

Diffusa partikelemissioner från trafik i bygg- och industriverksamhet

Malin Gustafsson, Kjell Peterson, Karin Persson, Göran Blomqvist, Mats Gustafsson och Sara Janhäll

Författare: Malin Gustafsson, Kjell Peterson, Karin Persson, IVL Svenska Miljöinstitutet, Göran Blomqvist, Mats Gustafsson och Sara Janhäll, VTI Statens väg- och transportforskningsinstitut

Medel från: Trafikverket

Rapportnummer: C153

Upplaga: Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

© IVL Svenska Miljöinstitutet 2016

IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm

Tel: 010-7886500 Fax: 010-7886590

www.ivl.se

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

Förord

Detta arbete har genomförts som en del av projektet Damning från byggarbetsplatser, finansierat av Trafikverket. IVL (Malin Gustafsson, Kjell Peterson och Karin Persson) ansvarar för partikelmätningar och emissionsberäkningar, medan VTI (Göran Blomqvist, Mats Gustafsson och Sara Janhäll) ansvarar för vägdammsprover och mätning av storleksfördelade partiklar vid asfalterad väg.

Innehållsförteckning

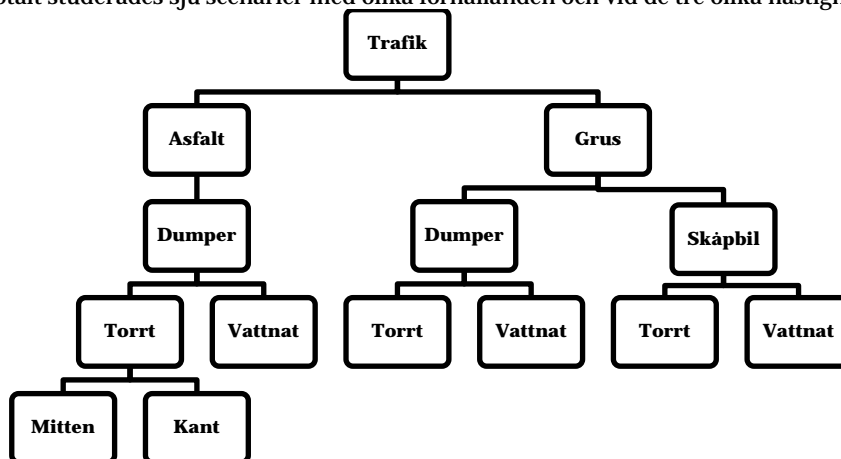
Förord.....	3
1 Introduktion och syfte.....	5
2 Metoder.....	5
2.1 Mätmetodik emissionsfaktorer	6
2.2 Beräkning av emissionsfaktorer.....	7
2.3 Mätmetodik partikelstorleksfördelningar.....	7
2.4 Meteorologi under mätningen.....	7
2.5 Mätmetodik vägdamm.....	7
3 Resultat och Diskussion.....	9
3.1 Emissionsfaktorer	9
3.2 Partikelstorleksfördelningar och trafik.....	10
3.3 Spridning av vägdamm från byggplats ut på allmän gata	13
4 Slutsatser	15
5 Referenser.....	16

1 Introduktion och syfte

De partikelhalter som förekommer i utomhusluften i tätorter idag är i många fall skadliga, i synnerhet för känsliga personer, och kan orsaka bland annat hjärt- och kärlsjukdomar och luftvägsproblem. Partiklar i utomhusluft uppkommer på såväl naturlig väg som antropogent, det vill säga genom mänsklig verksamhet. Emissionerna från fasta anläggningar (till exempel energiproduktion) och fordonsavgaser är relativt väldefinierade. Däremot är kunskapen om emissioner från diffusa källor, såsom barlagda ytor, materialupplag, stenkrossar och uppvirvling av damm från arbetsmaskiner, mycket bristfällig. Byggarbetsplatser inkluderar ofta aktiviteter och källor som genererar diffusa partikelemissioner. Byggarbetsplatser är generellt temporära, men när de förekommer i tätbebyggda områden kan de orsaka både negativa effekter på luftkvalitet samt nedsmutsningsproblem. Diffusa partikelemissioner från fordon och transporter inne på en byggarbetsplats kan vara en stor källa till partikelhalter. Även fordon som kör ut från en arbetsplats kan vara en stor källa till spridning av partiklar till följd av damm och smuts som följer med på smutsiga däck. I denna studie har emissionsfaktorer tagits fram för fordonstrafik på en asfaltsyta respektive en grusad väg på en byggarbetsplats där materialhantering och –upplag förekom. Även inverkan av fordons hastighet på de diffusa partikelemissionerna och effektiviteten av bevattning av vägytan som damningsreducerande åtgärd har studerats. Vidare har studier gjorts avseende de diffusa partikelemissionernas storleksfördelningar, liksom avseende hur byggdamm kan spridas ut på allmän gata från en utfart från byggarbetsplatser.

2 Metoder

Emissionsfaktorer (g/fkm) för diffusa partikelemissioner från fordon har beräknats för en olastad dumper på 34 ton och 3 hjulpar under körning på en asfalterad väg samt en grusväg på ett område där materialhantering och materialupplag förekom. På asfalts- respektive grusvägen testades tre olika hastigheter, 20, 30 och 50 (40 för grusvägen) km/t, då vägen var torr samt efter att vägen vattenbegjutits (Figur 1). På den grusade vägen togs emissionsfaktorer även fram för en skåpbil på ca 2 ton. Vattenbegjutningen genomfördes tills hela ytan var blöt, omkring 0.75 liter vatten per kvadratmeter. Avseende den asfalterade vägen testades även effekten av körsätt, d.v.s. om fordonet kördes i mitten alternativt närmare kanten av vägen. Detta eftersom mer damm var ackumulerat vid kanten av vägen. Totalt studerades sju scenarier med olika förhållanden och vid de tre olika hastigheterna.

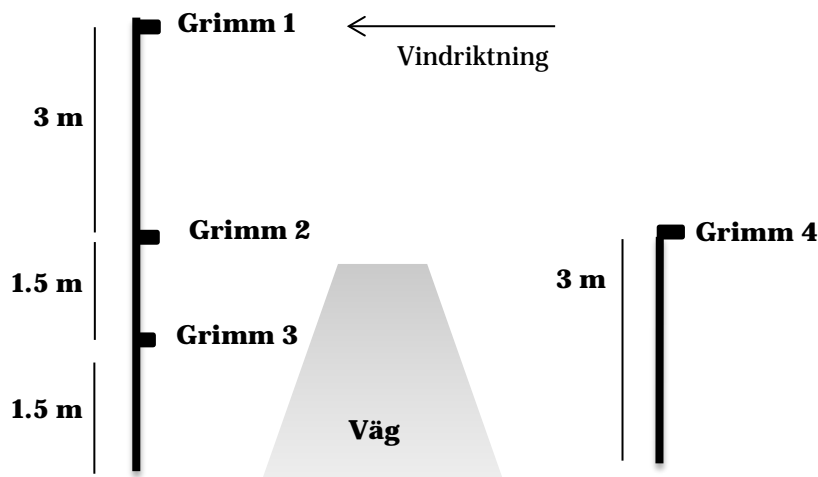


Figur 1 Schema över de förhållanden för vilka tester genomförts. För varje scenario testades vid fordonshastigheterna 20, 30 och 50 (40 för grusvägen) km/t.

På två lokaler i Linköping studerades även hur damm från byggarbetsplatser sprids ut på det allmänna vägnätet med hjälp av Wet dust sampler (WDS).

2.1 Mätmetodik emissionsfaktorer

För att beräkna emissionsfaktorerna för diffus damning från dumpern genomfördes mätningar av partikelhalten på lä och lovert-sidan av den asfalterade respektive grusade vägen. Mätningarna utfördes med hjälp av fyra optiska partikelinstrument (Grimm), med hög tidsupplösning (6 sekunder), som mäter partikelhalten i luft i olika storleksfraktioner. I studien fokuserade vi främst på partikelfraktionerna PM₁₀ och PM_{2.5}. För att fånga den vertikala spridningen av partikelplymen orsakad av fordonet användes tre Grimm-instrument på lä-sidan (Grimm 1-3) av vägen på höjderna 1.5, 3 och 6 m över marken samt en på lovert-sidan (Grimm 4), 3 m över mark, för att mäta partikelhalten i "bakgrundsluften", dvs. de partikelhalter som orsakades av andra källor på området (Figur 2). För varje scenario och hastighet körde fordonet förbi mätarna 8 gånger.



Figur 2 Placering av mätinstrument.

För att kunna beräkna den diffusa partikelemissionen från fordonet behövs även information om de meteorologiska förhållandena. Under hela perioden för mätningarna mättes vindhastighet, vindriktning, relativ fuktighet och temperatur, med en minuts upplösning, vid respektive mätplats.

Efter att all data analyserats framkom det att vid passager då vindhastigheter överskred 6 m/s blev partikelhalterna (och beräknade EF) betydligt högre än vid lägre vindhastigheter. För att undvika problemet med att vinden själv orsakar dammbildning beräknades slutgiltigt endast emissionsfaktorerna baserat på passager då vindhastigheten var under 6 m/s. Ett exempel på dammbildning orsakat av vind var för skåpbilen med hastigheten 50 km/t, där alla passager genomfördes då vindhastigheten låg mellan 6 och 7 m/s, och där emissionsfaktorn blev nästan lika hög som för Dumpern då vindhastigheten var under 6 m/s (se Figur 4).

2.2 Beräkning av emissionsfaktorer

Emissionsfaktorerna avseende diffusa partikelemissioner från fordon, EF (g/fkm), beräknades enligt Ek.1 där $C_{h,t}$ är partikelhalten vid höjd h_i över vilken halten antas vara oförändrad och för tid t , u_t är vindhastigheten (vinkelrät mot vägen) vid tid t , Δt är tidsintervallet över vilket ett medel av partikelhalten mätts (i detta fall 6 s), och n är antalet passager.

$$EF = \frac{\sum_t \sum_h ((C_{h,t} - C_{BG,h}) h_i u_t \Delta t)}{n} \quad \text{Ek. 1}$$

För att beräkna partikelemissionen från fordonet behöver partikelhalten i bakgrundsluften, $C_{BG,h}$, subtraheras från de uppmätta halterna för att ta bort påverkan av andra eventuella källor. Mätningarna på lovart-sidan av vägen (Grimm 4) representerar här bakgrundshalten. Grimm 4 var monterad på 3 m höjd och inloppet riktat från vägen (Figur 2). Partikelhalterna uppmätta med Grimm 4 subtraherades inte direkt från halterna på läsidan eftersom bakgrundshalten varierade bland annat med höjd över marken. Istället beräknades förhållandet mellan halten vid bakgrundsmätaren (Grimm 4) och mätarna på läsidan (Grimm 1-3) under en period (ca 1 halvtimme) då inga fordon passerade. Dessa förhållanden användes sedan för att justera den uppmätta bakgrundshalten under de tider då testerna genomfördes.

2.3 Mätmetodik partikelstorleksfördelningar

För att studera partikelstorleksfördelningen mellan ca 10 nm – 10 µm under mätningen vid den belagda vägytan på området användes en APS (aerodynamic particle sizer, TSI modell 3321) försedd med ett PM₁₀-insug och en SMPS (scanning mobility particle sizer, TSI Modell 3080). Instrumenten placerades nedvinds den trafikerade ytan, med insugen ca 2 m över ytan. Tidsupplösningen var 20 sekunder för APS och 1 minut för SMPS. Mätningarna pågick dels under samma tid som emissionsfaktormätningarna, dels efter de kontrollerade försöken med styrd trafik. Även trafiken noterades under denna tid, men med uppskattningar av hastigheter.

2.4 Meteorologi under mätningen

Under hela mätperioden var vädret torrt och klart med relativ luftfuktighet mellan 50 och 65 %, temperaturer mellan 10 och 15 °C och vindriktningen stabilt sydvästlig, d.v.s. perpendikulär mot vägarna där testerna genomfördes. Vindhastigheten under mätningarna vid asfaltsvägen var mellan 1.5-3 m/s, medan den var något högre under testerna vid grusvägen 3-7 m/s.

2.5 Mätmetodik vägdamm

På två lokaler i Linköping studerades hur damm från byggarbetsplatser sprids ut på det allmänna vägnätet, där det kan bidra till höga partikelhalter och exponering genom trafikens uppvirvling. Lokalerna var Vallastaden och Vimanshäll, båda områden där nya stadsdelar med bostadsbebyggelse växer fram. Vid Vallastaden var gatan en infartsgata till universitetsområdet och vid Vimanshäll en lokalgata i nuvarande bostadsområde (se Figur 3).



Figur 3 Gata utanför utfart från byggplats på Vimanshäll, Linköping.

För att provta dammängderna användes Wet Dust Sampler (WDS), en provtagare utvecklad av VTI för repeterbar provtagning av vägdamm (Jonsson m.fl., 2008). Provtagningen gjordes var 50:e meter från en tydlig utfart från byggplatserna. På varje avstånd togs tre prover i vänster hjulspår och tre mellan hjulspår. Ett urval av sex prover, med visuellt bedömd stor spridning på damminnehållet, filterades och dammängderna vägdes och relaterades till provernas turbiditet (Hanna instruments HI 88713 ISO Turbidity Meter). Det linjära sambandet ($R^2 = 0.88$) användes för att beräkna resterande provers dammängder. Dammängderna presenteras som DL180 (Dust Load <math>< 180 \mu\text{m}</math>). Då betydelsen för inandningsbart damm är i fokus då WDS används, kan massan av enstaka större partiklar som kommer med i provet maskera innehållet av fint damm, varför en övre gräns satts för partikelstorlek.

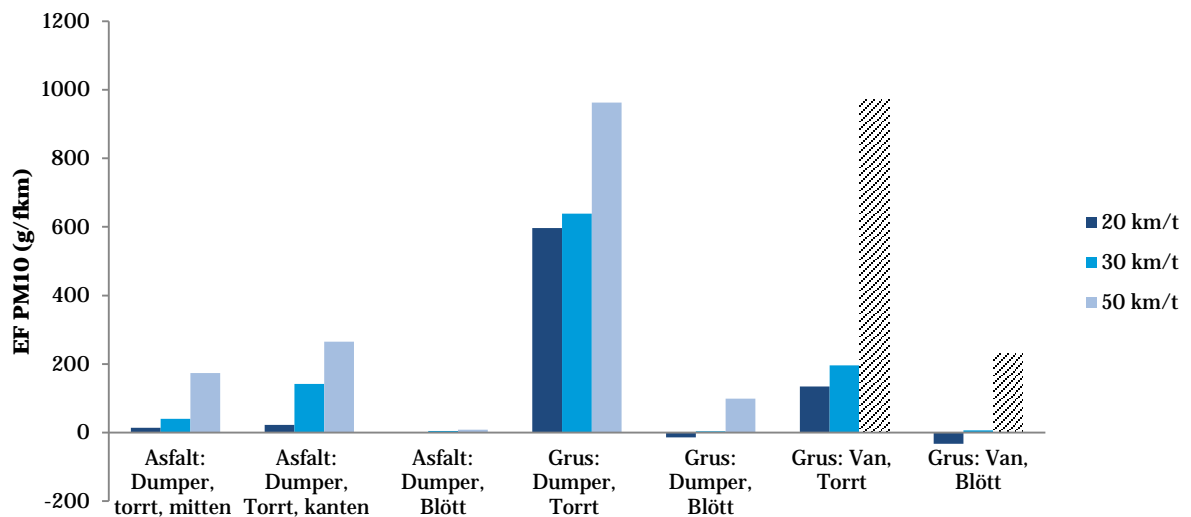
3 Resultat och Diskussion

3.1 Emissionsfaktorer

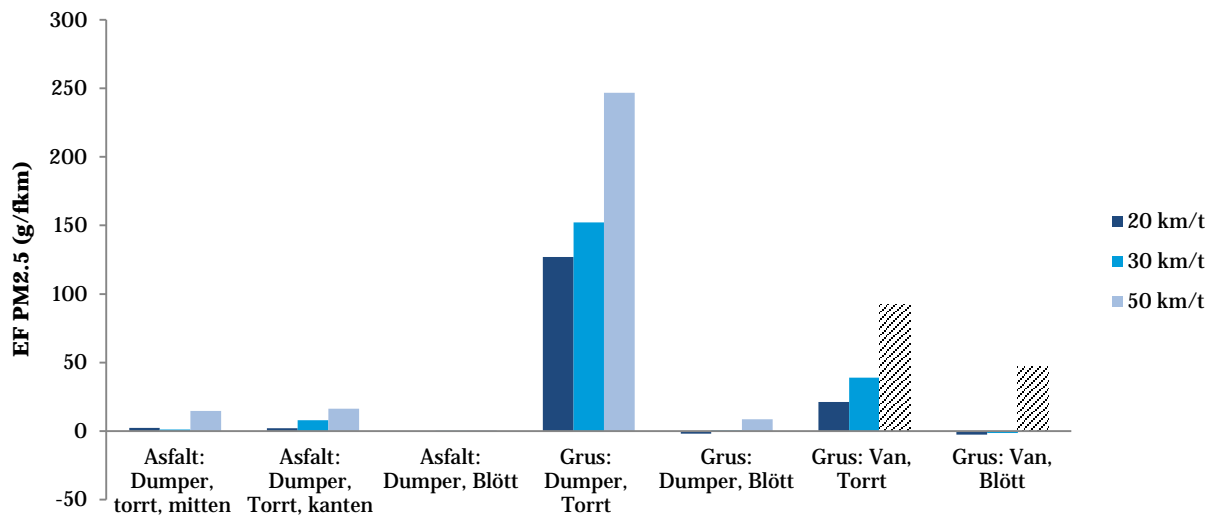
Resultaten från denna studie visar påverkan av fordonshastighet på diffusa partikelemissioner och effektiviteten av vattenbegjutning för att reducera damning orsakat av fordon. Typen av underlag, asfalt respektive grus, påverkade damningen betydligt, där emissionen var mellan ca 3 - 5 gånger högre för PM₁₀ och över 10 gånger högre för PM_{2.5} vid körning på den grusade vägen (Figur 4 och 5) vid torrt väglag. Vidare spelade hastigheten en stor roll för partikelemissionerna vid torr vägbana, med mer än 10 gånger högre emission vid 50 km/t jämfört med 20 km/t. Storleken på fordonet var också av betydelse för partikelemissionerna, med ca tre gånger högre emissioner för dumpern jämfört med skåpbilen

Effektiviteten av bevattning som åtgärdsstrategi framkom tydlig i denna studie med en 10-100 gånger lägre PM₁₀- och PM_{2.5}-emission efter det att vägen vattnats (Figur 4-5). Testerna med vattenbegjutning är också intressant då det visar att de diffusa PM_{2.5}-emissionerna från fordonet var betydande, i det att det skedde en signifikant ökning av PM_{2.5} vid fordonspassager på torr yta men inte när ytan var bevattnad. Detta motsäger tidigare studier som visar på att den största källan till PM_{2.5} från trafik kommer från avgaserna och större partiklar (PM_{2.5}-PM₁₀) från resuspension (Abu-Allaban et al., 2003, Ferm and Sjöberg, 2015, Harrison et al., 2001).

Avseende asfaltsvägen var det även av betydelse för PM₁₀-emissionerna var på vägen fordonet kördes, i mitten eller närmare kanten, på grund av dammet som ackumulerats längs vägkanten (Figur 4). Denna skillnad var dock inte lika tydlig avseende PM_{2.5}-emissionerna (Figur 5).



Figur 4 Emissionsfaktorer (EF) för PM₁₀ för de olika scenarierna och hastigheterna. Notera att för skåpbilen (van) vid testerna i 50 km/t på torrt och vattnat underlag (streckade staplar) var vindhastigheten >6 m/s för alla passager, dessa EF är därför troligen överskattade.



Figur 5 Emissionsfaktorer (EF) för PM_{2.5} för de olika scenarierna och hastigheterna. Notera att för skåpbilen (van) vid testerna i 50 km/t på torrt och vattnat underlag (streckade staplar) var vindhastigheten >6 m/s för alla passager, dessa EF är därför troligen överskattade.

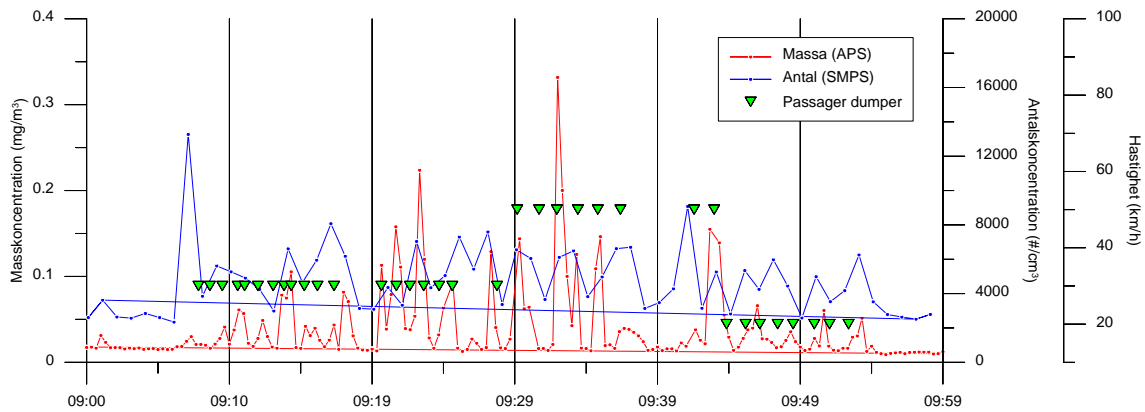
Emissionsfaktorerna beräknade i denna studie är i samma storleksordning som tidigare studier, i dessa studier togs emissionsfaktorer fram för mindre fordon än den dumper som använts här (Goossens and Buck, 2009, Gillies et al., 2005). Liksom i studien presenterad här har fordonshastighet tidigare visat sig vara en betydande faktor för partikelemissionen orsakat av fordon (Gillies et al., 2005, Goossens and Buck, 2009, Jia et al., 2013).

Efter det att vägen vattnats blev halterna betydligt lägre såväl på den asfalterade som på den grusade vägen. På den grusade vägen efter vattning blev de beräknade EF i vissa fall negativa. Orsaken till de negativa EF berodde på att bakgrundsvariationerna, vilka var höga på grund av vindhastigheten, överskred påverkan av fordonen. Detta hände dock inte vid asfalten, troligen eftersom vindhastigheten var lägre och mindre varierande under den tid som mätningarna utfördes.

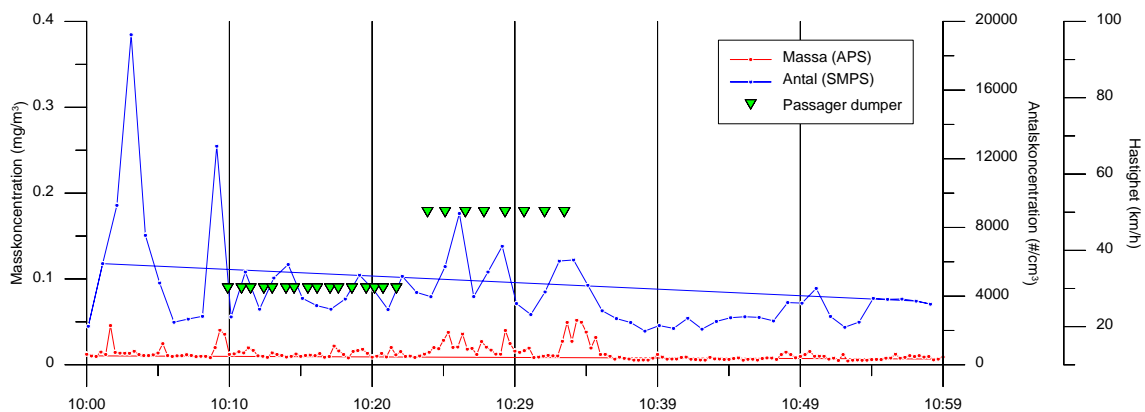
3.2 Partikelstorleksfördelningar och trafik

Utifrån resultaten från försöket med dumpern, som passerade i olika hastigheter över en torr, belagd yta, kan konstateras att masskoncentrationen av partiklar (PM₁₀) tydligt relaterar till passagera och även påverkas av de olika hastigheterna (Figur 6). Antalskoncentrationen avseende partiklar var generellt högre under perioden då dumpern trafikerade ytan, men påverkades inte av hastighetsändringarna på samma sätt som masskoncentrationen. Masskoncentrationen domineras av damm som virvlar upp från ytan, medan antalskoncentrationen främst påverkas av dumpers avgaser, vilka inte lika tydligt påverkas av hastigheten som dumpern passerar med.

Efter att ytan bevattnats sjönk masskoncentrationen till bakgrunds nivå och påverkades mycket lite av den passerande dumpern. En antydning till högre masskoncentration kunde ses under perioden då dumpern körde i 50 km/h. Antalskoncentrationen påverkades inte av vätningen av ytan, utan låg på ungefär samma nivå som under försöket med torr yta (Figur 7).

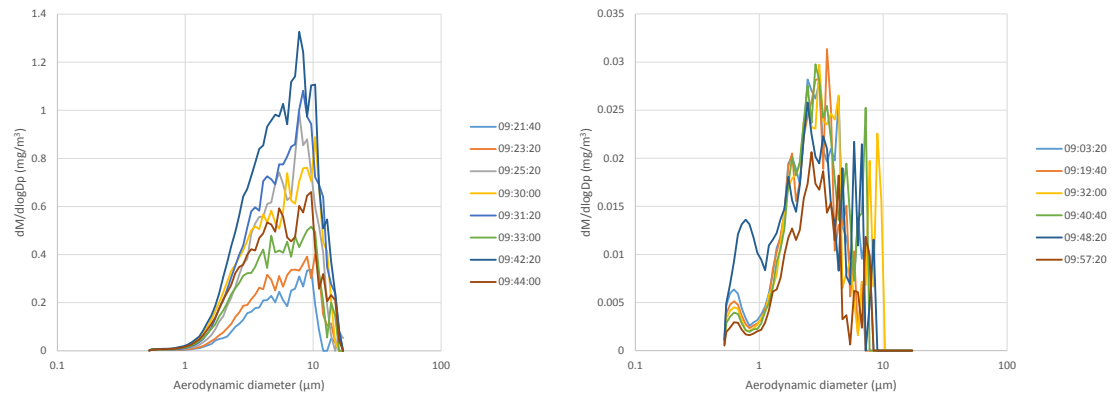


Figur 6 Variationen i masskoncentration och antalskoncentration i relation till dumperpassager i olika hastigheter vid torra förhållanden.



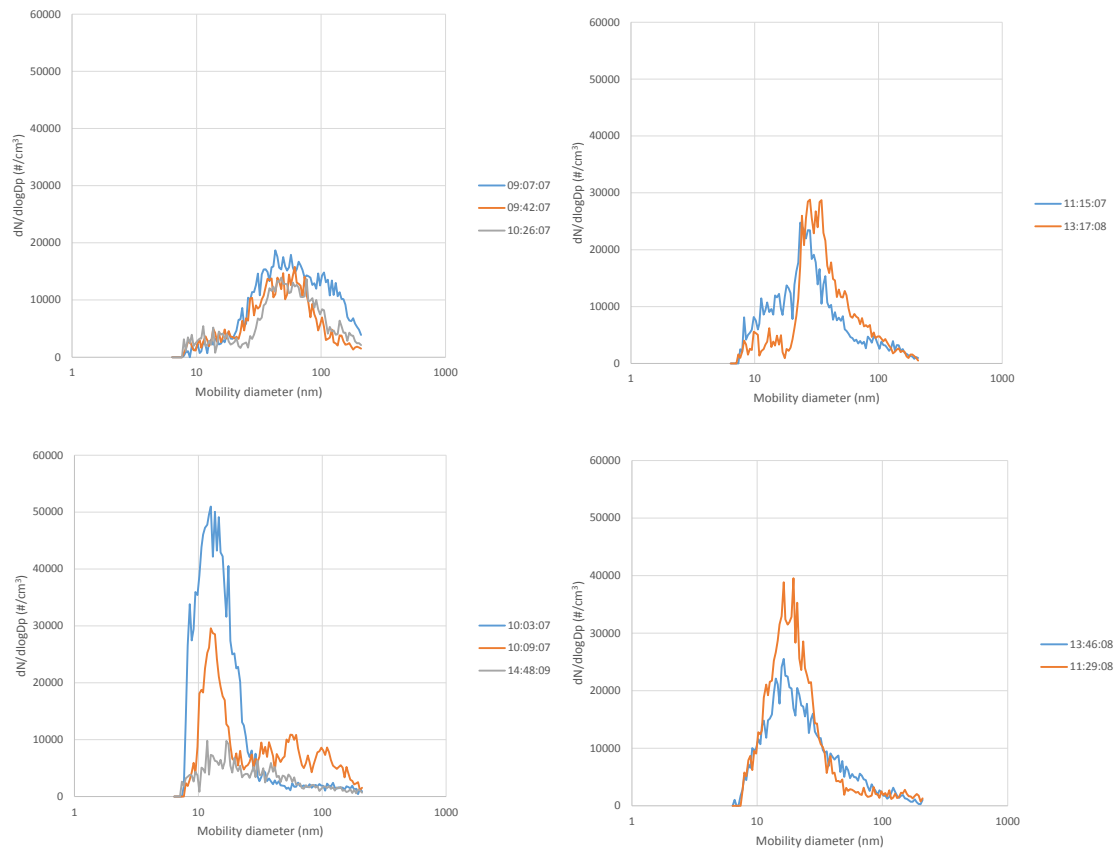
Figur 7 Variationen i masskoncentration och antalskoncentration i relation till dumperpassager i olika hastigheter vid blöta förhållanden.

Ett urval av storleksfördelningar gjordes vid höga respektive låga halter för såväl massa som antal. De grövre partiklarna, som dominerar masskoncentrationen, hade en medelmod på 9.2 μm (med PM_{10} -insug). I genomsnitt utgjordes ca 11 % av PM_{10} under dessa höga masskoncentrationstoppar av $\text{PM}_{2.5}$. Detta kan jämföras med de beräknade emissionsfaktorerna för asfaltsvägen, där emissionerna av $\text{PM}_{2.5}$ utgjorde ca 10 % av emissionerna av PM_{10} . Fördelningens form var mycket likartad vid samtliga utvalda toppar. Vid låg koncentration (bakgrund), sjönk bidraget till de grövre fraktionerna av partiklar påtagligt och medelmoden var endast 5.3 μm . En sekundär topp kan även ses under 1 μm (Figur 8). $\text{PM}_{2.5}$ utgör ca 50 % av PM_{10} då halterna är låga.



Figur 8 Masstorleksfördelningar vid ett urval av höga koncentrationstoppar vid fordonspassager (vänster) och fördelningar då masskoncentrationerna är låga (höger).

Variationen är betydligt större i de utvalda antalsfördelningarna under perioder då antalskoncentrationerna är höga. Dock kan topparna grupperas utifrån var topparna i fördelningarna ligger (se Figur 9). Den dominerande toppen varierar mellan runt 10 nm till ca 80 nm och fördelningarna har olika form. Skillnaderna kan bero på olika källor, men också närheten till källan, då dessa partikelfraktioner snabbt kan förändras genom aggregerings- och kondensationsprocesser.

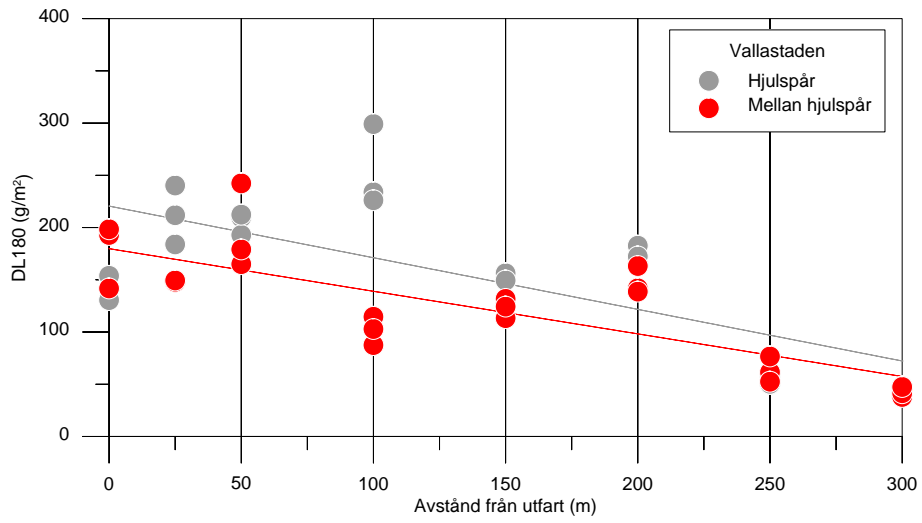


Figur 9 Fyra olika typer av antalsfördelningar vid höga antalskoncentrationer av partiklar.

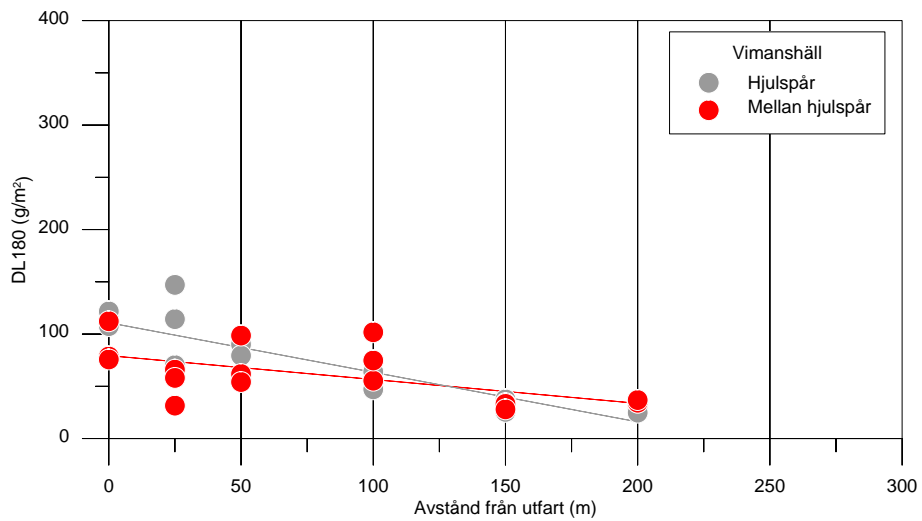
3.3 Spridning av vägdamm från byggsplats ut på allmän gata

I figurerna 10 och 11 visas förändringen i dammängd på vägytan från utfarterna från byggsplatserna vid Vallastaden respektive Vimanshäll. Dammängderna var högre här än vad som visats vid de flesta mätningar som gjorts på stadsgator, och till skillnad från dessa var det ingen tydlig skillnad på mängderna i och mellan hjulspår. På en vanlig gata är oftast dammängderna lägre i hjulspår på grund av trafikens uppvirvlande effekt (se till exempel Gustafsson m.fl., 2015). Utfarten vid Vallastaden hade ungefär dubbelt så höga dammängder som vid Vimanshäll. Dammängderna avtog tydligt bort från utfarten och var vid Vallastaden halverade efter ca 250-300 m och vid Vimanshäll efter ca 100-150 m.

Variationerna i dammängd, och hur avtagandet ser ut, kan bero dels på omfattningen av byggtrafik (Vallastaden är ett större projekt med mer trafik), markförutsättningarna inne på området (Vallastaden byggs mest på lerjord, medan Vimanshäll är ett bergigare område), men även på förutsättningarna på gatan. Till exempel kan vägytans textur påverka ansamlingen av damm och gatans trafikkaraktäristik påverka hur effektivt damm suspenderas och transporteras bort. Även driften av gatan påverkar, till exempel hur ofta den städas. En bedömning av dessa faktorer har inte rymts inom ramen för föreliggande projekt.



Figur 10 Variationer i damnmängd på vägytan med avstånd från utfart från byggplats vid Vallastaden, Linköping, baserat på turbiditetsmätning.



Figur 11 Variationer i damnmängd på vägytan med avstånd från utfart från byggplats vid Vimanshäll, Linköping, baserat på turbiditetsmätning.

4 Slutsatser

Studien visade att bevattning av vägytan, på såväl den asfalterade som den grusade vägen, var en effektiv damningsreducerande åtgärd. När vägen var torr spelade såväl hastigheten som fordonets storlek en stor roll för partikelemissionerna. En intressant fråga är om det är dimensionerna (höjd och bredd), fordonsvikten eller antal hjulpar som är mest avgörande för fordonets benägenhet att orsaka diffusa partikelemissioner.

Denna studie visade också på att fordonens generering och resuspension av partiklar ger ett markant bidrag till lufthalten av $PM_{2.5}$. Detta är av stor betydelse eftersom $PM_{2.5}$ kan transporteras långväga då de inte deponeras och tvättas ur atmosfären i samma omfattning som större partikelfraktioner.

Medan PM_{10} och $PM_{2.5}$ påverkades påtagligt av enskilda fordonspassager, och särskilt av vattenbegjutning av den asfalterade vägen, så påverkades antalskoncentrationen endast av förekomsten av fordon som passerade mätinstrumenten. Detta visar att de diffusa emissionerna från vägytan inte påverkar antalskoncentrationen nämnvärt. Denna domineras istället sannolikt av avgaspartiklar. Förändringar i partikelfraktionering med avstånd från källan är ett område som behöver studeras närmare.

Studierna av byggdamm på vägytan på allmän väg visade på stora ansamlade dammängder som bidrog till höga partikelemissioner då gatan trafikerades under torra förhållanden. På de studerade gatorna halverades dammängderna några hundra meter från byggutfarten. Emissionerna som dessa dammängder ger upphov till i urban miljö, vilka faktorer som påverkar dem och hur de kan åtgärdas behöver utredas vidare för att kunna begränsa byggverksamhetens bidrag till partikelhalterna.

5 Referenser

- ABU-ALLABAN, M., GILLIES, J. A., GERTLER, A. W., CLAYTON, R. & PROFFITT, D. 2003. Tailpipe, resuspended road dust, and brake-wear emission factors from on-road vehicles. *Atmospheric environment*, 37, 5283-5293.
- FERM, M. & SJÖBERG, K. 2015. Concentrations and emission factors for PM_{2.5} and PM₁₀ from road traffic in Sweden. *Atmospheric Environment*, 119, 211-219.
- GILLIES, J., ETYEMEZIAN, V., KUHNS, H., NIKOLIC, D. & GILLETTE, D. 2005. Effect of vehicle characteristics on unpaved road dust emissions. *Atmospheric Environment*, 39, 2341-2347.
- GOOSSENS, D. & BUCK, B. 2009. Dust emission by off-road driving: Experiments on 17 arid soil types, Nevada, USA. *Geomorphology*, 107, 118-138.
- GUSTAFSSON M, BLOMQVIST G, JANHÄLL S, JOHANSSON C, NORMAN M. 2015. Driftåtgärder mot PM₁₀ i Stockholm : utvärdering av vintersäsongen 2013–2014. 847. Statens väg- och transportforskningsinstitut, Linköping, pp. 69.
- HARRISON, R. M., YIN, J., MARK, D., STEDMAN, J., APPLEBY, R. S., BOOKER, J. & MOORCROFT, S. 2001. Studies of the coarse particle (2.5–10µm) component in UK urban atmospheres. *Atmospheric Environment*, 35, 3667-3679.
- JIA, Q., HUANG, Y., AL-ANSARI, N. & KNUTSSON, S. 2013. Dust emission from unpaved roads in Luleå, Sweden. *Journal of Earth Sciences and Geotechnical Engineering*, 3, 1-13.
- JONSSON P, BLOMQVIST G, GUSTAFSSON M. 2008 Wet Dust Sampler: Technological Innovation for Sampling Particles and Salt on Road Surface. Seventh International Symposium on Snow Removal and Ice Control Technology, Transportation Research Circular E-C126: 102-111.

