

*ITM-rapport 158*



## Betydelse av dubbdäck mm för PM10 halterna längs vägarna

Christer Johansson

December 2006

Institutionen för tillämpad miljövetenskap

Department of Applied Environmental Science

# Innehåll

1. Förord .....	2
2. Sammanfattning .....	3
2.1 Produktion av PM10 .....	3
2.2 Emissionen av PM10 till luften.....	5
2.3 Sammantaget .....	6
3. Introduktion .....	7
4. Hur mycket större PM10 generering ger dubbdäck jämfört med friktionsdäck? .....	7
5. Hur påverkar sandning PM10 emissionerna vid användning av dubbdäck respektive friktionsdäck? .....	11
6. Vad betyder dubbdäcken för halterna av PM10 i Stockholm? .....	13
7. Vilka faktorer styr PM10 produktionen på grund av vägslitage? .....	15
8. Vad påverkar emissionerna på grund av uppvirvling av ackumulerade partiklar? .....	16
9. Går det att uppskatta emissionerna på grund av slitage respektive på grund av uppvirvling? .....	17
10. Hur mycket av det ackumulerade stenmaterialet längs vägarna kommer från slitage på grund av dubbdäck respektive andra källor såsom sandning på grund av halkbekämpning? .....	18
11. På vilket sätt kan odubbade däck bidra till högre PM10 emission?.....	19
Referenser.....	20

## 1. Förord

Denna rapport är framtagen på uppdrag av Vägverket (Martin Juneholm).

Rapporten är sammanställd av Christer Johansson. Martin Juneholm har bidragit med värdefulla synpunkter.

Stockholm februari 2007,

Christer Johansson  
Docent  
ITM Avdelningen för atmosfärvetenskap  
Stockholms universitet

## 2. Sammanfattning

I denna rapport sammanfattas kunskapsläget vad gäller de processer som leder till produktion av partiklar (PM10) på grund av slitaget mellan däck och vägbanor samt processerna som leder till emission av partiklar till luften. Resultaten bygger på färsk forskning, vetenskapliga publikationer och personliga kontakter med experter i Sverige, Finland och Norge. I denna sammanfattning av hur olika faktorer påverkar PM10 emissionerna från vägarna har presentationen delats upp i påverkan på PM10 **produktionen** (bildningen av PM10 på vägen) respektive PM10 **emissionen** till luften. Anledningen är att flera faktorer påverkar båda processerna men i väldigt olika utsträckning. T ex är betydelsen av dubb- respektive friktionsdäck olika om man ser till produktion av PM10 jämfört med om man ser till emissionen till luften.

### 2.1 Produktion av PM10

Partiklar (< 10µm; PM10) tillförs till vägarna huvudsakligen via fyra processer:

1. vägbaneslitage på grund av däckens krossande och malande av asfalten,
2. slitage av däcken (däckspartiklar)
3. tillförsel med sand och salt vid halkbekämpning samt krossning och malning av detta,
4. deposition av luftburna partiklar på vägbanan från t ex avgaspartiklar, bromsslitage eller från helt andra källor.

#### 1. Vägbaneslitage på "rena" respektive "sandiga" vägbanor

Det råder stor enighet bland forskare i Norden att **dubbdäck** orsakar betydligt större produktion av PM10 än friktionsdäck och sommardäck vid slitage av torra och "rena" vägbanor. Däremot har mätningarna med vägprovsmaskin i Sverige (Weartox-projektet) respektive Finland (Nordic Envicon Ltd.) gett olika resultat vad gäller exakt hur mycket större PM10 produktionen med dubbdäck är. Baserat på mätningarna inom Weartox ger dubbdäcken mellan 50 och 100 gånger mera PM10 jämfört med friktionsdäck. Motsvarande mätningar i Finland ger mellan 2 och 9 gånger mera PM10 med dubbdäck. Det kan finnas flera orsaker till dessa skillnader, men det är helt klart att skillnaden mellan dubbdäck kontra icke-dubbade däck är helt avgörande för produktionen av PM10.

Mätningar med vägprovsmaskin (Gustafsson et al., 2005; 2007; Kupiainen et al., 2005), vägtunnelmätningar (Kristensson et al., 2003), mobila emissionsmätningar (Hussein et al., 2007) och haltmätningar i omgivningsluft (Hagen et al., 2005) har visat att PM10 bildningen kan öka kraftigt med ökande **fordonshastighet**. Ökningen förefaller vara mer än proportionellt (linjärt) beroende av hastigheten. I Norska Miljöhåndboken (TØJ, 2000) sägs att slitaget av vägbanan vid användning av dubbdäck är avhängigt av "slagstyrkan" från dubbarna, vilket bland annat påverkas av bilens hastighet. Gustafsson et al. (2007) har visat att både dubbdäck och friktionsdäck ger upphov till ökad produktion av PM10 då hastigheten ökar.

Mätningarna med provvägsmaskinerna i såväl Sverige som i Finland har visat att **stenmaterialet** i beläggningen har stor betydelse. Skillnaden mellan en granitbaserad och kvartsitbaserad beläggning var en faktor 3, men även två olika kvartsitbeläggningar gav olika PM10 bildning (Gustafsson et al., 2005; 2007). Även mobila mätningar i Sverige tyder på att olika typer av asfalt ger olika emissioner (Hussein et al., 2007). Detta är väl i överensstämmelse med mätningar av det totala vägslitaget vid dubbdäcksanvändning (Jacobson & Wågberg, 2004).

Mätningar av totalt vägsitage har visat att slitaget med dubbdäck kan vara upp emot 4 gånger större på **våta vägbanor** jämfört med torra (Jacobson & Wågberg, 2007). En viktig anledning till detta kan vara att det snabbt bildas löst stenmaterial på de våta vägbanorna (jämfört med torra), som bidrar till att öka slitaget. Sannolikt är också produktionen av fina partiklar (såsom PM10) också högre på våta vägbanor. Även i detta fall kan dubbdäcken antas vara betydligt effektivare för PM10 produktionen jämfört med friktionsdäcken.

För **sandade** (eller "smutsiga") vägar ökar bildningen av PM10 enligt mätningar med provvägsmaskin (Gustafsson et al., 2005; Kupiainen et al. 2005), men det är mera osäkert hur stor betydelse dubbdäck har jämfört med friktionsdäck. Framförallt de finska studierna (både i fält och i vägprovsmaskin) pekar mot att PM10 produktionen ökar kraftigt om vägarna är "sandiga". I Weartox-projektet fann man att både natursand och stenkross gav kraftigt förhöjd PM10 bildning både för dubbdäck och friktionsdäck, även om dubbdäcken fortfarande gav betydligt större PM10 produktion jämfört med friktionsdäcken. Men i dessa fall är skillnaderna i produktion mellan odubbade och dubbade däck betydligt mindre och enligt finländska experter kan t o m produktionen av PM10 vara större med odubbade friktionsdäck jämfört med dubbdäck. Detta förklarar man med att det är kontaktytan mellan däck och sandig vägbanan som är avgörande ("sandpapperseffekten") inte dubbarnas slitage. Detta skulle betyda att relativa betydelsen av friktionsdäck respektive dubbdäck för produktionen av PM10 beror av hur "sandiga" vägarna är. Saltanvändning kan också påverka slitaget.

#### *Slitage av däcken*

Mätningar av kemiska sammansättningen av PM10 intill vägar tyder på att däckspartiklar bidrar mycket litet till PM10 halterna. Mätningarna i Linköping visar att det bildas ultrafina partiklar som troligen härrör från däcken (Dahl et al., 2006). På grund av att de är så små bidrar de inte till PM10 halterna; detta stämmer med också med att emissionsfaktorer för däcksslitage är låga i förhållande till vägsitage. Antalet ultrafina partiklar per fordonskilometer från däcken har uppskattats till ca  $3 \times 10^{12} \text{ cm}^{-3}$  per fordonskilometer (Dahl et al., 2006). Detta är upp emot 100 gånger färre jämfört med vägtrafikens avgaspartiklar, vilket innebär att de utgör mycket mindre än 1 % av mängden PM10 som kommer från vägbaneslitage. Eventuellt kan det också bildas betydligt större däckspartiklar (större än 10  $\mu\text{m}$ ). Dessa deponeras då troligen på marken nära vägarna, men detta har inte utretts i denna rapport.

#### *Tillförsel med sand och salt*

Sand används endast längs mindre vägar i Sverige. Större gator i t.ex. Stockholms innerstad sandas ej i någon stor omfattning på grund av att fordonen snabbt för bort sanden från vägbanan. Av den sand som tillförs sprids det mesta (ca 70%) på trottoarerna. De statliga vägarna (infartsleder etc) sandas ej. Vägsalt i sig verkar inte bidra till PM10 halterna i någon större omfattning (Johansson et al., 2004).

Det förefaller som att sandning av vägar är betydligt vanligare i Finland (Helsingfors) jämfört med Norge (Oslo) och Sverige (Stockholm), men några exakta siffror på hur mycket sand som tillförs olika gator finns inte.

#### *Deposition av partiklar*

Med en genomsnittlig depositions hastighet för PM10 på 1 cm/s kan man uppskatta att det deponeras omkring 5 – 15 g/m<sup>2</sup> till marken i staden. Till detta kommer bidrag från bromsslitage av vilket en stor del deponeras på vägbannorna. För ett typiskt dubbdäcksslitage på 3 g/fordonskilometer och 20 000 fordon per dygn blir mängden material som slits på grund av dubbdäcken ca 10 gånger större jämfört med depositionen.

## 2.2 Emissionen av PM10 till luften

Emissionen av partiklar (PM10) till luften kan uppkomma genom att

1. nybildade partiklar som emitteras direkt i det ögonblick de bildas (utan att de först "fastnar" på vägbanan eller i ytstrukturen)
2. partiklar som först deponerats eller ackumulerats på vägbanan.

Det är givetvis svårt att särskilja dessa två processer utifrån mätningarna.

### *Emission av nybildade partiklar*

Som påpekats ovan är produktionen av PM10 större då vägbanorna är våta. Det är dock väl belagt i mätningar (Johansson et al., 2006) att emissionen till luften är mycket lägre då vägbanorna är fuktiga. Emissionen av nybildade partiklar från torra vägbanor är troligen proportionell mot produktionen. Samma faktorer som diskuterats ovan för produktionen är därför viktiga för den direkta emissionen, dvs däckstypen (mönster, mönsterdjup), typ av dubb, fordonshastigheten och beläggningstypen (stenmaterial och stenstorlek).

### *Emission av tidigare deponerat*

Emissionen av tidigare deponerat material kan antas vara avhängig av:

mängden material som ackumulerats eller tillförts på annat sätt  
typen av däck (mönster, hårdhet, bredd, diameter) (påverkar uppvirvlingen)  
vägbanornas fuktighet (fuktighet binder partiklarna)  
vägbanornas täthet (kan påverka tillgängligheten av PM10 partiklarna för uppvirvling)  
fordonens hastighet och storlek (påverkar genereringen av turbulens)

Omgivningsmätningar längs vägar visar på helt avgörande skillnader i PM10 emission vid **torra respektive våta** vägbanor (Johansson et al., 2006). Extremt höga PM10 halter har konstaterats vid torra förhållanden som inträffar efter en längre tid med våta vägbanor.

De mobila mätningar som genomförts i Stockholm (Hussein et al., 2007) och i Finland (Kupiainen et al., 2006) tyder på att skillnaden mellan **dubbdäck och friktionsdäck** vad gäller emission är betydligt mindre än om man ser till de skillnader i produktion som mätts upp i vägprovsmaskiner. Detta förklaras med att däckens mönster och andra egenskaper (hårdhet, bredd, diameter) påverkar effektiviteten i uppvirvlingen av partiklarna. I Finland har man visat att olika typer av däck ger olika emission (Kupiainen et al., 2006).

Nyligen genomförda mätningar av partikelemission längs olika vägtyper i Stockholmsregionen med mobil utrustning visar att kvoterna mellan dubbdäckens och friktionsdäckens emissioner, dvs avseende total emissionerna vid torra vägbanor, varierade mellan 2 och 6,4. Men detta innefattar då både uppvirvlingen av ackumulerat material från vägarna och däckens PM10 generering på grund av det direkta vägslitaget (Hussein et al., 2007). Andelen som är uppvirvlat kan vara olika för dubb- respektive friktionsdäcket. Motsvarande finska studier tyder på att friktionsdäcken kan ge lika stor eller tom större emission (Kupiainen et al., 2006). Det är ännu oklart om skillnader i metoderna att mäta emissionerna i de mobila mätningarna kan ha betydelse för resultaten. I den finska metodiken kan eventuellt **fordongenererad turbulens** påverka resultaten, och därmed jämnas skillnaderna man observerar mellan olika däck ut. Fordongenererad turbulens är viktigt för emissionerna av ackumulerat material längs torra vägar. Den ökade turbulensen leder till högre emissioner samtidigt som utspädningen av halterna ökar. Högre hastighet och större fordon ökar turbulensen. Någon kvantifiering av denna effekt har inte kunnat göras.

Även om man skulle anta att förhållandet mellan dubbdäckens och friktionsdäckens emission var 2 (som är det minsta värdet mätt med den mobila utrustningen i Sverige; Hussein et al., 2007) så bidrar friktionsdäcken endast med en mindre del av emissionen av PM10. Med en dubbandel på

70% blir bidraget från friktionsdäck 15% (hälften av 30%). Men detta är troligen en överskattning och beror då på hur stor del av trafikarbetet som genomförs på "sandiga" vägar. Mätningar i England har visat att endast ett fåtal fordonspassager räcker för att en stor del av mikrometerstora partiklar som ligger deponerade på vägbanor skall avlägsnas på grund av turbulensen orsakad av fordon och däck (Nicholson et al., 1989). Även i verklig vägmiljö har mätningar i Finland visat att PM10 emissionen minskar snabbt med tiden efter sandning på grund av fordonspassager (Kupiainen et al., 2006). Man kan antaga att det vid torra vägbanor ganska snart blir en balans mellan produktion av PM10 på grund av slitage och bortförsl av PM10 på grund av fordonsturbulens, dvs ingen ackumulation av material. För våta vägbanor begränsas bortförsl och PM10 kan ackumulera.

Betydelsen av asfaltens **täthet** är oklar. Jämförande mätningar intill tyst asfalt och referensasfalt längs E20 (Hallunda) tyder på liten effekt av tätheten; <15% (Johansson, 2006). Men avsaknaden av skillnad i PM10 halter vid Hallunda kan också bero på andra faktorer såsom olika stenmaterial i den tysta asfalten jämfört med referensbeläggningen.

### *2.3 Sammantaget*

De höga PM10 halter som mäts upp i svenska städer (såsom Stockholm och Göteborg) orsakas till stor del av dubbdäckens slitage av vägbanor. Dubbdäcksandelen, typen av stenmaterial, stenstorleken, fordonshastigheten, fuktigheten, sandningen är betydelsefulla faktorer som påverkar PM10 bildningen och därmed emissionerna och halterna av PM10 i stadsluften och längs infartsvägarna.

De exakta kvantitativa sambanden mellan PM10 halterna längs vägarna och olika faktorer såsom stenmaterial, maximal stenstorlek, stenhalt och fordonshastighet är dock inte säkerställda. För Stockholm finns samband mellan dubbdäcksandelen och PM10 halterna för torra vägbanor samt uppskattningar av vad detta betyder för årsmedelvärden och dygnsmedelvärden. Bidragen till halterna från andra källor (bromsslitage, däcksslitage och deponerade partiklar som senare virvlas upp) är små i förhållande till dubbdäckens slitage. Vinterdäck utan dubb ger normalt sett upphov till betydligt mindre PM10 emissioner jämfört med dubbdäck. Endast tillfälligt då vägarna är starkt nedsmutsade eller sandade kan icke-dubbade vinterdäck ha betydelse för PM10 genereringen.

### 3. Introduktion

Det är väl dokumenterat i epidemiologiska studier att exponering för både fina (diameter < 2.5 um) och grova (2.5 – 10 um) partiklar har betydande hälsoeffekter bland befolkningen (Brunekreef & Forsberg, 2005). De grova partiklarna kommer i trafikmiljö till största delen kommer från slitage av vägbanor på grund av dubbdäcksanvändning (Johansson m fl. (2006). Denna partikelfraktion är en mycket viktig orsak till att miljö kvalitetsnormerna för PM10 överskrids i Stockholmsregionen. I Stockholm överskrids gränsvärdena och normerna för PM10 längs vissa hårt trafikerade vägar och gator både vad gäller års- och dygnsmedelvärden. Speciellt dygnsnormen överskrids kraftigt under vinter och vår vid torrt väder. PM10-halterna i Stockholm och Helsingfors är under denna period mycket högre än i andra städer i Europa som t ex Köpenhamn, Berlin och Frankfurt (Ketzelt m fl., 2007) beroende på de höga emissionerna av partiklar från vägbanorna.

Den enskilt mest effektiva åtgärden mot de höga PM10 halterna i Stockholm är minskad användning av dubbdäck. Beslut om restriktioner vad gäller användningen av dubbdäck bör självklart bygga på väl dokumenterade undersökningar som visar att partikelhalterna till väsentlig del skulle minska om färre dubbdäck används. Sådana restriktioner har i de flesta länderna vidtagits med beläggningsslitaget som motiv, även om hälsopåverkan har varit ett viktigt motiv i Japan och i Norge (Gustafsson m fl., 2006).

Syftet med denna rapport är att sammanställa den senaste kunskapen om betydelsen för PM10 emissionerna och halterna längs vägar av:

- dubbdäcksanvändning kontra användning av friktionsdäck samt
- betydelsen av re-suspension kontra direktmission av partiklar.

Utredningen fokuserar på studier i omgivningsluft (och tunnelstudier) och slutsatserna baseras på mätningar i framförallt Stockholm, men inkluderar också resultat rapporterade i internationell litteratur samt personliga kontakter med norska och finska forskare som arbetar med dessa frågor.

### 4. Hur mycket större PM10 generering ger dubbdäck jämfört med friktionsdäck?

Man kan peka på resultat från fyra olika mätningar/studier som tydligt visat de stora skillnaderna mellan dubbdäcken och icke-dubbade däck PM10 generering:

1. Mätningarna med vägprovsmaskin inom ramen för Weartoxprojektet (Gustafsson et al., 2005; 2007) och motsvarande finska studier (Kupiainen m fl. (2005)
2. Mätningar med mobil utrustning av PM10 emissioner med olika däck (forskningsprojekt vid ITM, Stockholms universitet; Hussein et al., 2007)
3. Mätningar i Södra länken under olika delar av året (Vägverket region Stockholm)
4. Samband mellan uppmätta PM10 halter och minskad dubbdäcksanvändning i Oslo och städer i Japan



## 1. Studier med vägprovsmaskin

Tydligaste skillnaderna mellan PM10 generering av dubbade kontra odubbade däck syns i Weartoxprojektets mätningar med provvägsmaskinen vid VTI (Gustafsson et al., 2005; 2007). Dessa mätningar visade att dubbdäcken gav upphov till 40 – 50 gånger mer PM10 jämfört med friktionsdäck. Mätningarna gjordes vid 70 km/h på en ABT-beläggning (asfaltsbetong) med mest granit i stenmaterialet samt en ABS-beläggning (skelettasfalt) med mest kvartsit i stenmaterialet.

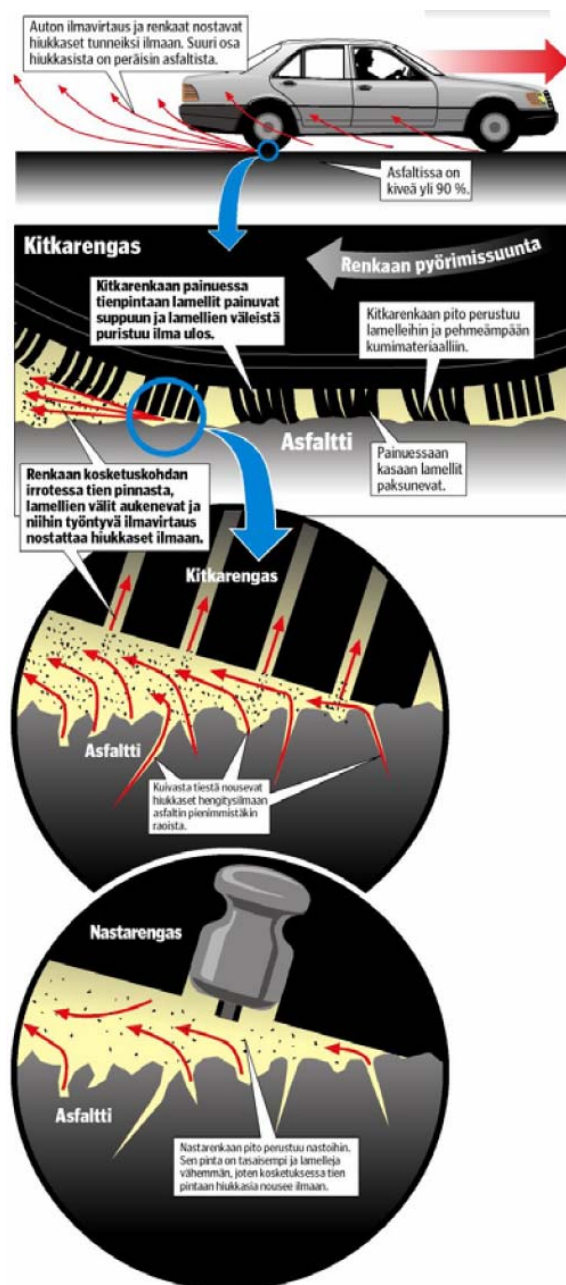
Osäkerheter:

Ännu så länge är underlaget från mätningarna med provvägsmaskinen begränsat; endast några få asfaltstyper har testats. Temperaturen var 20 – 25°C; Lägre temperatur och lägre hastighet kan ge andra relationer. Kupiainen m fl. (2005) har sett mindre skillnader, en faktor 2-9 högre PM10 emission med dubbade däck vid 30 km/h och 4 – 5 °C, men det finns andra skillnaderna mellan metoderna som kan vara av betydelse. Både mätningarna av Kupiainen m fl och Gustafsson m fl. avser torra vägbanor, det är oklart om relativa förhållandena är olika för fuktiga vägar.

## 2. Mobila mätningar längs olika vägar...

...mätte relativa emissionerna av PM10 från dubbdäck och friktionsdäck längs olika vägtyper i Stockholmsregionen. Kvoterna mellan dubbdäckens och friktionsdäckens emissioner, dvs avseende total emissionerna vid torra vägbanor, varierade mellan 2 och 6,4. Men den totala emissionen innefattar då både uppvirvlingen av ackumulerat material från vägarna och däckens PM10 generering på grund av det direkta vägslitaget. Andelen som är uppvirvlat är olika för dubb- respektive friktionsdäcket. Baserat på resultaten från Weartox att dubbdäcken ger 40 gånger större slitage jämfört med friktionsdäcken så delade man upp emissionen som uppkommer på grund av däckens slitage respektive den del som kommer från uppvirvling av ackumulerat vägdamm. För friktionsdäcket berodde då största delen av emissionen på uppvirvlingen (>87%), medan för dubbdäcket stod uppvirvlingen 16% - 43% av totala emissionen.

Resultaten från dessa mobila emissionsmätningar i Stockholm stämmer ganska bra med motsvarande mätningar i Finland med en lite annorlunda teknik. I Finland har man också observerat stora skillnader i emissionen beroende på vilket däck som används. Man tror att detta bland annat hänger samman med däckens mönster, både djupet och utformningen (se illustration i Figur 1).



© Kauppalehti-Presso

Figur 1. Bilderna visar en hypotes om hur partikelsuspensionen går till beroende på om friktionsdäck eller dubbdäck används (från Kupiainen m fl., 2006).

#### Osäkerheter:

De mobila mätningarna i Stockholm och Helsingfors tyder på att skillnaderna mellan emissionerna från dubbdäck och friktionsdäck är betydligt mindre än de som Weartox mätningarna påvisat, vilket sannolikt beror på uppvirvling av ackumulerade partiklar. Om de ackumulerade partiklarna också härrör från dubbdäcken så ska de givetvis räknas in i den dubbdäcksorsakade emissionen så att man kan bedöma vad en minskad dubbanvändning skulle innebära för PM10 halterna. Men om de ackumulerade partiklarna kommer från helt andra källor än däckens vägbaneslitage så ska de inte räknas hit och då är dubbdäckens betydelse för PM10 emissionen i förhållande till friktionsdäckens inte så stor som Weartox-försöken antyder. Andra källor till PM10 på vägbanorna är sandning, saltning, deposition, införsel av material på grund av spill eller via smutsiga däck t ex arbetsmaskiner. Deposition (nedfall) av luftburna partiklar (<100 um diameter) på vägbanor kan uppskattas till 5 - 100 g/m<sup>2</sup> per år. Med 30 000 fordon per dygn och ett specifikt dubbdäcksslitage av 3 g/fordonskm är detta mindre än 10 % av

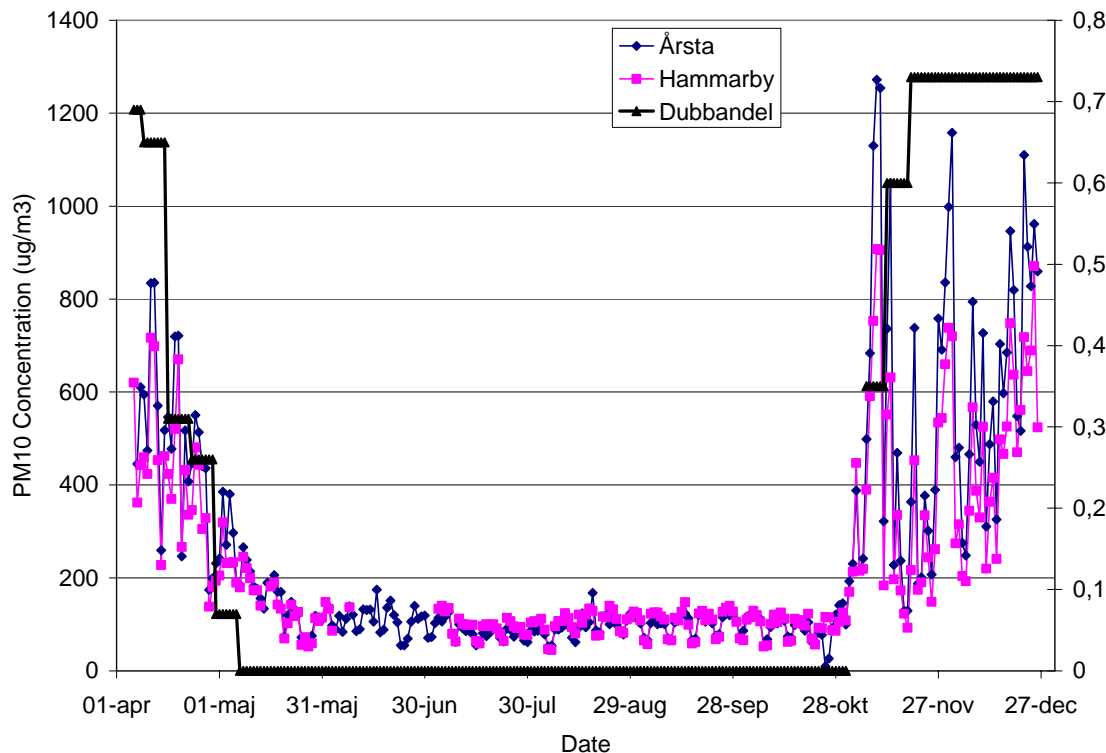
den mängd partiklar som slits på grund av dubbdäcken per år. Vad gäller bidrag från andra källor (sand, salt, spill etc) varierar sannolikt betydelsen kraftigt. Längs hårt trafikerade infartsleder, som inte sandas, dominerar troligen dubbdäckens bidrag via slitage. I städer kan tillförsel via sandning ha stor betydelse.

### 3. PM10 halterna i Södra länken...

... kan användas för att uppskatta relativa emissionerna från olika däckstyper. Halterna uppvisar en mycket kraftig säsongsvariation (Figur 2) som helt klart hänger samman med användningen av dubbdäck. Detta blev speciellt tydligt i november 2006 då andelen med dubbdäck ökade drastiskt på kort tid direkt efter en dag med kallt och fuktigt väder med svår halka som följde den 1:a november. Dubbdäcksandelen den 1:a november precis innan halkan var 33%, den 8 november var den 61% och den 27 nov 71%. Omedelbart kunde kraftigt förhöjda PM10 halter noteras på mätningarna i Södra länken. Dessa mätningar är till stor del oberoende av omgivningens meteorologiska förhållanden, vilket är problemet då man ska tolka påverkan av dubbdäckens slitage på halterna i utomhusluften. De genomsnittliga halterna av PM10 under sommarmånaderna (juni – oktober) ligger på knappt 100 ug/m<sup>3</sup>. Under november var medelvärdet 460 ug/m<sup>3</sup> och 7 – 30 april 447 ug/m<sup>3</sup>. Under dessa perioder var dubbandelen omkring 50% - 60%. Om man antar att PM10 halten i luften som kommer in i tunneln var 15 ug/m<sup>3</sup> under sommarmånaderna och 25 ug/m<sup>3</sup> under april och november så kan man uppskatta att den totala emissionsfaktorn för PM10 är ca 5 gånger högre under perioden med huvudsakligen dubbdäck jämfört med under sommaren. Mer detaljerad uppskattning av emissionsfaktorerna för icke-avgaspartiklar med dubbdäck, friktionsdäck respektive sommardäck bör kunna göras med hjälp av de övriga mätningarna av fordonsflöden, NO<sub>x</sub> halter och ventilation som genomförs av Vägverket i tunneln.

#### Osäkerheter:

Trafikförhållandena i tunneln bör vara representativa för större infartsvägar med körhastigheter på drygt 70 km/h. Ackumuleringen av partiklar längs vägarna i tunneln är troligen liten; eftersom det oftast är torrt väglag råder sannolikt hela tiden en balans mellan det som deponeras och det som virvlar upp.



Figur 2. PM10 halter i Södra länken samt andelen personbilar med dubbade däck under april – December 2006.

##### 5. Mätningar av PM10 halter i samband med minskad användning av dubbdäck.

I VTI rapporten ”Effekter av vinterdäck – State of the art” (Gustafsson m fl. 2006???) redovisas hur PM10 halterna i Oslo och i en stad i Japan har minskat tack vare minskad användning av dubbdäck. För Oslo noteras att 10 procentenheters minskad dubbdäcksandel ger 1 – 2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  lägre halt av PM10 (vinterhalvårsmedelvärde) i urban bakgrundsluft.

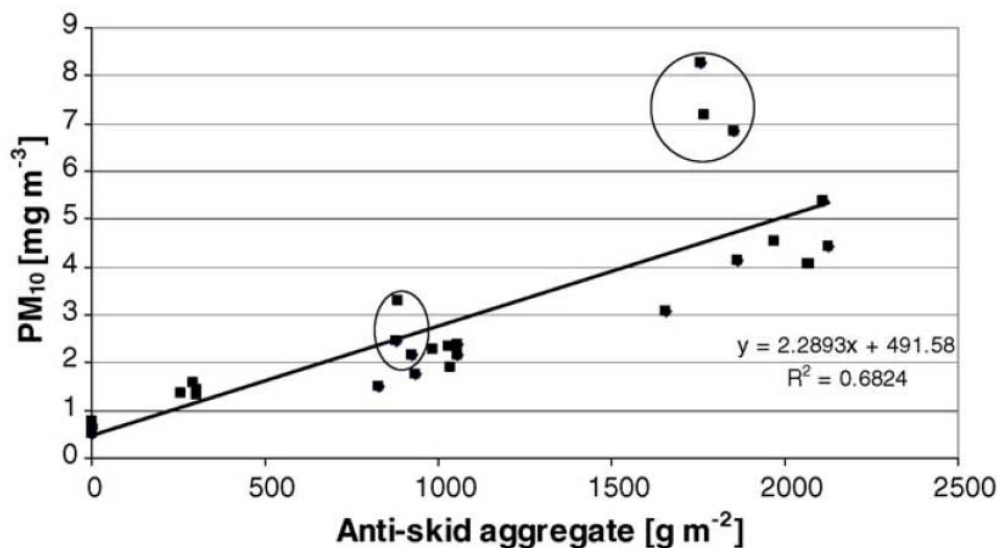
I Japan har PM10 halterna sjunkit från ca 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  till 40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  tack vare totalförbudet, vilket motsvarar en minskning från 100% dubbandel till 5% andel.???

## 5. Hur påverkar sandning PM10 emissionerna vid användning av dubbdäck respektive friktionsdäck?

Mätningarna med provvägsmaskinen i Linköping (Gustafsson et al., 2005) och motsvarande finska studier (Kupiainen m fl. (2005) har visat att PM10 genereringen ökar kraftigt då sand används på vägbanan. Gustafsson m fl. (2005) fann att både natursand och stenkross gav kraftigt förhöjd PM10 bildning både för dubbdäck och friktionsdäck, även om dubbdäcken fortfarande gav betydligt större PM10 produktion jämfört med friktionsdäcken. Men båda studierna visade att skillnaden mellan dubbdäckens och friktionsdäckens PM10 generering minskar kraftigt med sand jämfört med utan sand på vägbanan. Mätningarna av Kupiainen m fl. (2005) har visat att både stenmaterialet i vägbanan och sanden i sig bidrar till de förhöjda halterna av PM10 då sand används. Framförallt natursand innehåller PM10 i sig, men genom krossning och malning av sandkornen bildas också PM10.

Tervahattu et al. (2006) presenterade resultat från mätningar med vägprovmaskin som visar att mängden PM10 som bildas är direkt proportionell mot mängden sand som påförs (Figur 3). De visade att en stor del av mängden PM10 partiklar i dessa mätningar kom från vägbanans stenmaterial, inte från sanden, men att båda bidrar och relativa bidragen beror på mineralsammansättningen och hårdheten på stenarna. Dubbdäcken ger mer PM10 än friktionsdäcken, som dock gav mera organiskt material jämfört med dubbdäcken.

Det är givetvis mycket vanskligt att översätta mätningarna med vägprovmaskiner till verkliga vägförhållanden. Sandning i verkligheten sker inte på torra vägbanor utan isiga vägar och när väl vägarna torkar upp kan en hel del material ha förts bort via t ex snöslask innan det hunnit bidra till PM10 generering.



Figur 3. Samband mellan mängd sand som lagts på en provvägbana och PM10 genereringen (Tervahattu et al., 2006).

En viktig aspekt på sandningens effekt på PM10 emissionerna via sandpapperseffekten är givetvis att den är beroende av hur mycket sand som läggs ut, storleken på sandkornen och hur länge sanden stannar kvar på vägbanan. Nicolson & Branson (1990) och senare även Patra et al. (2007) har visat att en stor del av det finare materialet i sanden som påförs en vägbanan snabbt förs bort på grund av fordonen (Figur 4). Redan efter ett fåtal fordonspassager har mer än hälften av partiklarna lämnat vägbanan. Dessa mätningar genomfördes med en medelstor bil med sommardäck. De minsta partiklarna ligger kvar längre än de grövre på grund av deras mindre area för luftvirvlarnas skjuvkrafter att verka på. Den kunde också visa att uppehållstiden av partiklarna på vägen berodde av fordons hastigheten, hög hastighet gav kortare uppehållstid.

En del fastnar på däck, så att en del partiklar sprids längs med vägbanan, en del vinkelrätt mot vägbanan mot kanterna och en del suspenderas till luften. Patra et al. (2007) visade att en stor del av partiklarna transporteras längs med vägbanan på grund av att de fastnar på däck. Denna transport betyder troligen mera än den som sker mot kanterna av vägen.

Vid torra vägbanor kan man anta att det ganska snart blir en balans mellan produktion av PM10 på grund av slitage och bortförsl av PM10 på grund av fordonsturbulens, dvs ingen ackumulation av material (Larsen och Haugsbakk (1996). För våta vägbanor begränsas bortförsl och PM10 kan ackumulera. Saltanvändning kan också påverka slitaget.

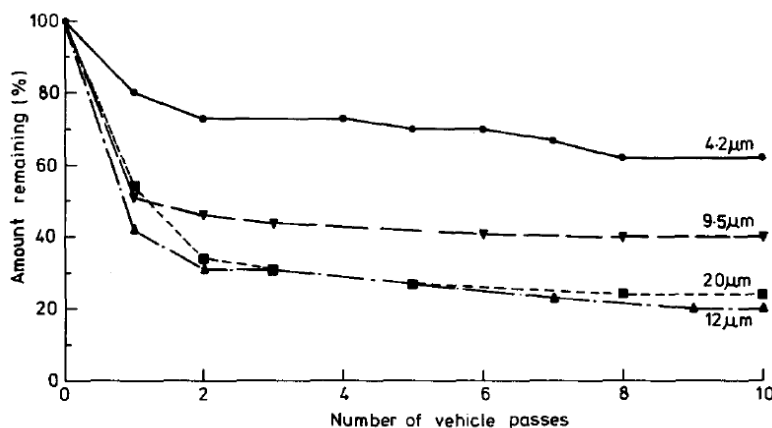


Fig. 1 The resuspension of fluorescent particles due to turbulence from a medium size car travelling at  $64 \text{ km h}^{-1}$  (averaged for 3 separate experiments).

Figur 4. Mängd partiklar av olika diameter som återstår på en torr vägbanor som funktion av antal passager med en medelstor personbil i  $64 \text{ km/h}$  (Nicholson and Branson, 1990).

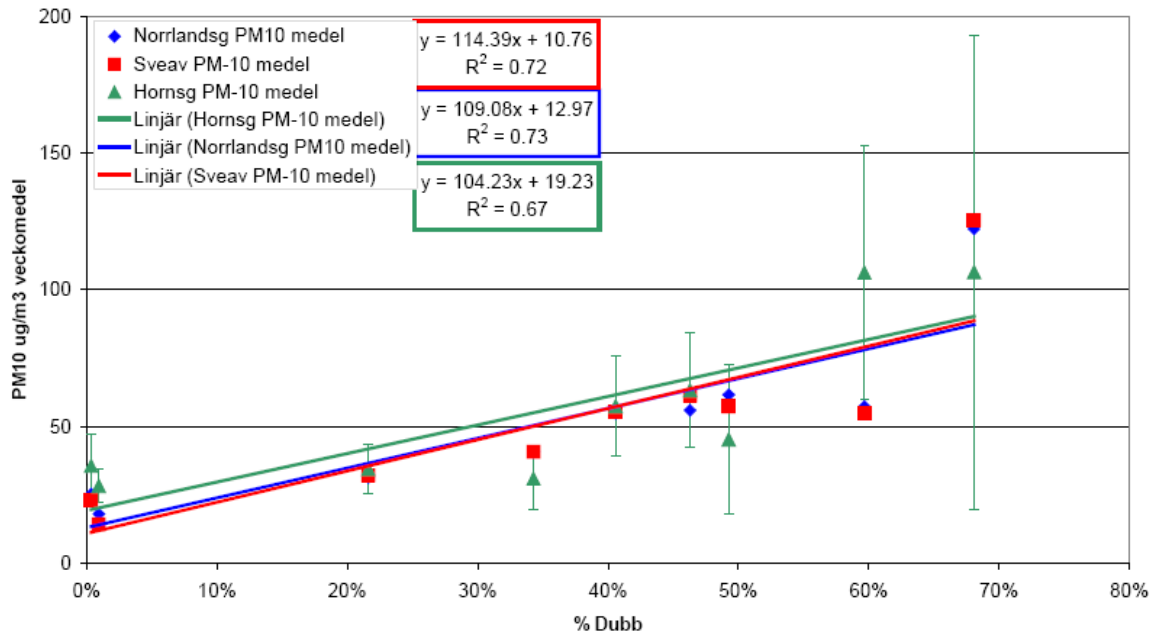
I Helsingfors norra delar tillförs sand till asfalterade vägar via fordon från anslutande grusvägar. Enligt Kupiainen m fl. (2006) är vägarna aldrig fria från stenmaterial som kan bidra till sandpapperseffekten och under dessa förhållanden så är skillnaderna mellan dubbdäcken och friktionsdäckens betydelse för PM10 genereringen inte så stor som då vägarna är helt rena och torra.

Det är (i dag) inte möjligt att kvantifiera betydelsen av ”smutsiga” vägar för PM10 halterna. Men med tanke på att de största problemen med höga PM10 halter uppkommer längs hårt trafikerade vägar, där sannolikt det mesta material som hamnar på körbanorna snabbt kommer att försvinna på grund av fordonsrörelserna, så är det troligt att sandpapperseffekten har mindre betydelse för PM10 halterna. Därmed är det dubbdäcken som står för huvuddelen av PM10 genereringen både vid torra och våta vägbanor.

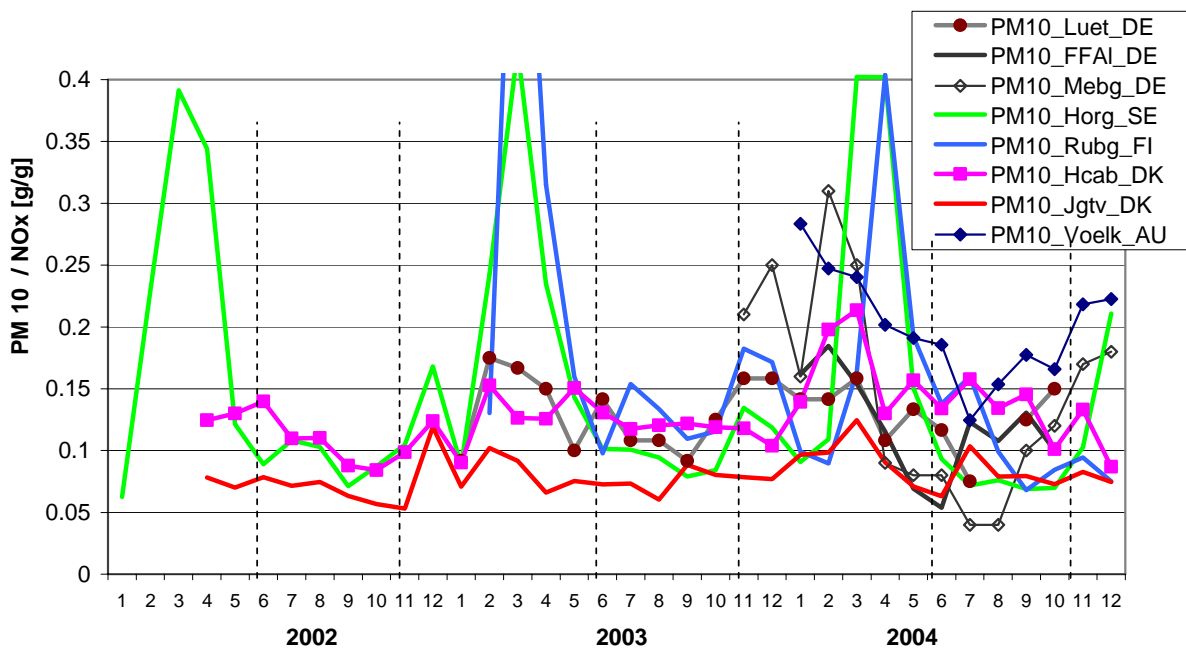
## 6. Vad betyder dubbdäcken för halterna av PM10 i Stockholm?

I Stockholm har mätningar visat på ett tydligt samband mellan andelen dubbdäck och PM10 halterna längs hårt trafikerade innerstadsgator. Johansson m fl., (2004) korrelerade PM10 halterna längs Hornsgatan, Sveavägen och Norrlands med andelen fordon som hade dubbdäck (Figur 5). Enligt denna studie ökar PM10 halten längs dessa gator med ca  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  för varje ökning av dubbandelen med 10%. Detta värde gäller för torra vägbanor som ett genomsnitt.

Ketzel m fl. (2006) beräknade relativa haltbidragen av PM10/NO<sub>x</sub> på flera platser i olika delar av Europa (Figur 6). Genom att normalisera till NO<sub>x</sub> halterna kan relationerna ses som ett mått på skillnaderna i påverkan av den lokala vägtrafikens PM10 emissioner i de olika städerna. Resultaten visar tydligt att PM10 Hornsgatan i Stockholm och Runebergenskatu i Helsingfors har betydligt högre påverkan på PM10 halterna under senvintern och våren jämfört med de andra städerna där dubbdäck inte används. Om man jämför påverkan på PM10 halterna under hela vinterhalvåret och våren (nov – maj) för Hornsgatan med Jagtvej i Köpenhamn samma period så ger vägtrafiken på Hornsgatan upphov till ca 2,5 gånger mera PM10 jämfört med trafiken på Jagtvej (alltså med beaktande av att trafikmängderna är olika). Detta visar att partikelemissionerna (PM10) från vägtrafiken i Stockholm är betydligt högre än i andra städer. Med stor sannolikhet beror detta främst på dubbdäcksandvändningen, vilket styrks av att lika tydlig förhöjning syns även Helsingfors där dubbdäcksandvändningen till och med är högre än i Stockholm.



Figur 5. Uppmätta medelvärden för PM10 halterna längs Hornsgatan, Sveavägen och Norrlandsgatan i Stockholm hösten 2003 (från Johansson m fl., 2004).



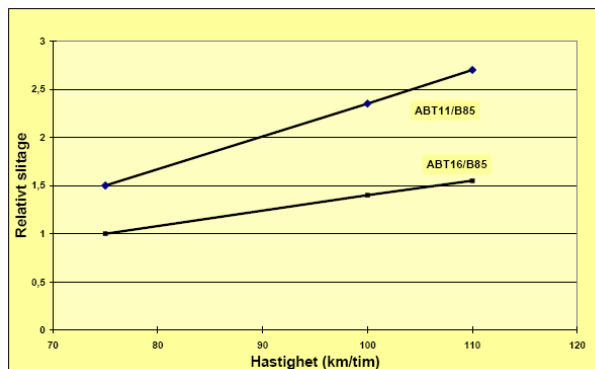
Figur 6. Jämförelse av PM10/NOx halterna vid ett antal gatustationer i olika städer i Europa. Lütznerr str (Leipzig), Frankfurter Allé (Berlin), Messenburgerstr. (Halle), Hornsgatan (Stockholm), Runebergengatu (Helsingfors), HC Andersen boulevard (Köpenhamn), Jagtvej (Köpenhamn) och Völkermarkterstr. (Klagenfurt).

## 7. Vilka faktorer styr PM10 produktionen på grund av vägslitage?

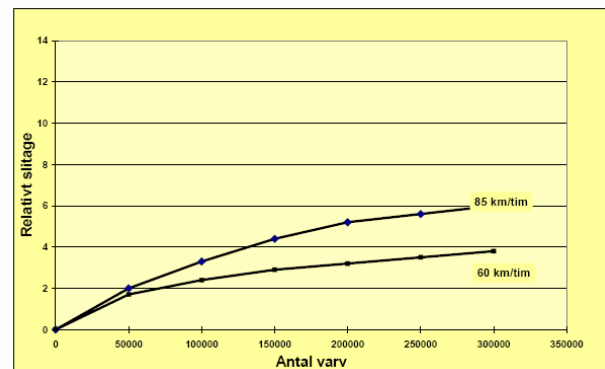
Vägslitagemodellen, som utvecklats av VTI, bygger på en rad mätningar av slitaget av olika vägbanor som dubbade däck ger upphov till (Jacobsson & Wågberg, 2005). Mätningarna har genomförts på ca 500 vägplattor i ett laboratorium med en vägprovningssmaskin, på ca 200 vägplattor utlagda längs på statliga vägar i olika delar av landet samt ca 10 längre teststräckor. Dessa studier visar att stenmaterialets kvalitet (slitstyrka) den viktigaste faktorn för hur stort slitaget blir. Även största **stenstorleken** och **stenhalten** har en betydande inverkan på slitstyrkan. De slitstarkaste asfaltbeläggningarna är skelettasfalt med högkvalitativt stenmaterial, typ porfyr och kvartsit. I Figur 8 visas exempel på hur slitaget varierar för beläggningar med olika stenmaterial och maximal stenstorlek. Skillnaden i totalt slitage mellan olika asfaltbeläggningar kan vara upp till en faktor 8.

**Typen av dubb** har också betydelse; dagens lättviktsdubb (max 1,1 g) ger ca hälften så stort slitage som den äldre, tyngre ståldubben (1,8 g). Då **fordonshastigheten** ökar från 50 till 100 km/h fördubblas slitaget. Mätningar av totala slitaget av vägbanor har visat att fordonshastigheten har stor betydelse för slitaget (Figur 7), vilket ligger i linje med de mätningar som genomförts av PM10 genereringen som funktion av hastigheten inom ramen för Weartox-projektet.

Studier på väg



Studier i PVM

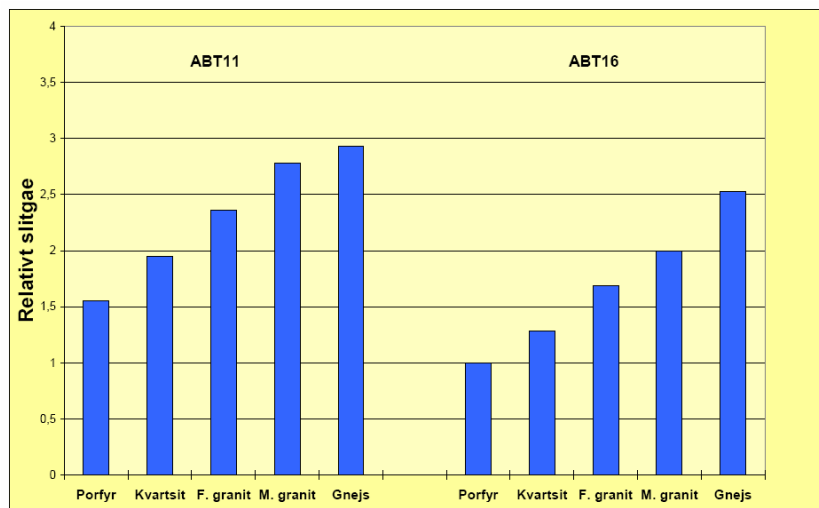


Figur 7. Fordonshastighetens betydelse för slitaget av vägbanor på grund av dubbdäck (Jacobson & Wågberg, 2007).

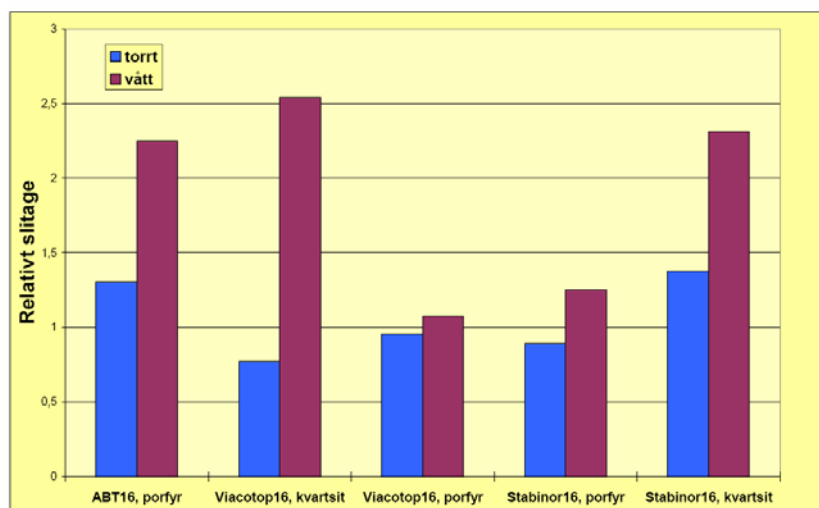
**Fuktig** vägbana slits normalt mer än torr (Figur 9). Slitaget är markant högre under extremt **kalla perioder** under vintern.

I vägslitagemodellen beräknas totala slitaget per km dubbad fordon (SPS-talet). Tyvärr vet man ännu inte hur stor andel av det totala slitaget som består av finare partiklar (PM10). För förhållandena på Hornsgatan förutsäger slitagemodellen att ca 2 g asfalt per fordonskilometer slits, medan emissionsfaktorn för PM10 (till luften) kan uppgå till några tiondels gram per fordonskilometer som mest under torra förhållanden. I genomsnitt för ett år är emissionsfaktorn för PM10 drygt 0,2 g per fordonskilometer, vilket alltså motsvarar 10% av totala vägslitaget. Slitagemodellen är dock inte utvecklad för trafikförhållandena i tätorter. För närvarande pågår mätningar av slitaget på Hornsgatan och Ringvägen i Stockholm och med resultaten från dessa kan eventuellt en bättre skattning av andelen PM10 erhållas.





Figur 8. Betydelsen av stenmaterial och maximal stenstorlek för vägbaneslitaget. Figuren anger relativa slitaget i förhållande till en ABT16, porfyr (stenmaterial från Älvdalen). (Jacobson & Wågberg, 2007).

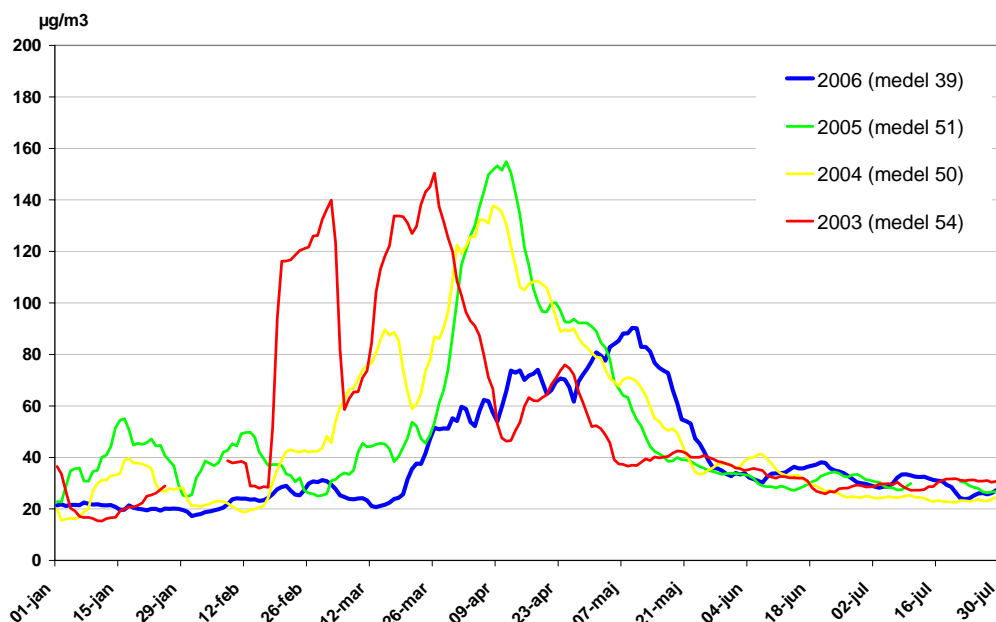


Figur 9. Betydelsen av vägbanans fuktighet för slitaget osakat av dubbdäck (Jacobson & Wågberg, 2007).

## 8. Vad påverkar emissionerna på grund av uppvirvling av ackumulerade partiklar?

Den helt avgörande faktorn är **vägbanans fuktighet**, vid våta vägbanor sker ingen eller mycket liten emission till luften på grund av uppvirvling av ackumulerade partiklar. Vid torra vägbanor beror uppvirvlingen på depån av material (mängden och storleken på partiklarna), turbulensen orsakad av fordonen, som i sin tur styrs av fordonens storlek, hastighet och vilka däck som används. Den största uppvirvlingen sker under våren då vägbanorna har tinat upp och ofta är torra. Detta bidrar till den kraftiga vårtoppen i PM10 halterna som observeras i många tätorter i Sverige.

Figur 12 visar hur tidsutvecklingen av PM10 halterna under perioden 1 januari – sista juli kan variera olika år. Denna variation mellan olika år orsakas av att storleken på depån varierar (olika mängd partiklar ligger kvar efter slitaget på grund av dubbdäcken under vintern) samt väderförhållandena under våren. År 2006 rådde vinterväglag långt in i mars, med våta, kalla vägbanor, vilket ledde till ovanligt låga PM10 halter under början på året och inte förrän i slutet av april till mitten av maj noterades kraftigt förhöjda nivåer. År 2003 var extremt åt andra hållet med rejält förhöjda nivåer på grund av uppvirvling av partiklar från vägarna redan under slutet av februari.

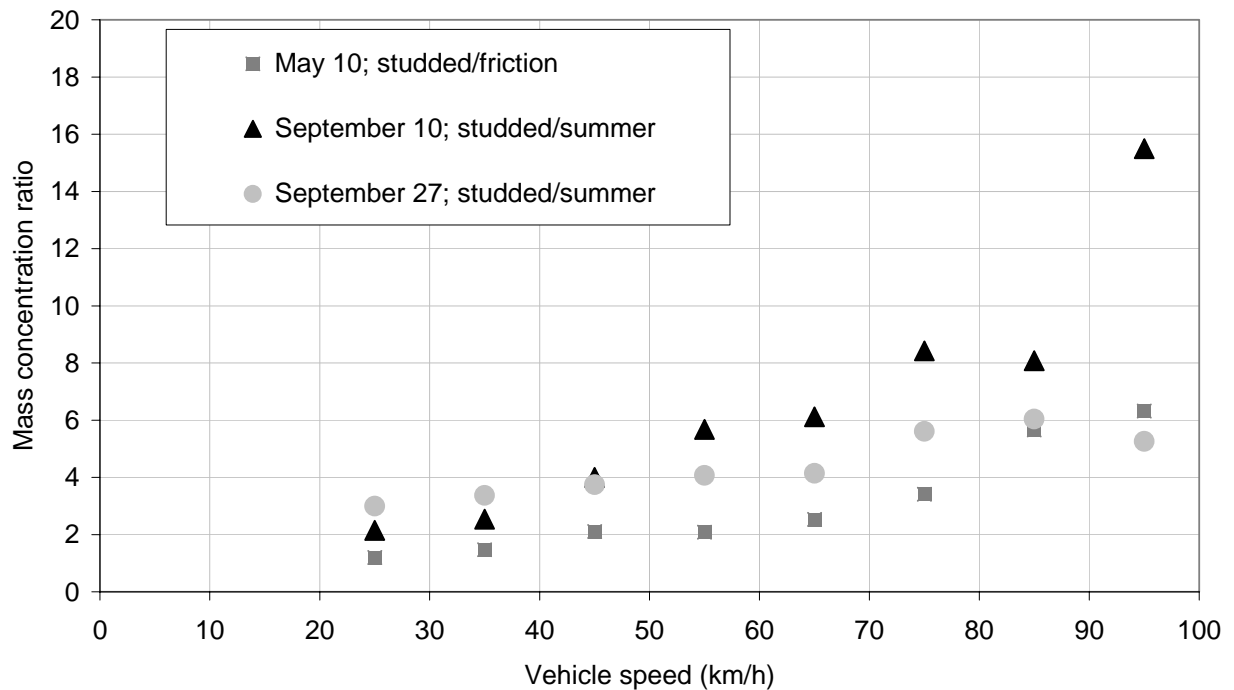


Figur 10. Halter av partiklar, PM10 i gatunivån på Hornsgatan i centrala Stockholm.

## 9. Går det att uppskatta emissionerna på grund av slitage respektive på grund av uppvirvling?

Det är svårt att avgöra hur stor del av partikelhalterna som beror på det direkta slitaget respektive hur stor del som kommer från uppvirvling av tidigare genererat material. Utifrån mobila emissionsmätningar syns ett tydligt hastighetsberoende av relativa emissionerna från friktions- respektive dubbdäck som antyder att dubbdäcken betyder mycket mera för PM10 genereringen vid högre hastigheter.

Detta ligger i linje med att anslagskraften av dubben mot vägbanan ökar med däckens hastighet. Troligen ser hastighetsberoendet av slitaget respektive uppvirvlingen olika ut, men sannolikt betyder dubbdäcken betydligt mera för slitaget vid höga hastigheter jämfört med friktionsdäcken (Figur 11).



Figur 11. Fordonshastigheten betydelse för relativa PM10 emissionen från dubbdäck respektive friktions- och sommardäck. Mätningar med mobil utrustning på olika asfaltstyper (Hussein m fl., 2007).

## 10. Hur mycket av det ackumulerade stenmaterialet längs vägarna kommer från slitage på grund av dubbdäck respektive andra källor såsom sandning på grund av halkbekämpning?

Denna fråga är mycket svår att besvara.

Det totala trafikarbetet i Stockholms stad är 3000 miljoner fordonskilometer. Det specifika dubbslitaget (SPS talet) ligger på omkring någon gram per fordonskilometer, vilket ger drygt 2 ton asfalt per år.

Senaste uppgiften för den totala mängden sand i form av natursand som tillförts i Stockholms stad var 37 400 ton (år 1993). Enligt uppgift användes ca 70% av detta på gångbanor och 30% på lågtrafikerade vägar. Vägar med mycket trafik sandas ej normalt eftersom sanden omedelbart bortförs av trafiken.

## 11. På vilket sätt kan odubbade däck bidra till högre PM10 emission?

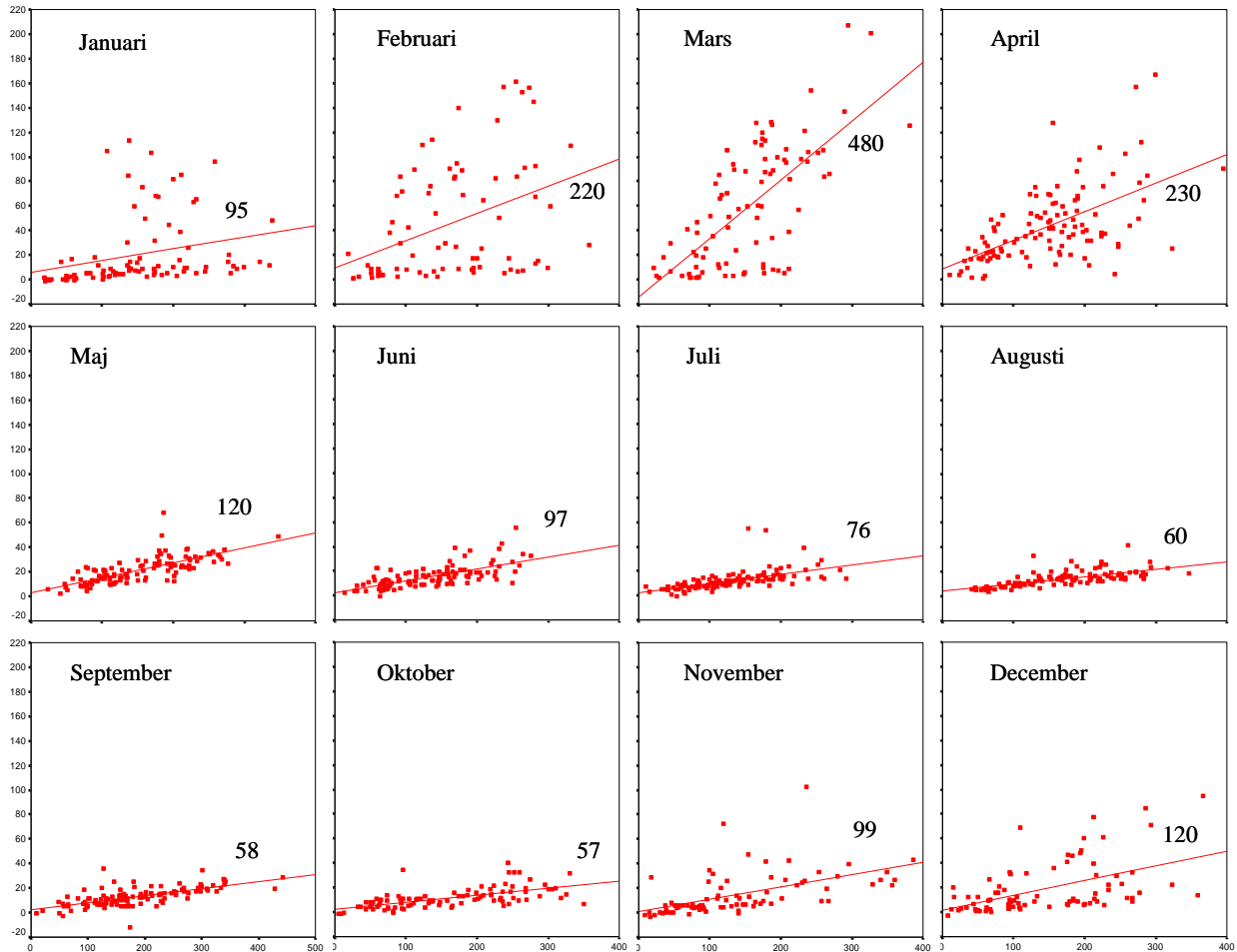
Det råder enighet mellan svenska och finska forskare om att på rena gator är slitaget väsentligt större med dubbdäck jämfört med friktionsdäck. Mätningarna i provvägsmaskin har också visat att friktionsdäcken ger högre PM10 produktion jämfört med sommardäck och att olika typer av odubbade vinterdäck kan ge olika PM10 produktion. Finska forskare har dock gjort det troligt att däckens yta kan vara viktig för krossningen och malningen av vägbanan och sand/grus på vägbanan (Figur 12). Under sådana förhållanden kan friktionsdäcken slita kraftigare än dubbdäcken på grund av en sandpapperseffekt. Dubbarnas slitage skulle då ha mindre betydelse.

Den totala emissionsfaktorn för PM10 för vägarna i Stockholms innerstad varierar kraftigt under året (Johansson m fl., 2004). Figur 13 visar bidragen till PM10 halterna från Hornsgatan som funktion av NOx-halterna. PM10 bidraget är kraftigt förhöjdt under senvintern/våren på grund av uppvirvlingen och slitaget. Variationerna kan vara stora beroende på fuktigheten på vägbanorna. Men de lägsta emissionerna sker under hösten, inte under sommaren, då sommardäck används. Detta förklaras sannolikt till stor del av att vägbanorna då är som fuktigast och renast på hösten.

Men eventuellt kan det vara så att **polering** av beläggningarna också påverkar PM10 emissionerna. Genom polering som sommar- och friktionsdäcken ger upphov till, förändras ytskiktet i beläggningen; stentopparna i mikrotexturen slipas ner och poleras. När mikrotexturen är ner slitnen kan det vara så att PM10 emissionerna minskar. När dubbdäcken börjar användas ruggas beläggningarna upp och poleringen försvinner. Ingen vet idag hur betydelsefullt detta är för PM10 emissionerna, men det kan eventuellt förklara en del av den variation av PM10 emissionerna som framgår av Figur 13.



Figur 12. Via kontakten mellan däck och vägbanan sker slitage av vägbanor via malning och krossning och emissioner till luften genom både mekaniska och aerodynamiska (pneumatiska?) processer.



Figur 13. Månadsmedelvärden av relationen mellan de lokala NOx-emissionerna och de lokala PM10 emissionerna på Hornsgatan. X-axlarna avser de skillnaden i NOx-halterna i gatunivå och taknivå och y-axlarna motsvarande för PM10. Enhet  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Siffrorna i graferna anger lutningen av regressionslinjerna, dvs milligram PM10 per gram NOx.

## Referenser

- Brunekreef, B. and Forsberg, B., 2005. Epidemiological evidence of effects of coarse airborne particles on health. *Eur. Respir. J.*, 26, 309-318., 2357-2362.
- Dahl, A., Gharibi, A., Swietlicki, E., Gudmundsson, A., Bohgard, M., Ljungman, A., Blomqvist, G., Gustafsson, M., 2006. Traffic-generated emissions of ultrafine particles from pavement-tire interface. *Atmos. Environ.*, 40, 1314-1323.
- Etyemezian, V., Kuhns, H., Gillies, J., Green, M., Pitchford, M., Watson, J., 2003. Vehicle-based road dust emissions measurements: I-methods and calibration. *Atmospheric Environment* 37, 4559-4571.
- Gustafsson m fl., 2006. Effekter av vinterdäck – State of the art. VTI. Rapport XXX.
- Gustafsson, M., 2001. Icke avgasrelaterade partiklar i vägmiljön. VTI meddelande nr 910. VTI, 581 95 Linköping.

- Gustafsson, M., Blomqvist, G., Dahl, A., Gudmundsson, A., Ljungman, A., Lindbom, J., Rydell, J., Swietlicki, E. 2005. Inhalable particles from the interaction between tyres, road pavement and friction materials. Final report from the Wear tox project. Report no. 520 (in Swedish with summary in English). Swedish National Road and Transport Research Institute, SE-581 95 Linköping, Sweden.
- Gustafsson, M., m fl., 2006, Effekter av vinterdäck - En kunskapsöversikt. VTI, 543. VTI, Linköping.
- Gustafsson, M., m fl., 2007. Particle characteristics and toxicological effects of particles from the interaction between tyres, road pavement and winter traction material. Insänd för publicering i *The Science of the Total Environment*, februari, 2007.
- Hagen et al., 2005. Miljøfartsgrense i Oslo Effekt på luftkvaliteten av redusert hastighet på rv 4. NILU OR 41/2005.
- Hussein, T., Johansson, C., Karlsson, H., Hansson, H.-C., 2007. Factors affecting particle emissions from paved roads – on road measurements in Stockholm, Sweden. Submitted to *Atmospheric Environment*, feb. 2007.
- Jacobson, T. & Wågberg, L.-G., 2007. Slitagemodellen – faktorer som är kopplade till vägbeläggningens slitstyrka och dubbdäcksslitage på vägen. Kursdokumentation, Slitagemodellen. VTI, Linköping, februari, 2007.
- Jacobson, T., & Wågberg, L.-G., 2004. Prediction models for pavement wear and associated costs. Swedish National Road and Transport Research Institute, SE-581 95 Linköping, Sweden.
- Johansson, C., 2006. Betydelsen av bullerreducerande beläggning för partikelhalterna. SLB rapport 2006:3. Miljöförvaltningen, Stockholm, Box 8136, 104 20 Stockholm.
- Johansson, C., m fl., 2004. Partiklar i stadsmiljö – källor, halter och olika åtgärders effekt på halterna mätt som PM10. SLB analys 2:2004 ([http://www.slb.nu/slb/rapporter/pdf/pm10\\_4\\_2004\\_050117.pdf](http://www.slb.nu/slb/rapporter/pdf/pm10_4_2004_050117.pdf)).
- Johansson, C., Norman, M., Gidhagen, L. 2006. Spatial & temporal variations of particle mass (PM10) and particle number in urban air – Implications for health impact assessment. *Environ. Monit. Assess.* DOI:10.1007/s10661-006-9296-4
- Ketzel, M; Omstedt; G., Johansson; C., Düring; I., Pohjola; M., Öttl; D., Gidhagen; L., Wählin; P., Lohmeyer; A., Haakana; M., Berkowicz, R., 2006. Estimation and validation of PM2.5/PM10 exhaust and non-exhaust emission factors for practical street pollution modelling. Submitted for publication in *Atmos Environ.*, dec 2006.
- Kristensson, A., Johansson, C., Westerholm, R. Swietlicki, E., Gidhagen, L., Wideqvist, U. & Vaclav Vesely, 2003. Real-World Traffic Emission Factors of Gases and Particles Measured in a Road Tunnel in Stockholm, Sweden. Accepted for publication in *Atmospheric Environment*, Sept., 2003.
- Kupiainen, K. H., Tervahattu, H., Räisänen, M., Mäkelä, T., Aurela, M., och Hillamo, R., 2005. Size and composition of airborne particles from pavement wear, tires, and traction sanding. *Enviro Sci Technol.*, 39, 699-706.
- Kupiainen, K., Pirjola, L. & Tervahattu, H. 2006. Effect of tire studs and traction sanding on emissions of road dust. (personal communication). Abstract for ISCORD 2007.
- Kupiainen, K., Tervahattu, H., och Räisänen, M., 2003. Experimental studies about the impact of traction sand on urban road dust composition. *The Science of the Total Environment*, 308, 175-184.
- Larsen och Haugsbakk, 1996; Statens vegvesen; 1911, Veg-grepsprosjektet.
- Nicholson, K. W., Branson, J. R, 1990. Factors affecting resuspension by road traffic. *Sci. Total Environ.* 93: 349-358.

---

Nicholson, K. W., Branson, J. R., Giess, P., Cannell, R. J. 1989. The effects of vehicle activity on particle resuspension. *J. Aerosol Sci.* 20(8): 1425-1428.

Patraa, A. Colvile, R., Arnold, S., Bowen, E., Shallcross, D., et al. 2007. On street observations of particulate matter movement and dispersion due to traffic on an urban road. *Atmos Environ.*, 2007, doi:10.1016/j.atmosenv.2006.10.070.



**INSTITUTIONEN FÖR TILLÄMPAD MILJÖVETENSKAP  
VID STOCKHOLMS UNIVERSITET**

**106 91 STOCKHOLM**

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

**•**

**s**