



Självständigt arbete i
tillämpad
miljövetenskap 15 hp

Trafikrelaterade PM 10-halter i Stockholm i jämförelse med sex andra europeiska huvudstäder (2000-2005)

Stockholm – värst i Europa?

Lina Hagström
Institutionen för Tillämpad Miljövetenskap
Handledare: Christer Johansson
2010-11-10



Abstract

Capitals in Europe have had bad air quality for years. Anthropogenic activities generate particles which affect human health. A comparative study has been performed regarding air quality along densely trafficked streets in seven capitals in Europe during the years 2000-2005, data coming from *The European Air Quality Database*. The cities were Stockholm, London, Helsinki, Oslo, Copenhagen, Berlin and Madrid. A monitoring station located in a street was chosen for every city based on the criteria that the data coverage should be complete and that it should be a “street canyon”, i. e. a narrow and relatively long street, surrounded by tall buildings. The latter cause a high concentration of particles due to less dilution of emissions compared to if measurements are made along a street without buildings. The particle concentration (PM10) allowed in city air is regulated by law and three parameters were examined; the 36th highest daily average, the annual average and the number of days with daily mean values exceeding 50 ug/m³. Hornsgatan in Stockholm, Marañon in Madrid and Marylebone Road in London had the highest annual averages of the streets. Hornsgatan in Stockholm had the highest 36th daily average. Marylebone Road in London had the highest daily average of the seven streets. Marylebone Road has twice as much traffic as Hornsgatan which means that the high particle concentration at Hornsgatan must be due to much higher particle emissions per vehicle compared to Marylebone Road. This is consistent with the fact that the use of studded tires in Stockholm contributes substantially to the high PM10 concentrations. All cities are showing high particle concentration in the city air.

Sammanfattning

Storstäder i Europa har länge haft dålig luftkvalitet. Partiklar genererade av antropogena aktiviteter påverkar människors hälsa. En jämförande studie över sju huvudstäders luftkvalitet i Europa under åren 2000-2005 gjordes med hjälp av data från *The European Air Quality Database*. Städerna som deltog var Stockholm, London, Helsingfors, Oslo, Köpenhamn, Berlin och Madrid. En gata fick representera varje stad. Kriterierna för gatorna var att de hade obruten tidsserie i databasen och att de var ”gaturum” – relativt smala och långa, kantade av hög bebyggelse. Detta ger upphov till dålig utspädning av luften. Partikelhalter i luft regleras av miljökvalitetsnormer som är lagstiftade i EU. Tre parametrar för partikelhalter undersöktes; årsmedelvärdet, det 36:e högsta dygnsmedelvärdet och antal dygn med halter över 50 ug/m³. Hornsgatan i Stockholm, Marañon i Madrid och Marylebone Road i London hade de högsta årsmedelvärdena av gatorna. Hornsgatan i Stockholm var den gata som hade det högsta värdet för det 36:e dygnet. Marylebone Road i London hade de högsta dygnsmedelvärdena av de sju gatorna. Marylebone Road har dubbelt så mycket trafik som Hornsgatan vilket innebär att de höga partikelhalterna på Hornsgatan måste bero på mycket höga emissioner per fordon. En teori som framförs i arbetet är att det är användningen av dubbdäck som genererar mycket partiklar till luften. Samtliga städer påvisar höga halter partiklar i luften.

Innehåll

Abstract	2
Sammanfattning	2
Innehåll.....	3
Stockholm – en stad i dimma?	4
Syfte och motiv för studien	4
Källor till PM10	4
Hur påverkas vår hälsa?	5
Vad säger lagen?	6
Ansvar och tillsyn.....	6
Metod	8
The European Air Quality Database	8
Mätmetoder för PM10	8
TEOM - Tapered Element Oscillating Microbalance	8
β -strålinstrument.....	9
Stockholm i jämförelse med sex andra huvudstäder i Europa	10
Resultat.....	13
Diskussion	17
Slutsats	22
Avslutande tack	22
Referenser.....	23

Stockholm – en stad i dimma?

Att luftföroreningar påverkar vår hälsa är ingen nyhet. För storstäder är det ett stort problem. Ett exceptionellt exempel är smogen i London, som under en femdagarsperiod 1952 orsakade 4000 människors död som ett direkt resultat av luftkvaliteten (Forsberg, 2003). EU beslutade sent omsider att agera i frågan och 1996 antogs en ramlag som reglerar luftkvaliteten i städer. För Sveriges del innebar det att miljö kvalitetsnormer som begrepp blev en del av den nya miljöbalken som trädde i kraft 1999 och att Sverige implementerade EU:s ramlag med förordningen (2001:527) om miljö kvalitetsnormer för utomhusluft. Där regleras bland annat den högsta tillåtna koncentrationen partiklar som får förekomma i luften.

I dagens Stockholm är läget inte på långa vägar så akut som det en gång var i London, men fler och fler studier visar på att vi påverkas av luftföroreningar i större omfattning än vi känt till tidigare (Brunekreef and Forsberg, 2005). Även i andra huvudstäder i Europa förekommer problem med luftkvaliteten. Men hur ser bilden ut? Vilka städer är värst drabbade? Och vad beror det i så fall på? Hur långt har London kommit sedan smogen 1952? Och hur förhåller sig Stockholm till de övriga huvudstäderna?

För att ta reda på det måste man först identifiera vilka luftföroreningar man ska jämföra och hur jämförelsen ska gå till. Föroreningarna kan vara till exempel gasformiga eller partikulära och fokus här ligger på partiklar. Partiklarna delas upp i storleksintervall efter massa, ”particle mass” som förkortas PM. De *grova* partiklarnas storlek definieras som de med en diameter mellan 2,5 till 10 μm . Om storleken är mindre än 2,5 μm (PM 2,5) är partiklarna *fin*a och om de är mindre än 0,1 μm (PM 0,1) kallas de för *ultrafin*a. Alla tre intervallen innefattas av namnet PM 10 som står för partiklar *upp till* 10 μm . För att få en känsla för dimensionerna kan de största och minsta partiklarna som förekommer i atmosfären (0,001 – 100 mikrometer) jämföras storleksmässigt med förhållandet mellan storleken på Globen i Stockholm och ett knappnålshuvud (0,001 – 100 meter) (Sandström m.fl., 2005).

Syfte och motiv för studien

Syftet med denna studie är att jämföra hur situationen för luftkvaliteten ser ut i Stockholm (2000-2005) och sex andra huvudstäder i Europa – Oslo, Köpenhamn, Helsingfors, London, Berlin och Madrid. Orsakerna till skillnaderna i partikelhalterna och effekterna av dem ska undersökas. Studien fokuserar på PM10 eftersom det är för denna parameter som det är svårast att klara de lagstadgade normerna.

Källor till PM10

Den grova fraktionen generas av mekaniska processer. Det kan till exempel vara bilar som bromsar där bromsklossar och bromsskivor slits. Under vinter och vår sliter också dubbdäck på vägbanan. Det som slits loss är främst stenmineraler, som kvartsit och granit från asfalten och metaller/metalloxider från bromsarna. Den högsta halten av grova partiklar finns längs hårt trafikerade vägar på våren. Våta vägar påfrestas mer och skapar mer partiklar som suspenderas till luften när körbanan torkar (Johansson, 2007).

Det som gör det viktigt att studera de grova partiklarna separat är att de har andra sammansättningar och källor än de finare partiklarna. De kan därmed ha andra effekter på människors hälsa jämfört med finare partiklar (Johansson, 2007).

Trafiken bidrar också till de mindre partikelfraktionerna. Dieselmotorer avger fina partiklar ($<2,5\ \mu\text{m}$) och bidrar till den ultrafina fraktionen. Även bensenmotorn alstrar ultrafina partiklar. Detta tillskott är likafullt litet jämfört med det som trafiken genererar till den grova fraktionen (när man ser till massan partiklar PM₁₀), dock är de många gånger flera till antalet än de grova. PM_{2,5} bedöms som farligare för människors hälsa än PM₁₀ eftersom de mindre partiklarna tar sig djupare ner i lungorna (Matthijsen och Brink, 2007).

En annan källa till partiklar som påverkar vår luftmiljö är långdistanstransporterade partiklar, till exempel från utsläpp i andra länder. Exempel är sekundära partiklar som vid utsläppstillfället är gasformiga ämnen såsom svaveldioxid och kväveoxider från förbränning av fordonsbränslen, kol och olja. Kemiska reaktioner sker sedan under transporten i atmosfären och aerosolerna som når oss är oorganiskt svavel och kväveföreningar som sulfat och nitrat. Det kan också vara organiska ämnen som oxiderats eller primära partiklar som transporteras oförändrade genom luften (Johansson, 2007).

Hur påverkas vår hälsa?

Partiklar i luften kan innehålla olika typer av ämnen vilket kan leda till en exponering som är svår att kvantifiera exakt. Den stora variationen av storlek, form och kemi gör att det är svårt att förutsäga vilken hälsoeffekt varje typ av partikel får. Storleken på partiklarna avgör hur långt ner de tar sig i lungorna. De största partiklarna, den grova fraktionen, fastnar till stor del i de övre luftvägarna när de inhaleras. Sammansättningen av ämnena avgör hur lång tid det tar för kroppen att göra sig av med dem. Den grova fraktionen har visat sig påverka både andningsorgan och hjärt- och kärlsystemen. Barn är extra känsliga då de andas in mer luft per kroppsvolym och därför får i sig en högre koncentration. Gamla och redan sjuka drabbas också hårt på grund av nersatt immunförsvar (Johansson, 2007).

Hälsoeffekterna av den grova fraktionen av PM₁₀ har inte studerats i lika stor omfattning som de finare dito, men en sammanställning av de rapporter som finns gjordes av Brunekreef och Forsberg (2005). Skillnader i exponeringstid påverkar också effekterna och både korttidsexponering (timmar/dagar) och långtidsexponering (årtionden) har studerats.

För att undersöka hur exponering för dieselavgaser under kort tid påverkar känsliga individer gjordes ett försök i London. Deltagarna hade mild eller moderat astma och var 60 stycken totalt. Slumpvis utvalda gick halva gruppen längs Oxford Street under tvåtimmarspass samtidigt som den andra halva promenerade i Hyde Park. Dagar med regn och pollensäsongen undveks. Resultatet blev att "Oxford-promenaden" gav signifikant högre exponering för ultrafina och fina partiklar. Lungvolymen minskade med som mest 6 % och inflammation associerad med astma ökade. Detta visar på ett tydligt samband mellan exponering för avgaser och lungpåverkan hos astmatiker (McCreanor m.fl., 2007).

Amerikanska studier har mätt sambandet mellan långtidsexponering (årtionden) för partiklar och antal dödsfall i hjärt- och kärlsjukdomar. PM_{2,5} användes som indikator och vid en ökning med $10\ \mu\text{g PM}_{2,5}/\text{m}^3$ ökade dödsfallen med 6 %. I Sverige skulle det innebära att de lokala utsläppen av partiklar medför en genomsnittlig livstidsförkortning med 2-3 månader. Partiklar som kommer utifrån har uppskattats förkorta vår livslängd med ett snitt på 7 månader (Johansson, 2007).

Nyare studier som använder kväveoxidhalter (NO_x) som indikator ger en ännu allvarligare bild. Enligt studien får Stockholmsregionen sex gånger högre risk för förtida död jämfört med de tidigare analyserna. Vidare finns det samband mellan dem som bott nära hårt trafikerade vägar och en 50 % högre risk att dö i akut hjärtinfarkt jämfört med dem som bott ute på landet (Johansson, 2007).

Vad säger lagen?

Inom EG infördes 1996 en ramlag för utvärdering och säkerställande av luftkvaliteten (Rådets direktiv 96/62/EG, 1996). Här står bland annat "För att miljön som helhet och människors hälsa skall kunna skyddas bör koncentrationer av skadliga luftföroreningar undvikas, hindras eller minskas och gränsvärden eller tröskelvärden fastställas för nivån på luftföroreningar". Lagen lägger grunden för våra miljökvalitetsnormer och återfinns i femte kapitlet i miljöbalken (MB). Enligt 5 kap 1 § MB ska en miljökvalitetsnorm ange de *"föroreningsnivåer eller störningsnivåer som människor kan utsättas för utan fara för olägenheter av betydelse eller som miljön eller naturen kan belastas med utan fara för påtagliga olägenheter (...)"*.

Kapitel fem i miljöbalken heter *Miljökvalitetsnormer och Miljökvalitetsförvaltning*. I första paragrafen står det att "Regeringen får för vissa geografiska områden eller för hela landet meddela föreskrifter om kvaliteten på mark, vatten, luft eller miljön i övrigt, om det behövs för att varaktigt skydda människors hälsa eller miljön eller för att avhjälpa skador på eller olägenheter för människors hälsa eller miljön (miljökvalitetsnormer)". Vidare står det att detta "(...)följer av Sveriges medlemskap i Europeiska unionen" (Miljöbalk 1998:808).

För varje parameter, tex PM_{10} , har man valt att ha två typer av normvärden för att skydda mot långsiktiga respektive kortsiktiga hälsoeffekter. Skydd mot långsiktiga effekter regleras med årsmedelvärden och kortsiktiga med dygnsmedelvärden eller timmedelvärden. Miljökvalitetsnormen för PM_{10} i utomhusluft har två normvärden. Årsmedelvärdet får inte vara högre än $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dygnsmedelvärdet får inte överskrida $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ med fler än 35 dygn på ett år (Miljöförvaltningen i Stockholm, 2007).

Förordning (2001:527) om miljökvalitetsnormer för utomhusluft behandlar lagtolkningen i detalj. I första paragrafen regleras ansvaret för åtgärder. Där står det att det "finns bestämmelser om skyldigheter att vidta åtgärder om en föroreningsnivå överskrids eller riskerar att överskridas". Men vem har ansvar?

Ansvar och tillsyn

I EU:s ramdirektiv för luftkvalitet framgår att medlemsländerna ska kartlägga och övervaka luftföroreningar samt åtgärda där det är nödvändigt. Medlemsländerna väljer själva hur miljöövervakningen ska organiseras (IVL, 2004).

I Sverige har kommunerna ansvar för att se till att miljökvalitetsnormerna inte överskrids. De har också planmonopol vilket innebär att de reglerar all verksamhet inom sitt område. Det är länsstyrelsen som ska kontrollera att miljökvalitetsnormer beaktas i översiktsplaner och detaljplaner. Länsstyrelsen har rätt att upphäva beslut om miljökvalitetsnormerna inte har iakttagits. Om en plan medför överskridande måste den stoppas av kommunen. Detta kan överklagas till Länsstyrelsen, vars beslut i sin tur kan överklagas till regeringen. Kommunen

meddelar Naturvårdsverket om man har överskridanden. Om åtgärdsprogram eventuellt behövs föreslår Naturvårdsverket detta för regeringen som beslutar om åtgärdsprogram och beaktar skäligheten till att normen bryts, alltså är det befogat att bryta normen? (Arbets- och miljömedicin, 2006).

Miljökvalitetsnormernas gränsvärden är satta baserat på hälsoeffekter, ekonomi och teknik (Arbets- och miljömedicin, 2006). Ekonomi och teknik har den fördelen att de är fasta värden. Man vet hur mycket pengar man har och vilken teknik som finns tillgänglig. Följaktligen vet man också vilken teknik man har råd att köpa. Problemet med hälsa är att det inte finns några klara trösklar för vad som händer med människor vid en viss halt föroreningar. Gränserna är flytande men för att värdera hälsoeffekterna finns olika metoder. En metod utgår från betalningsviljan, det vill säga hur mycket befolkningen är beredda att betala för att slippa problemen. På så sätt värderas t ex dödsfall. För att komma ifrån problemet med att det inte finns trösklar används riskbegreppet. Man beräknar antalet dödsfall som uppkommer baserat på ökningen av dödligheten med hjälp av relativa risker som erhållits från epidemiologiska studier (Muntlig källa Johansson, 2010).

Ansvar för kontroll av miljökvalitetsnormerna ligger hos kommunerna som med hjälp av beräkningar och praktiska mätningar övervakar halter och koncentrationer (Naturvårdsverket, 2006).

I Finland har enskilda kommuner ansvar för luftkvalitetsövervakningen och finansieringen av denna. De har ansvaret för den lokala övervakningen och kvalitetssäkringen av data vilket rapporteras årligen till Finska meteorologiska institutet (FMI). FMI är referenslaboratorium och bekostar mätstationer i bakgrundsmiljöer och är tillsammans med miljödepartementet ansvarigt för rapporteringen till EU (IVL, 2004).

I Norge är det Miljövrndepartementet som har ansvar för föreskrifter och lagar medan Statens Föroreningstillsyn (SFT) (jmf. sv. Naturvårdsverket) ansvarar för uppföljningen. Referenslaboratoriet Norsk institutt for luftforskning finansieras av SFT. Kommunerna och Statens Vegvesen (jmf Vägverket) bekostar merparten av luftkvalitetsövervakningen under principen att förorenaren betalar. Sedan 2002 ansvarar kommunerna för övervakning och kontroll samt utarbetar eventuella åtgärdsplaner. Den internationella inrapporteringen sköts centralt (IVL, 2004).

I Danmark är det Miljøstyrelsen (jmf sv. Miljödepartementet) som är ansvarig myndighet för att övervaka luftkvaliteten. Åtgärder verkställs i samarbete med lokala myndigheter vilket motsvarar svenska län och kommuner. Sedan år 2000 finns ett landstäckande luftkvalitetsövervakningsprogram som sammanställer mätdata från landets mätstationer. Det administreras av Dansk Miljøundersøgelser som är utsett till nationellt referenslaboratorium och ansvarar för rapporter till EU (IVL, 2004).

I Storbritannien bedrivs mätningar av luftkvaliteten av Department for Environment, Food & Rural Affairs (Defra) men även av lokala myndigheter. Defra bekostar de nationella stationerna, kontrollerar kvaliteten på mätdata och är ansvarig för rapporteringen till EU (IVL, 2004).

I Tyskland har de 16 förbundsländerna ansvar för mätning och utvärdering av luftkvaliteten. Detta regleras av "Federal Immission Control Act". I varje förbundsland verkställs mätningarna

av ett institut som också genomför kvalitetssäkring av data. Umweltbundesamt (jmf Miljödepartementet) ansvarar för rapporteringen till EU (IVL, 2004).

Metod

Städerna valdes ut för att få en viss spridning och översikt i Europa och för att de har mycket trafik. Sedan valdes en gata ut i varje stad som uppfyllde vissa villkor. Gatan skulle ha en obruten tidsserie luftpartikelmätningar för perioden 2000-2005 och rapportera data med likartade instrument. Önskvärt var också att det fanns information om trafikflödet och att placeringen av mätstationerna skulle vara jämförbara. En viktig aspekt var också att gatan var ett så kallat gaturum vilket innebär att gatan är relativt smal och omgiven av höga hus. Byggnaderna minskar luftomblandningen, vilket bidrar till att partikelkoncentrationen blir hög.

The European Air Quality Database

Den databas som användes som källa till diagrammen över PM10-utsläpp i länderna heter AirBase – The European Air Quality Database. AirBase är ett informationssystem som drivs av European topic centre on Air and Climate Change. Det är en del av EU:s miljöorgan The European Environment Agency (EEA).

I systemet lagras övervakningsdata som inhämtas årligen från hela Europa och som rör luftkvaliteten. Som grund för detta ligger ett *council decision* som från 1 januari 1997 fastslår att ömsesidigt utbyte av information måste ske mellan medlemsstaterna i EU (97/101/EC: Council Decision, 1997).

Statistiken i AirBase är baserad på timmedelvärden, dygnsmedelvärden (24h), 8 timmars medelvärden och 8 timmars maxvärden.

För att jämföra partikelhalterna i varje stad användes data gällande PM10-halter för sju huvudstäder i Europa under åren 2000-2005. Parametrarna är dygnsmedelvärden, årsmedelvärden och de 36:e dygnens medel.

Tavastvägen i Helsingfors uppfyller inte kravet på ett gaturum. Men det var den enda mätplatsen i trafikmiljö i Helsingfors som hade en obruten dataserie av luftpartikelmätningar åren 2000 till 2005.

Mätmetoder för PM10

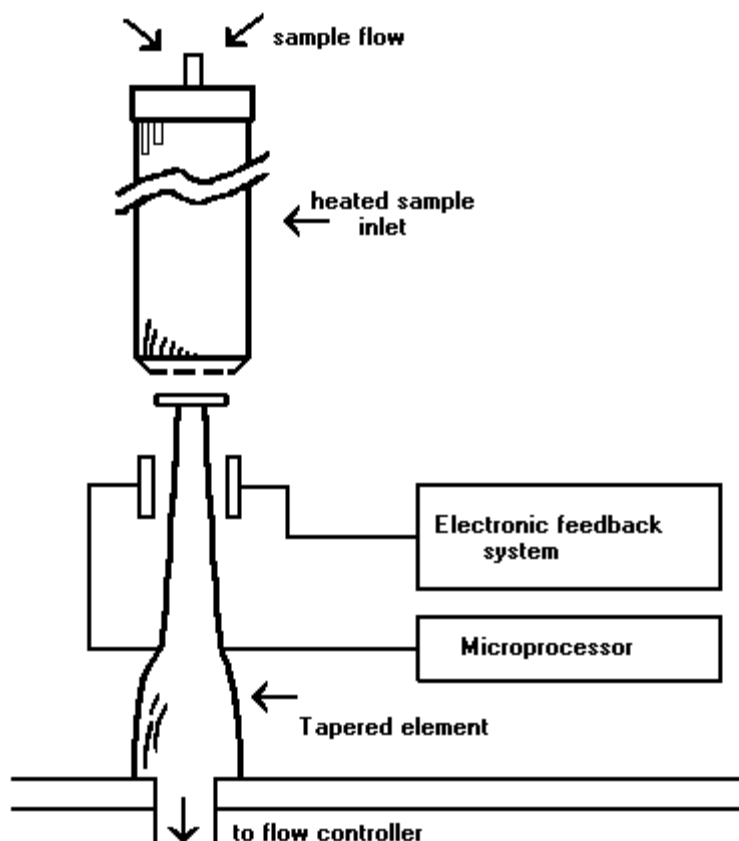
Olika länder har olika sätt att samla in information om luftföroreningar, olika typer av mätinstrument används. Det gör det svårt att jämföra olika länders data.

TEOM - Tapered Element Oscillating Microbalance

I Stockholm görs mätningarna av PM10 och PM2,5 med TEOM (ITM, 2007). I instrumentet avskiljs partiklarna på ett filter placerat på toppen av en oscillerande glaskropp, se figur 1 nedan.

Metodens stora mätområde i kombination med den höga känsligheten gör den lämplig för kontinuerliga mätningar med krav på hög tidsupplösning, från mätningar i renodlade bakgrundsmiljöer till mätningar i starkt trafikbelastade miljöer som gaturum.

Tekniken möjliggör mätningar av relativt små massförändringar på kort tid. Partikelfractionen som kontrolleras bestäms av provluftsintagets utformning och exempelvis kan mätningar av PM₁₀ eller PM_{2.5} utföras.



Figur 1. TEOM, Tapered Element Oscillating Microbalance (Miljöförvaltningen i Stockholm, 2003).

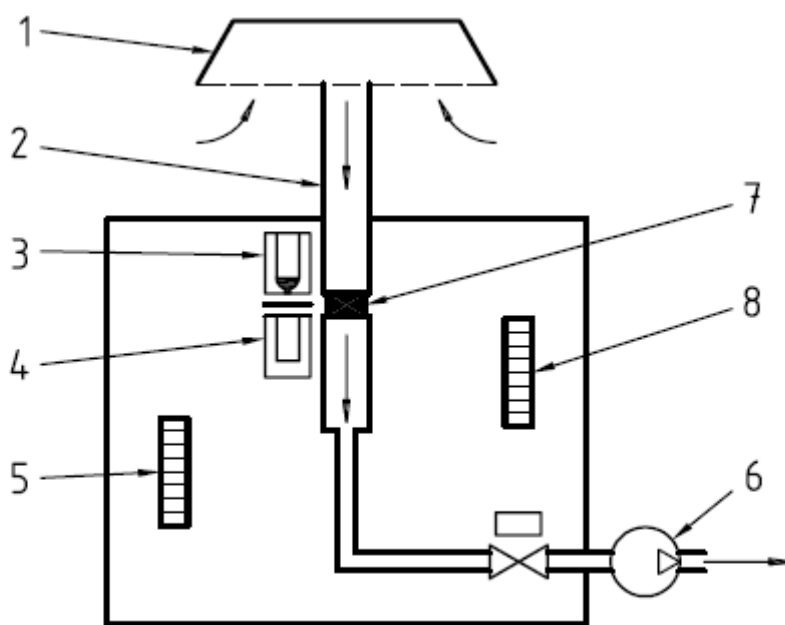
Problemet med metoden är att uppvärmningen till 50°C medför att tekniken ger underskattade värden för partikelhalter i utomhusluft i de fall då lättflyktiga ämnen såsom ammoniumnitrat och vissa kolväten förekommer och/eller då uppvärmningen medför vattenavgång från insamlad aerosol. Detta kan, särskilt i urban miljö, vara av betydelse eftersom lättflyktiga material där kan utgöra en väsentlig del av PM₁₀ och instrumentet är vibrationskänsligt (ITM, 2010-05-12).

β-strålinstrument

Det andra sättet att mäta som förekommer bland städerna är β-strålinstrument (Beta ray attenuation) – partikelmätning med beta-stråle-instrument, se figur 2 nedan. Metoden är godkänd i alla länder och används för korttidsmedelvärden inomhus och utomhus (ITM, 2010-05-12).

Problemet med metoden är att instrumentet finns i många utföranden vilka uppfyller olika kravspecifikationer. Olika system är godkända i olika länder (ITM, 2010-05-12).

Provlufte sugas in genom ett provluftsintag konstruerat för att medge uppsamling av en bestämd storleksfraktion. Partiklarna samlas upp på ett filterband eller på filter som matas fram automatiskt. Efter provtagningsperiodens slut (vanligen 24h) matas filterremsan fram automatiskt och en ny provtagningsperiod påbörjas (ITM, 2010-05-12).



Figur 2. Skiss av ett β -strålinstrument. Siffernyckel: 1. Provtagningshuvud 2. Insugsrör 3. β -strålkälla 4. β -strålmottagare 5. Blankfilter 6. Pump 7. Provtagningssteg 8. Provtagna filter (ITM, 2010-05-12).

Stockholm i jämförelse med sex andra huvudstäder i Europa

De städer, vars luftkvalitet skulle jämföras med Stockholms i denna studie, var Helsingfors, Oslo, Köpenhamn, London, Berlin och Madrid. Inom dessa städer valdes sedan en gata för vilken det fanns en lång och obruten dataserie av PM₁₀-mätdata över perioden 2000-2005. Alla gatorna skulle helst ha liknande omgivning och vara ett så kallat gaturum. Huruvida gatan är ett gaturum eller inte har betydelse för partikelkoncentrationen. En smal gata omgiven av höga hus ger sämre förutsättningar för ventilation jämfört med en bred gata med god utspädning. Vindriktningen har också betydelse. Om vinden blåser längs med gatan fördelar sig föroreningarna ungefär jämt på båda sidor. Om vinden blåser tvärs över gatan skapas en läsida och en vindsida som samlar alla partiklar på en sida. Beroende på var mätstationen står får man då helt skilda resultat (Miljöförvaltningen i Stockholm, 2007). För sammanfattning av informationen av städerna, se tabell 1 nedan.

A Hornsgatan – Stockholm (SLB, 2007)



B Tavastvägen – Helsingfors (HSY, 2010)



C Alnabru – Oslo
(Muntlig källa Gjerstad, 2010)



D Jagtvej – Köpenhamn (Omsedt, 2005)



E Marylebone road – London
(King's College, 2007)



F Marañon – Madrid
(Dirección General de Calidad, 2010)



G Mitte-Parochialstrasse – Berlin
(Berlin stad, 2010)



Figur 3. Utsikt från PM10-mätstationerna i de sju städerna.

A. Stockholm – Hornsgatan

Hornsgatan är en av Stockholms tyngst trafikerade gator. Den är lång (2,3 km) och uppfyller kravet på gaturum. Den genomsnittliga dygnstrafiken vid mätstationen år 2006 var cirka 35 000 fordon.

Mättekniken är TEOM och dubbdäcksandelen har varit ca 70 % under hela perioden (Miljöförvaltningen i Stockholm, 2007).

B. Helsingfors – Tavastvägen

År 2004 låg dygnstrafiken på 14 300 fordon och väntas ha ökat något under senare år. Gatan har fyra filer för bilar och två för spårvagnar. Enligt staden påverkas halterna av Hanaholmens kraftverk och Sörnäs hamn, som ligger ca 1,5 km sydost om mätstationsstationen (HRM Helsingforsregionens miljötjänster, 2010-05-12).

Mättekniken är Beta-stråle och dubbdäcksandelen har varit ca 90 % (AirBase).

C. Oslo – Alnabru

På Alnabru passerar 17 000 fordon per dygn varav 23 % är lastbilar. Mättekniken är Beta-stråle och dubbdäcksandelen har varit 20 %. Vedeldning bidrar med 47 % till partikelhalterna i Norge men trots det påverkar trafiken med sina 44 %, människors hälsa mer. Anledningen till att vedeldning nämns i samband med Norges siffror är att det även mitt inne i city är vanligt med vedeldning som värmekälla. Detta påverkar naturligtvis luftkvaliteten (Muntlig källa Tønnesen, 2007).

D. Köpenhamn – Jagtvej

Jagtvej uppfyller kravet som gaturum då gatan är 20 meter bred och omges av tre- eller femvåningshus. Dygnstrafiken är 22 000 motorfordon per dag (Danmarks Miljøundersøgelser, 2010-05-12).

Mättekniken är TEOM och dubbdäcksandelen är 0 % (AirBase).

E. London – Marylebone Road

Denna väg uppfyller också kravet för ett gaturum. Vägen är 32 meter bred och omges av hus som är ungefär 25 meter höga. År 2007 var dygnstrafiken 65 000 fordon (Muntlig källa Barratt, 2007).

Mättekniken är TEOM och dubbdäck är inte tillåtna (AirBase).

F. Madrid – Marañón

Mättekniken som används är TEOM och gatan som är ett gaturum heter Marañón. Ingen mer information fanns att tillgå i AirBase. Dubbdäck används ej.

G. Berlin – Mitte-Parochialstrasse

Berlins utsläppssituation ser annorlunda ut än Stockholms. Berlin har infört biltullar för alla fordon som passerar staden på grund av dieselutsläppen. Bilparken i Tyskland består av 30-50 % diesel jämfört med Sveriges 5 % (Muntlig källa Johansson, 2010).

I Berlin används mättekniken betastråle (AirBase). Tekniken kan mäta både organiska och oorganiska beståndsdelar i atmosfäriska aerosoler (Jervis m.fl., 1999). Dubbdäck är inte tillåtna.

Tabell 1. Data över städernas trafiksituation, andel tunga fordon.

	Stockholm Hornsgatan	Helsingfors Tavastvägen	Oslo Alnabru	Köpenhamn Jagtvej	London Marylebone	Berlin Mitte- Parochial strasse	Madrid Marañon
Antal fordon/ dygn	35000	14300	17000	22000	65000		
Mätteknik	TEOM	Beta-stråle	Beta-stråle	TEOM	TEOM	Beta-stråle	TEOM
Placering	Gaturum	Öppen trafikplats	Öppen trafikplats	Gaturum	Gaturum		Gaturum
Dubbdäcks andel	70 %	90 %	20 %	0 %	0 %	0 %	0 %

Resultat

I presentationen av resultaten nedan namnges för enkelhetens skull varje mätstation med stadens namn, vilket dock inte innebär att luftkvalitetssituationen ser likadan ut i hela staden. Läs mer om mätplatsernas representativitet med mera i diskussionen som följer längre fram i rapporten.

Diagram 1 nedan visar att Stockholm överskrider normen för årsmedelvärdet på $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ alla år och London håller Stockholm sällskap alla år. Ingen av städerna visar någon tydlig trend.

Madrid är över gränsvärdet fyra av sex år medan Helsingfors har generellt lägst värden av alla städer.

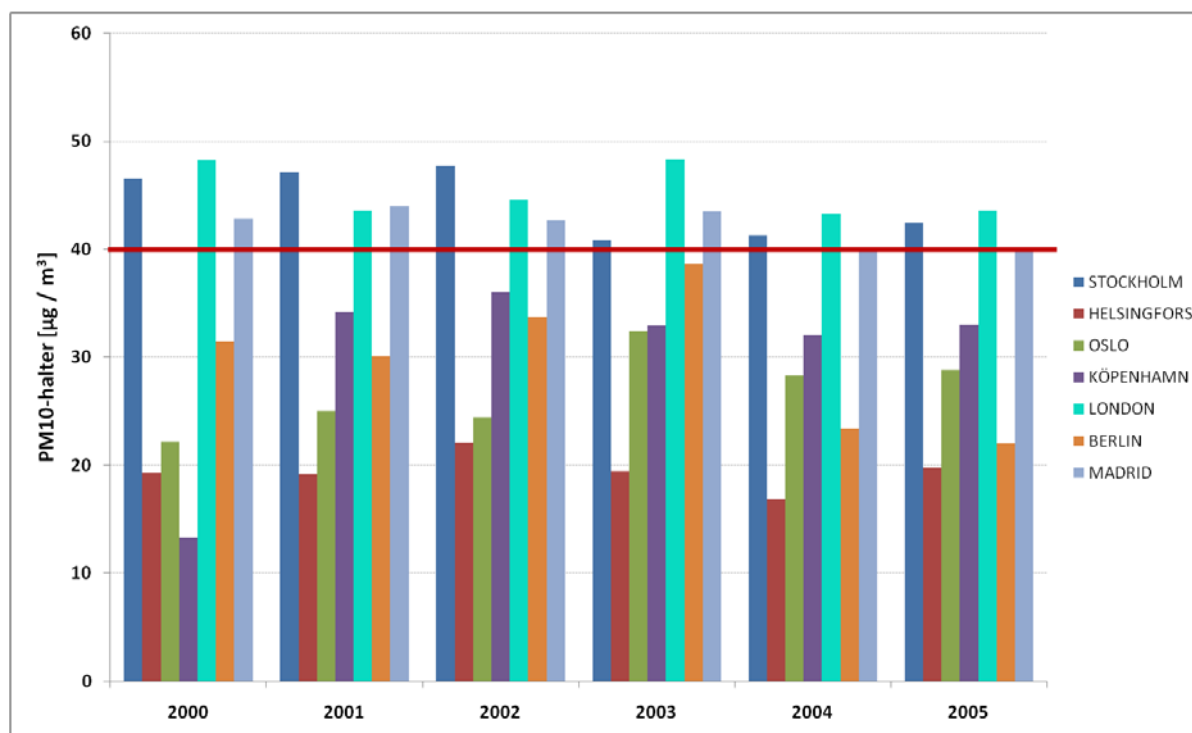


Diagram 1. Städernas årsmedelvärden av PM10-halter mellan 2000 och 2005. Den röda linjen anger normvärdet för årsmedelvärdet, $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

I diagram 2 nedan visas årets 36:e högsta dygnsmedelvärde för de sju städerna. Det är intressant att titta på eftersom $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, det maximala dygnsmedelvärdet, endast får överskridas 35 dygn under ett kalenderår. Om värdet för dygn 36 är över $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ överskrids således direktivet, vilket ger en indikation på hur illa situationen är på mätplatserna i respektive stad.

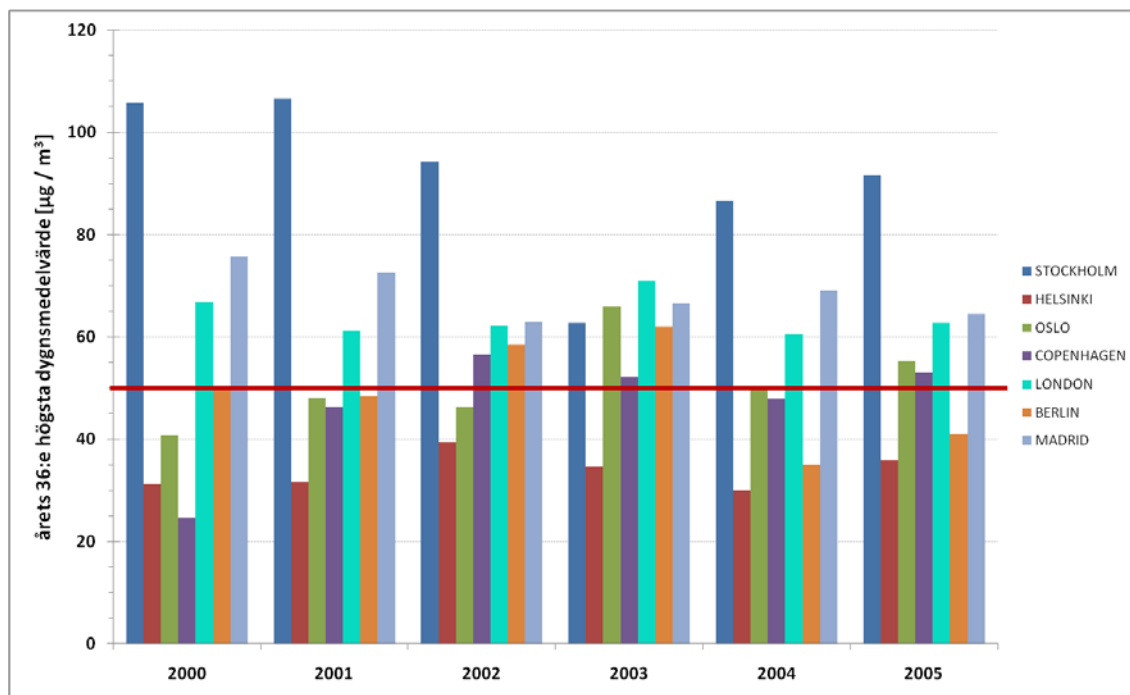


Diagram 2. Årets 36:e högsta dygnsmedelvärde under åren 2000-2005 hos de sju städerna i studien. Enligt lag får dygnsvärdet på $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ endast överskridas 35 dygn/år. Detta illustreras av den röda linjen.

Ingen annan stad kommer i närheten av Stockholms höga värden även om en svagt fallande trend kan anas. Köpenhamn verkar ha en omvänd trend och har högre värden de senare åren.

London och Madrid är de som ligger sämst till efter Stockholm och har ingen tydlig trend åt något håll. Helsingfors håller sig väl under normgränsen även här.

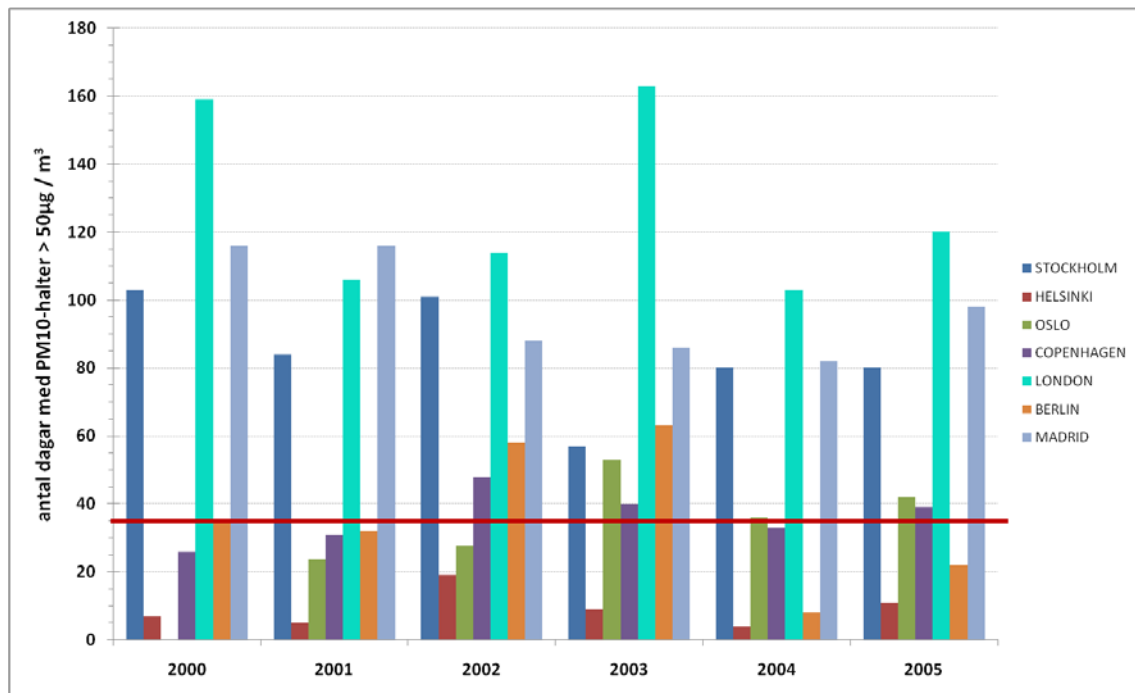


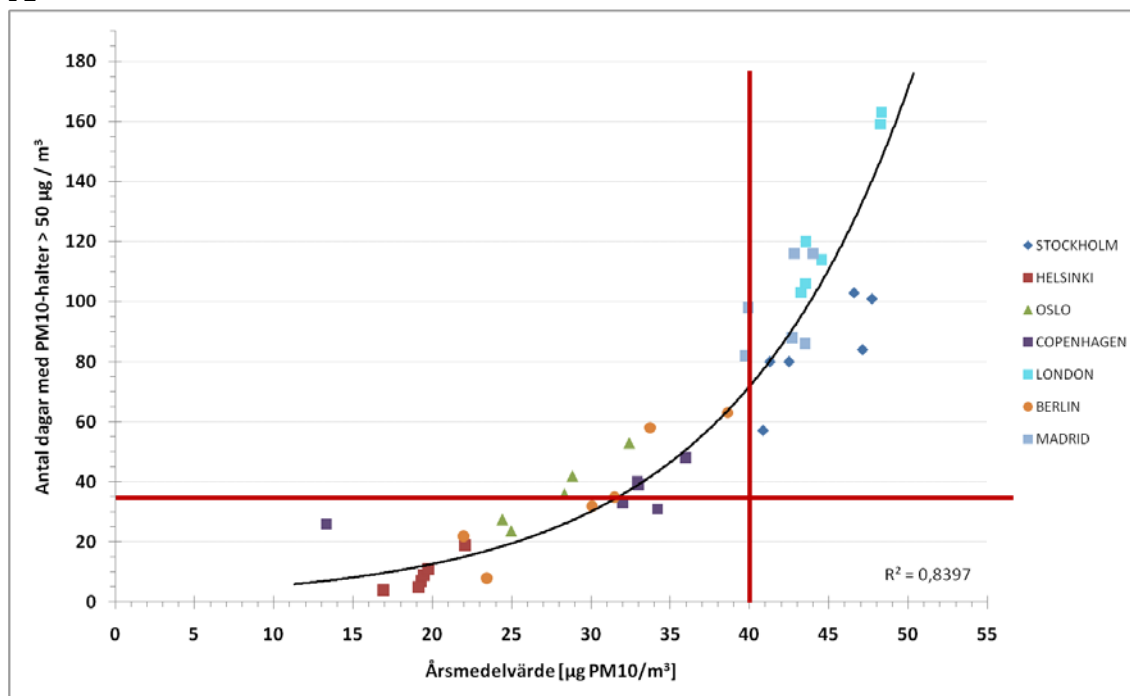
Diagram 3. Antal dygn koncentrationen översteg $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ under året i de sju städerna under 2000-2005. Den röda linjen illustrerar det 35e dygnet.

Diagram 3 visar hur många dygn städerna överskridit normgränsen på max $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som dygnsmedelvärde. Antalet dagar normen får överskridas är 35 dagar. År 2003 överskred London normen drygt 160 dygn. Stockholm överskred normen mer än 35 dygn alla år, dock inte med lika många dygn som London.

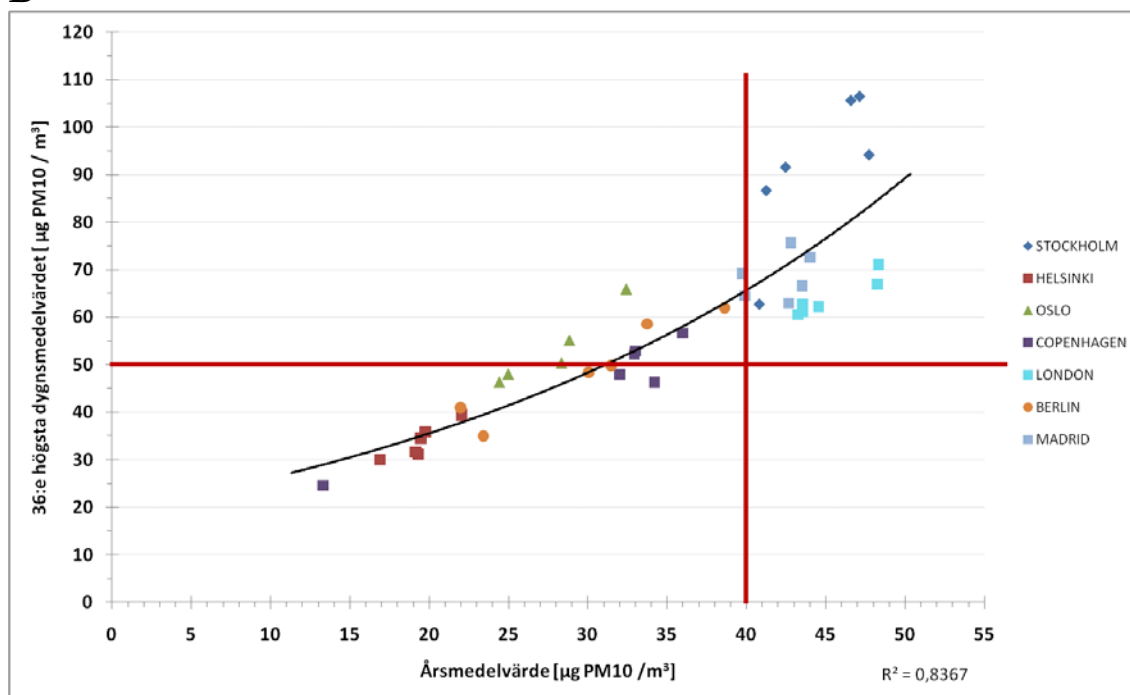
Madrids värden ligger på samma nivå som Stockholms.

Berlin och Oslo pendlar runt normgränsen utan att visa en trend. Helsingfors visar inte heller någon trend men håller sig under normvärdet alla år.

A



B



Figur 4. Samband mellan årsmedelvärden och (A) antal dagar med PM10-halter över 50 µg/m³ samt (B) det 36:e högsta dygnsmedelvärde.

Diagram A i figur 4 visar att Marylebone Road bryter båda normvärdena alla år. Gatan har flest dygn med halter över 50 µg/m³ och ligger över årsmedelvärde alla år.

Marañon och Hornsgatan överskrider båda normerna i figur 4A alla år.

Alnabru, Jagtvej och Mitte-Parochialstrasse har också dygn med halter över $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ungefär halva perioden men alla tre städer klarar årsmedelvärdet på $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

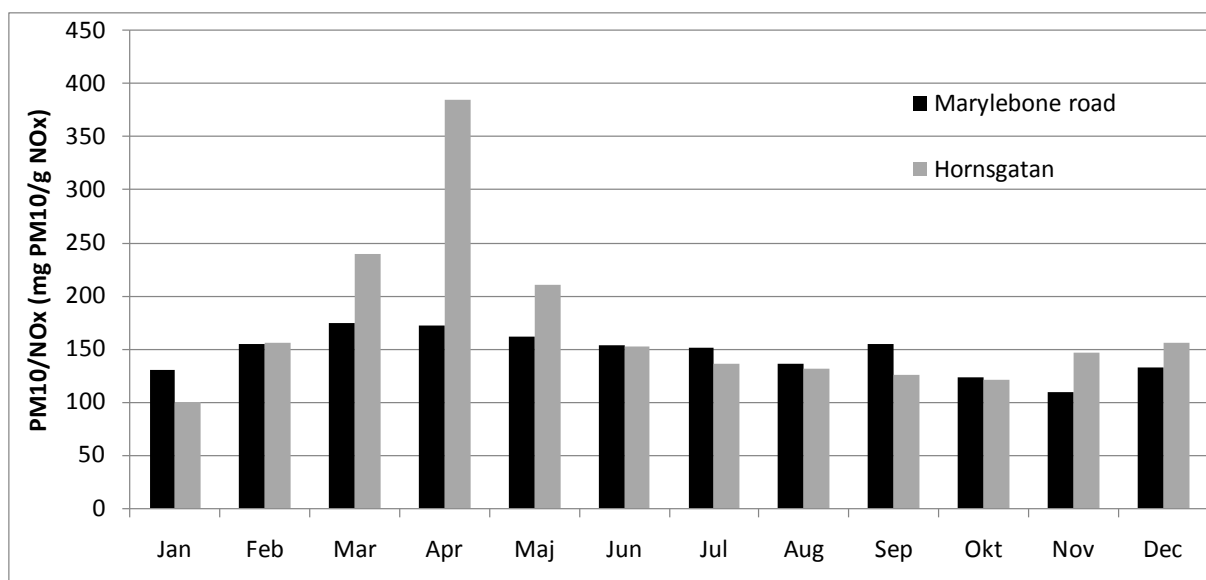
Halterna vid mätstationen på Tavastvägen underskrider båda normvärdena alla sex åren.

Diagram B i figur 4 visar att ingen annan gata har lika höga 36:e dygnsvärden som Hornsgatan som samtidigt överskrider årsmedelvärdet varje år. I Madrid och London överskrids också båda normvärdena.

Alnabru, Mitte-Parochialstrasse och Jagtvej har också för höga värden i förhållande till medelvärdet för 36:e dygnet men underskrider halten för direktivets årsmedelvärde.

Diskussion

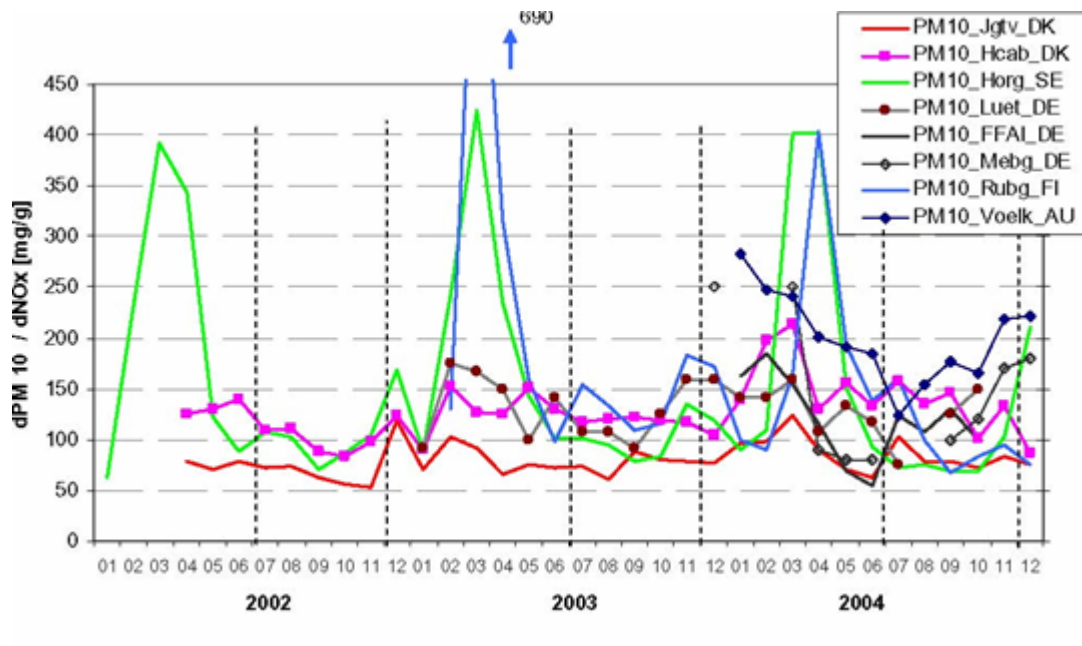
I både Stockholm och London används TEOM som mätteknik för PM₁₀ halterna. Båda stationerna står vid trottoaren och kantas av byggnader och borde därför vara tämligen likvärdiga. Dessa mätplatser har, tillsammans med mätplatsen i Madrid, de högsta årsmedelvärdena. Detta beror delvis på att de utvalda gatorna i London och Stockholm har den högsta frekvensen bilar av alla städerna. Marylebone Road i London har dock cirka dubbelt antal jämfört med Hornsgatan i Stockholm vilket stödjer tesen att bilar med dubbdäck genererar mer partiklar. Det skulle också kunna vara så att bilarna på Hornsgatan släpper ut betydligt mer partiklar i avgaserna än de på Marylebone Road, men detta är helt osannolikt eftersom andelen dieslbilar och dieslbussar är betydligt högre i London. Inte heller kan skillnaden mellan Hornsgatan och Marylebone Road förklaras helt med att gaturummen ser olika ut. I figur 5 nedan visas kvoten mellan PM₁₀ och NO_x för Hornsgatan och Marylebone Road under åren 2000-2006. Hornsgatan visar höga halter av PM₁₀ mätt i NO_x under vinter och vår jämfört med Marylebone Road. Övriga månader är värdena mer lika. Detta visar att partikelutsläppen är mycket högre i Hornsgatan under våren jämfört med i Marylebone Road.



Figur 5. Månadsmedelvärden av kvoten mellan PM₁₀ och NO_x halterna på Marylebone road och Hornsgatan för perioden 2000 – 2006.

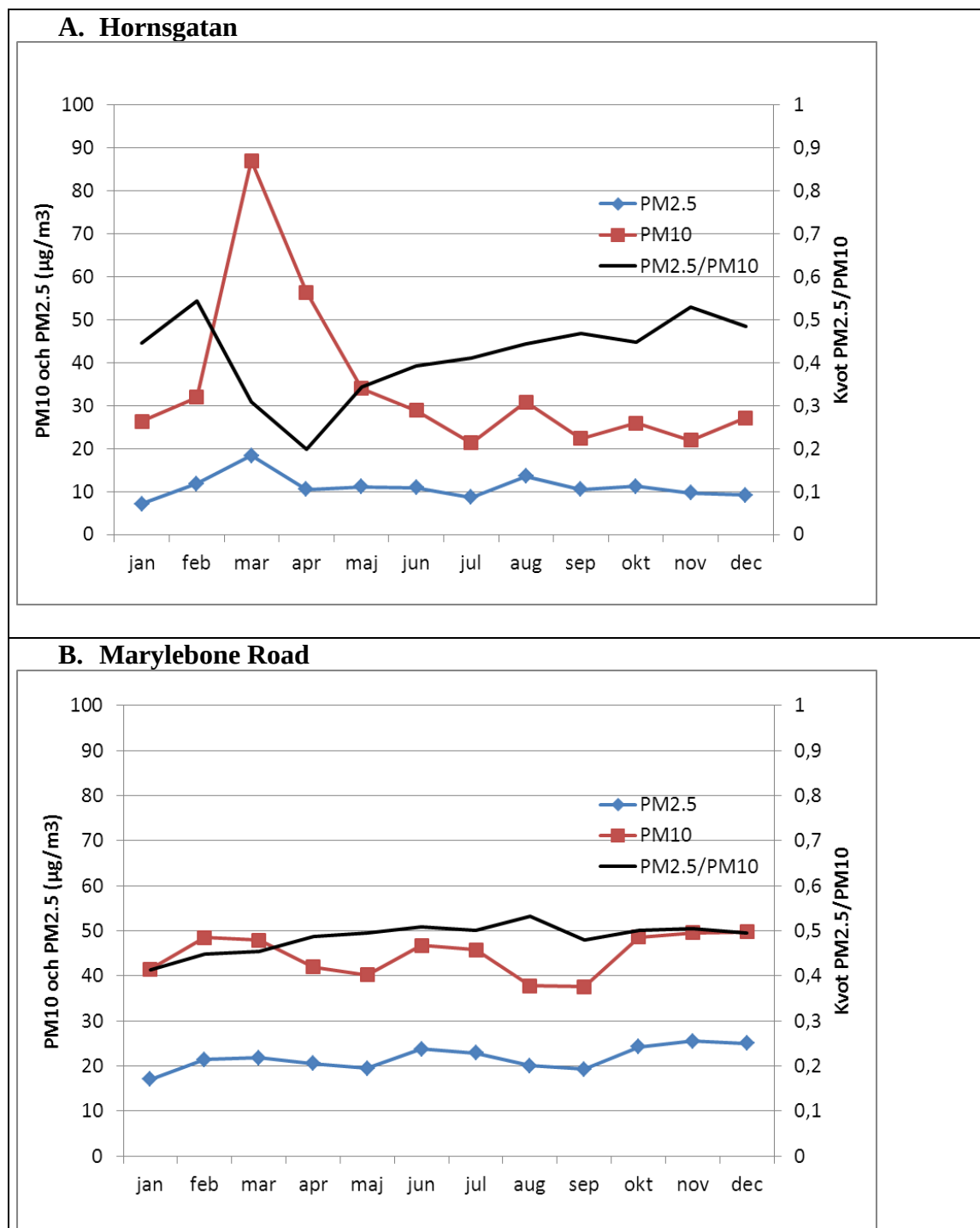
Tavastvägen i Helsingfors har genomgående låga värden. Denna mätplats uppfyller inte kraven för ett gaturum utan har glesare bebyggelse. Detta innebär att luftomblandningen är

större och att partiklarna som emitteras späds effektivare. Gatan har också lägst antal bilar per dygn av de gator som deltog i studien. En annan gata, Runebergkatu i Helsingfors, liknar däremot Hornsgatan och uppfyller kraven för ett gaturum. Tyvärr hade gatan endast PM10-värden från 2003 och 2004 i AirBase. En närmare studie av dessa visar dock att de är halvvannan gång högre än Tavastvägens värden (Ketzel m.fl., 2007). Se figur 6 nedan. Detta visar att PM10-halterna i Stockholm och Helsingfors är mycket höga, speciellt under våren, jämfört med andra städer. Stockholm och Helsingfors är två städer med hög andel dubbdäck. Användningen av vintersand kan också ge betydande tillskott till PM10 halterna.



Figur 6. Diagram över PM10-halter med kvoten månadsmedel av dPM10/dNOx. Grön linje: Hornsgatan, Blå linje: Runebergkatu (övriga linjer är andra gator i Europa) (Ketzel m.fl., 2007).

I figur 7 illustreras skillnaden mellan Marylebone Road och Hornsgatan vad gäller andelen fina partiklar (PM2.5/PM10) under 2007. Andelen fina partiklar är ganska konstant över året, förutom på våren då Hornsgatans PM10-halter domineras av grova partiklar (mellan 2.5 o 10 μm). Källorna till de högsta PM10 halterna på Hornsgatan och Marylebone Road är helt olika; de höga halterna av grova partiklar som vi ser på Hornsgatan förekommer inte på Marylebone road. Källorna till de grova partiklarna är främst slitageprocesser (slitage av vägbanor, bromsar, däck). Källorna till de fina partiklarna är förbränningsprocesser och sekundärt bildade partiklar. PM10 halterna på Hornsgatan beror alltså till stor del på slitageprocesser jämfört med Marylebone Roads PM10 halter.



Figur 7. A. Sambandet PM2.5/PM10 under 2007 för Hornsgatan. **B.** Sambandet PM2.5/PM10 under 2007 för Marylebone Road.

Diagram A och B i figur 4 visar att Marylebone Road i normala fall pendlar mellan ganska höga värden, högre än Hornsgatans. Marylebone Road har fler dagar med koncentration över $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, men dygnet med det 36:e högsta värdet har ett värde på drygt $70 \mu\text{g PM10}/\text{m}^3$. Hornsgatans 36:e högsta värde ligger på $105 \mu\text{g PM10}/\text{m}^3$ vilket innebär att Hornsgatan överskrider koncentrationen på $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ med större marginal än de andra gatorna.

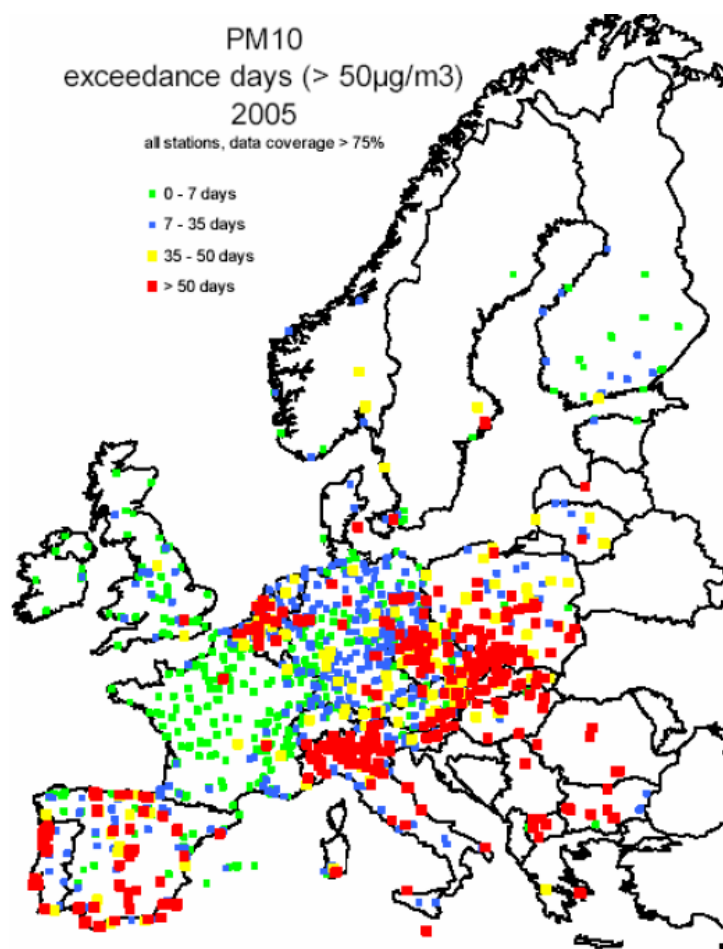
Hornsgatans 36:e högsta dygn ligger mycket högre än de övriga gatorna, inklusive Marylebone Road. Däremot klarar sig Hornsgatan bättre än Marylebone Road när det gäller antalet dagar över $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Marylebone Road efterföljs närmast av Marañon i Madrid som också har höga halter PM10.

Gatan Marañon i Madrid är ett gaturum och årsmedelvärdena håller ungefär samma nivåer som London och Stockholm, dock utan att toppa vare sig det 36:e högsta värdet eller antalet dagar över $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Alnabru, Mitte-Parochialstrasse och Jagtvej klarar normvärdet för årsmedelvärdet alla sex år. Alnabru och Mitte-Parochialstrasse överskrider normen för årets 36:e högsta dygnsmedelvärde två av sex år medan Jagtvej överskrider normgränsen tre år av sex.

Alnabrus och Jagtvejs PM10-koncentration överskred $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ fler än 35 dygn tre år av sex. På Mitte-Parochialstrasse skedde detta två av sex år.

Ett problem när det gäller jämförelse av data är att olika korrigeringar av mätvärdena görs. Olika länder har därvid olika policy. Detta illustreras tydligt av figur 8 nedan som visar att Nederländerna har mycket större problem än Frankrike. Båda länderna använder TEOM som mätteknik men bara Nederländerna korrigerar data för uppvärmningen av luften i TEOM-instrumenten (AirBase).



Figur 8. Skiss över Europa och antal dagar halterna av PM10 överskred $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ år 2005 (AirBase).

I en studie av Putaud m.fl., 2009 sammanställdes luftkvalitetsdata från ca 60 platser i Europa. Mätstationerna var rurala, urbana eller vid trottoaren. Parametrarna som mättes var PM10 och/eller PM2,5, partikel- eller aerosolantal och partikelkemi.

Halten PM10 varierar kraftigt under året i Europa, värdena ligger mellan $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ till $54 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Årsmedelvärdena och 24-timmarsgränsvärdena av PM10 överskrids på många platser i hela Europa. Generellt, men inte endast, gäller detta urbana stationer och stationer vid trottoaren. I södra Europa är årsmedelvärdena och medianvärdena av PM10 för urbana stationer signifikant högre än i övriga Europa. I södra Europa är medianvärdet $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$, i nordvästra är det $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och i centrala ligger det på $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$. I nordvästra och centrala Europa följer PM2,5-halterna PM10-halterna i de olika regionerna men i nordvästra och södra Europa ökar PM2,5 generellt mellan stationer som är ”naturliga” (mer än 50 km från större föroreningskällor) och urbana mätstationer (Putaud m.fl., 2009).

Halten PM2,5 varierar nästan lika mycket som halten PM10. Årsmedelvärden som uppmätts ligger mellan $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$. I centrala Europa kan halten PM 2,5 vara lika hög vid rurala mätstationer som vid urbana. Koncentrationen vid trottoarer verkar inte vara särskilt hög jämfört med urbana stationer. Årsmedelvärdet för PM2,5 ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$) överskrids oftare vid urbana stationer och mer sällan vid stationer vid trottoarer jämfört med årsmedelvärdet för PM10 ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$). I södra Europa inträffar de högsta PM2,5-halterna vid urbana stationer och trottoarstationer (Putaud m.fl., 2009).

I alla tre delar av Europa ses en klar ökning av partikelantalskoncentrationer från naturliga bakgrunder via rurala mätplatser för att bli som högst vid trottoarstationer (Putaud m.fl., 2009).

Eftersom miljö kvalitetsnormerna överskrids i stora delar av länet har Länsstyrelsen i Stockholm tagit fram ett åtgärdsprogram (Länsstyrelsen i Stockholms län, 2004). Hornsgatan som har högst PM10-halter i länet måste halvera partikelhalterna för att klara miljö kvalitetsnormen.

I Södra länken i Stockholm används en så kallad ”supersug” för att tvätta bort PM10-partiklar. Vatten sprutas med hårt tryck ner i asfalten och upp på väggarna. Denna typ av tvätt har inte någon effekt på halterna av PM10 som är höga och konstanta hela tiden. En annan åtgärd som inte har någon effekt är att sopa och tvätta gator (Miljöförvaltningen i Stockholm, 2004).

Vad skulle då kunna göras? Något som kanske skulle få effekt är om slittåligare sten kan användas i asfalten. VTI, Statens väg- och transportforskningsinstitut har visat att PM10-bildningen beror på stenmaterialet. På de mest trafikerade gatorna i Stockholms innerstad används dock redan idag kvartsit som är bland det mest slittåliga material som finns.

Att begränsa användningen av sand för halkbekämpning kan vara viktigt, men redan idag sandas inte de mest trafikerade gatorna i innerstaden mer än möjligen i begränsad omfattning. I Oslo används enbart salt för halkbekämpning, medan Helsingfors använder mer sand. I Stockholm är det mest små gator och trottoarer som sandas.

Att sänka hastigheterna bör också minska slitaget men är sannolikt bara en effektiv åtgärd vid infartsleder med höga hastigheter. Vid tillfälliga kritiska toppar av PM 10 används kemisk

dammbildning, men detta är bara en akut, lokal åtgärd (Miljöförvaltningen i Stockholm, 2004).

Trängselavgifter är också en faktor. Under försöket med trängselavgifter i Stockholm 2006 beräknades utsläppen minska med 8-14 % för innerstaden (Miljöförvaltningen i Stockholm, 2004).

Det som ger störst minskning av PM 10 är att inte använda dubbdäck. Från och med den 1 december 2009 begränsades perioden då dubbdäck är tillåtna med en halv månad (Transportstyrelsen, 2010-09-20) och från och med den 1 januari 2010 förbjöds dubbdäck på Hornsgatan (Trafikkontoret, 2010-04-10). Transportstyrelsen har också fattat beslut om att från den 1 juli 2013 begränsa antalet tillåtna dubbar per däck till högst 50 dubbar per meter rullomkrets (Transportstyrelsen, 2010-09-20).

Ytterligare åtgärder skulle kunna vara avgifter på användningen av dubbdäck, men en avgift kräver enligt lagstiftningen en "motprestation av det allmänna" och det skulle vara svårt att identifiera angående dubbdäck (Miljöförvaltningen i Stockholm, 2004).

Slutsats

Studien visar att Hornsgatan i Stockholm har höga partikelhalter och är den stad som har de högsta 36:e dygnens halter av alla städerna som är med i studien. Staden överskrider normvärdena och bryter mot miljökvalitetsnormerna. Marylebone Road i London har partikelkoncentrationer i ungefär samma nivåer Hornsgatan med skillnaden att Marylebone Road har dubbelt så mycket trafik som Hornsgatan. Detta indikerar att det finns något i Stockholms utsläppssituation som ser annorlunda ut. Stockholm har toppar i partikelkoncentrationerna vår och höst. Vid en jämförelse med en gata i Helsingfors påvisades samma mönster. Under våren och hösten slits vägbanorna i både Stockholm och Helsingfors av dubbdäck och när vägarna är fuktiga, som under vår och höst, är slitaget ännu större. Madrid, Berlin, Oslo och Köpenhamn pendlar i olika grad runt gränsvärdena och ingen stad klara alla normer alla år.

En slutsats är också att det är komplicerat att hitta jämförbara mätningar. Många faktorer kan skilja som till exempel mätmetoder, korregeringsfaktorer av mätdata, trafikmängder, gaturummens utformning och hastigheter. I AirBase finns väldigt mycket data, men förvånansvärt få stationer där mätningar pågått kontinuerligt på samma plats och med samma metod under längre tid.

Avslutande tack

Ett stort tack till min handledare Christer Johansson för enormt tålamod och stöd som varade under en betydligt längre period än de 10 veckor som stod i avtalet!

Jag vill också tacka Gertje Czub utan vars hjälp och engagemang detta arbete aldrig skulle ha blivit färdigställt!

Tack också till Anders Nordström som med entusiasm och effektivitet tar sig an alla problem en student kan råka ut för.

Jag vill också passa på att tacka Anne och Lars Fladvad för uppmuntran och korrekturläsning.

Slutligen vill jag tacka mamma för att hon, när det behövs, kan vara en jobbig jäkel.

Referenser

97/101/EC: Council Decision of 27 January 1997 establishing a reciprocal exchange of information and data from networks and individual stations measuring ambient air pollution within the Member States.

AirBase, The European air quality database (<http://air-climate.eionet.europa.eu/databases/airbase/>).

Arbets- och miljömedicin, Karolinska institutet, 2006, Luftföroreningar och hälsa, Norrbacka, 3 & 4 tr, inom Karolinska Universitetssjukhusets område, 171 76 Stockholm.

Areskoug Hans, 2007, Bestämning av PM10 – En jämförelse av de vanligaste mätmetoderna använda i Sverige och den europeiska referensmetoden, Rapport 168, Institutionen för tillämpad miljövetenskap.

Berlin stad,
http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/extra/3_12/d312_MC071.htm,
2010-10-07.

Brunekreef B. and Forsberg B., 2005, Epidemiological evidence of effects of coarse airborne particles on health, European Respiratory Journal 2005; 26: 309–318.

Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus universitet, http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_Miljoe-tilstand/3_luft%5C4_Maalinger/5_stationer/copenh.asp, 2010-05-12.

Forsberg Bertil, 2003, Femtio år efter Londonsmogen tar luftföroreningarna ännu många liv, Läkartidningen, s 110-112, Nr 3, 2003, Volym 100.

Förordning (2001:527) om miljökvalitetsnormer för utomhusluft.

HRM Helsingforsregionens miljötjänster - HSY Helsingin seudun ympäristöpalvelut
<http://www.hsy.fi/se/regioninfo/luftkvalitet/matstationerna/Sidor/default.aspx>, 2010-05-12,
Semaforbron 6 A, 00520 Helsingfors.

HRM Helsingforsregionens miljötjänster - HSY Helsingin seudun ympäristöpalvelut,
<http://www.hsy.fi/se/regioninfo/luftkvalitet/matstationerna/Sidor/Vallgard.aspx>, 2010-10-07,
Semaforbron 6 A, 00520 Helsingfors.

Institutionen för Tillämpad Miljövetenskap (ITM), Metoder för bestämning av partikelmassa,
http://www.itm.su.se/reflab/metoder/Metoder_partikelmassa.pdf, 2010-05-12, Svante Arrhenius väg 8, 114 18 Stockholm, Sweden.

Institutionen för Tillämpad Miljövetenskap (ITM), Metoder, partikelmassa,
http://www.itm.su.se/reflab/metoder/Metoder_partikelmassa.pdf, 2010-10-03, Svante Arrhenius väg 8, 114 18 Stockholm, Sweden.

IVL Svenska Miljöinstitutet AB, 2004, Internationella exempel på samordnad luftkvalitetskontroll, Valhallavägen 81, 114 27 Stockholm.

Jervis Robert E., Tan Phillip V. and Evans Greg J., 1999, Measurement of PM_{10/2.5}, Fractionated Respirable Particles, in Urban Toronto by INAA, PIXE, ICP-AES, and LAMS, A Comparison, Department of Chemical Engineering and Applied Chemistry, Institute for Environmental Studies, University of Toronto, 200 College Street, Toronto, ON, M5S 3E5, Canada, Biological Trace Element Research, Vols. 71-72.

Johansson Christer, 2007, Hälsoeffekter av partiklar, Stockholm och Uppsala läns luftvårdsförbund, 2007:14.

Ketzel Matthias, Omstedt Gunnar, Johansson Christer, Düring Ingo, Pohjola Mia, Oetl Dietmar, Gidhagen Lars, Wahlin Peter, Lohmeyer Achim, Haakana Mervi, Berkowicz Ruwim, 2007, Estimation and validation of PM_{2.5}/PM₁₀ exhaust and non-exhaust emission factors for practical street pollution modeling, Atmospheric Environment.

Länsstyrelsen i Stockholms län, 2004, Förslag till åtgärdsprogram för att klara miljökvalitetsnormen för partiklar PM₁₀ i Stockholms län, Hantverkargatan 29, 104 22 Stockholm.

Matthijsen J. and ten Brink H.M., 2007, PM_{2.5} in the Netherlands, Consequences of the new European air quality standards, Netherlands Environmental Assessment Agency.

McCreanor James, M.R.C.P., Cullinan Paul, M.D., Nieuwenhuijsen Mark J., Ph.D., Stewart-Evans James, M.Sc., Malliarou Eleni, M.Sc., Jarup Lars, Ph.D., Harrington Robert, M.S., Svartengren Magnus, M.D., Han In-Kyu, M.P.H., Ohman-Strickland Pamela, Ph.D., Chung Kian Fan, M.D., and Zhang Junfeng, Ph.D, 2007, Respiratory Effects of Exposure to Diesel Traffic in Persons with Asthma, The New England Journal of Medicine, Volume 357:2348-2358.

Miljöbalk 1998:808 (<http://www.notisum.se/rnp/SLS/lag/19980808.htm>), 2010-10-03.

Miljöförvaltningen i Stockholm, 2003, TEOM – IVL's filtermetod, En metodjämförelse, Fleminggatan 4, 104 20 Stockholm.

Miljöförvaltningen i Stockholm, 2004, Tjänsteutlåtande, Hur långt räcker beslutade åtgärder för att klara normerna för partiklar och kväveoxider, Fleminggatan 4, 104 20 Stockholm.

Miljöförvaltningen i Stockholm, 2007, Luften i Stockholm, Årsrapport 2006, Fleminggatan 4, 104 20 Stockholm.

Naturvårdsverket, 2006, Luftguiden, Handboken med allmänna råd om miljökvalitetsnormer för utomhusluft, 2006:2, utgåva 1, juni 2006, Valhallavägen 195, 106 48 Stockholm.

Omsedt G., 2005, Modelling of PM emissions in different Nordic traffic environments - Hornsgatan, Jagtvej and Runebergkatu, SMHI.

Plan- och bygglag 1987:10 (<http://www.notisum.se/rnp/sls/lag/19870010.HTM>), 2010-12-03

Putaud J.-P., Van Dingenen R., Alastuey A., Bauer H., Birmili W., Cyrys J., Flentje H., Fuzzi S., Gehrig R., Hansson H.C., Harrison R.M., Herrmann H., Hitzenberger R., Hüglin C., Jones A.M., Kasper-Giebl A., Kiss G., Kousam A., Kuhlbusch T.A.J., Löschau G., Maenhaut W., Molnar A., Moreno T., Pekkanen J., Perrino C., Pitz M., Puxbaum H., Querol X., Rodriguez S., Salma I., Schwarz J., Smolik J., Schneider J., Spindler G., ten Brink H., Tursic J., Viana M., Wiedensohler A., Raes F., 2010, A European aerosol phenomenology – 3: Physical and chemical characteristics of particulate matter from 60 rural, urban, and kerbside sites across Europe, Atmospheric Environment 44.

Rådets direktiv 96/62/EG av den 27 september 1996 om utvärdering och säkerställande av luftkvaliteten.
(<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31996L0062:SV:HTML>), 2010-10-03.

Sandström T., Nowak D. and van Bree L., 2005, Health effects of coarse particles in ambient air: messages for research and decision-making, European Respiratory Journal 2005; 26: 187–188.

Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbund (SLB), 2005, PM10-karta över Stockholms innerstad, Södermalmsallén 36, Box 38145, 100 64 Stockholm.

Trafikkontoret, Stockholm stad,
<http://www.stockholm.se/Fristaende-webbplatser/Fackforvaltningssajter/Trafikkontoret/vinterdack/Dubbdacksforbud-pa-Hornsgatan/>, 2010-04-10, Fleminggatan 4, 104 20 Stockholm.

Transportstyrelsen, Klart med nya regler om vinterdäck,
<http://www.transportstyrelsen.se/sv/Nyhetsarkiv/Klart-med-nya-regler-om-vinterdack/>, 2010-09-20. Vikboplan 7, 601 73 Norrköping,

Transportstyrelsen, Senast den 15 april ska dubbdäcken av – om inte vintern fortsätter,
<http://www.transportstyrelsen.se/sv/Nyhetsarkiv/Dubbdacken-av-15-april/>, 2010-09-20, Vikboplan 7, 601 73 Norrköping.

Muntlig källa

Barratt Ben, Environmental Research Group, King's College London , 2007-11-27.

Cristóbal Ángeles, Jefa de Servicio de Calidad del Aire, Dirección General de Calidad, Control y Evaluación Ambiental, Área de Gobierno de Medio Ambiente, 2010-05-10

Gjerstad Karl Idar, Norsk institutt for luftforskning (NILU), 2010-11-03

Johansson Christer, professor ITM, Stockholms universitet, 2010-05-12

Tønnesen Dag, Norsk institutt for luftforskning (NILU), 2007-11-28