

Spridning och förekomst av bensen i Stockholmregionen

av

Susanna Fink

Meteorologiska Institutionen
Stockholms Universitet

Datum: 970924

Kurs: Examensarbete i
Meteorologi, 20 p

Handledare: Christer Johansson

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

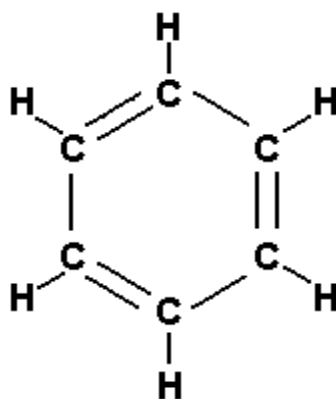
1. INLEDNING.....	1
2. KÄLLOR OCH EMISSIONSFAKTORER	2
2.1 Bensindrivna fordon.....	2
2.1.1 Förbränning	3
2.1.2 Avdunstning	3
2.2 Dieseldrivna fordon.....	4
2.3 Sjöfart.....	4
2.3.1 Färjor och arbetsfartyg	4
2.3.2 Fritidsbåtar	4
2.4 Flygtrafik.....	5
2.5 Arbetsredskap.....	5
2.6 Småskalig vedeldning	5
2.7 Bensindistribution	5
3. EMISSIONSDATABASEN OCH SPRIDNINGSMODELLERNA	6
3.1 Emissionsdatabasen	6
3.2 Spridningsmodellerna	6
4. MODELLRESULTAT OCH DISKUSSION.....	8
4.1 Spridningsberäkningar med gaussmodellen.....	8
4.2 Gridmodellen	11
5. MÄTNINGAR MED PASSIVA PROVTAGARE.....	12
5.1 Mätningar vid Globen.....	12
5.1.1 Passiva provtagare för kolväten	12
5.1.2 Mätplats.....	13
5.1.3 Resultat och diskussion.....	14
5.2 Mätningar vid Arlanda flygplats	15
6. JÄMFÖRELSE MELLAN SPRIDNINGSBERÄKNINGAR OCH MÄTNINGAR.....	17
6.1 Globen.....	17
6.2 Arlanda.....	18
6.3 Hornsgatan	19
7. SLUTSATSER.....	20
APPENDIX A	22
A1. Emissionsdatabasen för bensen.....	22
A1.2 Bensinstationer	24
A1.3 Flygtrafik.....	24
A1.4 Småskalig vedeldning	24
A1.5 Fritidsbåtar	24
A1.6 Färjor, handelsfartyg och arbetsfartyg.....	24
A1.7 Arbetsfordon och arbetsmaskiner	25
A1.8 Arbetsredskap.....	25
APPENDIX B	26
REFERENSLISTA	28

1. INLEDNING

Bensen är en omättad cyklisk kolväteförening (även kallad benzol), med kemisk formel C_6H_6 (figur 1.1). Ämnet är en lättantändlig, färglös vätska med söttaktig lukt. I gasform blandar sig bensen mycket snabbt med den omgivande luften. Bensen livslängd i atmosfären är ungefär 40 timmar (Johansson m.fl., 1997). Reaktion med hydroxylradikalen sker snabbt och det är en viktig sänka.

Bensen kommer främst från antropogena källor. Det finns även ett fåtal naturliga källor såsom vulkaner och skogsbränder. Av dessa fenomen förekommer endast det sistnämnda i Sverige och det är vanligast förekommande under sommarmånaderna. Bidraget från skogsbränder är dock så litet i jämförelse med de antropogena källornas utsläpp att de har försumrats i denna studie vad gäller spridningsberäkningarna. Även långväga transport av bensen från antropogena källor har utelämnats för spridningsberäkningarna. Man kan också anta att de lokala källorna är dominerande. Långväga transporter och utsläpp från naturliga källor påverkar dock resultatet av mätningarna med passiva provtagare.

Bensen är viktigt att studera eftersom det är ett hälsovådligt ämne. Människan utsätts för bensen genom exempelvis inandning av bilavgaser, bensinångor och tobaksrök. Inandning av mycket höga halter kan vara dödligt. Ämnet påverkar på många sätt människans hälsa. Följande hälsoeffekter är möjliga; irritation i slemhinnor, trötthet, huvudvärk, yrsel och illamående. Ämnet går lätt in i huden och förorsakar på så sätt samma förgiftande effekt som om ämnet skulle ha inandats. Bensen har också visat sig vara starkt cancerframkallande. Ämnet påverkar blodbildningen och kan ge upphov till leukemi. I en del fall har man även sett vissa kromosomförändringar vid bensenexponering. Vid studier med försöksdjur har man funnit att bensen även kan ge upphov till flera olika tumörformer hos mus och råttor (Fransson-Steen m.fl., 1994). Institutet för miljömedicin (IMM) anger en lågrisknivå på 0,4 ppb ($1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) för en livstidsexponering av bensen. Denna halt ger teoretiskt upphov till ytterligare ett cancerfall på 10 000. Lågrisknivån överskrids ofta i storstadsområden, vilket denna studie kommer att visa.



Figur 1.1 Strukturformel för bensenringen (C_6H_6).

Målsättningen med detta arbete har varit:

- Att lägga upp en emissionsdatabas (EDB) för bensen för Stockholm län.
- Att utföra spridningsberäkningar med utgångspunkt från EDB:n med två olika modeller (grid- och gaussmodell).
- Genomföra mätningar av bensen med passiva provtagare.
- Jämföra spridningsberäkningar med observerade data samt jämföra de två modellerna.

För att finna källor och emissionsfaktorer för bensen har en litteraturstudie gjorts. De olika källorna och dess emissionsfaktorer finns beskrivna i kapitel 2. De emissionsfaktorer som ej funnits att tillgå i litteraturen har beräknats med hjälp av litterära värden och redan definierade faktorer för andra ämnen i EDB:n (upplägget av databasen finns beskrivet i appendix A). I kapitel 3 beskrivs EDB:n och de båda spridningsmodellerna. Resultatet av beräkningarna finns att tillgå i kapitel 4. Kapitel 5 beskriver mätmetoden med passiva provtagare och resultaten av dessa. I kapitel 6 jämförs spridningsberäkningarna med mätdata. Slutsatserna finns samlade i kapitel 7.

2. KÄLLOR OCH EMISSIONSFAKTORER

Bensen emitteras huvudsakligen från antropogena källor. De största bensenemissionerna är direkt eller indirekt relaterade till motortrafiken (Guerra m.fl., 1995), vilket beror på att bensen är en av komponenterna i bensin. En undersökning gjord i Sydney 1983 visar att 77% av den totala andelen emitterat bensen kommer från vägtrafiken (Warneck, 1988). Övriga antropogena källor är bensinhantering, sjöfart, flygtrafik, arbetsredskap och småskalig vedeldning. De olika källorna med respektive emissionsfaktor har lagts in i en emissionsdatabas för Stockholms län. En mer detaljerad beskrivning av detta återfinns i appendix A.

2.1 Bensindrivna fordon

De huvudsakliga källorna för bensen är vägtrafiken och då företrädesvis fordon som använder bensin som drivmedel. Bensin är en blandning av olika kolväten där bensen ingår med 1-4% (Naturvårdsverket Rapport 3763, 1990). Högsta tillåtna halt bensen i bensin är i Sverige 5%. Tillsammans med andra aromater, exempelvis toluen och xylen, ökar bensen oktantalet i bensin. Till följd av att bensen finns i bensin emitteras bensen till luften genom ofullständig förbränning och avdunstning. Sedan år 1989 måste alla nytillverkade bensindrivna personbilar i Sverige vara utrustade med katalysator, vilket har minskat kolväteutsläppen från avgaserna påtagligt. Uppskattningar har visat att utsläppen för en bil med katalysator är omkring 80% lägre per fordonskilometer än för en bil utan katalysator (Naturvårdsverket Rapport 3763, 1990). Åldern på katalysatorn har visat sig vara betydande för reningsgraden. Ju äldre det katalytiska reningssystemet är desto sämre blir reningseffekten. Utsläpp som är relaterade till avdunstningen hos fordon reduceras genom att bränsletillförselsystemet ansluts till en behållare med aktivt kol (kolkanister), vilken samlar upp bensenångor från bränslesystemet.

Fr.o.m. 1993 delas alla nytillverkade bilar in i s.k. miljöklasser, där miljöklass 3 uppfyller minimikraven och miljöklass 1 och 2 står för mer långtgående krav.

2.1.1 Förbränning

Bensen förekommer i bilavgaser p.g.a. ofullständig förbränning i motorn. Utsläppen påverkas av faktorer som t.ex. hastighet och körrytm. Tabell 2.1 visar emissionsfaktorer för två bilar, en med trevägskatalysator, lambdasond och turbo och en utan katalytisk avgasrening (Westerholm och Egebäck, 1994). Emissionsfaktorer är uppmätta vid två olika konstanta hastigheter, 70 och 90 km/h. Tabellen visar tydligt att bensenemissionerna är betydligt lägre per fordonskilometer för fordon med katalytisk rening än för fordon utan. Emissioner som sker från fordon vid kallstarter innehåller en stor del oförbränt bränsle (Löfgren, 1992). Detta ökar bensenutsläppen från avgaserna under denna fas. Vid en temperatur på -10°C är kolväteutsläppen c:a 64% högre än vid en temperatur på 22°C (Westerholm och Egebäck, 1994). Data i tabell 2.1 visar emissioner vid en temperatur på omkring 20°C . Utsläppen är alltså högre under en svensk vinter än vad tabellen visar. Den omgivande temperaturen har dock störst betydelse under start och uppvärmningsfas. När motorn väl är uppvärmd verkar inte temperaturen påverka emissionerna mycket (Johansson m.fl., 1997). Kallstarter har visat sig vara svåra att lägga in i emissionsdatabasen varför detta inte har gjorts. Inga representativa emissionsfaktorer för bensen har funnits att tillgå för kallstarter. För VOC (flyktiga kolväten) finns kallstarter fördelat efter vägtyper i EDB:n. Innerstadsgator har en stor andel kallstarter, medan motorvägar har en liten andel. Det finns dock brister med att ange kallstarter på detta sätt, då det inte tas hänsyn till omgivningens temperaturförändringar.

Tabell 2.1 Emissionsfaktorer från fordon efter Westerholm och Egebäck 1994.

Fordon	Hastighet	Emissionsfaktor (mg/km)
Bensindriven personbil med trevägskatalysator	70 ^a 90 ^a	5 7,7
Bensindriven personbil	70 ^a 90 ^a	42 37
Dieseldriven lastbil	b	13

a. Konstant hastighet

b. Bus cycle driving conditions

2.1.2 Avdunstning

Avdunstningen från bensindrivna bilar utgör en stor del av de totala kolväteemissionerna från fordon. Enligt en modell som utvecklats av VTI (Statens Väg- och Transportforskningsinstitut) beror 43% av de bensindrivna personbilarnas kolväteutsläpp på avdunstning (Johansson m.fl., 1997). Kjell Peterson på Institutet för vatten- och luftvårdsforskning (IVL) i Göteborg uppger att det i gasfasen hos bensin finns ungefär 0,4 vikt % bensen (personlig kommentar, april 1997). Avdunstningen är kopplad till den omgivande lufttemperaturen. Under sommarmånaderna, då det är varmt, ökar avdunstningen (Johansson m.fl., 1997). Förluster av kolväten till luften genom avdunstning från bensindrivna fordon kan delas in i tre kategorier (Almén, 1994):

- Running losses: Avdunstning som sker under körning.
- Diurnal losses: Avdunstning då fordonet är parkerat med motorn avslagen och p.g.a. temperaturförändringar ger upphov till tryckförändringar i bränsletanken, vilket ger olika kolväteutsläpp.
- Hot Soak losses: Uppstår då motorn är helt uppvärmd och fordonet är parkerat med motorn avstängd. Motorvärme dissiperar till bränslesystemet och medför att bränslet avdunstar.

2.2 Dieseldrivna fordon

Diesel innehåller till största delen tyngre kolväten med 12-20 kolatomer. Enligt tabell 2.1 är emissionerna från dieseldrivna lastbilar betydligt lägre än för bensindrivna personbilar utan katalysator. Den relativa betydelsen av bensenutsläpp från dieseldrivna fordon kommer dock att öka, då fler personbilar utrustas med katalysator. Dieselbränslen har en relativt låg flyktighet (p.g.a. antalet tyngre kolväten) varför man kan anta att avdunstningen av kolväten från dieseldrivna fordon är liten (Almén, 1994).

2.3 Sjöfart

2.3.1 Färjor och arbetsfartyg

Fartyg och färjor använder diesel som drivmedel. Kolväteemissionerna är beroende av motortyp, typ av bränsle och lastning. Då dessa faktorer varierar med fartyg varierar även kolväteutsläppen från fartyg till fartyg. Enligt Cooper m.fl. (1995) så är bensen en av de dominerande ämnena i kolväteutsläppen hos denna typ av båtar. I Sverige måste alla arbetsfartyg och stora färjor vara utrustade med katalysator inom en femårsperiod (kommentar från Bo Bengtsson, Stockholms hamn, juli 1997).

2.3.2 Fritidsbåtar

Fritidsbåtar är mycket vanligt förekommande i Stockholms vatten under sommaren. Båtarna drivs oftast med diesel eller bensin. Här liksom för bilar är det bensindrivna motorer (utan katalysator) som emitterar mest bensen. Flertalet bensindrivna motorer utgörs av tvåtaktare som endast förbränner ungefär $\frac{3}{4}$ av den förbrukade bensinen. Detta medför att tvåtaktsmotorerna står för en betydande del av kolväteutsläppen vad gäller fritidsbåtar. Enligt Almén (1995), är skillnaden i kolväteutsläpp från tvåtaktsmotorer och fyrtaktsmotorer stor. Almén visar att en tvåtaktsmotor (5 hk) släpper ut mer än 80 gånger så mycket kolväten som en fyrtaktsmotor (40 hk). Ännu har inga speciella miljöregler för småbåtar tagits fram. Exakt hur stor del bensen som emitteras av fritidsbåtar är okänd.

2.4 Flygtrafik

I Stockholms län finns två större flygplatser; Arlanda och Bromma. Arlanda är betydligt större och står följaktligen för den större delen av kolväteemissionerna. Flygtrafiken bidrar dock endast till 1% av de totala kolväteemissionerna i Sverige. Den största delen kolväten släpps ut under taxningsrörelser (Calander m.fl. 1990). På senare tid har flygplansmotorerna bytts ut och kolväteutsläppen har minskat betydligt. Man antar dock att antalet starter och landningar kommer att öka med tiden, varvid utsläppen återigen kommer att öka. Enligt Calander m.fl. (1990), emitterar flygtrafiken på Arlanda c:a 4 ton bensen/år. Luftfartsverket uppger en emission av 7 ton/år.

2.5 Arbetsredskap

Bland arbetsmaskiner är det fordon med bensindrivna motorer (utan katalysator) som är den största källan. Till bensindrivna arbetsredskap hör bl.a; snöskotrar, motorsågar och gräsklippare (Naturvårdsverket rapport 4312, 1992). Idag omfattas inte arbetsmaskiner av några speciella avgaskrav. Arbetsmaskiner som används vid vägarbeten är svåra att lägga in i EDB:n då den geografiska positionen varierar under året.

2.6 Småskalig vedeldning

Vedeldningen är den dominerande källan för bensen i energisektorn. Flertalet vedeldade villapannor idag är av äldre typ (NUTEK R 1993:63, Naturvårdsverket rapport 4270, 1993). Temperaturen i dessa pannor är så låg att förbränningen ofta blir ofullständig. Emissioner av flyktiga kolväten (VOC) är beroende av eldstadens utformning, eldningsteknik, lastningsförhållanden och bränslekvalitet. Utsläppen av kolväten från vedeldning är stor och till följd av detta är också bensenutsläppen höga (Naturvårdsverket rapport 4223, Viktorin, 1993). I början av 1980-talet påbörjades ett arbete med att få fram mer miljöanpassade pannor. Utbytet till dessa går dock långsamt och 1992 var mindre än 10% av alla pannor miljöanpassade. Andersson-Sköld (1993) har i sin rapport uppskattat bensenutsläppet från småskalig vedeldning till c:a 10 000 ton/år. Om man antar att Stockholms län står för c:a 5% av landets vedeldning ger detta en emissionsfaktor på 500 ton/år. Denna emissionsfaktor finns fördelad över låghusbebyggelse i EDB:n.

2.7 Bensindistribution

Bensindistribution innefattar hantering av bensin från det att bensinen lastas ut från raffinaderiet tills dess att den når biltanken (Naturvårdsverket rapport 4312, 1994). Den största delen kolväten avges vid tankstället d.v.s. vid bensinstationen, varför det endast är denna del av bensindistributionskedjan som lagts in i EDB:n.

Vid bensinstationen avges kolväten till luften vid fyllning av cistern och vid tankning av fordon. För att minska dessa utsläpp och därmed hälsoriskerna för personal och kunder har vissa återvinningssystem införts fr.o.m. 1990. Återvinningssystemen delas in i två s.k. steg (Naturvårdsverket rapport 3763, 1990):

Steg 1: Återvinning vid fyllning av cistern.

Steg 2: Återvinning vid tankning av fordon, s.k. muffar.

Avdunstning från bensinstationer är beroende av säsong, vilket dock inte har tagits hänsyn till i EDB:n. Ett värde av 0,4% bensen i gasfasen hos bensen har lagts in i databasen.

3. EMISSIONSDATABASEN OCH SPRIDNINGSMODELLERNA

Airviro är ett användarvänligt program som bl.a. kan lagra emissionsdata och göra olika slags spridningsberäkningar. I denna studie har en emissionsdatabas för bensen lagts upp i Airviro och sedan har spridningsberäkningar gjorts med hjälp av två olika slags modeller, grid- och gaussmodell.

3.1 Emissionsdatabasen

I emissionsdatabasen, EDB:n, kan man lagra information om emissionskällorna. Källorna definieras på följande sätt (Airviro User Documentation):

- Punktkällor - Emissioner som är koncentrerade till en liten yta, såsom en skorsten.
- Areakällor - Emissioner som antas vara jämnt fördelade över en rektangulär area, t.ex. bensinstationer.
- Linjekällor - Utsläpp som är jämnt fördelade i en linje exempelvis vägar och järnvägar.

Hur källorna i EDB:n för bensen är definierade beskrivs i appendix A. Förutom typ av källa och dess emissionsfaktor kan man också definiera vägtyper och antalet fordon. Det går också att definiera tidsvariationer och typ av fordon (t.ex. med eller utan katalysatorrening). Databasen kan också användas till att beräkna utsläpp. Enbart med hjälp av EDB:n kan man exempelvis få fram totala emissioner från en viss källa vid en specifik tidpunkt.

Databasen kan sedan kopplas ihop med spridningsmodellen där en mer fullständig bild av spridningen kan beräknas.

3.2 Spridningsmodellerna

I spridningsmodellen har två typer av beräkningssätt använts i denna studie, grid- och gaussmodell. Beräkningarna i modellerna är beroende av meteorologiska data. Modellerna tar också hänsyn till topografi och ytskrovlighet. För både grid- och gaussmodellen beskriver modellerna ytstrukturer såsom, träd och hus, som skrovlighet. Till följd av detta ändras vindfältet (mer friktion medför lägre vindhastighet, vilket påverkar spridningen). I städer beräknas spridningsfältet i takhöjd, medan det på öppna ytor finns en förvald höjd på 2 m (vilken kan ändras). Meteorologiska data kan vara statistiska värden eller observerade värden.

För att få fram en klimatologi som visar den lokala variationen av väder behövs mer än ett års mätningar av den horisontella vindvektorn, lufttemperatur och den vertikala temperaturgradienten. Storleken på gridrutorna är beroende av vilken zoomning som gjorts. Om ett litet område zoomats in så har gridrutorna en mindre area än om man vill göra beräkningar i ett stort område. Detta gör att spridningsbilden blir mer exakt för ett mindre område, där upplösningen blir högre.

3.2.1 Gaussmodellen

Med hjälp av gaussmodellen kan man beräkna bensenhalterna för en längre period t.ex. en vintersäsong. För en vintersäsong används statistiska data mellan 1 oktober och 31 mars, för en sommarsäsong mellan 1 april och 31 september. Modellen används bäst vid simulering av spridning på mindre längdskalor, 20-50 km, och med en relativt liten topografisk variation. Modellen simulerar entimmes medelvärden, då man kan anta att vinden är mer eller mindre konstant under en sådan tidsperiod. Utsläppen från källor kan beskrivas som punkt-, area- eller linjekälla. Det är också möjligt att använda data från EDB:n, vilket har gjorts i denna rapport. Då utsläppsdata kommer från databasen kommer punkt-, linje-, area- och gridkällor att samlas ihop till ett emissionsgrid i marknivå. Gaussmodellen simulerar koncentrationer av föroreningar vid stationära förhållanden.

Mätningar av koncentrationer hos föroreningar har visat sig vara ungefär normalfördelade kring plymens symmetriaxel (Rodhe, 1995). Följande ekvation beskriver koncentrationen:

$$C = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z U} e^{-y^2/2\sigma_y^2} \left[e^{-(z-h_e)^2/2\sigma_z^2} + e^{-(z+h_e)^2/2\sigma_z^2} + e^{-(z-h_e-2h)^2/2\sigma_z^2} \right]$$

Där C är koncentrationen, Q är källor, σ_y , σ_z är standardavvikelser som är funktioner av avståndet från källan, U är vindhastigheten, z och y beskriver avståndet från källan i vertikal- respektive horisontalled och h_e är plymhöjden. Den andra och tredje termen i hakparentesen står för reflektion vid marken respektive toppen av ett väl omrört gränsskikt av föroreningar.

3.2.2 Gridmodellen

Med hjälp av denna modell är det möjligt att kunna få en bild av vad som händer med föroreningskoncentrationerna timme för timme. Gridmodellen används med fördel för simuleringar på större längdskalor och med en mer komplicerad topografi. De meteorologiska data som behövs för att göra beräkningarna är observerade data, vilka tas från närmaste meteorologiska mast.

Modellen bygger på en tredimensionell advektions-diffusions ekvation för ett visst ämne.

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial x} + v \frac{\partial c}{\partial y} + w \frac{\partial c}{\partial z} = \frac{1}{\rho} \frac{\partial}{\partial z} \left[\rho \left(K_z \frac{\partial c}{\partial y} + w_s c \right) \right] + \frac{Q}{p}$$

där:

c = koncentrationen

ρ = luftens densitet som funktion av höjden

u, v, w = vindhastighets komponenter

x, y, z = kartesiska koordinater

w_s = sedimentationshastighet

Q = källor

K_z = vertikal turbulent diffusionskoefficient

Ekvationen löses på ett tredimensionellt numeriskt gridnät. Gridmodellen använder endast data från emissionsdatabasen. Punktkällor behandlas var för sig medan andra källor samlas till ett emissionsgrid.

4. MODELLRESULTAT OCH DISKUSSION

Spridningsberäkningar med både grid- och gaussmodellen har genomförts. Främst har beräkningar gjorts i Globenområdet, för Arlanda flygplats och för Hornsgatan då det finns mätningar att jämföra med för dessa platser. I detta kapitel kommer beräkningarna för Globenområdet och hela Stockholmsområdet att tas upp. I kapitel 6, där en jämförelse mellan beräkningar och mätningar görs, kommer även spridningsberäkningar från Arlanda och Hornsgatan att diskuteras. Den största tonvikten för spridningsberäkningarna ligger vid vägtrafiken då den är den största källan. En sammanfattande tabell med de totala emissionerna för varje källa finns i slutet av kapitlet (tabell 4.2).

4.1 Spridningsberäkningar med gaussmodellen

Vid Globenområdet har spridningsberäkningar med gaussmodellen genomförts för vintersäsong och sommarsäsong för varje enskild källa. I Figur 4.1 visas spridningen för alla källor (vedeldning, bensinstationer, vägtrafik, avdunstning under körning och avdunstning under parkering) i Globenområdet för vintersäsong. Figuren visar tydligt att de högsta bensenkoncentrationerna finns runt de större vägarna, Nynäsvägen och Enskedevägen. De allra högsta koncentrationerna finns runt Nynäsvägen och vid delar av Arenavägen. Nynäsvägen är en kraftigt trafikerad väg, belastad med c:a 78 000 fordon/dygn, där snitthastigheten är c:a 70 km/h jämn fart. Enskedevägen är också starkt tyngd av vägtrafiken (c:a 19 000 fordon/dygn), men dock inte i samma utsträckning som Nynäsvägen. Därför är halterna inte lika höga. Vid Arenavägen finns ett industriområde där andelen tung trafik är stor, vilket är förklaringen till de höga halterna här. Vid avfarten från Nynäsvägen till Arenavägen ligger det tre bensinstationer, som bidrar till bensenkoncentrationerna. Här finns också trafikljus och detta medför att det ofta står bilar i kö som kör på tomgång. Generellt för beräkningarna gäller att koncentrationen av bensen i luften kan förväntas vara något högre vintertid än vad som visas eftersom kallstartar inte simuleras i modellen.



Figur 4.1 Resultat av spridningsberäkningar gjorda med gaussmodellen i Globenområdet under vintersäsong. Enheten är $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Genom att beräkna förhållandet mellan vägtrafiken under körning (avgasutsläpp och avdunstning under körning) och samtliga källor vid vissa platser (se figur 5.2) kan man se hur stor del vägtrafiken bidrar med vad gäller bensenutsläpp i Globenområdet. Resultatet av detta visar att vägtrafiken bidrar mellan c:a 75-99% till bensenkoncentrationerna (tabell 4.1). Mest bidrar vägtrafiken nära de större vägarna och minst i villaområdena, där det är lite biltrafik.

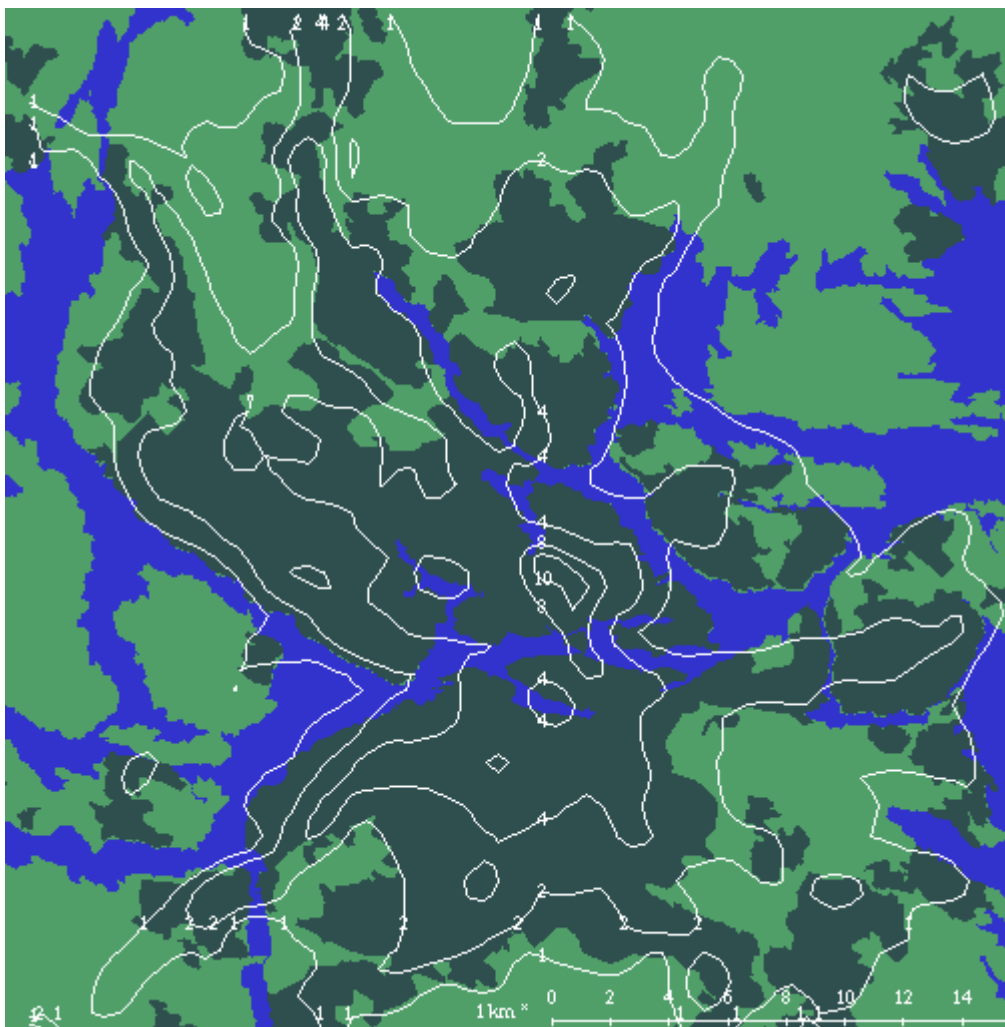
Tabell 4.1 Vägtrafikens bidrag till bensenkoncentrationerna i Globenområdet.

Plats	Bensenkoncentration för alla källor ^a ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Bensenkoncentration för biltrafiken ^b ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Vägtrafikens bidrag i %
1	5,83	5,65	97
2	3,44	3,17	92
3	0,52	0,40	77
4	2,31	2,24	98
5	1,03	0,83	82
6	0,74	0,56	76
7	2,52	2,49	99

- a. I detta fall ingår: running losses, hot soak losses, diurnal losses, vedeldning och bensinstationer.
- b. Avdunstning vid parkering ingår ej.

Det kan också vara av intresse att se hur stor del av utsläppen under körning, som kommer från avdunstning. En beräkning vid samma punkter som ovan visar att avdunstningen står för 8-12% av fordonsutsläppen vintertid. Detta är lägre än vad som VTI föreslår (se avsnitt 2.1.2), men deras beräkningar grundar sig på totalkolväten. En liknande beräkning sommartid visar att det inte är någon skillnad för säsongerna. Detta beror på att databasen inte tar hänsyn till att avdunstningen varierar med temperatur. Spridningsberäkningarna underskattar alltså avdunstningen på sommaren.

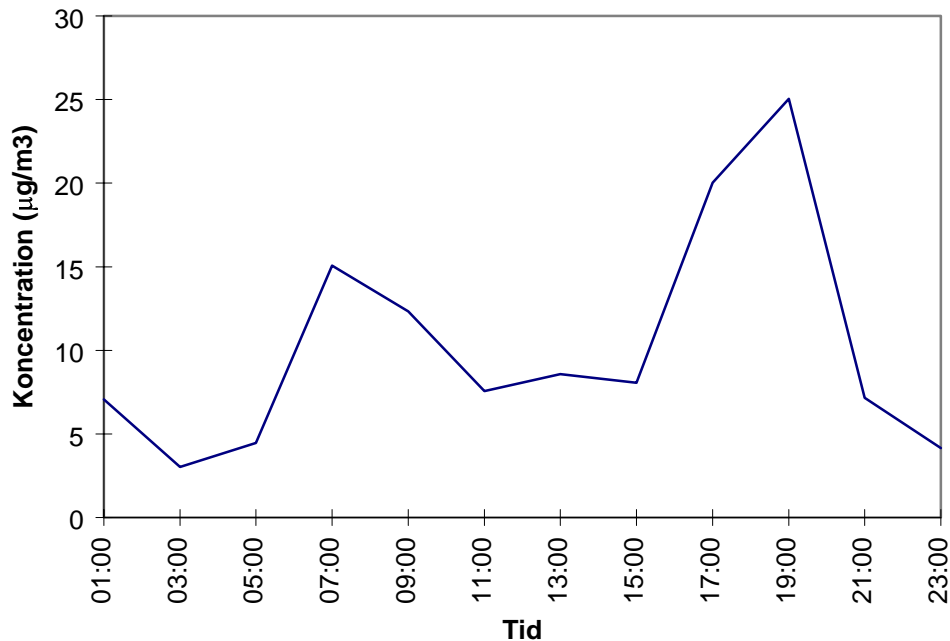
Spridningsberäkningar med gaussmodellen har också genomförts för hela Stockholmsområdet. Beräkningar har gjorts för vintersäsong, med vedeldning, bensinstationer, vägtrafik, avdunstning under körning och avdunstning under parkering. Resultatet av beräkningarna finns att tillgå i figur 4.2. De högsta koncentrationerna av bensen finns i innerstadsområdet (Norrmalm), vilket är väntat då det är här de största källorna finns. Utsläppen från trafiken är större vid körning i innerstad än på landsväg (se även tabell A1).



Figur 4.2 Resultat av spridningsberäkningar gjorda med gaussmodellen i Storstockholm under vintersäsong. Enheten är $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

4.2 Gridmodellen

För gridmodellen har spridningsberäkningar gjorts i Globenområdet endast för vägtrafiken. Gridmodellen ger information vad som händer med spridningsfältet varannan timme. Det kan därför vara av intresse att se hur koncentrationerna varierar under dagen. I figur 4.3 visas dygnets bensenvariationer vid Nynäsvägen (platsen finns utmärkt i figur 5.1, plats 4 fyrkant). Bilden visar tydligt att de högsta bensenkoncentrationerna förekommer under förmiddag och eftermiddag då trafikflödet är som störst.



Figur 4.3 Beräknade bensenkoncentrationer under dygnet 19 mars 1997.

Tabell 4.2 är en översikt på hur mycket bensen varje enskild källa emitterar. Dessa data kommer från emissionsdatabasen för bensen. Vägtrafik är den klart dominerande källan och den står för nära 80% av de totala emissionerna. Det är utsläpp från fordon vid förbränning som står för den största delen vad gäller vägtrafiken. För sjöfarten är det fritidsbåtarna som står för den största delen emitterat bensen. Enligt tabellen är vedeldningen den andra största källan för bensen, medan flygtrafiken står för en förhållandevis liten del.

Tabell 4.2 Totala emissioner för Stockholms kommun framtagna med EDB:n för bensen.

Källa	Emission (ton/år)
Vägtrafik: Totalt	1 566
Förbränning	1 400
Avdunstning under körning	150
Avdunstning under parkering	16
Sjöfart: Totalt	130,5
Färjetrafik	0,5
Fritidsbåtar	130
Flygtrafik	0,2
Bensinstationer	1,5
Vedeldning	290
Arbetsmaskiner	5,5
Totalt	2 000

5. MÄTNINGAR MED PASSIVA PROVTAGARE

5.1 Mätningar vid Globen

I denna studie har mätningar med s.k. passiva provtagare eller diffusionsprovtagare använts för att undersöka bensenhalterna i direkt och nära anslutning till bensinstationer. Provtagningen ägde rum under fyra enveckorsperioder med början i mitten av mars och mätningar har utförts på tre närliggande platser i en av Stockholms södra förorter.

5.1.1 Passiva provtagare för kolväten

I denna typ av provtagningsteknik utnyttjar man molekylernas termiska diffusion och man behöver inte tillföra någon form av energi till provtagarna. För bestämning av kolväten, i detta fall bensen, används diffusionsprovtagare i form av ett rör av rostfritt stål (Boström m.fl., 1996). I röret finns en sorbent (impregnerat filter eller adsorbent) som hålls kvar med ett stålnät (se figur 5.1). Sträckan mellan rörets öppna ände och sorbenten kallas diffusionssträcka. Innan provtagningen börjar är röret förslutet i båda ändarna. Genom att ersätta en av förslutningarna med en diffusionstillsats påbörjas mätningarna. I början av provtagningen är gaskoncentrationen noll vid sorbenten. Luftens molekyler strävar efter att utjämna skillnaden mellan koncentrationen vid sorbenten och den omgivande luften, vilket medför att molekylerna vandrar inåt. Storleken på masstransporten beror på cylinderns tvärsnittsarea, diffusionssträckan, omgivningsluftens gashalt och diffusionskoefficienten.

Vid provtagningen hänger provtagarna lodrätt med diffusionstillsatsen nedåt. Bredvid själva provtagaren hänges ett blankrör med båda ändarna förslutna. Detektionsgränsen, för denna typ av provtagning, definieras som tre gånger standardavvikelsen för blankvärdet (Mowrer m.fl. 1996). Enligt Mowrer m.fl. är detektionsgränsen för bensen $0,16 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Vid provtagningens slut försluts den passiva provtagaren på nytt. Rören analyseras med hjälp av gaskromatografi och med en flamjonisationsdetektor. Själva analysen går inte igenom i denna rapport.



Figur 5.1 Passiv provtagare.

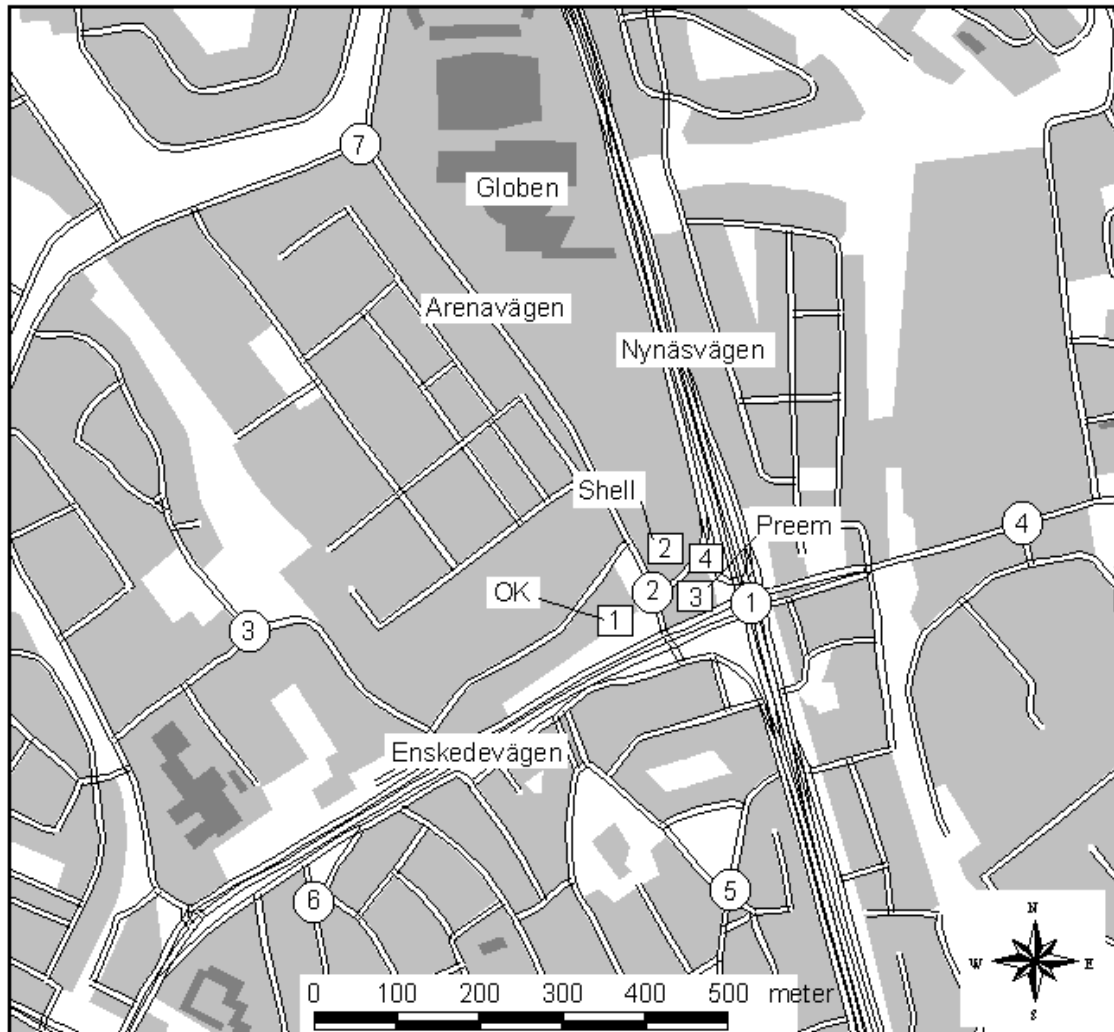
1. Låsring; 2. Rostfritt stål nät; 3. Specialkonstruerad diffusionstillsats;
4. Rostfria stål nät; 5. Adsorbent; 6. Provtagningsrör; 7. Fasthållande fjäder;
8. Förslutning.

5.1.2 Mätplats

Tre provtagningsplatser utsågs i närheten av Globenområdet. I det utvalda mätområdet finns tre bensinstationer och i närheten ligger den vältrafikerade Nynäsvägen. Nynäsvägen har fyra filer och vägen är belastad med ungefär 78 000 fordon/dygn. I anslutning till bensinstationerna finns en avfart från Nynäsvägen och en korsning med trafikljus. Ett industriområde finns också nära, vilket gör att andelen tung trafik är relativt stor. Området är hela tiden belastat med mycket trafik, främst under rusningstid.

Två av provtagarna placerades på två av bensinstationerna vid tankplatsen c:a två meter upp. Båda stationerna är utrustade med återvinningssystem vid både tankning av fordon (muffar) och återvinning vid fyllning av cistern. Den sista provtagaren placerades på c:a 1,5 meters

höjd utanför bensinstationsområdet närmare Nynäsvägen. Provtagarnas placering finns utmärkta i figur 5.2.



Figur 5.2 Karta över Globenområdet. Plats 1 och 2 (fyrkanter) är bensinstationerna där provtagare suttit, plats 4 (fyrkant) är mätplatsen vid Nynäsvägen, plats 3 (fyrkant) är en bensinstation, plats 1-7 (cirklar) diskuteras i kapitel 4.1.

5.1.3 Resultat och diskussion

Mätvärdena från provtagningsperioden, som analyserats av IVL (Institutet för vatten- och luftvårdsforskning) i Göteborg, framgår av tabell 5.1. Resultaten visar att halterna vid bensinstationerna är betydligt högre än de vid vägen. Alla halter är högre än den av IMM angivna lågrisknivå, $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Naturvårdsverket rapport 3763, 1990, Calander m.fl., 1990). Vid bensinstationerna kan halten uppgå till ungefär 20 gånger lågrisknivån.

Skillnaden mellan bensenkoncentrationerna på bensinstationsområdena och vid vägen beror delvis på avdunstning från bensinpumparna, men sannolikt också på att det över bensinstationerna finns ett tak. Dessutom är utsläppen från fordonen relativt höga vid start och acceleration från stationen. Den stora skillnaden framgår tydligast vid en jämförelse av

Nynäsvägen och OK, där bensinstationen har ett värde som ligger 5-8 gånger högre. Taket medför att avdunstning från bensin och avgasutsläpp från bilar inte sprids på ett effektivt sätt utan stannar kvar under taket.

Tabell 5.1 Provtagningsresultat från mätningar i Globenområdet vintern 1997.

Mätplats	Bensenkoncentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			
	Period 1 ^a	Period 2 ^a	Period 3 ^a	Period 4 ^a
Nynäsvägen	6,37	3,54	4,14	4,50
Shell Globen	20,32 ^b	3,53	9,83	7,16
OK Globen	29,58	28,58	30,10	32,06

a. Period 1: 970318-970325; Period 2: 970325-970402; Period 3:970401-970408; Period 4:970408-970415.

b. Cap lös vilket ger för höga resultat.

Period 2 visar lägst bensenkoncentrationer för alla tre mätplatser. Detta kan tänkas bero på vindhastigheten under perioden. Genom att ta fram ett veckomedelvärde på vindhastigheten (tabell 5.2) kan man se att period 2 hade den högsta medelvindhastigheten, vilket leder till en mer effektiv omblandning. Vid Nynäsvägen, som inte påverkas av något tak, kan man se att perioden med lägst medelvindhastighet motsvarar den högsta koncentrationen. Det är dock svårt att dra några egentliga slutsatser om sambandet mellan väder och bensenkoncentrationerna då en vecka är en lång tid för ett medelvärde vad gäller vindhastigheten.

Skillnaden mellan de två bensinstationerna beror på att OK har en betydligt högre omsättning än Shell. 1995 hade OK en omsättning på drygt 5 510 ton/år medan Shell hade en omsättning på drygt 3 700 ton/år. Till följd av detta har OK ett större antal pumpar än Shell, vilket ökar avdunstningen från pumparna. OK har dessutom en stor butik. Endast 25% av OK:s kunder är bensinkunder (Lars Jenmert, OK Globen, personlig kontakt, april 1997). Således har alltså OK större emissioner av fordonsavgaser på stationsområdet, vilket torde vara upphovet till de högre halterna här.

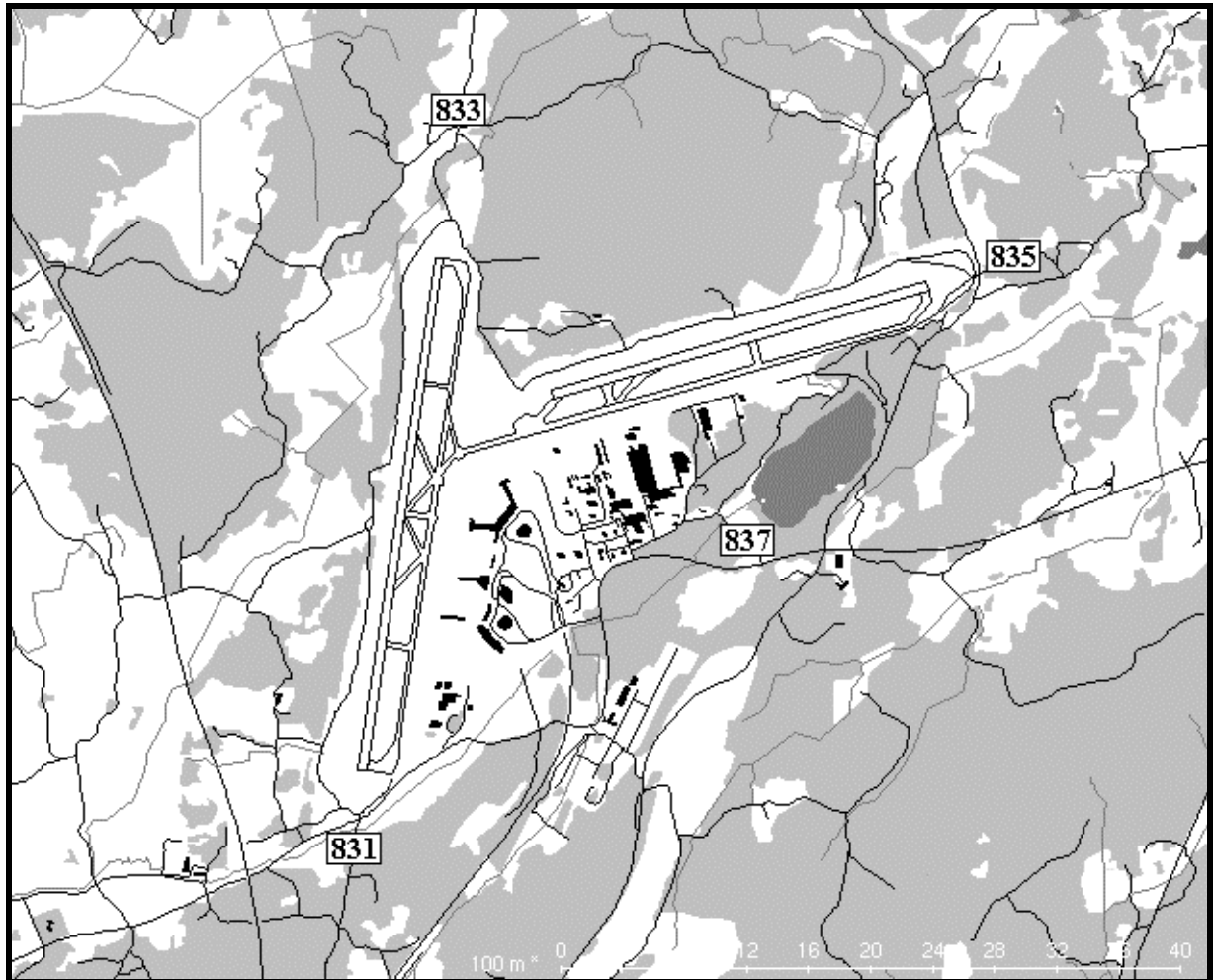
Tabell 5.2 Vindhastigheten under provtagningsperioderna (veckomedelvärden). Värdena är uppmätta på Högdalenmasten vid 5 m höjd.

Medelvindhastighet (m/s)	
Period 1 ^a	1,2
Period 2 ^a	3,2
Period 3 ^a	2,6
Period 4 ^a	2,7

a. Period 1: 970318-970325; Period 2: 970325-970402; Period 3:970401-970408; Period 4:970408-970415.

5.2 Mätningar vid Arlanda flygplats

Luftfartsverket har vid Arlanda flygplats under flera perioder med start sommaren 1994 genomfört mätningar av bl.a. bensen. Mätningarna har även här genomförts med hjälp av passiva provtagare. Liksom vid mätningarna vid Globen har provtagningarna pågått i intervall om en vecka. Bensenkoncentrationen mättes på fyra platser i Arlandaområdet (figur 5.3). Samtliga värden finns samlade i Appendix 2.

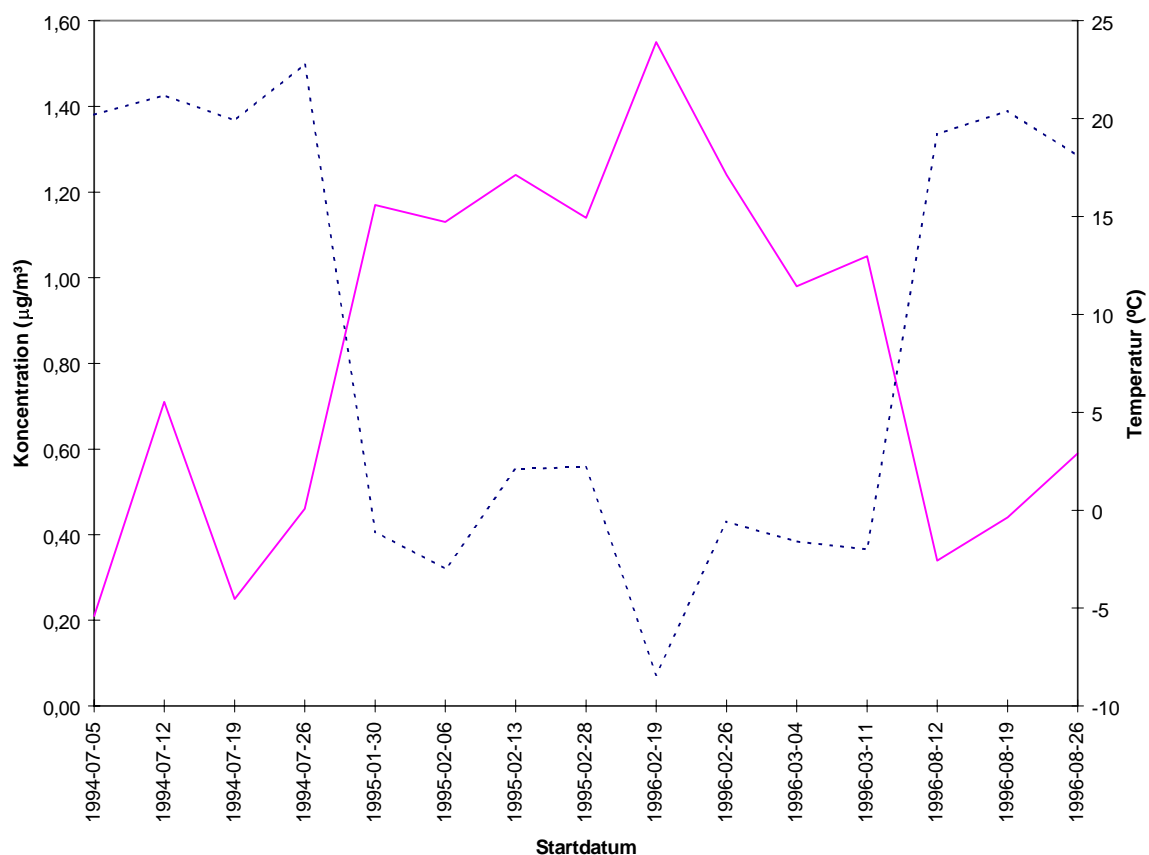


Figur 5.3 Karta över mätplatser på Arlanda flygplats.

På en flygplats är det inte bara flygplansaktivitet som ger upphov till luftföroreningar utan också aktiviteter som är kopplade till flygplatsen såsom servicetrafik, punktkällor och vägtrafik med direkt anknytning till flygplatsen (Calander m.fl., 1990). Då mätningarna utförts under både vinter och sommar är det av intresse att undersöka om det föreligger någon skillnad i säsong för bensenkoncentrationen. Figur 5.4 visar koncentrationen vid plats 833. Temperaturen finns också plottad som veckomedelvärde. Figuren visar tydligt att bensenhalten i luften är maximal under vintermånaderna (då temperaturen är lägst). Detta kan bero på flera faktorer:

1. Meteorologiska förhållanden.
2. Ökad flygaktivitet.
3. Ökad sänkstyrka p.g.a. att koncentration av OH-radikaler ökar sommartid.

Sannolikt är det de två förstnämnda faktorerna som är den huvudsakliga anledningen till att bensenkoncentrationen är högre på vintern än på sommaren. En ökad sänkstyrka p.g.a. fler OH-radikaler kan antas påverka bensenkoncentrationen så pass lite i förhållande till de andra faktorerna. Under sommaren minskar antalet landningar och starter vid Arlanda med ungefär 25%. Till följd av detta kommer också service- och vägtrafiken att minska.



Figur 5.4 Mätningar med passiva provtagare vid Arlanda. Heldragen kurva visar koncentrationen. Streckad kurva visar temperaturen.

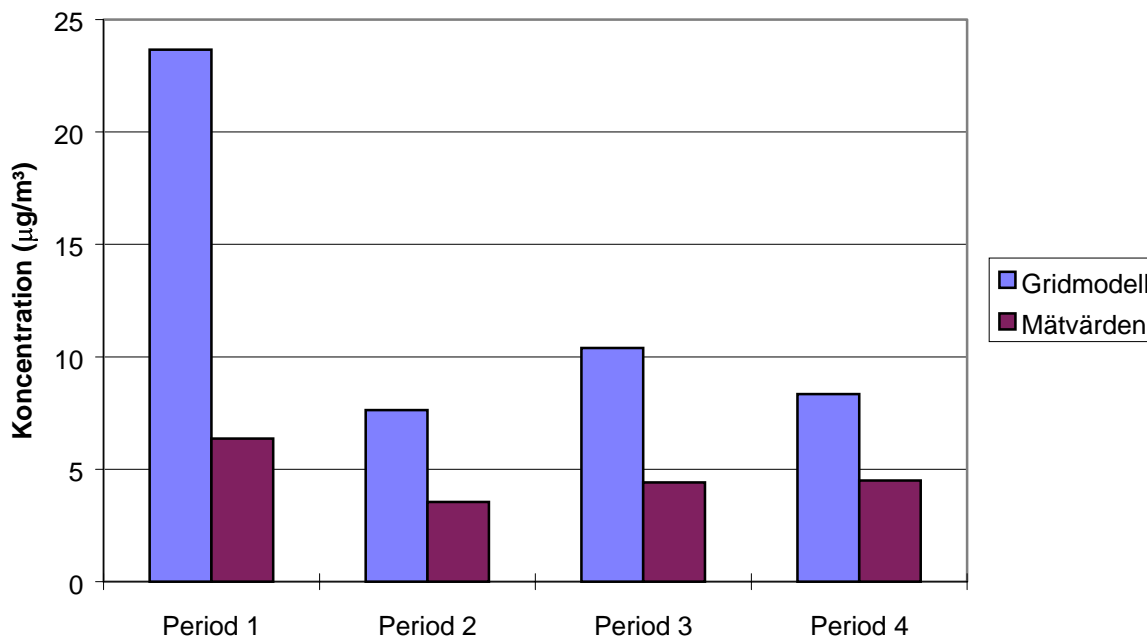
6. JÄMFÖRELSE MELLAN SPRIDNINGSBERÄKNINGAR OCH MÄTNINGAR

Genom att jämföra modellberäkningarna med uppmätta data går det att bilda sig en uppfattning om hur bra modellen, med givna emissionsdata, simulerar verkligheten. Jämförelser har gjorts för Globenområdet, Arlanda flygplats och Hornsgatan.

6.1 Globen

I figur 6.1 visas mätningarna, med passiva provtagare, som utfördes vid Nynäsvägen i Globenområdet under våren 1997. Figuren visar också veckomedelvärden för samma område beräknade med gridmodellen. Perioderna som avses finns beskrivna i tabell 5.1. För gridmodellen är endast vägtrafiken medtagen, då denna källa är klart dominerande i detta område.

Trots att det endast är vägtrafiken som ingår i beräkningarna med gridmodellen, är dess koncentrationer för alla fyra veckorna högre än för de uppmätta. Den stora skillnaden kan tänkas bero på osäkerheter i indata till EDB:n, varför resultaten av beräkningarna blir behäftade med ett fel.



Figur 6.1 Beräknade och uppmätta värden för Nynäsvägen. Beräkningarna är gjorda med gridmodellen.

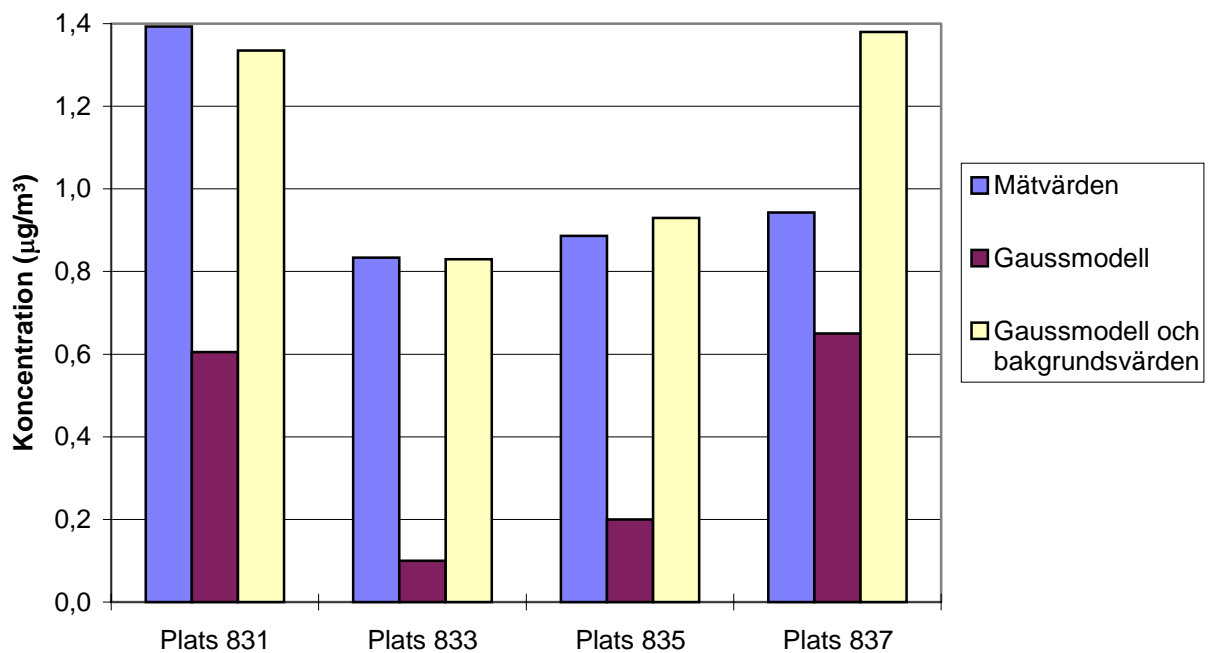
6.2 Arlanda

Mätningar av bensen har utförts av Luftfartsverket med hjälp av passiva provtagare (se avsnitt 5.2). Provtagningar har gjorts på fyra platser på flygplatsområdet. Platserna finns utmärkta i figur 5.3. Beräkningar med gaussmodellen under sommar och vintermånad har gjorts för flygtrafiken, vägtrafiken, avdunstning under körning och för bensinstationer. I figur 6.2 visas modellresultaten som ett medelvärde mellan sommar- och vintersäsong. Figuren visar även medelvärden för de uppmätta bensenhalterna. I detta fall är de uppmätta halterna högre än de simulerade.

Slb-analys (Stockholms luft- och bulleranalys), vid Miljöförvaltningen i Stockholm, har under perioden september 1995 till september 1996 genomfört mätningar av bensen på Norra Malma i Norrtälje kommun. Luften vid denna plats är relativt ren och mätdata därifrån kan därför användas som bakgrundsvärden. Under denna period uppmättes ett medelvärde av $0,73 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Om man i beräkningarna för Gaussmodellen tar hänsyn till bakgrundsvärdena, stämmer modellens beräkningar och de uppmätta koncentrationerna bättre överens (se figur 6.2). Det bör tilläggas att i detta fall har bakgrundsvärdet en betydande del i resultatet.

Osäkerheter i beräkningarna inkluderar:

- Osäkerheter i indata hos emissionsdatabasen.
- Att modellen inte simulerar förändringar i flygaktivitet under säsongerna. Enligt beräkningarna står flygtrafiken för c:a 35% av de totala emissionerna.
- Vid Arlanda flygplats finns flera stora parkeringsplatser vilket betyder att ”diurnal losses” är stor. I EDB:n beskrivs avdunstning under parkering som gridkälla fördelat över befolkningsmängd. Detta medför, då ingen bor på Arlanda, att denna källa inte finns med för flygplatsen.
- Servicetrafiken på plattan har ej tagits med i beräkningarna, då denna källa ej finns inlagd i EDB:n.

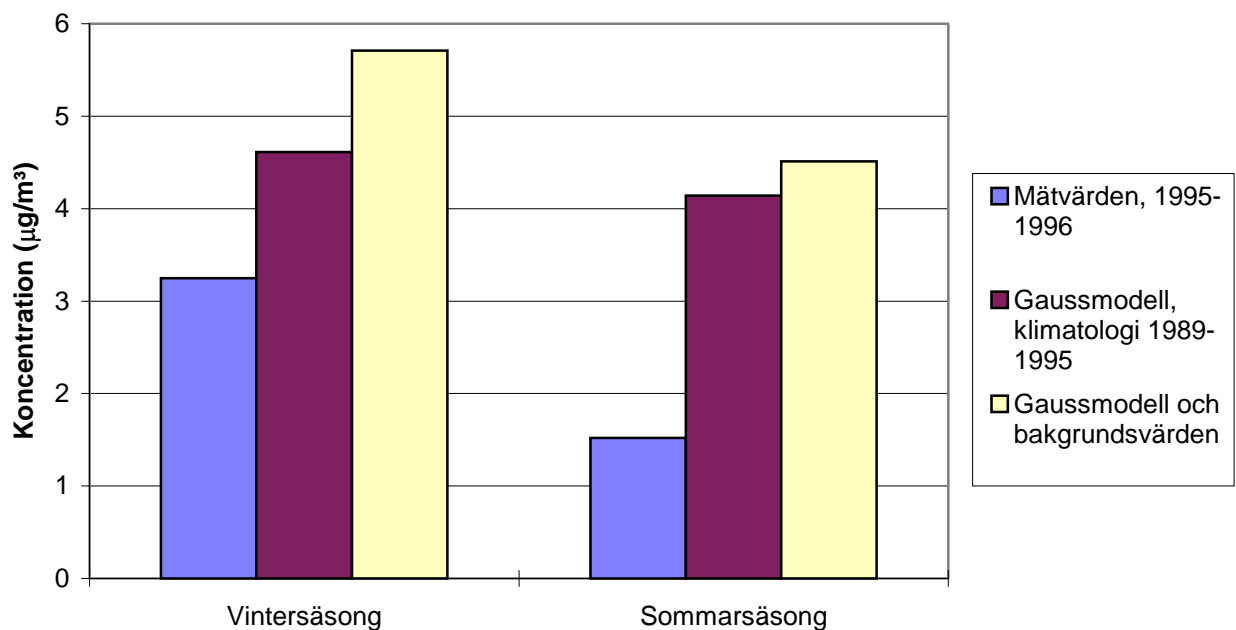


Figur 6.2 Beräknade och uppmätta värden för Arlanda flygplats. Beräkningarna är gjorda med gaussmodellen och innefattar flygtrafik, vägtrafik och bensinstationer.

6.3 Hornsgatan

Under perioden september 1995 till september 1996 har Slb-analys genomfört mätningar av bensen i taknivå vid Hornsgatan. Liksom för Globenområdet och Arlanda flygplats har mätningarna genomförts med passiva provtagare. Provtagarna suttit uppe i en vecka. Hornsgatan är en väl trafikerad innerstadsgata belastad med ungefär 32 000 fordon/dygn. Nära mätplatsen finns dessutom den korsande Ringvägen (c:a 10 000 fordon/dygn). Medelvärden för de uppmätta bensenkoncentrationerna finns för sommar- och vintersäsong i figur 6.3. För båda säsongerna överskrids IMM:s angivna lågrisknivå för bensen. I figuren finns också spridningsberäkningar gjorda med gaussmodellen. I beräkningarna ingår; vägtrafik, avdunstning under körning, avdunstning under parkering, vedeldning och bensinstationer. Beräkningarna överskrider i detta fall de uppmätta värdena för båda säsongerna. Detta beror på större påverkan av källor som har approximerats i EDB:n och därför har ett fel

(vägtrafiken). Skillnaden mellan beräkningar och de uppmätta värdena är störst under sommaren. Skillnaden kan bero på att mätningarna utförts under 1995-1996, medan beräkningarna gjorts för säsong med statistiska väderdata under åren 1989-1995. Det kan också bero på att modellen inte tar hänsyn till reaktionen med hydroxylradikalen. I figur 6.3 finns dessutom bakgrundsvärdena (koncentrationer vid Norra Malma) adderade till beräkningarna. Bakgrundsvärdet är högre under vintersäsong än under sommarsäsong. Detta beror på att reaktionen med hydroxylradikalen är mer effektiv under sommarmånaderna.



Figur 6.3 Uppmätta och beräknade värden vid Hornsgatan. Beräkningarna är gjorda med gaussmodellen.

7. SLUTSATSER

Mätningar av bensen gjorda med passiva provtagare, under våren 1997, på två bensinstationer och vid en vältrafikerad väg, har visat att IMM:s angivna lågrisknivå på $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ överskrids på alla platser. De högsta värdena uppmättes på bensinstationsområdena, sannolikt för att det är nära till bensintankarna, men också för att det finns ett tak över stationerna, vilket hindrar en effektiv spridning. Skillnader mellan de båda bensinstationerna beror på att den ena bensinstationen är betydligt större än den andra. Den större bensinstationen har ett större antal bensinpumpar. Då denna bensinstation också har fler kunder innebär detta att bensenkoncentrationen blir högre p.g.a. mer fordonsavgaser på området.

Mätningar gjorda av Luftfartsverket vid Arlanda flygplats visar att bensenhalterna varierar kraftigt under året. Maximala koncentrationer återfinns på vinterhalvåret. Detta gäller även för mätningar gjorda vid Hornsgatan och Norra Malma. Detta beror meteorologiska förhållanden och förändringar i trafikflödet. Specifikt för Arlanda kan också förändringar i flygaktiviteten påverka. För mätningar gjorda i relativt ren luft kan också reaktion med hydroxylradikalen vara av betydelse.

Spridningsberäkningar med två olika modeller, grid- och gaussmodell, har genomförts. Gaussmodellen genomför spridningsberäkningar för en hel säsong, medan det med gridmodellen är möjligt att få fram beräkningar för varannan timme.

Resultatet av spridningsberäkningarna har visat att beräkningar gjorda med gridmodellen överstiger uppmätta värden i Globenområdet. Detta beror sannolikt på osäkerheter i indata till emissionsdatabasen vilka påverkar resultatet.

Spridningsberäkningar gjorda med gaussmodellen har också genomförts på Arlanda flygplats. I detta fall överensstämmer beräkningarna väl med uppmätta data då hänsyn tas till bakgrundsvärden (vilka dominerar). Detta beror på att det vid Arlanda inte är nära till några stora källor, vilket gör att osäkerheterna i EDB:n bidrar mindre till fel i beräkningarna. Beräkningarna visar dessutom att flygaktiviteten vid Arlanda bidrar med ungefär 35% till totalhalten av bensen i detta område resten kommer från vägtrafiken.

Spridningsberäkningar har också gjorts för hela Stockholmsområdet. De högsta koncentrationerna av bensen återfinns i innerstadsområdet. Detta beror på att det är mer trafik i innerstaden och utsläppen från fordonen är högre vid innerstadskörning än vid landsvägskörning. Mätningar gjorda med passiva provtagare av Slb-analys vid Miljöförvaltningen i Stockholm, visar att beräkningarna gjorda med gaussmodellen överskattar koncentrationerna av bensen, vilket överensstämmer med resultatet för gridmodellen vid Globen.

Jämförelser mellan uppmätta och beräknade koncentrationer av bensen visar att det behövs bättre ingångsdata till emissionsdatabasen. Då den största källan till bensen är vägtrafiken behövs bättre underlag till denna källa.

APPENDIX A

A1. Emissionsdatabasen för bensen

En ny emissionsdatabas (EDB) för bensen skapades med utgångspunkt från den redan existerande databasen för kolväten. Emissionsfaktorerna har tagits fram med hjälp av litteratur. För att lättare kunna skapa en ny EDB så har en faktor för nästan varje källa tagits fram. Denna har sedan multiplicerats med redan tillgängliga VOC- eller NO_x-data. En sammanfattande tabell (tabell A2) på upplägget av databasen finns i slutet av appendix A.

A1.1 Fordon

I databasen är fordonen definierade som linjekällor. De är dessutom uppdelade efter reningskrav enligt Vägverkets EVA-modell (Hammarström m.fl. 1994):

Pb A	Personbil utan katalysator, representerar fordonsparken i icke åldrat skick.
Pb B	Personbilar med katalysator, miljöklass 3.
Pb C	Personbilar med katalysator, miljöklass 1.
Lb A	Tungt fordon, 1985-1986 års fordonspark.
Lb B	Tungt fordon, miljöklass 3.
Lb C	Tungt fordon, miljöklass 1.
Lbs A	Tungt fordon med släp, 1985-1986 års fordonspark.
Lbs B	Tungt fordon med släp, miljöklass 3.
Lbs C	Tungt fordon med släp, miljöklass 1.

I litteraturen har värden för bensen i avgaserna för personbilar med katalysator och utan katalysator samt för tunga fordon hittats. Emissionsfaktorer för två hastigheter har funnits att tillgå (för personbilar). Då emissionsdatabasen kräver data för vägar med hastighetsbegränsningen 50, 70, 90 och 110 km/h och dessutom för olika vägslag har en approximation varit nödvändig. För de tyngre fordonen har s.k. bus cycle driving conditions använts och således har endast ett värde på bensenkoncentrationer funnits för denna typ av fordon. De emissionsfaktorer som fordonsdatabasen utgår ifrån finns i tabell 2.1. En faktor som multipliceras med fordonsdatabasen för kolväten (HC exhaust) har beräknats. För en 70 väg har 6 VTI¹ och för en 90 väg har 5 VTI valts. För att det ska bli en större noggrannhet hos utdata har dessutom alla faktorer multiplicerats med 100. Detta innebär att division med en faktor 100 är nödvändig för att få ett korrekt resultat vid användning av spridningsmodellen. Faktorn har tagits fram på följande sätt:

$$x = \frac{\text{mg bensen}}{\text{fordonskilometer}} \cdot \frac{1}{\text{mg HC exhaust/fordonskilometer}} \cdot 100$$

¹ VTI, vilket står för Statens Väg- och Transportforskningsinstitut, beskriver vägtyp. En låg siffra t.ex. 1 står för en stor motorväg, medan en hög siffra t.ex. 11 står för en innerstadsgata.

Där den första faktorn finns att tillgå från tabell 2.1 och den andra faktorn finns i fordonsdatabasen för kolväten (70/6 VTI och 90/5 VTI) då hastigheten är större eller lika med 70 respektive 90 km/h. För en 50 väg har faktorn från 70 vägen använts och för 110 vägen har faktorn för 90 vägen använts.

Eftersom bensedata endast funnits att tillgå för Pb A, Pb B och Lb A har samma emissionsfaktor använts för Pb B och Pb C samt för Lb A - Lb C.

Fordonsdatabasen kräver dessutom data för tunga fordon med släp. Uppgifter om dessa emissionsfaktorer har ej funnits att tillgå i litteraturen. För att få fram önskade emissionsfaktorer har bensen antagits vara proportionellt mot HC exhaust. Ett förhållande mellan HC exhaust för tungt fordon med släp och för tungt fordon utan släp har beräknats för alla fordonsklasser samt för 70 och 90 km/h (6 respektive 5 VTI). Utsläppsdata för detta har hittats i emissionsdatabasen för kolväten. Detta förhållande har multiplicerats med den från litteraturen funna emissionsfaktorn för tunga fordon utan släp (13 mg/km). En faktor har sedan beräknats på samma sätt som beskrivits ovan. Exempel på det färdiga resultatet visas i tabell A1. Landsväg är här en 90 väg (90/5 VTI) och tätort är en 70 väg (70/6 VTI), enheten fkm står för fordonskilometer. Hastigheten betecknar antalet stopp, ju lägre hastighet desto fler stopp, vilket ger en högre emission.

Tabell A1. Exempel ur fordonsdatabasen för bensen.

		Hastighet (km/h)								
Fordonstyp	Vägtyp	20	30	40	50	60	70	80	90	100
PbA (mg bensen/fkm)	Tätort	387,7	215,0	128,0	85,2	63,5	42,0	42,0	42,0	42,0
	Landsväg	37,0	37,0	37,0	37,0	37,0	37,0	37,0	37,0	37,0
PbB (mg bensen/fkm)	Tätort	48,8	27,5	16,3	11,3	7,5	5,0	5,0	5,0	5,0
	Landsväg	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7
LbA (mg bensen/fkm)	Tätort	58,3	35,7	24,3	18,6	15,8	13,0	13,0	13,0	13,0
	Landsväg	13,1	13,1	13,1	13,1	13,1	13,1	13,1	13,1	13,1

Avdunstningen från bilarna under körning och då motorn är uppvärmd men stillastående (running losses respektive hot soak losses) har antagits vara 0,4% av HC run + hot soak. Dessa utsläpsskällor finns i databasen som linjekällor. För att öka noggrannheten är värdena 10 gånger högre än önskat. Resultatet bör därför divideras med 10. Resultatet bör dessutom multipliceras med $4/7^2$.

Avdunstning under parkering (diurnal losses) finns definierade i EDB:n som gridkälla som är fördelat efter befolkningsstatistik. Liksom ovan har emissionsfaktorn antagits vara 0,4% av avdunstning under parkering för totalolväten. Resultatet bör likaså här korrigeras med en faktor $4/7$.

² Tidigare antogs att det i gasfasen hos bensen fanns 0.7 vikt % bensen. Detta har lagts in i EDB:n. Då senare fakta visat på 0.4 vikt % bör resultatet korrigeras med $4/7$

A1.2 Bensinstationer

Bensinstationerna finns inlagda i emissionsdatabasen som areakälla. Då 0,4% bensen antas finnas i gasfasen hos bensin har här värdet för VOC för denna källa multiplicerats med 0,4%. Resultatet bör korrigeras med en faktor av 4/7.

A1.3 Flygtrafik

De två större flygplatserna i Stockholmsområdet, Arlanda och Bromma, finns definierade i databasen som areakällor. Endast värden för Arlanda har funnits i litteraturen. För Arlanda har en emissionsfaktor på 5,5 ton bensen/år antagits (Calander m.fl., 1990 och information från Luftfartsverket). För att kunna lägga in ett värde för Bromma flygplats har en kvot mellan bensenhalten på Arlanda och utsläppet för VOC beräknats. Värdet på de flyktiga kolvätena har funnits att tillgå i EDB:n för båda flygplatserna. Detta har gett att bensenhalten är ungefär 3% av VOC-utsläppen på Arlanda. Förhållande har också antagits gälla på Bromma flygplats, vilket har gett en emissionsfaktor på 0,17 ton bensen/år vid Bromma flygplats.

A1.4 Småskalig vedeldning

Vedeldningen ligger i databasen definierat som en gridkälla. Gridkällan för denna typ av uppvärmning är fördelad över låghusområden, där vedeldade pannor oftast förekommer. Enligt Andersson-Sköld (1993) är det totala utsläppet i Storstockholmsområdet 500 ton/år.

A1.5 Fritidsbåtar

Fritidsbåtar finns definierat som gridkälla. Emissionsdata för denna källa har ej funnits att tillgå i litteraturen. För att få fram en emissionsfaktor för fritidsbåtarna har det antagits att en bensindriven bilmotor utan katalysator är en lämplig approximation. Fritidsbåtar drivs också i en del fall med diesel, men det har bara tagits fram data för bensindrivna båtar. Ett förhållande mellan bensen och totalkolväte har tagits fram ur litterära värden (Westerholm och Egebäck, 1994). Utifrån detta har sedan ett värde på bensenutsläppen från fritidsbåtarna kunnat beräknas med hjälp av värden på totalkolväten, som finns i EDB:n.

A1.6 Färjor, handelsfartyg och arbetsfartyg

Värden på större fartyg har varit svåra att finna. I EDB:n finns de större fartygen beskrivna som punktkälla. För att på ett relativt enkelt sätt kunna få en representativ emissionsfaktor för denna källa har en dieseldriven motor för tunga fordon använts. Ett förhållande mellan bensen och NO_x har beräknats även här har värden tagits från Westerholm och Egebäck (1994). Denna faktor har sedan multiplicerats med de i EDB:n tillgängliga koncentrationerna av NO_x för respektive fartygstyp. Tilläggas bör att dessa värden senare visat sig överensstämma relativt väl med litterära data (Cooper m.fl., 1995). Det har dock visat sig att emissionerna varierat mycket beroende på fartyg.

A1.7 Arbetsfordon och arbetsmaskiner

Liksom för fartygen ovan har förhållandet mellan NO_x och bensen för en dieseldriven lastbilmotor använts här. Arbetsfordonen finns definierade som gridkälla.

A1.8 Arbetsredskap

Denna källa innefattar redskap som används i trädgårdar. Källan finns definierad som en gridkälla fördelat efter låghusbebyggelse. Här har ett förhållande mellan bensen och totalkolväten (jämför fritidsbåtarna) multiplicerats med VOC-faktorn som finns i EDB:n för denna källa.

Tabell A2. Sammanfattande tabell för källorna.

Källa	Källtyp	Bas för emissionsfaktor	Emissionsfaktor	Anmärkning
Vägtrafik	Linje	Westerholm och Egebäck 1994 och VOC i EDB:n	Faktor · VOC	Faktorn varierar beroende på fordonstyp
Avdunstning under körning (hot soak + run)	Linje	VOC i EDB:n	0,4% · VOC	
Avdunstning vid parkering (diurnal)	Grid	VOC i EDB:n	0,4% · VOC	
Bensinstationer	Area	VOC i EDB:n	0,4% · VOC	
Flygtrafik	Area	Calander m.fl.1990, Luftfartsverket och VOC i EDB:n	5,5 ton/år 0,17 ton/år	Arlanda Bromma
Vedeldning	Grid	Andersson-Sköld 1993	500 ton/år	
Fritidsbåtar	Grid	Westerholm och Egebäck 1994 och VOC i EDB:n	0,084 · VOC	Bensindriven bilmotor utan katalysator
Fartyg	Punkt	Westerholm och Egebäck 1994 och NO_x i EDB:n	0,0008 · NO_x	Dieseldriven lastbilmotor
Arbetsfordon och arbetsmaskiner	Grid	Westerholm och Egebäck 1994 och NO_x i EDB:n	0,0008 · NO_x	Dieseldriven lastbilmotor
Arbetsredskap	Grid	Westerholm och Egebäck 1994 och VOC i EDB:n	0,084 · VOC	Bensindriven bilmotor utan katalysator

APPENDIX B

Tabell B1. Data från mätningar med passiva provtagare på Arlanda flygplats.

Start	Stop	Position	Koncentration ($\mu\text{g bensen}/\text{m}^3$)
1994-07-05	1994-07-12	831	0,38
1994-07-05	1994-07-12	833	0,21
1994-07-05	1994-07-12	835	0,26
1994-07-05	1994-07-12	837	0,36
1994-07-12	1994-07-19	831	0,35
1994-07-12	1994-07-19	833	0,71
1994-07-12	1994-07-19	835	0,25
1994-07-12	1994-07-19	837	0,56
1994-07-19	1994-07-26	831	0,60
1994-07-19	1994-07-26	833	0,25
1994-07-19	1994-07-26	835	0,22
1994-07-19	1994-07-26	837	0,43
1994-07-26	1994-08-02	831	0,68
1994-07-26	1994-08-02	833	0,46
1994-07-26	1994-08-02	835	0,55
1994-07-26	1994-08-02	837	0,63
1995-01-30	1995-02-06	831	1,20
1995-01-30	1995-02-06	833	1,17
1995-01-30	1995-02-06	835	1,38
1995-01-30	1995-02-06	837	1,27
1995-02-06	1995-02-13	831	1,44
1995-02-06	1995-02-13	833	1,13
1995-02-06	1995-02-13	835	1,39
1995-02-13	1995-02-20	833	1,24
1995-02-13	1995-02-20	835	1,53
1995-02-13	1995-02-20	837	1,17
1995-02-28	1995-03-07	831	7,53
1995-02-28	1995-03-07	833	1,14
1995-02-28	1995-03-07	835	1,24
1995-02-28	1995-03-07	837	1,10
1996-02-19	1996-02-26	831	2,00
1996-02-19	1996-02-26	833	1,55
1996-02-19	1996-02-26	835	1,57
1996-02-19	1996-02-26	837	1,81
1996-02-26	1996-03-04	831	1,26
1996-02-26	1996-03-04	833	1,24
1996-02-26	1996-03-04	835	1,28
1996-02-26	1996-03-04	837	1,39
1996-03-04	1996-03-11	831	1,59
1996-03-04	1996-03-11	833	0,98
1996-03-04	1996-03-11	835	1,14
1996-03-04	1996-03-11	837	1,53
1996-03-11	1996-03-18	831	1,15
1996-03-11	1996-03-18	833	1,05

1996-03-11	1996-03-18	835	1,17
1996-03-11	1996-03-18	837	1,16
1996-08-12	1996-08-19	831	0,43
1996-08-12	1996-08-19	833	0,34
1996-08-12	1996-08-19	835	0,39
1996-08-12	1996-08-19	837	0,61
1996-08-19	1996-08-26	831	0,40
1996-08-19	1996-08-26	833	0,44
1996-08-19	1996-08-26	835	0,45
1996-08-19	1996-08-26	837	0,55
1996-08-26	1996-09-02	831	0,49
1996-08-26	1996-09-02	833	0,59
1996-08-26	1996-09-02	835	0,48
1996-08-26	1996-09-02	837	0,63

REFERENSLISTA

- Almén, J., 1994. Some aspects of the evaporative emission test. MTC 9210. AB Svensk Bilprovning.
- Almén, J., 1995. Exhaust measurements of small 2 and 4 stroke engines. MTC 9514A. AB Svensk Bilprovning
- Andersson-Sköld, Y., 1993., IVL. Regional oxidantbildning till följd av utsläpp från vedeldning. Naturvårdsverket, Rapport 4231.
- Boström, C-Å., m.fl., 1996. Regionala spridningsbilder av kväveoxider, ozon och kolväten. Kampanjmätningar med diffusionsprovtagare i Stockholms län. Institutet för vatten- och luftvårdsforskning och Länsstyrelsen i Stockholms län, miljövårdsenheten, U:15.
- Calander, K., Ahlfors, A., Persson, C., och Sjödin, Å., 1990. Underlag till miljömål för den civila flygtrafiken i Sverige. Naturvårdsverket, Rapport 3821.
- Cooper, D.A., Peterson, K. och Simpson, D., 1995. Hydrocarbon, PAH and PCB from ferries: A case study in the Skagerack - Kattegatt - Öresund region. Atmospheric Environment, **30**, 2463-2473.
- Fransson-Steen, R., Ljungquist, S. och Victorin, K., 1994. Uppdaterad hälsoriskbedömning av bensen. IMM-rapport 3/94.
- Guerra, G., Iemma, A., Lerda, D. och Martines, C., 1995. Benzene emissions from motor vehicle traffic in the urban area of Milan: Hypotheses of health impact assessment. Atmospheric Environment, **29**, 3559-3569.
- Hammarström, U. och Karlsson, B., 1994. Fordonskostnader och avgasemissioner för vägplanering (EVA). Väg- och transportforskningsinstitutet. VTI notat T 150.
- Indic. Airviro User Documentation. Indic AB, 60186 Norrköping
- Johansson, C., Romero, R. och Vesley, V., 1997. Emissioner a kolväten från vägtrafik. ITM-rapport 61.
- Länsstyrelsen i Stockholms län, 1996. Regionala spridningsbilder av kväveoxider, ozon och kolväten. Miljövårdsenheten, Underlagsmaterial nr 15.
- Löfgren, L., 1992. Determination of volatile hydrocarbons in urban air. Doktorsavhandling vid Chalmers tekniska högskola, 412 96 Göteborg.
- Mowrer, J., Svanberg, P-A., Potter, A., Lindskog, A. diffusive monitoring of C₆-C₉ hydrocarbons in urban air of Sweden. Analyst, **121**, 1295-1300.
- Naturvårdsverket, 1990. Strategi för flyktiga organiska ämnen (VOC), utsläpp, effekter, åtgärder. Rapport 3763.

- Naturvårdsverket, 1992. Utsläpp till luft av flyktiga organiska ämnen. Rapport 4312.
- NUTEK och Naturvårdsverket, 1993. Utsläpp från småskalig vedeldning. NUTEK R 1993:63, Naturvårdsverket, Rapport 4270.
- Rodhe, H., 1995. Luftföroreningars spridning. Meteorologiska Institutionen Stockholms Universitet.
- Viktorin, K. Hälsorisker till följd av vedförbränning, 1993. Naturvårdsverket, Rapport 4223.
- Warneck, P., 1988. Chemistry of the natural atmosphere. International geophysics series volume 41.
- Westerholm, R. Och Egebäck, K-E., 1994. Exhaust emissions from light and heavy duty vehicles: Chemical composition, impact of exhaust after treatment, and fuel parameters. Environmental Health Perspectives, **102**, 13-23.