



Halter och deposition av tungmetaller i Stockholm 2003/2004

C. Johansson^{1,2} & L. Burman²

¹ Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet

² SLB analys, Miljöförvaltningen, Stockholm

Augusti 2006

INSTITUTIONEN FÖR TILLÄMPAD MILJÖVETENSKAP

DEPARTMENT OF APPLIED ENVIRONMENTAL SCIENCE

INNEHÅLL

1. Förord	1
2. Sammanfattning	1
3. Inledning	2
4. Syfte	3
5. Metodik.....	4
5.1 Mätningar.....	4
5.2 Beräkningar av utsläpp, halter och deposition.....	5
6. Halter av metaller i luft.....	8
6.1 Jämförelse med tidigare mätningar i Stockholm.....	13
6.2 Tungmetallhalter i bakgrundsluft.....	14
6.3 Jämförelse med halter i andra städer i Europa.....	16
7. Källor till halterna i luft.....	17
7.1 Korrelation mellan olika metaller.....	17
7.2 Utsläpp och emissionsfaktorer för Stockholmstrafiken.....	19
7.3 Geografisk fördelning av vägtrafikens bidrag till lufthalterna.....	23
8. 2. Metaller i nederbörd	24
8.1 Mätningar på Södermalm 2003-2004.....	24
8.2 Månadsvis variation av koncentrationer och våtdeposition.....	26
8.3 Jämförelse med bakgrundsmätningar.....	28
8.4 Geografisk fördelning av depositionen av några metaller.....	31
8.5 Jämförelse mellan vägtrafikens utsläpp till luft och depositionen till marken i Stockholm.....	32
9. Referenser.....	33

1. Förord

Detta är ett delprojekt i Nya gifter – nya verktyg som drivs av miljöförvaltningen i Stockholm och Stockholm Vatten AB med finansiering från stadens miljömiljard. Projektet har bland annat målet att besvara frågan om vilka ämnen som framöver bör prioriteras i Stockholms miljögiftsarbete och att föreslå åtgärder som är möjliga för staden och andra aktörer att vidta för att minska risken för negativa effekter av kemiska ämnen på Stockholmsmiljön och stockholmarnas hälsa.

Delprojektet är genomfört av Christer Johansson vid ITM, Stockholms universitet samt Lars Burman och Billy Sjövall, SLB-analys Miljöförvaltningen, Stockholm. Uppdragsgivare är Arne Jonsson, Enheten för Miljö och samhälle vid Miljöförvaltningen, Stockholm. Det innefattar en fördjupad analys och utvärdering av mätningar av tungmetaller i luft och nederbörd som genomförts under ett år (september 2003 – september 2004) i centrala Stockholm.

Stockholm augusti 2006

Christer Johansson
Docent
ITM Stockholms universitet

2. Sammanfattning

I denna rapport analyseras mätningar av halter och deposition av metaller i luft och nederbörd i Stockholm.

- Högre halter i trafiknära miljö visar på vägtrafikens betydelse

Halterna av metaller i luften i taknivå på Rosenlundsgatan och gatunivå på Hornsgatan har mätts parallellt under 2003/2004. Generellt noteras högre halter på Hornsgatan. För arsenik och kadmium var skillnaderna mellan halterna små, vilket indikerar liten påverkan från lokala trafiken. Ett stort problem var dock att halterna för dessa båda ämnen låg under detektionsgränserna under 11 av 12 månader på Rosenlundsgatan och under 10 av 12 månader på Hornsgatan. Halterna av alla metaller utom arsenik är högre i innerstaden i Stockholm än i bakgrundsluften. I avsaknad av information om bakgrundshalterna i Stockholmsregionen har halterna i Stockholm jämförts med bakgrundshalterna på svenska västkusten och i södra Norge. Utifrån dessa mätningar konstateras att lokala källor i Stockholmsregionen ger betydande bidrag till metallförekomsten i luften.

- EU direktivet klaras med god marginal

I jämförelse med målvärdena enligt EU direktivet för tungmetallerna arsenik, kadmium och nickel är de uppmätta halterna låga. Arsenikhalten på Hornsgatan är ca 6 gånger lägre, kadmiumhalten nästan 50 gånger lägre och nickelhalten nästan 10 gånger lägre än de nivåer som anges i EU direktivet, vars målvärden ska klaras till år 2013. Halterna på Hornsgatan i Stockholm ligger inom det ganska breda intervall som täcker in halter från andra städer i Europa.

- Endast blyhalterna har sjunkit sedan 1995/96

För bly noteras en påtaglig reduktion av halterna från 9,1 ng/m³ vid mätningarna 1995/96 till 3,4 ng/m³ år 2003/04. Denna minskning beror sannolikt på minskade utsläpp från slitage bromsbelägg i Stockholm samt troligen till viss del även på minskade utsläpp från förbränning i andra länder. Viss minskning noteras även för kadmium och kobolt medan halterna av övriga metaller inte förändrats. Detta kan jämföras med förändringen av halterna i väggmossa mellan 1995 och 2000 där varken bly, kadmium, koppar, vanadin eller zinkhalterna förändrats signifikant. Däremot noteras ökade halter i väggmossa av krom, nickel, arsenik och järn.

- Vägtrafiken av varierande betydelse för halterna i Stockholm

Vägtrafiken bidrar till metaller i miljön via slitage av bromsar, däck, vägbanor mm. Med hjälp av mätningarna i tak- och gatunivå har utsläppen från vägtrafiken i Stockholm kunnat uppskattas. Enligt dessa beräkningar står vägtrafiken för ca 90 % av kopparhalterna på partiklar i luften. Huvudkällan till denna koppar är troligen bromsslitage. Den geografiska fördelningen av kopparhalterna i Stockholmsregionen styrs i hög grad av trafikflödena. De högsta halterna som noteras i centrala Stockholm är flera gånger högre än halterna på landsbygden.

Krom, zink och bly har betydande bidrag från den lokala vägtrafiken, men inte alls så betydelsefulla som för koppar; omkring 20 % uppskattas bero på vägtrafiken. Blyutsläppen från bromsbelägg har minskat markant under de senaste 7 åren. Däck kan vara en betydelsefull källa för zink och kadmium. För zink och partikulärt kvicksilver kommer troligen en del från andra lokala källor än vägtrafiken. Nationella emissionsinventeringar inom EU har visat att vägtrafiken inte är en viktig källa till arsenik och kadmium. Eftersom arsenik och kadmiumhalterna var lägre än detektionsgränsen för analysmetoderna går det inte att uppskatta betydelsen av vägtrafiken för halterna av dessa ämnen.

- Nedfallet med nederbörden bidrar till halterna i miljön

En stor del av de metaller som vägtrafiken orsakar hamnar inte i luften utan i dagvattnet. Flödena till dagvattnet är i vissa fall betydligt större än flödena till luften. Delvis orsakas flödet till dagvatten av nedfall med nederbörden. Det totala nedfallet via nederbörden av t ex nickel,

bly, zink och kobolt är större än utsläppen till luften från vägtrafiken och ger därmed betydande bidrag till dagvattenhalterna. Lägst nedfall noteras för de flesta metallerna under sommaren, vilket förmodligen beror på minskade förbränningsutsläpp i de flesta länder i Europa och därmed minskad intransport av med nederbörden. Under vintern och våren ökar halterna i nederbörden och nedfallet är högre. Eftersom det saknas jämförbara mätningar av metallhalterna i nederbörden i bakgrundsluften går det inte att bedöma om de lokala källorna i Stockholm har någon betydelse för nedfallet. Sannolikt är bidraget litet. Den nederbördsviktade koncentrationen i nederbörden har sjunkit sedan förra mätningen för flera av metallerna; bly, koppar, krom, mangan och vanadin. Detta hänger sannolikt samman med minskade utsläpp inom EU av dessa metaller. För arsenik, kadmium, nickel och zink är halterna i stort sett oförändrade.

Den geografiska variationen i nedfallet är stor beroende på olika mängd årsnederbörd i olika delar av regionen. Den totala nederbördsmängden under ett år kan variera med upp emot en faktor 2 inom Storstockholmsregionen, vilket betyder att nedfallet kan variera med minst motsvarande värde. Denna geografiska variation är större än förändringarna i halterna under de senaste 7 – 8 åren.

- Hur kan vi minska metallhalterna i miljön?

En viktig frågeställning i detta arbete har varit att ta reda på hur betydelsefulla de lokala utsläppen i Stockholmsregionen är för de observerade halterna av metaller i luft och nederbörd. Avsaknaden av jämförbara mätningar av metallhalterna i bakgrundsluften har gjort det svårt att exakt bedöma betydelsen av de lokala källorna. Det står helt klar att de förhållandevis höga kopparhalterna som mätts upp på Hornsgatan till största delen beror på slitage av bromsbelägg. Då kopparhalterna inte har sjunkit sedan förra mätningen 1994/1995 har troligen ingen förändring skett i bromsbeläggets sammansättning, vilket styrks av nya mätningar (från år 2005) av metallinnehållet i bromsbelägg. För metallerna krom, zink och bly är bidragen från vägtrafiken väsentligt mindre än koppar. Blyutsläppen från vägtrafiken beror till mindre del på slitage av bromsbelägg; mängden bly i beläggen har minskat kraftigt sedan 1998. För zink talar mycket för att det är slitage av både bromsbelägg och däck som är viktiga källor. Andra lokala källor har troligen stor betydelse för halterna av zink och kvicksilver. För zink kan korrosion av galvaniserat material i vägmiljön spela viss roll, medan de lokala källorna till kvicksilver är svårare att peka ut.

3. Inledning

Förhöjda halter av metaller har uppmätts i Stockholms miljöer; i tätortsluften, i nederbörden, i snö längs vägar samt i dagvatten, sjöar och vattendrag nära trafikbelastade miljöer. Förekomsten av metaller i luften och nederbörden i Stockholm har analyserats i flera omgångar under 1990-talet (Johansson, 1993; Johansson och Burman, 1998). Mätningar av metallhalter längs Sveavägen (Johansson m fl., 2004) och Hornsgatan (Sternbeck m fl., 2004) har gett information om olika trafikällors bidrag till metallhalterna. Förhöjda metallhalter har påvisats i Stockholm i samband med millennieskiftets fyrverkerier och fyrverkerier i samband med vattenfestivalen (Johansson och Burman, 1997; Burman och Johansson, 2000). Halterna av vissa metaller har även mätts i Söderledstunneln i Stockholm (Kristensson m fl., 2004). Länsstyrelsen genomför analyser av metallförekomsten i väggmossa vart 5:e år (Ljungqvist, 2000). Mossanalyserna visar tydligt att de centrala delarna av Stockholm har högre halter än de perifera, särskilt för aluminium, krom, koppar, järn, kvicksilver, nickel, vanadin och volfram. Förhöjningen ligger på i snitt 1,5 till 2,5 gånger i de centrala punkterna jämfört med de perifera. Från mönstret avviker endast arsenik, kadmium och palladium. Dessa metaller har en relativt jämn haltfördelning över länet vilket tyder på liten påverkan från lokala utsläpp.

I Stockholms vattenområden förekommer höga halter av metaller i sediment/sedimenterande partiklar (Östlund m fl 1998, Broman m fl 2001). Lithner m fl. (2001) har påvisat ackumulation av vissa metaller i vattenlevande organismer. Vissa metaller har dokumenterad negativ inverkan på hälsa och miljö. Att vägtrafiken är en betydande källa till förekomsten av många av

metallerna i miljön är helt klart. Lithner m fl. (2001) påvisade kopplingen mellan vägtrafikens utsläpp av exempelvis volfram och bly och förekomsten i vandrarmusslor.

En kunskapsöversikt om spridning och effekter av tungmetaller från vägar och vägtrafik presenterades nyligen av Folkesson (2005). Till källorna hör slitage av däckgummi (t ex zink, kadmium, krom, nickel), bromsbelägg (t ex koppar, antimon, bly, zink), dubbar (volfram, mangan, nickel) och vägbeläggningar (vanadin). Tungmetaller kommer också ut i miljön på grund av korrosion av fordonskomponenter (järn, krom, mangan, molybden, nickel, vanadin, volfram, zink) och galvaniserad vägutrustning (zink), Förordningen SFS 2003:208 (och rådets direktiv 2000/53/EG) anger förbud mot vissa metaller i bilar. Material och komponenter i lätta lastbilar och i andra personbilar än av EG typgodkända personbilar som för första gången släpps ut på marknaden efter den 1 juli 2003, får (med vissa undantag) inte innehålla bly, kvicksilver, kadmium eller sexvärt krom.

Utsläppen av bly i Europa har minskat från ca 58 000 ton 1990 till 23 000 ton år 2000 (Pacyna & Pacyna, 2000) främst på grund av minskad blyanvändning inom vägtrafiksektorn. Utsläppen av kadmium har minskat från 900 ton år 1990 (Pacyna, 1996) till 360 ton under senare delen av 90-talet (Pacyna & Pacyna, 2001) tack vare förbättrad rening av utsläpp från metallindustri och förbränning av fossila bränslen. Kvikksilverutsläppen beräknas ha minskat från ca 630 ton år 1990 (Pacyna, 1996) till 200 ton år 2000 (EMEP MSC-W, 2002) till följd av minskade utsläpp från förbränning av kol.

Metallhalterna i tätortsluften regleras i ett EG-direktiv som antogs den 15 december 2004 (2004/107/EG). Detta innefattar arsenik, kadmium, kvicksilver, nickel och PAH i luften och innehåller mål för den totala genomsnittliga (under ett kalenderår) mängden arsenik (6 ng/m³), kadmium (5 ng/m³) och nickel (20 ng/m³). För kvicksilver anges inget mål, men mätningar rekommenderas. Värdena ska klaras efter 31 december 2012. Haltnivåerna i målen är höga i förhållande till de halter som återfinns i trafikbelastade miljöer tätortsluft i Sverige. De förhållandevis låga nivåerna i tätortsluften kan trots detta innebära risk för negativ hälsopåverkan. Nivåerna i direktivet är satta med hänsyn till kostnaderna som kan uppkomma för att kunna klara nivåerna även i hårt industriförorenade områden i Europa.

Vad gäller befolkningens exponering för metaller sker detta till övervägande delen via föda och dricksvatten. Endast några enstaka procent av exponeringen sker normalt via luften. Detta utesluter dock inte hälsopåverkan på grund av exponering via luften.

4. Syfte

Avsikten med rapporten är att redovisa vilka metaller som är mest påverkade av lokala källor i regionen. Detta är avgörande för att identifiera rådigheten vad gäller lokala åtgärder. Med hjälp av modellberäkningarna uppskattas hur stor del av den totala tungmetallhalten i luften som orsakas av vägtrafiken.

Syftet är också att belysa vilka halter av tungmetaller som förekom i luft och nederbörd 2003/2004 och hur stor depositionen var. Ser vi någon trend i halterna de senaste 10 åren? Hur stor del av depositionen beror på långväga transport? Hur ser den geografiska fördelningen av depositionen ut? Hur ser den geografiska fördelningen av lufthalterna på grund av den lokala vägtrafiken ut?

5. Metodik

5.1 Mätningar

Halter av metaller i luften har mätts på Södermalm i Stockholms innerstad, dels i gatunivå på Hornsgatan, och dels i taknivå på Rosenlundsgatan (Figur 1). Mätningarna genomfördes från september 2003 - september 2004 och innefattar 2 mätstationer med lufthalter och halter i nederbörden av 17 metaller. På respektive mätplats gjordes insamling av luftburna partiklar mindre än 10 μm i diameter. För insamlingen användes s k Gent provtagare (Hopke m fl., 1997). Varje provtagningsperiod var ca 1 vecka.

Hornsgatan trafikeras vid mätplatsen av ca 35 000 fordon under vardagsdygn, varav ca 5 % är tunga fordon. Avståndet mellan husfasaderna är 24 m och husen är ca 24 m höga på båda sidorna. Eftersom en mätstation var lokaliserad på Hornsgatan och en i taknivå på Rosenlundsgatan kan trafikens bidrag uppskattas med hjälp av NO_x som spårämne.



Figur 1. Mätplatser för provtagning av metaller i luft, Hornsgatan 108 respektive Rosenlundsgatan 60.

Nederbördsprover är tagna månadsvis i taknivå på Södermalm (Rosenlundsgatan 60) i Stockholms innerstad. Nederbördsinsamlare med lock användes, vilket betyder att torrdepositionen på insamlingstratten exkluderas. Resultterande koncentration av metaller i nederbörden utgörs då endast av våtdepositionen. För kvicksilver användes däremot en öppen provtagare med uppvärmning (Figur 2).



Figur 2. T v lockprovtagaren och t h kvicksilverprovtagaren som användes vid depositions-mätningarna på Södermalm.

Metallkoncentrationen för varje ämne är viktad mot nederbördsmängdens storlek enligt följande:

$$C_{\text{viktamedel}} = \frac{\sum C_i \cdot N_i}{\sum N_i} \quad (i = 1 \dots 12)$$

C_i = uppmätt koncentration respektive månad ($\mu\text{g/l}$)

N_i = uppmätt nederbördsmängd respektive månad (mm)

Våtdepositionen för aktuell period erhålls genom att multiplicera det viktade årsmedelvärdet av koncentrationen för respektive ämne med den totala nederbördsmängden under perioden.

5.2 Beräkningar av utsläpp, halter och deposition

För vissa metaller presenteras mer detaljerade beräkningar av halterna, utsläppen och depositionen. De metaller som är intressant att se på i mer detalj är de som till stor del påverkas av de lokala utsläppen.

Vägtrafikens bidrag till halterna uppskattas utifrån beräknade emissionsfaktorer med hjälp av en gaussisk spridningsmodell (<http://www.slb.nu/e/19a.htm>; SMHI, 2004). Väderdata utgörs av en klimatologi som baseras på mer än 10 års mätningar i en meteorologisk mast i Högdalen i södra delen av Stockholm (<http://www.slb.nu/e/11a.htm>). Mätningarna i masten extrapoleras till hela storstockholmsregionen med hjälp av en diagnostisk vindmodell (SMHI, 2004).

Emissionsfaktorer för vägtrafiken har beräknats på följande sätt:

- Skillnaderna mellan halterna av metallerna i tak- och gatunivå ger bidraget till halterna från vägtrafiken på Hornsgatan. På samma sätt beräknas skillnaden i halterna av NO_x.
- Emissionsfaktorerna för metallerna erhålls genom att utnyttja kännedom om emissionsfaktorn för NO_x :

$$Ef^{\text{Metall}} = Ef^{\text{NO}_x} \cdot \frac{C_{\text{Gata}}^{\text{Metall}} - C_{\text{Taknivå}}^{\text{Metall}}}{C_{\text{Gata}}^{\text{NO}_x} - C_{\text{Taknivå}}^{\text{NO}_x}}$$

- Emissionsfaktorn för NO_x för Hornsgatan antogs vara 1,2 g/fkm.

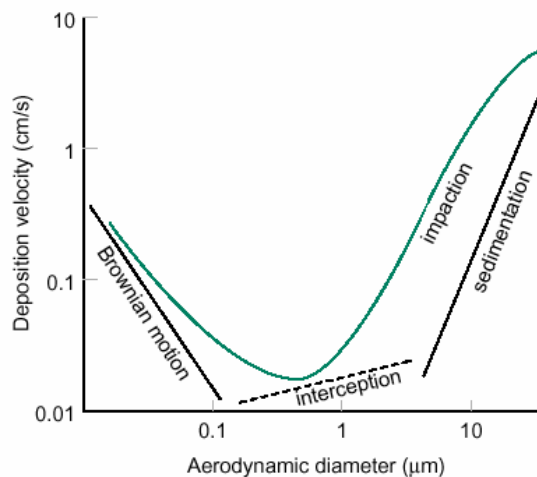
För att kunna beräkna hela regionens trafikbidrag till halterna av metaller antas sedan att emissionsfaktorerna som erhållits i genomsnitt under ett år för Hornsgatan är representativa för andra gator i staden. Detta kan betyda att haltbidragen till viss del överskattas på vissa gator, eftersom Hornsgatans trafiksammansättning och de rådande trafikförhållandena där inte är helt representativa överallt. Exempelvis kan bidraget från bromsslitage vara något högre på Hornsgatan jämfört med andra mindre gator i city och även jämfört med större genomfartsvägar. Å andra sidan är det troligt att metaller som till stor del kommer från slitage av vägbana, däck och motorslitage är högre på vägar med högre hastighet än Hornsgatan (såsom infartslederna E4/E20, Nynäsvägen etc.). Betydligt mera detaljerade mätningar skulle krävas för att erhålla bättre noggrannhet i beräkningarna av vägtrafikens bidrag till halterna.

På detta sätt erhålls årsmedelvärden av metallhalterna. Beräkningarna har genomförts med 100 meters upplösning och med trafikdata för år 2003.

Utgående från beräknade och mätta halter har sedan även våt- och torrdepositionen på grund av de lokala källornas bidrag beräknats. Torrdepositionen beräknades som

$$F_{\text{torr, part}} = v_d * [\text{Metall}]$$

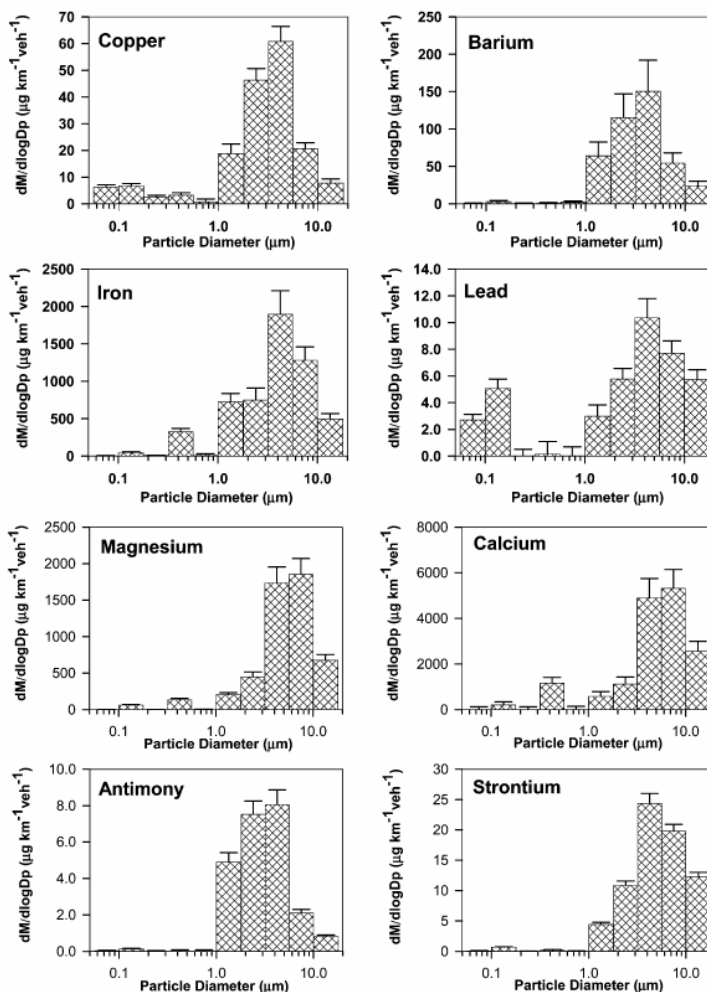
v_d är torrdepositionshastigheten och [Metall] är halten av partikelbundna metaller. Torrdepositionshastigheten varierar kraftigt beroende på markytans egenskaper och meteorologiska förhållanden. För partiklar och partikelbundna ämnen har partikelstorleken avgörande betydelse. För de minsta partiklarna (<0.1 μm diameter) spelar partiklarnas diffusion (Brownsk) en avgörande roll, medan de större partiklarna (>1 μm) deponeras främst p g a impaktions- och sedimentationsprocesser (Figur 3). Detta betyder att för att kunna beräkna torrdepositionen av metaller krävs information om hur metallhalten varierar med partikelstorleken.



Figur 3. Teoretiskt förväntad torrdeposition av partiklar med olika diametrar.

Tyvärr saknas information om de olika metallernas partikelstorleksfördelningar i Stockholm. I Figur 4 visas några metallers partikelstorleksfördelningar från mätningar i en vägtrafiktunnel Wisconsin (USA) (Lough et al., 2005). Sannolikt ser fördelningarna likartade ut i trafikmiljö i Stockholm. För de flesta metallerna återfinns huvuddelen (av massan) på de grova partiklarna (mellan 1 och 10 μm i diameter). Dessa partiklar kommer från mekaniskt slitage av olika material (vägbana, bromsar, däck mm). Metaller som främst härrör från förbränning av olika bränslen sitter främst bundna på fina partiklar (< 1 μm). I vetenskaplig litteratur finns en rad olika värden på torrdepositionen av metaller rapporterade. Mätningarna på olika platser skiljer bland annat beroende på olika partikelstorleksfördelningar. Migon m fl. (1997) anger t ex 5.9, 18, 23, 2.2 och 76 mm/s för Cd, Cu, Ni, Pb respektive Zn, utifrån mätningar i Frankrike. Delvis förklaras de höga värdena av att det är främst stora partiklar (>2.5 μm) som bidrar till den uppmätta torrdepositionen.

För provtagningen av metaller i Stockholm användes ett insug som endast släpper igenom partiklar med en diameter som är mindre än 10 μm . Om man tar hänsyn till den teoretiska depositions-hastighetens beroende av partikelstorleken enligt Figur 3 och att metaller troligen främst återfinns på den grova partikelfraktion bör depositions-hastigheten vara några mm/s. För dessa grova beräkningar antogs en konstant depositions-hastighet på 3 mm/s för alla metaller (samma antagande gjordes i Burman & Johansson, 2000). Mot bakgrund av de resultat som Migon m fl. [1997] presenterat så är dessa uppskattningar behäftade med stora osäkerheter (troligen minst en faktor 2).

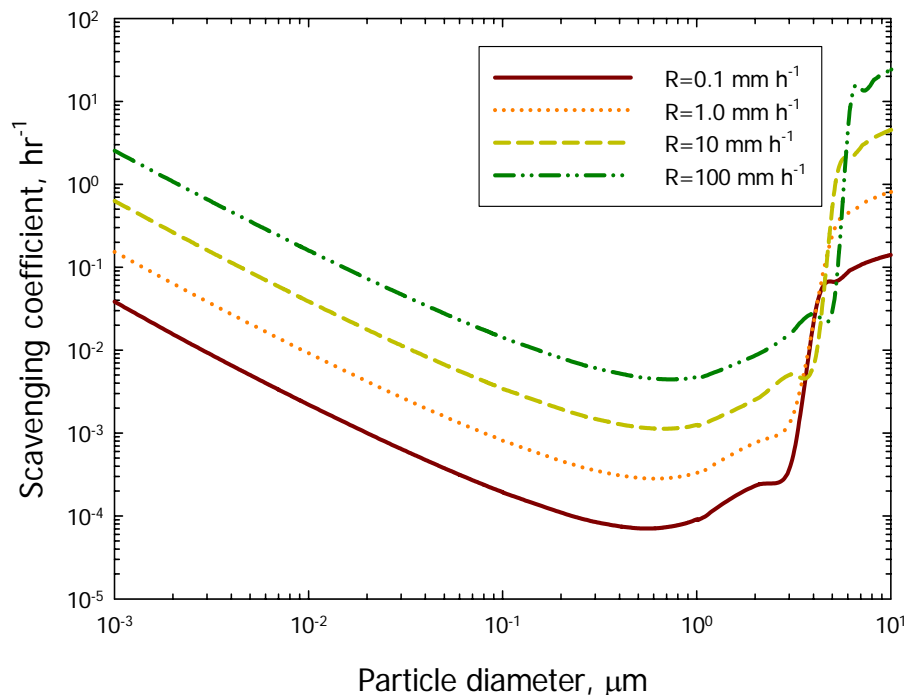


Figur 4. Några olika metallers partikelstorleksfördelningar. Mätningar i en vägtunnel i Wisconsin (USA) år 2000/2001 (Lough et al., 2005).

Det lokala bidraget till våtdepositionen beräknades med antagande om en konstant uttvättningskoefficient (s^{-1}):

$$\Lambda = 20 \cdot 10^{-5} \cdot P$$

där P är nederbördsintensiteten i $mm \cdot h^{-1}$. Uttvättningskoefficienten varierar beroende på partiklarnas storlek. Den beror dessutom av nederbördens intensitet, typen av nederbörd (regn/snö) och storleken på regndropparna. Figur 5 visar hur uttvättningskoefficienten beror av partiklarnas diameter och nederbördsintensiteten. Våtdepositionen beräknas som produkten av uttvättningskoefficienten, metallhalten och en antagen blandningshöjd. Blandningshöjden är den höjd över vilken uttvättning sker och den kan variera från något hundratal meter till ett par kilometer. I dessa beräkningar antogs ett konstant årsmedelvärde på 500 meter. Osäkerheterna i den beräknade lokala torrdepositionen och våtdepositionen är stor.



Figur 5. Beräknade uttvättningskoefficienter för partiklar av olika storlek, som funktion av nederbördsintensiteten (Bae et al., 2005).

6. Halter av metaller i luft

I Tabell 1 och Tabell 2 samt Figur 6 sammanfattas data från mätningarna på Södermalm. På respektive mätplats togs 12 filterprover under perioden september 2003 t o m augusti 2004. Varje provtagningsperiod var ca 1 vecka.

Med vissa undantag noteras generellt högre halter på Hornsgatan. För arsenik och kadmium var skillnaderna mellan halterna på Hornsgatan och Rosenlundsgatan små, vilket indikerar liten påverkan från lokala trafiken. Ett stort problem är dock att halterna för dessa båda ämnen låg under detektionsgränserna under 11 av 12 månader på Rosenlundsgatan och under 10 av 12 månader på Hornsgatan.

För några ämnen är enstaka värden (vissa veckor) högre på Rosenlundsgatan. Januarivärdena (2004) för krom, nickel och kvicksilver (både gas- och partikelfas) är högre på Rosenlundsgatan än Hornsgatan. Möjligen kan detta bero på en tillfällig påverkan från någon lokal källa vid Rosenlundsgatan. I september 2004 noteras ett kraftigt förhöjt värde på Rosenlundsgatan för vanadin. Även för bly var halterna något högre i tagnivå denna månad.

Metallhalterna för Hornsgatan är väl i överensstämmelse med mätningar av Sternbeck et al. (2004) under mars 2003 till februari 2004, dvs. delvis lite annan tidsperiod. För t ex koppar uppmätte Sternbeck et al. (2004) i genomsnitt 76 ng/m³ att jämföra med 58 ng/m³ i denna studie. Skillnaden i halt kan bero på att mätningarna inte skett under exakt samma perioder.

Tabell 1. Medelvärde, standardavvikelse, maximum och minimum av alla mätvärden under perioden september 2003 t o m september 2004 i taknivå på Södermalm (Rosenlundsgatan 60) (Enhet: ng/m³, 1 ng = 10⁻⁹ g).

Metall	Medelvärde# (± standard- avvikelse)	Antal värden	Mini- mum	Maxi- mum	Antal värden under detektions- gräns
Arsenik (As)	0,88 (±0,92)	12	0,03	3,17	11
Kadmium (Cd)	0,11 (±0,09)	12	0,014	0,26	11
Kobolt (Co)	0,15 (±0,11)	12	0,014	0,36	6
Krom (Cr)	2,3 (±2,1)	12	0,30	7,1	2
Koppar (Cu)	7,7 (±6,9)	12	1,2	22,5	2
Mangan (Mn)	5,5 (± 4,0)	12	1,1	14	1
Nickel (Ni)	2,3 (±1,9)	12	0,37	6,1	3
Bly (Pb)	3,4 (±3,1)	12	0,45	8,5	1
Vanadin (V)	3,5 (±6,7)	12	0,06	24	2
Zink (Zn)	17 (±15)	12	3,2	52	0
Molybden (Mo)	1,6 (±2,5)	12	0,12	9,3	3
Volfram (W)	0,47 (±0,66)	12	0,03	2,4	1
Tenn (Sn)	14 (±9,8)	12	1,9	34	0
Antimon (Sb)	2,2 (±1,7)	12	0,22	5,1	1
Kvicksilver (Hg, part.fas)* IVL	11,7 (±6,2)	12	2,9	23	0
Kvicksilver (Hg, gasfas) IVL	1,5 (±0,9)	12	0,79	4,3	0

* pg/m³, 1 pg = 10⁻¹² g.

Då halten var under detektionsgräns antogs att halten var lika med detektionsgränsen.

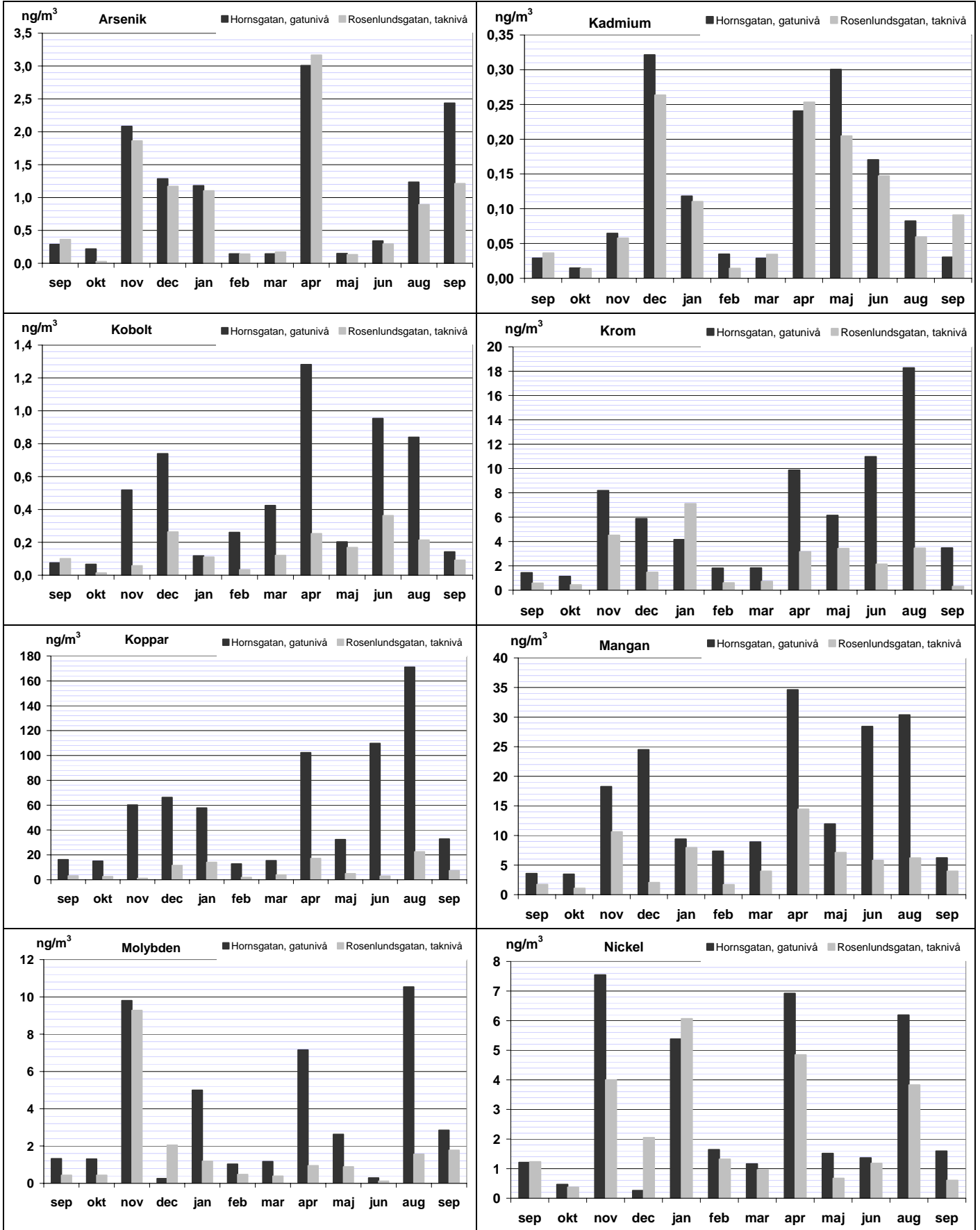
Tabell 2. Medelvärde, standardavvikelse, maximum och minimum av alla mätvärden under perioden september 2003 t o m september 2004 i gatunivå på Södermalm (Hornsgatan 108). (Enhet: ng/m^3 , $1\text{ng}=10^{-9}\text{g}$).

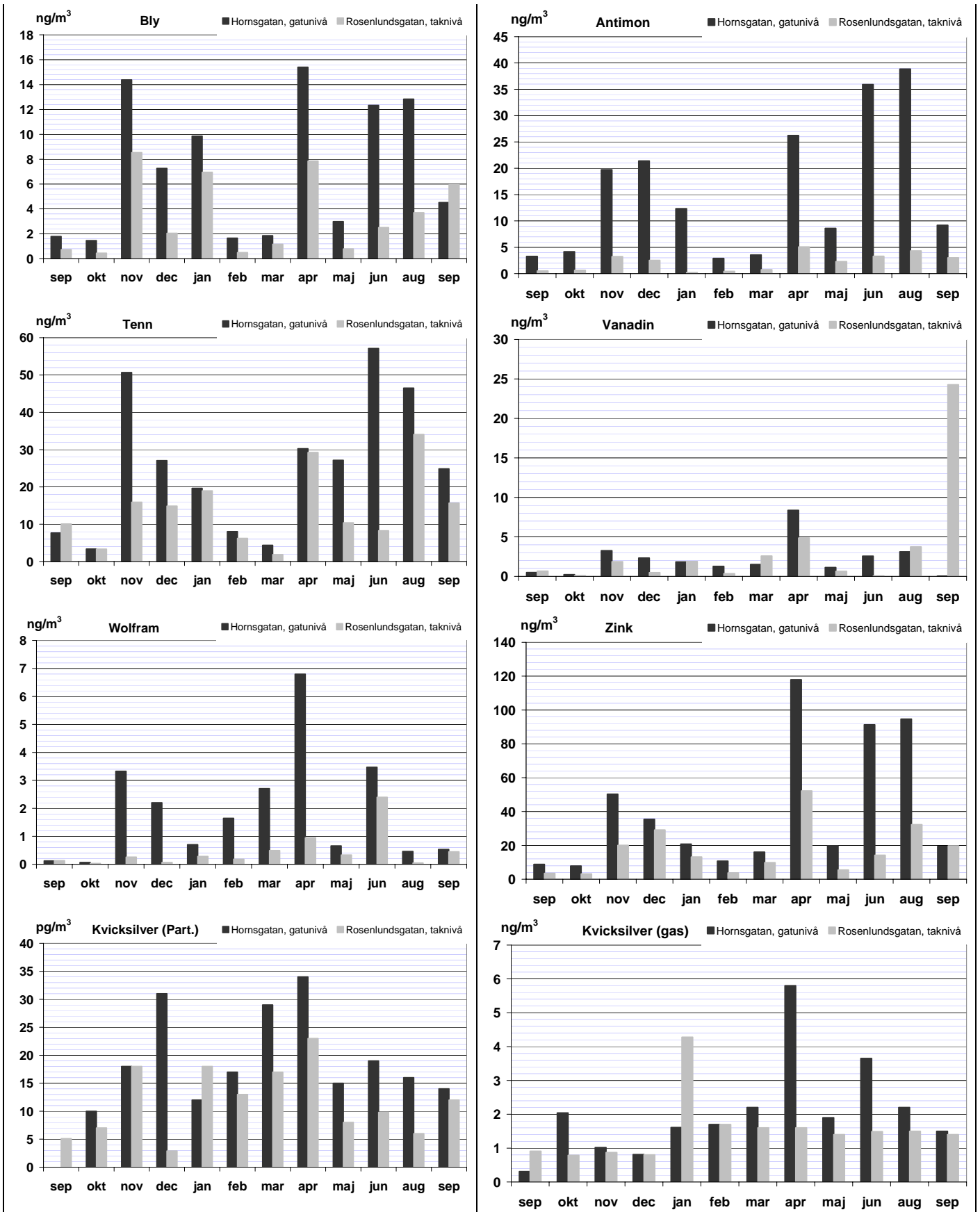
Metall	Medelvärde# (\pm standard- avvikelse)	Antal värden	Mini- mum	Maxi- mum	Antal värden under detektions- gräns
Arsenik (As)	1,04 (\pm 1,0)	12	0,14	3,0	10
Kadmium (Cd)	0,12 (\pm 0,11)	12	0,015	0,32	10
Kobolt (Co)	0,47 (\pm 0,40)	12	0,067	1,3	1
Krom (Cr)	6,1 (\pm 5,1)	12	1,13	18,3	0
Koppar (Cu)	57,6 (\pm 48,9)	12	12,8	171	0
Mangan (Mn)	15,6 (\pm 11,2)	12	3,5	34,6	0
Nickel (Ni)	2,9 (\pm 2,7)	12	0,26	7,5	2
Bly (Pb)	7,2 (\pm 5,5)	12	1,5	15,4	0
Vanadin (V)	2,2 (\pm 2,2)	12	0,012	8,4	1
Zink (Zn)	41 (\pm 39)	12	7,8	118	0
Molybden (Mo)	3,6 (\pm 3,6)	12	0,26	10,5	1
Volfram (W)	1,89 (\pm 1,97)	12	0,067	6,8	0
Tenn (Sn)	25,6 (\pm 18,3)	12	3,4	57	0
Antimon (Sb)	15,5 (\pm 12,8)	12	2,9	39	0
Kvicksilver (Hg, part.fas)*	19,5 (\pm 8,1)	11	10	34	0
Kvicksilver (Hg, gasfas)	2,2 (\pm 1,4)	12	0,81	5,8	0

* pg/m^3 , $1\text{pg}=10^{-12}\text{g}$.

Då halten var under detektionsgräns antogs att halten var lika med detektionsgränsen.

I jämförelse med målvärdena som anges i EU direktivet för tungmetallerna arsenik, kadmium och nickel är de uppmätta halterna låga. Arsenikhalten på Hornsgatan är ca 6 gånger lägre, kadmiumhalten nästan 50 gånger lägre och nickelhalten nästan 10 gånger lägre än de nivåer som anges i EU direktivet. Halterna är även lägre än de nedre utvärderingströsklarna som anges i direktivet. Eftersom Stockholm inte har några industrier eller andra verksamheter som är betydande källor för dessa metaller så finns troligen inte några andra platser i staden med avsevärt högre halter än de som mätts upp på Hornsgatan. För kvicksilver anges inget mål i direktivet. Jämförelse mellan halterna på Hornsgatan och Rosenlundsgatan samt variation över provtagningsperioden redovisas i Figur 2.





Figur 6. Variationer av metallhalter i luft på Södermalm (gatunivå respektive taknivå) under perioden september 2003 t o m september 2004 (juli 2004 saknas). Figuren börjar på föregående sida.

6.1 Jämförelse med tidigare mätningar i Stockholm

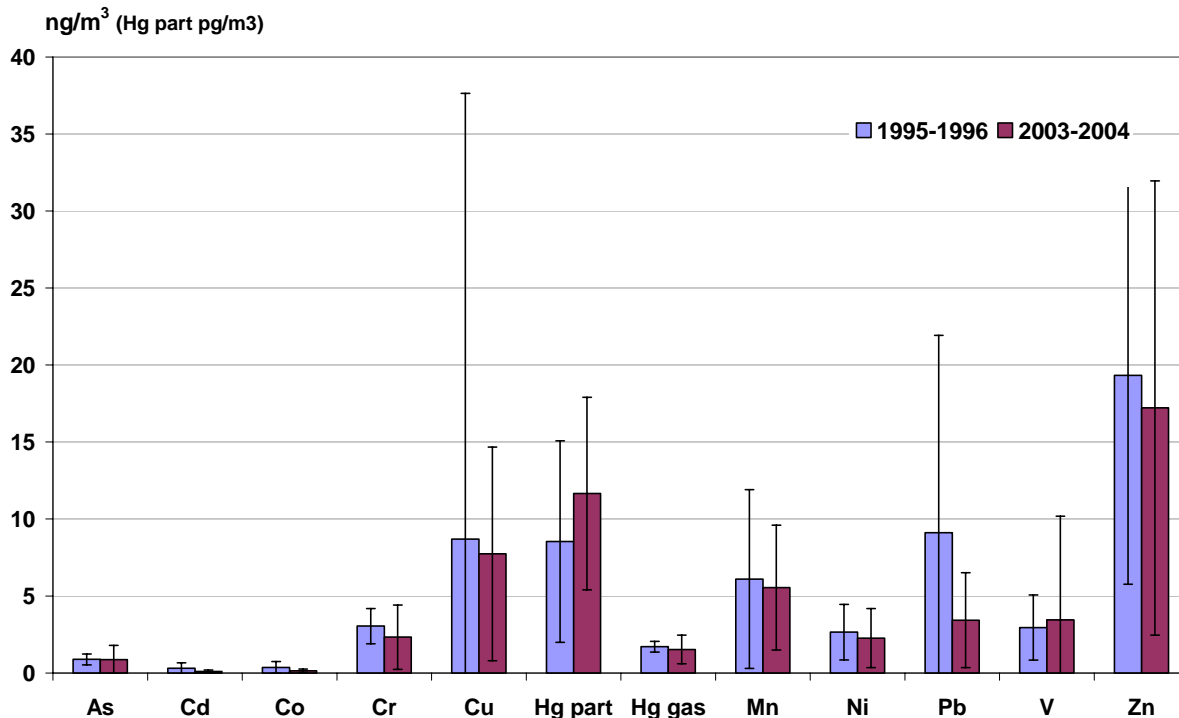
Halter av metaller i luften uppmättes i taknivå på Södermalm (Rosenlundsgatan 60) under perioden augusti 1995 t o m september 1996. I Tabell 3 och Figur 7 nedan jämförs mätningen 2003/2004 med mätningen 1995/96. För bly noteras en påtaglig reduktion av halterna från 9,1 1995/96 till 3,4 ng/m³. 2003/04. Viss minskning noteras även för kadmium och kobolt medan halterna av övriga metaller inte förändrats.

Detta kan även jämföras med förändringen av halterna i väggmossa mellan 1995 och 2000 där varken bly, kadmium, koppar, vanadin eller zinkhalterna förändrats signifikant (Ljungkvist, 2000). Däremot noteras ökade halter i väggmossa av krom, nickel, arsenik och järn. Orsakerna till förändringarna i väggmossa har inte analyserats. Halterna i väggmossa avspeglar både depositionen med nederbörden och torrdepositionen på grund av metaller på svävande partiklar i luften.

Tabell 3. Jämförelse av mätningar av metaller i luften i taknivå på Södermalm (Rosenlundsgatan 60). (Enhet: ng/m³, 1ng=10⁻⁹g).

Metall	Södermalm (taknivå) 1995/96				Södermalm (taknivå) 2003/04			
	Medelvärde (± standard- avvikelse)	Antal värden	Min	Max	Medelvärde (± standard- avvikelse)	Antal värden	Min	Max
Arsenik (As)	0,88 (± 0,36)	17	0,18	1,6	0,88 (±0,92)	12	0,03	3,17
Kadmium (Cd)	0,31 (± 0,36)	14	0,060	1,2	0,11 (±0,09)	12	0,014	0,26
Kobolt (Co)	0,37 (± 0,38)	26	0,060	1,7	0,15 (±0,11)	12	0,014	0,36
Krom (Cr)	3,0 (± 1,1)	5	2,0	4,7	2,3 (±2,1)	12	0,30	7,1
Koppar (Cu)	8,7 (± 29)	24	2,9	44	7,7 (±6,9)	12	1,2	22,5
Kvicksilver (Hg, gasfas)	1,7 (± 0,35)	24	1,2	3,1	1,5 (±0,9)	12	0,79	4,3
Kvicksilver (Hg, part.fas)*	8,5 (± 6,5)*	26	2,0*	32*	11,7 (±6,2)	12	2,9	23
Mangan (Mn)	6,1 (± 5,8)	26	2,6	32	5,5 (± 4,0)	12	1,1	14
Nickel (Ni)	2,7 (± 1,8)	13	0,090	6,9	2,3 (±1,9)	12	0,37	6,1
Bly (Pb)	9,1 (± 13)	26	1,9	67	3,4 (±3,1)	12	0,45	8,5
Vanadin (V)	2,9 (± 2,1)	23	0,9	10	3,5 (±6,7)	12	0,06	24
Zink (Zn)	19 (± 14)	25	4,2	74	17 (±15)	12	3,2	52

* pg/m³, 1pg=10⁻¹²g



Figur 7. Jämförelse av mätningar av metaller i luften i taknivå på Södermalm (Rosenlundsgatan 60). Provtagning under ett år, 1995-96 jämfört med 2003-04. Vertikala linjer anger standardavvikelsen.

6.2 Tungmetallhalter i bakgrundsluft

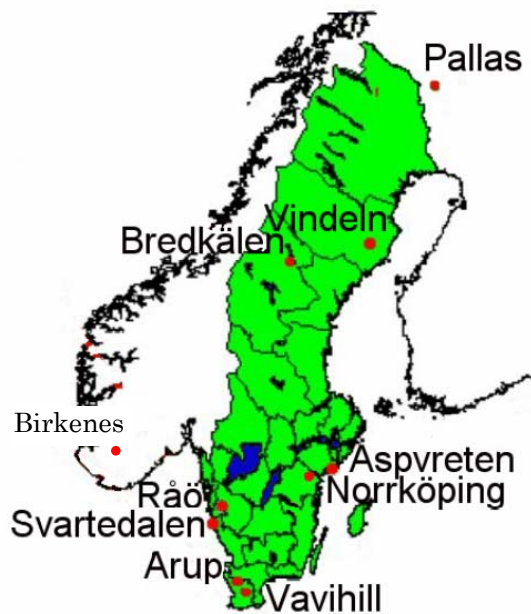
Det finns få mätningar av tungmetaller i bakgrundsluft. I en tidigare rapport avseende metallhalter och deposition i Stockholm jämförs halterna med mätningar som genomfördes vid Utlängan i södra Sverige och i Stockholms skärgård (Svenska högarna och Landsort) (Johansson & Burman, 1998). Baserat på dessa och mätningarna i Stockholms innerstad 1989 konstaterades att halterna av de flesta metallerna i Stockholm var förhöjda med upp till nästan en faktor 6 för järn och en faktor 3, 2 och 1,5 för koppar, bly respektive arsenik. Zink och nickelhalterna var ungefär desamma i Stockholm som i bakgrundsluften. Under senare år har halterna i luften av arsenik, bly, kadmium kvicksilver och nickel mätts vid Råö, Bredkälen och Pallas (se karta i Figur 8) inom ramen för den nationella miljöövervakningen i Sverige (se Tabell 4). Halterna som redovisas är för Råö och Pallas medelvärde för 2002, 2003 och 2004. Vid Råö på västkusten är halterna av alla metaller utom gasformigt kvicksilver betydligt högre än i norra Sverige och Finland.

Något förvånande är det bara för nickel som halterna är högre i Stockholm. För övriga metaller är halterna desamma eller t om något lägre i Stockholm jämfört med bakgrundsluften på västkusten. Tyvärr saknas data för bakgrundsluft i Stockholmsregionen. Möjligen är halterna här något lägre än på västkusten. Som jämförelse redovisas också tungmetallhalter i bakgrundsluft i södra Norge 2004 (Birkenes). Här har även koppar, kobolt, vanadin och zink mätts under 2004. Halterna av bly, kadmium, nickel och arsenik vid Birkenes är väsentligt lägre än vid Råö trots ganska litet avstånd mellan mätstationerna (Figur 8). Det kan noteras att skillnaden mellan Råö och Birkenes inte beror på att halterna från Birkenes är från 2004 medan värdena från Råö är medelvärde av 2002-2004, eftersom det inte finns någon tydlig trend vid Råö under perioden 2002 och 2004. Om man jämför halterna i Stockholm med de i Birkenes är halterna i Stockholm betydligt högre för alla metaller utom arsenik. Detta antyder att det finns betydande lokala metallkällor i Stockholm.

Tabell 4. Halter av några tungmetaller i bakgrundsluften. Enhet ng/m³.

Metall	Råö 2004	Bredkålen 2002	Pallas 2004	Birkenes 2004	Stockholm 2003/2004
Pb	3,83	0,61	0,86	1,61	3,4
Cd	0,11	0,02	0,03	0,044	0,11
Ni	1,78	0,14	0,36	0,569	2,3
As	0,53	0,09	0,12	0,199	0,11
Hg (gas)	1,7	-	1,4	1,8 ¹	1,5
Hg(part.)	12,3	-	2,3	5,19 ¹	11,7
Cu				0,829	7,7
Co				0,016	0,15
V				0,701	3,5
Zn				3,86	17

¹ Dessa värden är från Lista (2003) i södra Norge och ingick i EMEP, men har nu ersatts med Birkenes.



Figur 8. Mätstationer inom den nationella miljöövervakningen samt Birkenes i Norge som ingår i EMEP's mätprogram.

6.3 Jämförelse med halter i andra städer i Europa

Ett relativt omfattande kunskapsunderlag låg till grund för fastställandet av EU direktivet avseende arsenik, kadmium och nickel (EC, 2000). Typiska halter av arsenik, kadmium och nickel i olika miljöer i Europa framgår av Tabell 5. Metallerna är partikelbundna och förekommer till största delen i den fina partikelfraktionen ($< 1 \mu\text{m}$). Högsta värdena noteras i industriområden. I jämförelse med halterna på landsbygden utanför städerna är halterna upp till ett par hundra gånger högre i industriområden och några gånger högre i mer trafikdominerade urbana miljöer. Halterna på Hornsgatan i Stockholm ligger inom intervallet som rapporteras från andra städer.

Enligt en Holländsk rapport som citeras i EC (2000) kommer 87 % av arsenikutsläppen, 59 % av nickelutsläppen och 29 % av kadmiumutsläppen från förbränning inom energisektorn. Resten av arsenikutsläppen kommer från industrisektorn, som också står för 38 % av kadmiumemissionerna men bara 4 % av nickelutsläppen. Mobila källor inklusive vägtrafiken står för 30 % av nickelutsläppen och knappt 20 % av kadmiumutsläppen. Men i rapporten jämförs med nationella emissionsinventeringar och dessa ger betydligt lägre bidrag från vägtrafiken och andra mobila källor än den Holländska rapporten. Utsläppen av dessa metaller har sjunkit kraftigt under 80- och 90-talen.

Tabell 5. Typiska halter (ng/m^3) av arsenik, kadmium och nickel i olika miljöer i Europa (EC, 2000).

Metall	Urban bakgrund och trafikerade platser	Platser i industriområden	Landsbygd
Arsenik	0,5 - 3	upp till 50	0,2 - 1,5
Kadmium	0,2 - 2,5	upp till 20	0,1 - 0,4
Nickel	1,4 - 13	upp till 50	0,2 - 2

Zereini et al. (2005) mätte ett stort antal metaller i trafikmiljö Frankfurt under ett år (2001/2002). Speciellt förhöjda halter noteras längs den mest trafikerade gatan (32 000 fordon per dygn) för Sb ($23 \text{ ng}/\text{m}^3$), Zn ($106 \text{ ng}/\text{m}^3$), Cu ($101 \text{ ng}/\text{m}^3$) och Mn ($35 \text{ ng}/\text{m}^3$). Motsvarande värden för dessa metaller i urban bakgrund var $6,1 \text{ ng}/\text{m}^3$ (Sb), $40 \text{ ng}/\text{m}^3$ (Zn), $25 \text{ ng}/\text{m}^3$ (Cu) och $4,9 \text{ ng}/\text{m}^3$ (Mn). Förhöjningarna i halterna av dessa ämnen på grund av trafikutsläppen är ungefär lika stor som förhöjningarna som noteras i Stockholm. Detta gäller även blyhalterna som var ungefär dubblerade i Frankfurt, vilket också noteras i Stockholm.

För arsenik och kadmium noteras liten eller ingen ökning av halterna mellan den trafikblastade mätpunkten och bakgrunden, vilket indikerar att vägtrafiken inte är en viktig källa för dessa. Detta styrker slutsatserna från de nationella emissionsinventeringarna som diskuteras i EC (2000) att vägtrafiken inte är en viktig källa till arsenik och kadmium.

7. Källor till halterna i luft

De ökningsregisteras på Hornsgatan kan till största delen antas bero på vägtrafiken på Hornsgatan. Men metallerna kan härröra från olika material i trafikmiljön och ur åtgärdssynpunkt är det intressant att försöka särskilja bidragen.

Slitage av vägbanor, däck och bromsbelägg är viktiga källor. Bildäck innehåller vanligen ca 2 % Zn och används ofta som en indikator på däckslitage (Folkeson, 2005). **Däckslitage** kan också ge upphov till andra metaller som Cu, Ni, Co, Pb, Cr (Lindgren, 1998; Luhana et al., 2004). **Dubbar** innehåller W men framförallt nya dubbar (lättviktsdubbar, <1,1 g) kan även innehålla en rad andra metaller såsom aluminiumlegeringar (Lindgren, 1998).

Bromsar utgör en viktig källa till Cu, Pb, Cd, Cr, Ni och Zn (Westerlund, 2001) samt även Sb och Ba (Folkeson, 2005). Kvoten mellan Cu/Sb eller Ba/Sb har använts som kvantitativ indikator på partiklar från slitage av bromsar (se Folkeson, 2005 och referenser i den rapporten).

Framförallt då dubbdäck används sker kraftigt slitage av **vägbanorna**. Till största delen består asfalten av **stenmaterial** där kvartsit (SiO₂) är den viktigaste komponenten. Huvudkomponenterna i stenmaterialet är oxider av Si, Al, Fe, Ca, K, Mn, Mg och Ti. Spårämnen utgörs av Ba, Sr, Zr, Zn, V, Pb och Cr (Lindgren, 1998). Spårämnena kommer till stor del från **bitumen**, som utgör ett bindemedel i asfalten och produceras från råolja. Bitumen utgör bara några enstaka procent av asfalten. Vägbaneslitaget påverkas av en rad faktorer; dubbdäcksandelen, fordons hastigheten, vägbanans fuktighet och typen av asfalt (Johansson et al., 2004).

Via fordonsavgaserna från bensin och dieseldrivna fordon kommer också en rad metaller som härrör från **bränslen**, **smörjolja** och **motorslitage**. Viktiga markörer för bidrag från förbränning av fossila bränslen är Ni och V. Vissa bränslen (diesel) innehåller tillsatser som i sin tur innehåller metaller som Cu, Mo och Zn (Folkeson, 2005) om än i små mängder.

Förslitning och korrosion av stålmaterial i **fordonskomponenter** kan bidra till halterna av Cr, Fe, Mn, Mo, Ni, V och W (Folkeson, 2005; Lindgren, 1998).

7.1 Korrelation mellan olika metaller

För att få en första grov uppfattning om vilka källor som bidrar till metallhalterna kan man se på korrelationerna mellan olika metaller. I Tabell 6 redovisas korrelationer mellan halterna av olika metaller på Hornsgatan. Man kan notera att koppar korrelerar starkast med antimon och därefter zink, vilket tyder på bromsbelägg som viktig källa. Även bly och en hel del krom kommer troligen till stor del bromsar eftersom halterna är korrelerade med antimon och koppar. Däremot tycks inte kadmium ha någon tydlig koppling till bromsar. Vidare kan man notera att volfram (från dubbslitage) är starkt korrelerad med vanadin, som finns i bitumen i asfalten. Det är också intressant att notera att kvoten mellan koppar och antimon är ungefär densamma i Frankfurt (Zereini et al., 2005) och Stockholm (omkring 4), vilket ligger väl i linje med att slitage av bromsbelägg är en viktig källa för koppar i båda städerna.

Tabell 6. Korrelationer mellan halterna av olika metaller i luften vid Hornsgatan. De med fet stil i röd färg har en korrelation som är större än 0,85.

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg part, analytica	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	Sn	V	W	Zn	Hg part, IVL	Hg gas, IVL
As	1,00																
Cd	0,17	1,00															
Co	0,46	0,49	1,00														
Cr	0,35	0,33	0,73	1,00													
Cu	0,39	0,31	0,77	0,97	1,00												
Hg part, analytica	0,63	0,37	0,36	0,06	0,14	1,00											
Mn	0,47	0,57	0,96	0,85	0,88	0,32	1,00										
Mo	0,65	0,14	0,44	0,70	0,66	-0,04	0,58	1,00									
Ni	0,71	0,24	0,54	0,61	0,62	0,01	0,63	0,93	1,00								
Pb	0,66	0,32	0,77	0,79	0,82	0,19	0,84	0,75	0,85	1,00							
Sb	0,38	0,39	0,82	0,94	0,96	0,22	0,92	0,58	0,57	0,85	1,00						
Sn	0,40	0,36	0,63	0,83	0,78	0,19	0,75	0,56	0,55	0,83	0,87	1,00					
V	0,89	0,39	0,85	0,54	0,58	0,63	0,80	0,56	0,71	0,77	0,58	0,45	1,00				
W	0,51	0,37	0,81	0,29	0,32	0,35	0,67	0,25	0,47	0,62	0,42	0,36	0,87	1,00			
Zn	0,52	0,37	0,93	0,86	0,88	0,27	0,94	0,56	0,61	0,87	0,90	0,74	0,84	0,69	1,00		
Hg part, IVL	0,32	0,47	0,71	0,12	0,17	0,42	0,56	0,11	0,27	0,27	0,23	0,04	0,63	0,78	0,43	1,00	
Hg gas, IVL	0,36	0,30	0,73	0,41	0,46	0,28	0,63	0,13	0,28	0,50	0,46	0,28	0,78	0,75	0,75	0,44	1,00

7.2 Utsläpp och emissionsfaktorer för Stockholmstrafiken

Skillnaden i metallhalt mellan Hornsgatan (i gatunivå) och Rosenlundsgatan (i taknivå) kan antas bero på trafiken på Hornsgatan. Genom att vi med ganska stor säkerhet känner emissionsfaktorn för NO_x och även har mätningar av haltskillnaden mellan Hornsgatan (i gatunivå) och Torkel Knutssonsgatan (i taknivå) kan vi uppskatta motsvarande emissionsfaktor (gram per fordonskilometer) för de metaller som ingått i denna studie:

$$ef_{\text{metall}} = ef_{\text{NO}_x} \cdot \frac{C_{\text{Metall}}^{\text{Gata}} - C_{\text{Metall}}^{\text{Tak}}}{C_{\text{NO}_x}^{\text{Gata}} - C_{\text{NO}_x}^{\text{Tak}}}$$

Om vidare denna emissionsfaktor för trafiken på Hornsgatan antas gälla för trafiken i hela Stockholm kan den totala emissionen från vägtrafiken i Stockholm beräknas:

$$E_{\text{Metall}}^{\text{Totalt}} = ef_{\text{Metall}} \cdot Tr_{\text{Stockholm}}$$

där $Tr_{\text{Stockholm}}$ är det totala trafikarbetet (fordonskilometer) i Stockholm.

Mätningar av metallemissioner i amerikanska vägtunnlar har visat att koppar, antimon, järn magnesium, kalcium, strontium och barium huvudsakligen förekommer på partiklar som är större än 1 µm (Lough et al., 2005). Detta visar att alla dessa metaller till största delen bildats på grund av mekaniskt slitage, inte vid förbränning av bränslen. Som påpekats ovan är tänkbara källor slitage av vägbana, bromsar, däck och andra fordons- och motormaterial.

I Tabell 7 visas beräknade emissionsfaktorer för de tungmetaller som mätts vid Rosenlundsgatan och Hornsgatan under 2003/2004. Emissionsfaktorerna är representativa för Hornsgatan och andra gator med motsvarande trafikförhållanden i Stockholm. För arsenik och kadmium är värdena mycket osäkra eftersom halterna ofta låg under detektionsgränserna för analysmetoden.

Emissionsfaktorerna som erhållits på detta sätt är summan av alla källor (t ex broms-, däcks- och vägbaneslitage). Värdet för koppar på 542 µg/fkm, kan jämföras med det värde för bromsbeläggsnitaget i Stockholms stad. År 1998 erhöll Westerlund och Johansson (2002) ett totalt bromsbeläggsnitaget på 1344 µg/fkm (Tabell 8). Av detta kan 35 % emitteras i form av fina partiklar till luften (Garg et al., 2000) vilket ger en emissionsfaktor på 470 µg/fkm. År 2005 genomfördes en ny studie enligt samma metodik av Hjortenkrans et al. (2006) som gav i stort sett samma emissionsfaktor för koppar. Detta motsvarar 84 % av den totala emissionsfaktor som erhållits utifrån mätningarna i denna rapport och indikerar att en stor del av det koppar som detekteras i omgivningsluften i Stockholm härrör från slitage av bromsar.

Motsvarande jämförelser med uppskattat slitage från bromsbelägg kan göras för andra metaller och presenteras i Tabell 8. För bly har innehållet i bromsbelägg sjunkit kraftigt mellan 1998 – 2005 (Hjortenkrans et al., 2006). Med emissionsfaktorn för år 2005, som baseras på mätningarna av metallinnehållet i bromsbelägg av Hjortenkrans et al. (2006), erhålls att ca 10 % av vägtrafikens blyutsläpp kommer från bromsslitage. På samma sätt visar denna jämförelse att ungefär hälften av vägtrafikens zinkutsläpp kommer från bromsbelägg. För nickel och krom är betydligt mindre del orsakat av bromsarna. Uppskattningarna av andelarna från bromsslitage är osäkra eftersom de baseras på metallinnehållet i ett urval av bromsbelägg där man funnit mycket stora variationer i sammansättningen. Vidare är det osäkert hur stor del av bromslitaget som blir luftburet respektive hur stor del som deponeras på gator eller på fordon och hamnar i dagvatten eller tvättas av från fordon.

En stor del av de metaller som vägtrafiken orsakar hamnar inte i luften utan i dagvattnet. I Tabell 7 redovisas också uppskattade totala emissioner till luften av dessa metaller från vägtrafiken i Stockholms stad. Enligt denna uppskattning emitteras totalt ca 1,7 ton koppar per år till luften från vägtrafiken i Stockholms stad. Detta kan jämföras med flödet till dagvatten på

ungefär lika mycket, 1,6 ton/år, enligt uppskattning som gjorts inom ramen för projektet Metaller i stad och land (Bergbäck och Johansson, 2002). En stor del av flödet till dagvattnet kan också vara orsakat av slitaget av bromsbelägg eftersom endast en mindre del av det totala slitaget troligen blir luftburet. För krom uppskattade Bergbäck och Johansson (2002) ett flöde till dagvattnet på 0,2 ton/år, vilket är ca dubbelt så stort flöde som emissionen till luften från vägtrafiken. Mer än tre gånger mera zink uppskattas gå till dagvatten jämfört med till luften. Däck, bromsar och asfaltslitage är troligen de största källorna av zink. Flödet av bly, nickel och kvicksilver är också betydligt större till dagvatten jämfört med till luften. Kviksilveret har dock helt andra källor än vägtrafiken.

Tabell 7. Beräknade emissionsfaktorer för olika metaller samt uppskattade emissioner från vägtrafiken i Stockholm.

Ämne	Haltökning på grund av Hornsgatans trafik ng/m ³	Emissionsfaktor ¹⁾ Hornsgatan µg/fkm	Emission från hela Stockholm ²⁾ Ton/år	Flöde till dagvatten enligt Bergbäck och Johansson (2002) ton/år
Arsenik (As)	(0,16) ³⁾	(1,7) ³⁾	(0,005) ³⁾	
Kadmium (Cd)	(0,01) ³⁾	(0,11) ³⁾	(0,00034) ³⁾	
Kobolt (Co)	0,32	3,5	0,01	
Krom (Cr)	3,8	41	0,13	0,2
Koppar (Cu)	49,9	542	1,7	1,6
Mangan (Mn)	10,1	110	0,34	
Nickel (Ni)	0,6	6,5	0,020	0,1
Bly (Pb)	3,8	41	0,13	0,5
Zink (Zn)	24	260	0,81	3,0
Molybden (Mo)	2	22	0,068	
Volfram (W)	1,42	15	0,048	
Tenn (Sn)	11,6	126	392	
Antimon (Sb)	13,3	144	0,45	
Kviksilver (Hg, part.fas)	7,8 ⁴⁾	85 ⁵⁾	0,26 ⁶⁾	2,0
Kviksilver (Hg, gasfas)	0,7 ⁴⁾	7,6 ⁵⁾	0,024 ⁶⁾	
NOx	129000	1400000		

¹⁾ Med antagen emissionsfaktor för NOx på 1,2 g/fkm.

²⁾ Beräknad med antagandet att emissionsfaktorn för Hornsgatan är representativ för all trafik i Stockholms stad och att det totala trafikarbetet är 3 112 miljoner fordonskilometer.

³⁾ Mycket osäkert värde då halterna ofta var under detektionsgräns.

⁴⁾ pg/m³

⁵⁾ ng/fkm

⁶⁾ kg/år

Tabell 8. Jämförelse mellan emissionsfaktorer för bromsbelägg med de totala emissionsfaktorerna som erhållits i denna rapport. Enhet: µg/fkm (fkm = fordonskilometer).

Metall	Total emissionsfaktor från bromsslitage enligt mätning 1998 ¹⁾	Uppskattad emissionsfaktor för luft enligt mätning 1998 ²⁾	Uppskattad emissionsfaktor för luft enligt mätning 2005 ³⁾	Emissionsfaktor enligt denna mätning	Andel från bromsslitage ⁴⁾
Koppar	1344	470	460	542	84 % (2005)
Krom	2,4	0,84	-	41	2 % (1998)
Nickel	3,0	1,0	-	6,5	16 % (1998)
Bly	185	65	4,1	41	10 % (2005)
Zink	337	118	131	261	50 % (2005)

¹⁾ Westerlund och Johansson (2002).

²⁾ Om man antar att 35 % av beläggningsslitage som Westerlund och Johansson (2002) uppskattade emitteras till luften i enlighet med Garg et al. (2000).

³⁾ Uppskattning baserad på mätningar 2005 av Hjortenkrans m fl., (2006). Med antagandet att 35% av slitage emitteras till luften och att trafikarbetet varit detsamma 1998 och 2005.

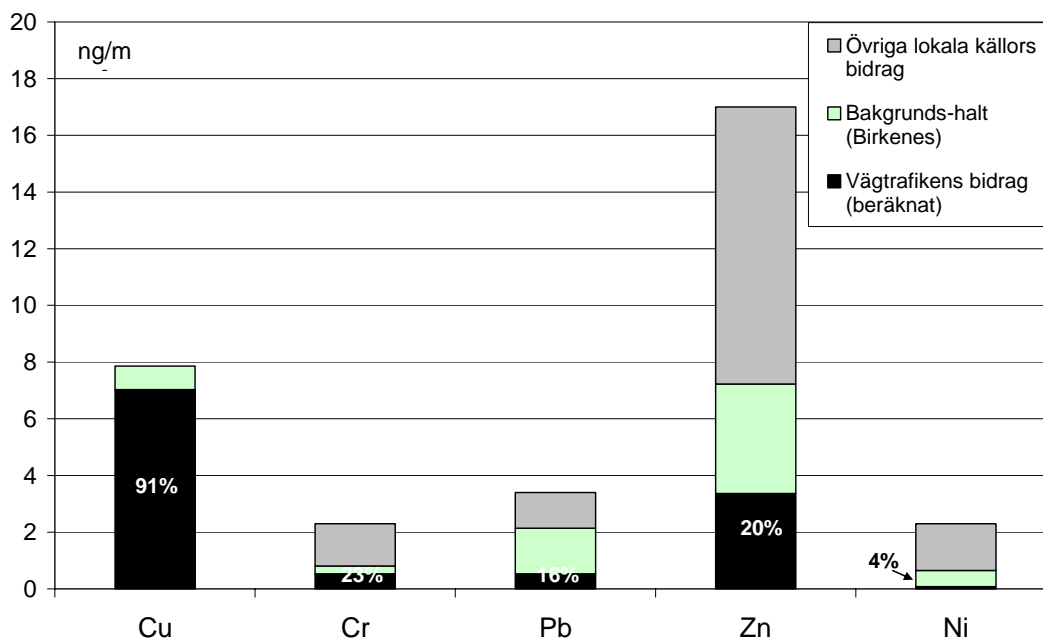
⁴⁾ I jämförelse med uppskattningen baserad på mätningarna av innehållet i bromsbelägg år 2005 (Hjortenkrans et al., 200) eller 1998 (Westerlund, 1998).

I Tabell 9 och Figur 9 redovisas beräknade bidrag från vägtrafik och övriga lokala källor i Storstockholmsområdet samt bakgrunden (källor utanför Storstockholm) till halterna av koppar, bly, krom, zink, nickel, arsenik, partikelbundet kvicksilver och volfram i Stockholm. Procentsiffrorna anger vägtrafikens beräknade bidrag. Bakgrundshalterna bygger på mätningar vid Birkenes i södra Norge (inom ramen för EMEP's mätprogram). Det är osäkert hur representativa dessa är för Storstockholmsområdet. Möjligen kan bakgrundshalterna vara högre utanför Stockholm än i Birkenes, vilket betyder att de lokala källornas bidrag (utom vägtrafiken) är överskattade.

Baserat på de beräknade haltbidragen och halterna vid Birkenes (som alltså antas representera bakgrundshalterna utanför Stockholm) erhålls att största delen av uppmätt koppar (89 %), krom (88 %), zink (77 %) och nickel (75 %) kommer från lokala källor i Stockholmsregionen. Drygt 50 % av blyet och kvicksilvret kommer också från lokala källor. Trots att avvecklingen av bly i bensinen lett till drastiskt sänkta halter finns fortfarande betydande lokala källor till bly. För kvicksilver blir summan av det beräknade lokala bidraget från vägtrafiken och bakgrundsbidraget större än den totalt uppmätta halten, vilket indikerar att bakgrundsbidraget troligen är alldeles för högt.

Vad gäller de lokala källorna står vägtrafiken för lite drygt 90 % av kopparhalterna på partiklar i luften. Som konstaterats tidigare är största delen orsakat av bromsbeläggsitage. Detta stämmer väl med slutsatserna som presenteras av Sternbeck et al. (2004). För krom, zink och nickel är det andra lokala källor som är viktigare för halterna även om det är osäkert hur viktiga eftersom bakgrundshalter i området saknas. Men för dessa metaller står den lokala vägtrafiken för endast omkring 20 %. För bly uppskattas vägtrafikens bidra med 16 %, vilket till största delen beror på bromsslitage (Tabell 8). För att få en uppfattning om betydelsen av osäkerheten i bakgrundshalterna presenteras även beräknade procentuella andelar från övriga lokala källor för antagandet att bakgrundshalterna är 50 % högre i Stockholmsregionen jämfört med vid Birkenes. Värdena ges inom parentes i Tabell 9. Till exempel sjunker bidraget från övriga källor till bly från 37 % till 13%, vilket kanske är mer korrekt. Men detta antagande förändrar inte det beräknade bidraget från vägtrafiken.

Det mesta blyet och hälften av zinken som orsakas av lokal vägtrafik kan komma från bromsbeläggen enligt diskussionen ovan. Detta är också i överensstämmelse med Sternbeck et al. (2004). Resterande delen zink kan komma från slitage av däck och vägbanor. Det finns alltså betydande potential att minska halterna i Stockholm genom lokala åtgärder såsom minskad trafik i innerstaden eller minskad användning av dessa metaller i olika fordonsmaterial och vägbanor. För partikulärt kvicksilver i luften kommer endast ca 10 % från den lokala vägtrafiken.



Figur 9. Beräknade bidrag från vägtrafik och övriga lokala källor till halterna av ett antal tungmetaller i Stockholm. Procentsiffrorna anger vägtrafikens beräknade bidrag. Bakgrundshalterna bygger på mätningar vid Birkenes i södra Norge (inom ramen för EMEP's mätprogram).

Tabell 9. Beräknade bidrag från den lokala vägtrafiken i Storstockholm till halterna av olika metaller vid Rosenlundsgatan på Södermalm (värdena avser bidragen till halterna i taknivå).

Metall	Beräknat haltbidrag från lokal vägtrafik (ng/m³)	Uppmätt bakgrundshalt, (ng/m³)	Uppmätt total halt i taknivå (ng/m³)	Beräknat procentuellt bidrag från vägtrafiken %	Bidrag från övriga lokala källor till halterna % ²⁾
Krom (Cr)	0,53	0,282	2,3	23	65 (59)
Koppar (Cu)	7,0	0,83	7,7	91	0
Nickel (Ni)	0,084	0,57	2,3	4	72 (59)
Bly (Pb)	0,53	1,61	3,4	16	37 (13)
Zink (Zn)	3,4	3,86	17,0	20	57 (46)
Volfram (W)	0,19	Saknas data	1,89	10	-
Kvicksilver (Hg, part.fas)* IVL	1,1 ¹⁾	5,19 ¹⁾	11,1 ¹⁾	10	43 (30)

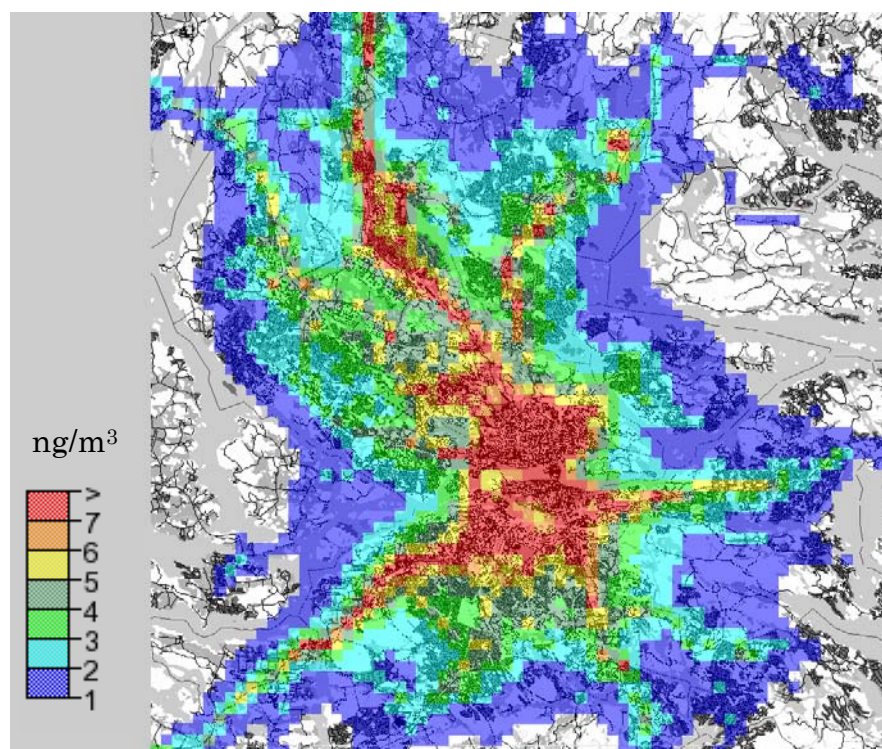
1) pg/m^3

2) Värdena inom parentes avser den procentuella andelen från lokala källor om det antas att bakgrundshalterna är 50 % högre i Stockholmsregionen jämfört med vid Birkenes.

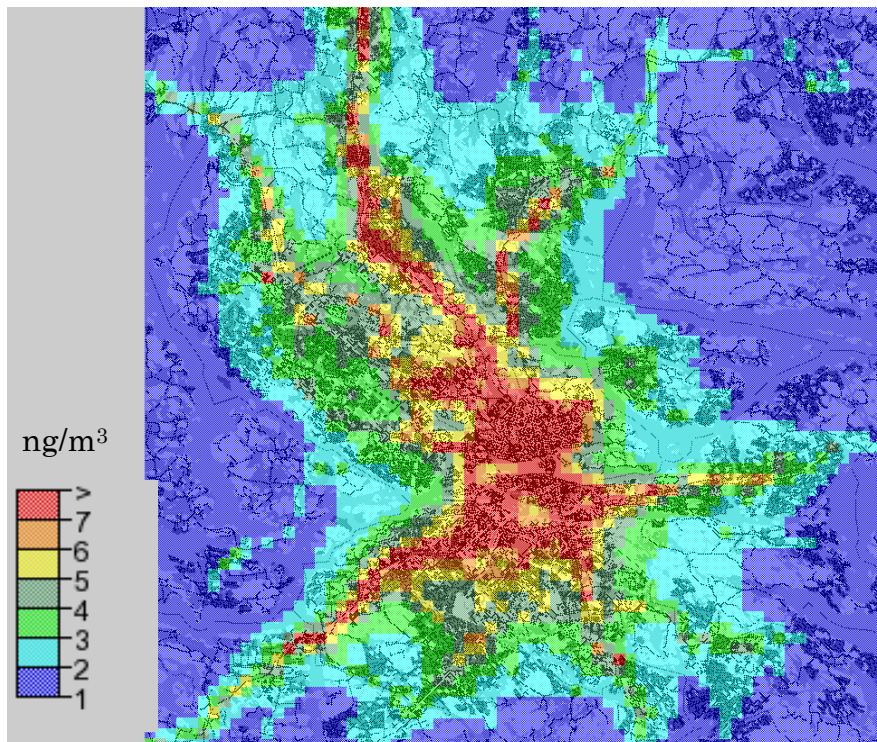
7.3 Geografisk fördelning av vägtrafikens bidrag till lufthalterna

Den geografiska fördelningen av kopparhalterna har beräknats med hjälp av en gaussisk spridningsmodell. Halterna avser ett typiskt meteorologisk år. Figur 10 visar vägtrafikens bidrag till halterna av koppar i Storstockholm. Beräkningen bygger på emissionsfaktorerna som uppskattats från mätningarna på Hornsgatan och Rosenlundsgatan. De högsta haltbidragen noteras i innerstaden, med haltbidrag på strax över $7 \text{ ng}/\text{m}^3$. Bidragen från trafiken längs infarterna ger tydliga halttillskott. Halterna sjunker snabbt ut mot landsbygden. Den geografiska fördelningen av vägtrafikens bidrag till halterna av andra metaller blir identiskt lika (även om nivåerna naturligtvis skiljer sig vilket framgår av Tabell 9).

Figur 11 visar den beräknade geografiska fördelningen av de totala kopparhalterna, dvs alla lokala källor och bakgrundsbidraget inkluderat. Bakgrundshalten har antagits vara densamma utanför Stockholm som i Birkenes i Norge (eftersom data saknas från regionen). Den geografiska fördelningen av övriga lokala källor är okänd och därför har haltbidragen antagits vara desamma överallt. Eftersom de totala halterna domineras av den lokala vägtrafikens bidrag spelar övriga källors geografiska fördelning inte så stor roll. Halterna varierar med en faktor 10 inom området. Högst kopparhalter återfinns i de centrala delarna av Stockholm. Sternbeck et al. (2004) mätte dels på Hornsgatan dels längs E4 (i Botkyrka) och fann en faktor 7 lägre kopparhalter längs E4.



Figur 10. Geografisk fördelning av kopparhalterna på grund av den lokala vägtrafikens utsläpp i Storstockholmsområdet. Den geografiska fördelningen av vägtrafikens bidrag till andra metaller blir densamma även om nivåerna är helt andra.



Figur 11. Geografisk fördelning av de totala kopparhalterna i Storstockholmsområdet.

8. 2. Metaller i nederbörd

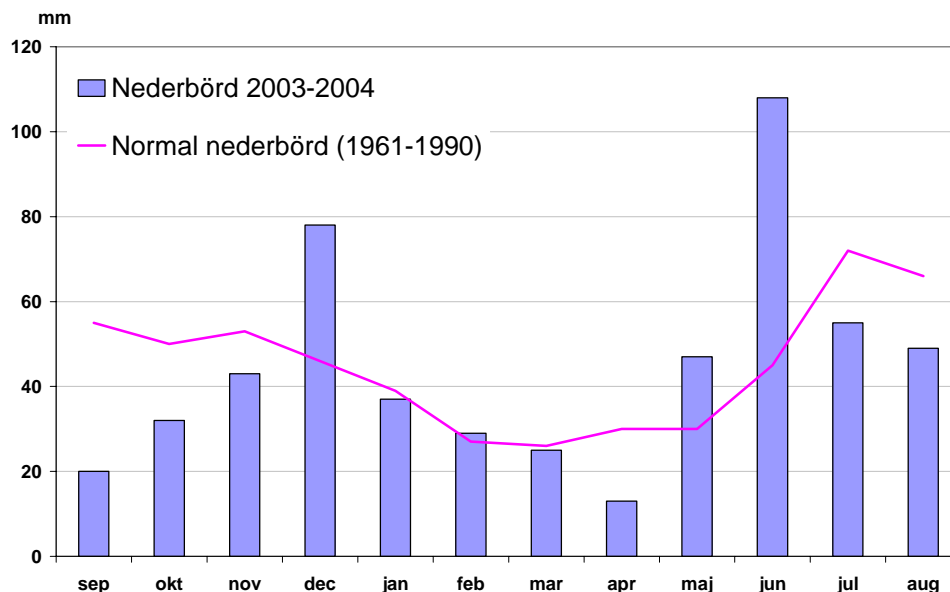
8.1 Mätningar på Södermalm 2003-2004

Våtdepositionens storlek bestäms förutom av koncentrationen av metaller i nederbörden också av nederbördens storlek. För att få en så bra bild som möjligt av depositionen har officiell nederbördsstatistik från SMHI använts. Registreringarna är gjorda på Observatorielunden i Stockholms innerstad (Norrholm). Under perioden september 2003 till augusti 2004 registrerade SMHI 536 mm nederbörd, vilket är lika med Stockholms normala årsnederbörd.

Den största nederbörds mängden under provtagningsperioden kom under juni månad (Figur 12). Både juni och december hade betydligt mer nederbörd än normalt, medan april var ovanligt torr. Torra förhållanden ger högre emissioner av partiklar från slitage av vägbanor och därmed högre halter i luften.

Våtdepositionen för aktuell mätperiod samt nederbörds viktat medelvärde av koncentrationen i nederbörden för respektive metall framgår av Tabell 10. I den viktade årskoncentrationen i Tabell 10 samt i Figur 13 ingår inte resultat för juni månad, på grund av att strömmen till lockprovtagaren slogs ut av åska. Resultat för kvicksilver finns däremot för hela perioden.

Av Tabell 10 framgår att den viktade koncentrationen i nederbörden har sjunkit sedan förra mätningen för flera av metallerna; bly, koppar, krom, mangan och vanadin. För arsenik, kadmium, nickel och zink är halterna i stort sett oförändrade.



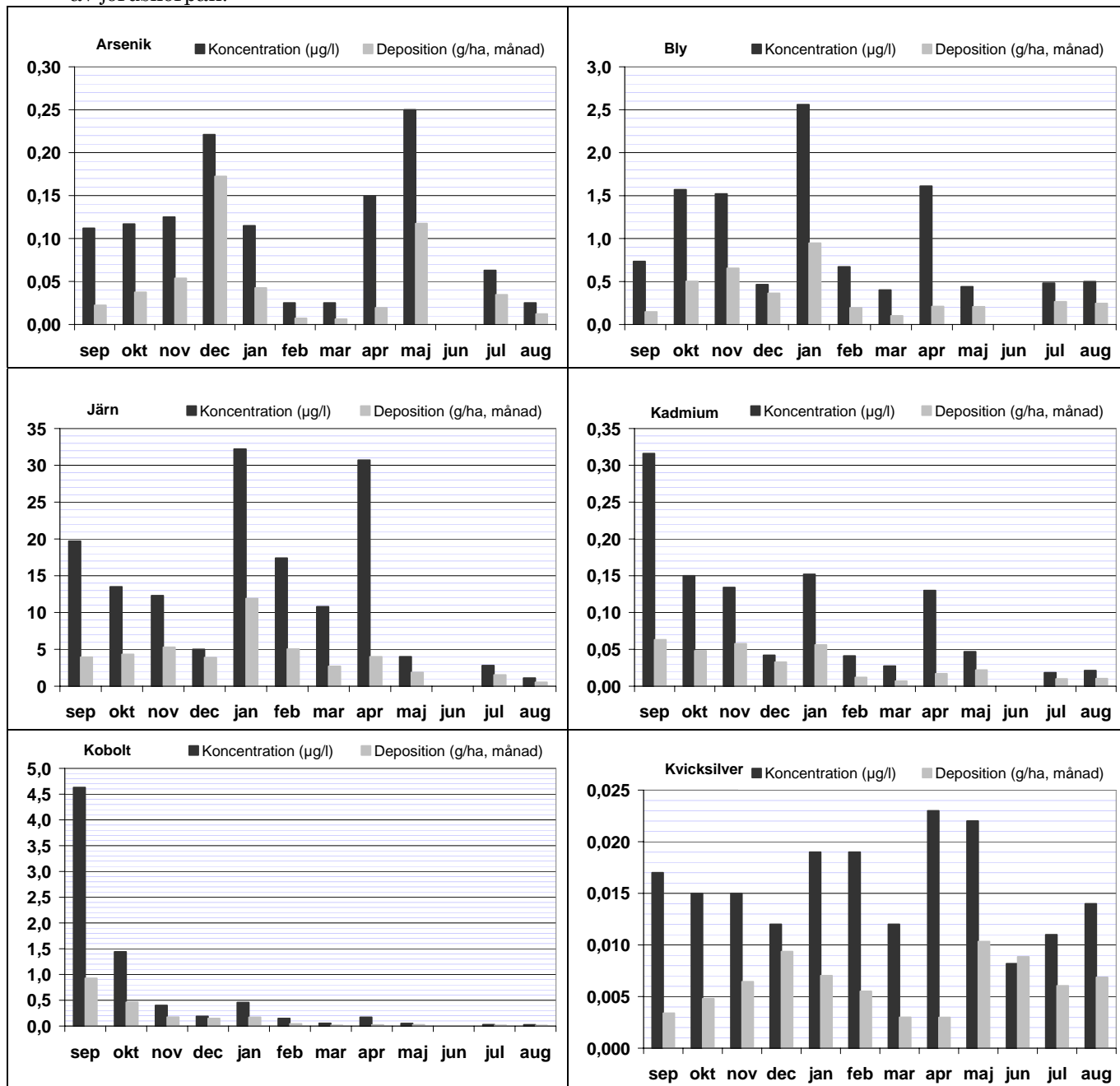
Figur 12. Aktuell nederbörd (staplar) för perioden sep 2003 t o m aug 2004, samt genomsnittlig månadsvis nederbörd (heldragen linje) i Stockholm (1961-90).

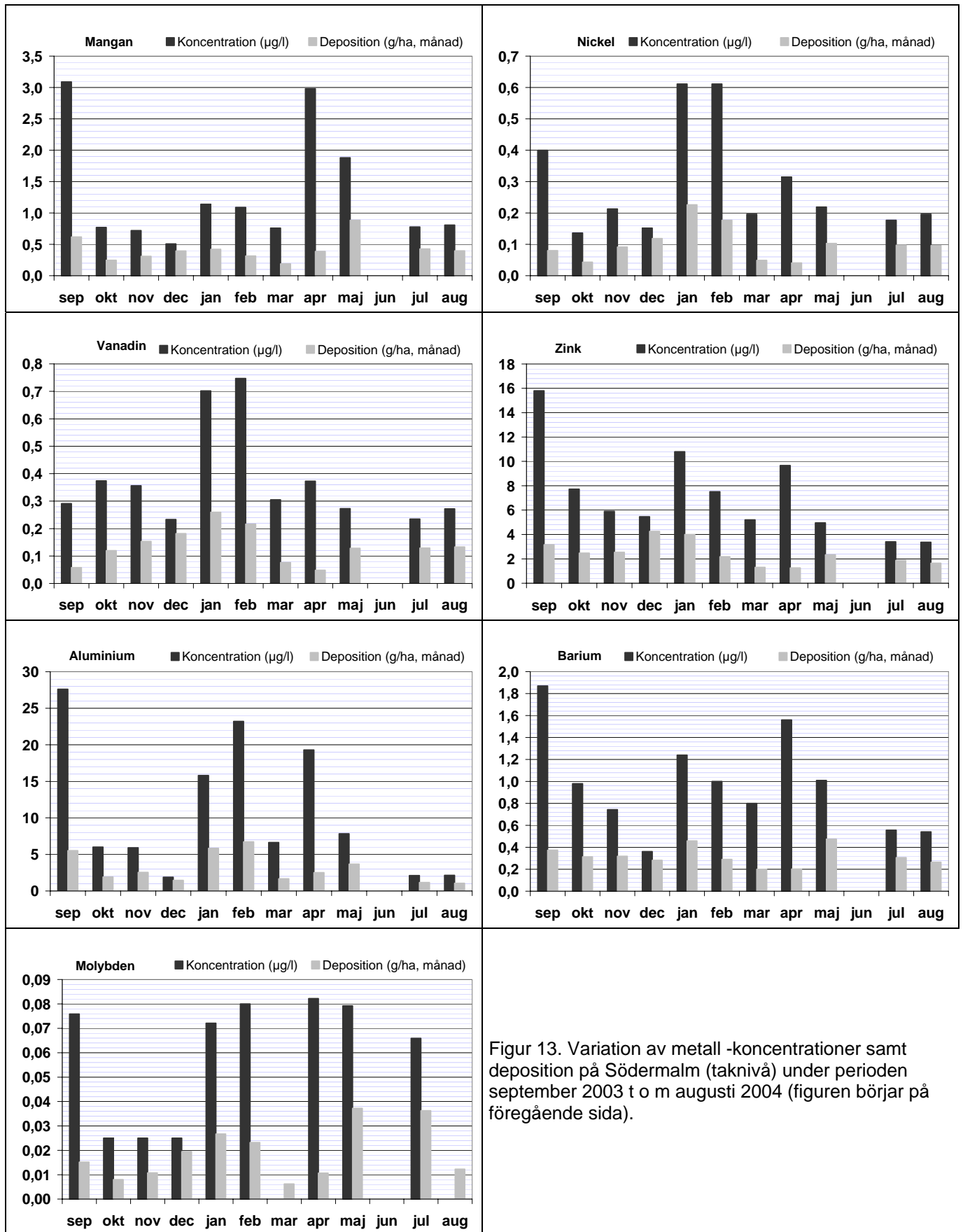
Tabell 10. Viktade (mot nederbördsmängden) medelvärden av koncentrationen av tungmetaller i nederbörd (µg/l) år 2003/2004 och 1998/1999 samt våtdeposition i Stockholms innerstad år 2003/2004.

Metall	Viktat årsmedelvärde av koncentration i nederbörden (µg/l)		Våtdeposition 2003/2004 (g/ha/år)
	2003/2004	1998/1999	
Arsenik (As)	0,12	0,11	0,66
Bly (Pb)	0,90	1,75	4,8
Järn (Fe)	10,5	-	56
Kadmium (Cd)	0,078	0,069	0,42
Kobolt (Co)	0,47	0,10	2,5
Koppar (Cu)	1,2	2,1	6,2
Krom (Cr)	0,054	0,25	0,29
Kvicksilver (Hg)	0,0139	-	0,075
Mangan (Mn)	1,1	2,0	5,8
Nickel (Ni)	0,26	0,26	1,4
Vanadin (V)	0,35	0,57	1,9
Zink (Zn)	6,3	7,2	34
Aluminium (Al)	8,0	-	43
Barium (Ba)	0,81	-	4,4
Molybden (Mo)	0,048	-	0,26
Antimon (Sb)	0,20	-	1,1

8.2 Månadsvis variation av koncentrationer och våtdeposition

Den månadsvisa variationen av metallkoncentrationen och depositionen framgår av Figur 13. Det finns inga tydliga systematiska variationer i koncentrationen och våtdepositionen för de olika metallerna under året (Figur 4). Nickel och vanadin uppvisar stora likheter i variationen med de högsta värdena i januari och februari. En stor källa till utsläpp av dessa metaller är kol- och oljeförbränning, vilken är som störst under den kallaste delen av året. Under sommarmånaderna juli och augusti är koncentrationen och depositionen låg för de flesta metallerna, vilket förmodligen beror på minskade utsläpp och därmed minskad intransport av luftföroreningar. Under våren, främst april, ökar koncentration och deposition. Många av dessa metaller, t ex koppar och bly, härstammar från korrosion av material eller som järn och mangan, från erosion av jordskorpan.





Figur 13. Variation av metall -koncentrationer samt deposition på Södermalm (taknivå) under perioden september 2003 t o m augusti 2004 (figuren börjar på föregående sida).

8.3 Jämförelse med bakgrundsmätningar

I den nationella miljöövervakningen ingår mätningar av metallhalter i nederbörd. Detta görs vid 4 platser: Arup (Skåne), Gårdsjön (Bohuslän), Aspvreten (Södermanland) och Bredkälén (Jämtland). Analyserna omfattar kadmium, koppar, mangan, bly, zink, krom, nickel, vanadin, arsenik och kobolt. Dessutom mäts totala halten kvicksilver och metylkvicksilver.

I Tabell 11 jämförs halterna i Stockholm med halterna vid Aspvreten (1999, därefter finns inga data från Aspvreten). Att halterna av många metaller är högre vid Aspvreten än de som mättes i Stockholm 1998/1999 beror på att mätningen vid Aspvreten gjorts med öppen insamlare, medan den i Stockholm gjordes med lockprovtagare. Detta gör att de absoluta värdena inte kan jämföras och därmed går det inte att avgöra om nederbördshalterna är förhöjda i Stockholm på grund av lokala källor (se Johansson och Burman (1998) för en mer ingående diskussion om detta).

Det generella mönstret i bakgrundshalterna i nederbörden och våtdepositionen är sjunkande värden från södra till norra Sverige på grund av påverkan från utsläppen i övriga Europa i kombination med dominerande västliga till sydvästliga vindar (Kindbom et al., 2001). Avvikelse från detta generella mönster förekommer dock.

Möjligen med undantag för arsenik syns inga tydliga trender i nederbördshalterna av tungmetallerna under perioden 1997 - 1999. För arsenik har halterna sjunkit vid Arup, Gårdsjön och Aspvreten men inte för Bredkälén, som dock har de lägsta arsenikhalterna (Tabell 13). Även vad gäller nickel, kadmium och bly finns en antydning till sjunkande nederbördshalter. De totala kvicksilverhalterna i nederbörden var höga 1997 och betydligt lägre 1998 och 1999. Enligt Kindbom et al. (2001) har både halterna i nederbörden och depositionen av total-kvicksilver minskat under slutet av 90-talet. Vid Lista och Birkenes i Norge har halterna av många tungmetaller i nederbörd sjunkit under 90-talet.

Tabell 11. Jämförelse av halterna ($\mu\text{g/l}$) av tungmetaller i nederbörden i Stockholm och vid bakgrundsstationen (Aspvreten i Södermanland).

	2003/2004	1998/99	Aspvreten 1999
Arsenik (As)	0,12	0,12	0,19
Bly (Pb)	0,90	1,8	2,1
Kadmium (Cd)	0,078	0,069	0,075
Kobolt (Co)	0,47	0,09	0,018
Koppar (Cu)	1,2	2,1	3,33
Krom (Cr)	0,054	0,25	0,50
Kvicksilver (Hg)	0,0139	-	0,0088
Mangan (Mn)	1,1	2,2	3,06
Nickel (Ni)	0,26	0,27	0,33
Vanadin (V)	0,35	0,57	0,75
Zink (Zn)	6,3	7,1	11

8.4 Beräknad total torr och våtdeposition i Stockholms stad

Tabell 12 visar den beräknade totala torr- och våtdepositionen i Stockholms stad. Värdena baseras på mätningarna av halterna i luften och nederbörden på Rosenlundsgatan, dvs hänsyn har inte tagits till den geografiska variationen i depositionen som kan vara betydande. För torrdepositionen antogs en depositions hastighet på 3 mm/s för alla metaller. Siffrorna är dock inte jämförbara med redovisningen av torrdepositionen utifrån mätningarna 1995 (Burman & Johansson, 2000 och Johansson & Burman, 1998). Då gjordes en uppräknings av torrdepositionen baserat på antagandet att många metaller deponeras som grova partiklar (se diskussion i Johansson & Burman, 1998). För år 2003/2004 kan vi inte göra på samma sätt eftersom mätningarna av våtdepositionen genomförts med locksamlare för att minska systematiska felet i uppskattningen av våtdepositionen. Därför har värdena för 1998/1999 räknats om (utan hänsyn till grova partiklar) så att samma beräkningsmetodik använts.

Den totala depositionen har sjunkit markant jämfört med tidigare mätningar (1995/96 respektive 1998/99) även om mätningarna i vissa fall (arsenik, kadmium) är osäkra på grund av lufthalter nära eller under detektionsnivån (jfr Tabell 1). Minskningarna beror både på minskade lokala utsläpp och minskade utsläpp i andra länder. Till en del kan också skillnaderna bero på variationer från ett år till ett annat på grund av meteorologiska processer (olika halter beroende på vindförhållanden och stabilitetsförhållanden samt olika inflytande av intransport från andra länder). Tydligaste minskningarna av den totala depositionen noteras för bly, krom, mangan, nickel och zink.

Tabell 12. Beräknad torr- och våtdeposition inom Stockholms stads totala areal (21 590 ha) år 2003/2004. Våtdepositionen har beräknats utifrån den nederbördsviktade halten i nederbörden och torrdepositionen utifrån den uppmätta halten i luften vid Rosenlundsgatan på Södermalm. Enhet: kg/år

Ämne	Utsläpp från trafiken i Stockholms stad	Torrdeposition 2003/2004	Våtdeposition 2003/2004	Summa torr- och våtdeposition 2003/2004	Torrdeposition 1995/96 ⁴	Våtdeposition 1998/99 ²	Summa torr (1995/96)- och våtdeposition (1998/99)
Arsenik	(5) ¹	(2) ³	14	16	18	15	33
Bly	127	104	69	173	185	215	400
Kadmium	(0,3) ¹	(2) ³	9	11	6,3	8,2	14
Kobolt	11	3	54	57	7,5	11	19
Koppar	1681	157	134	291	-	-	-
Krom	127	47	6	53	61	30	91
Kvicksilver (part)	263	0,2	2	2,2	0,2	-	-
Mangan	341	112	125	238	124	258	382
Nickel	20	47	30	77	55	32	87
Vanadin	-	7	41	48	59	67	126
Wolfram	47	39	-	-	-	-	-
Zink	806	347	734	1081	386	839	1225

¹ Mycket osäkert på grund av osäker emissionsfaktor (se Tabell 7).

² Burman & Johansson, (2000).

³ Osäkert värde på grund av att halten i luften låg nära eller under detektionsgränsen.

⁴ Beräknad utifrån de uppmätta halterna 1995/96 enligt Johansson & Burman (1998).

Tabell 13. Tungmetallhalter ($\mu\text{g/l}$) i nederbörd i bakgrundsluft 1997 – 1999 (Tabell som presenteras i Kindbom et al., 2001).

Station	År	Ned mm	As $\mu\text{g/l}$	Cd $\mu\text{g/l}$	Co $\mu\text{g/l}$	Cr $\mu\text{g/l}$	Cu $\mu\text{g/l}$	Mn $\mu\text{g/l}$	Ni $\mu\text{g/l}$	Pb $\mu\text{g/l}$	V $\mu\text{g/l}$	Zn $\mu\text{g/l}$
1997												
Arup	1997	558	0.26	0.096	0.033	0.32			0.42	3.3	0.84	17
Gårdsjön	1997	905	0.17	0.058	0.020	0.21			0.28	2.0	0.66	9.5
Aspvreten	1997	463	0.25	0.091	0.020	0.29			0.32	2.8	0.65	19
Bredkålen	1997	480	0.06	0.037	0.012	0.21			0.20	0.87	0.14	15
1998												
Arup	1998	730	0.15	0.044	0.022	0.12	2.18	2.24	0.24	2.0	0.57	12
Gårdsjön	1998	806	0.13	0.041	0.015	0.08	2.15	2.36	0.21	1.6	0.49	13
Aspvreten	1998	497	0.22	0.097	0.025	0.24	3.70	4.61	0.26	2.5	0.50	20
Bredkålen	1998	642	0.07	0.027	0.010	0.12	0.93	3.81	0.13	0.52	0.10	10
1999												
Arup	1999	808	0.12	0.103	0.021	0.29	1.62	3.34	0.26	2.4	0.89	12
Gårdsjön	1999	1127	0.1*	0.048	0.009	0.24	1.00	1.79	0.20	1.6	0.65	12
Aspvreten	1999	500	0.19	0.075	0.018	0.50	3.33	3.06	0.33	2.1	0.75	11
Bredkålen	1999	509	0.1*	0.050	0.008	0.26	1.02	5.50	0.21	0.71	0.18	14

*I månadsproverna från Gårdsjön och Bredkålen hade sju respektive åtta prover halter under detektionsgränsen för analys av arsenik. Vid beräkning av årsmedelvärdet har halva detektionsgränsen ($0.05 \mu\text{g/l}$) använts.

2002

Station	Ned mm	As $\mu\text{g/l}$	Cd $\mu\text{g/l}$	Co $\mu\text{g/l}$	Cr $\mu\text{g/l}$	Cu $\mu\text{g/l}$	Mn $\mu\text{g/l}$	Ni $\mu\text{g/l}$	Pb $\mu\text{g/l}$	V $\mu\text{g/l}$	Zn $\mu\text{g/l}$
Arup	913	0.142	0.047	0.013	0.224	0.859	3.402	0.326	1.743	0.748	5.423
Bredkålen	438	0.063	0.034	0.013	0.246	1.092	4.274	0.340	0.498	0.171	4.691
Gårdsjön	994	0.100	0.035	0.006	0.141	0.802	2.543	0.088	0.957	0.708	4.615

Viktade årsmedelhalter av total-kvicksilver och metyl-kvicksilver i nederbörd 1997, 1998 och 1999 (ng/l).

Station	År	Ned mm	Hg-tot ng/l	Metyl-Hg ng/l
1997				
Vavihill	1997	654	12.6	0.15
Rörvik	1997	481	14.5	0.18
Aspvreten	1997	422	12.5	0.32
Bredkålen	1997	449	7.0	0.13
1998				
Vavihill	1998	782	8.3	0.05
Rörvik	1998	626	7.0	0.05
Aspvreten	1998	507	8.3	0.05
Bredkålen	1998	650	4.3	0.07
1999				
Vavihill	1999	734	10.4	0.18
Rörvik	1999	692	9.4	0.21
Aspvreten	1999	387	8.8	0.22
Bredkålen	1999	425	4.2	0.16

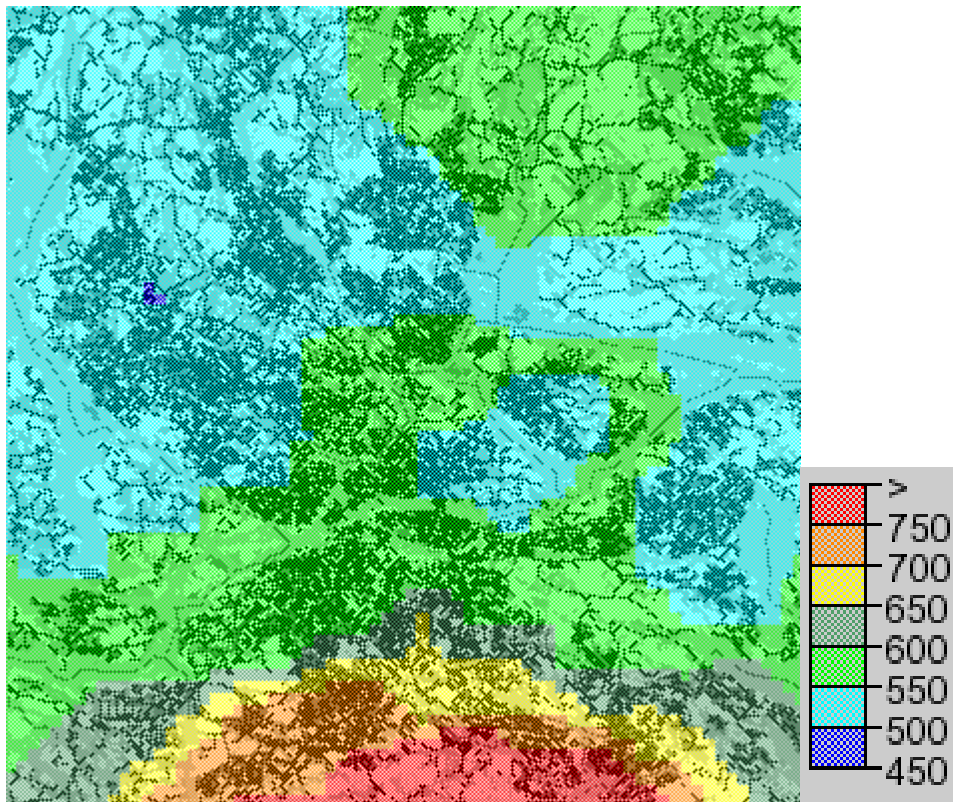
8.5 Geografisk fördelning av depositionen av några metaller

Den geografiska fördelningen av våtdepositionen för några metaller i Storstockholmsområdet har uppskattats med hjälp av

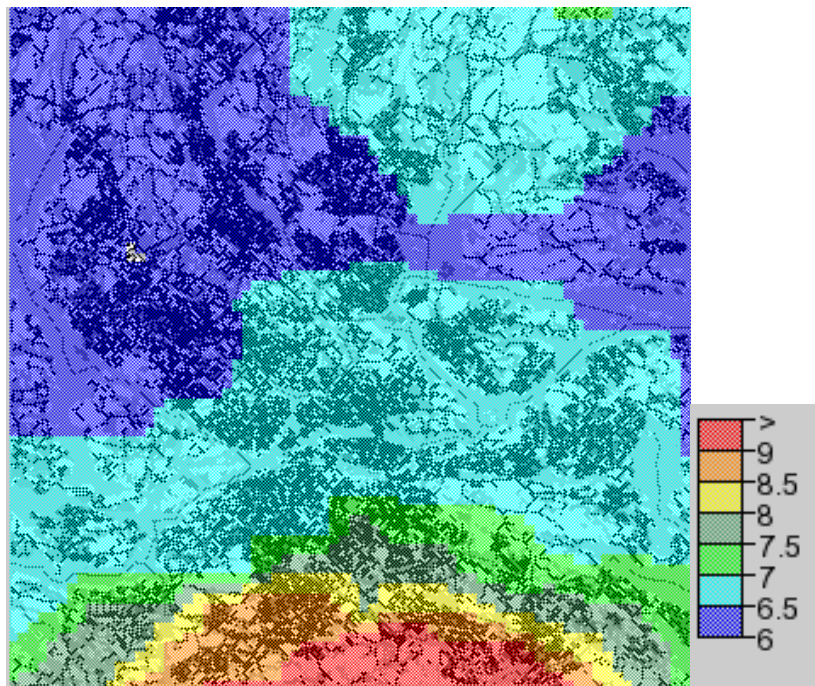
1. De beräknade haltbidragen från vägtrafiken samt övriga bidrag. De övriga bidragen antas jämnt fördelade över hela området, medan vägtrafikens bidrag är geografiskt fördelat med hjälp av spridningsberäkningar och den uppskattade emissionsfaktorn som erhållits från mätningarna i tak- och gatunivå i detta projekt.
2. Nederbördens geografiska fördelning.

Den genomsnittliga fördelningen av nederbörden från en 30 års period antogs gälla även 2003/2004; variationerna i årsnederbörden inom området är tydlig; nederbörden varierar mellan 500 och 800 mm (Figur 14). Störst mängder faller normalt i de sydliga delarna av regionen.

Den totala våtdepositionen av koppar framgår av Figur 15. Depositionen i regionen varierar mellan 6 och 10 g/ha/år till följd av nederbördens variationer. Detta är större variation än den trend i halterna som kan skönjas för vissa metaller enligt Tabell 11. För andra metaller blir variationerna densamma men de absoluta värdena ändras beroende på den uppmätta nederbördsviktade halten.



Figur 14. Nederbördens genomsnittliga geografiska fördelning i Storstockholm under 30 år (1960 – 1990). (Enhet: mm/år).



Figur 15. Total våtdeposition av koppar om halterna i nederbörden antas vara konstanta i hela området. (Enhet: g/ha/år)

8.6 Jämförelse mellan vägtrafikens utsläpp till luft och depositionen till marken i Stockholm

Av Tabell 14 framgår att för krom, koppar och kvicksilver är vägtrafikens utsläpp betydligt större än nedfallet av dessa metaller med nederbörden. I fallet med koppar emitterar vägtrafiken nästan 5 gånger mera till luften än vad som kommer ner med nederbörden. För kvicksilver är utsläppen från vägtrafiken drygt 60 gånger större än nedfallet. Om man däremot ser på kobolt, nickel, bly och zink så är nedfallet större än vad vägtrafiken släpper ut. För mangan är nedfallet och utsläppen från vägtrafiken ungefär lika stort.

Tabell 14. Beräknade emissionsfaktorer för olika metaller samt uppskattade emissioner från vägtrafiken i Storstockholmsområdet (se kartorna).

Ämne	Emission från vägtrafiken i Stockholm ¹⁾ Ton/år	Total våtdeposition i Storstockholm ton/år	Kvot: Emission/våtdeposition
Kobolt (Co)	0,026	0,33	0,077
Krom (Cr)	0,3	0,038	7,9
Koppar (Cu)	4,0	0,84	4,7
Mangan (Mn)	0,81	0,77	1,0
Nickel (Ni)	0,048	0,18	0,26
Bly (Pb)	0,3	0,63	0,47
Zink (Zn)	1,9	4,4	0,43
Kvicksilver (Hg, part.fas)	0,62 ²⁾	0,0098 ²⁾	63

¹⁾ Beräknad med antagandet att emissionsfaktorn för Hornsgatan är representativ för all trafik i Stockholms stad och att det totala trafikarbetet är 3 112 miljoner fordonskilometer.

²⁾ kg/år

9. Referenser

- Bae, S., Jung, C.H., och Kim, Y.P., 2005. Development and evaluation of an expression for polydisperse particle scavenging coefficient as function of rain intensity using the moment method. Presenterat vid university Allied workshop for climate and environmental modelling, Busan, Korea, July 11-13 2005.
- Bergbäck, B. och Johansson, K., 2002., *Metaller i stad och land. Miljöproblem och åtgärdsstrategier.* Naturvårdsverket, 106 48 Stockholm, ISBN 91-620-5184-9, Rapport 5184.
- Bergbäck, B., Johansson, K., and Mohlander, U., 2001. Urban metal flows - A case study of Stockholm, *Water Air and Soil Pollution: Focus*; 1, 3-24.
- Broman, D., Balk, L., Zebühr, Y. & K. Warman. 2001. Miljöövervakning i Stockholms kommun Saltsjön och Mälaren-KEMI. Slutrapport: provtagningsåren 96/97, 97/98 och 98/99. ITM, Laboratoriet f. akv. ekotoxikologi.
- Burman, L., och Johansson, C., 2000. Tungmetaller i luft och nederbörd på Södermalm. Mätningar under ett halvår 1998/99. SLB analys, rapport 4:00, Miljöförvaltningen, Stockholm, Box 38024, 100 64 Stockholm.
- Burman, L., Johansson, C., och Sjövall, B., 2000. Förhöjda halter i luften. Mätning i Stockholm under millenieskiftet. SLB analys, rapport 3:00, Miljöförvaltningen, Box 38024, 100 64 Stockholm.
- EC, 2000. Ambient air pollution by As, Cd and Ni compounds. Position paper EC/DG environment, ISBN 92-894-2054-5, <http://europa.eu.int/comm/environment/pubs/home.htm>.
- Folkeson, L., 2005. Spridning och effekter av tungmetaller från vägar och vägtrafik. Litteraturoversikt. VTI rapport 512. VTI, 581 95 Linköping.
- Garg, B. D., Cadle, S. H., Mulawa, P. A., and Groblicki, P. J., 2000. Brake wear particulate matter emissions. *Environmental Science & Technology*, 34, 4463-4469.
- Hjortkrans, D., Bergbäck, B., Häggerud, A., 2006. Metallemmission från trafiken i Stockholm – bromsbelägg. Rapport från Institutionen för Biologi och Miljövetenskap, Högskolan i Kalmar, 391 82 Kalmar.
- Hopke et al. (1997) Characterization of the Gent Stacked Filter Unit PM10 Sampler. *Aerosol Sci. Technol.*, 27, 726-735.
- Johansson, C. och Burman, L., 1998. *Metaller i luft och nederbörd i Stockholms stad.* Stockholms luft- och bulleranalys, Stockholms miljöförvaltning, Box 38 024, Stockholm, 1998.
- Johansson, C., 1993. Partikelbundna luftföroreningar i sydöstra Sverige. Stockholmsregionens inverkan på omgivningen. Report 2:93. Stockholms luft- och bulleranalys, Stockholms miljöförvaltning, Box 38 024, Stockholm, Mar., 1993.
- 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. och Burman, L., 1997. *Utsläpp och nedfall av metaller under Vattenfestivalens fyrverkerier.* Stockholms luft- och bulleranalys, Stockholms miljöförvaltning, Box 38 024, Stockholm, 1997.
- Johansson, C. och Burman, L., 1998. *Metaller i luft och nederbörd i stockholms stad.* Rapport från SLB analys vid Miljöförvaltningen, Box 38 024, 100 64 Stockholm.
- Kindbom, K., Svensson, A., Sjöberg, K., Persson, C., 2001. Nationell miljöövervakning av luft och nederbörds kemi 1997, 1998 och 1999. IVL rapport 1420. Svenska miljöinstitutet AB, Box 21060, 100 31 Stockholm.
- 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.
- Lindgren, Å., 1998. Road construction materials as a source of pollutants. Doktorsavhandling vid Luleå universitet. ISSN 1402-1544. ISRN LTU-DT-1998:05.

- Lithner, G., Holm, K., Ekström, C., 2001. Metaller och organiska miljögifter i vattenlevande organismer och deras miljö i Stockholm 2001. ITM rapport 108, Stockholms universitet, 106 91 Stockholm.
- Ljungqvist, L., 2000. Tungmetaller I väggmossa I Stockholms län. Provtagning 2000, jämförelse med resultat från 1990 och 1995. Länsstyrelsen i Stockholms län, rapport 2003:12. ISBN 91-7281-097-1.
- Lough, G. C., Schauer, J. J., Park, J.S., Shafer, M. M., Deminther, J. T., Weinstein, J. P., 2005. Emissions of metals associated with motor vehicle roadways. *Environ. Sci. Technol.*, 39, 826-836.
- Luhana, L., Sokhi, R., Warner, L., Mao, H., Boulter, P., McCrea, I., Wright, J., Osborn, D. (2004). Measurement of non-exhaust particulate matter, European Commission - Dg TrEn, 5th Framework, PARTICULATES, Deliverable no 8 (revised).
- Migon, C., Journel, B. & Nicolas, E., 1997. Measurement of trace metal wet, dry, and total atmospheric fluxes over the Ligurian Sea. *Atmos. Environ.*, 31, 889-896.
- Pacyna, J.M. (1996) Emission inventories for heavy metals and persistent organic pollutants in Europe. In: Report and proceedings of the workshop on the assessment of EMEP activities concerning heavy metals and persistent organic pollutants and their further development, Moscow, 24-26 September. Geneva, World Meteorological Organization (WMO/GAW no. 117).
- Pacyna, J.M. and Pacyna, E.G. (2001) An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide. *Environ. Rev.*, 9, 269-298.
- Pacyna, J.M. and Pacyna, E.G. (2000) Atmospheric emissions of anthropogenic lead in Europe: improvements, updates, historical data and projections. Geesthacht, GKSS Forschungszentrum (GKSS Report 2000/31).
- Sternbeck, J, Furuşjö, E. och Palm, A., 2004. Vägtrafikens bidrag till PM10 och metaller vid tätorts och landsvägskörning. IVL rapport B1598, IVL Svenska miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm.
- SMHI, 2004. Ariviro specification v 3.0. Part II Appendices. SMHI, 601 76 Norrköping.
- Westerlund, K.-G., 1998. Metallemission från trafiken i Stockholm – slitage av bromsbelägg. SLB 2:98, Miljöförvaltningen, Box 38 024, 1006 64 Stockholm
- Westerlund, K.-G., 2001. Metal emissions from Stockholm traffic - wear of brake linings. SLB 3:2001. SLB analys, Miljöförvaltningen, Box 38 024, 1006 64 Stockholm.
- Westerlund, K.G. and Johansson, C., 2002. Emissions of metals and particulate matter due to wear of brake linings in Stockholm. In *Air Pollution X* (Brescia, C.A., and Martin-Duque, J.F., eds.). WIT Press, Southampton, UK, ISBN 1-85312-916-X.
- Zereini, F., Alt, F., Messerschmidt, J., Wiseman, C., Feldman, I, von Bohlen, A., Müller, J., Liebl, K., Püttmann, J., 2005. Concentration and distribution of Heavy metals in urban airborne Particulate matter in Frankfurt am Main, Germany. *Environ. Sci. Technol.* 2005, 39, 2983-2989
- Östlund, P., Sternbeck, J. & E. Brorström-Lundén. 1998. Metaller, PAH, PCB och totalkolväten i sediment runt Stockholm- flöden och halter. IVL. Rapport B 1297. Stockholm maj 1998.



**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**