



PM10 och sot i Sverige

C. Johansson^{1,2} & H.C. Hansson¹

¹ Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet

² SLB analys, Miljöförvaltningen,

Box 8136, 10420 Stockholm

Maj 2007

INNEHÅLL

1. Förord.....	1
2. Sammanfattning och rekommendationer	2
2.1 Allmänt om sotmätningar	2
2.2 Trender i PM10 och sothalter	2
2.3 Betydelse av olika lokala källor för sothalterna	3
2.4 Nuvarande halter i förhållande till miljökvalitetsmålet.....	4
2.5 Sothalter i andra länder	4
2.6 Rekommendation angående mätning av sot i omgivningsluften:	4
3. Inledning.....	5
4. Syfte och metodik.....	6
5. Vad är sot och hur mäts det?	7
5.1 Black smoke, BS.....	7
5.2 Black carbon, BC- Elemental carbon, EC.....	9
5.2.1 Particle Soot Absorption Photometer, PSAP	9
5.2.2 Aethalometer	10
5.2.1 Termiska – Termooptiska analysmetoder	11
6. Halter av sot och PM10 i Sverige.....	12
6.1 Trender i sothalter i Sverige.....	12
6.2 Relationerna mellan vinterhalvårsmedelvärden och helårsvärden	18
6.3 Nuvarande halter i förhållande till miljökvalitetsmålet.....	18
6.4 Relationer mellan BC, EC, OC, PM1 och PM10.....	18
6.4.1 Exempel från Skövde	18
6.4.2 Exempel Växjö	19
6.4.3 Exempel Lycksele	21
6.4.4 Exempel från Stockholm	25
7. Utsläpp av sot och andel av PM i olika utsläppskällor	27
7.1 Totala utsläpp i Europa.....	27
7.2 Emissionsfaktorer för vägtrafik.....	28
7.3 Betydelsen av olika källor för sothalter i Sverige.....	30
7.3.1 Källor PM10 Stockholm	32

8. Sothalter i andra länder	33
9. Rekommendationer	39
10. Referenser	40

1. Förord

Projektet har finansierats av Naturvårdsverket dels inom ramen för den nationella miljöövervakningen, dels uppföljningen av de nationella miljömålen och projektledare har varit Christer Johansson vid Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet. Data från Urbanmätnätet har tillhandahållits av IVL. Karin Persson (IVL) har bidragit med kommentarer på rapporten.

Handläggare på Naturvårdsverket har varit Yngve Brodin och Anna Jonsson.

Stockholm i maj 2007

Christer Johansson
Docent
ITM Stockholms universitet

2. Sammanfattning och rekommendationer

2.1 Allmänt om sotmätningar

Sot har mätts i omgivningsluften under lång tid främst i tätortsluft för kartläggning av luftföroreningar. Sot användes i början som ett samlingsbegrepp på partikulära luftföroreningar, på grund av problem med partikelnedfall och nedsmutsning av byggnader förknippat med sotpartiklar från uppvärmning, industri och trafik. Svärtning av filter användes då som mått på totala partiklarhalten i omgivningsluften. Denna metod utvecklades under början av 60-talet till en OECD standard som benämndes Black Smoke (BS). Sot mätt enligt denna metod, nedan kallat sot (BS), är alltså egentligen inte ett mått på sothalten utan partikelhalten (masskoncentrationen). Eftersom partiklarnas optiska egenskaper varierar med källa och ålder på partiklarna varierar relationen mellan svärtning och partikelhalt kraftigt. Därmed måste man ta jämförelser av de faktiska halterna över längre tidsperioder och mellan platser med stor försiktighet även om analysmetoden varit densamma. I de jämförande studier som finns i Europa varierar fraktionen sot(BS) / PM10 mellan 0.3 till 1.5. Fraktionen sot(BS)/PM2.5 är i regel högre och har för t. ex. Aten bestämts till upp till 2.5 under vissa förhållanden.

Under de senaste 20 åren har det framkommit flera metoder vilka fokuserar på att mäta det faktiska innehållet av sot, dvs inte BS utan oftast då kallat elementärt kol (EC) eller Black Carbon (BC). EC mäts då oftast med termografiska metoder och BC med optiska metoder. Även med dessa metoder finns betydande osäkerheter eftersom det inte finns någon gemensam standard att relatera mätmetoderna till och även mindre skillnader i tekniken kan ge relativt stora variationer i resultat. Vi benämner mätdata från dessa metoder med "sot (EC)" respektive "sot (BC)". Sot (EC) halterna varierar mellan några få procent av PM2.5 (eller PM10) i regionala bakgrundsområden till några 10-tals procent i gatumiljö i EU.

Förhållandet mellan sot (BS) och sot (EC) varierar kraftigt beroende på miljö och källinverkan. Sot (EC) är ofta en helt dominerande del av partikelemissionerna från en högbelastad dieselmotor, medan det är endast något 10-tal procent av partikelmassa som emitteras från en diesel på tomgång. På liknande sätt varierar andelen av partikelmassan i utsläpp från vedeldning kraftigt beroende på förbränningsförhållandena. Detta innebär att även kända sotkällors bidrag varierar kraftigt beroende på omständigheterna. Det finns några få studier som rapporterar kvoten sot (EC)/sot (BS). För gatuprov från Paris och Stockholm fann man ett linjärt samband med en kvot på ca 0.1 med en offset på ca 0.5 – 1 $\mu\text{g}/\text{m}^2$.

2.2 Trender i PM10 och sothalter

För PM10 finns inte speciellt långa tidsserier med mätdata i Sverige. De längsta tidsserierna vad gäller PM10 i stadsluft finns i Stockholm och Göteborg. I Stockholm har PM10 halterna i urban bakgrundsluft (taknivå) varit desamma sedan mätningarna startade 1994 t om 2006 och legat på mellan 15 och 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. I gatunivå påbörjades kontinuerliga mätningar år 2000 på Hornsgatan och halterna har varit omkring 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ med viss tendens till lägre halter under senare år på både Hornsgatan och Sveavägen. I Göteborg har PM10 halterna i urban bakgrundsluft också legat på mellan 15 och 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ under perioden 1990 – 2001. Under 2002 – 2005 var halterna något högre, mellan 20 och 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. I trafiknära miljöer i Göteborg finns data från 2005 och 2006 vid Gårda och Haga som ligger på omkring 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Mycket höga sothalter (BS) uppmättes i Göteborg och Stockholm under vinterhalvåret på 60-talet. År 1965 var årsmedelvärdet drygt 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i Stockholm, mer än en faktor 10 högre jämfört med år 1995 då de sista mätningarna av BS genomfördes av Miljöförvaltningen i Stockholm. Liknande trend i sothalterna syns också i Göteborg och

mycket höga sothalter uppmättes i flera andra städer i Sverige under slutet av 60-talet. Den viktigaste orsaken till de minskade halterna är en kraftig utbyggnad av fjärrvärme, med minskade utsläpp från oljeförbränning inne i tätorterna. Mätningarna av sot(BS) inom Urbanmätnätet startade 1 oktober 1986 och varje år sedan dess genomförs mätningar under vinterhalvåret av ett 40-tal kommuner (dock ej alla med sot).

Viinterhalvårsmedelvärdena av sot (BS) har varierat från enstaka $\mu\text{g}/\text{m}^3$ till $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$, med en tydligt minskade halter. I genomsnitt för alla kommuner uppmättes $8,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 1986/87 och $4,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 2005/2006. Det finns en tendens till något högre halter i norra Sverige jämfört med södra. Minskade sothalter (BS) noteras även i bakgrundsluften från ca 5-6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ till ca 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ mellan 1986 och 2006 vid bakgrundsstationer i södra Sverige. I norra Sverige är bakgrundshalterna betydligt lägre, 1 – 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och någon tydlig tidstrend för bakgrundshalterna går inte att identifiera.

Under de senaste sex åren har PM10 och sothalter (BS) mätts parallellt i ett antal kommuner inom Urbanmätnätet. För dessa samtida mätningar i 6 kommuner under vinterhalvår varierade kvoten mellan BS och PM10-halterna (dygnsmedelvärden) från mindre än 0,05 till över 5. Medelvärdet för sothalterna var $4,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och för PM10 $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Övre och undre kvartilerna i kvoten var 0,46 respektive 0,12. Sothalterna (BS) är ett mått på partikelmassan och inte enbart på sotpartiklarnas massa, eftersom kalibreringen inbegriper icke ljusabsorberande partiklar. Detta gör att sot (BS)-halterna är betydligt högre jämfört med om sothalterna mäts med andra tekniker. Men det kan konstateras att sothalterna mätt på detta sätt inte heller är ett bra mått på PM10-halterna i kommunerna.

2.3 Betydelse av olika lokala källor för sothalterna

Lokala källor, främst i form av fordonsavgaser och vedeldning, bidrar till förhöjda sothalter i svenska städer. I genomsnitt under vinterhalvåret kan sot (BS) vara upp till en faktor 10 högre i urban bakgrundsluft i städer i norra Sverige jämfört med de regionala bakgrundshalterna. I södra Sverige är bakgrundshalterna högre och ökningen i halt inne i städerna är inte så stor som i norra Sverige. I gaturum kan sothalter mätt som BC vara 10 – 20 gånger högre än halterna i den urbana bakgrundsluften, men för gaturum finns än så länge endast mätningar av sot (BC) i Stockholm. Detta visar att den regionala långdistanstransporten inverkar betydligt mindre på sot (BC) såväl som sot (BS) än vad som gäller för PM2.5. På grund av en väsentlig sekundär bildning av PM, t.ex. sulfater och nitrater, under transporten blir det regionala bidraget betydligt större för PM2.5 och PM10 än för sot eftersom inget sot kommer till under transporten, istället sjunker halterna till följd av utspädning och deposition.

Mätningar i Stockholm visar att halterna av sot (BC) och NOx korrelerar bra i trafikmiljö, vilket beror på att båda ämnena emitteras i bilavgaser. Det regionala bidraget för NOx är ännu lägre än för sot, varför båda kan sägas var kraftigt påverkade av lokala källor. Samtidiga mätningar av sot (BS) och NO₂ i mätningarna inom Urbanmätnätet visar på en liknande relation men korrelationen är inte så bra, vilket troligtvis beror på inverkan av flera olika typer av källor som t.ex. vedeldning. Sot (BC) och PM10 korrelerar däremot inte alls i Stockholm beroende på att de båda partikelmåtten till stor del påverkas av helt olika källor. PM10 halterna i gatumiljön i svenska städer påverkas i väldigt liten utsträckning av sothalterna utan mest av vägslitaget (på grund av dubbdäcksanvändningen).

Dieselavgaspartiklar består till största delen av BC och OC. Generellt är BC/OC högre för dieselfordon jämfört med bensinfordon. Katalysatorer är effektivare på att ta bort OC jämfört med BC. Emissionsfaktorer för BC för tunga fordon utan avgasrening ligger på 45 - 150 mg/fordonskilometer vilket motsvarar 22%-54% av totala PM2.5 utsläppen. Med efterbehandling reduceras emissionsfaktorerna kraftigt till 9-18 mg/fkm, men andelen BC av PM2.5 ökar till 40%-60%. För lätta dieslbilar utan efterbehandling är emissionsfaktorerna 60-300 mg/fkm (50%-70% av PM2.5) och för lätta bensinbilar med trevägskatalysator 2-5 mg/fkm (15%-30% av PM2.5). Nya diesel och bensinfordon har högre andel BC av PM2.5, men betydligt lägre absoluta emissioner per fordonskilometer. Baserat på mätningar av NOx och BC längs motorvägen mot Arlanda norr om Stockholm erhöles en

integrerad emissionsfaktor på 20 mg/fkm. detta utgör en betydande del av partikelemissionerna från avgaserna, men en liten del om man inkluderar vägslitaget vid dubbdäcksanvändning. Den totala emissionsfaktorn för PM10 var ca 550 mg/fkm, inkluderande partiklar från avgaser och slitage av vägbanor. Slitaget var den största delen vid denna tidpunkt eftersom dubbdäck användes.

2.4 Nuvarande halter i förhållande till miljö kvalitetsmålet

Föreslaget miljö kvalitetsmål för sot är 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som årsmedelvärde (prop. 2000/01:130). Mätmetoden är ospecificerad, men det är troligt att man satt målet utifrån sot (BS) data. Detta mål är satt utifrån att man vill skydda byggnader och kulturminnesmärken från nedsmutsning. Ur hälsosynpunkt så visar en rad studier att man finner hälsoeffekter för halter långt under miljö kvalitetsmålet.

Mätningarna i urban bakgrundsluft i Sverige visar att sothalterna (BS) räknat som vinterhalvsmedelvärde för 2005/2006 ligger under miljö kvalitetsmålet i alla kommuner utom en där mätningar genomförts (10 stycken). Årsmedelvärdet är ca 20% lägre än vinterhalvsvärdet.

2.5 Sothalter i andra länder

I EU utgör EC/BC cirka 5% av PM2.5 i bakgrundsområden. I urbana bakgrundsområden ökar det till ca 10% för att bli ännu högre vid högtrafikerade gator. I bakgrundsluft i Asien är EC eller BC högre än i EU som i sin tur är högre än i USA. Detta hänger troligen ihop med att emissionerna i t.ex. Kina är enormt mycket högre än i EU där emissionskontrollen troligen är mycket mer restriktiv. I många Asiatiska länder förekommer även stora emissioner från okontrollerad förbränning av avfall. I USA har man ytterligare lägre emissioner troligen pga dieselmotorer i bilar såväl som lastbilar används i betydligt mindre utsträckning än i EU.

2.6 Rekommendation angående mätning av sot i omgivningsluften:

Vi rekommenderar starkt att mätningar fortsätter av sot i både tätortsluft och regional bakgrundsluft. Denna rekommendation bygger på två huvudorsaker. Studier både i Sverige och utomlands har visat på en tydlig relation mellan sot och olika hälsoeffekter; både på grund av långtidsexponering och korttidsexponering. Senare undersökningar av samband mellan trafik och hälsa, med närhet till större vägar och NO₂ eller sot som proxy för trafikens bidrag till hälsoeffekterna har stärkt dessa samband. Sot, dels som i kroppen olösliga nanopartiklar och dels som bärare av hälsovådliga organiska föreningar, kan vara en av dom viktigast orsakerna till dessa effekter. Inom ramen för EU/CAFE rekommenderade även WHO att sothalterna i stadsmiljö kartläggs.

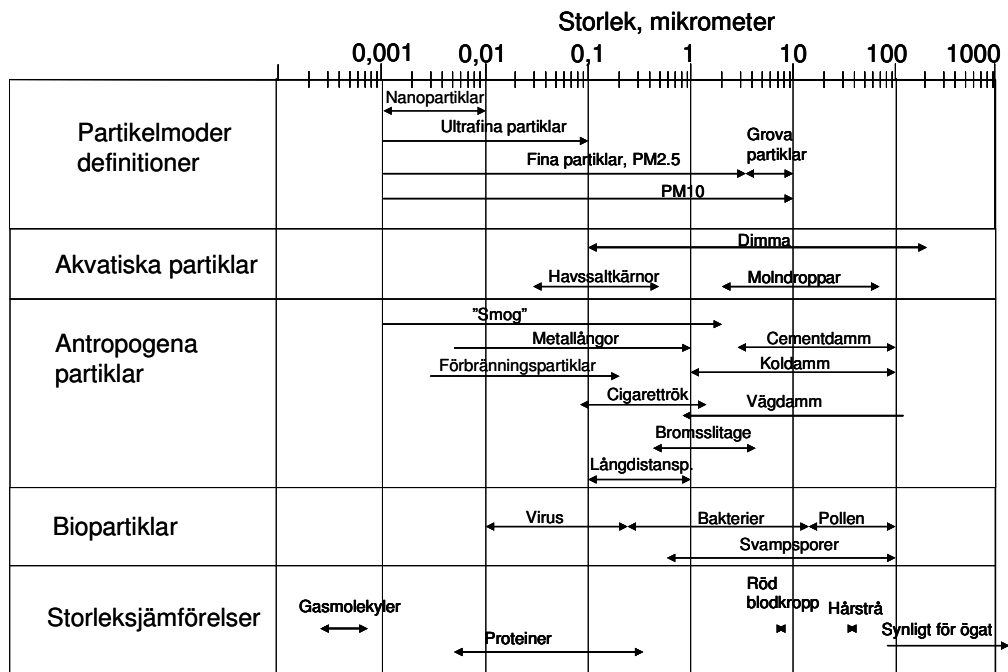
Den andra orsaken är sotets inverkan på klimatet. Enligt IPCC's rapport 2007 bidrar sotet till uppvärmningen av klimatet. Sot, ozon och metan bedöms, enligt IPCC, att gemensamt ha en uppvärmningseffekt på ca 0.9 W/m², vilket utgör knappt 30% av den totala uppvärmningseffekten på 3 W/m² som samtliga växthusgaser för tillfället värmer jorden med. Sot, ozon och metan har en betydligt kortare livstid i atmosfären än t.ex. CO₂, vilket gör att åtgärder ger snabbare resultat. Därmed blir åtgärder för att förbättra luftkvaliteten väsentliga även ur ett klimatperspektiv. Diskussioner pågår på internationell nivå om olika åtgärdsstrategier där luftkvaliteten ingår.

Utifrån båda problemkomplexen är det nödvändigt att mäta sotets faktiska koncentration, dvs. inte som nu sot (BS) utan sot (BC). En standard håller på att tas fram inom det EU stödda infrastrukturprojektet EUSAAR, vilket även med största sannolikhet blir standard inom EMEP.

Vi rekommenderar även att man gör mätningar av sot (BS) parallellt med sot (BC) under en tid vid vissa stationer för att kunna koppla de olika tidsserierna med varandra.

3. Inledning

Oavsett om det är hälsoeffekter eller om det är olika källors bidrag till partikelhalterna som man är intresserad av att utvärdera är PM10 ett otillräckligt mått. Partiklarnas storlek och kemiska sammansättning kan variera kraftigt mellan olika källor. Detta har betydelsefull återverkan på partiklarnas egenskaper såsom löslighet i vatten, reaktivitet, samspel med gasformiga ämnen och påverkan på klimat och hälsa. I städer observeras ofta minst 3 storleksfraktioner; ultrafina partiklar (< 0,1 µm) som till största delen består av lokalt emitterade avgaspartiklar, grova partiklar (2,5 – 10 µm) som till stor del består av mekaniskt genererade partiklar från slitage av vägbanor, bromsar och däck samt en mellanfraktion (ackumuleringsmod, 0,2 – 1 µm) som till största delen kommer från icke-lokala källor.



Figur 1. Jämförelse mellan storleken av olika partiklar mm i lufthavet (från Johansson, 2007).

Stora tidsmässiga och rumsliga variationer kan förekomma beroende på vilken partikelegenskap som mäts. Störst variationer noteras för antalet avgaspartiklar som också har mindre förmåga att tränga in i inomhusmiljöer jämfört med de långdistanstransporterade partiklarna. Halterna av fina partiklar som mest består av långdistanstransporterade partiklar varierar väldigt lite över Stockholm. Halterna av grova partiklar uppvisar betydligt större variationer både rumsligt och tidsmässigt.

Om man betraktar partiklarnas förmåga att deponeras (fastna) i luftvägarna är partikelstorleken och lösligheten mycket viktiga egenskaper. De ultrafina deponeras långt ner i luftvägarna, de grova fastnar mestadels i övre luftvägar och för mellanfraktionen är effektiviteten låg att deponeras. Men partiklarnas slutliga storlek inne i luftvägarna beror av deras kemiska sammansättning, eftersom den påverkar partiklarnas upptag av vattenånga. Partiklarnas egenskaper och var de deponeras i luftvägarna är också avgörande för hur lång tid det tar innan partiklarna försvinner ut ur kroppen vilket i sin tur kan vara av stor betydelse för hälsoeffekterna.

Det finns en hel del belägg för att olika partikeltyper har olika hälsoeffekter även om det fortfarande återstår många frågor kring just detta.

Hälsostudier i Lycksele har visat på betydelsen av "sot" som en viktig egenskap hos partiklarna (Forsberg et al., 2004; Forsberg, 1997). Sothalten, mätt som svärtningen av filter (reflektansmätning), har visats ha starka samband med sjuklighet och dödlighet. Sotet är en bärare av mutagena och cancerogena polycykliska aromatiska kolväten. Sotet är olösligt i vatten och utgör en fast kärna i avgaspartiklar. Humanstudier har visat att dieslavgaser (som består av partiklar med en fast sotkärna) kan orsaka akuta inflammatoriska reaktioner i lungceller hos friska personer. Storleken på sotpartiklarna och deras hydrofoba egenskaper talar också för att de kan tränga långt ner i lungorna.

Tre olika klasser av partikulära kolföreningar förekommer i atmosfären: organiska (OC) och oorganiska kolföreningar (IC, karbonater) samt elementärt kol (EC). Den organiska delen är i regel den dominerande formen och utgör mellan 10% och 50% av den totala partikelmassan (PM10). Många organiska ämnen är halvflyktiga och förekommer både i gasfas och bundna till partiklar. OC består av hundratals olika primära och sekundära organiska ämnen men den exakta sammansättningen är väldigt dåligt känd trots årtal av forskning inom detta område. De sekundära organiska ämnena har till stor del bildats genom kemiska processer i atmosfären. Andelen primära organiska ämnen är givetvis störst nära källorna.

Karbonaterna och EC är helt i partikelform. Karbonater förekommer i jordskorpan i form av t ex kalciumkarbonat (kalcit, CaCO_3), magnesiumkarbonat och kaliumkarbonat. De kan bidra signifikant till partikelmassan på vissa platser men utgör troligen oftast en liten del (Schauer et al., 2003). Även partiklar från vedeldning innehåller karbonater, exempelvis i form av kaliumkarbonat (Szpila et al., 2004). EC bildas vid ofullständigt förbränning av alla kolinnehållande material. Eftersom det inte finns några sekundära källor för EC används det ibland som spårämne för förbränning och för den del av OC som emitterats direkt från olika antropogena källor (Yu et al., 2004).

4. Syfte och metodik

Syftet med utredningen är att:

1. Utredda trenderna i sot och PM10 halterna i tätortsluften samt relationerna (vinterhalvår och helår) mellan sot och PM10 halterna (medelvärden och percentiler) under 1980 och 1990-talet med hjälp av mätningar under dessa årtionden.
2. På samma sätt som 1 ovan utreda trenderna och relationerna mellan halterna under 2000-talet.
3. Bedöma om det är relevant att fortsätta mäta sot i tätortsluften.
4. Uppskatta det procentuella bidraget till sot och PM10 halterna från olika utsläppskällor (vägtrafik, vedeldning, industri, sjöfart).

Eftersom de viktigaste utsläppsbidragen till PM10-halterna och sothalterna oftast är helt olika och dessutom har förändrats från 80-talet till idag, kommer även sambanden mellan andra mätparametrar såsom NO_x , SO_2 och NO_2 att studeras. Under de senaste åren är variationerna mellan halterna av PM10 och sot mycket olika på grund av helt olika källor.

En annan frågeställning är vad "sot" egentligen är och vad olika mätmetoder betyder. Mätmetoden som används av många kommuner i Sverige ger troligen inte samma värde för sothalten idag jämfört med på 80-talet även om halten av elementärt kol skulle vara densamma. Det kan finnas anledning att fundera på om man skulle vinna på att komplettera eller delvis byta dagens metod mot ny teknik.

I första hand används (offentliga) mätdata från datavärdskapet för Tätortsluft. ITM kommer även att utnyttja senare årens sot och partikelmätningar från Stockholm, Lycksele och Växjö för att bättre beskriva hur sothalterna relaterar till olika partikelfraktioner och till lokala och regionala källor. I samband med mätningarna i Lycksele och Växjö som genomfördes inom ramen för BHM projektet jämfördes olika metoder för sotmätningar. Resultaten som kommer fram i denna utredning vad gäller punkt 1 och 4 ovan är givetvis helt beroende på hur mycket sot och PM10-data som finns att tillgå. PM10 mätningar i tätorterna startade betydligt senare än sotmätningarna.

5. Vad är sot och hur mäts det?

”Sot” består av mest elementärt men till viss del även organiskt kol (Moosmüller et al., 2001). Det är mätmetoden som definierar vad man menar med sot. Mängden sot mäts på olika sätt: optiskt genom mätning av ljusabsorption (black carbon, BC) eller ljusreflektion (black smoke, BS) eller termiskt (elementärt kol, EC) genom att kolet förbränns vid olika temperaturer i närvaro av mer eller mindre syrgas till koldioxid (Saathoff et al., 2003). Ibland används en kombination av dessa tekniker för bättre karakterisera och kvantifiera andelen organiskt och elementärt kol. För de optiska metoderna beror sothalten som erhålls delvis av den kemiska sammansättningen av partiklar. Vissa organiska ämnen kan absorbera ljus i det våglängdsområde som ofta används.

Under de senaste 30 åren har det framkommit flera metoder vilka fokuserar på att mäta det faktiska innehållet av sot, dvs inte BS utan oftast då kallat elementärt kol (EC) eller Black Carbon (BC). Benämningen EC används då oftast i samband med termografiska metoder och BC med optiska metoder. Även med dessa metoder finns betydande osäkerheter eftersom det inte finns någon gemensam standard att relatera mätmetoderna till och även mindre skillnader i tekniken kan ge relativt stora variationer i resultat. Vi benämner mätdata från dessa metoder med EC, BC eller BS för att särskilja mellan data från olika mätmetoder.

5.1 Black smoke, BS

Reflektionsmetoderna bygger på att luft suges genom ett filterpapper varefter reflektionen från den uppkomna sotfläcken mäts. Den äldsta varianten av denna metod publicerades av OECD 1964 ("Methods of measuring air pollution"). Ytvikten av sotfläcken beräknas från den avlästa reflektionen med hjälp av en kalibreringskurva. Kalibreringskurvor för olika typer av reflektometrar och filter togs fram av en arbetsgrupp inom OECD. Från ytvikten beräknas sedan ett sotindex, uttryckt som $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Detta är då ett mått på **totala** partikelmassan och inte enbart på sotpartiklarnas massa, eftersom kalibreringen då även inbegriper icke ljusabsorberande partiklar. Detta gör att sot (BS)-halter ofta är betydligt högre jämfört med sot mätt med andra tekniker.

För några år sedan publicerades reflektionsmetoden som en internationell standard. En svensk version av denna internationella standard, ISO 9835 "Ambient air - Determination of a black smoke index", utkom 1995 som SS-ISO 9835 "Utomhusluft - Bestämning av sotindex". ISO-standarderna följer i stort sett OECD-metoden. Skillnaden är främst att med ISO-metoden omräknas reflektionen från den svärtade ytan till en absorptionskoefficient. Denna absorptionskoefficient kan sedan med hjälp av tabell och diagram omformas till ett sotindex, uttryckt som $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Standardkurvan skiljer sig något från OECD-metoden men skillnaden är liten. Det framhålls dock i ISO-standarderna att detta sotindex (black smoke index) inte skall uppfattas som ett mått på den verkliga partikelkoncentrationen eftersom partiklarnas optiska egenskaper kan variera avsevärt.

För rena ämnen kan förhållandet mellan storleken av absorptionen och djupet eller tjockleken av det absorberande materialet beräknas med Lambert's lag, vilken säger att lika stor del av det inkommande ljuset absorberas av på varandra följande lika tjocka lager av det ljusabsorberande ämnet. Detta beskrivs matematiskt med ekvationen

$$I = I_0 \cdot e^{-a l} \quad (1)$$

där

I_0	=	intensiteten av det inkommande ljuset;
I	=	intensiteten av det utgående ljuset;
a	=	absorptionskoefficienten, vilken är karaktäristisk för ett visst ämne;
l	=	tjockleken av det absorberande skiktet.

Absorptionskoefficienten, a , hänförs till ljus av en viss våglängd och storleken varierar med våglängden av den absorberade strålningen. Ekvation 1 representerar därför transmissionen eller absorptionen av monokromatisk strålning i ett visst medium.

Under provtagningen sugs luft genom ett filter och de insamlade partiklarna ger upphov till en fläck på ytan av filterpapperet. Det är uppenbart att de flesta filtermaterial är en strålningsbarriär, och då är det inte möjligt att mäta det transmitterade ljuset utan reflektionsmätningar måste tillgripas i stället. För att kunna använda Lambert's lag (se ekvation 1) måste man anta att ytan av filtermaterialet som finns under det avlagrade stoftet fungerar som en perfekt spegel och att strålningen passerar genom det absorberande lagret två gånger. Svärtningsgraden hos partiklarna på ytan mäts genom att jämföra den svärtade ytan med ett nollprov, dvs en oexponerad yta. Intensiteten av den inkommande strålningen, I_0 , och av den transmitterade strålningen, I , kan ersättas med R_0 och R under antagandet att reflektionen R_0 (oexponerat filter) är analog med den inkommande strålningen, vilken inte mäts direkt. I verkligheten är det en skillnaden mellan inkommande strålning och reflekterad strålning på grund av ljusspridning, men denna antas vara lika stor för både nollprovet och det exponerade filtret och beaktas därför inte vid reflektionsmätningarna.

Tjockleken, l , av det absorberande lagret kan beräknas genom att använda ekvationen

$$I = \frac{V}{A} \quad (2)$$

där

V	=	volymen av provtagen luft, m ³ ;
A	=	ytan av fläcken, i m ² , på filtret.

Nu kan Lamberts lag anpassas för reflektionsmätningar på följande sätt:

$$R = R_0 \exp\left(\frac{-2 a V}{A}\right) \quad (3)$$

där a är absorptionskoefficienten i m⁻¹.

Genom omskrivning av ekvation 3 fås:

$$a = \frac{A}{2V} \cdot \ln\left(\frac{R_0}{R}\right) \quad (4)$$

EU:s referensmetod för sotmätning (Black Smoke Reference Method) och OECD-metoden som denna bygger på, införde användandet av Whatman No 1 filter och EEL sotfläcksreflektometer. EEL-reflektometern använder vitt ljus och verkningsgraden för Whatman No 1 filterpapper är relativt låg. När Whatman No 1 filterpapper används kommer partiklar att tränga djupt in i papperet och en del kommer att passera rakt igenom. Detta innebär att förhållandet mellan reflektionen och absorptionskoefficienten avviker från idealfallet beskrivet av ekvation 4. En ideala situation existerar endast då

- a) monokromatiskt ljus används,
- b) det partikulära materialet uppsamlas på filtrets yta.

Omvandlingen av absorptionskoefficient till vad som av tradition är känt som sotindex utförs med hjälp av referenstabeller eller referenskurvor. Men också absorptionskoefficienten i sig själv kan mycket väl användas som ett mått på mängden svärtande partiklar ("sot") i luften.

5.2 Black carbon, BC- Elemental carbon, EC

Elemental carbon, EC, är en gammal benämning från analysmetoder där man hade som mål att isolera sotet, utifrån dess egenskap att vara svårnedbrytbart i oxidationsprocesser. Sotet är ju det som blir kvar i en förbränningsprocess. EC-koncentrationer rapporteras främst då termiska eller kemiska metoder använts vid analysen. Black Carbon, BC rapporteras ofta i samband med att optiska metoder använts, främst för att markera att den uppmätta komponenten inte är enbart rent kol, grafit, utan kan även inkludera andra svårnedbrytbara organiska föreningar som absorberar synligt ljus eller inverkar på sotets ljusabsorberande egenskaper.

Det måste framhållas att ingen av parametrarna, dvs EC eller BC, korreponderar med någon unik kemisk eller fysikalisk egenskap, vilken definierar sot. Det är just svårigheten med definitionen av sot att det inte är något grundämne, eller en specifik sammansättning av kemiska föreningar. Det finns inte heller någon specifik fysisk parameter som definierar sotet. Ibland har framförts att rent kol i form av grafit skulle utgöra definitionen på sot, men förutom att det är svårt att bestämma halten rent grafitiskt kol så utgör det troligen endast en mycket liten del av de ljusabsorberande partiklarna i atmosfären.

EC och BC bör således endast betraktas som "proxy" (indikatorer), dvs indirekta mått, på atmosfäriskt sot. De är båda metodberoende och kan inte direkt jämföras. Nedan beskrivs de vanligast instrumenttyperna som används för att bestämma atmosfäriskt sot.

5.2.1 Particle Soot Absorption Photometer, PSAP

Sothalten, benämnd BC, bestäms genom att mäta ljusabsorptionen av vitt ljus för partiklar som insamlats på ett kvartfilter. Genom att kontinuerligt mäta ljusabsorptionen samtidigt som partiklarna samlas in på filtret kan en mycket god tidsupplösning erhållas (1 minut). Luften passerar ett specialfilter i 2 olika punkter. I den första punkten filtreras (sot)partiklarna och i den andra passerar den "rena", filtrerade luften. Med hjälp av Lambert-Beers lag erhålls ljusabsorptionen. Den kommersiella varianten kallas PSAP (Particle soot absorption photometer; se t ex

http://www.cmdl.noaa.gov/aero/net/instrumentation/psap_desc.html). Absorbansen ges av Beers lag:

$$A = \ln(I_0/I)$$

där A är absorbansen, I är intensiteten i ljuset som passerat filtret med partiklar, I_0 är inkommande ljusets intensitet. Absorptionskoefficienten, b_{ap} (m^{-1}) ges av

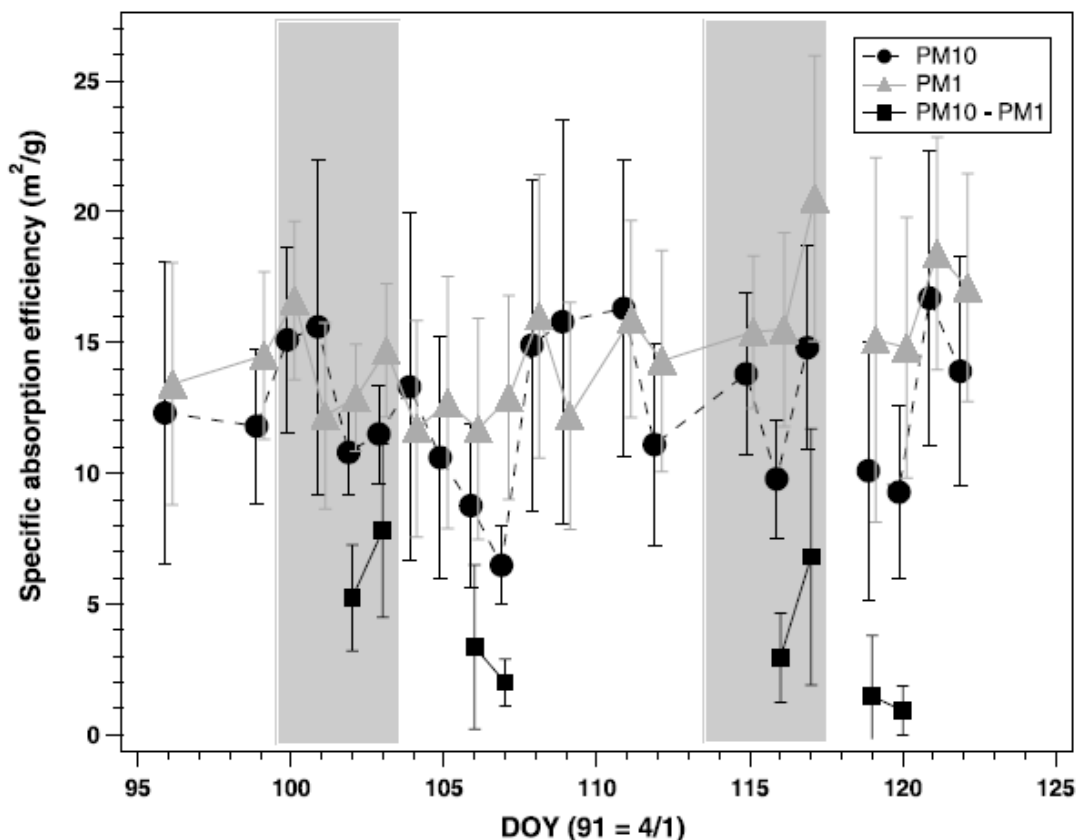
$$b_{ap} = (\text{area/volym})\ln(I_0/I)$$

där area är arean av sotfläcken [m^2] och volymen är luftvolymen som passerat. Genom att hela tiden samtidigt mäta ljusabsorptionen i en filtrerad filteryta kan den uppmätta absorbansen helt tillskrivas partiklarnas effekt. Omräkningen av ljusabsorption till massan sot görs med antagande om en specifik absorptionskoefficient (uttryckt i g/m^2).

5.2.2 Aethalometer

Mätprincipen för Aethalometern är densamma som PSAP instrumenten, dvs sothalten mäts såsom ljustransmissionen genom ett filter. Ljusintensiteten som passerar genom filtret registreras av en fotodiod. Efterhand som partiklar deponeras på filtret mörknar filterfläcken och ljusintensiteten sjunker. Filtret består i detta fall av en tape som automatiskt matas fram när fläcken är för mörk för att skillnader ska kunna registreras. Parallellt mäts ljustransmissionen på en ren filteryta för att kontrollera filtrets effekter och eventuella förändringar av intensiteten från lampan. Transmissionen räknas om till sothalt genom att den specifika absorptionen antas vara $16,6 m^2/g$. Instrumentet ger 5 minuters rullande medelvärde som uppdateras varje minut. Detektionsgränsen är $0,1 \mu g/m^3$.

Den specifika absorptionen har observerats variera med hur länge sotet har varit i atmosfären. Färskt sot har en lägre specifik absorption, medan ju äldre desto högre specifik absorption. Observationer och teoretiska beräkningar visar på att variationer mellan $2 - 20 m^2/g$. Oftast används $10 m^2/g$. Studier av hur den specifika absorptionen variera visar på värden mellan 5 till 20. Chuang et al, (2003) visar i en studie av partiklar och sot i den luftföroreningsplymen från Kina utöver Japanska sjön hur specifika absorptionen variera i olika luftmassor och hur den varierar mellan olika PM fraktioner (Figur 2). Vi ser att specifika absorptionen ligger mellan 10 och $20 m^2/g$ för PM1 medan det är lägre för PM10, mellan $6-16 m^2/g$, vilket beror på att de grova partiklarna PM10-PM1 har låg specifik absorption vilket även visas i figuren.



Figur 2. Dygnsmedelvärden av specifika massabsorbtionseffektiviteten för partikelfraktionerna PM10, PM1 och PM10-PM1. Skuggade områden representerar episoder med ökensand. Värdena har medvetet förskjutits lite i tiden för att tydliggöra data (se vidare Chuang et al., 2003).

5.2.1 Termiska – Termooptiska analysmetoder

Det finns en rad liknande metoder som bygger på att man genom uppvärmning förångar kolföreningarna på provet. De organiska föreningarna avgår vid lägre temperaturer medan sotet avgår vid högre temperaturer. Mängden CO₂ som avgår vid olika temperaturer utgör ett mått på hur mycket kolföreningar som finns i provet. Totala mängden kol som man finner med dessa metoder stämmer oftast väl med andra tekniker för att bestämma innehållet av totalkol. Svårigheten ligger närmast i att bestämma hur mycket som är organiskt och hur mycket som är det man oftast i dessa metoder betecknar elementärt kol, EC.

Metoderna varierar på så sätt att man har olika gaser som man värmer upp provet i och med olika temperatursteg och tider allt för att särskilja det organiska och det refraktoriska, ofta benämnt EC. Ett problem är att förhindra eller kvantifiera den pyrolys som sker under uppvärmningen, dvs organiska kolföreningar omvandlas till sot under uppvärmningen. En teknik är då att mäta absorbansen under analysen och därmed få ett mått på om pyrolys skett och i så fall hur mycket. Detta bygger på att partiklarnas absorbans inte förändras under uppvärmningen. Dock gör den det, men det är för tillfället svårt att korrigera för detta.

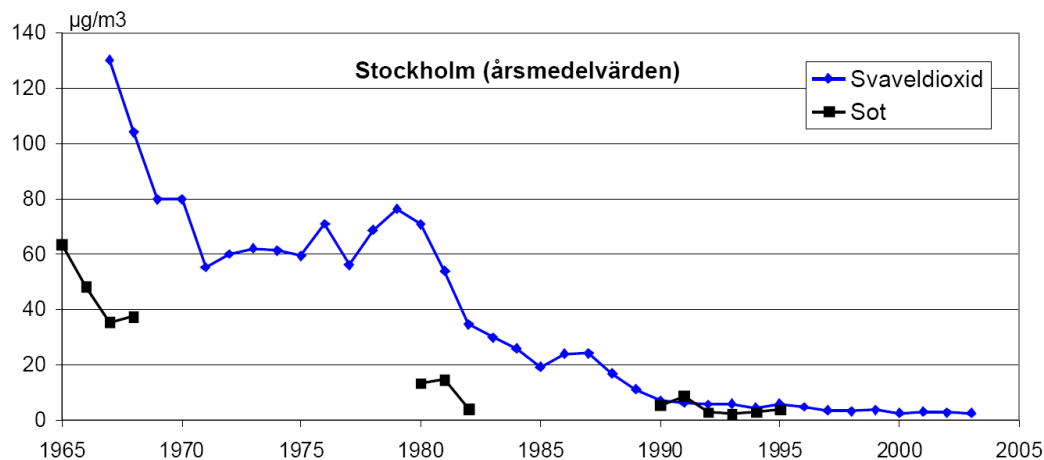
Fraktionen EC/OC har studerats i rad studier. Den avgörande svårigheten har varit och är att finna en klar definition av EC och därmed grundläggande egenskaper som kan utnyttjas

i en analytisk metod för att bestämma EC och därmed klart särskilja EC från OC. Termiska/termooptiska och optiska metoder brukar i jämförelsestudier ge EC halter inom en faktor 2.

6. Halter av sot och PM10 i Sverige

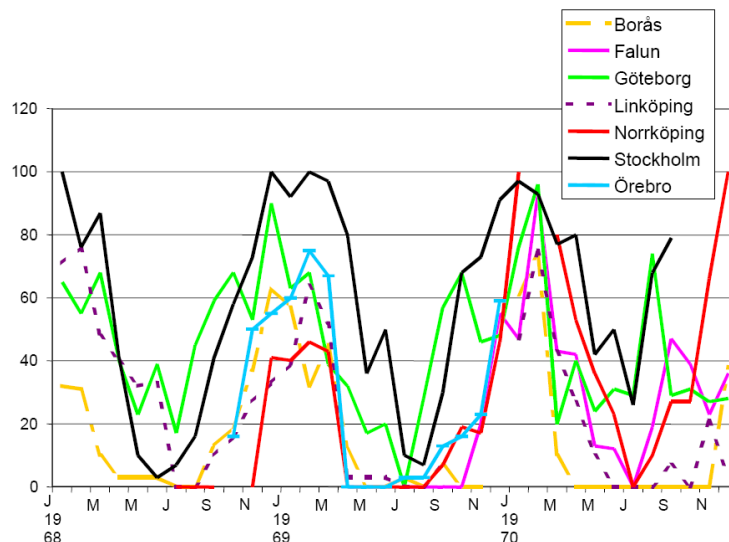
6.1 Trender i sothalter i Sverige

Mycket höga sothalter (BS) uppmättes i Göteborg och Stockholm under vinterhalvåret på 60-talet (Lövblad et al., 2004). År 1965 var årsmedelvärdet drygt $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i Stockholm, mer än en faktor 10 högre jämfört med år 1995 då de sista mätningarna av BS genomfördes av Miljöförvaltningen i Stockholm (Figur 3). Liknande trend i sothalterna syns också i Göteborg (Figur 5).

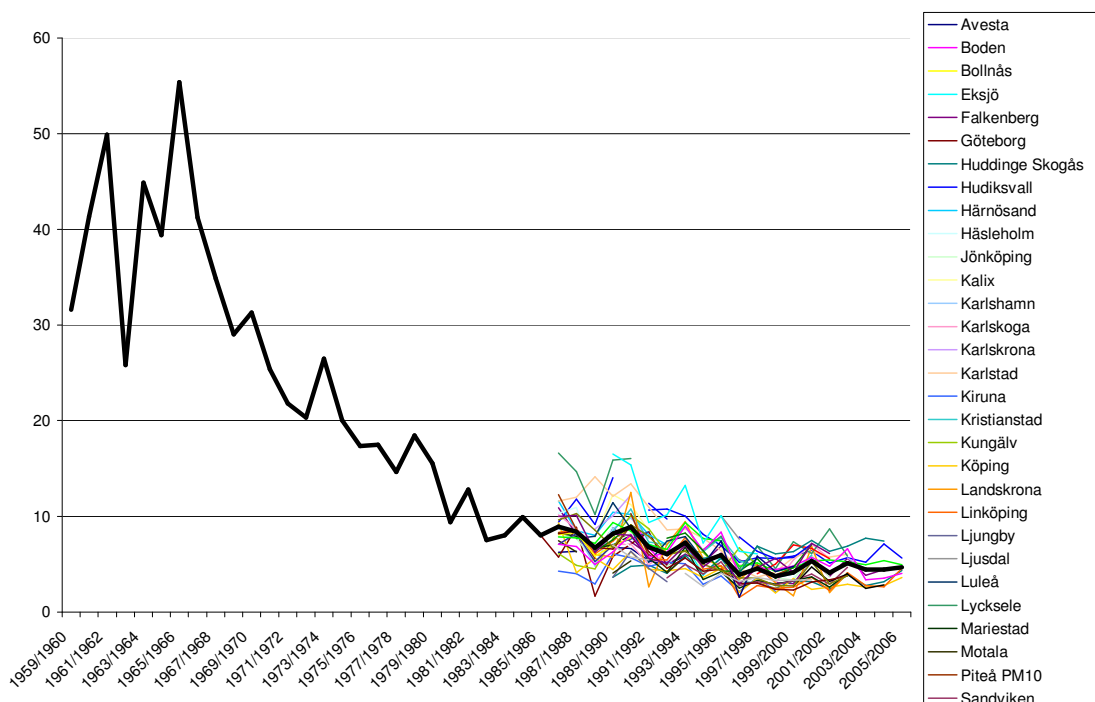


Figur 3. Halter av sot (BS) i Stockholm från 1960-talets mitt till idag.

Av Figur 4 framgår att dygnsmedelvärdena av sothalterna (BS) under 1968-1970 överskred $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ under en stor del av tiden i en rad städer i Sverige. Idag uppmäts aldrig halter över $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i dessa städer. Den viktigaste orsaken till de minskade halterna är en kraftig utbyggnad av fjärrvärme och med minskade utsläpp från oljeförbränning inne i tätorterna.



Figur 4. Procent av tiden per månad som dygnsvärden för sot överskred $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Från Lövblad et al. (2004).

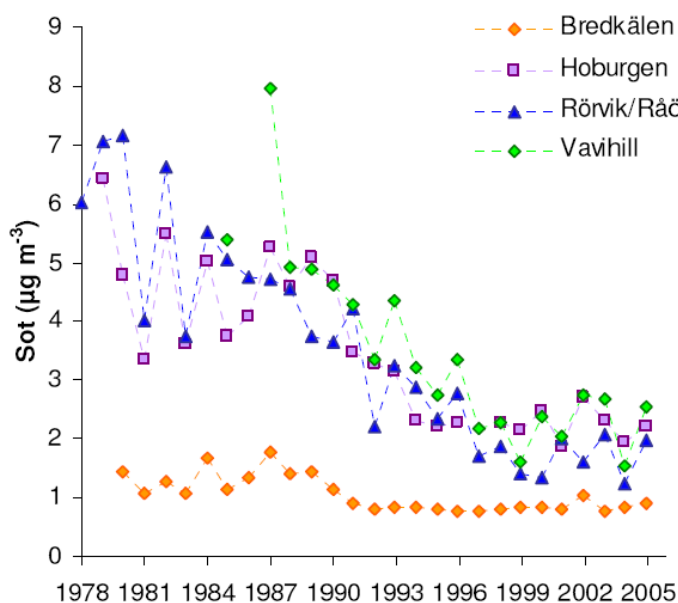


Figur 5. Vinterhalvårsmedelvärden av sothalter (BS) från Urbanmätnätet. Den tjocka linjen med fyllda symboler är medelvärde av alla data. Före oktober 1986 finns i denna figur endast data från Göteborg.

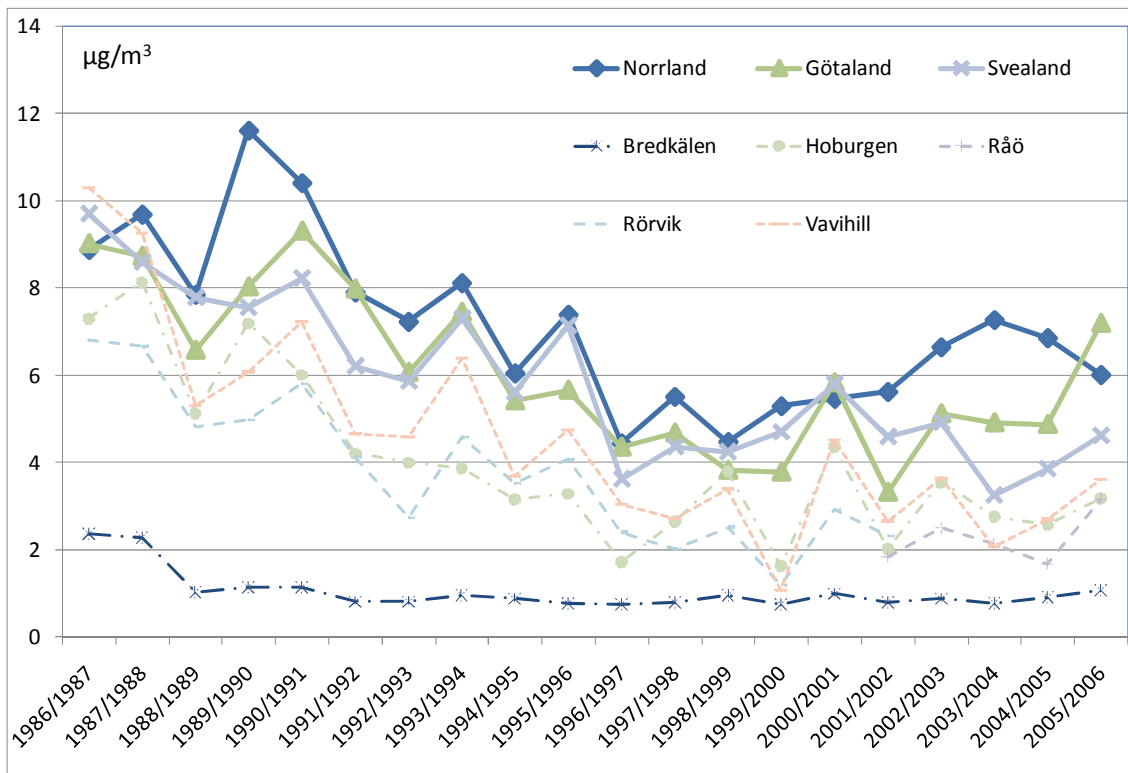
Mätningarna av sot (BS) inom Urbanmätnätet startade 1 oktober 1986 och varje år sedan dess genomförs mätningar under vinterhalvåret av ett 40-tal kommuner (dock ej alla med sot). Mellan 1986 och 2006 har vinterhalvårsmedelvärdena av sot (BS) har legat mellan 1 och $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$, med en tydligt minskade halter (Figur 5). I genomsnitt för alla kommuner uppmättes $9,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 1986/87 (31 st.) och $6,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 2005/2006 (10 st.). BS-halterna är något högre halter i norra Sverige jämfört med södra (Figur 7).

Minskade sothalter (BS) noteras även i bakgrundsluften från ca 5-6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ till ca 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ mellan 1986 och 2006 (årsmedelvärden) vid bakgrundsstationer i södra Sverige (Sjöberg et al., 2006). I norra Sveriges inland, representerat av Bredkålen i Jämtland, är bakgrundshalterna betydligt lägre, 1 – 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och någon tydlig trend för bakgrundshalterna går inte att identifiera (Figur 6).

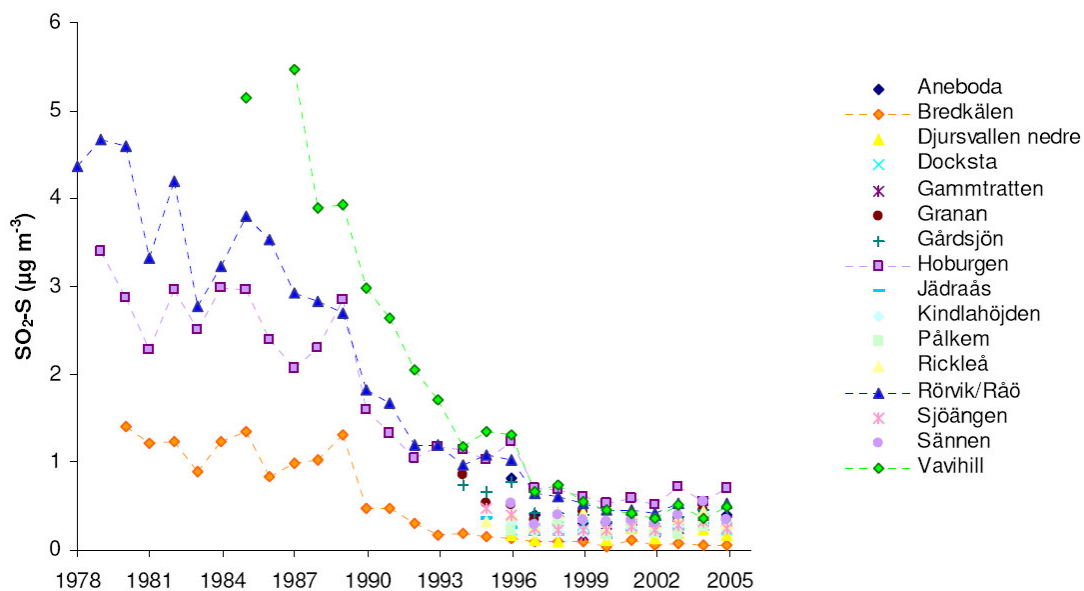
I Figur 7 visas medelvärden av sothalterna vid de urbana stationerna och bakgrundshalterna som mäts inom ramen för EMEP vid Hoburgen, Rörvik (numera ersatt av Råö), Bredkålen och Vavihill. Lokala källor i form av fordonsavgaser och vedeldning bidrar till förhöjda sothalter i svenska städer. Mätningarna av sot med reflektansmetod inom Urbanmätnätet har visat att de högsta halterna inträffar under vinterhalvåret, oktober – mars (Lövblad et al., 2004).



Figur 6. Sothalter (BS) i bakgrundsluft i Sverige (Sjöberg et al. 2006)

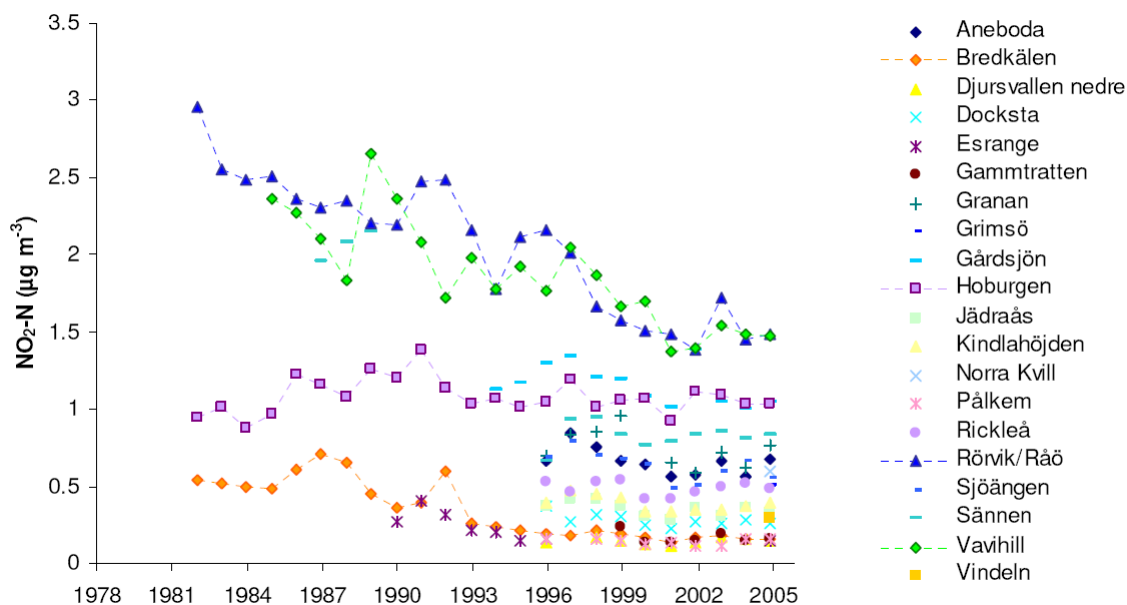


Figur 7. Medelvärden av sothalter under vinterhalvår för alla mätstationer inom Urbanmättnätet (grupperade i Götaland, Svealand och Norrland) och vid bakgrundsstationerna Vavihill (Skåne), Rörvik & Råö (Västkusten), Hoburgen (Gotland) och Bredkälén (Jämtland). Halter under detektionsgräns är satta till 0,75 µg/m³.

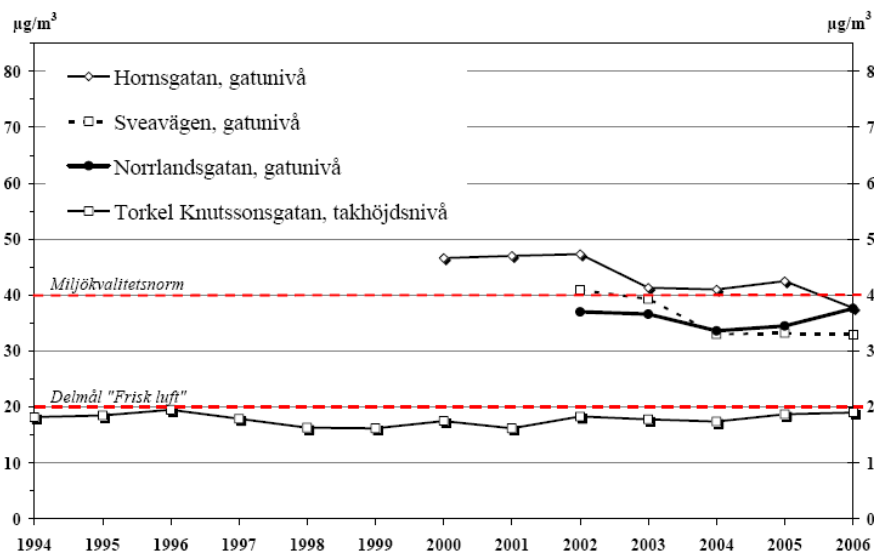


Figur 8. Halter av SO₂-S i bakgrundsluft i Sverige (Sjöberg et al., 2006)

Halterna av svaveldioxid verkar ha sjunkit snabbare, speciellt under 90-talet, jämfört med sothalterna (Figur 8). Däremot har bakgrundshalterna av kvävedioxid inte sjunkit lika mycket som sot och svaveldioxid (Figur 9). Anledningen till de något olika trenderna är givetvis att olika källor bidrar till halterna samt att förhållandena mellan ämnena i utsläppen förändrats.



Figur 9. Halter av NO₂ i bakgrundsluft i Sverige. Sjöberg et al. (2006)

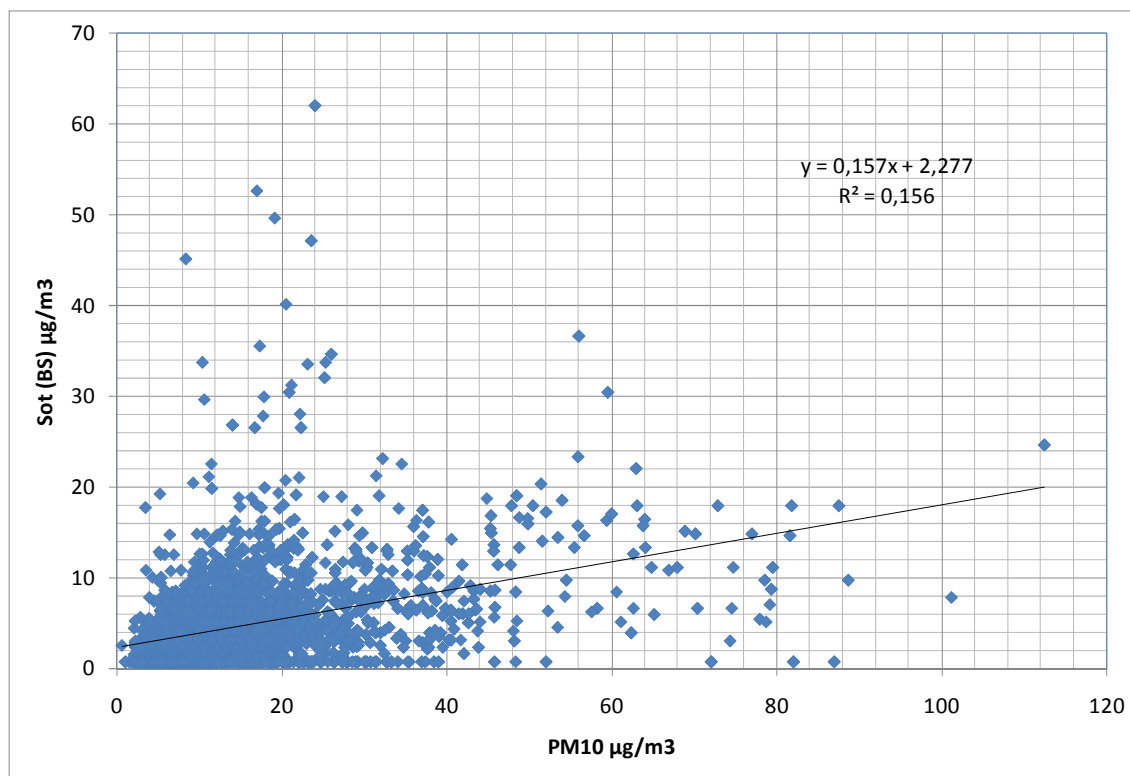


Figur 10. Trender i årsmedelvärdena av PM₁₀ halterna i Stockholm (från SLB analys årsrapport 2006; <http://www.slb.nu/slb/rapporter/pdf/luften2006.pdf>).

För PM10 finns inte speciellt långa tidsserier med mätdata i Sverige. De längsta tidsserierna vad gäller PM10 i stadsluft finns i Stockholm och Göteborg. I Stockholm har PM10 halterna i urban bakgrundsluft (taknivå) varit desamma sedan mätningarna startade 1994 t om 2006 och legat på mellan 15 och 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. I gatunivå påbörjades kontinuerliga mätningar år 2000 på Hornsgatan och halterna har varit omkring 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ med viss tendens till lägre halter under senare år på både Hornsgatan och Sveavägen.

I Göteborg har PM10 halterna i urban bakgrundsluft också legat på mellan 15 och 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ under perioden 1990 – 2001. Under 2002 – 2005 var halterna något högre, mellan 20 och 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. I trafiknära miljöer i Göteborg finns data från 2005 och 2006 vid Gårda och Haga som ligger på omkring 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

I Figur 11 presenteras sothalter (BS) och samtidiga mätningar av PM10 vid ett antal kommuner inom Urbanmätnätet. Medelvärdet för sothalterna är 4,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och för PM10 17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Kvoten BS/PM10 varierar kraftigt från mindre än 0,1 till drygt 5, men då är en del sotvärden under detektionsgränsen satta till 0,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Övre och undre kvartilerna i kvoten är 0,46 respektive 0,12. Såsom påpekats i avsnittet om mätmetoder är BS ett mått på partikelmassan och inte enbart på sotpartiklarnas massa, eftersom kalibreringen inbegriper icke ljusabsorberande partiklar. Detta gör att sot (BS)-halterna är betydligt högre jämfört med om sothalterna mäts med andra tekniker (Hansson et al., 1996). Det kan konstateras att sothalterna mätt på detta sätt inte är ett bra mått på PM10-halterna i kommunerna.



Figur 11. Samtidiga mätningar av PM10 och sot (BS) inom Urbanmätnätet. Dagnsmedelvärden för 6 kommuner i Sverige med samtidiga mätningar av sot och PM10 (Landskrona, Jönköping, Karlskoga, Köping, Timrå, Boden).

6.2 Relationerna mellan vinterhalvårsmedelvärden och helårsvärden

De flesta mätningarna av sot har genomförts halvårsvis eller under kampanjer på några få månader. Detta gör det svårt att exakt ange hur sambandet mellan helår och halvårsmedelvärden ser ut.

I urban bakgrundsluft i Göteborg har mätningar skett hela året under 1960 – 1993. I genomsnitt var halterna 20% högre mätt som vinterhalvår jämfört med helår. Variationerna har varit ganska stora. Vissa år var vinterhalvårsmedelvärdet drygt 40% högre än helårsvärdet och vissa år var de ungefär lika höga. Orsaken till de högre halterna är högre utsläpp på grund av ökad användning av fossila bränslen och sämre luftomblandning under vinterhalvåret jämfört med sommaren.

Årsvariationen i sothalterna skiljer sig från PM10 halterna som i många tätorter i Sverige uppvisar tydligt förhöjda halter under senvintern och våren till följd av emissioner av vägslitagepartiklar. PM10 halterna är också förhöjda under vinterhalvåret till följd av sämre luftomblandning.

6.3 Nuvarande halter i förhållande till miljö kvalitetsmålet

Föreslaget miljö kvalitetsmål för sot är $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som årsmedelvärde (prop. 2000/01:130). Mätmetoden är ospecificerad, men det är troligt att man satt målet utifrån sot (BS) data. Detta mål är satt utifrån att man vill skydda byggnader och kulturminnesmärken från nedsmutsning. Ur hälsosynpunkt så visar en rad studier att man finner hälsoeffekter för halter långt under miljö kvalitetsmålet.

Mätningarna i urban bakgrundsluft i Sverige visar att halterna ligger under miljö kvalitetsmålet i de flesta kommunerna. Under år 2005/2006 genomfördes mätningar i 9 kommuner och i en kommun var vinterhalvårsvärdet högre än $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Som visats ovan är helårsmedelvärdena lägre än vinterhalvårsmedelvärdena.

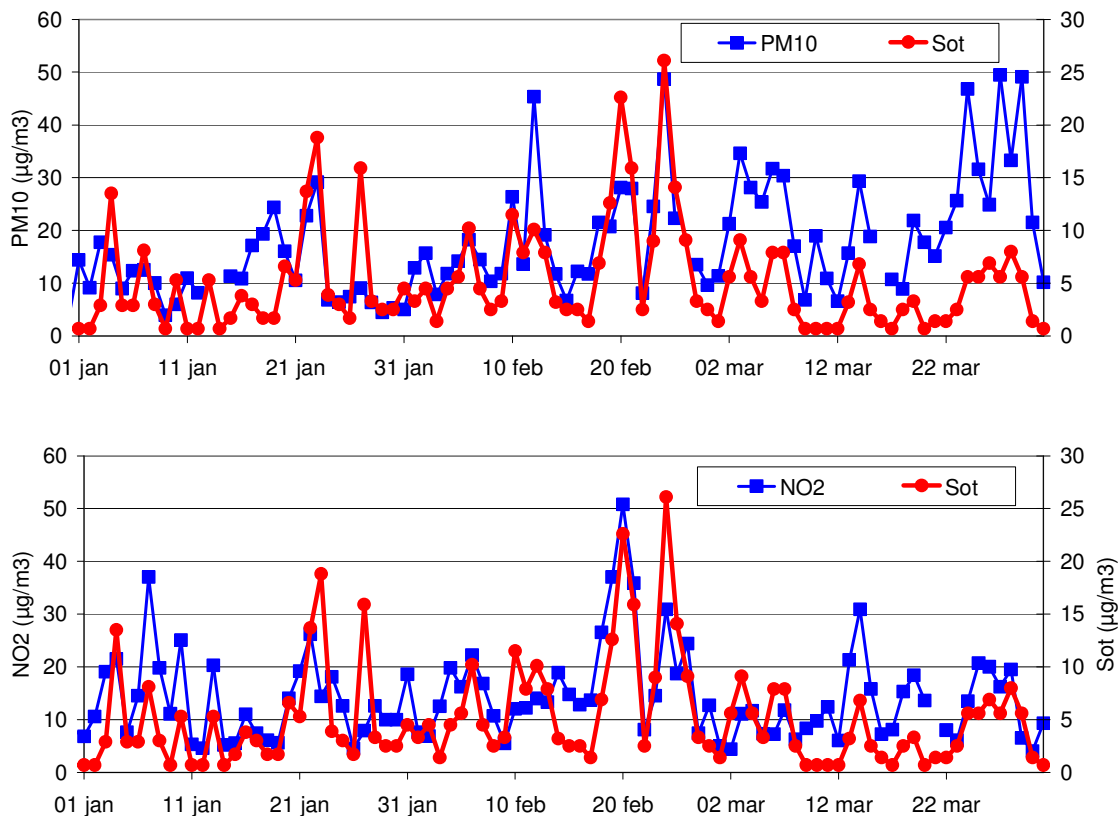
6.4 Relationer mellan BC, EC, OC, PM1 och PM10

Även om sot mätts sedan 60-talet i Stockholm och Göteborg saknas långa tidsserier med samtidiga mätningar av PM10 och sot. De längsta tidsserierna kommer från Urbanmätnätet, men även där startade PM10 mätningarna relativt sent. Däremot har sot och flera andra partikelmått mätts under olika mätkampanjer, som var och en pågått några enstaka månader. I detta avsnitt presenteras exempel på resultat från partikelmätningar i samband med olika mätkampanjer på ett antal olika platser i Sverige. Resultaten från mätkampanjerna finns beskrivna mer i detalj i andra rapporter.

6.4.1 Exempel från Skövde

Mätningarna i Skövde har genomförts som en del i Urbanmätnätet. Data har utvärderats i detalj tidigare (Johansson, 2006). Tidvis syns en mycket tydlig korrelation mellan sothalterna (BS) och NO_2 -halterna. I Figur 12 visas exempel på hur sothalterna samvarierar med NO_2 och PM10-halterna under vinterhalvåret 2003. Speciellt hög samvariation syns mellan sot och NO_2 -halterna, vilket indikerar en gemensam föroreningskälla; den lokala vägtrafikens utsläpp i tätorten. För PM10 är inte korrelationen med sot lika tydlig, trots att både sot (BS) och PM10 är mätt på partiklar i luften. Anledningen är att sothalten indikerar förbränningspartiklar, medan PM10-halten innefattar andra partikelkällor såsom slitagepartiklar från vägbanorna. PM10-halterna är högst under våren beroende på torra vägbanor och användning av dubbdäck (Johansson m fl., 2004).

Förbränningspartiklar är mycket små i jämförelse med slitagepartiklar och de bidrar ofta väldigt lite till den totala PM10-halten. Det bör noteras att de absoluta sotkoncentrationerna som anges i $\mu\text{g}/\text{m}^3$ inte går att jämföra med de absoluta PM10-halterna som också anges i $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Sot mäts med en optisk metod som registrerar ljusreflektansen från ett filter som exponerats för partiklar. Mätningen ger dock bra mått på tidsvariationerna av sothalterna.

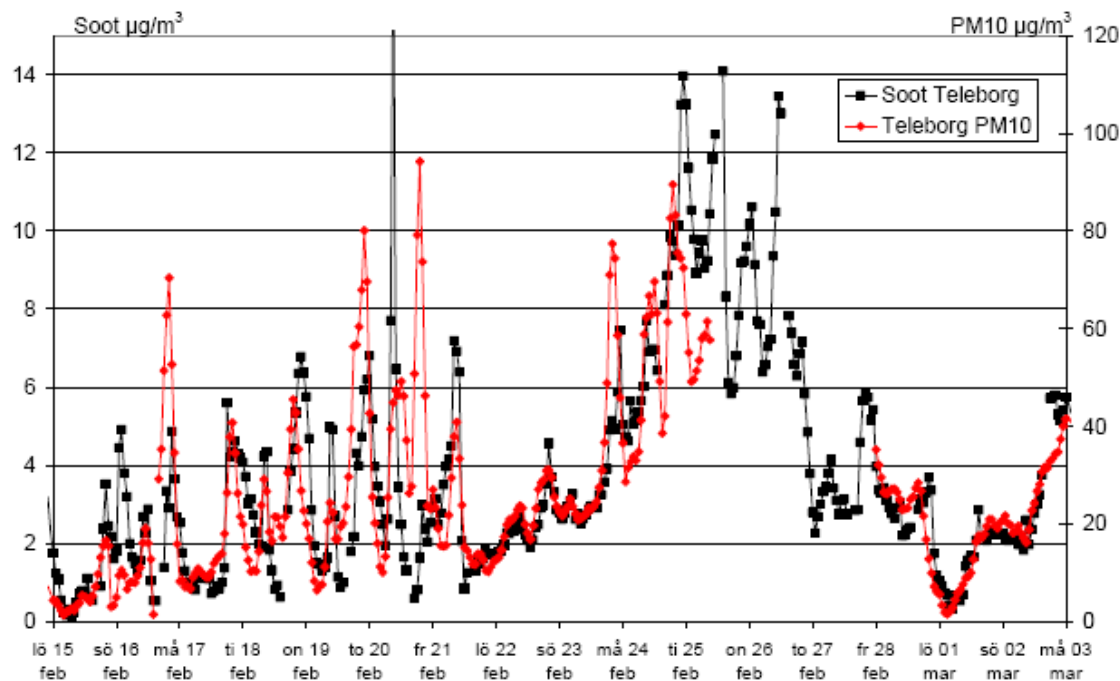


Figur 12. Jämförelse av variationerna i dygnsmedelhalterna av PM10 och sot (överst) samt NO₂ och sot (nedre grafen) under januari – mars 2003 i Skövde 2003.

6.4.2 Exempel Växjö

I BHM-projektet (<http://www.itm.su.se/bhm>) mättes PM10, PM2.5, PM1, EC, OC och BC i Lycksele och Växjö (Johansson et al. 2004a; Johansson et al. 2004b; Johansson et al., 2004c). BC-koncentrationen i de grova partiklarna, PM_{2,5-10} en mycket liten andel av den totala massan, en procent eller mindre. I PM_{2,5} däremot var BC-andelen ca 10% av massan i såväl Växjö som Lycksele.

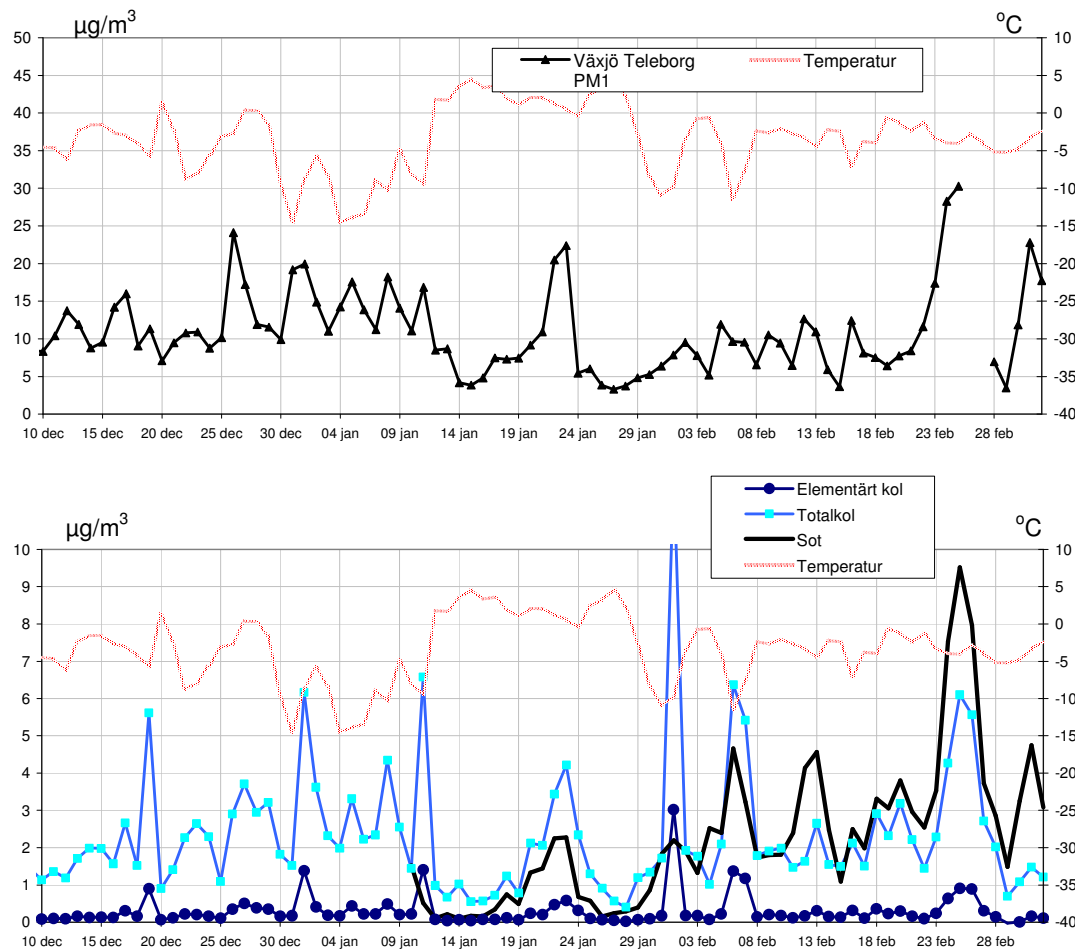
I Växjö noterades periodvis mycket god samvariation mellan PM10 halterna och sothalterna. visar hur halterna varierar under drygt två veckor i slutet av februari till i början av mars 2003. Även om vissa toppar i halterna av sot respektive PM10 inte överensstämmer i början av perioden följs halterna väl under episoderna med mycket höga halter i slutet av februari och i början av mars.



Figur 13. Sot (BC) och PM10-halter i Teleborg (Växjö) 2003. (Från Johansson et al., 2004c).

Figur 14 visar dygnsmedelvärdena av halterna av PM1, elementärt kol, totalkol och sot i Växjö 2002/2003. Elementärt kol och totalkol har mätts med termisk metod (ACPM) och sothalterna är mätt som ljusabsorption (med absorptionskoefficienten 10 g/m^2). Det finns en tydlig samvariation mellan sothalterna och totalkolhalterna. Under de riktigt kalla dygnen 30 januari – 2 februari samt 6 – 7 februari, med dygnsmedeltemperaturer ner till ca -10°C , syns också höga sot och kolhalter, men inte speciellt höga PM1 halter. Däremot sammanfaller topparna i PM1 och kolhalterna vid flera tillfällen, t ex den 20 – 25 januari samt flera dygn i december 2002.

Man kan alltså hitta perioder då samvariationen mellan PM1- eller PM10-halterna och BC-halterna är mycket god men även perioder då dessa inte samvarierar. Detta hänger sannolikt ihop med att de olika partikelmåtten påverkas av både olika lokala källor och i olika utsträckning av intransporten. Under vissa perioder med betydande påverkan på partikelhalterna på grund av intransport består partiklarna till stor del av elementärt kol, medan andra perioder domineras av andra partikelkomponenter. På samma sätt utgör kan periodvis lokalt vägdamm ge höga PM10-halter men inte påverka BC-halterna. BC-koncentrationen i de grova partiklarna, $\text{PM}_{2,5-10}$ en mycket liten andel av den totala massan, en procent eller mindre (Johansson et al., 2004b). I $\text{PM}_{2,5}$ däremot var BC-andelen ca 10% av massan i såväl Växjö som Lycksele.

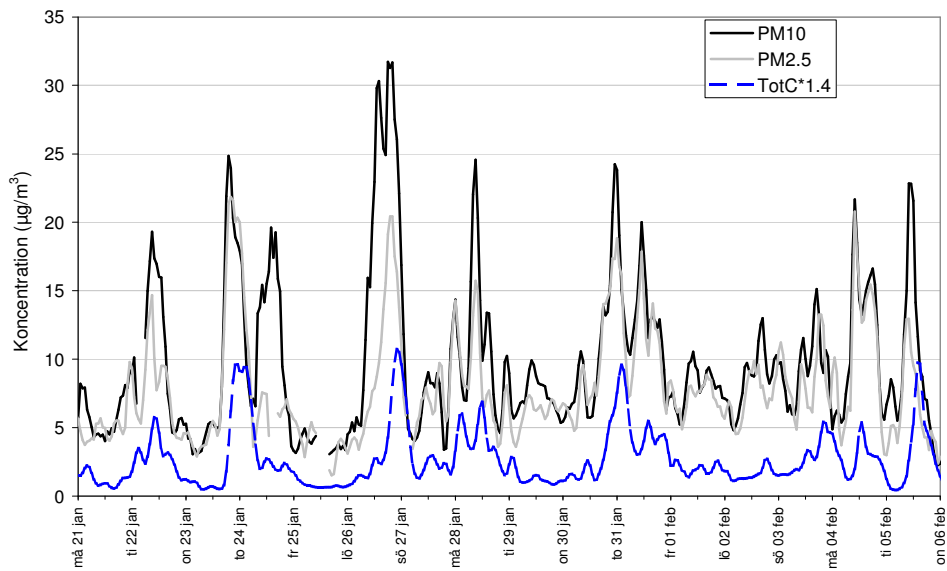


Figur 14. Dygnsmedelvärden av PM1 (övre grafen), totalkol och elementärt kol vid Teleborg i Växjö 10 december 2002 – 4 mars 2003. Den tunna röda linjen visar dygnsmedeltemperaturen (från Johansson et al., 2004b).

6.4.3 Exempel Lycksele

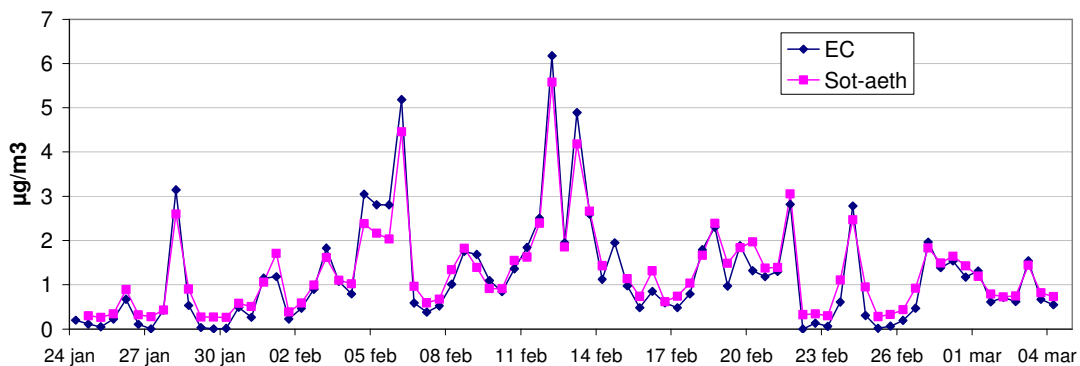
I Lycksele har mätningar av BC, PM10, PM1, PM2.5 genomförts under två olika perioder, dels i samband med BHM-projektet 2002 (Johansson et al., 2004a, 2004c), dels 2006 i samband med kartläggningen av PM1 och sothalter i Sverige (Johansson et al., 2007).

Figur 15 visar resultat från mätningarna 2002. Den totala mängden kol på partiklarna (PM2.5 insug) samvarierar med halterna PM10 och PM2.5 vid Norrmalm. Totala kolhalten är mätt med termisk metod (ACPM) och värdena är multiplicerade med 1.4 för att approximativt erhålla totala mängden organiska och oorganiska ämnen. För denna period är medelhalten PM2.5 7.7 µg/m³ och totala mängden partikulära kolföreningar är 2.6 µg/m³, dvs 34% av totala massan fina partiklar skulle kunna vara kolväten och elementärt kol. Av figuren framgår att PM10 och PM2.5 följs mycket väl bortsett från några enstaka perioder då PM10 halterna blir högre, troligen beroende på lokal suspension av vägdamm.

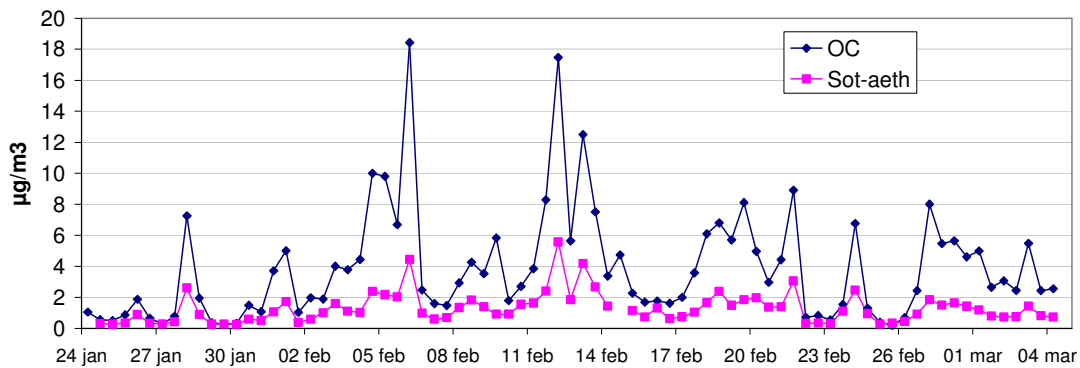


Figur 15. Jämförelse av variationerna av PM10, PM2.5 och total mängd partikulärt kol vid mätstationen Norrmalm, Lycksele 2002. Totala kolhalten är mätt med termisk metod (ACPM) och värdena är multiplicerade med 1.4 för att approximativt erhålla totala mängden organiska och oorganiska ämnen.

Korrelationen mellan sothalterna (BC) och halterna av elementärt kol (EC) är mycket hög och något högre än för organiskt kol (Figur 16 och Figur 17). Den höga korrelationen beror dels på att det är samma källa som bidrar till halterna (men olika mätmetoder), dels på att de lokala föroreningshalterna styrs av de meteorologiska förhållandena oavsett vilken källan är. Under de kalla perioderna, med mycket stabila förhållanden, ökar halterna som beror på lokala källor kraftigt. Även vid mätningarna 2002 i Lycksele och 2003 i Växjö erhöles hög korrelation mellan BC och EC som då mättes med ACPM (Johansson et al., 2004c).

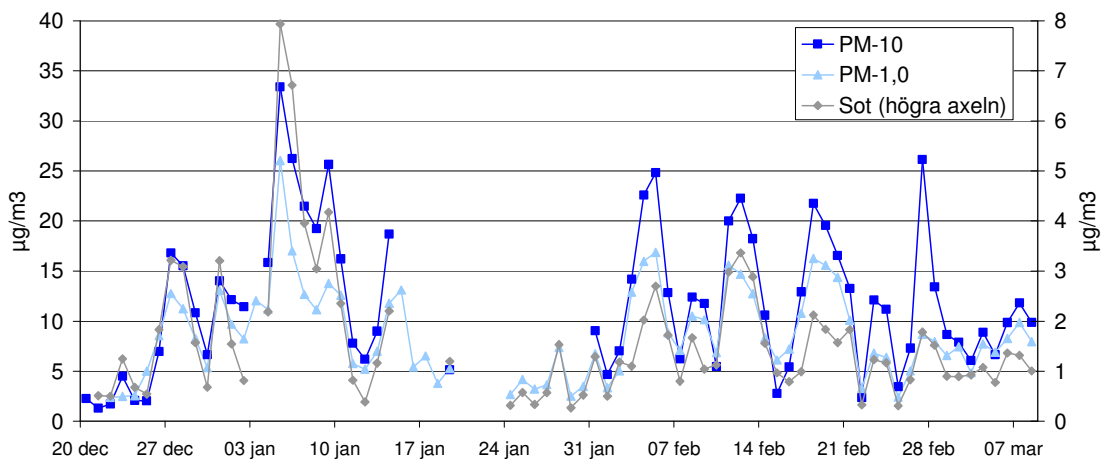


Figur 16. Jämförelse av sothalterna mätt med Aethalometer och halterna av elementärt kol mätt med termisk metod och transmission (Sunset Lab). Mätningarna är genomförda i Lycksele (Forsdala) 2006.



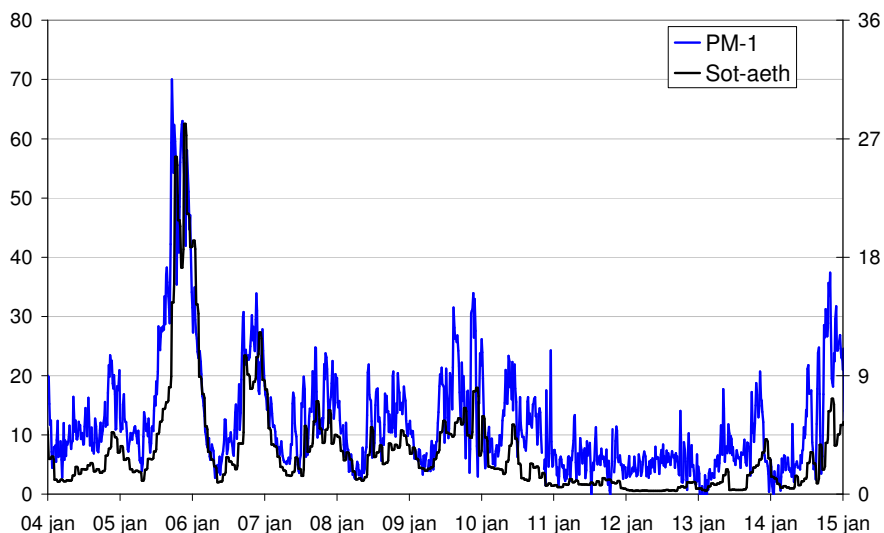
Figur 17. Jämförelse av sothalterna mätt med Aethalometer och halterna av organiskt kol mätt med termisk metod och transmission (Sunset Lab). Mätningarna är genomförda i Lycksele (Forsdala) 2006

Av Figur 18 framgår att PM10, PM1 och sothalterna samvarierade mycket väl i Lycksele. I genomsnitt var PM10-halten ca 12 µg/m³. Medelhalten av PM10 i Vindeln var 7 µg/m³. Under perioden 3 – 10 januari var PM10-halten i Vindeln knappt 6 µg/m³ att jämföra med upp emot 20 µg/m³ i Lycksele, vilket visar att de lokala källorna (vedeldning) är betydelsefulla. Mer än 70% av PM10-halten i Lycksele utgjordes av partiklar med en diameter mindre än 1 µm (PM1). I Stockholm var motsvarande andel 40 %. Eftersom mätningarna i Stockholm genomfördes under våren var PM1 andelen troligen lägre än under andra delar av året på grund av en stor mängd grova partiklar från vägbanorna.



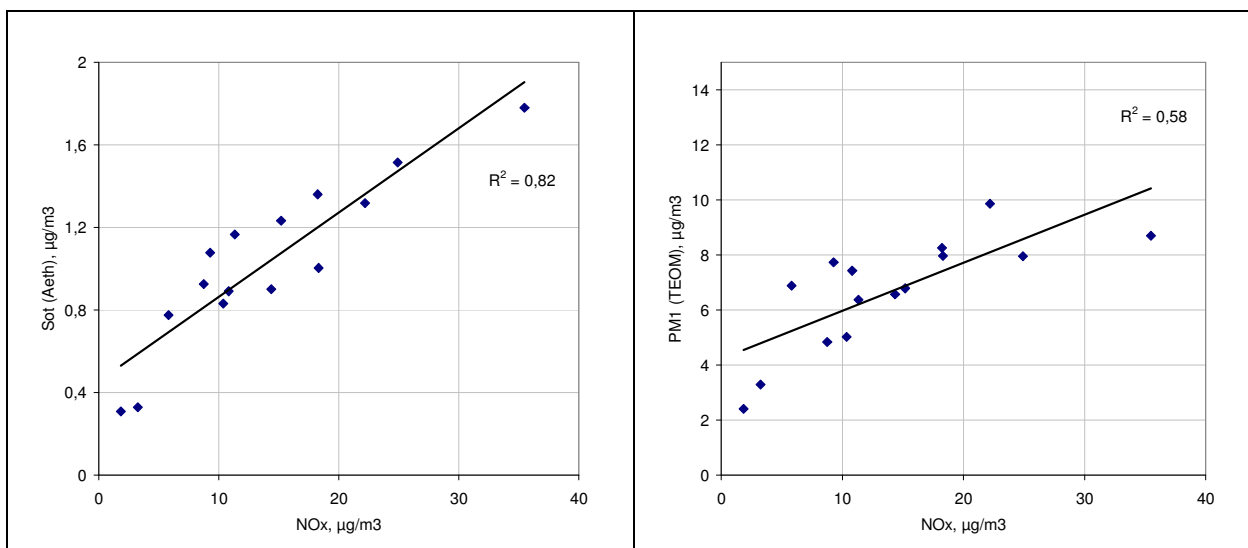
Figur 18. Dagnsmedelvärden av halterna av sot (Aethalometer), PM10 och PM1 (TEOM) i Lycksele (Forsdala) under 2005/2006.

Av Figur 19 framgår att PM1 (mätt med TEOM) och sot (Aethalometer) tidvis uppvisar mycket god samvariation, vilket tyder på en gemensam källa. Andelen sot av PM1 var i genomsnitt knappt 20 % av PM1-halten. Detta är betydligt högre än i Stockholm där andelen var mellan 10 % och 15 %. Detta indikerar att sotmätning kan användas som indikator för PM1 i Lycksele. Under andra delar av året då exempelvis lokal vedeldning inte bidrar till halterna kan relationen mellan PM1 och sot se annorlunda ut.



Figur 19. Exempel samvariationen mellan PM1-halterna och sothalterna vid den fasta mätstationen i Forsdala, Lycksele (2006). Sothalterna är mätta med Aethalometer och PM1 halterna med TEOM (okorrigerade värden).

Figur 20 visar relationen mellan dygnsmedelvärdena av NO_x- och PM1-halterna samt NO_x- och sothalterna i Lycksele. Korrelationen är hög både för PM1 och sot vilket inte är så konstigt - eftersom de har lokala källor så uppkommer höga och låga halter samtidigt på grund av meteorologins inverkan.

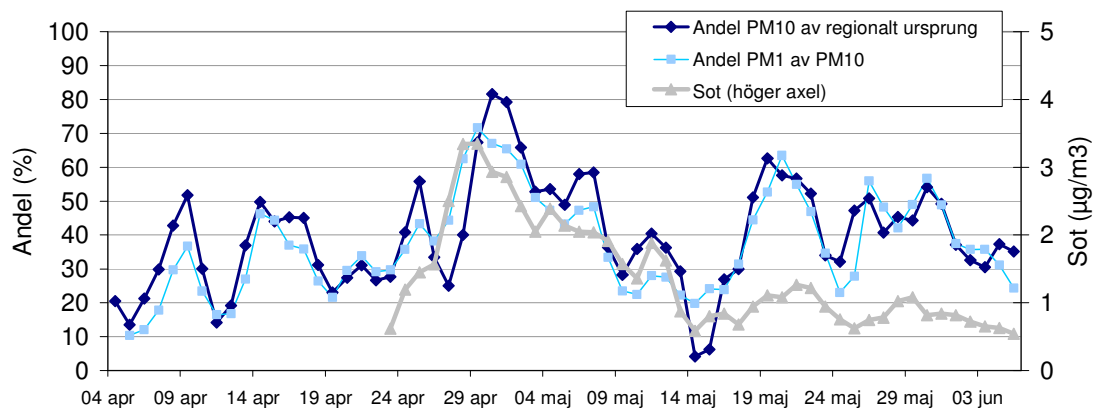


Figur 20. Relationen mellan halterna av NO_x och PM1 respektive sot i Lycksele (Forsdala). Värdena är dygnsmedelvärden (fasta dygn). PM1-halterna har mätts med TEOM och är okorrigerade. Sothalterna har mätts med Aethalometrar (PM1 insug).

6.4.4 Exempel från Stockholm

Mätningar av sot, PM1 och PM10 har presenterats av Johansson et al., (2007). Resultaten visar tydligt att sotet (BC) har betydande lokala källor, men påverkas ibland kraftigt även av icke-lokala källor.

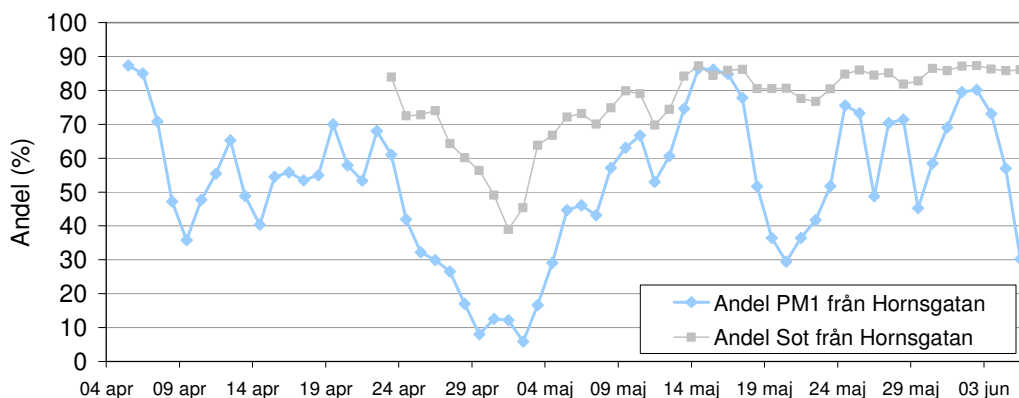
Under perioden 4 april – 6 juni varierade den regionala andelen av PM10 från mindre än 10 % till 80 % (Figur 21). Samtidigt varierade andelen PM1 av PM10 på Torkel Knutssonsgatan från ca 10 % till 70 %. Korrelationen mellan andelen PM1 av PM10 och andelen som är av regionalt ursprung är mycket hög och visar att PM1-halterna i taknivå på Södermalm hög grad bestäms av icke-lokala källor. Dvs. trots att mätplatsen ligger i centrala Stockholm och representerar den urbana bakgrundshalten är periodvis icke-lokala källor helt avgörande för halterna av PM1. I samma figur visas hur sothalterna (mätt med Aethalometer) varierat under perioden. Speciellt under perioden 26 april till omkring den 10 maj hade troligen även sotet till stor del icke-lokalt ursprung.



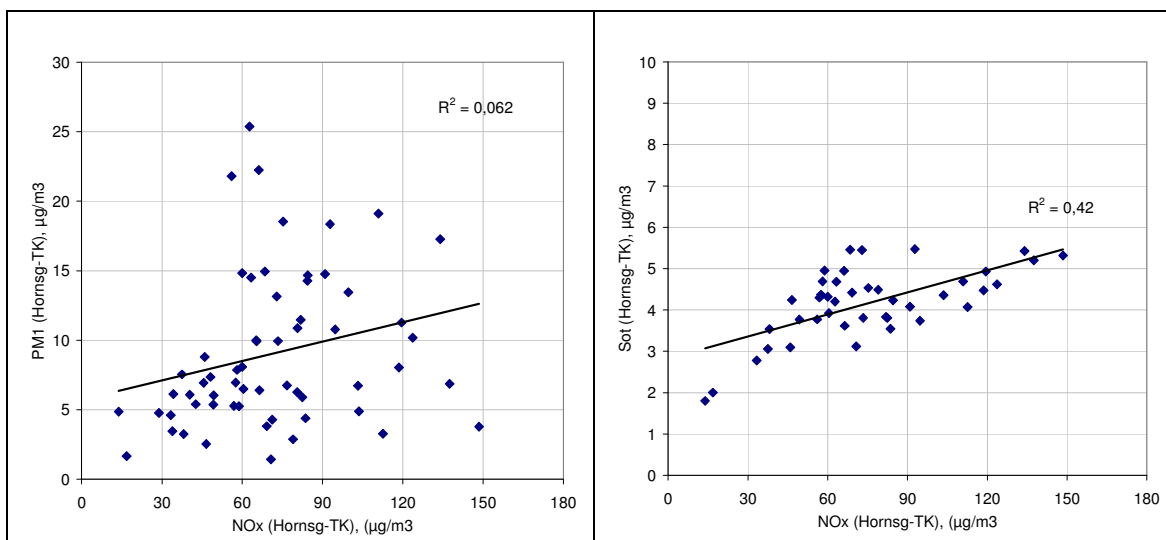
Figur 21. Andel av den totalt uppmätta PM10 halten på Södermalm i centrala Stockholm (Torkel) som beror på intransport (mörkblå), andel av totalt uppmätt PM10 som är PM1 (ljusblå) samt absoluta halten sot (BC). Värdena är 2 dygnsmedelvärden (fasta dygn). PM10 och PM1 har mätts med TEOM och är okorrigerade och sot har mätts med en Aethalometer.

Att perioden 26 april – 10 maj dominerades av regionala källor både för PM1 och till stor del även för sot (BC) framgår av Figur 22. Andelen av PM1 halten på Hornsgatan som beror på trafiken på Hornsgatan var mindre än 20 % under denna period. På motsvarande sätt var andelen av sothalterna som beror på trafiken på Hornsgatan ner mot 50 %. Generellt tycks sothalterna vara mer påverkade av de lokala källorna jämfört med PM1 halterna. Under senare delen av juni dominerades sothalterna på Hornsgatan av den lokala trafiken på gatan (80 % - 90 %). För PM1 var den lokala trafikens bidrag betydligt mer variabel; mellan 30 % - 80 %. Under perioden 18 – 24 maj sjönk det lokala bidraget till PM1 halterna ner till ca 30 % medan bidraget till sothalten var högt; omkring 80 %. Detta visar att både lokala och regionala källor är av stor betydelse för halterna av PM1 och sot och att betydelsen av de regionala källorna till PM1 respektive sot är helt olika.

Figur 23 visar att NOx halterna som beror på trafiken på Hornsgatan korrelerar betydligt bättre med sothalterna än med PM1 halterna. Observera att värdena i figuren är skillnaden i halterna mellan Hornsgatan och Torkel Knutssonsgatan (taknivå). Detta indikerar att sothalterna till betydligt större del beror på vägtrafikens utsläpp jämfört med PM1 halterna.



Figur 22. Andel av PM1- respektive sothalterna på Hornsgatan som främst beror på utsläppen från trafiken längs Hornsgatan. Andelarna har beräknats relativt halten som mätts upp i taknivå på Torkel Kn gatan. Värdena är 2 dygnsmedelvärden (fasta dygn). PM1-halterna har mätts med TEOM och är okorrigerade och sot har mätts med Aethalometrar (PM2.5 insug).



Figur 23. Relationen mellan lokala halterna av NOx och PM1 respektive sot på Hornsgatan. Värdena är skillnaden mellan halterna på Hornsgatan och på Torkel Kn gatan. Värdena är 2 dygnsmedelvärden (fasta dygn). PM1-halterna har mätts med TEOM och är okorrigerade. Sothalterna har mätts med Aethalometrar (PM2.5 insug).

7. Utsläpp av sot och andel av PM i olika utsläppskällor

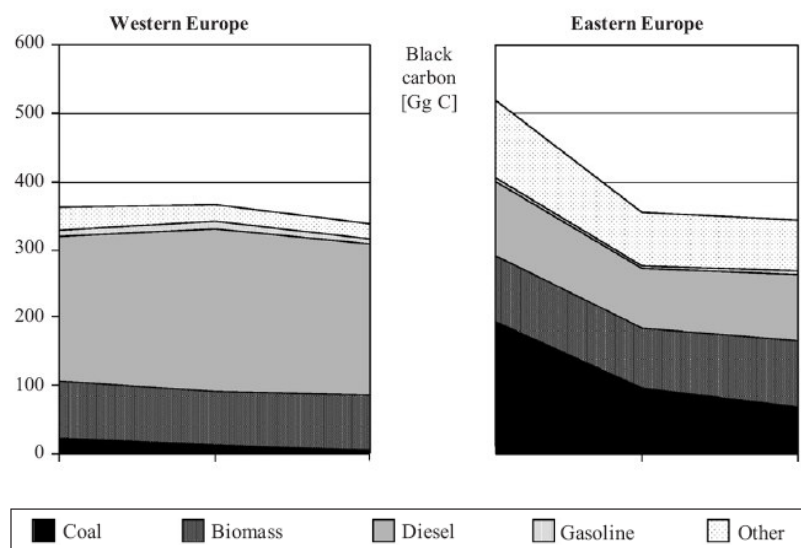
7.1 Totala utsläpp i Europa

En sammanställning av emissionsfaktorer och uppskattade totala utsläpp av sot (BC) från olika sektorer för Europa presenterades nyligen av Kupiainen & Klimont (2007). Enligt denna analys som bygger på bränslestatistik och förbränningsteknologi i enlighet med RAINS modellens scenarier, har utsläppen i Europa av BC sjunkit från 0,89 till 0,68 Tg mellan 1990 och 2000. Minskningen hänger främst samman med energieffektiviseringar och teknikförbättringar i Östeuropa samt att det ökade fordonsflödet inte har resulterat i motsvarande ökning i utsläppen tack vare utsläppsrestriktionerna som introducerats från 1995. Dock har utsläppen ökat på grund av ökad användning av dieselbränsle. De största utsläppen kommer från transportsektorn (60% - 67% i Västeuropa, EU-15) och hushållens utsläpp på grund av användning av fossila bränslen (25% - 30%). I Östeuropa utgör utsläppen från kolanvändning inom hushållssektorn en av de viktigaste källorna. Förbränningen av biobränslen blir en allt viktigare källa. Viktigt att notera är att osäkerheterna är stora i dessa utsläppsberäkningar främst på grund av osäkra emissionsfaktorer.

Tabell 1. Beräknade primära emissioner av BC och OC i Europa (Gg/år) (Kupiainen & Klimont, 2007)

Region	Black carbon (BC)			Organic carbon (OC)		
	1990	1995	2000	1990	1995	2000
Western Europe	361 (281–424)	365 (280–424)	337 (252–391)	515 (479–618)	433 (398–538)	394 (357–495)
Eastern Europe	526 (365–643)	352 (249–428)	343 (245–412)	865 (820–942)	620 (581–687)	602 (557–675)
Total Europe	887 (646–1068)	717 (529–852)	680 (497–803)	1380 (1299–1560)	1053 (979–1225)	996 (914–1170)
Sea regions	47	47	47	31	31	31

^aSea regions include Atlantic Ocean, Baltic Sea, Black Sea, Mediterranean Sea, and North Sea. Low and high cases were not estimated for shipping.



Figur 24. Utsläpp av BC från olika bränslen i väst och Östeuropa (Kupiainen & Klimont, 2007).

7.2 Emissionsfaktorer för vägtrafik

Lätta och tunga dieselfordon är betydelsefulla källor till submikrona kolpartiklar och utgör en av de viktigaste källorna i stadsmiljöer. Generellt är emissionerna från dieselfordon högre räknat per fordonskilometer jämfört med bensinfordon. Men emissionerna har sjunkit under senare år tack vare efterbehandling av avgaserna (Kupiainen & Klimont, 2004 och 2007). Dieselavgaspartiklar består till största delen av BC och OC. Generellt är BC/OC högre för dieselfordon jämfört med bensinfordon. Katalysatorer är effektivare på att ta bort OC jämfört med BC.

I Tabell 2 ges en sammanställning av emissionsfaktorer och andel BC av PM2.5 i utsläppen från olika fordonstyper. Emissionsfaktorerna för tunga fordon utan avgasefterbehandling ligger på 45 - 150 mg/fordonskilometer vilket motsvarar 22%-54% av totala PM2.5 utsläppen. Med efterbehandling reduceras emissionsfaktorerna kraftigt till 9-18 mg/fkm, men andelen BC av PM2.5 ökar till 40%-60%. För lätta dieselbilar utan efterbehandling är emissionsfaktorerna 60-300 mg/fkm (50%-70% av PM2.5) och för lätta bensinbilar med trevägskatalysator 2-5 mg/fkm (15%-30% av PM2.5).

Denna stora variation mellan äldre och nya fordon gör att det är helt avgörande att känna till fordonsparkens beståndsfördelning för att uppskatta emissionerna av BC från vägtrafiken och andelarna av PM2.5 i avgaserna. Nya diesel och bensinfordon har högre andel BC av PM2.5, men betydligt lägre absoluta emissioner per fordonskilometer.

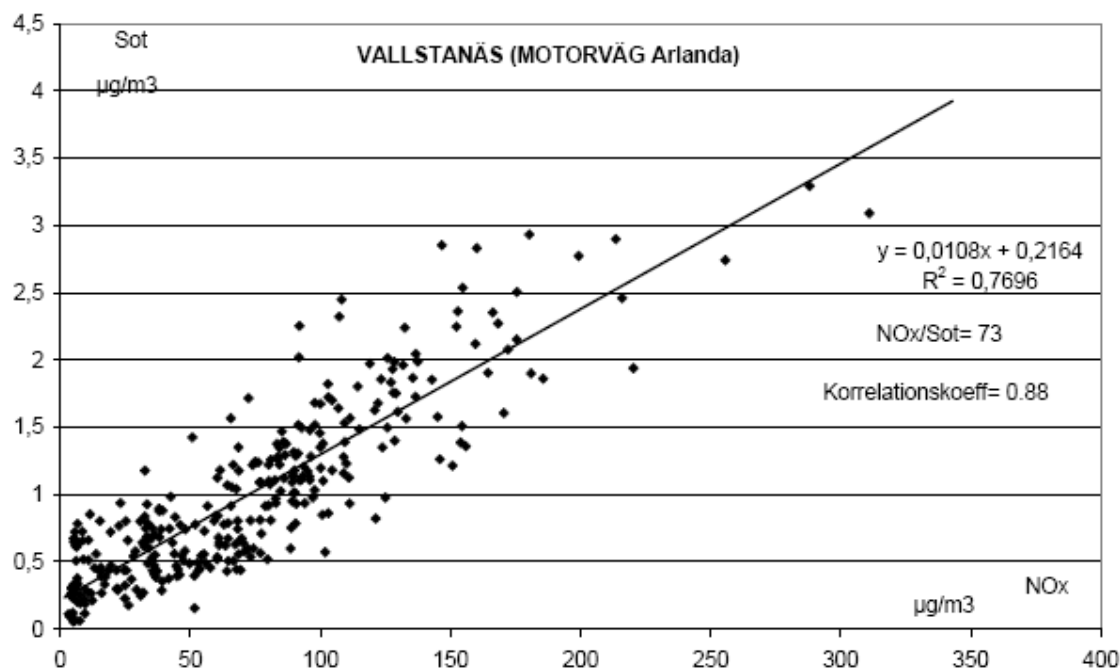
Tabell 2. Andelar av PM2.5 (%) och emissionsfaktorer (mg/MJ) för BC och OC för olika fordon (från Kupiainen & Klimont, 2004). För att konvertera från mg/MJ används densiteten 0,75 kg/l bensin resp. 0.85 kg/l diesel, 44,8 MJ/kg bensin resp. 42 MJ/kg diesel. Bränsleförbrukningar för lätta fordon antas vara 8-12 l bensin/100km resp. 7-10 l diesel/100km och för tunga fordon 40 l bensin/100km resp. 30 l diesel/100km.

	Shares		Emission factors		Literature
	BC	OC	BC	OC	
<i>Diesel vehicles</i>					
Heavy duty					
No control	22-54	16-45	15-49	10-69	Williams et al. (1989), Hildemann et al. (1991), Lowenthal et al. (1994), Israel et al. (1996), Norbeck et al. (1998b), Kirchstetter et al. (1999), Gillies and Gertler (2000)
Controlled (~EURO II)	40-60	14-35	3-6	1-4	Norbeck et al. (1998b), Schauer et al. (1999), Shi et al. (2000)
Light duty					
No control	50-70	20-30	20-100	21-49	Williams et al. (1989), Watson et al. (1990), Norbeck et al. (1998a), Cadle et al. (1999), Lambrecht and Höpfner (2000), US EPA (2002)
Controlled (~EURO I/II)	75	15	—	—	Lambrecht and Höpfner (2000)
<i>Gasoline vehicles</i>					
Light duty					
Leaded	5-10	27-42	0.5-1	2-10	Williams et al. (1989), Hildemann et al. (1991), Gillies and Gertler (2000)
No control	10-24	21-70	0.5-2	2-10	Sagebiel et al. (1997), Norbeck et al. (1998a, c), Cadle et al. (1999)
Controlled (three way catalyst)	15-30	22-45	0.6-1.5	0.3-1.6	Sagebiel et al. (1997), Norbeck et al. (1998a), Kirchstetter et al. (1999), Cadle et al. (1999)

Figur 14 visar sothalterna (BC) och NOx halterna intill motorvägen mellan Stockholm och Arlanda (Johansson et al., 2004c). Den totala genomsnittliga trafikmängden är knappt 60 000 fordon per dygn. Både sothalterna och NOx halterna domineras av påverkan från

emissionerna från vägtrafiken på motorvägen. Den totala emissionsfaktorn för NOx är 1,5 g/fkm (sammanvikat värde för tunga och lätta fordon). Detta innebär att emissionsfaktorn för sot blir ungefär 20 mg/fkm (baserat på det genomsnittliga förhållandet mellan sot och NOx halterna 1,5/73). Motsvarande värde för den totala partikelmassan mätt som PM10 under samma period var betydligt högre ca 550 mg/fkm, vilket beror på att PM10 emissionen till stor del beror på mekaniskt genererade partiklar på grund av slitage av vägbanan. Mätningarna genomfördes under senvintern och våren då ca 70% av personbilarna var utrustade med dubbdäck, vilket ökar slitaget väsentligt. Sothalterna är alltså betydligt bättre mått på avgaspartiklarna jämfört med PM10 och PM2.5 halterna.

Vid mätningarna i Söderledstunneln (1999) erhöles en emissionsfaktor för totalkol på ca 19 mg/fkm (Kristensson et al., 2003), vilket är i god överensstämmelse med den som uppskattats för motorvägen. Speciellt mot bakgrund av att hastigheterna är högre längs motorvägen vilket bör ge högre utsläpp där jämfört med Söderledstunneln, men samtidigt har troligen fordonsparkens utsläpp sjunkit mellan 1999 och 2004 då mätningarna längs motorvägen genomfördes.



Figur 25. Sot och NOx halter intill motorvägen mellan Stockholm och Arlanda. (Från Johansson et al., 2004c).

Tabell 3. Andelar av TSP och emissionsfaktorer för BC, OC och PM₁ för bensinfordon som används i RAINS modellen (från Kupiainen & Klimont, 2004).

	Share in TSP [%]			Emission factors [mg/MJ]		
	BC	OC	PM ₁	BC	OC	PM ₁
Four-stroke						
No control – leaded gasoline	5	31	75	0.69	4.28	10.4
No control – unleaded gasoline	15	50	80	0.99	3.3	5.28
No control – LPG, CNG	15	50	80	0.3	1.0	1.6
TWC ^{a)}	25	44.5	84	0.9	1.6	3.03
TWCplus ^{b)}	44	30	86	0.52	1.0	1.02
GDI ^{c)}	53	22	85	2.6	1.1	4.2
Two-stroke						
No control	5	67.5	50	10	135	100
I-stage	10	60	65	6.5	39	42
II-stage (catalyst)	15	45	75	6	18	30
III-stage (catalyst)	20	40	80	4	8	16

^{a)} Refers to pre-2000 catalyts (EURO I & II).

^{b)} Refers to post-2000 catalyts (EURO III & IV).

^{c)} Complying with EURO III standards

Tabell 4. Andelar av BC, OC och PM₁ av TSP i olika icke-avgas trafikällor i RAINS modellen (från Kupiainen & Klimont, 2004).

	Share in TSP [%]			Emission factors [mg/km]		
	BC	OC	PM ₁	BC	OC	PM ₁
Brake lining						
Light duty vehicles	1	18	52	0.044	0.792	2.29
Motorbikes	1	18	52	0.006	0.108	0.312
Heavy duty vehicles	1	18	52	0.275	4.95	14.3
Tire wear						
Light duty vehicles	1.5	3.6	0.5	0.992	2.38	0.331
Motorbikes	1.5	3.6	0.5	0.423	1.015	0.141
Heavy duty vehicles	1.5	3.6	0.5	6.312	15.15	2.104
Road abrasion						
Light duty vehicles	1	5	3	0.15	0.75	0.45
Motorbikes	1	5	3	0.06	0.3	0.18
Heavy duty vehicles	1	5	3	0.76	3.8	2.28

7.3 Betydelsen av olika källor för sothalter i Sverige

En viktig fråga ur ett lokalt åtgärds perspektiv är hur viktiga de lokala källorna är för halterna och vilka de viktigaste källorna är. Tidigare mätningar på olika platser i Sverige har visat att lokala källor bidrar till ökade halter av partiklar mätt som PM₁₀ och grova partiklar (PM₁₀-PM_{2.5}) samt i viss mån PM_{2.5} (t ex Areskoug et al., 2004). Även antalet partiklar (t ex Johansson et al., 2004) och sothalterna (t ex Lövlblad et al., 2004) ökar i stadsmiljö på

grund av lokala källor. Utifrån mätningarna som presenterats i denna studie kan konstateras att lokala källor i Stockholm och Lycksele bidrar till ökade halter av sot och PM1.

Mätningarna av sot med reflektansmetod inom Urbanmätnätet har visat att de högsta halterna inträffar under vinterhalvåret, oktober – mars (Lövblad et al., 2004). Det är dock sparsamt med mätdata under sommarmånaderna.

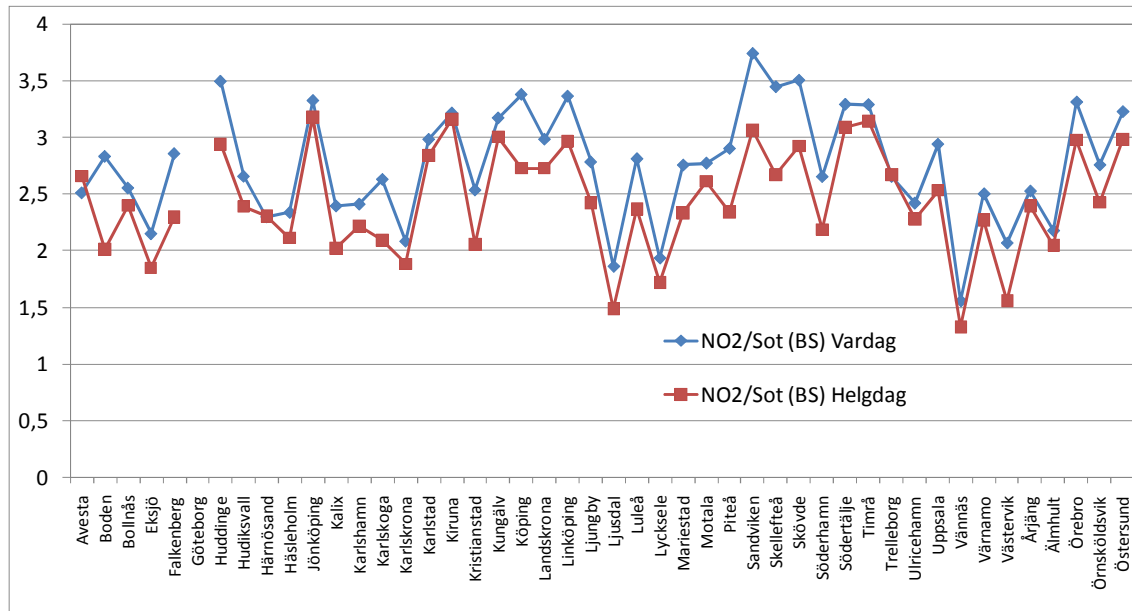
Lokala källor, främst i form av fordonsavgaser och vedeldning, bidrar till förhöjda sothalter i svenska städer. I genomsnitt under vinterhalvåret kan sot (BS) vara 2,5 – 10 gånger högre i urban bakgrundsluft i städer i Sverige jämfört med de regionala halterna. I gaturum kan sothalter mätt som BC vara 10 – 20 gånger högre än halterna i den urbana bakgrundsluften, men för gaturum finns än så länge endast mätningar av sot (BC) i Stockholm. Detta visar att den regionala långdistanstransporten inverkar betydligt mindre på sot (BC) såväl som sot (BS) än vad som gäller för PM. På grund av en väsentlig sekundär bildning av PM, t.ex. sulfater och nitrater, under transporten blir det regionala bidraget betydligt större än för sot eftersom inget sot kommer till under transporten, istället sjunker halterna till följd av utspädning och deposition.

Mätningar i Stockholm visar att halterna av sot (BC) och NO_x korrelerar bra i trafikmiljö, vilket beror på att båda ämnena emitteras i bilavgaser. Det regionala bidraget för NO_x är ännu lägre än för sot, varför båda kan sägas var kraftigt påverkade av lokala källor. Samtidiga mätningar av sot (BS) och NO₂ i mätningarna inom Urbanmätnätet visar på en liknande relation men korrelationen är inte så bra, vilket troligtvis beror på inverkan av flera olika typer av källor som t.ex. vedeldning.

Sot (BC) och PM10 korrelerar däremot inte alls i Stockholm beroende på att de båda partikelmåtten till stor del påverkas av helt olika källor. PM10 halterna i gatumiljön i i svenska städer påverkas i väldigt liten utsträckning av sothalterna utan mest av vägslitage (på grund av dubbdäcksanvändningen).

En mer detaljerad analys av sotmätningarna inom ramen för Urbanmätnätet 1986 – 2006 visar att sothalterna (BS) i urban bakgrund är i genomsnitt för alla städer under alla år 14 % högre på vardagar jämfört med helger, vilket i de flesta städer sannolikt avspeglar högre bidrag från vägtrafiken under vardagar jämfört med helger. För NO₂, som kan betraktas som en ganska god indikator för avgasutsläpp från lokal vägtrafik eftersom bakgrundshalterna är låga, är halterna ca 40 % högre på vardagar jämfört med helger. Detta indikerar att den lokala vägtrafiken inte alls är lika betydelsefull för sothalterna som för kvävedioxid.

Figur 26 visar de genomsnittliga kvoterna mellan NO₂ och sot (BS) för helger respektive vardagar under vinterhalvåret i de olika kommunerna. De minskade utsläppen från vägtrafiken under helger har större betydelse för NO₂-halterna, som då sjunker, jämfört med sothalterna. NO₂-halterna är i genomsnitt 42% högre under vardagar, medan sothalterna endast ökar med 26% på vardagar jämfört med helger. Detta ligger i linje med att den lokala vägtrafiken påverkar NO₂-halterna i högre grad jämfört med sothalterna. Eftersom man kan förmoda att vedeldningens utsläpp inte skiljer så mycket mellan vardagar och helger som vägtrafikens utsläpp kan skillnaden också hänga samman med att vedeldningens utsläpp bidrar mera till sothalterna jämfört med NO₂-halterna.



Figur 26. Kvoterna i halterna av NO₂ och sot (BS) för vardagar respektive helger. Vinterhalvårsmätningar inom Urbanmättnätet.

7.3.1 Källor PM10 Stockholm

Mekaniskt genererade partiklar på grund av slitage av vägbanorna och sand på vägbanorna är den viktigaste lokala källan till PM10 på grund av vägtrafiken. Slitaget påverkas kraftigt av dubbdäcksanvändningen vilket leder antingen till direkta emissioner till luften eller till ackumulation av partiklar på vägbanorna speciellt om vägbanorna är våta. Ackumulerade partiklar kan virvlas upp (emitteras till luften) när körbanorna blir torra. Sandning och saltning bidrar direkt till ökade partikelmängder men kanske främst till att slitaget av vägbanorna ökar. Uppvirvlingen orsakas främst av att fordonen ger upphov till turbulens. Även fordonens hastighet och andelen tunga fordon påverkar uppvirvlingen. Mätningar visar att vindhastigheten inte har någon större betydelse för uppvirvlingen. Ökande vindhastighet leder snarare till minskade halter av framför allt grova partiklar med en diameter mellan 2.5 och 10 µm. Först vid vindhastigheter över 11 m/s kan viss påverkan på uppvirvlingen av grova partiklar antydas.

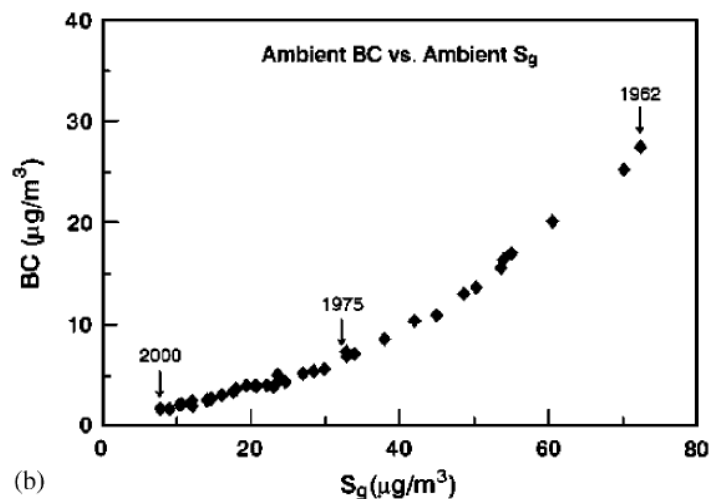
Baserat på resultat från andra studier kan PM10-halterna öka med upp emot 75 % i direkt anslutning till sandning av vägbanan men effekten varar endast några få timmar. Varaktigheten beror sannolikt på fordonsmängden, hastigheten och meteorologiska betingelser i samband med sandningen, som ofta sker då vägbanorna är isiga eller snöiga. Vid torra vägbanor räcker det sannolikt med ett fåtal fordonspassager för att en eventuell depå av partiklar har försvunnit från vägbanan på grund av fordonens turbulens. Men sand eller grova partiklar som blir liggande kan bidra till att öka slitaget och därmed PM10 emissionerna.

En jämförelse av de genomsnittliga emissionsfaktorerna för PM10 i Stockholms stad år 2003 (emission per fordon per kilometer för den genomsnittliga fordonsparken) visar att uppvirvling av partiklar från torra vägbanor och direktmission på grund av slitage är de helt dominerande faktorerna. Dessa står för omkring 88 % av den totala emissionen (ca 240 mg/fkm) från vägtrafiken. Avgasemissionerna står för 8 % och emissionerna på grund av slitage av bromsar och däck står för 2,5 % respektive 1,8 %. Osäkerheten är stor vad gäller däcksslitagets betydelse. Uppvirvling och direktmission av vägslitage (214 mg/fkm i genomsnitt under året) beror till stor del på dubbdäcksanvändningen; mellan 50 % och 85

% av den totala emissionsfaktorn kan uppskattas bero på dubbdäcken. Mätningar på Hornsgatan visar att den totala emissionsfaktorn varierar kraftigt under året, från ca 100 mg/fkm under juli – oktober upp till ca 600 mg/fkm under vårmånaderna mars – april.

8. Sothalter i andra länder

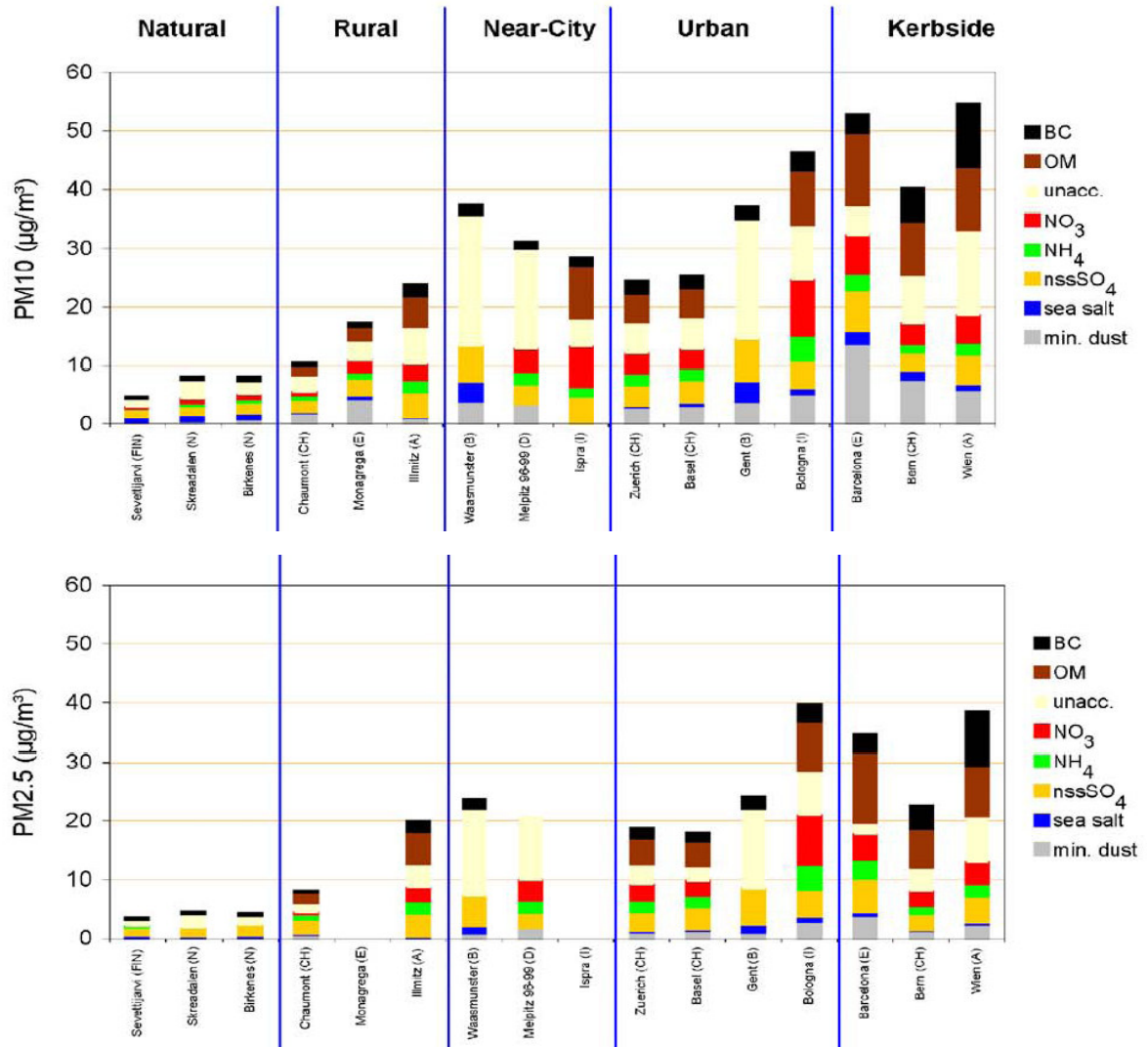
Sot har under lång tid betraktats som en viktig luftförorening. Det finns mycket mätningar runt om i världen, men just på grund av det inte har funnits en riktig standard är det svårt att jämföra mätningar och få en klar uppfattning av förekomst och spridning av sot. Nedan ges ett axplock ur litteraturen för att ge en uppfattning om halter i olika miljöer.



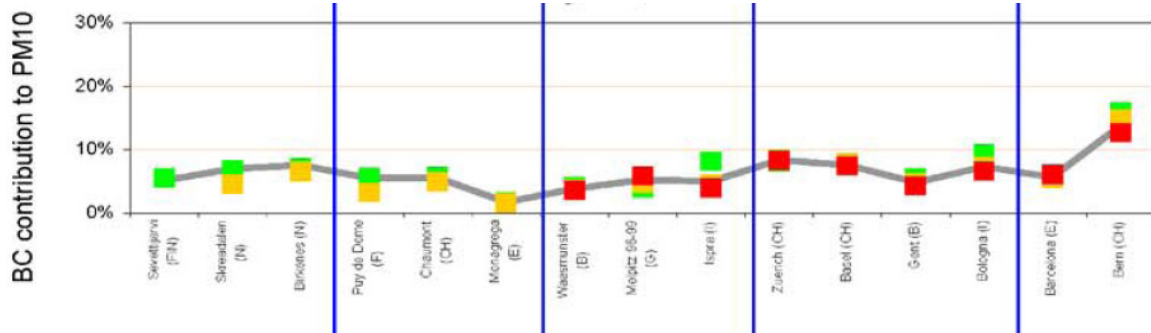
Figur 27. Samband mellan BC koncentrationer och Sg, dvs SO₂, koncentrationer i England under 40 år (från Novakov & Hansen, 2004).

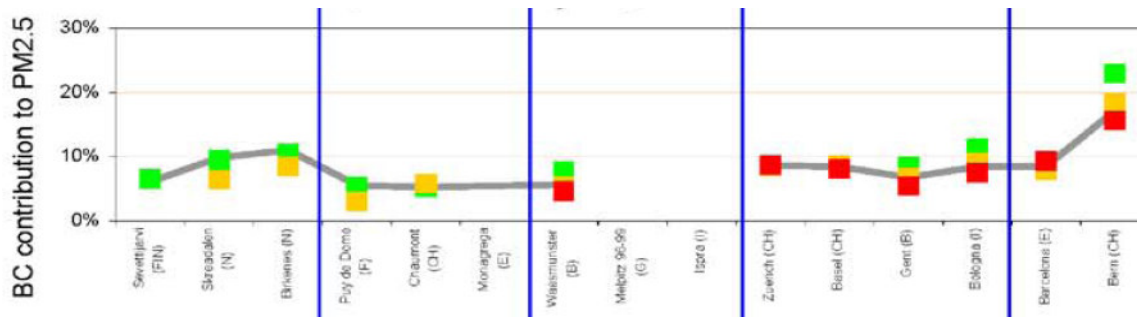
I England har sot mätts under lång tid pga av kolindustri och erfarenheterna från London smogen, där sot och svaveldioxid ansågs vara orsaken till den observerade överdödligheten under smogepisoderna. Nyligen gjorde Novakov and Hansen, 2004, en ny uppskattning av emissionerna från en sammanställning av sot och svavelhalterna i omgivningsluften utifrån ett nationellt engelskt nätverk av urbana och regionala bakgrundsstationer. Av sammanställning framgår att halterna har generellt minskat ca 10 ggr, vilket indikerar en minskning av emissionerna med ca 90% från 1960. Författarna finner även att dagens emissionsuppskattningar är fel med en faktor 2 utifrån dagens halter av BC.

En sammanställning av data inom EU visar på att BC utgör ungefär lika stor fraktion av PM_{2.5} eller PM₁₀ i olika miljöer från regional bakgrund till urban bakgrund. Fraktionen ökar då nära emissionerna t.ex. vid högttrafikerade gator.



Figur 28. Årsmedelvärden av den kemiska sammansättningen av PM10 och PM2.5 på olika platser i Europa (från Putaud et al., 2004).

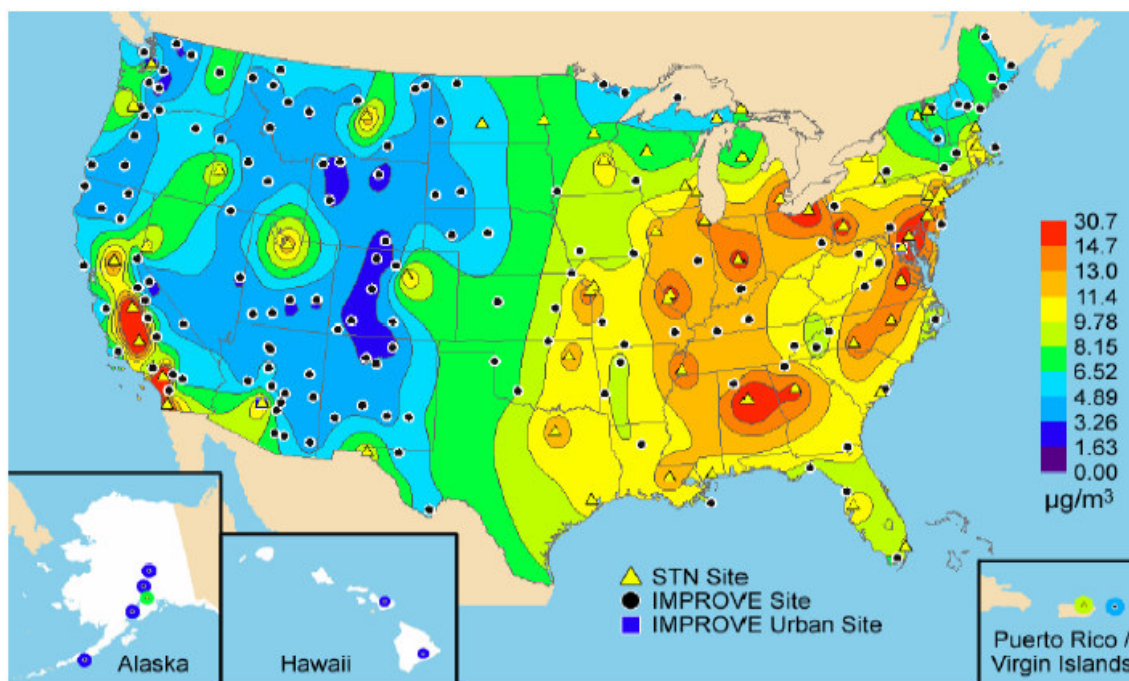




Figur 29. Årsmedelvärden av bidragen till PM10 och PM2.5 (PM10 Röd: >50 µg/m³, Gul: 20-50 µg/m³, PM2.5 Gul >20 µg/m³, Röd: 10 - 20 µg/m³. Medel visas med grå linje) (från Putaud et al., 2004).

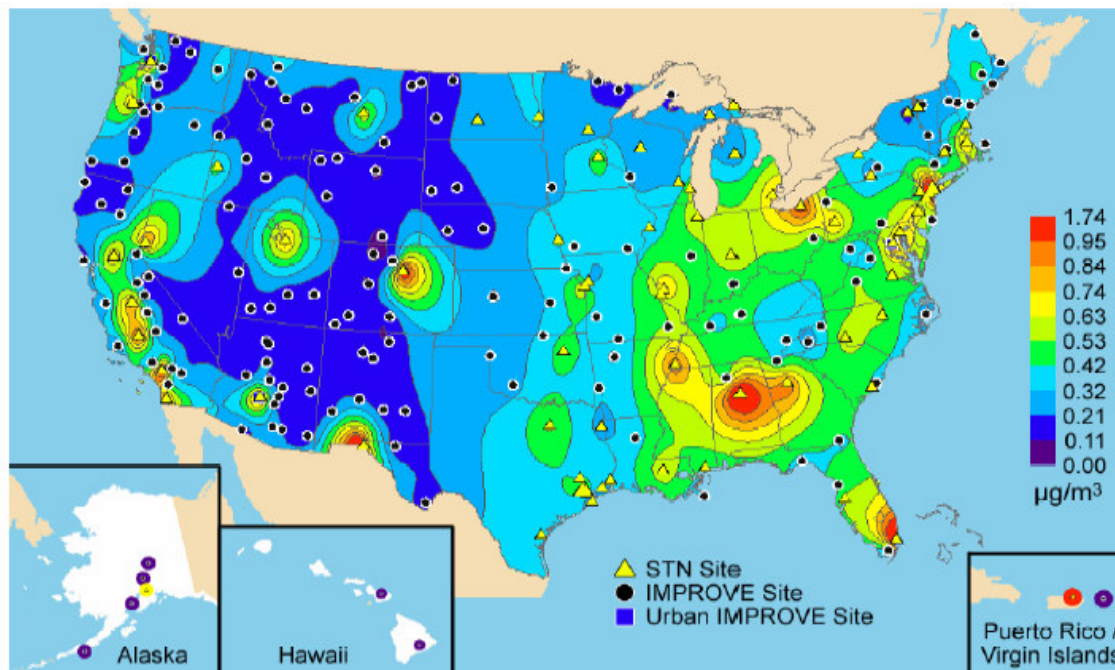
I dessa bakgrundsområden varierar BC koncentrationen mellan någon tiondels till flera µg/m³, medan BC-fraktionen av PM2.5 endast varierar ligger mellan 5 och 10%.

I USA finns ett omfattande nätverk av ca 230 regional bakgrundstationer, IMPROVE nätverket, som drivs av US EPA. Uppmätta årsmedelvärden för "Reconstructed Fine Mass (RCFM)" vilket motsvarar ungefär PM2.5 och BC under åren 2000-2004 visas i följande figurer (Debell et al., 2006).



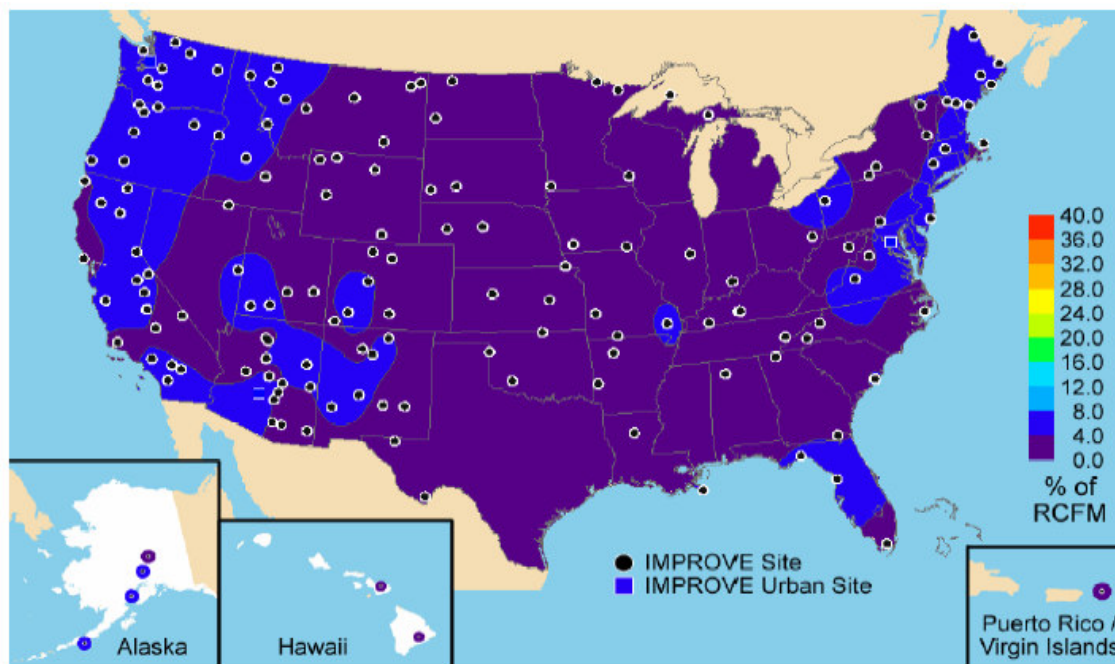
Figur 30. Rekonstruerade PM2.5-halter ("RCFM-halter") (årsmedelhalter) under åren 2000-2004 uppmätt inom IMPROVE och STN nätverken i USA (Debell et al., 2006).

RCFM halterna i USA (Figur 30) motsvarar ungefär PM2.5 halterna i Europa. De nationella gränsvärdet i USA för PM2.5 är satt till 15 µg/m³, årsmedelvärde. Figur 30 visar på överskridanden över stora områden (röda fält på kartan).



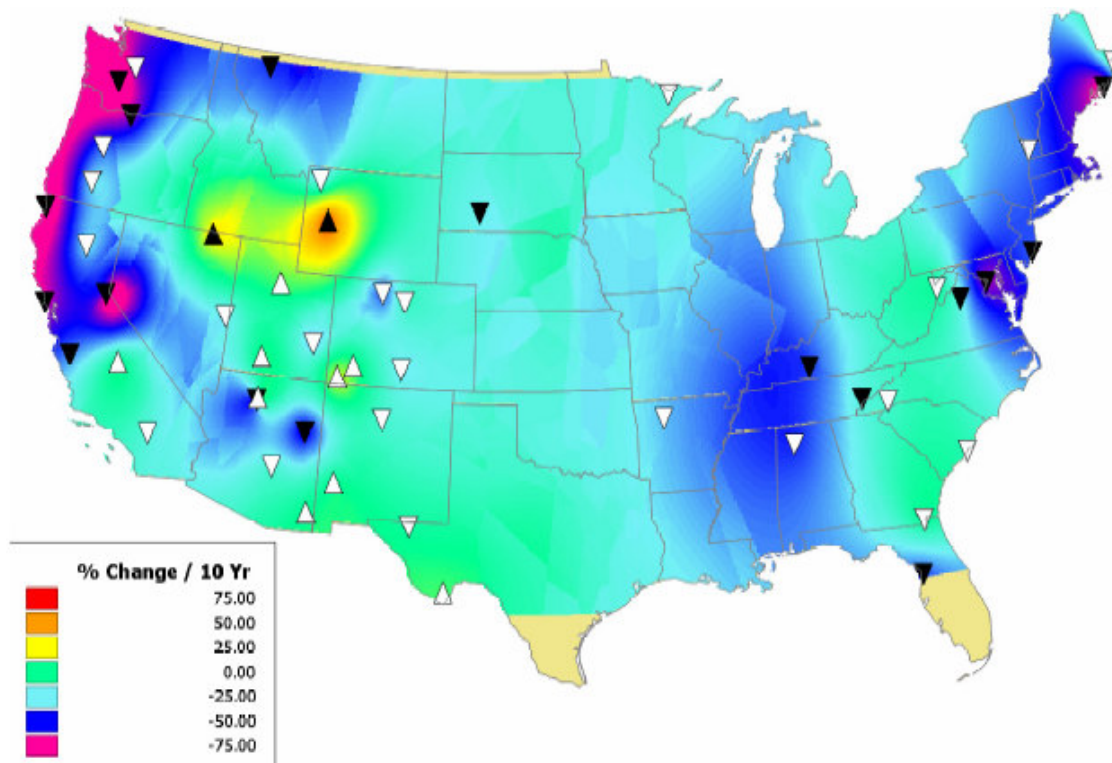
Figur 31. Årsmedelvärden för BC för åren 2000-2004 i USA uppmätt vid IMPROVE och STN mätplatserna (Debell et al., 2006).

BC halterna i USA varierar från mycket låga halter till ca 2 µg/m³, vilket är relativt låga halter jämfört med EU. Följaktligen utgör BC en mindre fraktion av PM_{2.5} i USA än i EU (Figur 32).



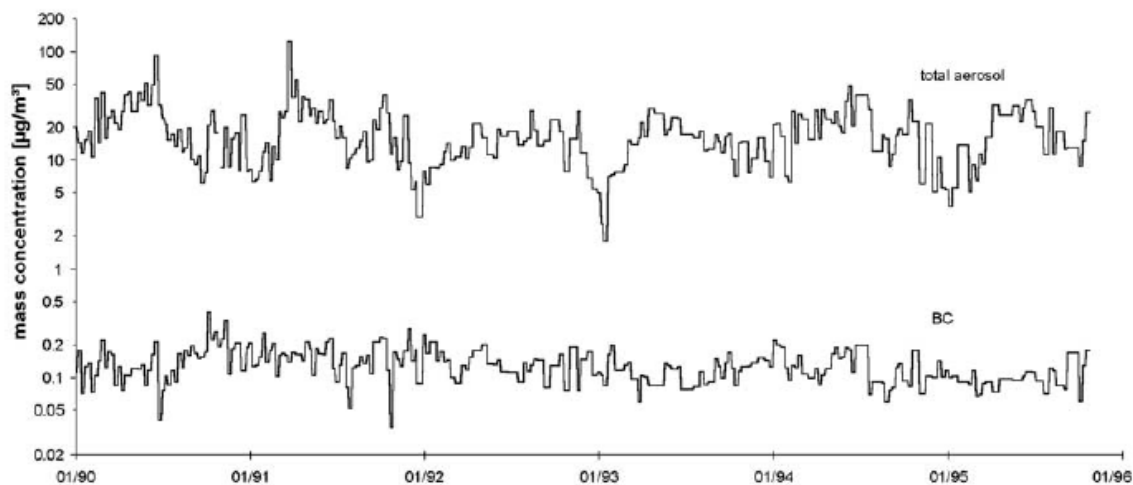
Figur 32. BC fraktionen av RCFM beräknat utifrån årsmedelvärden för BC och RCFM för åren 2000-2004 i USA uppmätt vid IMPROVE och STN mätplatserna (Debell et al., 2006).

Trenden för BC halterna visar huvudsakligen på minskade halter i USA utom några mindre begränsade områden (Figur 33).



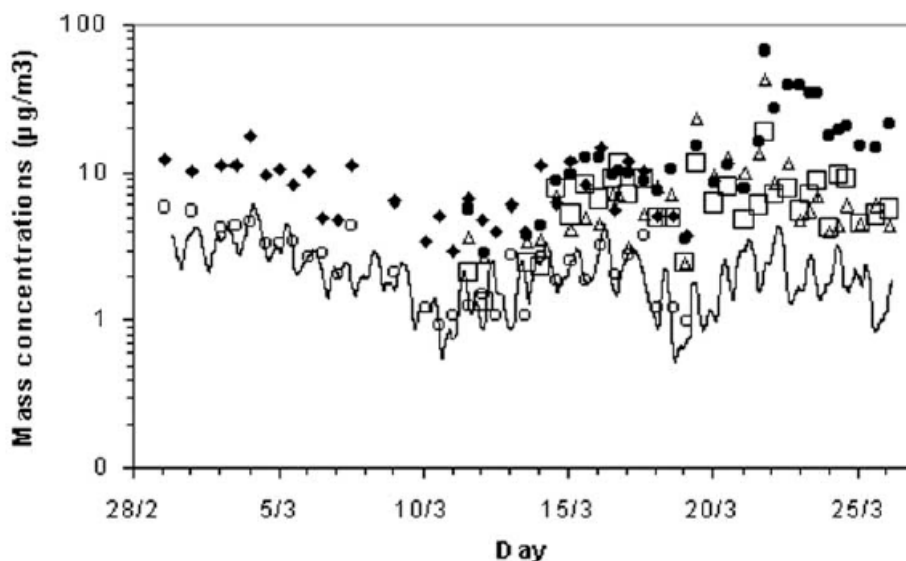
Figur 33. Trend för BC halter i USA beräknat för 54 provtagningsplatser med minst 7 års oavbrutna mätningar (Debell et al., 2006).

Mätningar från Central Amerika visar på liknande resultat. Nedan (Figur 34) visas 7 års data från Panama som visar på halter motsvarande USA med relativt höga PM10 halter och låga sothalter jämfört med EU. Aerosol halten synes vara oförändrad under mätperioden medan BC synes minskat med ca 30% om man antar konstant specifik absorptionskoefficient.



Figur 34. BC och total aerosol massa, vilket motsvarar ungefär PM10, uppmätt vid Orogrande, Panama, från januari 1990 till oktober 1995 (från Junker et al., 2004).

Mätningar i Goa, Indien visar på höga halter av både PM och BC. Detta är ett generellt problem över stora delar av Indien. Det torra klimatet och oasfalterade vägar ger mycket höga halter av jordstoft. Orenade industriella emissioner samt omfattande förbränning av dåliga bränslen ger stora emissioner av sot. Sammantaget fås mycket hög partikelhalter som ibland benämns the Asian Brown Cloud.



Figur 35. Partikelkoncentrationer (masskoncentrationer) jordstoft ("mineral dust") (cirklar), "non mineral and non sea salt" sulfat (ofyllda fyrkanter), havssalt (ofyllda trianglar). EC (ofyllda cirklar) och OC (fyllda diamanter) koncentrationer har mätts med termisk analys. BC koncentrationer har mätts med en Aethalometer (heldragen linje). Mätningarna är genomförda i Goa, Indien (Alfaro et al., 2003)..

Förhöjda halter av BC, $0.3 - 1.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, och andra luftföroreningar rapporteras även från mätningar på bakgrundsstationer i Korea i luftmassor från Kina (Lee et al., 2001).

I en sammanställning av mätningar i marina omgivningar finner man också att förhöjda halter i Korea och Japanska sjön (Tabell 5).

Utifrån denna genomgång framgår det att halterna av sot, som EC eller BC, i bakgrundsluft i Asien är högre än i EU som i sin tur är högre än i USA. Detta hänger troligen ihop med att emissionerna i t.ex. Kina är enormt mycket högre än i EU där emissionskontrollen troligen är mycket mer restriktiv. I många Asiatiska länder förekommer även stora emissioner från okontrollerad förbränning av avfall. I USA har man ytterligare lägre emissioner troligen pga dieselmotorer i bilar såväl som lastbilar används i betydligt mindre utsträckning än i EU. I EU utgör EC/BC cirka 5% av PM_{2.5} i bakgrundsområden. I urbana bakgrundsområden ökar det till ca 10% för att bli ännu högre vid högtrafikerade gator.

Tabell 5. Sammanställning av OC och EC mätningar i marina områden i olika delar av världen (Alves et al., 2007).

Sampling area	Observations	OC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	EC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	References Se Alves et al. (2007)
Hok Tusi, Hong Kong	PM _{2.5} , Nov. 2000–Feb. 2001	5.52	1.36	Ho et al. (2002)
Kosan, Cheju Island, Northeastern Asia	PM _{2.5} , 1994/1999	2.93–3.63	0.23–0.31	Kim et al. (2000)
San Nicolas Island, USA	PM _{2.5} , Summer 1987	1.53	0.16	Chow et al. (1994)
Kangwha and Kosan, Korea	PM _{2.5} , 1994–1999	1.05–15.99	0.02–4.47	Kim et al. (2000)
Bermuda, tropical Eastern Atlantic	Jan./Feb. 1983	0.09–0.165	0.00–0.09	Wolff et al. (1986)
Pacific Ocean	PM _{2.5} , May–July 1987			Rau and Khalil (1993)
Northern Hemisphere		0.5–2.5	0.0–0.3	
Southern Hemisphere		0.6	0.02	
Mace Head, Ireland	September 1993	0.4	0.04	Castro et al. (1999)
Tenerife, Atlantic Ocean	PM ₁₀ 1.26 mm, Jun./Jul. 1997	0.2	0.01	Putaud et al. (2000)
Kosan, Sapporo, Chichi-Jima, Western North Pacific	TSP, April/May 2001 (Kosan), 2001/2002 (Sapporo), 1990/1991 (Chichi-Jima)	0.28–14	0.04–3.2	Simoneit et al. (2004)
Onboard, Northwest Pacific	PM ₁₀ , 14 March–20 April 2001			Lim et al. (2003)
Background Pacific Ocean		0.21	0.09	
Asian-influenced Pacific Ocean		0.70	0.29	
Offshore of Japan		1.00	0.27	
Sea of Japan		2.43	0.66	
Terceira Island, North–Eastern Atlantic	PM _{2.5} , July 2002–June 2004	0.32970.264	0.04370.029	This study

9. Rekommendationer

Vi rekommenderar starkt att mätningar fortsätter av sot i både tätortsluft och regional bakgrundsluft. Denna rekommendation bygger på två huvudorsaker. Studier både i Sverige och utomlands har visat på en tydlig relation mellan sot och olika hälsoeffekter; både på grund av långtidsexponering och korttidsexponering. Senare undersökningar av samband mellan trafik och hälsa, med närhet till större vägar och NO₂ eller sot som proxy för trafikens bidrag till hälsoeffekterna har stärkt dessa samband. Sot, dels som i kroppen olösliga nanopartiklar och dels som bärare av hälsovådliga organiska föreningar, kan vara en av dom viktigast orsakerna till dessa effekter. Inom ramen för EU/CAFE rekommenderade även WHO att sothalterna i stadsmiljö kartläggs.

Den andra orsaken är sotets inverkan på klimatet. Enligt IPCC's rapport 2007 bidrar sotet till uppvärmningen av klimatet. Sot, ozon och metan bedöms, enligt IPCC, att gemensamt ha en uppvärmningseffekt på ca 0.9 W/m², vilket utgör knappt 30% av den totala uppvärmningseffekten på 3 W/m² som samtliga växthusgaser för tillfället värmer jorden med. Sot, ozon och metan har en betydligt kortare livstid i atmosfären än t.ex. CO₂, vilket gör att åtgärder ger snabbare resultat. Därmed blir åtgärder för att förbättra luftkvaliteten väsentliga även ur ett klimatperspektiv. Diskussioner pågår på internationell nivå om olika åtgärdsstrategier där luftkvaliteten ingår.

Utifrån båda problemkomplexen är det nödvändigt att mäta sotets faktiska koncentration, dvs. inte som nu sot (BS) utan sot (BC). En standard håller på att tas fram inom det EU

stödda infrastrukturprojektet EUSAAR, vilket även med största sannolikhet blir standard inom EMEP.

Vi rekommenderar även att man gör mätningar av sot (BS) parallellt med sot (BC) under en tid vid vissa stationer för att kunna koppla de olika tidsserierna med varandra.

10. Referenser

- Alfaro, S. C., A. Gaudichet, J. L. Rajot, L. Gomes, and M. Maille, H. Cachier, 2003. Variability of aerosol size-resolved composition at an Indian coastal site during the Indian Ocean Experiment (INDOEX) intensive field phase, *JGR*, Vol. 108, NO. D8, 4235, doi:10.1029/2002JD002645.
- Alves, C. T. Oliveira, C. Pio, A. J.D. Silvestre, P. Fialho, F. Barata, M. Legrand, 2007. Characterisation of carbonaceous aerosols from the Azorean Island of Terceira, *Atmospheric Environment* 41, 1359–1373.
- Areskoug, H., Johansson, C., Alesand, T., Hedberg, E., Ekengren, T., Vesely, V., Wideqvist, U. & H-C Hansson. Concentrations and sources of PM10 and PM2.5 in Sweden. ITM report 110. ITM Stockholms Universitet, 106 91 Stockholm.
- Chow, J., C., et al., 2005. Refining temperature measures in thermal/optical carbon analysis. *Atmos. Chem. Phys.*, 5, 2961-2972.
- Chuang, P.Y., R. M. Duvall, M. S. Bae, A. Jefferson, J. J. Schauer, H. Yang, J. Z. Yu, and J. Kim, 2003. Observations of elemental carbon and absorption during ACE-Asia and implications for aerosol radiative properties and climate forcing, *JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH*, VOL. 108, NO. D23, 8634, doi:10.1029/2002JD003254.
- Debell, L. J., K. A. Gebhart, W. C. Malm, M. L. Pitchford, B. A. Schichtel and W. H. White, 2006. Spatial and Seasonal Patterns and Temporal Variability of Haze and its Constituents in the United States: Report IV, November 2006, <http://vista.cira.colostate.edu/improve/Publications/Reports/2006/2006.htm>.
- Forsberg, B., 1997. Urban air quality and indicators of respiratory problems. PhD Dissertation, department of epidemiology and Public Health, Umeå university, Umeå, Sweden.
- Forsberg, B. Törnqvist, M., Pilesjö, P., Järvholm, B. 2004, Biobränsle Hälsa & Miljö, Slutrapport från Hälsoklustret, www.itm.su.se/bhm.
- Hansson, HC., Nyquist, G., Rosman, K., Utvärdering av sotmätningar utförda enligt OECD-metoden. Resultat från mätningar i Stockholm mars-maj, 1996. ITM rapport 58. Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet, 106 91 Stockholm.
- Johansson, C. et al., 2004a. Mätningar och beräkningar av vedeldningens påverkan på luftföroreningshalter. Del I. Lycksele. Delredovisning av resultat från programmet Biobränsle hälsa och miljö. ITM rapport 124. ITM Stockholms universitet, 106 91 Stockholm, Sweden. ISSN 1103-341X. (<http://www.itm.su.se/bhm>).
- Johansson, C. et al., 2004b. Mätningar och beräkningar av vedeldningens påverkan på luftföroreningshalter. Del II. Växjö. Delredovisning av resultat från programmet Biobränsle hälsa och miljö. ITM rapport 125. ITM Stockholms universitet, 106 91 Stockholm, Sweden. ISSN 1103-341X. (<http://www.itm.su.se/bhm>).
- Johansson, C., Hansson HC., Ström, J., Hedberg, E., Olivares, G., Karlsson, H., Wideqvist, U., Swietlicki, E., Nilsson, T., Kristensson, A., Brorström-Lundén, E. 2004c. Den småskaliga vedeldningens betydelse för luftkvaliteten i Lycksele och Växjö. ITM rapport 133, ITM Stockholms universitet, 106 91 Stockholm, Sweden. ISSN 1103-341X. (http://www.slb.nu/slb/rapporter/pdf/itmrapport_133_bhm.pdf).
- Johansson, C., Sjövall, B., Ferm, M., Karlsson, H., Vecely, V., Krecl, P., Ström, J., 2007. Relationerna mellan halterna av partikelmassa, NOx och sot i Sverige 2005/2006. ITM rapport 153. ITM Stockholms universitet, 106 91 Stockholm. (http://www.slb.nu/slb/rapporter/pdf/itmrapport_153_PM1_sot_kartl_ggning.pdf).
- Pakkanen, T.A., Kerminen, V-M., Ojanen, CH., Hillamo, RE., Aarnio, P., Koskentalo, T., 2000. Atmospheric black carbon in Helsinki. *Atmospheric Environment* 34, 1497-1506.

- Raunemaa, T., Kuusalo, K., Ålander, T., Mirne, A., Tamm, E., 1996. Age estimation of atmospheric black carbon over Finland from combined aerosol size distribution and radon progeny measurements, *Journal of Aerosol Science* 27, 455-465.
- Raunemaa, T., Kikas, U., Bernotas, T., 1994. Observation of submicron aerosol, black carbon and visibility degradation in a remote area at temperature range from -24 to 20°C. *Atmospheric Environment* 28, 865-871.
- Hitzenberger, R., Tohno, S., 2001. Comparison of black carbon (BC) aerosols in two urban areas – concentrations and size distributions. *Atmospheric Environment* 35, 2153-2167.
- Jennings, S.G., Geever, M., McGovern, F.M., Francis, J., Spain, T.G., Donaghy, T., 1997. Microphysical and physico-chemical characterisation of atmospheric marine and continental aerosols at Mace Head, *Atmospheric Environment* 31, 2795-2808.
- Junker, C., J. N. Sheahan, S. G. Jennings, P. O'Brien, B. D. Hinds, E. Martinez-Twary, A. D. A. Hansen, C. White, D. M. Garvey, and R. G. Pinnick, 2006. Measurement and analysis of aerosol and black carbon in the southwestern United States and Panama and their dependence on air mass origin, *JGR*, Vol. 109, D13201, doi:10.1029/2003JD004066, 2004).
- Kupiainen, K. & Klimont, Z., 2004. Primary Emissions of Submicron and Carbonaceous Particles in Europe and the Potential for their Control. International Institute for Applied Systems Analysis (IASA), Interim report IR-04-79, Schlossplatz 1 A-2361 Laxenburg Austria.
- Kristensson, A., Johansson, C. Westerholm, R. Swietlicki, E., Gidhagen, L., Wideqvist, U. and Vesely, V., 2004. Real-World Traffic Emission Factors of Gases and Particles Measured in a Road Tunnel in Stockholm, Sweden. *Atmospheric Environment*, 38, 657-673.
- Lövblad, G., Sjöberg, K., & Svanberg, P.A., 2004. Tillbakablick över luftkvalitetsmätningar i svenska tätorter. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 47086, 402 58 Göteborg, Rapport B1574.
- Novakov, T., J.E. Hansen, 2004. Black carbon emissions in the United Kingdom during the past four decades: an empirical analysis, *Atmospheric Environment* 38, 4155–4163.
- Saathoff, H., K.-H. Naumanna, M. Schnaitera, W. Sch-ocka, E. Weingartner, U. Baltensperger, L. Kr-amer, Z. Bozokic, U. P-orschke, R. Niessner, U. Schurath, 2003. Carbon mass determinations during the AIDA soot aerosol campaign 1999. *Aerosol Science* 34, 1399–1420
- Petzold, A, Kopp, C., & Niessen, R., 1997. the dependence of the specific attenuation cross section on black-carbon mass fraction and particle size. *Atmos Environ*, 31, 661-672.
- Lee, J. H., Y. P. Kim, K.-C. Moon, H.-K. Kim, C. B. Lee, 2003. Fine particle measurements at two background sites in Korea between 1996 and 1997, *Atmospheric Environment* 35, 635-643.
- Moosmüller, H., Arnott, W. P., Rogers, C. F., Bowen, J. L., Gillies, J. A., Pierson, W. R., Collins, J. F., Durbin, T. D., & Norbeck, J. M., 2001. Time resolved characterisation of diesel particulate emissions. 2. Instruments for elemental and organic carbon measurements. *Environmental Science and Technology*, 35, 1935–1942.
- Johansson, C., Norman, M., Omstedt, G., Swietlicki, E., 2004. Partiklar i stadsmiljö – källor, halter och olika åtgärders effekt på halterna mätt som PM10. SLB analys rapport nr. 4:2004. Miljöförvaltningen, Box 38 024, 10064 Stockholm.
- Johansson, C. et al., 2004. Mätningar och beräkningar av vedeldningens påverkan på luftföroreningshalter. Del I. Lycksele. Delredovisning av resultat från programmet Biobränsle hälsa och miljö. ITM rapport 124. ITM Stockholms universitet, 106 91 Stockholm, Sweden. ISSN 1103-341X.
- Johansson, C. et al., 2004. Mätningar och beräkningar av vedeldningens påverkan på luftföroreningshalter. Del II. Växjö. Delredovisning av resultat från programmet Biobränsle hälsa och miljö. ITM rapport 125. ITM Stockholms universitet, 106 91 Stockholm, Sweden. ISSN 1103-341X.
- Johansson, C., 2006. Utvärdering av luftkvalitetsmätningar i Skövde kommun 1999-2005. Rapport framtagen på uppdrag av Skövde kommun. ITM Stockholms universitet, 106 91 Stockholm.
- Johansson, C., 2007. Hälsoeffekter av partiklar. Luftvårdsförbundet i Stockholms och Uppsala län rapport No: LVF 2007:14.

- Putaud, J. P., F. Raes, R. Van Dingenen, E. Brüggemann, M.-C. Facchini, S. Decesari, S. Fuzzi, R. Gehrig, C. Hüglin, P. Laj, G. Lorbeer, W. Maenhaut, N. Mihalopoulos, K. Müller, X. Querol, S. Rodriguez, J. Schneider, G. Spindler, H. ten Brink, K. Törseth, A. Wiedensohler, 2004. A European aerosol phenomenology—2: chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe, *Atmospheric Environment* 38 2579–2595.
- Schmid, H., L. Laskus, H.J. Abraham, U. Baltensperger, V. Lavanchy, M. Bizjak, P. Burba, H. Cachier, D. Crow, J. Chow, T. Gnauk, A. Even, H.M. ten Brink, K.-P. Giesen, R. Hitzenberger, C. Hueglin, W. Maenhaut, C. Pio, A. Carvalho, J.-P. Putaud, D. Toom-Saunty, H. Puxbaum, 2001. Results of the “carbon conference” international aerosol carbon round robin test stage I. *Atm. Env.* 35, 2111-2121.
- Szpila, A. Strand, M., Pagels, J., Lillieblad, L., Rissler, J., Gharibi, A., Bohgard, M., Swietlicki, E., Sanati, M., 2004. Particle emissions from biomass combustion. Slutrapport till Energimyndigheten från Emissionsklustret. <http://www.itm.su.se/bhm>.
- WHO, 2003. Health aspects of air pollution with particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. Report on a WHO working group .Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, 2003 (document EUR/03/5042688)(<http://www.euro.who.int/document/e79097.pdf>).
- WHO, 2004. Health aspects of air pollution – answers to follow-up questions from CAFE. Report on a WHO working group .Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, 2004 (document EUR/04/5046026)(<http://www.euro.who.int/document/E82790.pdf>).
- Sjöberg, K., Svensson, A., Pihl Karlsson, G. & Blomgren, H., 2006. Nationell miljöövervakning inom EMEP och Luft och nederbördskemiska nätet 2004 – 2005. IVL rapport U1911. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 47086, 402 58 Göteborg.



**INSTITUTIONEN FÖR TILLÄMPAD MILJÖVETENSKAP
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**