid inomhus i bostaden, 17 % hade denna exponering på sina arbetsplatser och 4 % i övriga lokaler, totalt var således 89 % av tiden förlagd inomhus. De övriga 11 % fördelade sig mellan arbete utomhus (3 %), fritid utomhus 4 %. Av försökspersonerna uppgav 23 % att de pendlade till annan ort eller använde bil i tjänsten.

Medeltemperaturen under perioden 10 oktober - 20 november uppgick till 5,2°C, minimitemperatur -7,2 och maximitemperatur 18,8°C. Perioden 26 oktober - 7 november var mycket blåsig medan det var svag vind 10-25 oktober respektive 8-20 november.

Bakgrundsmätning

Resultaten från de stationära mätningarna vid Räddningstjänstens tak (Kristinavägen) och Bergslagens Miljö- och Bygghälsa (Kungsgatan) redovisas i tabell 1 respektive 2. Mätningarna genomfördes mellan 11 oktober och 28 november, provtagning av bensen, butadien, kvävedioxid och formaldehyd genomfördes via 7-dygns-provtagning fördelat på 5 mätperioder, motsvarande period för provtagning av PM 2,5 var 4 dygn.

Tabell 1 Luftföroreningskoncentrationer $\mu\text{g}/\text{m}^3$ vid stationär mätpunkt, Räddningstjänsten, Kristinavägen, Lindsberg

	N	Median	AM	SD	GM	GSD	Variationsområde
Butadien	5	0,04	0,12	0,12	0,074	3,0	0,03-0,3
Bensen	5	0,4	0,8	0,76	0,57	2,2	0,3-2,1
NO ₂	4	10	10	2,5	9,7	1,3	7-13
Formaldehyd	5	3	2,6	0,55	2,6	1,3	2,6-3
PM 2,5	5	9	12,6	8	10,7	1,9	5,8-22,8

N: antal mätningar

AM: aritmetiskt medelvärde

SD: standarddeviation

GM: geometriskt medelvärde

GSD: geometrisk standarddeviation

Tabell 2 Luftföroreningskoncentrationer $\mu\text{g}/\text{m}^3$ vid stationär mätpunkt, Bergslagens Miljö- och Bygghälsa, Kungsgatan, Lindsberg

	N	Median	AM	SD	GM	GSD	Variationsområde
Butadien	5	0,05	0,12	0,12	0,065	3,9	0,01-0,3
Bensen	5	0,4	0,7	0,69	0,49	2,7	0,2-1,8
NO ₂	4	7	6,5	1,7	6,3	1,4	4-8
Formaldehyd	5	2	2,2	0,84	2,1	1,6	1-3
PM 2,5	5	9,7	12,9	7,8	11	1,9	5,9-23

N: antal mätningar

AM: aritmetiskt medelvärde

SD: standarddeviation

GM: geometriskt medelvärde

GSD: geometrisk standarddeviation

Exponeringsmätning

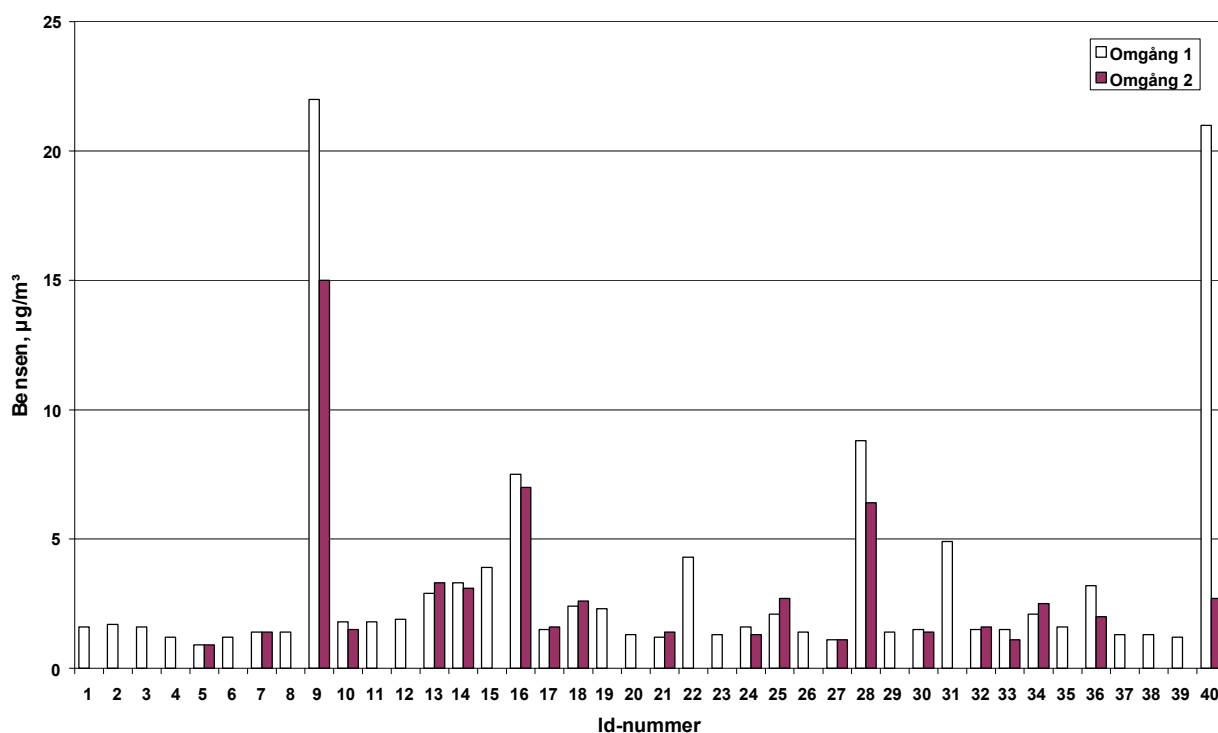
Bensen

Samtliga mätresultat från de personburna mätningarna av bensen framgår av figur 1.

Den genomsnittliga skillnaden mellan första och andra mättillfället inom individer uppgick till 23 %, 95 % konfidensintervall för den genomsnittliga skillnaden varierade mellan 7 och 38 %. Säkerställd statistisk skillnad kunde inte konstateras ($p=0,157$) då medelvärden för de bägge mättillfällena jämfördes.

Inom-individvariabiliteten utgjorde 9,6 % av den totala variabiliteten, variationen var således mycket större mellan individer än inom individer. Halter $>5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ representerar individer där vedeldning och tankning genomförts, motsvarande aktiviteter har även noterats med betydligt lägre exponeringar.

Fig. 1 Bensenkoncentrationer vid personburen mätning
Omgång 2 avser de 20 försökspersonerna med upprepad mätning.



I tabell 3 redovisas median, aritmetiskt och geometriskt medelvärde, geometrisk standarddeviation, standardavvikelse och variationsområde totalt, för första och andra mätperioden samt uppdelat på rökare och icke-rökare median, medelvärde, standardavvikelse och variationsområde totalt, första och andra mätperioden samt uppdelat på rökare och icke-rökare. Värden inom parentes omfattar alla genomförda mätningar.

Medianhalten för samtliga mätningar var $1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och enskilda bensenhalter varierade mellan $0,9$ och $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Skillnaden mellan mätperiod 1 och 2 var liten, medianvärde $1,8$ respektive $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Samma förhållanden kunde konstateras då rökare och icke rökare jämfördes, medianvärde $1,5$ respektive $1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, denna skillnad var inte heller statistiskt säkerställd ($p=0,337$). Antalet rökare var dock litet, endast 5 personer. Exponeringen för bensen skilde sig mellan pendlare/icke pendlare, $2,6$ mot $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, och denna skillnad var signifikant ($p=0,037$). Uttalade skillnader kunde inte konstateras då män och kvinnor jämfördes, inte heller skillnad i boendeform.

Signifikant korrelation mellan de båda mätomgångarna förelåg ($r_s=0,860$, $p<0,001$). Exponeringen för bensen korrelerade signifikant till butadien ($r_s=0,757$, $p<0,001$) men inte till övriga ämnen.

Medianhalten för den personburna mätningen ($1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) var ungefär 4 gånger så hög som motsvarande lufthalt vid de stationära mätpunkterna, Räddningstjänstens tak Kristinavägen ($0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) respektive Bergslagens Miljö- och Byggförvaltnings hus Kungsgatan ($0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Tabell 3 Bensenhalter i luft ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	N	Median	AM	SD	GM	GSD	Variationsområde
Alla försökspers (alla mätningar)	40 (60)	1,6 (1,6)	3,2 (3,1)	4,6 (4,1)	2,1 (2,2)	2,1 (2,1)	0,9 – 22 (0,9 – 22)
Mätomgång 1	20	2	4,5	6,2	2,6	2,5	0,9 – 22
Mätomgång 2	20	1,8	3	3,3	2,2	2	0,9 – 15
Rökare (alla mätningar)	5 (8)	1,5 (1,6)	1,6 (1,7)	0,3 (0,5)	1,6 (1,2)	1,7 (1,3)	1,3 – 2,1 (1,3 – 2,7)
Icke rökare (alla mätningar)	34 (51)	1,6 (1,6)	3,5 (3,4)	4,9 (4,4)	2,3 (2,2)	2,3 (2,2)	0,9 – 22 (0,9 – 22)

N: antal mätningar

AM: aritmetiskt medelvärde

SD: standarddeviation

GM: geometriskt medelvärde

GSD: geometrisk standarddeviation

Siffror inom parentes avser prov från samtliga försöksomgångar

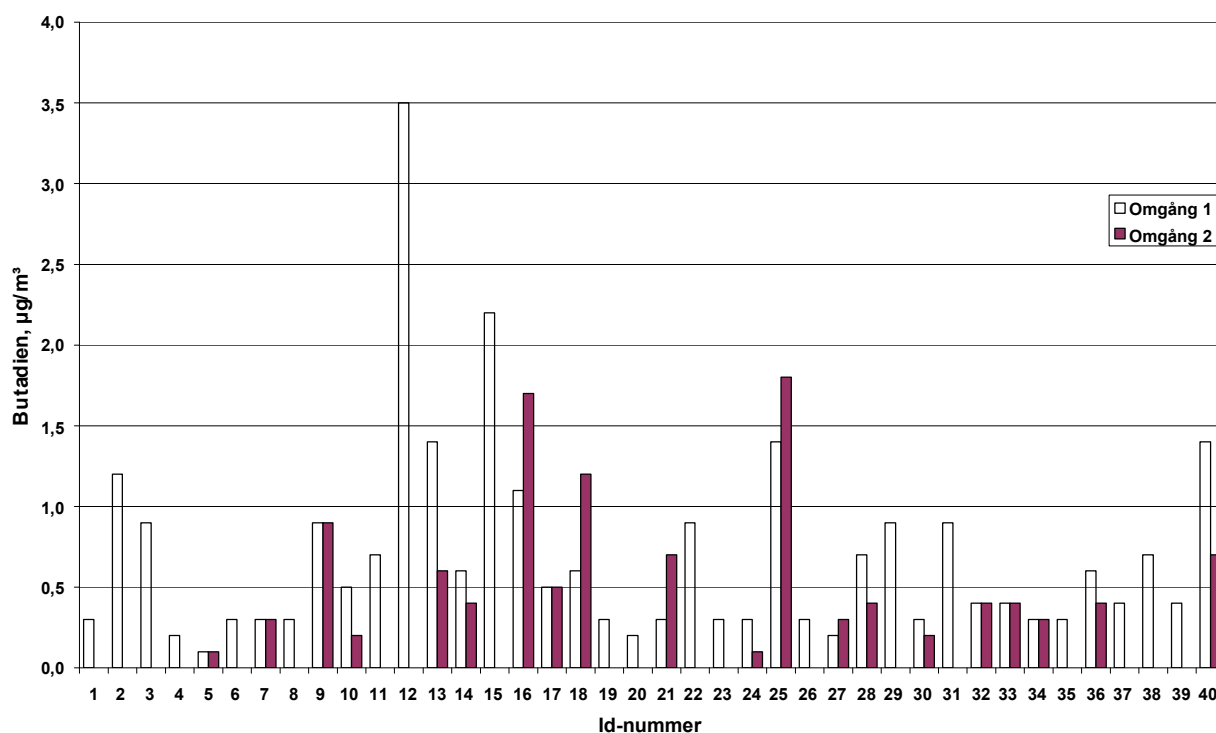
Butadien

Samtliga mätresultat från de personburna mätningarna av butadien framgår av figur 2.

Den genomsnittliga skillnaden mellan första och andra mättillfället inom individer uppgick till 38 %, 95 % konfidensintervall varierade mellan 22 och 54 %. Säkerställd statistisk skillnad kunde dock inte konstateras ($p=0,268$) då medelvärden för de båda mättillfällena jämfördes.

Inom-individvariabiliteten utgjorde 13 % av den totala variabiliteten, variationen således mycket större mellan individer än inom individer. Halter $>1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ representerar individer där särskild exponering inte kunnat urskiljas.

Fig 2. Butadienkonzentrationer vid personburen mätning
Omgång 2 avser de 20 försökspersonerna med upprepad mätning.



I tabell 4 redovisas median, aritmetiskt och geometriskt medelvärde, geometrisk standarddeviation, standardavvikelse och variationsområde totalt, för första och andra mätperioden samt uppdelat på rökare och icke-rökare median, medelvärde, standardavvikelse och variationsområde totalt, första och andra mätperioden samt uppdelat på rökare och icke-rökare.

Värden inom parentes omfattar alla genomförda mätningar. Medianhalten för samtliga mätningar var $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och enskilda butadienhalter varierade mellan $0,1$ och $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Skillnaden mellan mätperiod 1 och 2 var liten, medianvärde $0,5$ respektive $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Samma förhållanden kunde konstateras då rökare och icke rökare jämfördes, skillnaden var liten och inte statistiskt säkerställd ($p=0,748$). Antalet rökare var dock litet, endast 5 personer. En viss skillnad kunde konstateras då exponeringsmätningar pendlare/icke pendlare jämfördes, $0,6$ mot $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, men denna skillnad var inte heller signifikant ($p=0,223$). Uttalade skillnader kunde inte konstateras då män och kvinnor jämfördes, inte heller skillnad i boendeform.

Signifikant korrelation mellan de båda mätomgångarna förelåg ($r_s = 0,757$, $p<0,001$). Exponeringen för butadien korrelerade signifikant till bensen ($r_s=0,759$, $p<0,001$) men inte till övriga ämnen.

Medianhalten för den personburna mätningen ($0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) var ungefär 10 gånger så hög som motsvarande lufthalt vid de stationära mätpunkterna, Räddningstjänstens tak Kristinavägen ($0,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$) respektive Bergslagens Miljö- och Byggförvaltnings hus Kungsgatan ($0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Tabell 4 Butadienhalter i luft ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	N	Median	AM	SD	GM	GSD	Variationsområde
Alla försökpers (alla mätningar)	40 (60)	0,5 (0,4)	0,7 (0,7)	0,6 (0,6)	0,5 (0,5)	2,1 (2,1)	0,1 – 3,5 (0,1 – 3,5)
Mätomgång 1	20	0,5	0,6	0,4	0,5	2	0,1 – 1,4
Mätomgång 2	20	0,4	0,6	0,5	0,4	2,2	0,1 – 1,8
Rökare (alla mätningar)	5 (8)	0,5 (0,5)	0,7 (0,7)	0,4 (0,6)	0,6 (0,6)	1,8 (2)	0,3 – 1,4 (0,3 – 1,8)
Icke rökare (alla mätningar)	34 (51)	0,4 (0,4)	0,7 (0,6)	0,7 (0,6)	0,5 (0,5)	2,2 (2,2)	0,1 – 3,5 (0,1 – 3,5)

N: antal mätningar

AM: aritmetiskt medelvärde

SD: standarddeviation

GM: geometriskt medelvärde

GSD: geometrisk standarddeviation

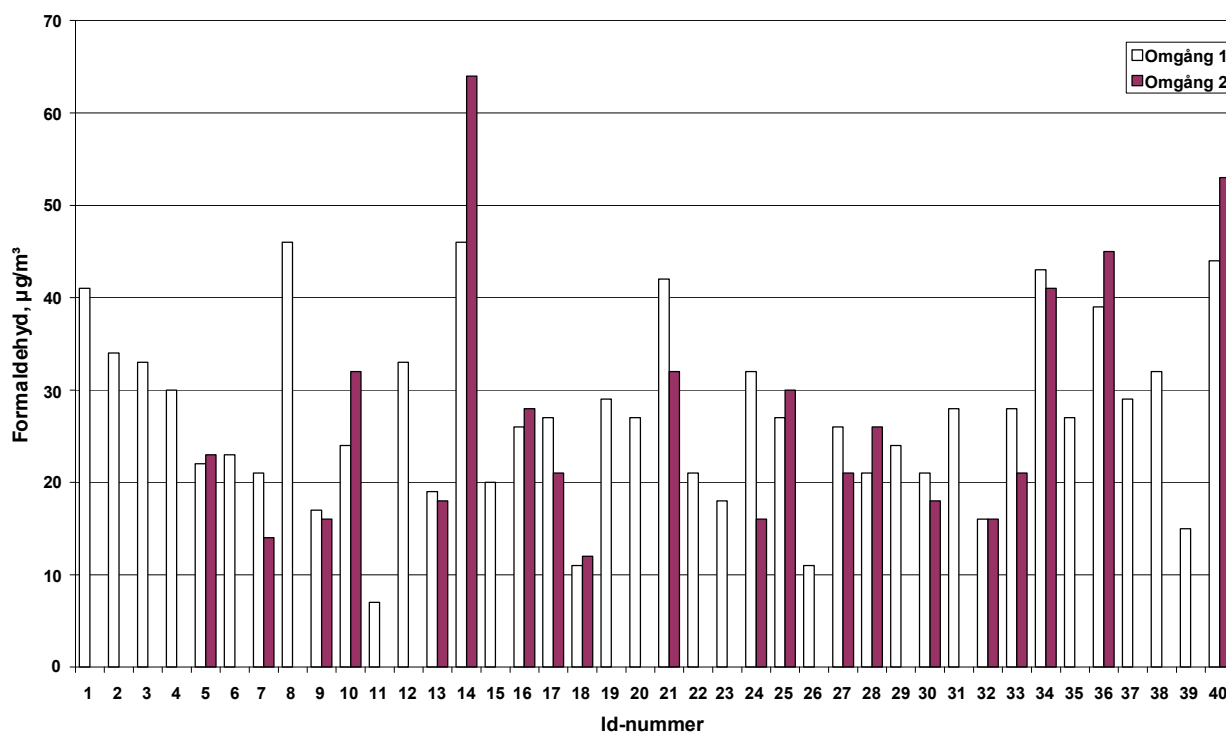
Siffror inom parentes avser prov från samtliga försöksomgångar

Formaldehyd

Samtliga mätresultat från de personburna mätningarna av formaldehyd framgår av figur 3.

Den genomsnittliga skillnaden mellan första och andra mättillfället inom individer uppgick till 19 %, 95 % konfidensintervall mellan 12 och 27 %. Säkerställd skillnad kunde dock inte konstateras ($p=0,403$). Inom-individvariabiliteten utgjorde 9,3 % av den totala variabiliteten, variationen var således mycket större mellan individer än inom individer. Halter $>50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ representerar individer utan särskild exponeringsprofil och vistelse i nyproducerad villa.

Fig. 3 Formaldehydkoncentrationer vid personburen mätning
Omgång 2 avser de 20 försökspersonerna med upprepade mätning



I tabell 5 redovisas median, aritmetiskt och geometriskt medelvärde, geometrisk standarddeviation, standardavvikelse och variationsområde totalt, för första och andra mätperioden samt uppdelat på rökare och icke-rökare median, medelvärde, standardavvikelse och variationsområde totalt, första och andra mätperioden samt uppdelat på rökare och icke-rökare. Värden inom parentes omfattar alla genomförda mätningar.

Medianhalten för samtliga mätningar var $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och enskilda formaldehydhalter varierade mellan 7 och $64 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Skillnaden mellan mätperiod 1 och 2 var liten, medianvärde 26 respektive $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Samma förhållanden kunde konstateras då rökare och icke rökare jämfördes, identisk median uppgående till $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och följaktligen inte någon säkerställd skillnad ($p=0,192$). Antalet rökare var dock litet, endast 5 personer. Någon skillnad mellan pendlare och icke pendlare kunde inte konstateras ($p=0,598$). Uttalade skillnader kunde inte heller konstateras då män och kvinnor jämfördes, inte heller skillnad i boendeform.

Signifikant korrelation mellan de båda mätomgångarna förelåg ($r_s=0,780$, $p<0,001$). Exponeringen för formaldehyd korrelerade inte signifikant till övriga ämnen.

Medianhalten för den personburna mätningen ($26 \mu\text{g}/\text{m}^3$) var ungefär 10 gånger så hög som motsvarande lufthalt vid de stationära mätpunkterna, Räddningstjänstens tak Kristinavägen ($3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) respektive Bergslagens Miljö- och Bygghälsöversyns hus Kungsgatan ($2 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Tabell 5 Formaldehyd $\mu\text{g}/\text{m}^3$

	N	Median	AM	SD	GM	GSD	Variationsområde
Alla försökpers (alla mätningar)	40 (60)	27 (26)	27 (27)	9,7 (11,2)	25 (25)	1,5 (1,5)	7 – 46 (7 – 64)
Mätomgång 1	20	26	28	10,0	26	1,5	11 – 46
Mätomgång 2	20	22	27	14,0	25	1,6	12 – 64
Rökare (alla mätningar)	5 (8)	27 (24)	22 (22)	9 (8,1)	20 (20)	1,8 (1,6)	7 – 29 (7 – 30)
Icke rökare (alla mätningar)	34 (51)	27 (26)	28 (28)	9,9 (11,5)	26 (26)	1,5 (1,5)	11 – 46 (11 – 64)

N: antal mätningar

AM: aritmetiskt medelvärde

SD: standarddeviation

GM: geometriskt medelvärde

GSD: geometrisk standarddeviation

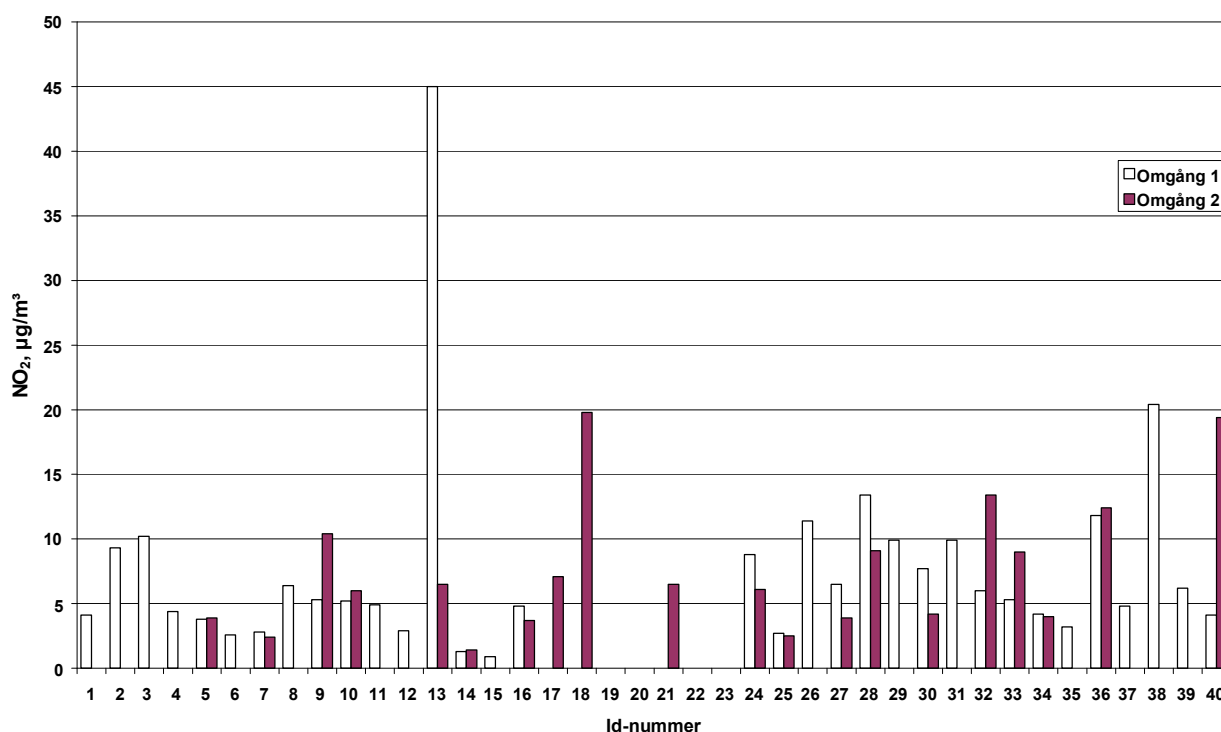
Siffror inom parentes avser prov från samtliga försöksomgångar

Kvävedioxid (NO_2)

Samtliga mätresultat från de personburna mätningarna av kvävedioxid framgår av figur. 4.

Den genomsnittliga skillnaden mellan första och andra mättillfället inom individer uppgick till 43 %, 95 % konfidensintervall mellan 21 och 66 %. Säkerställd skillnad kunde dock inte konstateras ($p=0,873$). Inom-individvariabiliteten utgjorde 23 % av den totala variabiliteten, variationen således mycket större mellan individer än inom individer. Halten $>20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ härrör från individ med sannolik yrkesmässig exponering.

Fig. 4 Kvävedioxidkoncentrationer vid personburen mätning
Omgång 2 avser de 20 försökspersonerna med upprepad mätning.



I tabell 6 redovisas median, aritmetiskt och geometriskt medelvärde, geometrisk standarddeviation, standardavvikelse och variationsområde totalt, för första och andra mätperioden samt uppdelat på rökare och icke-rökare median, medelvärde, standardavvikelse och variationsområde totalt, första och andra mätperioden samt uppdelat på rökare och icke-rökare. Värden inom parentes omfattar alla genomförda mätningar.

Medianhalten för samtliga mätningar var $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och enskilda kvävedioxidhalter varierade mellan 1 och $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Skillnaden mellan mätperiod 1 och 2 var liten, medianvärde 5 respektive $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Samma förhållanden kunde konstateras då rökare och icke rökare jämfördes, medianen uppgick till 4 respektive $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, och någon säkerställd skillnad kunde inte noteras ($p=0,246$). Antalet rökare var dock litet, endast 4 personer. Högre lufthalter av kvävedioxid konstaterades för pendlare, 9 mot $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för icke pendlare, dock inte säkerställd skillnad ($p=0,153$). Uttalade skillnader kunde dock inte konstateras då män och kvinnor jämfördes, inte heller skillnad i boendeform.

Signifikant korrelation mellan de båda mätomgångarna förelåg ($r_s = 0,780$, $p < 0,001$). Exponeringen för kvävedioxider korrelerade inte signifikant till övriga ämnen.

Tabell 6 Kvävedioxid (NO_2) $\mu\text{g}/\text{m}^3$

	N	Median	AM	SD	GM	GSD	Variationsområde
Alla försökspers (alla mätningar)	33 (53)	5 (6)	8 (8)	7,8 (6,9)	6 (6)	2,1 (2,1)	1 – 45 (1 – 45)
Mätomgång 1	17	5	8	10	6	2,2	1 – 45
Mätomgång 2	20	6	8	5,2	6	2	1 – 20
Rökare (alla mätningar)	4 (7)	4 (3)	4 (4)	1,2 (1,8)	4 (4)	1,4 (1,5)	3 – 5 (2 – 7)
Icke rökare (alla mätningar)	28 (45)	6 (6)	8 (8)	8 (7,1)	6 (6)	2,1 (2,1)	1 – 45 (1 – 45)

N: antal mätningar

AM: aritmetiskt medelvärde

SD: standarddeviation

GM: geometriskt medelvärde

GSD: geometrisk standarddeviation

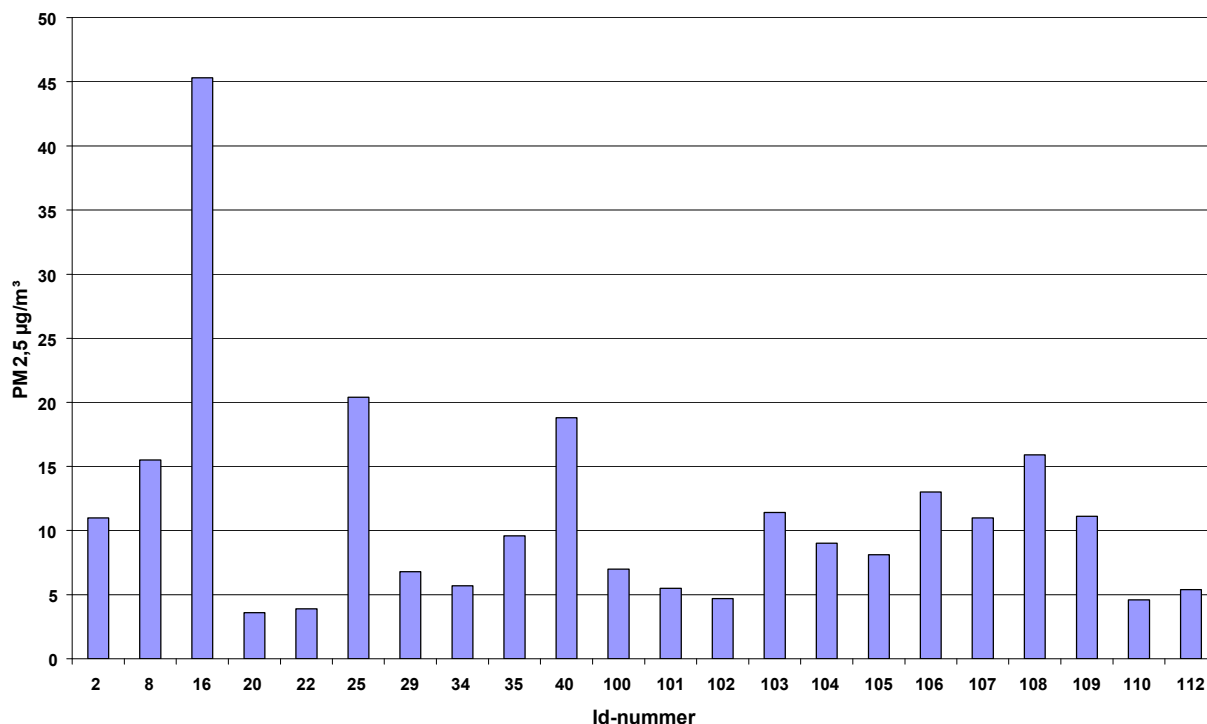
Siffror inom parentes avser prov från samtliga försöksomgångar

Partiklar PM 2,5

Samtliga mätresultat från de personburna mätningarna av PM 2,5 framgår av fig 5.

Halterna 45 respektive 18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ representerar individer där vedeldning genomförts, motsvarande aktiviteter har även noterats med betydligt lägre exponeringar.

Fig. 5 Partikelkoncentrationer (PM 2,5) vid personburen mätning



I tabell 7 redovisas median, medelvärde, standardavvikelse och variationsområde totalt, försökspersoner och kommunanställda, samt uppdelat på rökare och icke-rökare. Värden inom parentes omfattar alla genomförda mätningar. Medianhalten för samtliga mätningar var 9,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och enskilda partikelhalter varierade mellan 3,6 och 45,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Skillnaden mellan försökspersonerna och de kommunanställda var liten, medianvärde 10,3 respektive 7,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Endast en rökare ingick i den undersökta gruppen. I stort sett samma halter kunde konstateras då de personburna mätningarna och bakgrundsmätningarna jämfördes.

Tabell 7 Partiklar PM 2,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

	N	Median	AM	SD	GM	GSD	Variationsområde
Alla personer (samtliga mätningar)	22	9,3	11	9,0	9,2	1,9	3,6-45,3
Försökspersoner	10	10,3	14	12	10,4	2,2	3,6-45,3
Kommunanställda	12	7,6	8,9	3,5	8,2	1,5	4,6-15,9

N: antal mätningar

AM: aritmetiskt medelvärde

SD: standarddeviation

GM: geometriskt medelvärde

GSD: geometrisk standarddeviation

Variabilitet

Inom- och mellanindividvariabilitet redovisas i vår undersökning i form av inom-individvariation i % av den totala variationen. Data redovisade på samma sätt som vid rapporterats ibland annat stockholmsrapporten, data inom parentes från mixed-modelanalys med 60 respektive 40 mätningar.

Tabell 8 Inom-individvariabilitetens andel av den totala variabiliteten vid upprepade mätningar för butadien, bensen, kvävedioxid, formaldehyd. Data inom parentes från mixed modelanalys med 60 respektive 40 mätningar

Ämne	Inom-individvariabilitet av den totala variabiliteten, %			
	Lindesberg 2005/2006	Stockholm 2002/2003	Umeå 2001	Göteborg 2000
Butadien	13 (24,25)	20	13	
Bensen	9,6 (23,17)	24	15	27
NO ₂	23 (50,50)	32	25	
Formaldehyd	9,3 (18,18)	52	18	

Variabiliteten i vår studie var lägre än motsvarande i Stockholmsregionen för samtliga ämnen, påtagligt lägre för formaldehyd (9,3 mot 52 %), i övrigt variabilitet i lufthalter i nivå med Umeå. Skillnaderna kan förmodas spegla variation i trafikbelastning, i större tätorter som Stockholm och Göteborg kan större variabilitet förväntas jämfört med Umeå och Lindesberg avseende de trafikrelaterade ämnena bensen, butadien och kvävedioxid.

Korrelation

Korrelation mellan olika ämnen vid samma mättillfälle. I tabell 9 redovisas korrelationskoefficienter för lufthalter av olika ämnen vid samma provtagningstillfälle.

Tabell 9 Korrelation (Spearman's rho) mellan lufthalter för olika ämnen personburna mätning, n=40

	Butadien	Bensen	NO ₂	Formaldehyd
Butadien				
r	1	0,757	0,151	0,043
p		0,000	0,372	0,793
n	40	40	37	40
Bensen				
r	0,757	1	0,143	0,151
p	0,000		0,398	0,354
n	40	40	37	40
NO ₂				
r	0,151	0,143	1	-0,233
p	0,372	0,398		0,166
n	37	37	37	37
Formaldehyd				
r	0,043	0,151	-0,233	1
p	0,793	0,354	0,166	
n	40	40	37	40

r; korrelationskoefficient

p; (p-värde)

n; antal mätningar

God korrelation erhöjls endast mellan bensen och butadien ($r = 0,557$, $p < 0,001$), för övriga ämnen saknades såväl trender som säkerställda korrelationer.

Korrelation mellan lufthalter vid bakgrundsmätningar och exponeringsmätningar
I tabell 10 a och b redovisas korrelationer mellan lufthalter av olika ämnen uppmätta vid bakgrundsmätningar respektive exponeringsmätningar.

Tabell 10 a Korrelation mellan lufthalter vid bakgrundsmätningar och exponeringsmätningar

Exponering	r^2	Räddningstjänsten, Kristinavägen		
		B	p	95 % CI (B)
Butadien	0,127	0,245	0,053	-0,004 - 0,494
Bensen	0,160	0,317	0,029	0,036 - 0,599
NO ₂	0,006	-0,278	0,722	-1,879 - 1,323
Formaldehyd	0,006	-0,169	0,693	-1,035 - 0,697

r; korrelationskoefficient

B; regressionskoefficient

95 % CI; 95 procentigt konfidensintervall

Tabell 10 b Korrelation mellan lufthalter vid bakgrundsmätningar och exponeringsmätningar

Exponering	r^2	Bergslagens Miljö- och Bygghövaltning, Kungsgatan		
		B	p	95 % CI (B)
Butadien	0,035	0,1	0,322	-0,103 - 0,303
Bensen	0,140	0,254	0,042	0,010 - 0,497
NO ₂	0,026	-0,482	0,466	-1,830 - 0,867
Formaldehyd	0,023	-0,187	0,419	-0,653 - 0,280

r; korrelationskoefficient

B; regressionskoefficient

95 % CI; 95 procentigt konfidensintervall

En säkerställd ($p = 0,029$ respektive $0,042$) korrelation kunde konstateras mellan bakgrundsmätningar i de båda mätplatserna och exponeringsmätningar för bensen. För butadien sågs en liknande tendens men för övriga ämnen saknades korrelation.

Multipel linjär regression

Effekter av olika miljöer på lufthalter av olika ämnen.

För de olika ämnena analyserades effekter av att vistas i olika miljöer med hjälp av multipel linjär regression. De inkluderade variablerna är *tid i trafik*, *tid inomhus/arbete*, *tid utomhus arbete*, *utomhus annat än arbete*, *tid provtagare varit täckt*, *tid i rum där rökning förekommit*, *tankat bensin*, *sovrumsfönster öppet eller på glänt*. För varje agens redovisas data där variabeln *tid inomhus på arbetsplatser* ingår respektive har ersatts med *tid i bostad*.

Resultat från enskilda analyser redovisas i tabell 11-14.

Tabell 11 Linjär regression - påverkan på lufthalter av bensen, butadien av determinanterna *tid i trafik, tid inomhus på arbetsplats, tid utomhus arbete, utomhus annat än arbete, tid provtagare varit täckt, tid i rum där rökning förekommit, tankat bensin, sovrumsfönster öppet eller på glänt*

	Bensen			Butadien		
	B	p	95 % CI (B)	B	p	95 % CI (B)
tid i trafik	0,002	0,807	0,010 - 0,647	0,009	0,233	-0,006 - 0,025
tid inomhus/arbete	-0,001	0,838	-0,14 - 0,018	0,005	0,052	0,000 - 0,10
tid utomhus arbete	0,013	0,173	-0,006 - 0,005	0,007	0,456	-0,011 - 0,024
utomhus annat än arbete	0,002	0,853	-0,006 - 0,032	0,015	0,215	-0,009 - 0,038
tid provtagare varit täckt	0,000	0,548	-0,023 - 0,027	0,000	0,331	-0,001 - 0,000
tid i rum där rökning förekommit	0,000	0,569	-0,002 - 0,001	0,000	0,584	-0,001 - 0,002
tankat bilen	-0,028	0,732	-0,191 - 0,136	0,001	0,990	-0,153 - 0,155
sovrumsfönster öppet eller på glänt	-0,010	0,700	-0,063 - 0,043	0,007	0,783	-0,043 - 0,056

B; regressionskoefficient

95 % CI; 95 procentigt konfidensintervall

Tabell 12 Linjär regression - påverkan på lufthalter av NO₂, formaldehyd av determinanterna *tid i trafik, tid inomhus på arbetsplats, tid utomhus arbete, utomhus annat än arbete, tid provtagare varit täckt, tid i rum där rökning förekommit, tankat bensin, sovrumsfönster öppet eller på glänt*

	NO ₂			Formaldehyd		
	B	p	95 % CI (B)	B	p	95 % CI (B)
tid i trafik	0,007	0,372	-0,009 - 0,023	0,123	0,584	-0,330 - 0,576
tid inomhus/arbete	0,004	0,163	-0,002 - 0,009	-0,071	0,320	-0,214 - 0,072
tid utomhus arbete	0,023	0,175	-0,011 - 0,057	-0,504	0,057	-1,024 - 0,15
utomhus annat än arbete	0,003	0,811	-0,023 - 0,029	0,111	0,745	-0,579 - 0,801
tid provtagare varit täckt	0,000	0,615	-0,001 - 0,002	-0,005	0,684	-0,031 - 0,020
tid i rum där rökning förekommit	0,006	0,336	-0,006 - 0,018	-0,011	0,603	-0,052 - 0,031
tankat bilen	0,035	0,656	-0,126 - 0,196	0,296	0,895	-4,234 - 4,827
sovrumsfönster öppet eller på glänt	0,029	0,274	-0,024 0,082	-1,188	0,107	-2,647 - 0,272

B; regressionskoefficient

95 % CI; 95 procentigt konfidensintervall

Tabell 13 Linjär regression - påverkan på lufthalter av bensen, butadien av determinanterna *tid i trafik, tid inomhus bostad, tid utomhus arbete, utomhus annat än arbete, tid provtagare varit täckt, tid i rum där rökning förekommit, tankat bensen, sovrumsfönster öppet eller på glänt*

	Bensen			Butadien		
	B	p	95 % CI (B)	B	p	95 % CI (B)
tid i trafik	0,003	0,712	-0,013 - 0,019	0,004	0,613	-0,011 - 0,019
tid inomhus/arbete	0,002	0,517	-0,003 - 0,007	-0,004	0,065	-0,009 - 0,000
tid utomhus arbete	0,014	0,146	-0,005 - 0,033	0,003	0,697	-0,014 - 0,021
utomhus annat än arbete	0,003	0,799	-0,021 - 0,027	0,009	0,422	-0,014 - 0,032
tid provtagare varit täckt	0,000	0,578	-0,001 - 0,001	0,000	0,351	-0,001 - 0,000
tid i rum där rökning förekommit	0,000	0,531	-0,002 - 0,001	0,000	0,794	-0,001 - 0,002
tankat bilen	-0,026	0,745	-0,189 - 0,136	0,003	0,967	-0,151 - 0,158
sovrumsfönster öppet eller på glänt	-0,011	0,667	-0,036 - 0,041	0,004	0,866	-0,045 - 0,054

B; regressionskoefficient

95 % CI; 95 procentigt konfidensintervall

Tabell 14. Linjär regression-påverkan på NO₂, formaldehyd lufthalter av determinanterna *tid i trafik, tid inomhus i bostad, tid utomhus arbete, utomhus annat än arbete, tid provtagare varit täckt, tid i rum där rökning förekommit, tankat bensen, sovrumsfönster öppet eller på glänt*

	NO ₂			Formaldehyd		
	B	p	95 % CI (B)	B	p	95 % CI (B)
tid i trafik	0,003	0,682	-0,012 - 0,018	0,206	0,340	-0,228 - 0,641
tid inomhus/arbete	-0,004	0,144	-0,009 - 0,001	0,078	0,258	-0,060 - 0,216
tid utomhus arbete	0,021	0,222	-0,014 - 0,056	-0,452	0,088	-0,975 - 0,071
utomhus annat än arbete	0,000	0,970	-0,025 - 0,025	0,192	0,566	-0,483 - 0,866
tid provtagare varit täckt	0,000	0,585	-0,0001 - 0,002	-0,005	0,685	-0,030 - 0,020
tid i rum där rökning förekommit	0,006	0,331	-0,006 - 0,017	-0,008	0,679	-0,048 - 0,032
tankat bilen	0,036	0,648	-0,124 - 0,196	0,283	0,899	-4,223 - 4,789
sovrumsfönster öppet eller på glänt	0,027	0,292	-0,025 - 0,080	-1,163	0,110	-2,606 - 0,280

B; regressionskoefficient

95 % CI; 95 procentigt konfidensintervall

Diskussion

Studien beskriver resultat för 60 exponeringsmätningar av bensen, butadien, formaldehyd och kvävedioxid. För ett urval av försökspersoner och kommunanställda (totalt 22 personer) genomfördes mätningar i bostad av partiklar PM 2,5 under perioden oktober 2005 – januari 2006. Mätningar genomfördes även i två fasta mätstationer, vid byggnaden där Bergslagens Miljö- och Byggförvaltning är inhysta (Kungsgatan) och på taket till Räddningstjänstens lokaler vid central genomfartsled i Lindesberg (Kristinavägen).

Motsvarande undersökningar har tidigare genomförts i Stockholm, Malmö, Göteborg och Umeå (Levin 2004). För Lindesberg konstaterades samma halter vid exponeringsmätningar av bensen och butadien som i övriga tätorter, formaldehydhalterna betydligt högre och kvävedioxidhalterna betydligt lägre i Lindesberg jämfört med övriga tätorter.

Vid bakgrundsmätningarna var bensen-, butadien- och kvävedioxidhalterna betydligt lägre än i de tidigare studerade tätorterna. De uppmätta formaldehydhalterna var dock i samma nivåer som för övriga tätorter. I Lindesberg har tidigare genomförts bakgrundsmätningar av ett stort antal VOC, däribland bensen. Mätningarna genomfördes på provplatser motsvarande de som utförts i *Tätortsprojektet* under åren 1998-99. Vid gatunivå uppmättes i genomsnitt 8,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respektive 3,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och mätpunkterna låg i princip ett kvarter från mätplatserna på Kristinavägen och Kungsgatan. Mätningarna genomförda i projektet gav betydligt lägre halter i dessa mätpunkter, 0,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Förändringen speglar sannolikt förändrad trafikintensitet och hastighetsreglering.

Vid rekrytering av försökspersoner noterades ett visst bortfall (60 %), en bortfallsundersökning visade dock att bortfallet var likvärdigt fördelat åldersmässigt och framför allt geografiskt genom kontroll av bortfall i olika postnummerområden. Stora skevheter i en sådan analys skulle kunna innebära att geografiska, socioekonomiska eller andra faktorer som kan tänkas påverka exponeringsmönster och resultera i skevheter vid beskrivning av innevanorna i Lindesbergs exponering och risk.

Bensen

Exponeringsmätningarna uppvisade relativt höga halter, median 1,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och framför allt stor spridning, 0,9 till 22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Exponeringskällorna antas vara bilavgaser, tobaksrök och vedeldning. De uppmätta halterna är i samma storleksordning som IMM:s lågriskgränsvärde (1,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Victorin 1998). Någon skillnad mellan rökare och icke rökare kunde inte konstateras.

Bakgrundsmätningarna uppvisade betydligt lägre halter, 0,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, lägre än för övriga tätorter där halterna varierade mellan 1,1 och 4,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, det högre värdet gäller för exponering vid Hornsgatan, Stockholm. Även för bensen kan konstateras högre halter för exponeringsmätningarna jämfört med bakgrundsmätningarna, cirka 3 gånger högre.

Butadien

Exponeringsmätningarna avseende butadien uppvisade låga halter, median cirka 0,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, variationsområde 0,1-3,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Halterna är genomsnittligt i nivå med eller under de lågrisknivåer som IMM ansatt (Victorin 1998), 0,3-1,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Butadien är det enda ämne som samvarierar med något annat ämne, i detta fall bensen.

Data från bakgrundsmätningarna varierade mellan 0,04 och 0,05 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, det vill säga en tiopotens lägre än motsvarande exponeringsmätningar.

Motsvarande exponeringsmätningar av butadien i övriga tätorter är i samma storleksordning och varierade mellan 0,4 och 0,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, bakgrundsmätningarna mellan 0,04 och 0,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Formaldehyd

Beträffande formaldehyd konstaterades relativt höga halter vid exponeringsmätningarna (median 27 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), de enskilda mätvärdena varierade mellan 7 och 46 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dessa halter är i linje med IMM (Victorin 1998) som rekommenderar lufthalter mellan 12 och 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, i denna bedömning inbegrips cancerrisk förutom de mera slemhinneirriterande egenskaperna. Liknande synpunkter har anförts av WHO (WHO 2000), där 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som 20 minuters medelvärde rekommenderas. Formaldehydhalterna var dock betydligt lägre i de stationära mätpunkterna och varierade mellan 2 och 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Jämfört med mätningar i Göteborg, Umeå, Stockholm och Malmö och ligger formaldehydhalterna högre i Lindesberg (1,5-2 gånger högre) vid exponeringsmätningar, dock samma medianvärde i de stationära mätpunkterna (bakgrund), 1,8-3,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. I tidigare undersökningar av formaldehydexponering i svenska hem har uppmätts formaldehydhalter mellan 22 och 23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Gustafsson 2005), halter i samma storleksordning som i lindesbergsstudien. Inverkan av vedeldning på luftföroreningshalter har även studerats (Gustafsson 2003), här uppmättes formaldehydhalter mellan 2 och 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ vid stationär mätpunkt i vedeldningsområde, motsvarande exponeringsmätningar inomhus i vedeldningsområdet varierade mellan 11 och 68 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, någon skillnad sågs inte mellan vedeldare/icke vedeldare. Motsvarande svenska undersökningar av inomhusklimatet (ELIB 1993) beskriver att formaldehydhalter i bostäder varierade genomsnittligt mellan 7 och 14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Kvävedioxid

Medianhalten för samtliga mätningar var 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och enskilda kvävedioxidhalter varierade mellan 1 och 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i stort i linje med de strängare miljömålen, 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 2010 (SNV 5357). Exponeringarna var lägre än i Umeå (8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), betydligt lägre än i Malmö (13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) och i Stockholm (17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Bakgrundsmätningarna visade dock något högre halter, 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, jämfört med exponeringsmätningarna, dock avsevärt lägre än motsvarande halter i övriga större tätorter där halterna varierade mellan 10 och 71 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Partiklar PM 2,5

De uppmätta halterna för partiklar PM 2,5 var nära nog lika då exponeringsmätningar i hemmen (9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) jämfördes data från bakgrundsmätningarna (10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Dessa halter är i samklang med de mera ambitiösa miljömålen 10 respektive 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (dygnsmedelvärden) fram till 2010/2015.

Slutsatser

De uppmätta lufthalterna av bensen, butadien, kvävedioxid, formaldehyd och partiklar PM 2,5 i Lindesbergs kommun är väl i nivå med de olika nationella och internationella rikt- och gränsvärden som finns antagna.

Vi har inte kunnat konstatera någon säkerställd påverkan på lufthalter av miljöfaktorer eller levnadsmönster. Korrelationen mellan exponeringsmätningar och bakgrundsmätningar var låg för samtliga ämnen utom för bensen, motsvarande samvariation mellan olika ämnen i enskilt prov erhöles endast för bensen och butadien. För enskilda individer sågs god korrelation mellan lufthalter vid olika mätomgångar. Skillnader i exponering kunde inte konstateras då rökvanor eller boendeform jämfördes, för pendlare sågs dock skillnader i bensen-, butadien- och kvävedioxidexponering.

Vid de personburna mätningarna var lufthalterna av bensen och butadien i samma nivå som för övriga tätorter, motsvarande halter för kvävedioxid något lägre och formaldehyd något högre.

Vid bakgrundsmätningarna var halterna betydligt lägre för samtliga ämnen utom formaldehyd då Lindesberg jämfördes med övriga tätorter.

Tack

Ett stort tack till samtliga försökspersoner som deltog, utan er hade detta projekt inte kunnat genomföras. Tack till personal från Bergslagens Miljö- och byggförvaltning som ställt upp för PM 2,5-provtagning och framför allt till Hilka Sievert och Jens Råberg som hjälpt oss med praktiska detaljer.

Provtagarna analyserades vid Arbetslivsinstitutet i Umeå av Margit Sundgren, Margaret Rhén och Annikas Hagenbjörk-Gustafsson, och vi tackar er alla för ett mycket gott och trevligt samarbete.

Undersökningen har genomförts med finansiellt stöd från Naturvårdsverket.

Referenser

ELIB –Elanvändning i bostäder, inomhusklimat, Statens Institut för byggnadsforskning 1993

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

Friman K, Axmon A, Tinnerberg H. Cancerframkallande ämnen i tätortsluft Malmö 2003, Rapport till Naturvårdsverket (Dnr 231-51-03 Mm), Yrkes- och miljömedicinska kliniken i Lund juni 2004

Gustafsson P, Barregård L, Strandberg B, Johannesson S, Sällsten G. Inverkan av bensen på exponering för bensen, 1,3 butadien, formaldehyd och acetaldehyd, Rapport Yrkes- och miljömedicin, Miljömedicinskt Centrum 2003

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

Hagenbjörk-Gustafsson A, Lindahl R, Levin JO, Karlsson D. Validation of a diffusive sampler for NO₂, *J Environ Monit* 1999;1;349-52

IARC. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans-some chemicals used in plastics, volume 39;1985 Lyon

IARC. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans-polynuclear aromatic hydrocarbons part 1., volume 32;1983 Lyon

IARC. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans-some industrial chemicals and dyestuffs., volume 29;1982 Lyon

ISO/CD 15767. Workplace atmospheres –controlling and characterizing errors in weighing collected aerosols. ISO /IEC2001

Johansson C et al. Cancerframkallande ämnen-olika källors betydelse för spridning och förekomsten i Stockholm. Redovisning av FOU-projekt(1998-2000) ITM Stockholms Universitet, Stockholm 2001

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

Metod FORM 01, Arbetslivsinstitutet, Umeå, 2003

Modig L, Forsberg B, Hagenbjörk-Gustavsson 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. Rapport till naturvårdsverket, Yrkesmedicin Umeå Universitet,

Naturvårdsverket. Nya kvalitetsnormer och delmål för miljökvalitetsmålet –
Frisk Luft
Rapport 5357 mars 2004

National Institute for Occupational Safety and Health. Method No. 0500
(Particulates, not otherwise regulated). In: NIOSH Manual of Analytical Methods,
4 th ed. DHHS(NIOSH) Pub. No. 94-113. Eds., NIOSH, Cincinnati, OH (1994)

SSEN 14907:2005. Utomhusluft-gravimetrisk standardmetod för att bestämma
massfraktioner av PM 2,5 av svävande partiklar. Swedish Standard Institute 2005

Sunesson AL, Sundgren M, Levin JO, Ljungkvist G and Strandberg B. Laboratorie
och fältvalidering av metoder för mätning av bensen med med
diffusionsprovtagning och termisk desorption. Rapport till Naturvårdsverket,
Umeå 2004

Sällsten G, Björklund J, Johansson O, Melin J, Lindahl R, Loh C, Östman C,
Barregård L.,
Miljöövervakningsprojekt: Cancerframkallande ämnen i tätortsluft -personlig
exponering, individrelaterade stationära mätningar och bakgrundsmätningar i
Göteborg 2000. Rapport till naturvårdsverket, Yrkes- och miljömedicin, Göteborg
september 2001

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

WHO. WHO air quality guidelines global update 2005. WHO/ISE 879 50

WHO. Air quality guidelines for Europe. Second edition. European series no 91
2000

Löpnummer: _____ Datum: _____

Namn: _____

Adress:

_____, _____, _____ Våningsplan _____

gata nr. postnr kommun

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

Ungefärligt byggår: _____ Reparationsår: _____

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

kombination/övrigt _____

Är oljepanna eller ved/pellets panna placerad inne i bostaden Ja Nej 5. Finns det gasspis i Din bostad? Ja Nej

6. Var arbetar/studerar Du i huvudsak?

Vid flera arbetsplatser eller skolor, skriv på baksidan (15).

Adress:

_____, _____, _____ Våningsplan _____

gata nr postnr kommun

7. Yrke/studieinriktning? _____

8. Arbets/skoltider? _____

9. Färdmedel till arbete/skola? _____

Pendling mellan orterna? _____

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

11. Kommer Du i kontakt med motoravgaser/bensinångor eller lösningsmedel inom

arbetet/skolan? Ja Nej

[fler frågor på baksidan]

Bilaga 1 2(2)

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

Ja Nej

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

Ja, ofta (varje vecka) Ja, ibland Nej, aldrig

a) trafikbuller b) bilavgaser

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

dagligen eller ibland eller aldrig eller

nästan dagligen periodvis nästan aldrig

a) i ditt bostadsområde b) mitt i centrum

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

Adress:

_____, _____, _____ Våningsplan _____

gata nr postnr kommun

Adress:

_____, _____, _____ Våningsplan _____

gata nr postnr kommun

Vid frågor kontakta:

Lennart Andersson, Yrkes- och miljömedicinska kliniken Universitetssjukhuset Örebro

Telefon 019-602 24 85, mobil 0739-820 820 e-post lennart.andersson@orebroll.se

Håkan Westberg, Yrkes- och miljömedicinska kliniken Universitetssjukhuset Örebro

Telefon 019-602 24 93, mobil 0737- 38 91 23 e-post hakan.westberg@orebroll.se

Tabell 15. Stationära mätningar (bakgrundsmätningar)

	Gatunivå			Urban bakgrund		
	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	1,1		0,9-1,6	1,1		0,9-1,5
Bensen Umeå	1,6	2,1	0,2-4,6	0,8	1,0	0,04-2,2
Bensen Sthlm	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	1,95	2,15	1,80-2,99	0,98	1,14	0,90-1,72
Bensen Lindesberg	0,4	0,8	0,3-2,1			
Butadien Umeå	0,4	0,35	0,03-0,6	0,14	0,12	0,01-0,2
Butadien Sthlm	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	0,22	0,22	0,13-0,30	0,10	0,09	0,05-0,13
Butadien Lindesberg	0,04	0,12	0,03-0,3			
Formaldehyd Gbg	2,0		0,9-3,9	2,7		1,8-4,6
Formaldehyd Umeå	3,5	3,5	3,0-4,0	3,0	3,1	2-4
Formaldehyd Sthlm	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	3,0	2,8	2,0-3,0	3,0	2,6	2,0-3,0
Formaldehyd Lindesberg	3	2,6	2,6-3			
Acetaldehyd Sthlm	2,4 (H) 0,3 (J)	2,2 (H) 0,2 (J)	0,9-3,4 (H) 0-0,6 (J)	0,6	0,7	0,3-1,4
Acetaldehyd Malmö	1,0	0,7	0,2-1,0	0,2	0,4	0,2-1,0
NO₂ Gbg	21		19-24	20		17-22
NO₂ Umeå	55	53	35-72	28	26	16-41
NO₂ Sthlm	71 (H) 10 (J)	74 (H) 10 (J)	52-106 (H) 5-18 (J)	21	24	16-41
NO₂ Malmö	41,5	42,1	33,8-48,7	24,5	26,0	22,4-29,5
NO₂ Lindesberg	10	10	7-13			
Benso(a)pyren ng/m³ Umeå	0,3	0,29	0,06-0,49	0,07	0,1	0,02-0,3
Benso(a)pyren ng/m³ Sthlm	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
Benso(a)pyren ng/m³ Malmö	0,13	0,18	0,07-0,33	0,07	0,16	0,04-0,38
Ozon Gbg	33		27-50	38		30-64

H = Hornsgatan (Sthlm centrum)

J = Jägmästarvägen (10 km från centrum)

Tabell 16. 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 Gbg	1,0	1,3	0,5-6,5
Bensen Umeå	1,5	2,2	0,7-17
Bensen Sthlm	2,8	3,4	1,3-16
Bensen Malmö	1,7	2,5	0,8-14,4
Bensen Lindesberg	1,6	3,2	0,9-22
Butadien Umeå	0,4	0,6	0,2-2,1
Butadien Sthlm	0,4	0,6	0,2-2,9
Butadien Malmö	0,6	0,9	0,1-4,0
Butadien Lindesberg	0,5	0,7	0,1-3,5
Formaldehyd Gbg	19	25	9-77
Formald Umeå	15	22	6-82
Formald Sthlm	12	13	6-25
Formald Malmö	16	16,3	7-33
Formald Lindesberg	27	27	7-64
Acetaldehyd Gbg	2,0	2,7	1-19
Acetald Sthlm	13	15	8-35
Acetald Malmö	10,0	11,3	5-32
NO₂ Umeå	8,0	9,6	3-21
NO₂ Sthlm	17	18	7-32
NO₂ Malmö	13,4	15,5	0,1-49,3
NO₂ Lindesberg	5	8	1-45
Benso(a)pyren ng/m³ Umeå	0,08		<0,02-0,6
Benso(a)pyren ng/m³ Sthlm	0,09		0,03-0,75
Benso(a)pyren ng/m³ Malmö	0,17		0,05-0,4
PAH Gbg	0,07	0,09	0,03-0,26
PAH Umeå	0,032		0,01-0,06
PAH Sthlm	0,027		0,017-0,15
PAH Malmö	0,024		0,006-0,12

