

Individuell exponering för trafikavgaser

En befolkningsstudie av personlig exponering
för kvävedioxid och bensen i Stockholms län

Individuell exponering för trafikavgaser

En befolkningsstudie av personlig exponering för kvävedioxid och bensen i Stockholms län

Tom Bellander, Martin Kruså, Katinka Almrén, Pernilla Willix

Arbets- och miljömedicin • Norrbacka • 171 76 Stockholm
tel 08-517 730 56 • fax 08-33 43 33 • amm@smd.sll.se
Rapporten finns även på vår webbplats, www.sll.se/amm.

ISSN: 1651-0321



Stockholms läns landsting

Förord

Faktorer i miljön påverkar människors hälsa. Både miljöförhållanden och kunskapen om miljöns betydelse för folkhälsan förändras ständigt. I denna rapport ligger fokus på förhållanden mellan boende i Stockholms innerstad jämfört med boende i övriga länet. Analysen inkluderar också betydelsen av var arbetsplatsen är belägen och vilket färdstätt som använts för att ta sig dit. Denna rapport bygger på personburna mätningar av kvävedioxid och bensen samt mätningar av kvävedioxid från miljöförvaltningens stationära mätstationer, gjorda i Stockholms län 1999-2000.

Rapporten har utarbetats av avdelningen för Arbets- och Miljömedicin, som är en del av Samhällsmedicin inom Stockholms läns landsting. Arbetet initierades och leddes av Tom Bellander. Fältarbetet utfördes av Katinka Almrén. Pernilla Willix påbörjade bearbetningen av datamaterialet. Martin Kruså slutförde bearbetningen och skrev huvuddelen av rapporten. Ekonomiskt stöd för projektet har erhållits från Miljöenheten vid Vägverket.

Vi hoppas att rapporten kommer att vara till nytta för att utvärdera effekten av trafikavgaser.

Stockholm i mars 2005

Carola Lidén

Avdelningschef
Arbets- och Miljömedicin

Innehåll

FÖRORD	3
SAMMANFATTNING	6
INLEDNING.....	8
SYFTE	9
METODER	10
Rekrytering av försökspersoner.....	11
Dagbok.....	13
Provtagning och analys av kvävedioxid	14
Provtagning och analys av bensen	16
RESULTAT	18
Bakgrundsbefolkning.....	18
Provtagningsperioder.....	19
Exponering för kvävedioxid.....	22
Exponering för bensen.....	24
Betydelsen av faktorer som påverkar exponeringen	25
DISKUSSION	32
Kvävedioxid.....	32
Bensen.....	34
SLUTSATSER.....	37
LITTERATUR	39
BILAGOR	41

Sammanfattning

Exponering för kvävedioxid och bensen hos befolkningen i Stockholms län undersöktes under juni 1999 – juni 2000 hos 247 utvalda individer under sju dygn. Personburna mätningar utfördes med diffusionsprovtagare och dessa mätningar jämförs med samtidigt utförda mätningar vid stationära mätplatser i Stockholms innerstad. De flesta individer genomförde mätningar under två mätperioder, en under sommarhalvåret och en under vinterhalvåret.

Totalt genomförde 247 personer mätningar av kvävedioxid och av dessa utförde 84 stycken dessutom mätningar av bensen. Sammanlagt utfördes 486 mätningar av kvävedioxid och 168 mätningar av bensen.

Länsbefolkningens genomsnittliga exponering för kvävedioxid skattades till $12,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Nivån varierar i huvudsak beroende på bostadens och arbetsplatsens läge. Boende i innerstaden exponeras för ca 50% högre halter ($17 \mu\text{g}/\text{m}^3$) jämfört med boende ute i övriga länet ($12 \mu\text{g}/\text{m}^3$). De som bor i övriga länet och arbetar inne i staden hade drygt 30 % högre exponering jämfört med dem som bor och arbetar i övriga länet. Den grupp som hade högst exponering var de som bor och arbetar i innerstaden ($17,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) och den grupp med lägst exponering var de som bor och arbetar i övriga länet ($10,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Både antalet arbetade dagar och den totala tiden i trafik och garage påverkade exponeringen. Val av transportsätt var dock ingen betydelsefull faktor för exponeringen.

Länsbefolkningens genomsnittliga exponering för bensen skattades till $6,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Även för bensen varierar nivån i huvudsak beroende på bostadens läge. Dock är förhållandet det omvända jämfört med fallet kvävedioxid, boende i övriga länet exponeras för ca 50% högre halter bensen ($6,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) jämfört med boende i innerstaden ($4,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Arbetsplatsens läge verkar ha störst betydelse bland dem som bor i övriga länet: de som arbetar inne i staden exponeras för nästan 40 % högre halter av bensen jämfört med dem som arbetar i övriga länet. Något kvantitativt samband mellan användning av motorfordon eller tid i trafik och exponering för bensen har dock inte kunnat fastställas i denna relativt begränsade studie (n=84).

Skillnaderna mellan de observerade nivåerna av kvävedioxid (den totala variabiliteten) beror dels på skillnader mellan olika individer (som t.ex. bostadens läge), dels tillfälliga skillnader som skulle synas även om samma individ observerades flera gånger (inomindividvariabiliteten).

Inomindividvariabilitetens andel av den totala variabiliteten var 32 % för kvävedioxid. En mängd faktorer visade sig påverka individens kvävedioxidexponering, varav de viktigaste var uppskattad kvävedioxidnivå vid hemmet och vid arbetet. Uppmätta halter vid stationära mätplatser gav också bidrag till att förklara variationen i exponering. Antal dagar på arbetet samt tid i trafik och/eller garage var också betydelsefulla variabler för att förklara

variationen i den individuella kvävedioxidexponeringen. Om sovrumsfönstret vetter mot en stor eller liten gata, tid i rökiga rum och/eller med fribrinnande låga samt tid i rum med tänd gasspis bidrog något till att förklara variationen i kvävedioxidexponeringen. Det absolut mest betydelsefulla för en persons exponering för kvävedioxid var dock kvävedioxidhalterna vid arbetet och hemmet. Då en person tillbringar cirka 90 % av sin tid antingen i hemmet eller på sitt arbete är detta inte förvånansvärt.

För bensen var inomindividvariabilitetens andel av den totala variabiliteten 43 %. Hur ofta sovrumsfönstret var öppet samt tid i kontakt med bensindrivna verktyg och övrig kontakt med bensin framstod som de enda två faktorer som säkert påverkade bensenexponeringen. Gruppen försöksdeltagare som ofta hade sovrumsfönstret öppet hade lägst bensenexponering, de som hade fönstret öppet ibland hade högre exponering och de som aldrig hade sovrumsfönstret öppet hade högst bensenexponering. För bensen fanns det inte möjlighet att uppskatta halterna vid hemmet och vid arbetet och inte heller gjordes några stationära bakgrundsmätningar.

Sambandet mellan exponering för kvävedioxid och bensen visade sig inte tillräckligt starkt för att de individuella mätningarna av kvävedioxid skulle kunna ge information även om individuell exponering för bensen.

Inledning

För att kunna bedöma omfattningen av miljörelaterade hälsoeffekter i Stockholms län krävs tillgång till goda exponeringsdata för befolkningen. Samma typ av data krävs även för epidemiologiska studier i samband mellan miljöexponering och hälsa. I de flesta publicerade studier av sambandet mellan luftföroreningar genererade i den yttre miljön och hälsoeffekter har befolkningens exponering uttryckts som den observerade halten vid centralt placerade mätstationer.

Det övergripande syftet med detta forskningsprojekt är att utveckla metoder för att skatta befolkningens exponering för luftföroreningar. Förutom den direkta tillämpningen i pågående studier, förväntas resultaten få betydelse för tolkningen av redan genomförda studier av samband mellan luftföroreningar och hälsa samt bidra till att framtida studier kan genomföras med bättre skattningar av befolkningens exponering.

Luftföroreningar har i flertalet studier visat sig ha både kortsiktiga och långsiktiga hälsoeffekter, bland annat i form av ökad risk för hjärt-, kärl- och lungsjukdom. Kvävedioxid används ofta som indikator på mängden lokalt producerade luftföroreningar framför allt från trafiken. Luftföroreningar innehåller även känt cancerframkallande ämnen bland annat bensen.

Idag bedöms risken för hälsoeffekter från luftföroreningar i regel utifrån jämförelse mellan halter i fasta mätstationer och de gräns- och riktvärden som fastslagits av Naturvårdsverket. Hälsoeffekterna är dock i själva verket relaterade till de enskilda individernas exponering. I det tidigare genomförda projektet SHAPE (the Stockholm Study on Health Effects of Air Pollution and Their Economic Consequences) har exponeringen för NO₂ och partiklar för befolkningen i Stockholms län beräknats för utomhushalter vid hem- och arbetsadress med hjälp av utsläppsdata-baser och spridningsmodeller. Resultatet förväntas ge en bättre bild av länsinnevanornas exponering än vad de fasta mätstationerna gör.

Syfte

INDEX-projektet (Individuell Exponering för Trafikavgaser) syftar till att jämföra uppmätta individuella halter av luftföroreningar med dem som uppmätts i fasta mätstationer och sådana som beräknats enligt de modeller som användes i SHAPE-projektet. Mer specifikt har följande undersökts:

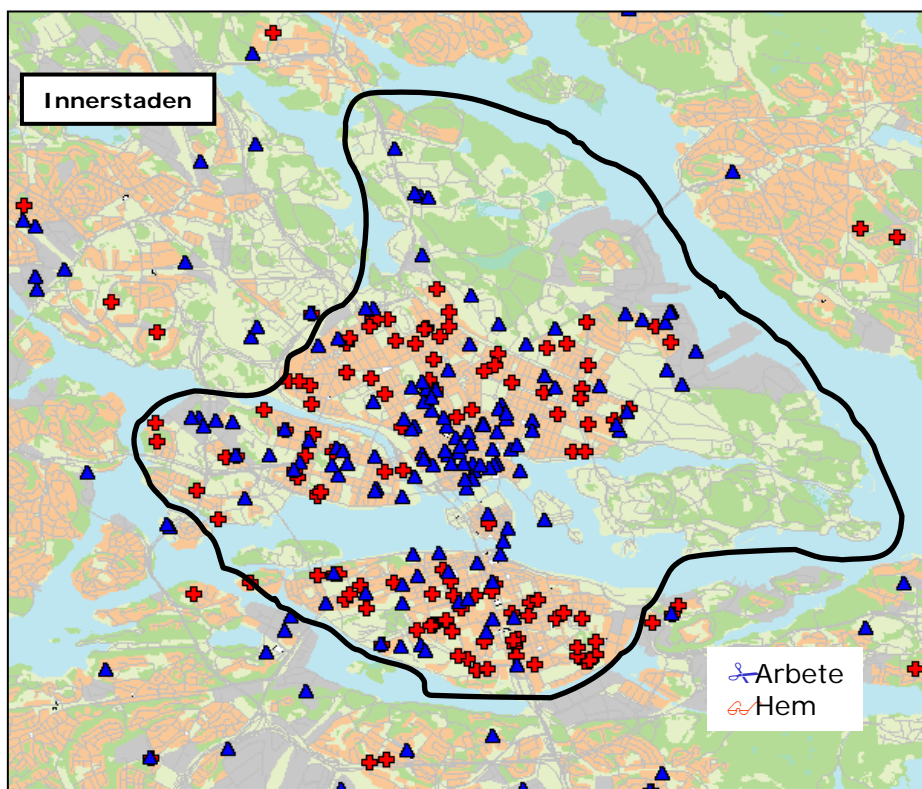
- Observerad individuell exponering för NO₂ och bensen, jämförs med beräknad exponering för NO₂ och bensen, enligt spridningsmodeller och motsvarande halter i de fasta mätstationerna.
- Hur skiljer sig exponeringen för NO₂ och bensen mellan personer som bor och arbetar i olika delar av Stockholms län?
- Hur skiljer sig exponeringen mellan personer som transporterar sig till arbetet huvudsakligen med bil, spårbunden kollektivtrafik, buss, cykel eller till fots?
- Vad påverkar exponeringen för NO₂ och bensen i olika miljöer, och hur stort är bidraget från trafikantexponeringen?
- Är sambandet mellan exponering för NO₂ och bensen så starkt att de enklare och billigare individuella mätningarna av NO₂ kan ge information även om individuell exponering för bensen?

Ett syfte med studien var även att belysa skillnaderna mellan olika sätt att uppskatta befolkningens exponering. Det har betydelse för tolkningen av resultaten från olika studier av sambandet mellan miljö och hälsa, i vilka olika angreppssätt använts för att uppskatta försökspersonernas exponering. Dessutom ger resultatet en god uppfattning om spännvidden i individuell exponeringsnivå för befolkningen. Detta kan dels få konsekvenser för tillämpningen av gränsvärden, dels kan det öka användbarheten av toxikologiska studier med individuellt definierade doser, vilka ej är jämförbara med medelxponeringen för en befolkning.

Metoder

I början av 1999 bodde 1 783 000 personer i Stockholms län och av dessa bodde 267 000 personer inom det område som vi i denna rapport definierar som "innerstaden" (d.v.s. Stockholms innerstad). Återstående område av Stockholms län benämns i denna rapport kort och gott "övriga länet".

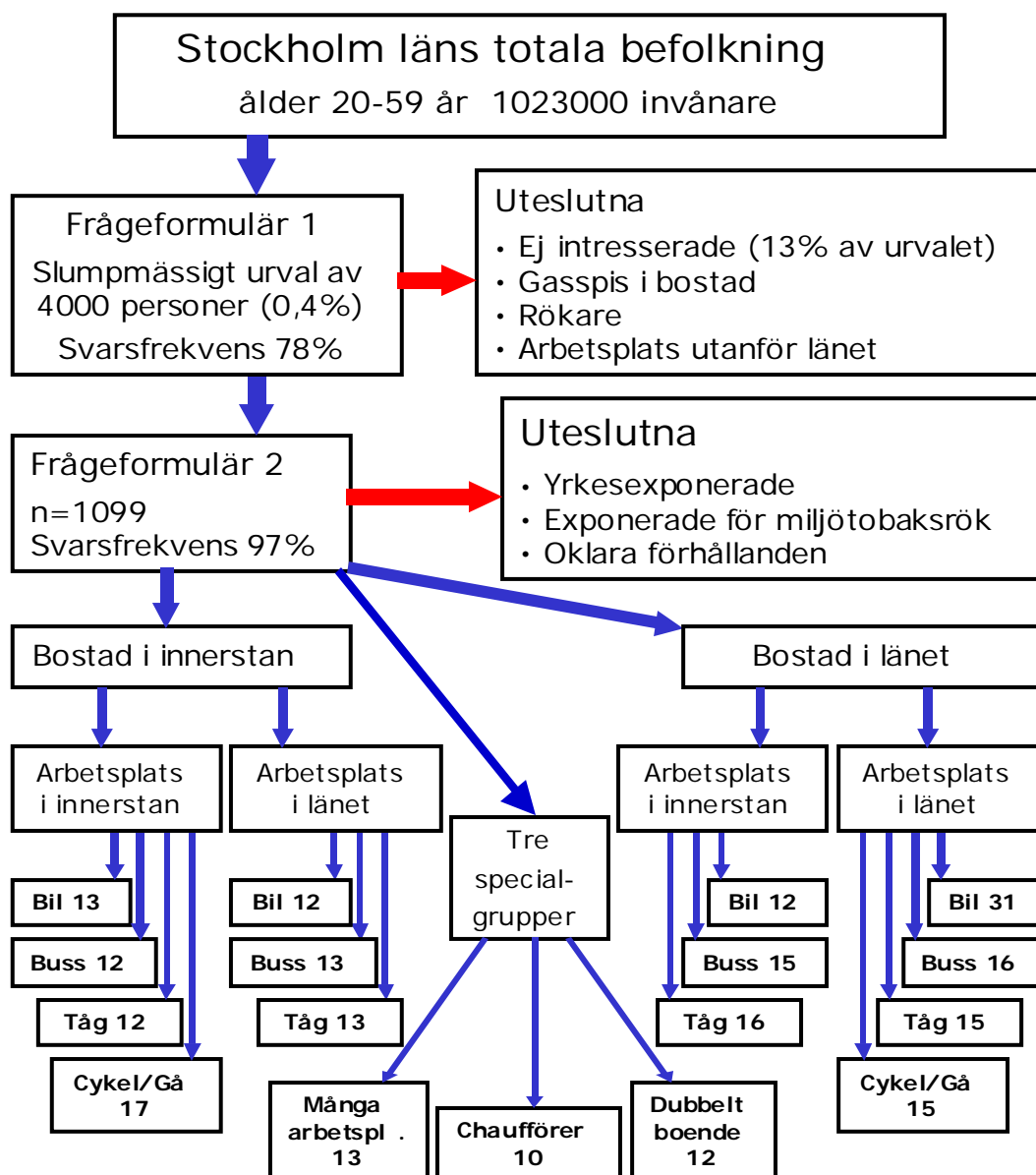
I januari 1999 utförde Enator Medical ett slumpmässigt urval av 4000 individer i åldern 20-59 år (födda 1940-1979). 2000 av dessa individer var mantalsskrivna i innerstaden (Figur 1) och 2000 var mantalsskrivna i övriga länet. Totalt bestod Stockholms län av 1 023 000 individer i åldern 20-59 år. Av dessa hade 175 000 bostad i innerstaden och 849 000 bostad i övriga länet.



Figur 1. Karta över "Innerstaden". De undersökta individernas bostäder och arbetsplatser är markerade med kryss respektive trianglar.

Etiskt tillstånd för undersökningen erhöles från KIs regionala forskningsetikkommitté (dnr 98-369).

Rekrytering av försökspersoner



Figur 2. Översikt på stratifierat urval av 247 försökspersoner för undersökning av individuell exponering för kvävedioxid 1999-2000 i Stockholms läns befolkning i åldrarna 20-59 år.

Under perioden februari-april 1999 skickades ett introduktionsbrev ("Frågeformulär 1", bilaga 1) och svarstalong (bilaga 2) ut till alla de 4000 utvalda individerna. Totalt skickade 3084 personer tillbaka svarstalongen, vilket gav en svarsfrekvens på 78 % i de båda grupperna efter två påminnelser (Figur 2).

Enligt svaren på frågorna i svarstalongen uppfyllde 1099 personer följande krav på att få delta i studien:

- arbetar i Stockholms län
- har inte gasspis hemma
- är inte rökare
- samtycker till att delta i studien.

Tjugotre procent av de tillfrågade innerstadsborna uppfyllde kraven. För boende i övriga länet (ej innerstaden) var motsvarande siffra 31 %. Skillnaden förklaras delvis av att många bostäder i innerstaden har gasspis. Rökare och folk med gasspis uteslöts eftersom syftet med studien var att studera exponeringen som kommer från den yttre miljön.

Ett frågeformulär 2 (bilaga 3) med 15 frågor skickades ut i omgångar under perioden mars-juni till samtliga 1099 individer. Frågorna i formuläret rörde arbetsplatsens adress, antal arbetsplatser, arbetstider, yrkesmässig exponering för NO₂ och bensen, färdväg till arbetet, rökvanor, nuvarande bostad och ev. annan bostad samt om man utsätts för miljötabaksrök mer än 6 timmar per vecka. 97 % svarade på frågorna efter två påminnelser, vilket är en mycket hög svarsfrekvens.

Med hjälp av svaren på frågorna i enkäten sorterades ytterligare 450 personer bort p.g.a. att de var yrkesmässigt exponerade för bensen eller NO₂ (bensinmacksföreståndare, svetsare, kock m.fl.), regelbundet bodde eller arbetade utanför länet, bodde eller arbetade på två adresser (en i innerstaden och en i övriga länet), feströkare eller utsattes för mycket miljötabaksrök (>6 h/vecka).

Indelning i grupper

Av de ursprungliga 4000 personerna återstod det nu 650 personer och de delades upp i 16 grupper med hjälp av följande tre kriterier:

- | | |
|---------------------------------|------------------------------------|
| 1) Arbetsplats: | Innerstaden/Övriga länet |
| 2) Bostad: | Innerstaden/Övriga länet |
| 3) Färdväg till arbetet: | Gå eller cykla/Buss/Bil/Spårbundet |

Två av dessa grupper hade för få individer och togs bort:

- Bostad i innerstaden, arbete i övriga länet och som går eller cyklar till arbetet
- Arbete i innerstaden, bostad i övriga länet och som går eller cyklar till arbetet

Dessutom tillkom tre specialgrupper:

- Chaufförer och övriga bilburna yrkesgrupper (väktare, poliser m.m.)
- Individer med många arbetsplatser (4-10 per vecka)
- Individer med permanent bostad i innerstaden, men med regelbundet boende i annan bostad i övriga länet (fritidshus, särbo m.m.)

Urval av försökspersoner

12, 15 eller 30 försökspersoner togs slumpmässigt fram från var och en av de 17 grupperna, totalt 240 personer. I vissa grupper betydde det att nästan alla fick vara med (80 %) och i andra grupper var dessa personer bara en liten del av gruppen (22 %).

Alla 240 personer skulle mäta NO₂ och 80 stycken av dessa (1/3) skulle samtidigt även mäta bensen. Mätningarna skulle utföras vid två mättillfällen, en under sommarhalvåret (april-september) och en under vinterhalvåret (oktober-mars). Varje mätning varade i sju dygn, vanligtvis från måndag morgon till nästkommande måndag vid samma tid.

Av de 240 personerna som först valdes ut ville eller kunde 28 personer inte delta utan skickade tillbaka mätutrustningen när det var dags för första mätningen. Dessa personer ersattes allt eftersom med andra personer ur samma grupp och av de som tillfrågades som ersättare via telefon ville eller kunde 27 personer ej delta. Anledningen till att personer inte kunde delta var oftast att bostads-, arbets- eller familjeförhållandena ändrats sedan de svarat på frågeformulär 2, t.ex. flyttat från Stockholms län, börjat studera, föräldraledig. Anledningen till att personer inte ville delta var oftast att de inte hade tid eller att de inte kunde bära mätutrustningen på arbetet p.g.a. av att den var synlig eller i vägen. Totalt 247 personer genomförde minst en mätning av NO₂ och 84 av dessa genomförde även bensenmätning.

Dagbok

Dagboken (bilaga 4) består av 72 sidor och innehåller följande:

- En instruktion för att starta provtagningen (tidpunkt för mätstart, montering av NO₂-mätaren, handhavande av mätaren och hur man fyller i dygnsschemat), bilaga 4.

- En instruktion för att avsluta provtagningen (tidpunkt för mätstopp, demontering av NO₂-mätaren, returneringsanvisning).
- Åtta stycken dygnsscheman (varje dygn är indelat i intervaller á 15 minuter och vistelseplats eller färdmedel ska fyllas i för alla intervaller under hela dygnet).
- Åtta stycken dagboksblad (frågor om speciella aktiviteter som utförts under dygnet och som kan ge en extra exponering av NO₂ och bensen t.ex. gräsklippning, eldning, rökning och tankning av fordon, bilaga 7).
- Ett veckoblad (frågor om veckans arbete, arbetsplats, bostadens läge och ventilation).

Provtagning och analys av kvävedioxid

Vid mätning av kvävedioxid användes diffusionsprovtagare från IVL i Göteborg. Mätningen skulle starta på måndagen en bestämd vecka och pågå i 7 dygn d.v.s. till nästa måndag och genomföras oavsett om denna vecka var "normal" eller ej.

Mätningen startades när kvävedioxidmätaren togs ur burken och monterades på en brosch med hjälp av en fästkudde. För att mättröstningen skulle vara minimalt störande valdes en tillklippt genomskinlig namnbricka med en inbyggd nål som brosch. Broschen skulle fästas på kläderna på överkroppen och bäras synlig på kläderna under den vakna delen av dygnet och ligga på nattduksbordet i sovrummet under natten.

Under slutet av november 1999 visade det sig att nålen var lite för klen för tjocka ytterkläder och många tappade sina mätare. En ny namnbricka med en annan typ av fästordning (klämman) började användas i januari, vilket resulterade i att inga fler mätare lossnade från kläderna.

Totalt misslyckades 48 stycken mätningar, främst av följande skäl:

- Mätaren borttappad – dålig fastsättningsanordning (25 st).
- Förstörd i transporten – omilda brevbärare och trånga brevlådor (9 st).
- Skyddsfiltret intryckt – klåfingriga arbetskamrater, vänner och barn (8 st).
- Felaktigt genomförd mätning – ej läst eller förstått instruktionerna (5 st).
- Borttappad i posthanteringen – okänd orsak (1 st).

Tio procent av mätningarna av kvävedioxid var ett dubbelprov (50 st), vilket innebar att broschen var extra stor och hade plats för två mätare bredvid varandra. Dessutom genomfördes 50 st blankprov (10 %), vilket innebar att en extra kvävedioxidmätare skickades ut

till försökspersonen, men att burken aldrig öppnades. Separata instruktioner skickades ut till personer som skulle genomföra dubbelprov eller blankprov (bilagor 5 och 6).

Analys

I samband med preparering av NO₂ provtagarna gjorde det analyserande laboratoriet kontroll på såväl filter som impregneringslösning. Ett antal filter analyserades innan montering i provtagaren. 5-10 provtagare monterades och lagrades på IVL för blankkontroll. Dessa analyserades sedan tillsammans med prover som exponerats och var från samma impregneringsbatch. Fortlöpande skedde också utskick av fältblanker och dubbelprover för kontroll av våra hanteringsrutiner.

Vid analysen (FIA våtkemisk analys) upprättades en kalibreringskurva baserad på sju standarder med samma kemiska matris som de exponerade proven. Vid varje körning ingick också två referensprov och dubbelanalys på två prov. Resultaten från referenserna plottades in i ett sk X-kort där gränser för otillåten avvikelse var inlagda. Om gränserna överskreds kördes proven om. Dubbelanalysen gav underlag för fastställande av det slumpmässiga felet i analysen.

För NO₂ gjordes 50 fältblanker utspridda över mätperioden. Dessa prov analyserades som skarpa fältprov av laboratoriet. Ett av dessa prov gav det extrema analysvärdet 15,1 µg/m³, vilket förmodligen var ett resultat av felmärkning eller felaktig förslutning. Övriga blankprov låg samtliga inom intervallet -0,5 - 1,6 µg/m³, med medelvärdet -0,08 µg/m³ (0,22 om extremvärdet 15,1 räknas med). Att fältblanken kan bli negativ beror på att en laboratorieblank subtraherades från analysvärdet. Standardavvikelsen var 0,64 (2,24), vilket motsvarar en detektionsgräns (3-sd - medelblank) om 2,0 µg/m³ (6,5). Medelblanken var således mycket nära noll. Medelblankens medelfel var 0,09 (0,64/roten ur 50), dvs medelblanken var ej statistiskt säkerställt skild från noll och föranledde ingen korrektion av de uppmätta värdena.

Vid 50 tillfällen mättes NO₂ med två mätare parallellt. Denna dubbelprovtagning var jämt utspridd under mätperioden och laboratoriet analyserade proven utan att känna till att de var dubletter till andra prov. Medelvärdet av dubbelproven låg i intervallet 5-49 µg/m³ och den absoluta skillnaden var upp till 3,6 µg/m³ (vid medelvärdet 19,4). Den största relativa skillnaden var 28 % (vid medelvärdet 7,3). I medeltal var den absoluta skillnaden 0,8 µg/m³ eller 6,3 %. Inom de internationella EU-finansierade TRAPCA-projektet (Lewné et al) krävdes för lyckade dubbelprov av NO₂ att skillnaden skulle vara högst 6 µg/m³ eller högst 30%. Samtliga 50 dubbelprov i detta projekt skulle ha blivit godkända enligt dessa krav, även om kraven skärpts till högst 3 µg/m³ eller högst 20% skillnad. Precisionen för ett enkelprov beräknades till 0,7 µg/m³ (SD), vilket motsvarar en variationskoefficient på 5,2%. Variansen föreföll konstant över det studerade haltområdet.

Vid flera provtagningar av NO₂ hände det att skyddsnetet trycktes in. För att undersöka i vilken mån detta påverkat resultatet utfördes två jämförande dubbelprov med nästan helt intryckt och intakt skyddsnet. I det ena fallet uppmättes 6 % högre värde med intryckt

skyddsnät och i det andra fallet 4 % lägre värde (13,1 och 16,1 mot 13,6 och 13,8 respektive 13,3 och 14,5 mot 13,6 och 15,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Samtliga mätningar med delvis intryckt skyddsnät användes därför utan korrigeringar.

Provtagning och analys av bensen

Vid provtagning av bensen användes diffusionsprovtagare från Perkin-Elmer med absorbenten Tenax® TA (första provtagningsveckorna 1999) som sedan byttes ut mot Carbo-pack® B. Dessa diffusionsprovtagare kallas även VOC-rör (Volatile Organic Compounds) då även andra flyktiga organiska föreningar, som t.ex. toluen och xylener, utöver bensen fastnar på adsorbenten i röret. Provtagningen började när röret öppnades i den ena änden och muttern byttes ut mot ett skyddsmunstycke. I den andra änden på röret fanns en fastsättningsanordning i form av en klämma. Den skulle helst fästas på kläderna på överkroppen, men den kunde även fästas i skärpet eller hängas om halsen om kläderna var ömtåliga. En separat instruktion skickades till dem som skulle genomföra bensenmätning (bilaga 7).

Fastsättningsanordningen fungerade bra och endast ett par mätare tappades, men mätaren uppfattades av flera som tung och klumpig (särskilt under den varma sommaren).

Totalt misslyckades 9 stycken mätningar, främst av följande skäl:

- Misslyckad analys – överlastat prov eller "flame-out" (6 st).
- Mätaren borttappad – dåligt fastskruvad fastsättningsanordning (1 st).
- Felaktigt genomförd mätning – ej läst eller förstått instruktionerna (2 st).

Tio procent av mätningarna av bensen var dubbelprov (18 st), vilket innebar att försökspersonen bar två mätare på kläderna eller runt halsen. Dessutom genomfördes 18 st blankprov (10 %), vilket innebar att en extra bensenmätare utan klämma skickades ut till försökspersonen, men att röret aldrig öppnades. Separata instruktioner skickades ut till personer som skulle genomföra dubbelprov eller blankprov (bilagor 5 och 6). Dessa prover analyserades av laboratoriet som om de vore oberoende skarpa prover.

Analys

VOC-rören kontrollerades av analyslaboratoriet (IVL) före utskick genom att en avvärming och en efterföljande analys utfördes på varje rör. Vid kontaminering upprepades proceduren. Vid analysen användes en s.k. arbetsstandard som preparerades av IVL och utnyttjades som kalibreringsstandard. Denna lösning injicerades på adsorbentröret. Förutom dessa standarder analyserades en s.k. systemblank (rent adsorbentrör) och en referens. Referensen var ett adsorbentrör som preparerats av ett certifierat laboratorium.

På samma sätt som för NO_2 användes dessa analyser till att fastställa gränser för otillåten avvikelse (X-kort). I detta fall kan IVL ej analysera om (förstörande analys).

Fältblanker för VOC togs vid 18 tillfällen. Laboratoriet rapporterade samtliga dessa prov som under detektionsgränsen för bensen, etylbensen och o-xylen. Den rapporterade detektionsgränsen varierade något från prov till prov, men var som högst 0,50, 0,20 och 0,20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ för dessa ämnen. Toluen rapporterades under detektionsgräns för 15 prover, som högst som $<0,20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Övriga tre prover hade analyserats upp till $0,50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. m-Xylen plus p-xylen rapporterades som $<0,2$ i samtliga fall utom ett som angavs till $0,22 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ingen korrigering för fältblank gjordes av analysresultaten.

Dubbelprov för VOC-bestämning togs vid 16 tillfällen. Dessa analyserades liksom fältblankerna blint av laboratoriet. För bensen låg medelvärdet av dubbelproven i intervallet $1-19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och den maximala absoluta och relativa skillnaden var $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respektive 22 % (båda observerade vid samma dubbelprov med medelvärdet $16,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$). I medeltal var den absoluta skillnaden $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ eller 7,3 %. Precisionen för ett enkelprov beräknas till $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (SD), vilket motsvarar en variationskoefficient på 13 %. Variansen föreföll öka med ökande uppmätt halt.

För toluen fanns extrema skillnader för två dubbelprover, 98 mot $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respektive 36 mot $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Orsaken till detta är oklar, men kan möjligen bero på kontamination. För övriga 14 dubbelprov var den beräknade precisionen (SD) och variationskoefficienten $1,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respektive 7,4 %.

Övriga data

I analysen har också använts luftföroreningsdata från miljöförvaltningens mätstationer samt halter vid deltagarnas bostäder och arbete som skattats genom dispersionsmodellering (<http://www.slb.mf.stockholm.se/slb/>).

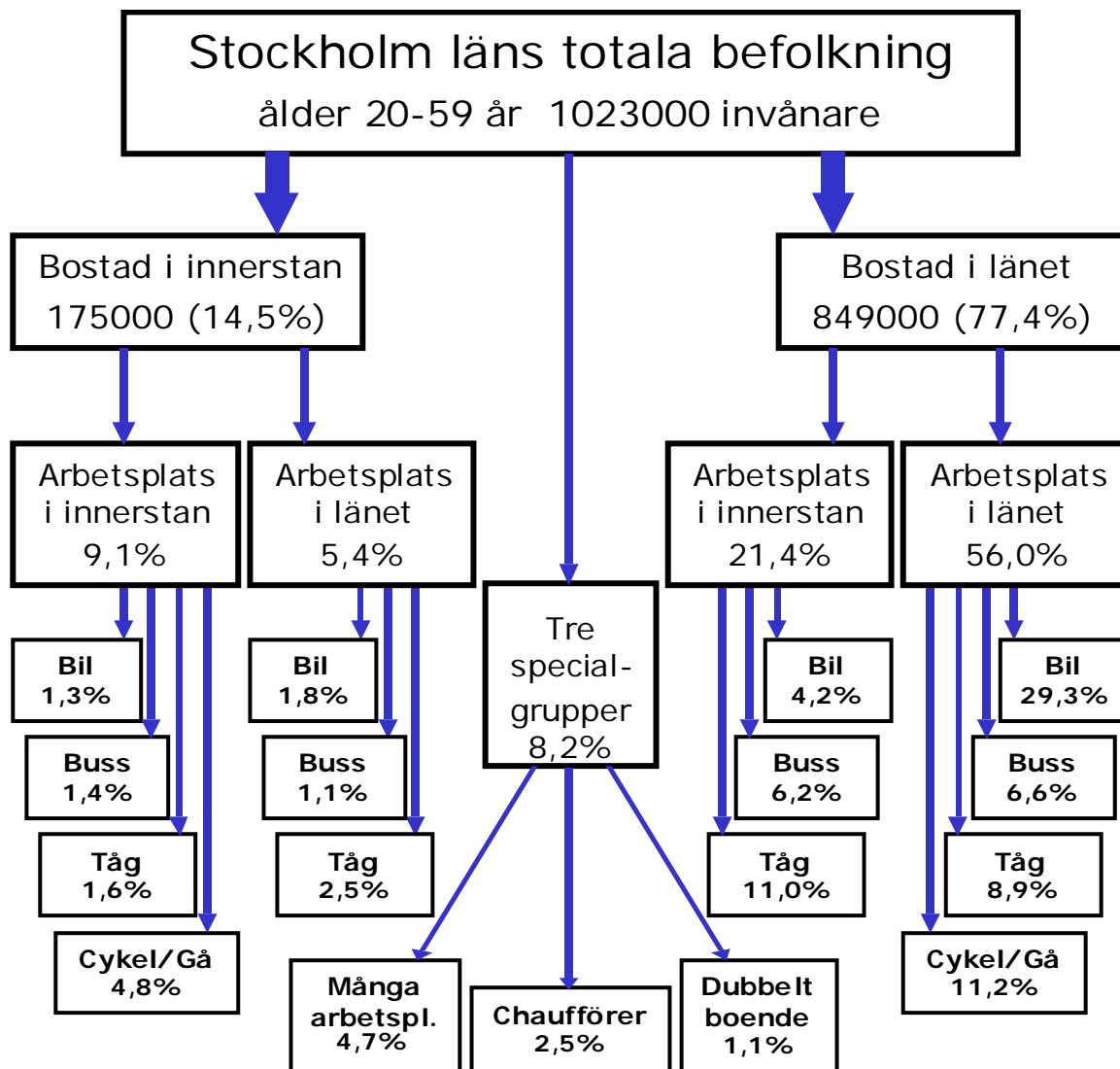
Befolkningsvägd exponeringsnivå

Medelxponeringen för kvävedioxid och bensen beräknades separat för samtliga 17 urvalsgrupper. För skattning av exponeringsnivån i de sammanslagna grupperna, t.ex. bostad i innerstaden och arbetsplats i övriga länet, samt för skattning av hela befolkningens exponeringsnivå viktades medelvärdet av samtliga mätningar utförda på varje individ med inversen av sannolikheten för varje individ i befolkningen att delta i studien, beräknat efter befolkningens skattade fördelning över de 17 urvalsgrupperna (bilaga 8). Beräkningarna utfördes med statistikprogrammet Stata, version 8.0 (kommandot "svymean"). Den genomsnittliga sannolikheten att delta i studien var $240/1023000=0,02$ %, och varierade mellan 0,01 % och 0,11 % för grupperna "bostad i övriga länet arbetsplats i övriga länet bil till arbetet" respektive "bostad i innerstaden arbetsplats i övriga länet buss till arbetet". Sannolikheten att delta kan skattas med hjälp av figurerna 2 och 3, som antalet utvalda (fig. 2)/(totala invånarantalet*andelen av befolkningen i en grupp (fig.3)).

Resultat

Bakgrundsbefolkning

Svaren i den andra enkäten användes för att skatta fördelningen av Stockholms läns innevånare i de kategorier som använts för stratifiering av det slutliga urvalet av försökspersoner. För de aktuella åldrarna skattades att 175.000 hade bostad i innerstaden, d.v.s. 17 % av de totalt 1.023.000 innevånarna i Stockholms län (Figur 3).



Figur 3. Länets befolkning indelade efter bostadens och arbetsplatsens läge och huvudsakligt transportsätt till och från arbetet (skattat från enkätsvar). De 17 olika urvalsgrupperna motsvarade mellan 1 och 29 % av totalbefolkningen i åldersintervallet.

Provtagningsperioder

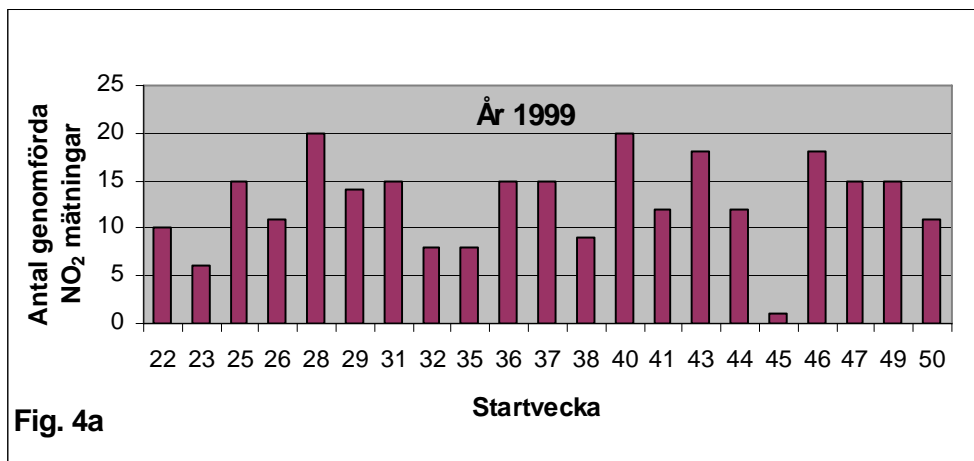


Fig. 4a

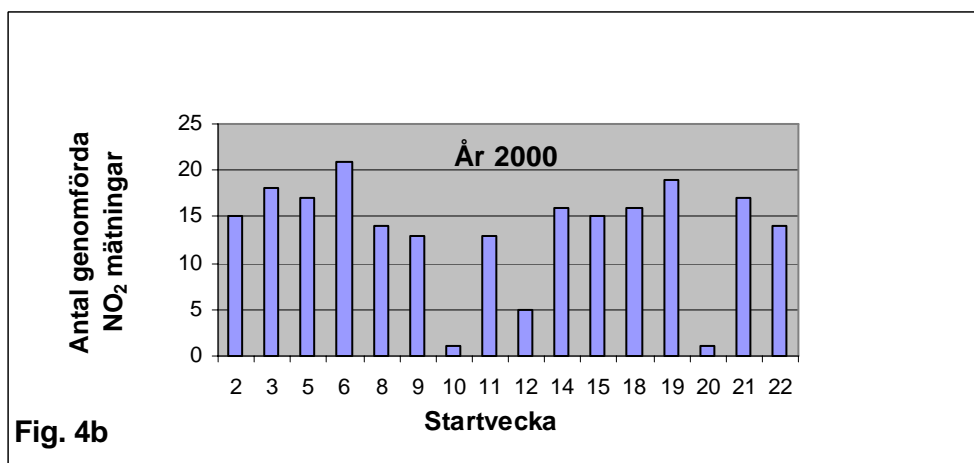
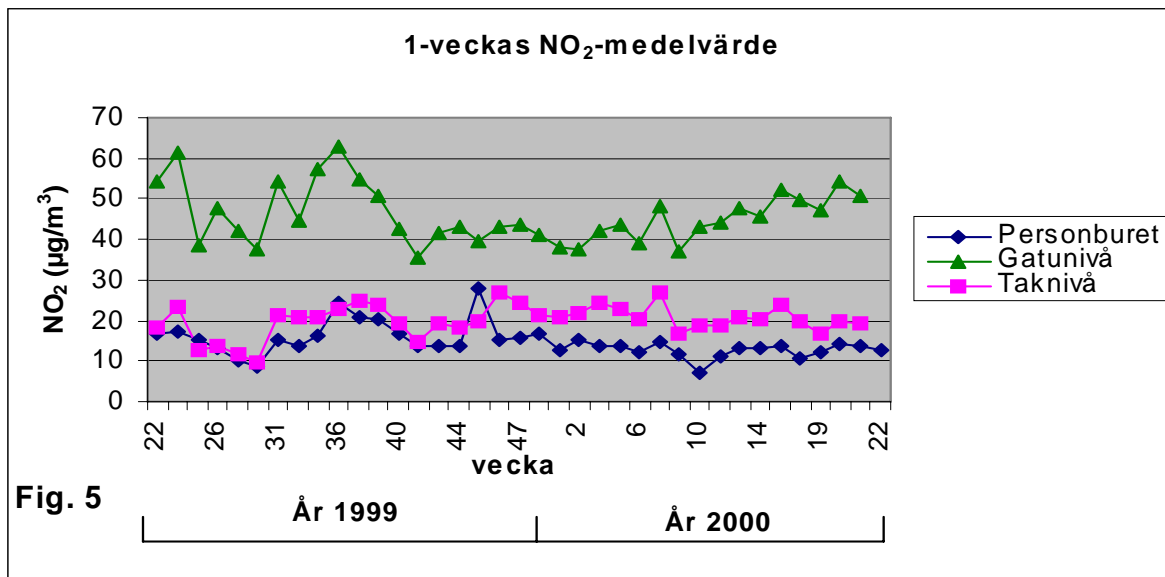


Fig. 4b

Figur 4a & 4b. Antalet startade personburna mätningar av kvävedioxid varje vecka.

De första personburna mätningarna av kvävedioxid startades vecka 22 år 1999 och de sista startades vecka 22 år 2000. Fördelningen var relativt jämn över denna 12-månadersperiod, uppehåll gjordes dock under tiden kring julhelgen och vissa veckor under sommaren. Figurerna 4a och 4b visar endast de startade kvävedioxidmätningar som blev godkända. Mätningar där något gick fel, t.ex. borttappad eller förstörd provtagare, visas ej i diagrammen.



Figur 5. Veckovisa NO₂-medelvärden av personburna mätningar startade under en mätvecka, mätningar i gatunivå samt mätningar i tagnivå (från SLB-analys).

Veckomedelvärdet för de personburna mätningarna av NO₂ varierade från 6,9 till 28 µg/m³ (figur 5). Medelvärdet av samtliga genomförda personburna mätningar av NO₂ under år 1999 är högre (15,4 µg/m³) jämfört med de mätningar genomförda under år 2000 (12,9 µg/m³). Dock kan dessa mätningar inte jämföras utan vidare eftersom kvävedioxidhalten varierar under året på grund av bland annat temperaturskillnader och trafikmängd, mätningarna för år 1999 utfördes under andra halvan av året och mätningarna för år 2000 utfördes under första halvan av året. Korrelationen mellan veckomedelvärdet av de personburna mätningarna och veckomedelvärdet av de stationära mätningar i gatunivå och i tagnivå (urban bakgrund) var signifikant i båda fallen.

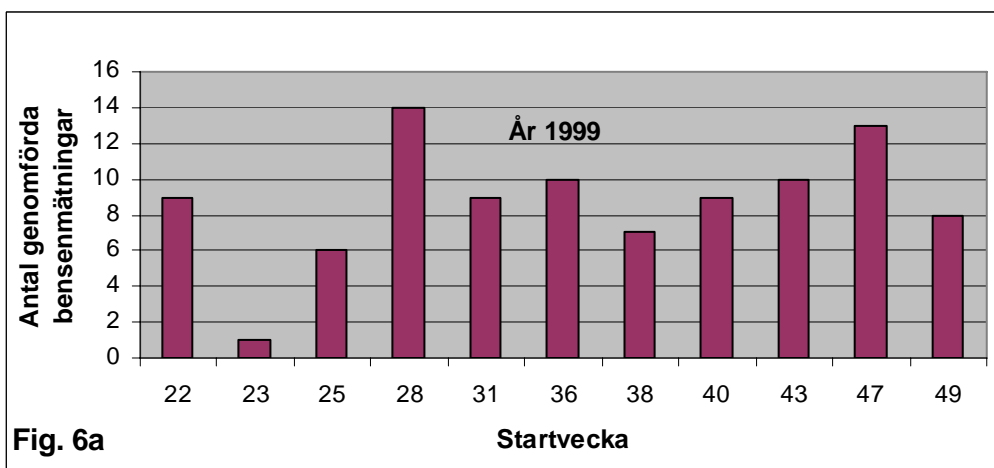
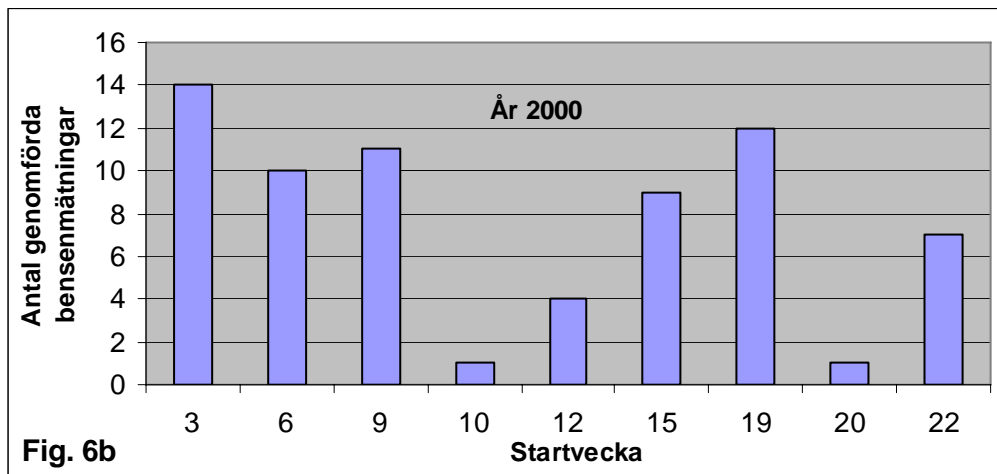
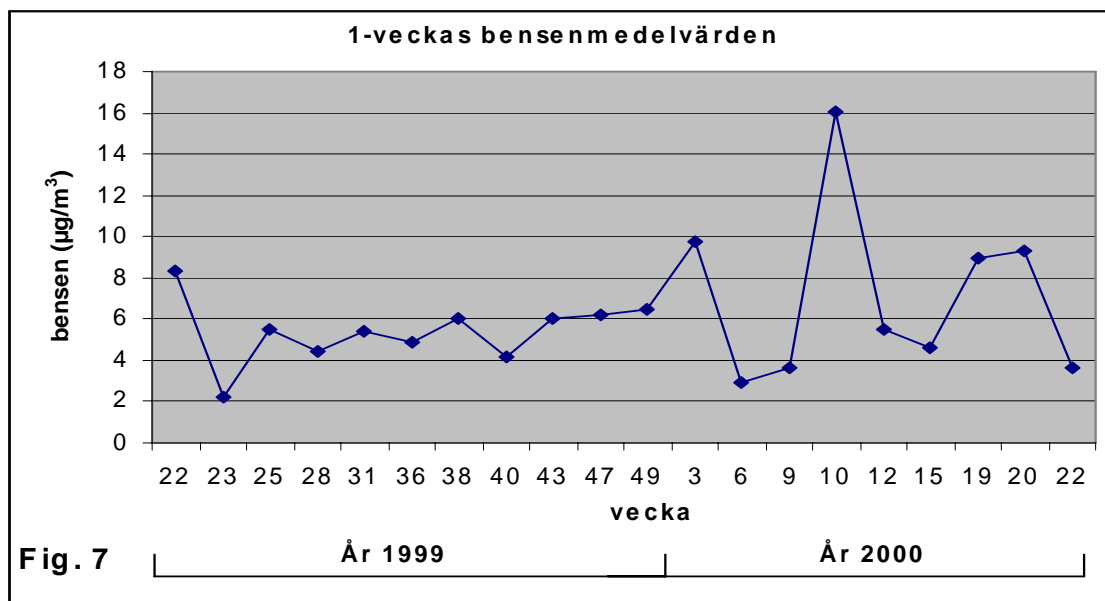


Fig. 6a



Figur 6a och 6b. Antalet startade personburna mätningar av bensen varje vecka.

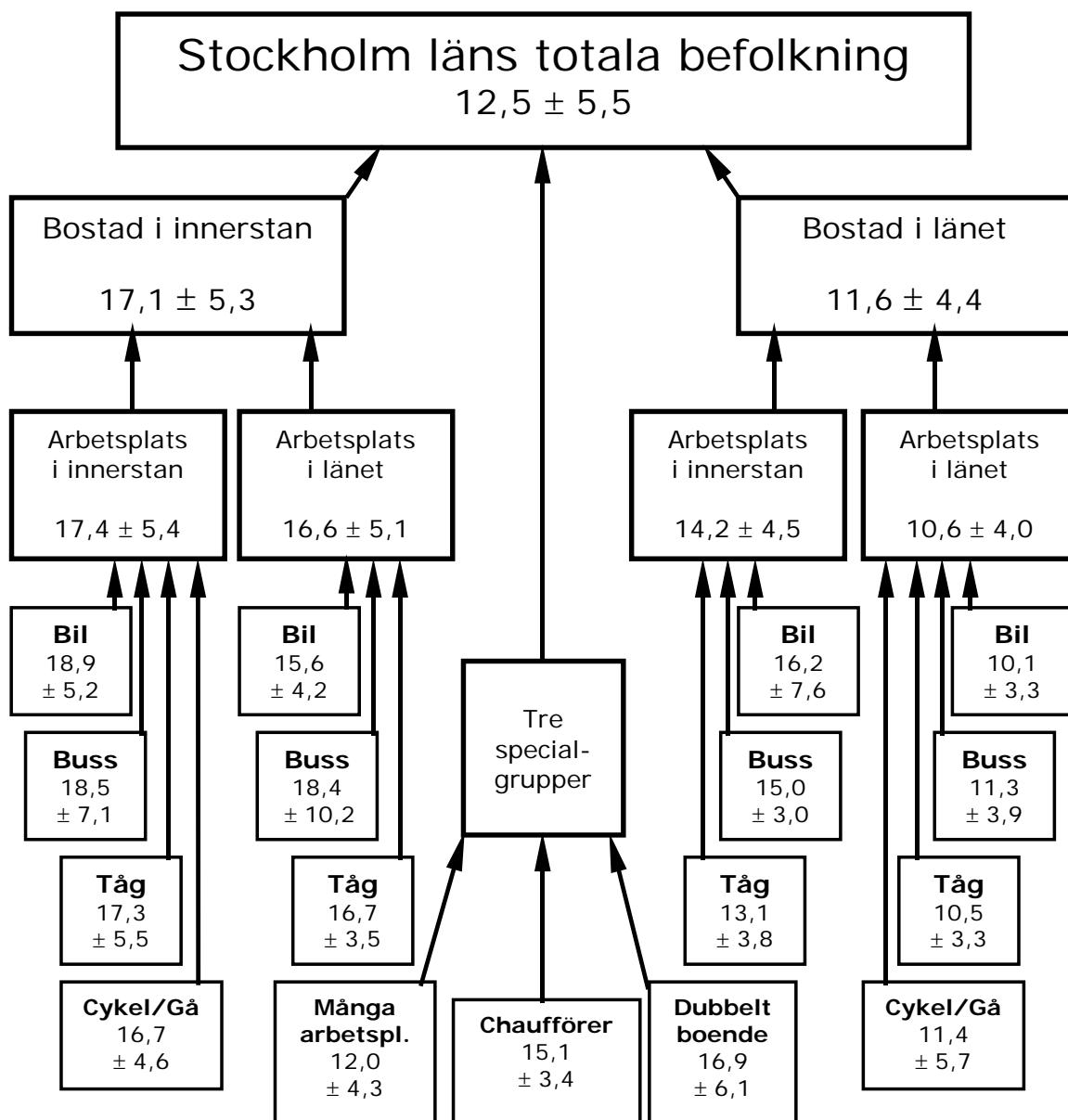
De första personburna mätningarna av bensen startades vecka 22 år 1999 och de sista startades vecka 22 år 2000. Även dessa mätningar var relativt jämnt fördelade över perioden. Figureerna 6a och 6b visar endast de startade bensenmätningarna som blev godkända. Mätningar där något gick fel, tex bortappad eller förstörd provtagare, visas ej i diagrammen.



Figur 7. Veckovisa medelvärden av samtliga personburna bensenmätningar. Observera att vecka 23 år 1999 och vecka 10 och 20 år 2000 innefattar endast en person.

Till skillnad från kvävedioxid där medelvärdet av samtliga personburna mätningar var högre år 1999 var medelvärdet av samtliga personburna mätningar av bensen som utfördes under år 1999 något lägre (5,6 µg/m³) jämfört med de mätningar som utfördes under år 2000 (6,1 µg/m³).

Exponering för kvävedioxid



Figur 8. Skattning av länsinnevärnarnas (20-59 år) exponering för kvävedioxid indelade efter bostadens och arbetsplatsens läge samt huvudsakligt transportsätt till och från arbetet. (Halterna i figuren anges som medelvärde \pm standardavvikelsen och med enheten $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Skattning av länsinneväanarnas exponering

Länsbefolkningens genomsnittliga exponering för kvävedioxid skattas till 12,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Figur 8). Nivån varierar i huvudsak beroende på bostadens läge. Boende i innerstaden exponeras för ca 50 % högre halter (17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) än boende ute i övriga länet (12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Dessa halter kan jämföras med den uppmätta halt ovan tak på Södermalm, dvs. det som brukar kallas urban bakgrund och i ett flertal sammanhang används som uttryck för hela befolkningens exponering. Under de veckor personburen provtagning utfördes var denna 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Även arbetsplatsens läge har betydelse för exponeringen, framför allt för dem som bor utanför innerstaden.

Ett alternativt sätt att uppskatta befolkningens genomsnittliga exponering är att använda modellberäknade halter vid bostaden. De aktuella beräknade halterna vid bostaden kan sammanfattas (sammanvägt på samma sätt som de observerade halterna) till nivån 10,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket är helt jämförbart med den skattade befolkningsnivån från individuellt observerade halter. Befolkningsvägda dispersionsmodellerade halter för arbetsplatsen beräknades till 15,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

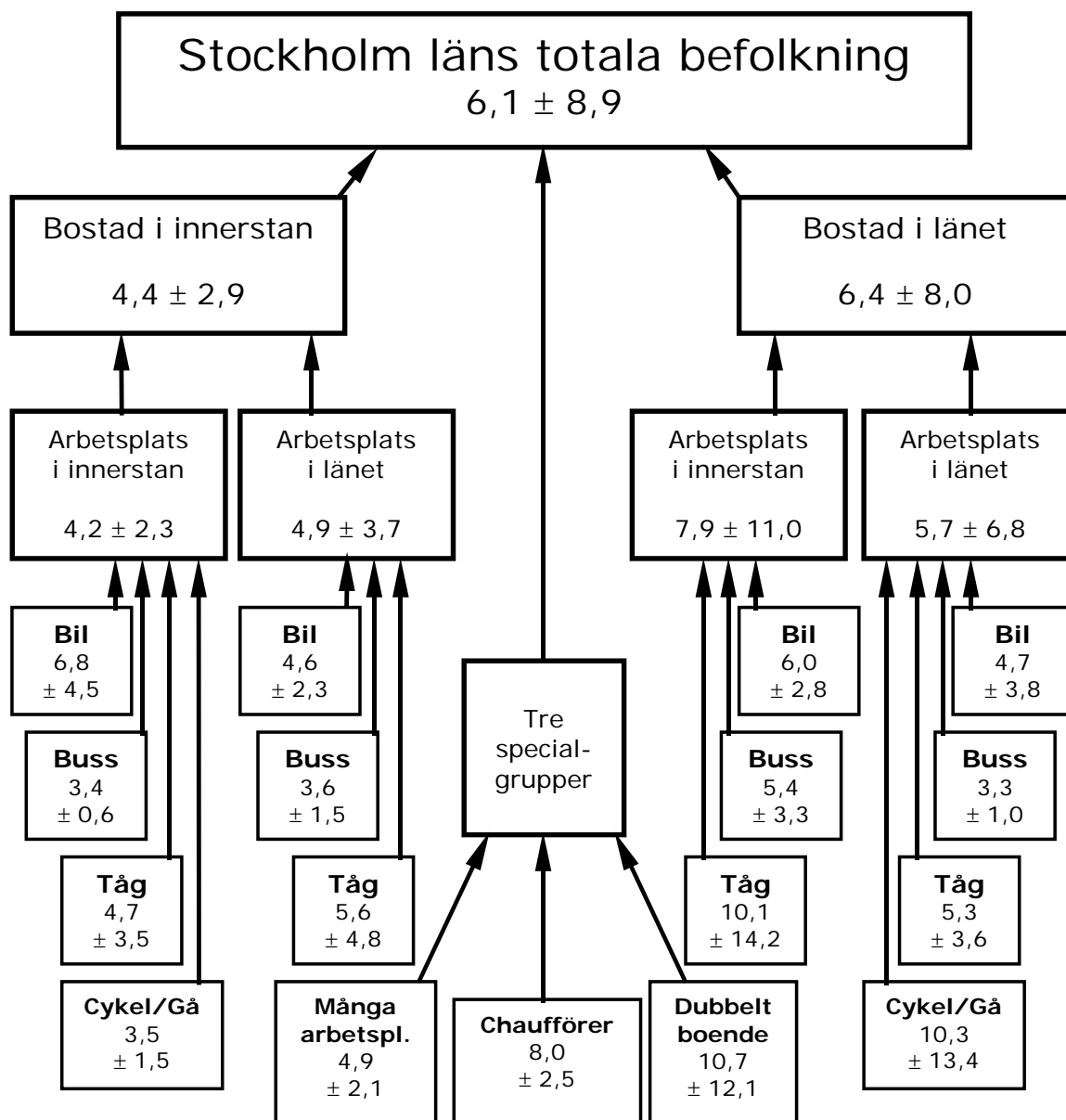
Arbetsplatsen har delats upp i två grupper: arbetsplats i innerstaden och arbetsplats i övriga länet. En tredje grupp är de tre specialgrupperna och hit hör de som har många arbetsplatser (>2 arbetsplatser), dubbelt boende samt chaufförer. De som har störst exponering med avseende på bostadens och arbetsplatsens läge är de som bor och arbetar i innerstaden (17,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), medan de som bor och arbetar i övriga länet har lägst exponering (10,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Det transportsätt man huvudsakligen tar sig till arbetet med förefaller ha mindre betydelse. Det bör betonas att detta är en indelning gjord på grundval av individens uppgivna huvudsakliga färsätt och inte vilket som faktiskt använts under provtagningen. Detta är nödvändigt för att korrekt kunna skatta hela befolkningens exponering.

Exponering för bensen

Skattning av länsinneväanarnas exponering

Länsbefolkningens genomsnittliga exponering för bensen skattas till ca $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Figur 5). Denna skattning är mer osäker än den för kvävedioxid, främst på grund av det mindre antalet prover.



Figur 9. Skattning av länsinneväanarnas (20-59 år) exponering för bensen indelade efter bostadens och arbetsplatsens läge samt huvudsakligt transportsätt till och från arbetet. (Halterna i figuren anges som medelvärde \pm standardavvikelsen och med enheten $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Nivån varierar i huvudsak beroende på bostadens läge. Boende i övriga länet exponeras för ca 50 % högre halter ($6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) än boende i innerstaden ($4 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Arbetsplatsens läge verkar ha mest betydelse för exponeringen för dem som bor utanför innerstaden. Störst exponering har de som har bostad i övriga länet och sin arbetsplats i innerstaden.

I de tre grupperna dubbelt boende, bostad i övriga länet/arbetsplats i innerstan/tåg och bostad i övriga länet/arbetsplats i länet/cykel/gå är medexponeringen och variationen av bensenexponeringen väldigt hög. Dessa höga medelvärden beror på att det i var och en av dessa tre grupper finns ett extremt högt värde vilket är tillräckligt för att dra upp medelvärdet för hela gruppen.

Det transportsätt man huvudsakligen tar sig till arbetet med förefaller ha större betydelse än för exponeringen för kvävedioxid. Det bör betonas att detta är en indelning gjord på grundval av uppgivet huvudsakligt färd sätt och inte vilket färd sätt som faktiskt användes under provtagningen.

Betydelsen av faktorer som påverkar exponeringen

Effekten på den individuella exponeringen av kvävedioxid och bensen av att vistas i olika miljöer samt arbetsplatsens och bostadens läge studerades med multipel linjär regression.

Kvävedioxid

En stor mängd variabler alla skapade utifrån deltagarnas dagböcker och enkäter studerades. För att få en överskådlig slutlig modell inkluderades endast de variabler som var starkt statistiskt signifikant associerade med den individuella kvävedioxidexponeringen. Variabler som var på gränsen till signifikant associerade till kvävedioxidexponeringen eller som inte nämnvärt bidrog till att öka modellens förklaringsvärde (r^2) togs bort. I tabell 1 redovisas en del nyckeltal för de variabler som ingår i slutmodellen. Samtliga variabler gäller observationer under tiden för individens provtagning, förutom skattningarna av NO_2 -nivån vid arbetsplats och bostad, som gäller årsmedelvärden.

Tabell 1. Variabler ingående i den multipla regressionsmodellen. För variablerna redovisas aritmetiskt medelvärde (AM), median, spännvidd (max- och minvärde) samt interkvartilavstånd (IKA) vilket är 75 percentilen – 25 percentilen. Samtliga variabler gäller observationer under tiden för individens provtagning, förutom skattningen av NO₂-nivån vid arbetsplats och bostad, som gäller årsmedel.

Variabler	AM	Median	Spännvidd	IKA
Observerad NO ₂ exponering (µg/m ³)	15	14	2,4 - 41	8,8
NO ₂ i gatunivå (µg/m ³)	45	44	35 - 63	8,2
Skattad NO ₂ vid bostad (µg/m ³)	14	15	3,5 - 35	12
Skattad NO ₂ vid arbetsplats (µg/m ³)	17	16	1,1 - 36	12
NO ₂ i taknivå (µg/m ³)	20	21	10 - 28	3,9
Antal dagar på arbetet	4,4	5	0,5 - 9	1
total trafik- och garagetid (h/vecka)	11	10	1,0 - 38	6,1
Tid i rökigt rum och/eller med fribrinnande låga (h/vecka)	4,3	2	0,0 - 36	6,5
Sovrumsfönster mot stor gata	7,3 %	-	-	-
Tid i rum med tänd* Gasspis (h/vecka)	0,13	0	0,0 - 24	0

* 24 av mätveckorna angav deltagare att de spenderat tid i rum med tänd gasspis. Medianvärde för dessa 24 mätveckor var 0,83 h/vecka och spännvidden 0,03 – 24 h/vecka.

Tabell 2. Regressionsmodell med de variabler som hade störst inverkan på den individuella kvävedioxidexponeringen. I tabellen redovisas variablernas koefficienter i regressionsmodellen, variabelns lägsta värde multiplicerat med koefficienten (min*koef.), variabelns högsta värde multiplicerat med koefficienten (max*koef.) samt variabelns aritmetiska medelvärde multiplicerat med koefficienten (AM*koef.). $r^2=0,46$

Variabler	Koefficient	Min*koef.	Max*koef.	AM*Koef.
NO ₂ i gatunivå (µg/m ³)	0,26	9,2	16	12
Skattad NO ₂ vid bostad (µg/m ³)	0,27	0,94	9,4	3,9
Skattad NO ₂ vid arbetsplats (µg/m ³)	0,23	0,25	8,3	3,8
NO ₂ i taknivå (µg/m ³)	0,14	1,4	3,9	2,9
Antal dagar på arbetet	0,41	0,21	3,7	1,8
Total trafik- och garagetid (h)	0,15	0,15	5,8	1,7
Tid i rökigt rum och/eller med fribrinnande låga (h)	0,18	0	6,4	0,75
Sovrumsfönster mot stor gata (1=ja, 0=nej)	2,7	0	2,7	0,20
Tid i rum med tänd gasspis (h)	0,45	0	11	0,056
Konstant	-12,2	-12,2	-12,2	-12,2
Summa	-	-0,05	55	15

De nio variablerna i modellen i tabell 2 beskriver 46 % ($r^2=0,46$) av variationen i den uppmätta individuella kvävedioxidexponeringen. Det aritmetiska medelvärdet av de nio ingående variablerna multiplicerat med tillhörande koefficient (AM*Koef.) plus konstanten för modellen (-12,2) ger det aritmetiska medelvärdet (AM) av samtliga i modellen ingående kvävedioxidexponeringar (15 µg/m³).

Genom att jämföra storleken av AM*Koef. för de olika variablerna fås en uppfattning om hur stor påverkan en variabel har på den individuella kvävedioxidexponeringen i medeltal för de personer som ingår i studien. Att ha sovrumsfönster mot en stor gata t.ex. betyder i genomsnitt en ökad kvävedioxidexponering på 2,7 µg/m³ per vecka. Dock är det endast 7,3 % av de individer ingående i studien som har sovrumsfönster mot en stor gata så i genomsnitt för hela urvalet har sovrumsfönster mot stor gata en liten betydelse, vilket blir tydligt om man i tabell 2 tittar på AM*Koef. för den variabeln (0,2 µg/m³ per vecka).

Beräkningar av variabiliteten inom- och mellan individer visade att inom-individvariabiliteten (variabiliteten mellan kvävedioxidexponeringen vid olika mättillfällen

hos samma individ) utgjorde 32 % av den totala variabiliteten, dvs drygt 2/3 av den totala variabiliteten berodde på variation mellan individer och en knapp 1/3 av den totala variabiliteten berodde på variation mellan upprepade mätningar hos individen.

Av slutmodellen för kvävedioxid (tabell 2) gjordes även två modeller där i en av dem endast mätningar från deltagare boende i innerstaden, innerstadsmodellen, inkluderades och i en annan av dem endast mätningar från deltagare boende utanför innerstaden inkluderades, länsmodellen. Förklaringsvärdet var för innerstadsmodellen 37 % och för länsmodellen 33 %. I länsmodellen visade sig följande variabler ej statistiskt signifikant associerade till kvävedioxidexponeringen: NO₂ i taknivå, antal dagar på arbetet, trafik- och garagetid, sovrumsfönster mot stor gata samt tid i rum med tänd gasspis. I innerstadsmodellen visade sig följande variabler ej statistiskt signifikant associerade till kvävedioxidexponeringen: antal dagar på arbetet och skattad NO₂ vid bostad. Skattad NO₂ vid bostad var dock på gränsen till signifikant, $p=0,051$. Övriga ej nämnda variabler i de två modellerna var signifikant associerade till kvävedioxidexponeringen.

En univariat analys av personlig exponering av NO₂ och halten i taknivå av NO₂ (urban bakgrund) visar att halten i taknivå förklarar 4,3 % ($r^2=0,043$) av den personliga exponeringen av NO₂. De två variablerna visades statistiskt signifikant associerade till varandra ($p=0,001$).

Bensen

Faktorer som påverkar den individuella bensenexponeringen studerades på samma sätt som för kvävedioxid. Vid regressionsanalys av bensen erhöles dock en regressionsmodell med högre förklaringsvärde då logtransformerade bensenvärden användes, eftersom de observerade halterna av bensen bättre följde den fördelningen. Eftersom resultatet blir svårtolkat då logtransformering används redovisas även regressionsmodellen med bensenvärden utan transformering.

En slutlig modell gjordes där variabeln "sovrumsfönstret öppet ofta (ja=1, nej=0)" var signifikant negativt associerad och variabeln "kontakt med bensindrivna verktyg och övrig kontakt med bensen" var signifikant positivt associerad till logaritmen av den individuella bensenexponeringen. Dessa två variabler var på samma sätt associerade till den individuella bensenexponeringen utan transformering.

Tabell 3. Variabler ingående i den multipla regressionsmodellen. För variablerna redovisas aritmetiskt medelvärde (AM), median, spännvidd (max- och minvärde) samt interkvartilavstånd (IKA) vilket är 75 percentilen – 25 percentilen.

Variabler	AM	Median	Spännvidd	IKA
Observerad bensenexponering ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	5,8	3,4	0,86 – 71	4,0
Logaritmen av observerad bensenexponering ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1,4	1,2	-0,15 – 4,3	1,0
Sovrumsfönstret öppet ofta (ja=1, nej=0)	48 %	-	-	-
Kontakt med bensindrivna verktyg och övrig kontakt med bensin (h/vecka)*	0,086	0	0 – 3,1	0

* 15 av mätveckorna angav deltagare att de haft kontakt med bensindrivna verktyg eller kontakt med bensin. Medianvärde för dessa 15 mätveckor var 0,5 h/vecka och spännvidden 0,05 – 3,1 h/vecka.

Tabell 4. Regressionsmodell med de variabler som hade störst inverkan på den individuella logaritmerade bensenexponeringen. I tabellen redovisas variablernas koefficienter i regressionsmodellen, variabelns lägsta värde multiplicerat med koefficienten (min*koef.), variabelns högsta värde multiplicerat med koefficienten (max*koef.) samt variabelns aritmetiska medelvärde multiplicerat med koefficienten (AM*koef.). Siffrorna inom parentes avser regressionsmodellen med logtransformerade bensenvärden. Övriga siffror avser regressionsmodellen med icke transformerade bensenvärden. $r^2=0,029$, ($r^2=0,052$)

Variabler	Koefficient	Min*koef.	Max*koef.	AM*Koef.
Sovrumsfönstret öppet ofta (ja=1, nej=0)	-2,7 (-0,27)	0 (0)	-2,7 (-0,27)	-1,3 (-0,13)
Kontakt med bensindrivna verktyg och övrig kontakt med bensin (h/vecka)	1,2 (0,32)	0 (0)	3,8 (1,0)	0,10 (0,027)
Konstant	7,0 (1,5)	7,0 (1,5)	7,0 (1,5)	7,0 (1,5)
Summa	-	7,0 (1,5)	8,1	5,8 (1,4)

Av modellen kan det utläsas att det i genomsnitt bidrar till en lägre personlig bensenexponering att ofta sova med sovrumsfönstret öppet. Förenklat kan man säga att denna sänkande effekt på den personliga exponeringen av att ha sovrumsfönstret öppet är ca 13 gånger större än den ökande effekt det innebär att ha kontakt genomsnittlig tid med bensin och bensindrivna verktyg

(-1,3/0,10) eller 5 gånger större för modellen med logtransformerade bensenvärden (-0,13/0,027). Dock har den person i urvalet som har haft mest kontakt med bensin och bensindrivna verktyg exponerats för $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bensen.

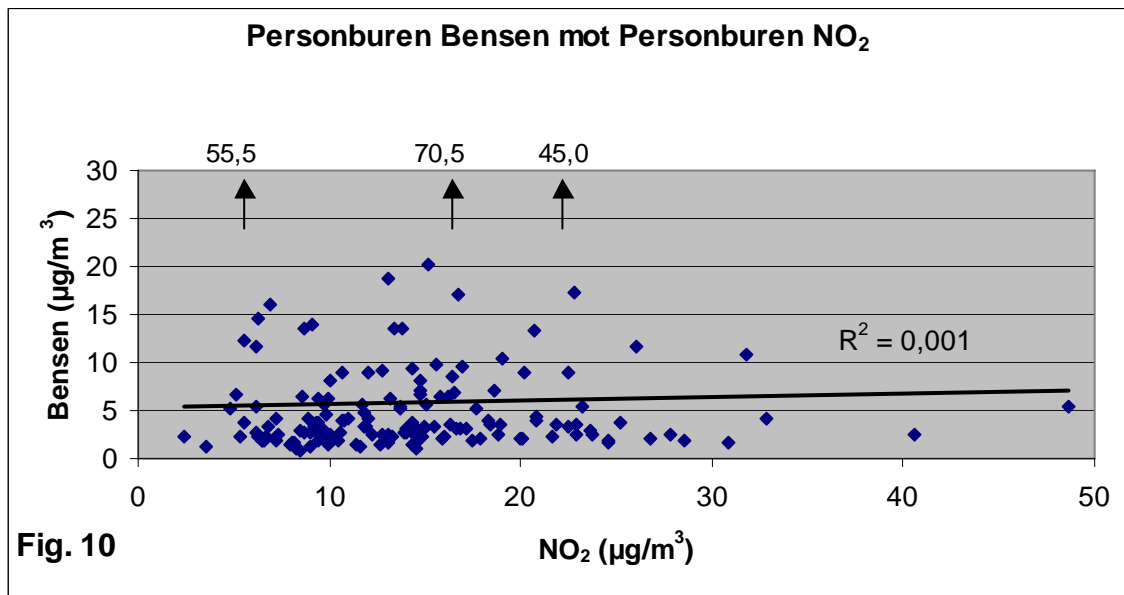
Den genomsnittliga bensenexponeringen för de mätveckor där deltagare angett att de ofta sov med öppet fönster var $4,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och $7,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för övriga mätveckor. För 15 mätveckor hade deltagare angett att de haft kontakt med bensindrivna verktyg eller övrig kontakt med bensin. Den genomsnittliga bensenexponeringen för dessa 15 veckor var $5,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. För de övriga 140 veckor där deltagare angett att de ej hade haft kontakt med bensindrivna verktyg eller bensin var den genomsnittliga bensenexponeringen $5,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, dock var den genomsnittliga exponeringen för bensen $7,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för de 7 mätveckor där deltagare hade spenderat mer än en halvtimme i kontakt med bensindrivna verktyg eller med bensin.

Utökades modellen i tabell 4 med de två variablerna "tid i rökigt rum och/eller med fribrinnande låga" och "trafik- och garagetid" visade sig ingen av de två variablerna signifikant associerade med logaritmen av bensenexponeringen. De två variablerna visade sig inte heller signifikanta i modellen med icke logtransformerade bensenexponeringsvärdena.

Om logaritmen av bensenexponeringen sattes in istället för kvävedioxidexponeringen i modellen som användes för att beskriva kvävedioxidexponeringen (se tabell 2) fick ett förklaringsvärde på 9,6 %, dock var endast variabeln tid i rum med tänd gasspis signifikant associerad till logaritmen av bensenexponeringen. Denna signifikanta association försvann dock om det högsta värdet av "tid i rum med tänd gasspis" uteslöts från modellen. Motsvarande för icke logtransformerade bensenexponeringen gav ett förklaringsvärde på 3,7 % och endast variabeln "sovrumsfönstret öppet ofta (ja=1, nej=0)" signifikant associerad till bensenexponeringen.

Beräkningar av variabiliteten inom- och mellan individer visade att inom-individvariabiliteten (variabiliteten mellan bensenexponeringen vid olika mättillfällen hos samma individ) utgjorde 43 % av den totala variabiliteten, dvs inte långt ifrån hälften av den totala variabiliteten berodde på variation mellan upprepade mätningar hos individen, vilket är högre än för kvävedioxid.

I figur 9 kan det observeras att sambandet mellan personburna bensenmätningar och personburna kvävedioxidmätningar mätta parallellt under samma vecka är $r^2=0,001$, dvs. kvävedioxidmätningarna förklarar 0,1 % av variationen i bensenmätningarna.



Figur 10. Observerad personburen bensenexponering plottad mot observerad personburen kvävedioxidexponering mätta parallellt under samma vecka. $r^2=0,001$.

Diskussion

Kvävedioxid

Länsinnevånarnas exponering för kvävedioxid skattas i denna undersökning (1999/2000) till 12,5 µg/m³. Denna exponeringsnivå är ca 3 µg/m³ (20 %) lägre än den nivå (15,5 µg/m³) för länets innevånare som för 1995 skattats från källor utomhus och spridning (Bellander et al 2001). En del av denna skillnad beror på att miljöhalterna minskat under denna period. Den första skattningen byggde på dispersionsmodellerade halter dagtid och nattetid i hela länet och befolkningens fördelning dagtid (skattad befolkningsnivå 19,5 µg/m³) och nattetid (skattad befolkningsnivå 13,0 µg/m³) i länet. Skattningen av länsinnevånarnas exponering för kvävedioxid har antagligen överskattats en aning i föreliggande studie eftersom inga mätningar utfördes under och tiden omkring julhelgen samt under vissa veckor på sommaren. Vid dessa perioder har många människor semester och aktiviteten i samhället är låg vilket medför tillfälligt lägre bakgrundshalter av kvävedioxid. Medelvärdet av den skattade medelhalten av kvävedioxid genom dispersionsmodellering vid bostaden och arbetet var 11 respektive 15 µg/m³. Länsinnevånarnas skattade exponering för kvävedioxid på 12,5 µg/m³ hamnar ganska precist mellan dessa två värden. Skattning av en hel befolknings exponering med dispersionsmodellerade halter förefaller därmed kunna beskriva befolkningens verkliga exponering mycket väl. De senaste tjugo åren har årsmedelvärdet av kvävedioxidhalten uppmätt i taknivå på Södermalm i Stockholm minskat med ca 50 %, från drygt 30 µg/m³ 1982 till knappt 20 µg/m³ 2002. Sedan mitten av 1990-talet har dock vägtrafiken successivt ökat och sedan dess har kvävedioxidhalterna i taknivå på Södermalm legat relativt konstant. Under tiden 1995 till 1999/2000 förändrades halten kvävedioxid vid bakgrundsmätningar i innerstaden från 20,4 µg/m³ till 18,6 µg/m³, dvs. en minskning med ca 2 µg/m³ (9 %), (SLB-analys 2003). I gatunivå (Hornsgatan) ökade halten under samma period från 48 till 51 µg/m³, dvs ca 3 µg/m³ (6 %). Att det inte skett någon minskning av kvävedioxidhalterna i gatunivå trots minskade utsläpp av kväveoxid under perioden beror till stor del på att utvädringen på Hornsgatan är mycket dålig samtidigt som tillgången på kvävemonoxid i gatunivå är hög. Mängden ozon i bakgrundsluften styr hur stor del av kvävemonoxiden som oxideras till kvävedioxid vilket gör att minskningen av utsläppen inte påverkar NO₂-halten så mycket (SLB-analys 2003).

Exponeringen för kvävedioxid i denna studie varierar i huvudsak beroende på bostadens läge. Boende i innerstaden exponeras för ca 50 % högre halter (17,1 µg/m³) än boende ute i övriga länet (11,6 µg/m³). Även arbetsplatsens läge har betydelse för exponeringen, framför allt för de som bor i övriga länet. De som uppvisar högst exponering är de som bor och arbetar i innerstaden och de som uppvisar lägst exponering är de som bor och arbetar i övriga länet. Detta är det förväntade då halterna av kvävedioxid är betydligt högre i innerstaden än i övriga länet.

Kvävedioxid bildas vid all typ av förbränning vilket gör att emissionskällorna varierar. I frånvaro av inomhuskällor är utomhushalten den viktigaste bidragande faktorn till kvävedioxidhalten inomhus. Den huvudsakliga källan till kvävedioxid i tätorter är trafik. Även vedeldning och annan typ av förbränning kan bidra till utsläppen av kvävedioxider i vissa områden. Förekomsten av gasspis är den enskilda faktorn som bidrar mest till halten inomhus. En gasspis i hemmet kan ge ett större bidrag till kvävedioxidexponeringen än emissionerna från trafiken (Monn et al 1998, Gauvin et al 2001). Tobaksrök bidrar också till den individuella exponeringen för kvävedioxid (Gauvin et al 2001). I denna studie har rökare och personer med gasspis i hemmet uteslutits eftersom vi ville undersöka den exponering som kommer från den yttre miljön. Uteslutning av rökare och gasspisinnehavare gör dock att skattningen av NO₂ är lägre. Resultatet är dock relevant för den del av befolkningen som inte röker och inte har gasspis i sin bostad.

Halterna av luftföroreningar för samma person kan variera mellan olika mätperioder beroende på var man vistats och hur hög halt av luftföroreningar det var på platsen under vistelsetiden samt av vissa aktiviteter t.ex. vistelse i rökiga lokaler eller i trafik (NO₂). Inom-individvariabilitetens andel av den totala variabiliteten var 32 % för kvävedioxid, vilket innebär att variationen i samtliga mätningar till 68 % berodde på skillnader i halt mellan individer.

I den multipla regressionsanalysen visade sig ett flertal variabler vara signifikant associerade till den individuella kvävedioxidexponeringen. Modellens förklaringsvärde var 46 %, $r^2=0,46$. Variablerna ingående i modellen kan alltså förklara nästan hälften av den variation som finns mellan de olika mätningarna. Hälften av variationen beror dock av någonting annat som de ingående variablerna inte kan förklara. De variabler som hade störst inflytande på exponeringen var uppmätt NO₂ i gatunivå under mätveckan, skattad NO₂ vid bostaden, skattad NO₂ vid arbetsplatsen samt uppmätt NO₂ i taknivå under mätveckan. Då de flesta personer tillbringar ca 90 % av sin tid inomhus varav den absolut övervägande delen är antingen i hemmet eller på arbetsplatsen är det inte förvånande att NO₂-halt vid bostaden och arbetet kan förklara så pass mycket av den individuella kvävedioxidexponeringen. Övriga 10 % tillbringas utomhus och exponeringen individer utsätts för då beror rimligen till stor del på NO₂-halterna i gatunivå vilket regressionsmodellen också visar. Halten i taknivå hade relativt lite inflytande på den individuella kvävedioxid exponeringen, vilket inte tidigare visats. Halten i gatu- och taknivå var dock korrelerade med varandra och när den individuella exponeringen relaterades enbart till halten i taknivå kunde den senare förklara 4,3 % ($r^2=0,043$) av variationen.

Utöver de skattade halterna NO₂ vid bostaden har det betydelse för exponeringen om sovrumsfönstret vetter mot en stor gata eller inte. Att ha sovrumsfönstret mot en stor gata innebär ett genomsnittligt påslag på den individuella kvävedioxidexponeringen på 2,7 µg/m³ per vecka. Dock var det mycket få personer i urvalet som hade sovrumsfönster som vetter mot en stor gata, så för befolkningen i stort förefaller detta ha en ringa betydelse.

Vilken kvävedioxidhalt det är vid bostaden, arbetet och ute där man rör sig är variabler som är svärpåverkade för den enskilda individen. De övriga variablerna ingående i regressionsmodellen: total trafik- och garagetid, tid i rökigt rum och/eller med fribrinnande låga,

tid i rum med tänd gasspis samt antal dagar på arbetet är variabler som bättre kan tillskrivas enskilda individers beteenden. Att det ger en ökning i kvävedioxidexponeringen med ökat antal dagar på arbetet beror antagligen på att vid resor till och från arbetet måste personer i många fall vistas i trafiken och då ofta i tät rusningstrafik där luften innehåller förhöjda kvävedioxidhalter. Att vistas i trafik eller i garage bidrar till en ökad individuell kvävedioxidexponering. De två variablerna antal dagar på arbetet och total trafik- och garagetid är svagt men statistiskt signifikant korrelerade till varandra.

Att vistas en timme i rökiga rum och/eller i rum med fribrinnande låga bidrar i genomsnitt till ungefär lika stort påslag på exponeringen som att vistas en timme i trafik eller i garage och en timmes vistelse i rum med tänd gasspis bidrar ungefär tre gånger så mycket till den individuella kvävedioxidexponeringen som de övriga två variablerna. Dock tillbringade deltagarna totalt mer tid i trafik och/eller i garage så det genomsnittliga bidraget till kvävedioxidexponeringen från tid i trafik och/eller garage var större jämfört med bidraget från tid i rökigt rum och/eller med fribrinnande låga. Endast ett mycket litet antal deltagare angav att de överhuvudtaget vistats i ett rum med tänd gasspis under mätveckorna (gasspisinnehavare var från början uteslutna ur studien) så det genomsnittliga bidraget till kvävedioxidexponeringen för hela urvalet från att vistas i ett rum med tänd gasspis var lågt. Bland dem med gasspis i hemmet är förstås denna en viktig källa till exponering för kvävedioxid.

Det stora antalet prover som togs för kvävedioxid och de detaljerade dagböckerna medförde att effekterna av deltagarnas beteenden samt bostads- och arbetsplatsadress på deras kvävedioxidexponering kunde undersökas mycket detaljerat.

Bensen

Länsinnevånarnas exponering för bensen skattas i denna undersökning till $6,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Nivån varierar i huvudsak beroende på bostadens läge. Boende i övriga länet exponeras för ca 50 % högre halter ($6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) än boende i innerstaden ($4 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Arbetsplatsens läge verkar ha mest betydelse för exponeringen för dem som bor utanför innerstaden. Störst exponering har de som har bostad i övriga länet och sin arbetsplats i innerstaden. Lägst exponering har de som bor och arbetar i innerstaden.

Vilket transportsätt man huvudsakligen tar sig till arbetet med förefaller ha större betydelse än för exponeringen för kvävedioxid. Antalet prover är dock litet och mönstret är inte tydligt. Det bör betonas att detta är en indelning gjord på grundval av uppgivet huvudsakligt färdssätt och inte vilket färdssätt som faktiskt användes under provtagningen. Denna formella indelning är nödvändig för att korrekt kunna skatta hela befolkningens exponering.

Vägtrafik är en av de viktigaste utsläppskällorna för bensen. Utsläppen från trafiken beror bland annat på om bilen har katalysator eller skydd för avdunstning och bensenhalten i bensinen. Småskalig vedeldning är vanligt förekommande i Sverige och bidrar också till utsläppen av bensen. Bensen har en ungefärlig livslängd på 1-2 veckor beroende på årstid och kan därför transporteras över långa sträckor (NVV 2002). Bensenhalterna i Sverige består därför även av bensen från källor utanför Sverige. Inomhus härstammar bensen

främst från trafik och cigarettök. Institutet för Miljömedicin (IMM) har föreslagit $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som lågrisknivå för bensen (Victorin 1998).

Den skattade exponeringen av bensen för länsinnevärdarna på $6,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ är ett högt värde. Data innehåller dock en del extremt höga bensenvärden (sk extreme outliers), men dessa utgör bara en begränsad del av förklaringen. Utesluts de 3 högsta värdena ($45-70 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ur skattningen fås ändå höga $5,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Endast 2 % av samtliga bensenmätningar låg under IMM:s lågrisknivå.

Inomindividvariabilitetens andel av den totala variabiliteten var för bensen 43 %. Alltså nästan lika stor andel av variabiliteten berodde på skillnader inom individer som skillnader mellan individer. För kvävedioxid var inomindividvariabilitetens andel av den totala variabiliteten 32 %. Detta tyder på att bensenexponeringen för en individ i större utsträckning varierar under olika perioder på året jämfört med kvävedioxidexponeringen som är mer konstant för samma individ under olika delar av året.

I den multipla regressionsanalysen framstod endast de två variablerna "sovrumsfönstret öppet ofta" och "kontakt med bensindrivna verktyg och övrig kontakt med bensin" som signifikant associerade till logaritmen av den individuella bensenexponeringen. De som hade sovrumsfönstret öppet ofta hade en statistiskt signifikant lägre bensenexponering än övriga. Att bensenexponeringen blev lägre ju oftare sovrumsfönstret hölls öppet tyder på att källor i bostaden skulle vara betydande, eftersom bensen skulle vädras ut vid öppethållande av fönster, materialet medger dock ingen identifiering av dessa källor. Då bensin innehåller just bensen och även frigörs vid förbränning av bensin är det inte förvånande att kontakt med bensin och bensindrivna verktyg ger en ökad exponering. I en utökad modell inkluderades även de två variablerna "tid i rökigt rum och/eller med fribrinnande låga" och "trafik- och garagetid", ingen av dessa två variabler visade dock något statistiskt signifikant samband med logaritmen av bensenexponeringen. Då trafik är en viktig utsläppskälla för bensen och cigarettök är en viktig källa för personlig bensenexponering var dock det förväntade att dessa två variabler skulle vara signifikant associerade till individuell exponering för bensen.

Förklaringsgraden för regressionsmodellen för bensen var endast 5,2 %, $r^2=0,052$. Detta innebär att med modellen kan endast 5,2 % av variationen i bensenexponeringen förklaras med de två ingående variablerna. En så låg förklaringsgrad innebär att modellen inte är användbar för att utifrån uppgifter om var en person vistats och vilka aktiviteter personen ägnat sig åt uppskatta individens bensenexponering. För bensen fanns dock inte data tillgängligt om skattade halter vid bostad och arbete och inte heller uppmätta halter bensen i gatunivå och urban bakgrund. Dessa variabler fanns tillgängliga för kvävedioxid och förklarade en stor del av variationen i kvävedioxidexponeringen. Om logaritmen av bensenexponeringen sattes in istället för kvävedioxidexponeringen i modellen som användes för att beskriva kvävedioxidexponeringen fick ett förklaringsvärde på 9,6 %, dock var endast variabeln tid i rum med tänd gasspis signifikant associerad till logaritmen av bensenexponeringen. Denna signifikanta association försvann dock om det högsta värdet av tid i rum med tänd gasspis uteslöts från modellen. Förklaringsvärdet för modellen sjönk då dessutom till endast 5,2 %. Dessa observationer tyder på att halterna och källorna av kvävedioxid

i alla fall inte är signifikant korrelerade med halterna och källorna för bensen. I figur 9 plottades den uppmätta individuella bensenexponeringen mot den uppmätta individuella kvävedioxidexponeringen. Förklaringsgraden visade sig vara endast 0,1 %. Detta innebär att kvävedioxidmätningarna endast kan förklara 0,1 % av variationen i de uppmätta bensenmätningarna.

Vidare innebär resultaten att sambandet mellan exponering för kvävedioxid och bensen inte är tillräckligt starkt för att de enklare och billigare individuella mätningarna av kvävedioxid skulle kunna ge information även om individuell exponering för bensen.

Att inte fler variabler visade sig signifikant associerade till bensenexponeringen beror sannolikt på att ett ganska litet antal prover togs för bensen. Vid ett så pass litet antal prover blir data känsligt för tillfällig variation. Tillgång till stationära mätdata och beräknade årsmedelvärden vid bostäder och arbetsplatser för bensen hade antagligen medfört att variationerna i den individuella bensenexponeringen bättre hade kunnat förklarats.

Slutsatser

- Stockholms läns invånares exponering för kvävedioxid skattades till $12,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. För boende i innerstaden skattades nivån till $17,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och för boende utanför innerstaden till $11,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$.
- Medelvärdet av NO_2 -halten i urban bakgrund (ovan tak på Södermalm) under tiden personburna mätningarna utfördes var $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket således marginellt överskattade innerstadsbefolkningens genomsnittliga individuella exponering. Halten i urban bakgrund förefaller därför väl beskriva denna befolknings exponeringsnivå för gasformiga partiklar som sprids i gaturummet.
- Dispersionsmodellerade halter vid bostad och arbete verkar kunna ge en god bild av befolkningens exponering. På detta sätt skattades befolkningens exponering till 11 respektive $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, jämfört med exponeringsnivån $12,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som skattades från mätningar.
- Individuell kvävedioxidexponering varierade till största del beroende på skattade kvävedioxidnivåer vid hemmet och vid arbetet. Att ha sovrumsfönster mot en stor gata gav högre kvävedioxidexponering.
- Variation i kvävedioxidhalten i gatunivå korrelerade med den individuella kvävedioxidexponeringen. Variation i taknivå av kvävedioxidhalt var inte lika starkt korrelerat.
- Vistelse i speciella miljöer ökade den individuella kvävedioxidexponeringen:
 - i trafik eller i garage
 - i rum med fribrinnande lågor eller rök
 - i rum med tänd gasspis
- Stockholms läns innevänares exponering för bensen skattades till $6,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.
- Endast 2 % av samtliga individuella bensenmätningar låg under IMM:s föreslagna lågrisknivå för livslång exponering.
- Att ha sovrumsfönstret öppet ofta gav en statistiskt signifikant lägre bensenexponering vilket tyder på att källor inomhus kan vara av betydelse för den personliga exponeringen. Materialet medger dock ingen identifiering av dessa källor.
- Kontakt med bensin och bensindrivna verktyg var svagt positivt associerat med bensenexponeringen.

- Varken för kvävedioxid eller bensen kunde något statistiskt signifikant samband ses mellan exponering och val av färdstätt. Det bör dock observeras att antalet bensenprover var litet.
- Sambandet mellan exponering för kvävedioxid och bensen var inte tillräckligt starkt för att mätningarna av kvävedioxid skulle kunna ge information även om individuell exponering för bensen.

Litteratur

1. Bellander T, Berglind N, Gustavsson P, Jonson T, Nyberg F, Pershagen G, Järup L. (2001) Using geographic information systems to assess individual historical exposure to air pollution from traffic and house heating in Stockholm. *Environmental health perspectives*. 109 (6): 633-639.
2. Gauvin S, Moullec Y, Bremont F, Momas I, Balducci F, Ciognard F, Poilve M-P, Zmirou D, Vesta Investigators. (2001). Relationships between nitrogen dioxide, personal exposure and ambient air monitoring measurements among children in three French metropolitan areas: VESTA study. *Archives of Environmental health*. 56 (4): 336-341.
3. Lewné M, Cyrus J, Meliefste K, Hoek G, Brauer M, Fischer P, Gehring U, van Vliet P, Heinrich J, Brunekreef B, Bellander T. Spatial variation in nitrogen dioxide in three European Areas. Ännu ej publicerad.
4. Monn C, Brändli O, Schindler C, Ackerman-Lieblich U, Leuenberger P, SAPALDIA Team (1998) Personal exposure to nitrogen dioxide in Switzerland. *The Science of the total environment*. 215: 243-251.
5. Naturvårdsverket Rapport nr 5208 (2002) Förslag till miljö kvalitetsnorm för bensen och koldioxid. Juni 2002. ISBN 91-620-5208-X, ISSN 0282-7298.
6. SLB-analys vid Miljöförvaltningen i Stockholm (2003) Luften i Stockholm. Årsrapport 2002. Rapport nr 2:2003.
7. Victorin K (1998) Risk assesment of carcinogenic air pollutants. IMM-rapport 1/98, Stockholm.