



Emissioner av partiklar till luften i Stockholm

Christer Johansson
ITM Luftlaboratoriet, Stockholms universitet, Stockholm

Douglas Nilsson, Monica Mårtensson
Meteorologiska institutionen, Stockholms universitet
&
Gintautas Buzorius,
Atmospheric Research Laboratory, Fizikos, Vilnius,
Lithuania

Juni 2003

INSTITUTET FÖR TILLÄMPAD MILJÖFORSKNING, LUFTLABORATORIET

STOCKHOLMS UNIVERSITET

106 91 STOCKHOLM

www.itm.su.se

Förord

Denna rapport redovisas resultaten från ett forskningsprojekt finansierat av VINNOVA (D nr. 2001-04143). Projektet har genomförts av forskare vid Institutet för tillämpad miljöforskning (ITM, Luftlaboratoriet) och Meteorologiska institutionen (MISU) vid Stockholms universitet. Projektet genomfördes parallellt med ett projekt med anslag från NFR för att studera flöden av partiklar från havsytor (*Parameterization of primary and secondary aerosol sources to help improve estimates of the aerosol climate forcing*). De båda projekten har utnyttjat samma mätutrustning.

Monica Mårtensson har genomfört mätningarna inom ramen för sitt doktorsarbete.Handledare har varit Douglas Nilsson och Christer Johansson.

Under 2002 erhöles pengar från Internationella meteorologiska institutet (IMI) som gästforskare på MISU, Gintas Bouzorius, från Atmospheric Research Laboratory, Fizikos, Vilnius, Lithuania. Han har under sin vistelse vid MISU arbetat med data från mätningarna inom detta projekt. Dessutom har en student från Environmental Science, Utrecht University, Nederländerna, Stefan van Ekeren, deltagit i mätningarna. Stockholms och Uppsala läns Luftvårdsförbunds emissionsdatabas har använts för uppskattningar av partikelflödena från vägtrafiken.

Ursprungligen söktes medel även för mätningar av flöden av metaller med eddy ackumulationsteknik, men eftersom inget anslag erhöles från Vägverket kunde denna del inte genomföras.

Vi vill tacka Leif Bäcklin för teknisk assistans samt Jan Hällström vid Teliatornet i Hammarby för att tillåtit oss genomföra mätningarna i tornet.

Innehåll

1. Sammanfattning	2
2. Syften och genomförande.....	3
3. Bakgrund.....	3
4. Utrustning.....	6
5. Mätplats	7
6. Resultat	9
6.1 Partikelhalter	9
6.2 Partikelflöden.....	11
6.3 Jämförelse med emissionsuppskattning	15
7. Referenser.....	17
8. Rapportering hittills	19

1. Sammanfattning

Ett system för mätning av partikelflöden har byggts och utprovats under ett par mätkampanjer i Stockholm. Systemet består av en partikelräknare och en turbulenssensor som kan registrera mycket snabba fluktuationer i vindens vertikala och horisontella komponenter. Det vertikala flödet av partiklar beräknades med sk eddy kovariansteknik, där produkten (kovariansen) mellan partikelhalten och den vertikala vindhastigheten är ett mått på vertikala flödet av partiklar.

Mätningarna genomfördes i Telias torn i Hammarby, och innefattade partikelhalter och flöden samt värmeflöden och momentumflöden. Partikelhalterna var mer än 10 gånger lägre uppe i tornet jämfört med på Hornsgatan på Södermalm, som trafikeras av ca 35 000 fordon per dygn. Men halterna uppvisade viss samvariation. De högsta halterna i tornet inträffade under morgonen mellan 8 och 10, men däremot syntes ingen ökning under eftermiddagen i samband med eftermiddagsrusningen. Detta hänger samman med olikheter i atmosfärens omblandning; under morgonen råder ofta stabilare förhållanden och sämre omblandning jämfört med under eftermiddagen.

Partikelflödena varierade kraftigt mellan dag och natt och var väsentligt högre på vardagar jämfört med helger, vilket ligger väl i linje med vägtrafikens avgasutsläpp. Genom att dela in flödena från olika vindriktningar i förhållande till mätplatsen kunde flödena direkt jämföras med utsläppen från vägtrafiken. Flödena varierade från ca 40 till mer än 400 miljoner partiklar per kvadratmeter och sekund. De lägsta flödena erhöles i riktning mot skogs- och parkområden med mycket lite vägtrafik. De högsta flödena erhöles i vindar från nordost, d v s i riktning från Värmdöleden och Hammarby industriområde. En jämförelse av uppmätta flöden med utsläppen av partiklar från vägtrafiken i olika riktningar visade på högre uppmätta flöden i denna (nordostliga) sektor jämfört med de som uppskattas utifrån trafikarbetet. Detta indikerar att utsläppen från lastbilarna och arbetsmaskinerna i samband med byggandet av Hammarby Sjöstad och tunneln som hör till Södra Länken ger väsentliga bidrag. Detta är också konsistent med att en stor del av emissionerna av totala antalet partiklar beror på utsläpp från dieseldrivna lastbilar. Trots att dessa utgör några få procent av trafikarbetet står de för mer än hälften av partikelutsläppen.

Resultaten illustrerar att det är möjligt att mäta partikelflödena i en stad. Till svårigheterna med metoden hör att uppskatta hur stor yta som flödet representerar.

2. Syften och genomförande

Syftena med projektet var

- Att uppskatta av flödena till luften av partiklar från källor i Stockholm
- Att uppskatta osäkerheterna i flödena och jämföra med emissionsuppskattningar baserat på emissionsfaktorer och uppgifter om trafikflöden etc.

Mätningarna genomfördes dels i intensiva kampanjer om några veckor, dels på kontinuerlig basis under längre tidsperioder. Under de intensiva mätkampanjerna testades metodiken, huruvida den är tillämpbar för kontinuerliga mätningar.

3. Bakgrund

Grundläggande för att kunna kvantifiera partiklarnas miljö- och hälsoeffekter är att kunna beräkna utsläppen från olika källor. Sådana utsläppsuppskattningar är av stor betydelse för beräkningar av exempelvis befolkningsexponering och uppskattningar av samhällskostnaderna för utsläppen från olika källor. En god kännedom om emissionerna är även nödvändig om dessa skall kunna inkorporeras i regionala och globala modeller.

Det traditionella sättet att uppskatta utsläpp av olika ämnen från en stad är använda emissionsfaktorer i kombination med exempelvis trafikflöden eller mängd förbränt bränsle. Detta förfaringsätt har en rad osäkerheter som är svåra att kvantifiera. Beräkningarna av de totala utsläppen från vägtrafiken för ett område, t ex en stad, bygger på antaganden om fordonsbeståndet, körförhållandena, kallstartsandelar etc. Det är väl känt att olika utsläpp ger upphov till partiklar vars storlek varierar från någon nanometer till 10-tals μm i diameter. Partiklar som bildas vid ofullständig förbränning av diesel och bensen förekommer i 3 partikelfraktioner (Larssen, 1991):

1. Kärnfraktion, 10 – 50 nm, bestående av sfäriska kolpartiklar. Massan av dessa är mycket liten, men antalet partiklar kan vara betydande.
2. Ackumulationsfraktion, 50 – 500 nm, agglomerat av sotpartiklar med oregelbunden form.
3. Partiklar som är större än 1000 nm, som sannolikt kommer från avgassystemets inre väggar. Denna fraktion utgör en mindre del av den totala massan partiklar (ca 5% — 10%).

Både om man ser till massan och antalet partiklar är utsläppen från dieselfordon väsentligt större än från bensinfordon. Mätningar på lätta diesel- och

bensinfordon under olika körförhållanden har visat att under konstanta förhållanden (konstant hastighet) är utsläppen av partiklar från dieselfordon 40 — 85 gånger högre avseende massan och upp emot 2000 gånger högre om man betraktar antalet partiklar (Concawe, 1998). Vid höga hastigheter (120 km/h) är däremot antalet partiklar ungefär detsamma från diesel och bensindrivna personbilar. Andra bränsleeffekter tycks inte påverka partikelutsläppen i nämnvärd grad. Antalet dieselpersonbilar har ökat kraftigt under senare delen av 90-talet och f n är 12% av de nya personbilarna i Sverige dieselfordon. Ökningen beror bland annat på de nya reglerna för tjänstebils-, fordons- och bränslebeskattningen som gynnar dieselpersonbilar.

Men till största delen bygger utsläppsuppskattningar för en hel stad på emissionsfaktorer för enskilda fordonstyper baserat på mätningar i avgaslaboratorier. Mixen av fordon och olika körförhållanden i staden gör sådana uppskattningar mycket osäkra. Det finns därför behov att kunna mäta de samlade emissionerna i staden under verkliga körförhållanden.

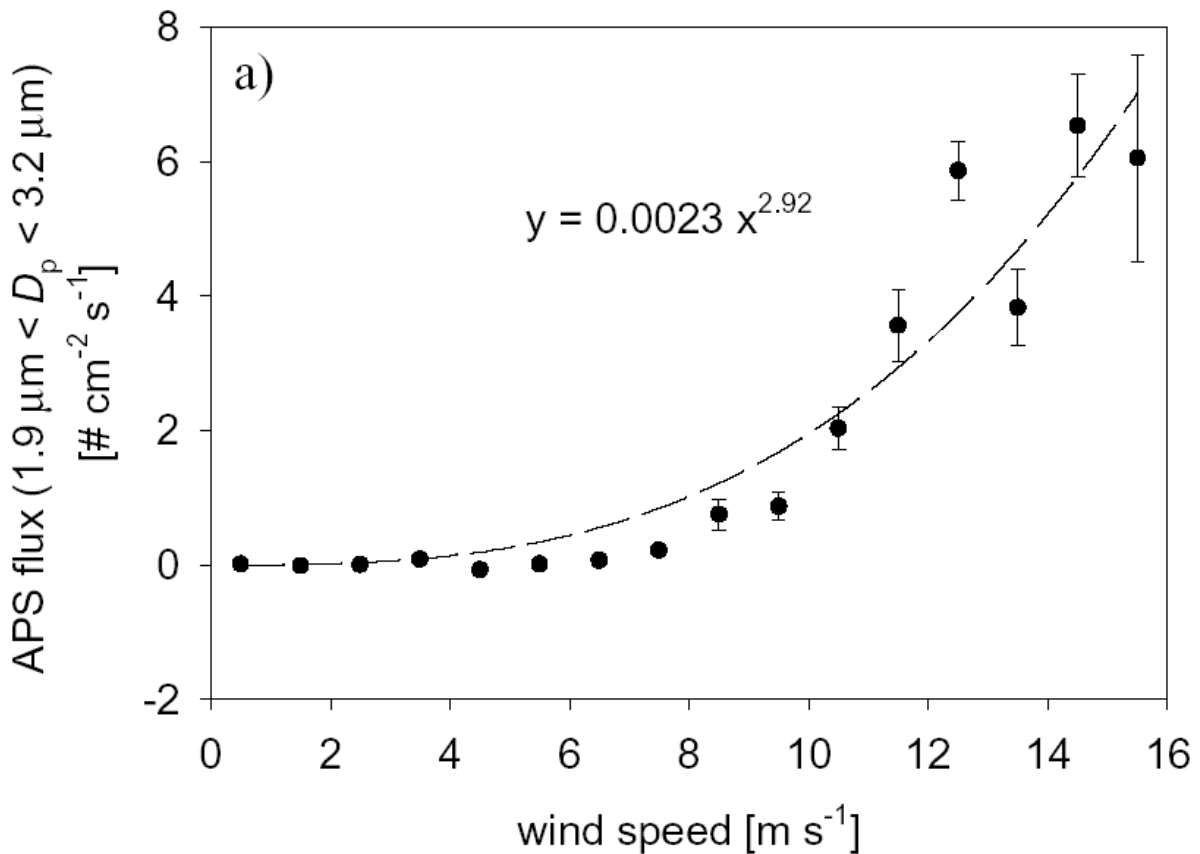
Det finns flera olika mikrometeorologiska metoder som kan användas för att mäta flöden av gaser och partiklar mellan markyta och atmosfär. Sådana metoder har använts framförallt för bestämning av flödena av gaser över icke-urbana områden, t ex åkermark och skogsmark. Den mest direkta metoden är den så kallade eddy kovariansmetoden (eller eddy korrelationsmetoden). Efter ett fåtal tidiga försök på 80-talet har denna på senare tid blivit etablerad även för mätningar av flöden av partiklar, t ex över skog (Buzorius et al., 1998; Gallagher et al., 1997; Buzorius et al., 2000; Nilsson et al., 2002a), hav och havsis (Nilsson et al., 2002b), och stadsmiljö (Nemitz et al., 2000a). Med eddy kovariansmetoden mäter man fluktuationerna i antalet partiklar (N) och den vertikala vindhastighetskomponenten (w). Medelflödet erhålls som medelvärdet av produkten (kovariansen) av dessa parametrar över en viss tidsperiod:

$$F = \overline{N' w'}$$

Enkelt beskrivet kan man säga att metoden mäter vertikala turbulenta flöden genom att detektera fluktuationer förorsakade av enstaka passerande turbulenta virvlar. Metoden kan även tillämpas på momentumflödet, värmefflödet eller flödet av gaser om fluktuationerna i antalet partiklar ersätts av fluktuationerna i horisontell vind, temperaturfluktuationerna eller fluktuationerna i en gas koncentration. Vid eddy kovariansmätningar av aerosolpartiklar och gaser i luft måste mätningarna ske med insuget mycket nära vind sensorn och med så kort provtagningslinje som möjligt. N' måste förskjutas i förhållande till w' för att kompensera för tiden det tar för luften att nå instrumentet. De instrument som används i eddy kovariansmätningar måste ha en responstid på 0.1 sekunder eller bättre (20 Hz), men även instrument med något längre responstid (någon eller några sekunder), såsom många partikelräknare eller gas analysatorer, kan användas förutsatt att man kompenserar för den längre responstiden i instrumenten. Likaså måste flödet korrigeras för dämpning av koncentrationsfluktuationer i provtagningslinjen och för förluster av partiklar till

provtagningsrörens insida. Instrument med responstider längre än ca 1 sekund kan användas genom den så kallade eddyackumulationsmetoden, se nedan.

När det gäller stadsmiljö finns hittills endast **en** studie i Europa som utnyttjat denna teknik. Nemitz et al., (2000a) presenterade mätningar av partikelflöden över Edinburgh. Fyra partikelräknare och två vindhastighetsinstrument installerades i toppen av ett 33 meter högt torn i centrala Edinburgh. Mätningarna visade tydliga dygnsvariationer i flödena och förhöjda flöden över de trafikerade centrala delarna av Edinburgh jämfört med över områden med parker och bostadsbebyggelse. Förutom att man kunde korrelera flödet av fina partiklar med trafikflöden i staden fann man även ett tydligt samband mellan horisontell vindhastighet och flödet av partiklar med en diameter mellan 1.9 och 3.2 μm (Figur 1). Dessa partiklar härrör sannolikt inte från fordonsavgaser utan från mekaniskt slitage av vägbanor, däck och kanske bromsar och virvlar upp vid höga vindhastigheter.



Figur 1. Flödet av partiklar med diametrar mellan 1.9 och 3.2 μm mätt med eddy kovariansteknik över Edinburgh (Nemitz et al., 2000a).

Det är även av stort intresse att mäta flödet av enskilda partikelbundna ämnen såsom tungmetaller och organiska ämnen. För detta använde sig Nemitz et al. (2000b) av sk "relaxed eddy accumulation" (REA). Flödet erhålls genom att ämnena samlas upp på filter, ett filter för uppåtgående luftströmmar och ett för nedåtgående och beräknas som:

$$F = b \sigma_w (\chi^+ - \chi^-)$$

I detta uttryck är b en empirisk konstant, σ_w är standardavvikelsen i den vertikala vindhastigheten och χ^+ respektive χ^- är koncentrationen i uppåt- och nedåtgående luftströmmar. Metoden kan kombineras med eddy kovariansmetoden, då samma snabba vindhastighetsmätare (ultraljudsmätare) som används för eddy-kovariansmätningarna kan användas för att styra den ventil som växlar mellan de båda filtren för insamling av partiklar i uppåt- och nedåtgående luftströmmar. Filtren analyseras därefter och ett medelflöde för perioden erhålls. Nemitz et al (2000b) använde metoden för bestämning av flödena av aluminium, mangan, bly, nickel, koppar, zink, strontium och ammoniak. Flödesmätningarna jämfördes med beräknade emissioner utifrån emissionsfaktorer etc. enligt traditionell metodik. När det gäller metaller i Stockholm finns mätningar av förekomsten i luften och nederbörden på ett par platser under lite olika perioder (Burman m fl, 2000; Johansson och Burman, 1998; Burman och Johansson, 1997) samt en detaljerad kartläggning av utsläppen från bromsbelägg (Westerlund, 1998). Däremot finns, förutom Edinburgh, inga mätningar av metallutsläppen från en stor del av en stad.

Nemitz et al. (2002) mätte även CO₂ utsläppen över Edinburgh med samma metodik som partikelflödena.

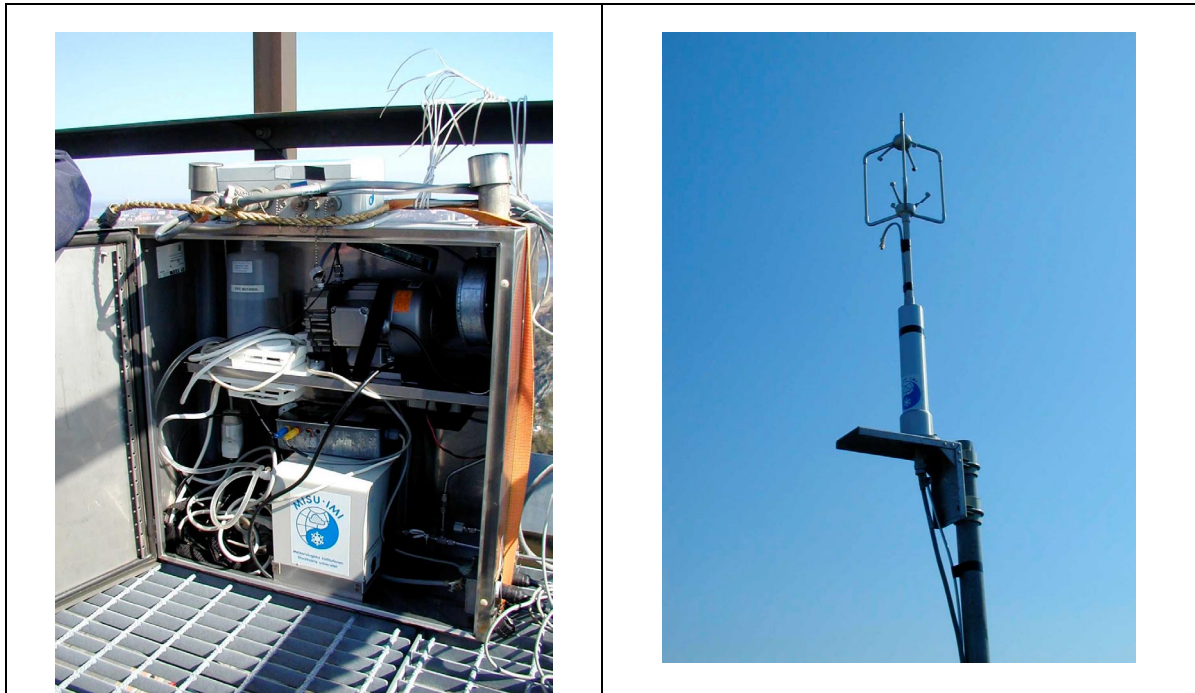
4. Utrustning

Instrumenten installerades i ett specialkonstruerat skåp, som kan placeras utomhus under alla typer av väderförhållanden. Eftersom instrumenten innehåller känslig elektronisk utrustning är skåpet vattentätt och temperaturen kan kontrolleras. Det kan monteras i en mast och transporteras till och från olika platser på ett enkelt sätt.

Utrustningen består av (se Figur 2):

- Partikelräknare (TSI, CPC 3762)
- Ultrasonic turbulensmätare (Gill)
- Dator för registrering och bearbetning av signaler
- Fläkt och värmepatroner

Den stora mängden data som genereras lagras på hårddiskar och preliminära koncentrationer och vindhastigheter visas direkt under mätning med en speciell programvara.



Figur 2. Vänstra bilden visar instrumentboxen med partikelräknare och högra bilden visar turbulensinstrumentet.

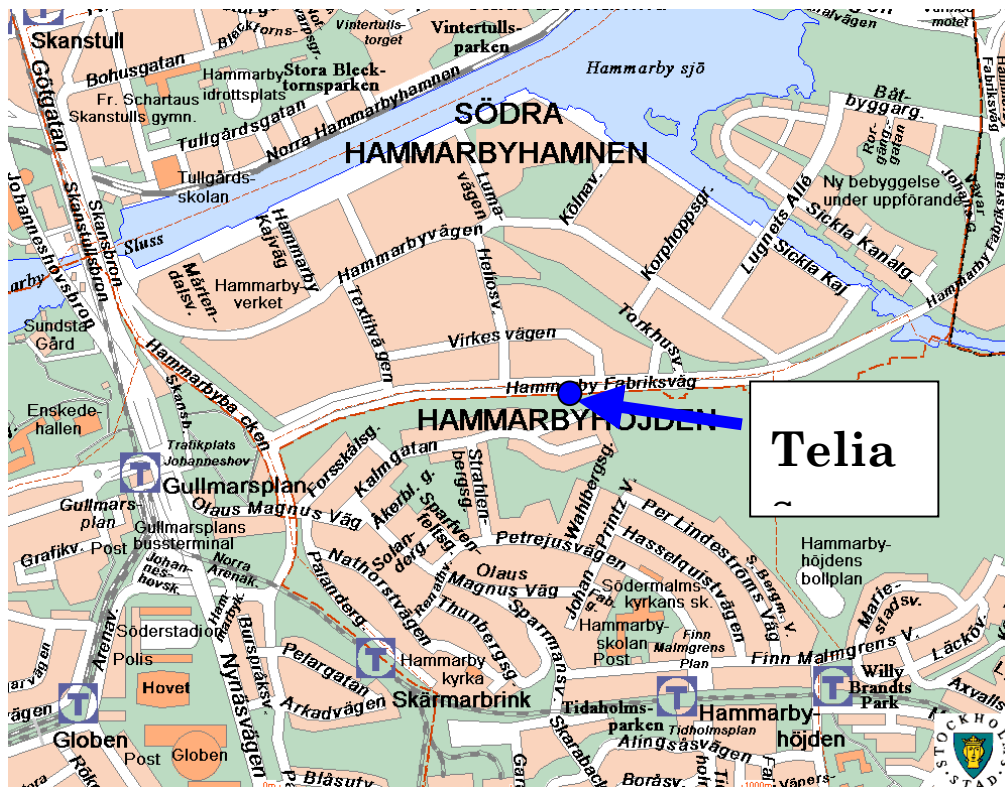
5. Mätplats

Den ursprungliga tanken var att placera utrustningen i den 50 meter höga masten vid Högdalen i Stockholm. Det visade sig för komplicerat att genomföra och istället placerades utrustningen uppe i masten på Telias torn vid Hammarby Fabriksväg. Tornet sträcker sig 137 meter över havet och ligger i slutningen ovanför Hammarby fabriksområde.

Platsen bör omges i alla riktningar av typiska (representativa) källor till partikelflöden. Mätningarna måste ske så att inverkan av intilliggande byggnader eller liknande inte stör turbulensförhållandena. Instrumenten måste kunna placeras (skyddat) nära luftintagen för att minimera uppehållstiden i provtagningsrören. Helst skall den omgivande terrängen skall vara plan och homogen med avseende på källor.



Figur 3. Teliatornet vid Hammarbybacken. Mätutrustningen placerades i toppen av masten 137 m ö h.



Figur 4. Mätplats i Stockholm.

Uppmätt flöde av partiklar i Hammarbytornet speglar olika källor beroende på vindriktning. I nordlig till östlig riktning influeras flödet av utsläppen från arbetsmaskinerna vid Hammarby Sjöstad och Södra länken. I västlig till sydlig riktning dominerar utsläppen från vägtrafiken, framförallt längs Nynäsvägen och Johanneshovsbron. I sydost finns just inga trafikavgasutsläpp — denna sektor domineras av skog (naturreservatet i Nacka).

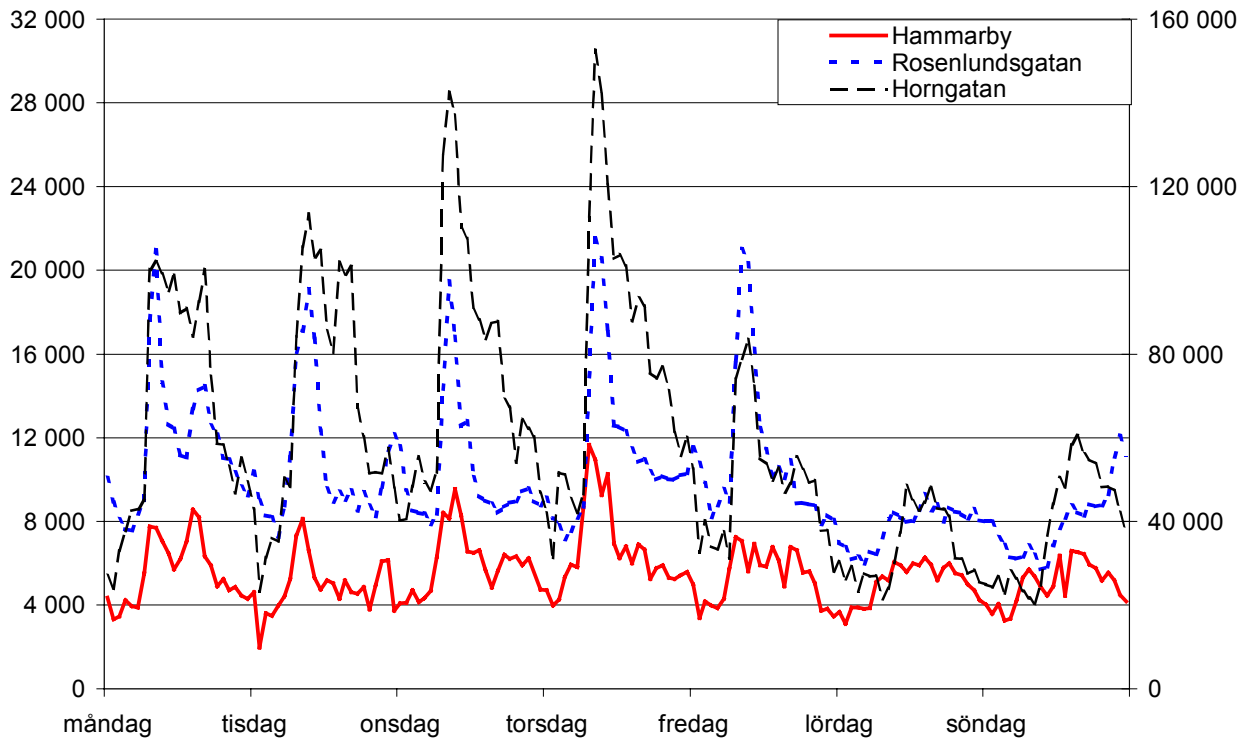
I Stockholm finns sedan många år ett flertal fasta mätstationer för meteorologi, luftföroreningar och trafik (för detaljerad beskrivning se svenska delen av följande websida <http://www.slb.nu>). Mätningarna innefattar mätstationer i taknivå och gatunivå i innerstaden samt även stationer utanför tätbebyggelse (bakgrundsstationer). Bland luftföroreningarna kan nämnas NO_x, NO, NO₂, O₃, PM₁₀, PM_{2.5}, elementärt och organiskt kol samt CO. Meteorologiska mätningarna innefattar vindhastighet och riktning, temperatur, relativ luftfuktighet, nederbörd och solinstrålning. I en 50 meter hög mast i Högdalen mäts meteorologiska parametrar på 3 nivåer. Trafikparametrar är flöden uppdelade på olika fordon baserat på axelavstånd. Dessutom registreras ett köindex. Mätdata lagras automatiskt varje timme i en databas på Miljöförvaltningen i Stockholm.

6. Resultat

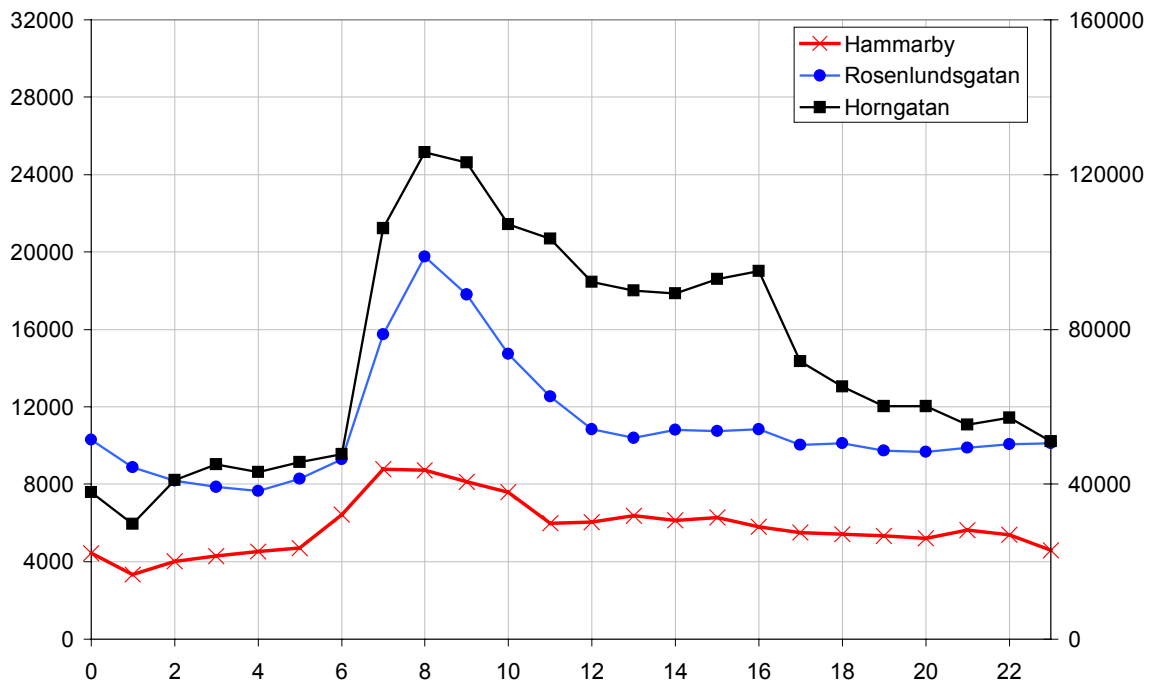
6.1 Partikelhalter

Först kan det vara intressant att jämföra halterna av partiklar mätta vid tornet och på andra platser i staden. I Hammarbytornet uppmättes timmedelvärden upp till 25 000 cm⁻³. Medelhalten för perioden (12 mars – 6 maj 2002) var 5 700 cm⁻³. Detta kan jämföras med halterna på Hornsgatan som under samma period var drygt 70 000 cm⁻³ i genomsnitt och som mest upp till 345 000 cm⁻³. I taknivå i på Södermalm var halterna i genomsnitt ca 10 000 cm⁻³. Figur 5 visar en jämförelse av hur halterna av antalet partiklar i luften varierade i genomsnitt under veckans dagar. På alla tre platserna kan man se den snabba ökningen i halterna i samband med morgontrafiken mellan kl. 06 och 07. På helgerna är halterna väsentligt lägre jämfört med vardagar.

Buzorius et al. (1999) fann mycket hög korrelation mellan mätta halter på skilda platser i Helsingfors. Detta hänger säkerligen samman med att trafikavgaserna är den dominerande källan, vilket syns i topparna under dagen och de låga halterna på natten.



Figur 5. Genomsnittlig variation i partikelhalterna under en vecka vid Hammarbytornet, Rosenlundsgatan (taknivå) och Hornsgatan (gatunivå, högra skalan).



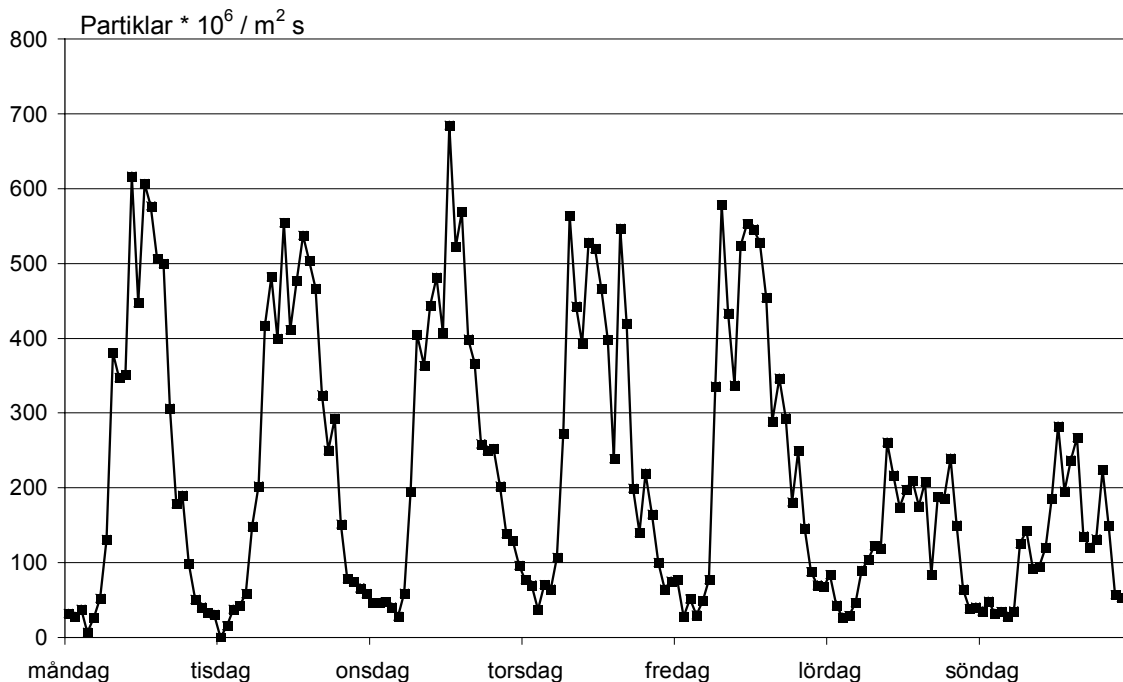
Figur 6. Genomsnittlig variation i partikelhalterna under alla vardagar kan vid Hammarbytornet, Rosenlundsgatan (taknivå) och Hornsgatan (gatunivå, högra skalan).

Den genomsnittliga variationen i halterna under vardagar framgår av Figur 6. På alla tre platserna syns inte någon tydlig ökning av halterna under eftermiddagen som man skulle förvänta sig på grund av rusningstrafiken denna period. Däremot syns tydligt morgonrusningens påverkan mellan kl. 06 och 09. Denna skillnad hänger till stor del samman med atmosfärens stabilitet och omblandning. Se diskussion nedan under partikelflöden.

6.2 Partikelflöden

Det genomsnittliga flödet av partiklar under måndag – söndag för perioden 12 mars till 6 maj, 2002 framgår av Figur 7. Flödet uppvisar en markant dygnsvariation under alla dagar. Under vardagar är flödet 2 till 3 gånger högre jämfört med helgdagar. På lördagar och söndagar syns inte den markanta ökningen under morgontimmarna; trafikens utsläpp som ger upphov till flödet är mera jämnt fördelade under dagen.

Om man jämför hur halterna av partiklar varierar med variationerna i flödena syns stora olikheter (Figur 5 respektive Figur 7). Skillnaderna mellan vardagar och helger är inte alls så utpräglad för halterna av partiklar som för flödena av partiklar. Partikelhalterna har betydligt mera utpräglad topp under morgontimmarna för att sedan sjunka under resten av dagen. Flödet når sitt högsta värden mitt på dagen.

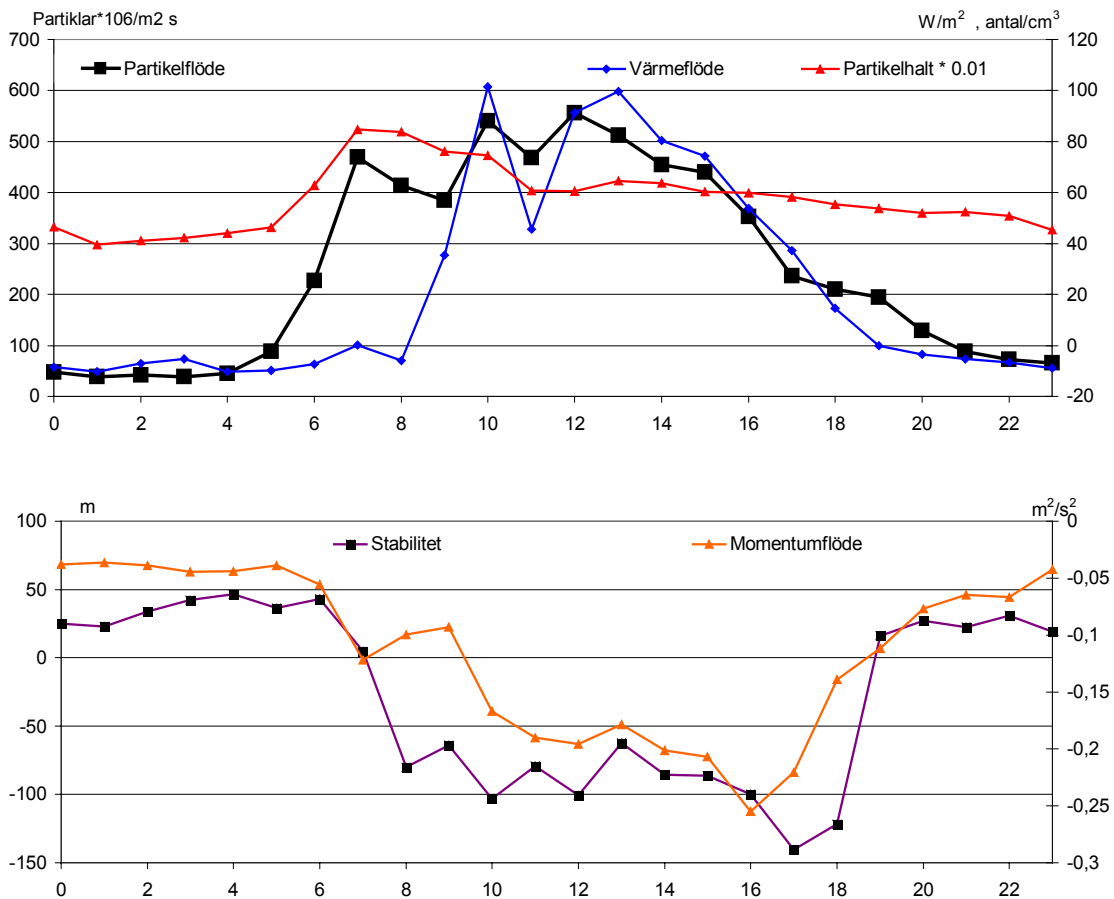


Figur 7. Genomsnittligt flöde av partiklar under måndag – söndag för perioden 12 mars till 6 maj, 2002.

De genomsnittliga dygnsvariationerna av partikelhalten, partikelflödet, värmeflödet, momentumflödet och stabiliteten för alla vardagar under perioden

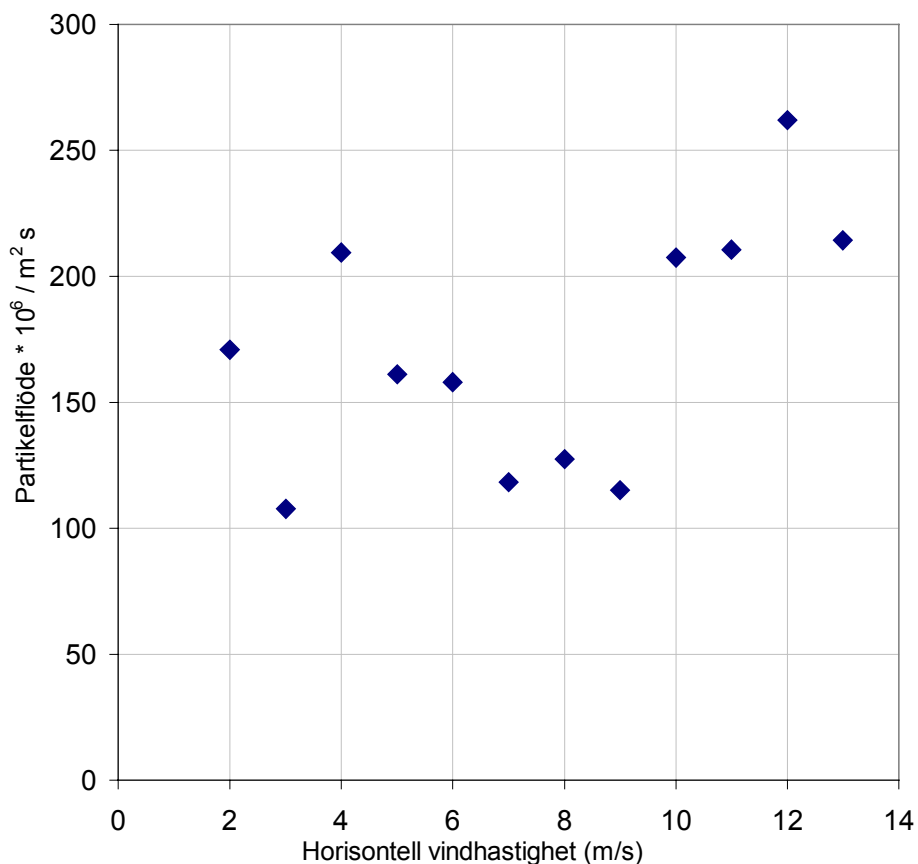
12 mars till 6 maj 2002 framgår av Figur 8. Flödet av partiklar uppvisar ganska jämn variation under dagen. I motsats till partikelhalterna som visar en tydlig topp på morgonen syns ingen markerad topp i flödet under samma tid. En anledning till detta är att luften är betydligt mera stabil under morgonen vilket gör att utspädningen blir sämre och därmed blir halterna högre trots att emissionerna (flödena) är nästan lika stora. Den s k Monin-Obukhov längden är ett mått på stabiliteten och den är positiv ända fram till kl. 8 och blir sedan successivt alltmera negativ under eftermiddagen och de lägsta värdena noteras mellan kl. 17 och 18. Dygnsvariationerna i de uppmätta partikelflödena verkar stämma bättre med variationerna i flödet av tunga fordon. Detta är konsistent med uppskattningar som görs nedan att större delen av partikelutsläppen kommer från dieseldrivna lastbilar, vars utsläpp per fordonskilometer är flera tiotals gånger större än personbilarna.

Värmeflödets variationer orsakas av solinstrålningen och atmosfärens turbulens. Efter klockan 8 ökar uppvärmningen av markytan p g a solinstrålningen och värmeflödet ökar därefter kraftigt.



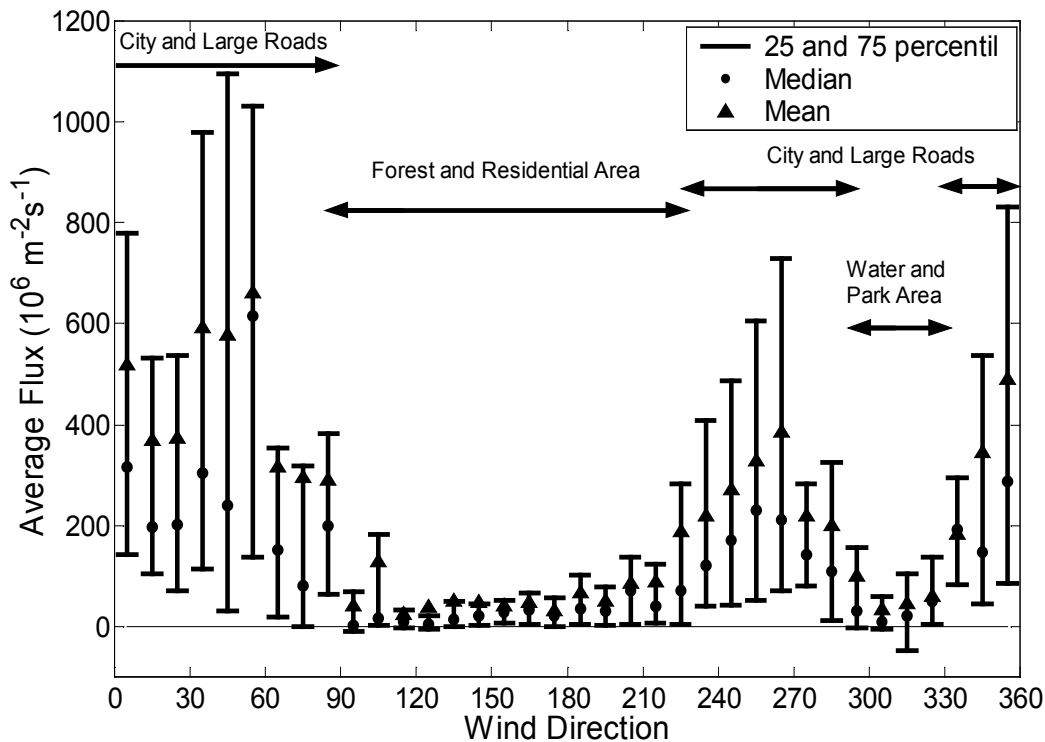
Figur 8. Övre figuren visar medelvärden av flödet av partiklar, partikelhalten (multipliserad med 0.01, högra skalan) och värmeflödet (högra skalan). Nedre figuren visar medianvärden av stabiliteten mätt som Monin-Obukhov längden och momentumflödet (högra skalan). Samtliga värden gäller endast vardagar under perioden 12 mars till 6 maj 2002.

Figur 9 visar partikelflödet i relation till den horisontella vindhastigheten. Ett svagt samband kan konstateras. Inget direkt samband skulle förväntas om partiklarna huvudsakligen härrör från vägtrafikens avgaser, vars utsläpp pågår oavsett vindhastigheten. Delvis kan det ökade flödet bero på att ett större geografiskt område runt tornet med avgasutsläpp bidrar till flödet. Om partikelflödet skulle bero på uppvirvling av partiklar från marken, t ex partiklar som genererats vid slitage av vägbanor och däck, borde vindhastigheten ha betydelse såsom visats av Nemitz et al., (2000a). Mekaniskt genererade slitagepartiklar är flera storleksordningar större än avgaspartiklarna. Nemitz et al. (2000a) mätte några få partiklar per cm^2 per sekund (med diametern 1.9 till 3.5 μm), vilket motsvarar 10 000 gånger lägre flöde än de som visas i Figur 9, där partikelflödet av alla partiklar med diametrar från några få nm till flera mikrometer finns representerade.



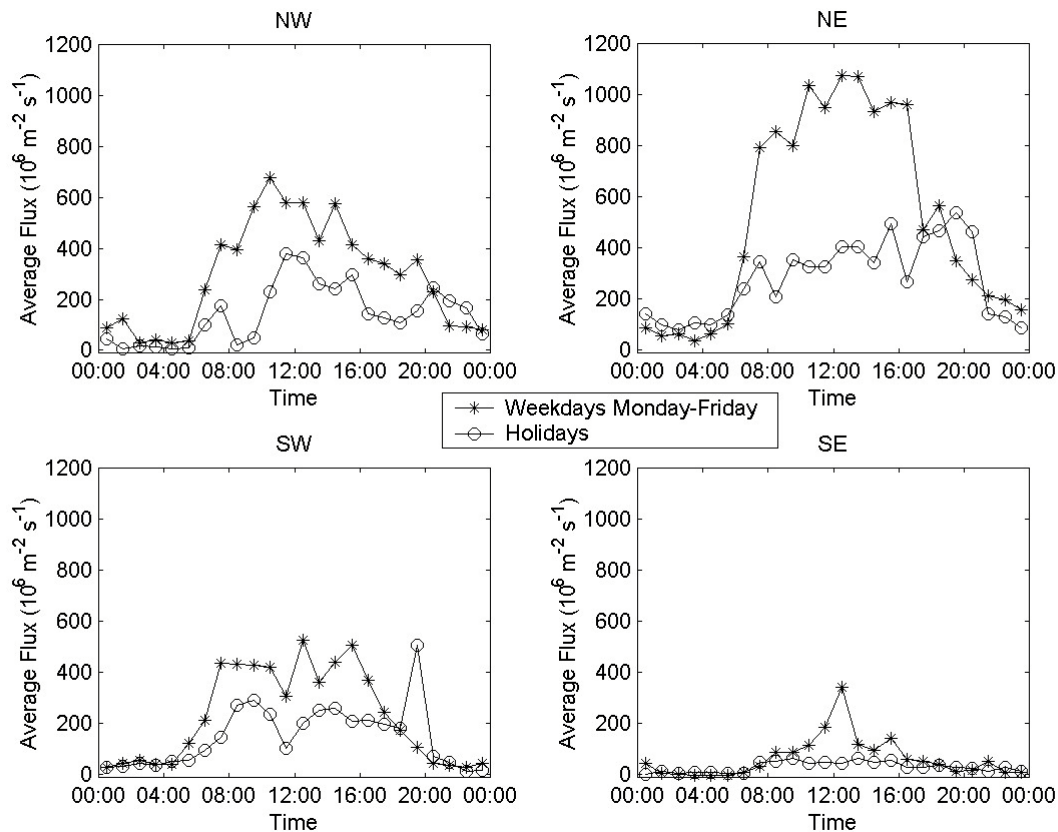
Figur 9. Variation av partikelflödet för olika horisontella vindhastigheter.

Figur 10 visar medelvärden, medianvärden och standardavvikelser av de uppmätta flödena av partiklar i olika vindriktningar runt tornet. Precis som man förväntat sig så syns de högsta flödena i de riktningar där de den mesta trafiken förekommer, d v s i sektorerna väst till nordost. De lägsta värdena syns i söder till syost där väldigt lite trafik förekommer.



Figur 10. Genomsnittliga uppmätta flöden av partiklar i olika vindriktningar runt tornet (Mårtensson et al., 2002).

För att ytterligare illustrera trafikavgasernas inverkan på partikelflödena visas de genomsnittliga dygnsvariationerna i partikelflödena i olika vindriktningar i Figur 11. De högsta flödena inträffar under dagtid och dygnsvariationen är mest markant i den nordostliga sektorn där trafiken på Hammarby fabriksväg och Värmdöleden samt arbetsmaskinerna i Hammarby sjöstad ger de stora bidragen till flödena. I nord- och sydvästra sektorerna är utsläppen från trafiken på Nynäsvägen och Johanneshovsbron viktiga. I sydost som mestadels utgörs av skogsområden, syns knappt någon förhöjning under dagtid.



Figur 11. Dygnsvariationer av partikelflödet i fyra olika vindriktningar.

6.3 Jämförelse med emissionsuppskattning

Emissionsfaktorer avseende partikelantal för olika fordon har mätts upp i avgaslaboratorier, trafik tunnlar och gaturum. I Stockholm har mätningar i Söderledstunneln visat att partikelemissionen från personbilar tycks variera med fordonens hastighet. För lastbilar var emissionsfaktorn 10 – 20 gånger högre. (Gidhagen et al., 2002; Kristensson et al., 2003). Cirka 5% av personbilarna utgörs av dieslbilar, som kan ha väsentligt högre utsläpp jämfört med bensindrivna personbilar (Concawe, 1998).

I Tabell 1 presenteras en jämförelse mellan beräknade emissioner och de som mätts upp i tornet. Det totala trafikarbetet har beräknats i fyra kvadrater 2000x2000 meter runt tornet. Värdena kommer från Stockholms och Uppsala läns Luftvårdsförbunds emissionsdatabas för år 2000 (Pettersson et al., 1999). Trafikarbetet varierade mellan ca 12 och 130 miljoner fordonskilometer per år. Andelen tunga fordon varierade mellan 4% och 7.6%; störst andel erhöles i den nordostliga kvadranten. Om man utgår från mätningarna i Söderledstunneln (Gidhagen et al., 2003) och antar en genomsnittlig fordons hastighet på 50 km/h i alla riktningar runt tornet varierar emissionsfaktorerna mellan $4.5 \cdot 10^{14}$ och $8.0 \cdot 10^{14}$ partiklar per fordonskilometer.

De beräknade totala emissionerna varierar mellan 44 och 543 miljoner partiklar per m² och sekund (Tabell 1). Det är intressant att konstatera att av de

beräknade utsläppen (enligt emissionsdatabasen) kommer de flesta partiklarna från tunga fordon; 58% till 74%. De totala utsläppen kan nu jämföras med de uppmätta flödena på mellan 40 och 460 partiklar per m² och sekund, vilket betyder att de beräknade värdena är mellan 15% lägre och en faktor 3.3 högre än de uppmätta flödena i tornet.

Tabell 1. Trafikarbete, emissionsfaktorer och emissioner i olika riktningar runt tornet.

	NO	NW	SO	SW
Trafikarbete Lätta fordon (Mfkm/år)	66.2	129	11.8	123
Trafikarbete Tunga fordon (Mfkm/år)	5.5	6.0	0.49	6.8
Andel tunga %	7.6%	4.5%	4.0%	5.3%
Viktad emissionsfaktor (part./fkm*10 ¹⁴) ¹⁾	8.0	5.7	4.5	5.3
Total emission (Miljoner part./m²/s)	386	512	44	543
Andel av utsläppen från tunga fordon	74%	61%	58%	65%
Uppmätt flöde (Miljoner part./m²/s)	461	246	42	165
Beräknat/Uppmätt	0.84	2.1	1.0	3.3

¹⁾ Antagit samma fordons hastighet i alla riktningar (50 km/h).

Störst avvikelse syns för den sydvästliga sektorn med Nynäsvägen som största källa. En viktig osäkerhet är givetvis hur stort område som skall inkluderas i beräkningarna, dvs hur stort område som de uppmätta flödena representerar. Om man minskar området till 1000x1000 meter blir utsläppen enligt emissionsdatabasen för den sydvästliga sektorn ca. 60% högre. I verkligheten varierar storleken på området som mätningarna täcker in beroende på de meteorologiska förutsättningarna. Till viss del kommer partiklarna som släpps ut att deponeras på marken eller koagulera. De beräknade värdena tar inte hänsyn till dessa processer och bör därför vara överskattningar av flödena. Preliminära beräkningar tyder dock på att detta inte betyder mer än kanske 10% (Gidhagen et al., 2003b). Men depositionen är beroende av markanvändningen

och kan variera beroende på vindriktning. Hänsyn har inte tagits till eventuell nederbörd under mätperioden.

En annan viktig osäkerhet är att trafikarbetet inte grundas på aktuella trafikuppgifter för mätperioden. I den nordostliga sektorn sker troligen betydande utsläpp från lastbilar och arbetsmaskiner knutna till arbetena med Hammarby sjöstad och Södra länkens tunnlar. Detta kan förklara att de uppmätta flödena är större än de som emissionsdatabasen ger i denna sektor. (I emissionsdatabasen finns inte utsläppen från arbetsmaskinerna inlagda). Andelen tunga fordon har avgörande betydelse för utsläppen eftersom de står för så stor del.

I analysen hittills har endast vägtrafikens utsläpp beaktats. Periodvis kan även andra källor såsom punktutsläpp bidra till flödena. Dessa är dock troligen små i förhållande till vägtrafiken.

7. Referenser

- Burman, L. Och Johansson, C., 1997. Utsläpp och nedfall av metaller under Vattenfestivalens fyrverkerier. SLB rapport nr 2:97,
http://www.slb.mf.stockholm.se/slb/r2_rapport.htm.
- Burman, L., Johansson, C. & Sjövall, B. 2000. Förhöjda halter av metaller i luften under millennieskiftet. SLB rapport nr 3:00,
http://www.slb.mf.stockholm.se/slb/r2_rapport.htm.
- Buzorius, G., Hämeri, K., Pekkanen, J. and Kulmala, M., 1999: Spatial variation of aerosol number concentration in Helsinki city, *Atmospheric Environment*, 33, 553-565.
- Buzorius, G., Ü. Rannik, J. Mäkelä, P.M. Keronen, T. Vesala and M. Kulmala; 1998. Vertical aerosol fluxes measured by the eddy covariance technique using a condensational particle counter, *J.Aerosol Sci.* 29(1-2) (1998) 157-171.
- Buzorius, G., Ü. Rannik, E. D. Nilsson and M. Kulmala, 2000, Vertical fluxes and micrometeorology during the new aerosol particle formation, *Tellus-B*, in review.
- CONCAWE (1998) A study of the number, size & mass of exhaust particles emitted from european diesel and gasoline vehicles under steady-state and european driving cycle conditions. Report No. 98/51. Brussels: CONCAWE
- Gallagher, M. W. Beswick, K. M. Duyzer, J. Westrate, H. Choularton, T. W. And Hummelshoj, P. 1997. Measurements of aerosol fluxes to speulder forest using a micrometeorological technique. *Atmosph. Environ.*, 31, 359 – 373.
- Gidhagen, L., Johansson, C., Ström, J., Kristensson, A., Swietlicki, E., and Pirjola, L., 2003. Model simulation of ultrafine particles inside a road tunnel. *Atmospheric Environment*, 37, 2023-2036.
- Gidhagen, L., Johansson, C., Langner, J., Olivares, G., 2003b. Submitted to *Atmospheric Environment*.

- IPCC; *Climate Change 1995. The science of climate change*. Intergovernmental Panel for Climate Change. J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg and K. Maskell (eds.). University Press, Cambridge (1995).
- Johansson, C. Och Burman, L. 1998. Metaller i luft och nederbörd i Stockholms stad. SLB rapport nr 1:98, http://www.slb.mf.stockholm.se/slb/r2_rapport.htm.
- Ketzel, M. Wåhlin, P., Berkowicz, R. & Palmgren, F., 2003. Particle and trace gas emission factors under urban driving conditions in Copenhagen based on street and roof level observations. *Atmospheric Environment*, 37, 2735-2749.
- Kristensson, A., Johansson, C., Gidhagen, L., Westerholm, R., Swietlicki, E., Wideqvist, U., Vesely, V., Zhou, J., 2003. Emissions of gases and particulate matter measured in a road tunnel in Stockholm, Sweden. Submitted to *Atmospheric Environment*.
- Larssen, S. (1991) Partikler i tettstedsluft i Norden. NILU rapport 11/91. ISBN 82-425-0228-5. NILU, Postboks 100, N-2007 Kjeller, Norge.
- Nemitz E., M.R. Theobald, A.G. McDonald, D. Fowler, J. Dorsey, K.N. Bower and M.W. Gallagher 2000a. Direct micrometeorological eddy-correlation measurements of size-dependent particle emission above a city. Publiceras i Proceedings of EUROTRAC Symposium 2000. WITpress, Southampton.
- Nemitz E., P.I. Williams, M.R. Theobald, A.G. McDonald, D. Fowler and M.W. Gallagher, 2000b. Application of two micrometeorological techniques to derive fluxes of aerosol components above a city. Publiceras i Proceedings of EUROTRAC Symposium 2000. WITpress, Southampton.
- Nemitz, E., Hargreaves, K. J., McDonald, A. G., Dorsey, J. R. and Fowler, D., 2002: Micrometeorological measurements of the urban heat budget and CO₂ emissions on a city scale, *Environ. Sci. Technol.*, 36, 3139-3146.
- Nilsson, E. D., Ü. Rannik, C. O'Dowd, G. Buzorius, M. Boy, J. Paatero, M. Kulmala and L. Laakso, (2002a) Effect of the continental boundary layer evolution, convection, turbulence and entrainment on aerosol formation, *Tellus B*, in review
- Nilsson, E.D., Ü. Rannik, E. Swietlicki, C. Leck, P.P. Aalto, J. Zhou, M. Norman and E.K. Bigg, (2002b). Turbulent Aerosol Fluxes over the Arctic Ocean, part II: wind driven sources from the sea, *J. Geophys. Res.*, in review.
- Pershagen, G. (ed.). 2000. Particles in ambient air - a health risk assessment. Accepterad för publikation i Scandinavian Journal of Work, Environment & Health, 2000.
- Pettersson, M., Johansson, C., Jonson, T. 1999. Emissionsdatabas 1997 för Stockholms och Uppsala län struktur, innehåll, kvalitet. . Luftvårdsförbundet i Stockholms och Uppsala län, rapp. 2:99.
- Swietlicki, Zhou, Papaspiropoulos, Johansson och Westerholm (1999). Road tunnel measurements of submicrometer particle size distributions, elemental composition and gas phase components. Presentation vid aerosol konferens, Prag, september 1999. Extended abstracts publicerade i *J Aerosol Science*, 1999.

Westerlund, K.-G. 1998. Metallemission från trafiken i Stockholm - slitage av bromsbelägg. SLB rapport nr 2:98. http://www.slb.mf.stockholm.se/slb/r2_rapport.htm.

8. Rapportering hittills

- Mårtensson, E. M., Nilsson, E. D., and Johansson, C., 2002. Emissions of aerosol particles in the urban environment measured by eddy correlation. To be presented at the 6-th international aerosol conference, Taiwan, 8 – 13 september, 2002.
- Mårtensson, E. M., G. Buzorius, E. D. Nilsson and C. Johansson, Measurements and parameterization of the emissions of aerosol particles in the urban environment, Abstracts of NCoE workshop on Models and Parameterization meeting, May 6-7, Oslo, 2003, Oral presentation.
- Mårtensson, E. M., E. D. Nilsson and C. Johansson, Emissions of Aerosol particles in the Urban Environment measured by eddy correlation, Abstracts of the NOSA meeting November 7-8, Oslo, 2002, Poster presentation
- Mårtensson, E. M., Buzorius, G., Nilsson, D. & Johansson, C., 2003. Emissions of aerosol particles in the urban environment measured by Eddy correlation. Accepterad för presentation vid EAC Conference, Madrid, September 2003.



**INSTITUTET FÖR TILLÄMPAD MILJÖFORSKNING
VID STOCKHOLMS UNIVERSITET**

106 91 STOCKHOLM

Telefon 08-674 70 00 vx - Fax 08-674 72 39

•

S

**LUFTLABORATORIET
LABORATORIET FÖR AKVATISK MILJÖKEMI
LABORATORIET FÖR ANALYTISK MILJÖKEMI
LABORATORIET FÖR AKVATISK EKOTOXIKOLOGI**