

Damning från grusväg delvis uppbyggd av aska

Mats Gustafsson, Göran Blomqvist, Ola Wik

Damning från grusväg delvis uppbyggd av aska

Dusting from a gravel road partly built of fly ash

Mats Gustafsson
Göran Blomqvist
Ola Wik

Q4-290

Förord

Föreliggande rapport är resultatet av forskningsprojektet Q4-290 inom Värmeforsks program Miljöriktig användning av aska. Projektet har finansierats av Värmeforsk och genomförts i samarbete mellan VTI (Statens väg- och transportforskningsinstitut) och SGI (Statens geotekniska institut). Projektledare har varit Mats Gustafsson, VTI. Till projektet har varit knuten en referensgrupp bestående av Hanna Strand, Vattenfall, Raul Grönholm, SYSAV och Hans Söderström, Stockholms stad.

Författarna vill tacka referensgruppen för mycket och god information om aska i grusvägar vid vårt besök på Vattenfall i Uppsala och i grustakten. Vidare vill vi tacka lastbilschauffören, som stod ut med att köra sin lastbil 165 gånger på en 300 meter lång vägsträcka en hel dag.

Linköping i mars 2006

Mats Gustafsson, projektledare

Abstract

Dammspridning från en grusväg där bärlagret var stabiliserat med aska studerades. Emissionen av damm var ca 2,4 g/m² vägyta vid 165 passager med lastbil och 103 med personbil och meteorologiskt måttligt gynnsamma dammspridningsförhållanden. Trots att halten aska i grusslitlagret var låg (ej kvantifierbar) så innehöll deponerat damm i omgivningen ca 30 % aska vilket är på samma nivå som den uppmätta andelen aska i bärlagret (stenar och grus exkluderat).

Sammanfattning

Dammspridning från en grusväg där bärlagret på en provsträcka stabiliserats med aska studerades genom insamling av deposition och mätning av dammhalt i luften (PM_{10} och $PM_{2,5}$). Syftet var att skapa underlag till en bedömning av de miljöeffekter som spridning av askpartiklar kan orsaka. Studien skedde under en dag då vägen trafikerades dels med en lastbil (165 överfarter) och en personbil (103 överfarter). Den trafikerade vägen hade ett tunt grusslitlager och meteorologiska förhållanden var ca 90-60 % luftfuktighet, 2-4 m/s i vindhastighet och en vindriktning helt parallell med vägens sträckning.

Dammemissionen från vägen beräknas till ca $2,4 \text{ g/m}^2$ vägyta. Uppskattningsvis 90 vikts-% av de emitterade partiklarna deponeras under aktuella meteorologiska förhållanden inom en zon 2-20 m från vägkanten. Askan som utnyttjats för att bygga provsträckan (torvflygaska) har en relativt låg föroreningsgrad jämfört med många andra askor när det gäller förekomst av spårämnen som tungmetaller. Ämnen vars förekomst i förhöjda halter tydligt skiljer askan från naturliga mineraliska partiklar (främst S, Ca, P och Mg) är relativt lösliga. Detta gör dessa ämnen svåra att utnyttja som indikatorer för aska eftersom halterna i de fina dammpartiklarna snabbt kan förändras genom utlakning. Urlakning vid L/S-kvoter på 10^3 - 10^4 av de partiklar som deponerats ger resultat som tydligt skiljer sig från konventionella lakresultat för askor vid L/S 2 eller L/S 10. Bland annat uppvisar As och Hg en mycket hög urlakning, >20 % av totalhalten. L/S-kvoter på 10^3 - 10^4 för deponerade dammpartiklar är inte realistiska sett i relation till en normal årsnederbörd.

Askhalten i bärlagret (partiklar < 1 mm) kunde genom kemisk analys uppskattas till ca 30 % vilket är något lägre jämfört med de uppgifter som finns angående askhalten vid konstruktion av bärlagret (50 %). Askhalten i grusslitlagret (partiklar < 1 mm) var så låg att den inte kunde kvantifieras medan askhalten i det damm som deponerades kunde uppskattas till 30 %. Trolig process är att askan i bärlagret eroderas av trafiken till fina partiklar som blandas med grusslitlagret och därmed görs tillgänglig för uppvirvling av fordon. Den kontinuerliga borttransporten av askpartiklarna genom damning motverkar att höga askhalter byggs upp i grusslitlagret men gör även att mätningar av askhalt i grusslitlagret inte kan användas för att beräkna flödet av askpartiklar till omgivningen.

Dammemission från vägen och spridningen i omgivningen påverkas av en mängd olika faktorer där typ av trafik och trafikintensitet samt meteorologiska förhållanden troligen är avgörande. Denna studie har utförts som en pilotstudie och det är inte möjligt att prediktera ett årligt medelvärde när det gäller spridning av askpartiklar eller en maximal damningspotential. Mot bakgrund av den miljöriskbedömningsmodell som utvecklats inom ramen för "Miljöriktlinjer för askor", Värmeforsk Q4-238 förefaller dock inte de uppmätta dammemissionerna från den studerade vägen, innebära ett miljöproblem. Resultaten utesluter dock inte att mer förorenade askor och en känsligare omgivning kan resultera i en mer än obetydlig miljöpåverkan genom spridning av dammpartiklar.

Teknisk utformning av vägkonstruktionen både när det gäller bärlagret och slitgruslagret kommer att påverka emissionerna och det kan finnas anledning att välja en

konstruktion som ger så låga emissioner som möjligt. Inblandning av stenmaterial i ett bärlager bör ge lägre emissioner än om bärlagret enbart byggs upp av aska. Hur ett slitgruslager lämpligen bör utformas och underhållas samt vilka dammbekämpningsåtgärder som kan behövas under vägens drift kan inte bedömas utan att ytterligare studier genomförts. Av stor betydelse i sammanhanget är självklart också askans innehåll av miljöfarliga ämnen och omgivningens känslighet.

Nyckelord: Grusväg, aska, damm, miljörisk, deposition, PM₁₀

Summary

Dust emissions from a gravel road where the road base has been stabilized with fly ash were studied through measurements of deposition and particle concentration of PM₁₀ and PM_{2,5}. The aim was to form a basis for assessment of the environmental effects from emission of ash particles. The study was conducted during one day when a truck passed over the road 165 times and a light duty vehicle 103 times. The road had a thin wearing course gravel layer. The meteorological conditions were 60-90 % relative air humidity, and wind was 2-4 m/s parallel to the road.

The dust emissions were calculated to be 2,4 g/m² road surface. About 90 % of the emitted particles were deposited within 2-20 meters of the road edge. The ash used has a rather low contamination level regarding heavy metals compared to many other ashes. Elements discerning ashes from mineral particles (S, Ca, P and Mg) are easily dissolved and therefore difficult to use as trace elements for ash. Leakage at L/S quotients of 10³-10⁴ of the deposited particles gives results that obviously differ from conventional leakage results for ashes at L/S 2 or L/S 10. For example As and Hg both have high leakage, > 20 % of total concentration. L/S quotes of 10³-10⁴ for deposited ash particles are not unrealistic with regard to normal annual precipitation.

Ash concentration in the road construction (particles < 1 mm) could be estimated to 30 % which is somewhat lower compared to information about the ash used in the road construction (50 %). The ash concentration in the wearing course gravel layer (particles < 1 mm) was too low to be quantified whereas the ash concentration in the deposited dust could be estimated to 30 %. The most probable process is that the ash in the road base surface layer erodes by traffic to fine particles which will be mixed with the wearing course gravel layer and made available for suspension by traffic. Continuous suspension of the ash particles through dusting prevents build up of ash in the wearing course gravel layer, but also makes it impossible to use ash concentration in the wearing course gravel layer for calculating ash particle flow to the environment.

Dust emissions from the road and dispersion to the surroundings are affected by a number of factors where traffic characteristics and meteorology probably are the most important. This study has been a pilot study and it is not possible to predict an annual mean value for dust emission or short term maximal dusting potential. Referring to the environmental risk assessment model developed in the project "Miljöriktlinjer för askor" (Värmeforsk Q4-238) the dust emissions from the studied road do not seem to be an environmental problem. Nevertheless, the results do not omit the risk of more polluted ashes and a more sensitive environment resulting in possible environmental effects caused by dusting.

The technical design of both the road base and wearing course gravel layer will influence the emissions and there might be reasons to choose a construction giving as low emissions as possible. Mixing of stone material into a road core should give lower emissions than if the core is only made out of ash. How a wearing course gravel layer should be constructed and maintained as well as which dust binding measures that are suitable during the operation of the road cannot be answered without further studies. Of

great importance is of course also the content of environmentally hazardous substances in the ash and the sensitivity of the surrounding environment.

Keywords: Gravel road, ash, dust, environmental risk, deposition, PM₁₀

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	1
1.1	BAKGRUND	1
1.2	BESKRIVNING AV FORSKNINGSSOMRÅDET	1
1.3	FORSKNINGSUPPGIFTEN OCH DESS ROLL INOM FORSKNINGSSOMRÅDET	1
1.4	MÅL OCH MÅLGRUPP	2
2	METODIK	3
2.1	MÄTOBJEKT	3
2.2	INSAMLING AV FASTA PROVER PÅ VÄGKONSTRUKTIONSMATERIAL	3
2.3	DEPOSITIONSPROVTAGNING	6
2.4	KEMISKA ANALYSER	7
2.5	PARTIKELKONCENTRATIONER, PM_{10} OCH $PM_{2,5}$	7
2.6	INSAMLING OCH ANALYS AV PM_{10} PÅ FILTER	8
3	ÖVRIGA OBSERVATIONER I SAMBAND MED PROVINSAMLING	11
4	RESULTATREDOVISNING	12
4.1	TOTALHALTER AV ÄMNEN I FLYGASKA OCH VÄGKONSTRUKTIONSMATERIAL	12
4.2	HALTER AV ÄMNEN I INSAMLADE DEPOSITIONSPROVER	14
4.3	DAMNING OCH PARTIKELKONCENTRATIONER, PM_{10} OCH $PM_{2,5}$	24
4.4	ELEKTRONMIKROSKOPI AV PM_{10}	27
5	RESULTATANALYS	35
6	SLUTSATSER	37
7	REKOMMENDATIONER OCH ANVÄNDNING	38
8	FÖRSLAG TILL FORTSATT FORSKNINGSGÄRDET	39
9	LITTERATURREFERENSER	40

Bilagor

- A** SKISS PÅ UNDERSÖKNINGSOBJEKT / PROVTAGNINGSTRANSEKTER
- B** SAMMANSTÄLLNING AV UPPMÄTT DEPOSITION

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Erfarenheter från arbete med riskbedömningar i projektet "Miljöriktlinjer för askanvändning i anläggningsbyggande" (Värmeforsk Q4-238) har visat att damning är en inte oväsentlig spridningsväg för föroreningar när aska utnyttjas som ett byggmaterial. Grundläggande data saknas dock om den omfattning dammemissioner och dammspridning kan ha från geotekniska konstruktioner där aska använts. Inledningsvis var ambitionen med föreliggande projekt att undersöka dammspridning för två olika typer av askor både vid själva anläggandet av vägkonstruktioner och vid bruk av konstruktionerna. Olika typer av metoder att undersöka emissioner och kvantifiera askspridningen skulle utvärderas. På grund av en begränsad budget har dock omfattningen avgränsats till att endast undersöka emissionerna av damm/aska från en grusväg där bärlagret består av en blandning aska/grus som täckts av ett tunt slitlager av grus.

1.2 Beskrivning av forskningsområdet

Många studier har gjorts rörande emissioner av lakning från askor medan däremot få studier har gjorts rörande den betydelse luftburen transport av askpartiklar (damm) kan ha. Inom Värmeforsks program saknas förutom ovan refererade projekt miljörelaterade undersökningar om betydelsen av damning vid hantering av aska. De muntliga kontakter som författarna haft med personer i branschen tyder på att damning ofta är betydande vid hantering av askor. Damning har även påvisats som en viktig spridningsväg vid nyttjande av bottenaska från avfallsförbränning som ett geotekniskt konstruktionsmaterial [1]. Laboratorieundersökningar av påverkan på denitrifikationsaktiviteten vid tillsats av bioaska (ved) till jord visar på en negativ effekt redan ca vid 0,1 % inblandning och ett EC₅₀ motsvarande 1 % inblandning [3]. Den negativa effekten tillskrevs tungmetallhalterna i askan. Några direkta data som visar detta fanns dock inte i studien utan antagandet bygger på känd kunskap om den negativa effekt tungmetaller kan ha på denitrifikationsprocesser.

Vad gäller den inandningsbara fraktionen av dammet (PM₁₀ = partiklar mindre än 10 µm) är dessa partiklar numera identifierade som ett av våra allvarligaste luftföroreningsproblem, med påvisade samband med befolkningens dödlighet och till såväl sjukdomar i andningsvägarna som hjärt- och kärlsjukdomar. Sedan 1/1 2005 gäller i Sverige (och övriga EU) en miljö kvalitetsnorm för PM₁₀ i utomhusluft, som inte tillåter högre dygnsmedelhalter än 50 µg/m³ luft och inte högre årsmedelhalter än 40 µg/m³. Dygnsmedelvärdet får överskridas maximalt 35 dygn varje kalenderår.

1.3 Forskningsuppgiften och dess roll inom forskningsområdet

Projektet syftar till att undersöka dammspridning och andelen aska i dammet vid bruk av en grusväg där aska utnyttjats för att bygga upp bärlagret. Projektet syftar även till att bedöma hur väl de använda mätteknikerna kan användas för att kontrollera luftburen partikelspridning vid hantering av aska eller bruk av geotekniska askkonstruktioner.

1.4 Mål och målgrupp

Projektet ska ta fram underlagsdata - som ett led i en samlad miljöriskbedömning - om den risk som dammspridning kan utgöra vid användning av flygaska som ett geotekniskt konstruktionsmaterial i grusvägar. Målet med projektet är även att bedöma om utnyttjade mätmetoder kan användas för att mäta och kvantifiera miljöeffekter till följd av dammspridning. Ett annat möjligt resultat av projektet är att det utgör underlag för bedömning om använda mättekniker kan utnyttjas för att övervaka och utvärdera effekten av olika dammbekämpningsåtgärder som kan vara nödvändiga vid hantering av askor. Målgrupp för rapporten är restproduktproducenter, konsulter och myndigheter, som i sitt arbete behöver göra avvägningar mellan risk och nytta vid användning av restprodukter.

2 Metodik

2.1 Mätobjekt

Mätobjektet utgörs av en grusväg i anslutning till en grustäkt. Vägen är inte allmän och den enda trafik som går på den är enstaka last- och personbilar med ärenden i tåktområdet. Vägen innehåller sedan 1999 två olika provytor i direkt anslutning till varandra där flygaska från torvförbränning utnyttjats vid konstruktion av bärlager. Bärlagret består av en härdad betongliknande blandning av aska och bärlagergrus där askinblandningen är 50 respektive 20 %. Askan är en flygaska från torvförbränning från kraftvärmeverket i Uppsala. Innehållet av miljöfarliga metaller redovisas i bilaga C. Var och en av provytorna är ca 40 m lång men övriga geometrimått är inte dokumenterade. Bredden på respektive provyta kan dock uppskattas till ca 6 m och bärlagrets tjocklek till ca 0,5 m. Vägen har med åren breddats till en total bredd av ca 8 m vilket gör att det inte ligger någon aska längst ut mot kanterna[4]. Slitgruslagret ovan bärlagret är i dagsläget tunt och har under senare år förmodligen inte underhållits annat än med grus som vintertid tillförts för halkbekämpning. Fläckvis förefaller det askblandade bärlagret ligga helt naket. Vägen trafikerades tidigare med bland annat 60 tons lastbilar [4] men numera är trafiken på vägen mycket liten. Ca 100 m norr om provvägen ligger en öppen grusplan där fler provsträckor med aska anlagts. På denna plan har också öppna högar med aska tidigare hanterats och lagrats. Denna verksamhets var dock helt avvecklad vid denna studies genomförande.

Vegetationen vid provplatsen är ett kalhygge med enstaka sly, buskar och kvarlämnade träd. Topografin lutar tvärs vägen, så att norra sidan utgörs av en uppförsbacke och sydsidan sluttar nedåt. Provplatsen är belägen ca 20 km norr om Uppsala.

2.2 Insamling av fasta prover på vägkonstruktionsmaterial.

2.2.1 Provtagning bärlager med aska

Ett askblock har tidigare sågats ur den aktuella provsträckan. Från detta block har vid två tillfällen prov tagits på det askmaterial som bedöms motsvara bärlager i den vägsträcka som undersökts med avseende på spridning av damm.

Vid det första provtagningstillfället, den 19 augusti 2005, togs ett enstaka prov från blocket (Aska 1). Vid det andra provtagningstillfället den 26 november 2005 togs 4 delprover fördelat över blocket med hjälp av en stålhammare. Delproverna samlades i vanliga frysplastpåsar, se figur 1. Två av dessa delprover avfördes i ett senare skede då de innehöll betydande mängder grus som inte kom från bärlagret. Ett samlingsprov (Aska 2) bereddes av de kvarstående två delproverna.

Båda dessa prover har beretts genom mortling och sällning för att avskilja sand- och gruspartiklar större än 1 mm från själva det härdade askmaterialet.



Figur 1. Provtagning av askblock 26 november 2005 - provtagningsomgång 2.

Figure 1. Sampling of ash constraction layer 26 november 2005 – sampling part 2

2.2.2 Provtagning grusslitlager

Provtagning utfördes på grusslitlager ovan askbärlager dels på grusslitlager i samma väg men på en delsträcka som saknar bärlager av aska. Avståndet mellan de två provtagningsområdena är ca 100 m.

Provtagning genomfördes i tre separata transekter som lades tvärs vägen för respektive provtagningsområde, se bilaga A. Avståndet mellan transekterna är ca 10 m. För varje transekt togs 4 delprover på det lösa grusslitlagret motsvarande en yta av ca 20x20 cm se figur 2. Vid provtagningsstillfället den 26 november 2005 var gruslagret tjälat och en rostfri stålsked användes för att luckra upp grusslitlagret innan det samlades upp med pensel och överfördes till en vanlig frysplastpåse. Delproverna slogs samman till ett samlingsprov och sållades på samma sätt som prover från bärlager till en partikelstorlek av 1 mm för att avskilja större sand- och gruspartiklar innan analys. Vikten för fraktionerna större än respektive mindre än 1 mm vägdes.



Figur 2. Provtagning av grusslittlager ovan bärlager av aska 26 november, 2005 - provtagningsomgång 2.

Figure 2. Sampling of gravel road top layer 26 november 2005 – sampling part 2

2.3 Depositionsprovtagning

Deposition av damm från vägen insamlades med hjälp av plasttrattar och flaskor (Figur 3). Före användningen syradiskades utrustningen. Trattarnas diameter var 17 cm vilket motsvarar en depositionsytta på ca 0,133 m².

Totalt 20 insamlare (två i varje mätpunkt) placerades i två profiler tvärs ut från var sida om vägen på avstånden 2, 4,5, 10, 22,4 och 50 meter från vägkanten. Ca 400 meter från mätplatsen i en skogsglänta placerades två insamlare som referenser för bakgrundsnedfall. Insamlarna stod ute under hela mät dagen (ca 9 - 16). Vid provtagningens avslutande sköljdes partiklar som fastnat på depositionstrattens yta ner i provflaskan med avjoniserat vatten. Två blankprov bereddades genom att två oanvända provflaskor och trattar sköljdes på samma sätt som övriga. Proverna förvarades i kylskåp fram till analystillfället ca 1 månader efter provtagning.



Figur 3. Trattar och flaskor för insamling av dammdeposition.

Figure 3. Funnels and bottles for deposition sampling.

2.4 Kemiska analyser

2.4.1 *Analys av depositionsprover*

Analys av deponerat material genomfördes för ett av de i avsnitt 2.3 beskrivna parvisa depositionsproverna med undantag för provtagningsstationerna på 22,5 m avstånd från väggkanten.

Proverna filtrerades genom 0,45 µm filter (flaskorna skakades ordentligt innan filtrering). Provflaskorna sköljdes med en känd volym vatten för att tvätta bort partiklar som kan ha fastnat på väggar. Tvättvattnet filtrerades genom samma filter. Uppslutning av filtret innan analys genomfördes med modifierad HNO₃-uppslutning. HF tillsattes för att lösa upp även silikatmineraler. Mängden tillsatt konc HF var 20 µl för de fyra filtren med minst material (referensprov och blank samt depositionsprov på 50 m avstånd från väggkant) och 100 µl för de övriga. Förekomst av kvarvarande fasta partiklar efter uppslutning noterades okulärt. Den totala mängden ämnen på filtret bestämdes motsvarande Analytica AB:s analysprogram V-2.

Provflaskorna sköljdes med syra för att tvätta bort "adsorberade" metaller. Syratvätten förs till filtrerad vattenfas varefter den totala mängden ämnen i filtratet bestämdes motsvarande Analytica AB:s analysprogram V-2.

2.4.2 *Analys av fasta prov från vägkonstruktionsmaterial*

Den totala mängden ämnen bestäms motsvarande Analytica AB:s analysprogram MG-2.

2.5 Partikelkoncentrationer, PM₁₀ och PM_{2,5}

För att studera halten av inandningsbara (PM₁₀, partiklar < 10 µm) och respirabla (PM_{2,5}, partiklar < 2,5 µm) partiklar vid väggkanten under försöken användes två optiska dammätare av typ DustTrak (TSI) (Figur 4.). Dessa placerades på ca 2 meters avstånd från varandra rakt över väggkanten. Insugens nivå var ca 1,7 m över marken. Tidsupplösningen på instrumenten valdes till 3 sekunder för att ha maximal upplösning, men också tillräckligt lagringskapacitet i instrumenten.



Figur 4. Två DustTrak för mätning av partikelhalter (PM_{10} och $PM_{2,5}$) och Mini Partisol för insamling av PM_{10} på filter. Trafikräkneslangarna kan även ses tvärs över vägen.

Figure 4. Two DustTraks for measuring particle concentrations (PM_{10} och $PM_{2,5}$) and Mini Partisol for sampling of PM_{10} on filter. Traffic counting rubber tubes are also visible.

2.6 Insamling och analys av PM_{10} på filter

Insamling av PM_{10} gjordes med Mini Partisol (Figur 4), som monterades invid vägkanten. Filtren var teflonfilter. Under mätdagen samlades två filter in. Dessa analyserades i svepelektronmikroskop (SEM) utrustat med emissionsdispersiv röntgenanalys (EDX), som kan analysera grundämnessammansättningen i bildutsnitt eller i enskilda partiklar.

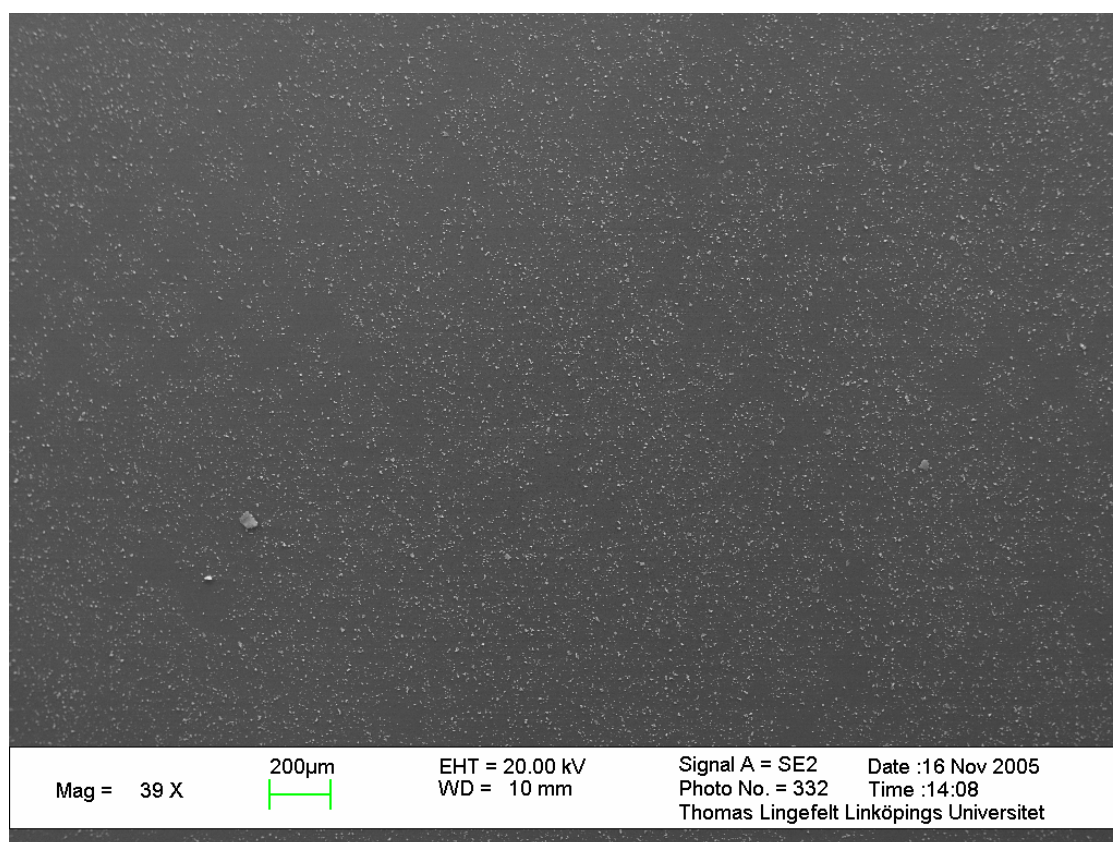
Partiklarna på PM_{10} -filtren visade sig innehålla en ganska heterogen samling partiklar med förhållandevis stor variation i grundämnessammansättning och morfologi. En mycket stor andel partiklar kunde via såväl morfologi som sammansättning hänföras till bergartsmineral. Främst höga och proportionella andelar kisel, aluminium och kalium och/eller kalcium bedömdes tillsammans med typisk flisig morfologi utgöra grund för detta.

Det visade sig svårare än väntat att urskilja askpartiklar. En markerad kalciumtopp ofta högre än kiseltoppen i kombination med klor, magnesium och natrium bedömdes som

indikator för askpartiklar. Likaså hänfördes partiklar med hög svaveltopp till askpartiklarna.

Drygt 200 partiklar räknades genom att varje partikel i 17 utsnitt i följd längs en linje bedömdes både morfologiskt och med EDX-spektrum och klassades som mineral eller aska. I Figur 5 visas en överblick av filterytan. Det går att urskilja ansamlingar av partiklar i ett rastermönster. Vid partikelräkningen undveks kala partier.

På grund av svårigheterna i identifiering av partikeltyper bedöms metoden som en mycket osäker skattning.



Figur 5. PM_{10} -partiklar insamlade med Mini Partisol på teflonfilter.

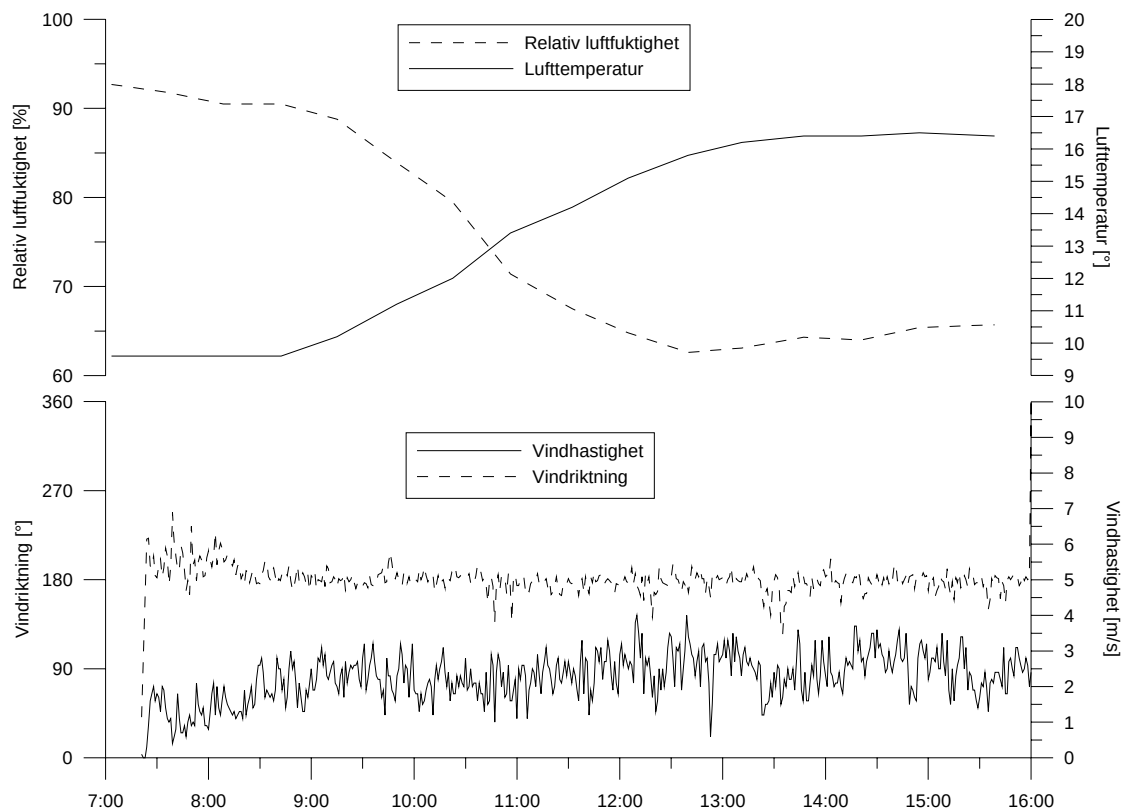
Figure 5. PM_{10} -particles sampled with Mini Partisol on teflon filter.

2.6.1 Vind- och trafikdata

Vinddata insamlades med en vindgivare, som placerades rakt över vägkanten. Vindgivaren ger vindriktning och -hastighet med 1 minuts tidsupplösning.

Trafikdata insamlades med hjälp av trafikslangar, med vilka fordonstyp, hastighet och körriktning kan utläsas.

Meteorologisk information från en VViS-station (vägväder) vid Drälinge, ca 2 km söder om mätplatsen, användes för jämförelse (Figur 6).



Figur 6. Meteorologi under mättillfället. Ingen nederbörd noterades under dagen.

Figure 6. Meteorology during measurements. There were no precipitation during the day.

3 Övriga observationer i samband med provinsamling

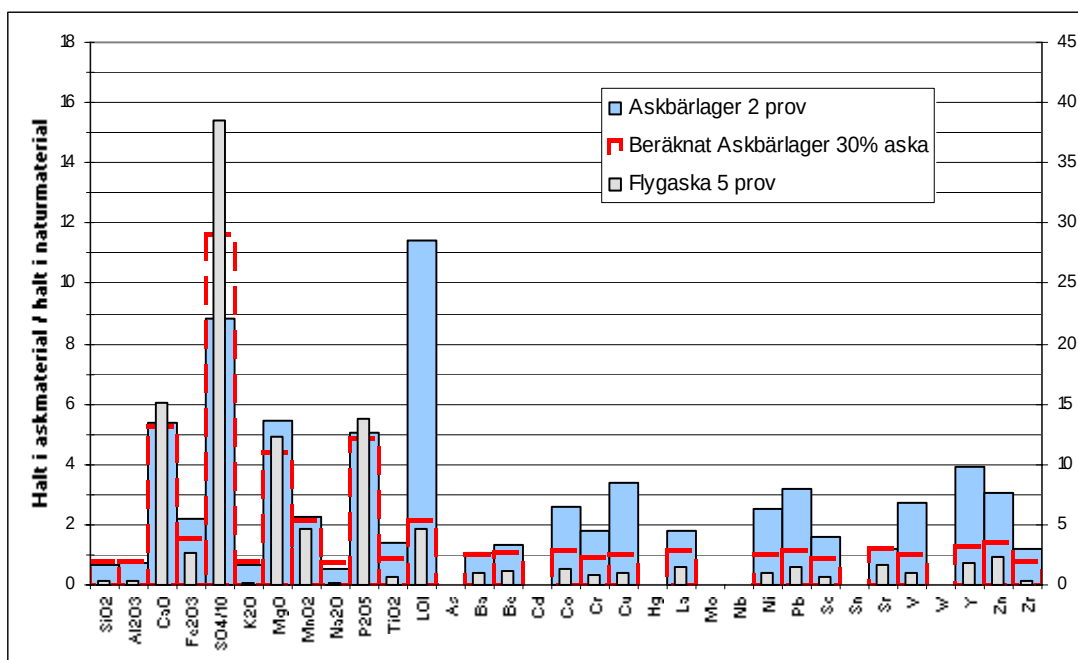
Den under hela provtagningen rådande vindriktningen, parallellt med vägen innebär att depositionsprovtagningsstationerna som placerats vinkelrätt mot vägen nås av dammemissioner från olika sektioner av vägen. Depositionsprovtagningsstationerna längst bort från vägen påverkans sannolikt endast i mycket begränsad utsträckning av damm från askprovvägen utan i första hand av damm från vägavsnitt utan aska i bärlagret, se även skiss i bilaga A.

Frisättningen av askpartiklar från askbärlagret påverkas sannolikt kraftigt av trafiken på vägytan. Grövre stenpartiklar i slitgruslagret i kombination med tung trafik kan sannolikt ge en kraftig förslitning och frisättning av askpartiklar från bärlagerytan. I Figur 2 ses tydligt effekten av ett tungt bandfordon som lämnat ett tvärgående märke i den frilagda bärlagerytan. I Figur 2 (nedre bilden) syns även hur stenmaterial i bärlagret sticker upp ur den nedslitna bärlagerytan. Hög andel av stenmaterial i askbärlagret kan sannolikt minska frisättningen av askpartiklar dels genom att minska den tillgängliga ytan som innehåller askpartiklar dels genom att motverka förslitning.

4 Resultatredovisning

4.1 Totalhalter av ämnen i flygaska och vägkonstruktionsmaterial

För att kunna skilja askpartiklar från mineralpartiklarna krävs en kemisk markör som skiljer dessa åt. I Figur 7 redovisas den relativa halten för analyserade ämnen i den aktuella flygaskan jämfört med konventionellt väggrus. Data för konventionellt väggrus är tagna från uppmätta halter i grusslitlagret från vägavsnitt utan askbärlager. Data rörande halter i flygaskan har främst hämtats från år 2000 [5] men även senare analysdata har utnyttjats [6]. För huvudkonstituenten är det svavel, kalcium, fosfor och magnesium som uppvisar tydligt förhöjda halterna som är ca 380, 15, 14 resp 12 ggr så höga i flygaska jämfört med konventionellt väggrus. I flygaska anrikas även vissa miljöfarliga metaller som kadmium, kvicksilver och arsenik vilka därför kan förväntas uppvisa påtagligt förhöjda totalhalter. Den nyttjade analysmetoden var dock inte tillräckligt känslig för att kunna kvantifiera dessa ämnen i grusslitlagret varför det inte har varit möjligt att redovisa en kvot för dessa ämnen. Övriga spårmetaller har en kvot som endast undantagsvis överstiger en faktor 2. Generellt kan därför sägas att den aktuella askan uppvisar en låg föroreningsgrad jämfört många andra askor.



Figur 7. Relativa halter i askmaterial jämfört med konventionellt väggrus. Skalan på höger y-axel gäller för flygaska medan övriga askmaterial redovisas i enlighet med skalan på vänster y-axel. Obs att kvoten för SO_4 har reducerats med en faktor 10.

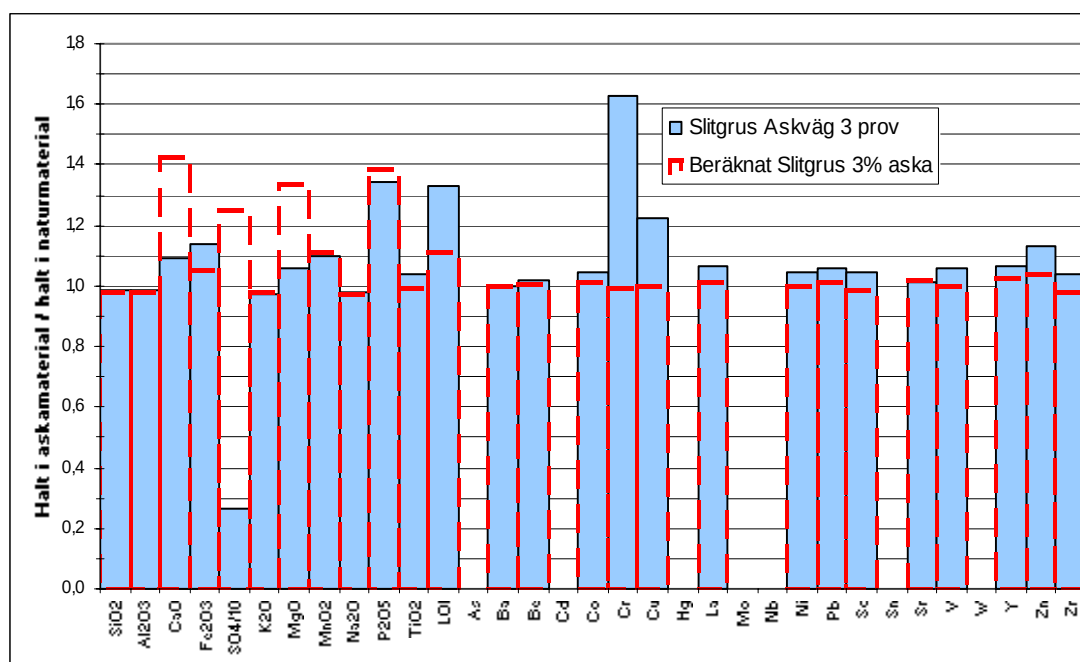
Figure 7. Relative content of examined substances in ash materials compared with conventional road material. The right Y-axis represents the quotient for fly ash while other materials are represented on left Y-axis. Note that the SO_4 quotient has been reduced by a factor of 10 in the presentation

I Figur 7 redovisas också den relativa halten i prover tagna på det askbärlager som sågats ut ur den aktuella provsträckan. Dessutom redovisas den kemiska ämnesprofilen som kan beräknas vid en blandning bestående av 30 viktsprocent flygaska och 70 viktsprocent provtaget grusslitlager. I askbärlagret återfinns förhöjda halter av samma huvudkonstituenten som har förhöjda halter i askan. Förhöjningen motsvarar en inblandning av knappt 30 % aska i bärlagrets "finmaterial" med en partikelstorlek understigande 1 mm. Trots att det provtagna blocket står öppet exponerat och att provet tagits på ytligt material är profilen för dessa ämnen relativt opåverkad. Ämnen som kan antas vara relativt lakbara i askan (text Ca, S och P) tycks inte ha lakats ur blocket i sådan omfattning att det tydligt påverkar totalhalten. För svavel finns dock indikationer på en viss urlakning.

Generellt förhöjda halter av spårmetaller, i flera fall med en kvot som överstiger 2, återfinns i askbärlagret utan att detta kan förklaras av påverkan från aska.

4.1.1 Halter av ämnen i grusslitlager

Skillnaden i halt mellan grusslitlager (partikelfraktion < 1 mm) från en delsträcka som har bärlager av aska respektive saknar bärlager av aska är liten och några tydliga tecken på askinnehåll är svåra att identifiera (Figur 8). Noterbart är en betydligt lägre svavelhalt än vad som kan förväntas om slitlagret skulle innehålla märkbara halter aska (3 viktsprocent).



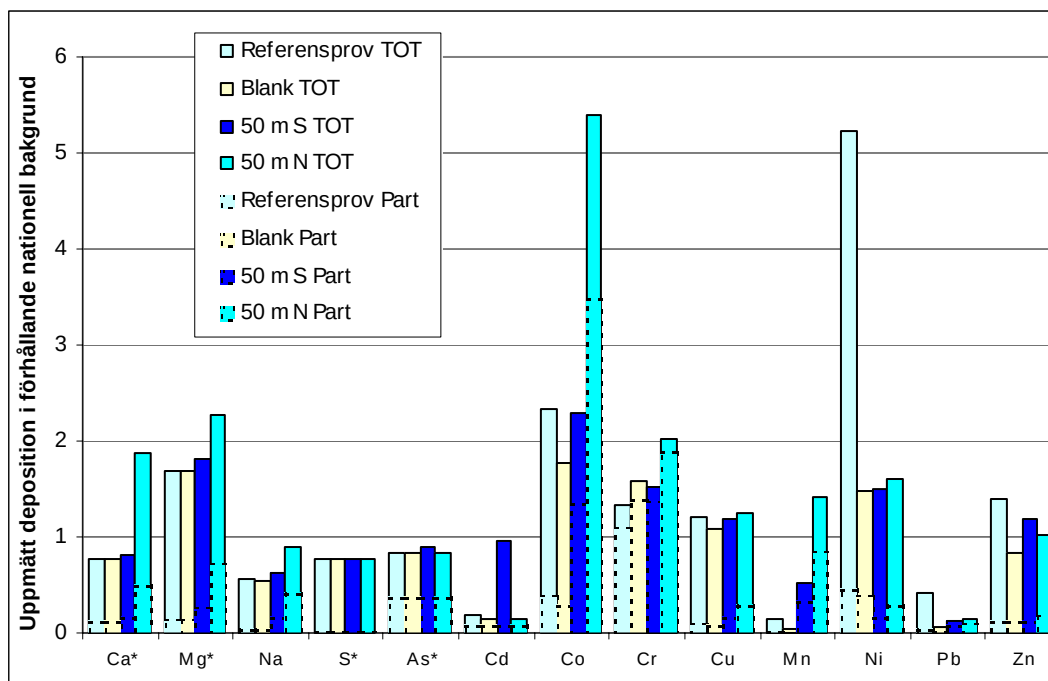
Figur 8. Relativa halter i slitgruslager ovan askbärlager jämfört med konventionellt vägggrus. Obs att kvoten för SO_4 har reducerats med en faktor 10.

Figure 8. Relative content of examined substances in ash materials compared with conventional road material. Note that the SO_4 quotient has been reduced by a factor of 10 in the presentation.

4.2 Halter av ämnen i insamlade depositionsprover

4.2.1 Halter i referensprov

I Figur 9 redovisas den uppmätta depositionen i lokalt referensprov, blankprov samt i mätpunkter på 50 m avstånd från askvägen satt i relation till uppgifter om årlig totaldeposition för svenska bakgrundsdata [8][9][10]. Det kan noteras att referensprovet som var placerat på ett avstånd av ca 400 m från provplatsen uppvisar ungefär samma deposition som mätpunkterna på 50 m avstånd från vägen. Bakgrundsdepositionen sker huvudsakligen som våtdeposition med regn och det är därför rimligt att förvänta sig att depositionen under den aktuella mätperioden skulle ge resultat som tydligt understiger den regionala bakgrundsdepositionen. Detta tycks även vara fallet för ämnen som Cd, Mn och Pb. För Ca, S, Mg och As förhindrar hög detektionsgräns en utvärdering. För Na, Co, Cr, Cu, Ni, och Zn är de uppmätta depositions mängderna i samma storleksordning eller större än den årliga medeldepositionen. Detta indikerar att proverna kontaminerats vilket även stöds av att påtagliga relativa halter uppmätts i blankprovet.



Figur 9. Uppmätt deposition i relation till regionala bakgrundsdata. Uppmätt deposition har normaliserats i förhållande till mätperiodens längd och provtagningsutrustningens depositionsarea. Den relativa depositionen har beräknats som kvoten mellan uppmätt normaliserat värde och bakgrundsdeposition under perioden 2000-2002. I diagrammet anges både totala halten (TOT) och den partikulära andelen (Part). Detektionsgränsen har använts i de fall ej detekterbara halter uppmäts där * anger att analysresultat för minst tre prover låg under detektionsgränsen.

Figure 9. Relative deposition at the site compared to regional background deposition data for year 2000-2002. Both total deposition (TOT) and particulate fraction (Part) is given in the figure. *Denotes substances with concentrations mainly below detection limits.

4.2.2 Deposition i gradienter vinkelrätt mot provvägen

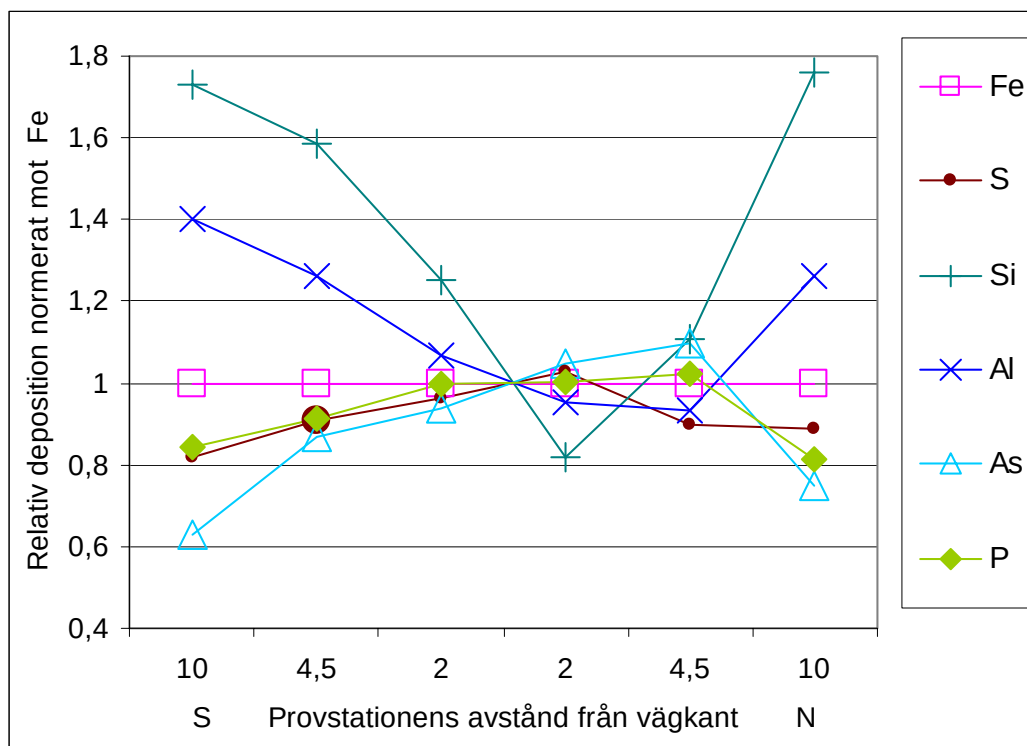
Depositionen av damm från vägen visar tydligt en förskjutning mot norr på ett avstånd av 2 m respektive 4,5 m från vägens kant, se tabell 1. På 10 och 50 m avstånd är profilen istället förskjuten mot söder. Förskjutningarna kan förklaras av den lokala topografin där marken mot norr lutar relativt brant uppåt medan den mot söder lutar relativt flackt neråt. Mot den norra sidan fungerar den närmaste terrängen därför som en skärm som stänger in de uppdammade partiklarna så att de under transport vinkelrätt bort från vägen deponeras i närområdet. Mot söder sker motsatt effekt så att det återstår en större mängd luftburna partiklar som deponeras i de mer avlägsna stationerna.

Tabell.1 Jämförelse mellan den relativa halten av olika ämnen längs södra respektive norra depositionsprovtagningsstransekten.

Avstånd från väggkant (m)	2	4,5	10	50
Antal undersökta ämnen	22	22	22	22
Antal ämnen där depositionen är högre längs S	2	1	19	18

transekt				
Antal ämnen där depositionen är högre längs N transekt	20	21	3	4

Den totala depositionen av olika ämnen redovisas i Bilaga B. Samtliga ämnen uppvisar i huvudsak en likartad och tydligt exponentiellt avtagande depositionsgradient i riktning vinkelrätt bort från vägkanten (Figur 11 tom Figur 15 nedan). Inom 20 m från vägen har uppskattningsvis minst 90 % av mängden uppvirvlat dam från vägen deponerats. Den total deponerade mängden inom denna zon är ca 13 g vilket med hänsyn till 90 %-ig deposition motsvarar en emission av ca 2,4 g per m² väg (vägbredd 6 m). En antydning finns att indikatorer för mineralpartiklar (t.ex. Si och Al) är förhöjda i provstationer längre bort från vägkanten medan indikatorer för aska (t.ex. As och P) är förhöjda i näraliggande (Figur 10). Detta kan vara en effekt av vindförhållandena vid provtagning där de yttre provtagningsstationerna får ett större proportionellt bidrag av dammpartiklar från vägavsnittet i sydväst utan bärlager av aska (se bilaga A). Skillnader i kemisk sammansättning för olika partikelstorleksfraktioner av aska eller mineraler kan också vara en förklaring. En viktig askindikator som svavel uppvisar dock inte någon stark trend och trenden är heller inte så stor så att den på ett avgörande sätt ändrar den kemiska sammansättningen i provstationerna inom 10 m avstånd från vägen. Några avgörande skillnader i kemisk sammansättning i olika partikelstorleksfraktioner tycks därför inte föreligga.



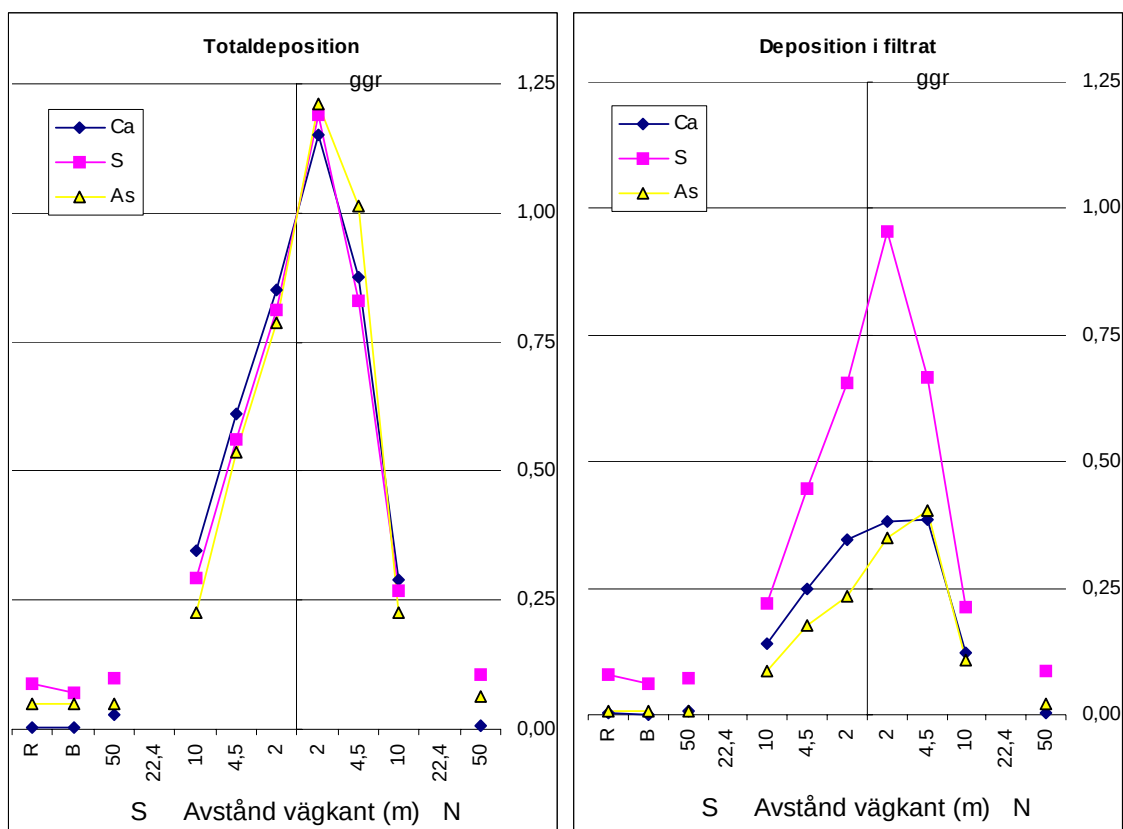
Figur 10. Normaliserad deposition med depositionen av Fe som norm.

Figure 10. Relative deposition with deposition of Fe used as norm.

I och med att avjoniserat vatten användes för att skölja deponerade partiklar från tratten ner i uppsamlingsflaskan erhålls urlakning av partiklarna och lakbara föreningar övergår till vattenfasen. Förhållandet mellan mängden sköljvatten och deponerad mängd (L/S-förhållande) samt andelen av depositionen som löst sig i sköljvattnet (filtrat efter filtrering genom 45 µm filter) återges i bilaga B. L/S-talen är mycket höga (mellan 10^3 - 10^5) men inte orealistiska sett i perspektivet av den urlakning partiklarna skulle få under ett normalårs meteorologiska nederbördsförhållanden. Det är uppenbart att den relativa urlakningen från de deponerade partiklarna skiljer sig kraftigt från konventionella lakresultat för askor. Detta kan vara en effekt av att depositionen innehåller en stor andel mineralpartiklar som inte har askursprung, men även att de fina och kraftigt åldrade askpartiklarna samt det höga L/S-förhållandet ger andra lakegenskaper än normalt då askor undersöks med laktest. De olika analyserade ämnena presenteras nedan indelat i grupper baserat på hur stor andel av depositionen som lakats ut i sköljvätskan.

4.2.2.1 Depositionsgradient för Ca, S och As

Svavel, Ca samt även As är ämnen som utgör indikatorer för askpartiklar i depositionen. Samtliga uppvisar samtliga en mycket stor andel av den deponerade mängden i filtratet, se Figur 11 samt bilaga B (ca 80 % respektive 30-40 %). För S och Ca är en hög lakbarhet inte oväntad medan den stora utlakningen av As är mer oväntad sett i relation de resultat som lakning av aska normalt visar vid L/S-förhållanden på 2 eller 10.



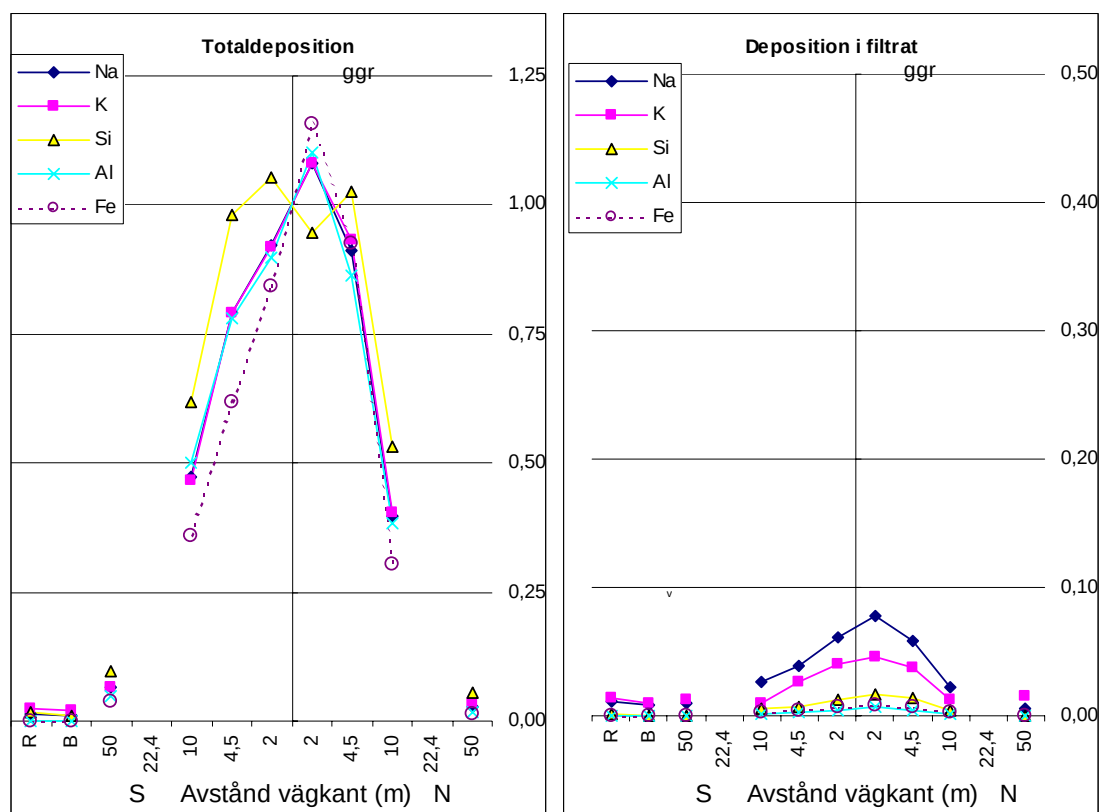
Figur 11. Normerade depositions mängder i förhållande till medelvärdet av totaldepositionen för de två provtagningsstationerna på avståndet 2 m från väggkanten. Avståndet mellan provpunkter motsvarar en logaritmisk skala vinkelrätt från vägens kant. Avståndet till referenspunkten (R) är ca 400 m. Blankprov (B) är ett fältblankprov.

Figure 11. Normalised deposition relative to the average of the total deposition at the two sampling stations at 2 m distance from the road. X-axis shows distance from roadside at a logarithmic scale. R and B refer to the reference site (400 m from road) and the blank sample, respectively.

4.2.2.2 Depositionsgradient för P, Mo, Mg, Sr och Hg

Ämnena P och Mg är ämnen som utgör indikatorer för askpartiklar i depositionen. Även Hg och möjligen även Mo kan misstänkas utgöra indikatorer medan Sr inte utgör någon tydlig indikator. För P, Mg och ligger den utlakade mängden i storleksordning 10-20 % men den för Mo och Hg är ca 15-30 %, se figur 12 och bilaga B. Den relativa depositionen för Hg ser avvikande ut i jämförelse med övriga ämnen vilket dock är en effekt av att samliga analyser avseende Hg i den olösliga fraktionen uppvisar värden under detektionsgränsen. Detta gör även att den beräknade lösliga fraktionen för Hg kraftigt underskattas.

För P och Mo är en hög lakbarhet inte oväntad medan den stora utlakningen av Mg och framför allt Hg är oväntad sett i relation till de resultat som lakning av aska normalt visar vid L/S-förhållanden på 2 eller 10.

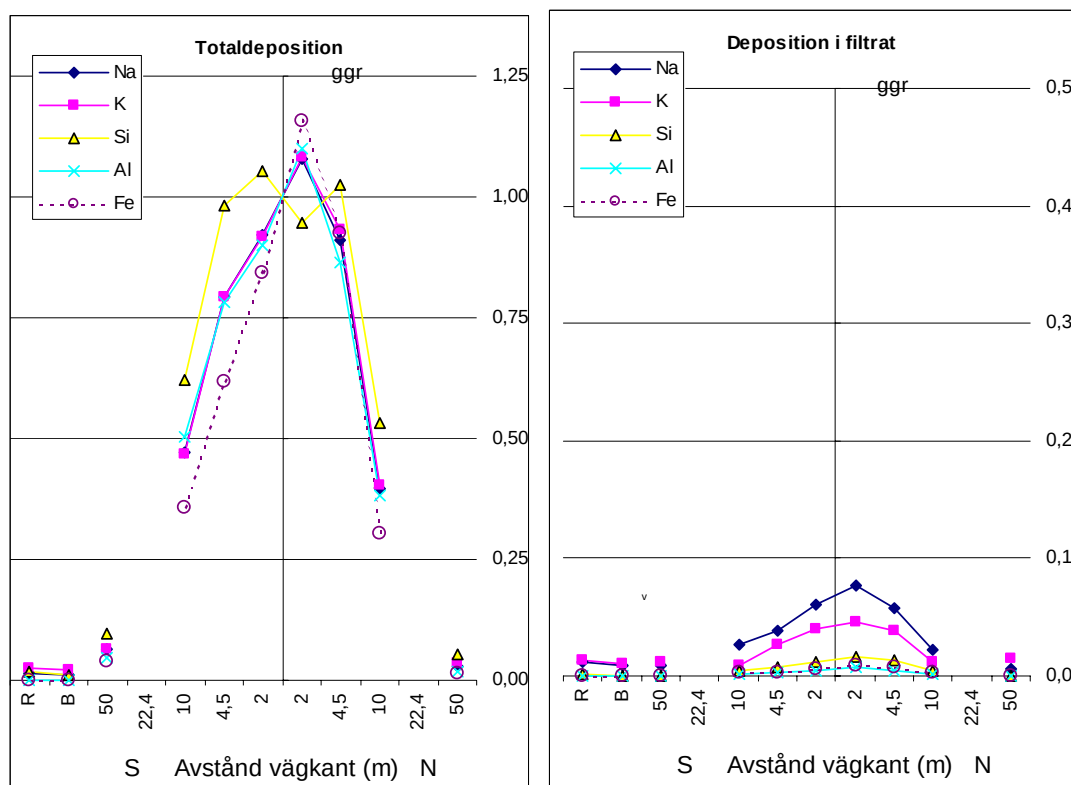


Figur 12. Normerade depositions mängder i förhållande till medelvärde av totaldepositionen för de två provtagningsstationerna på avståndet 2 m från väggkanten. Avståndet mellan provpunkter motsvarar en logaritmisk skala vinkelrätt från vägens kant. Avståndet till referenspunkten (R) är ca 400 m. Blankprov (B) är ett fältblankprov.

Figure 12. Normalised deposition relative to the average of the total deposition at the two sampling stations at 2 m distance from the road. X-axis shows distance from roadside at a logarithmic scale. R and B refer to the reference site (400 m from road) and the blank sample, respectively.

4.2.2.3 Depositionsgradient för Na, K, Si, Al, Fe

Ämnena Si, Al, Na och K utgör indikatorer för mineralpartiklar av icke askursprung i depositionen. Fe däremot utgör en svag indikator för aska. För Na och K ligger den utlakade mängden i storleksordning 6-7% respektive 2-4 % men den för Si, Al och Fe utgör 0,3-2 %, se Figur 13 och bilaga B. Den lakbara andelen av Na och K är förhållandevis låg sett i relation till de resultat som lakning av aska normalt visar vid L/S-förhållanden på 2 eller 10. Detta kan ses som en bekräftelse på att dessa ämnen indikerar mineralpartiklar av icke askursprung. En relativt tydlig depositionsprofil återfinns dock. Al, Si och Fe uppvisar mycket låg urlakning vilket är väntat.

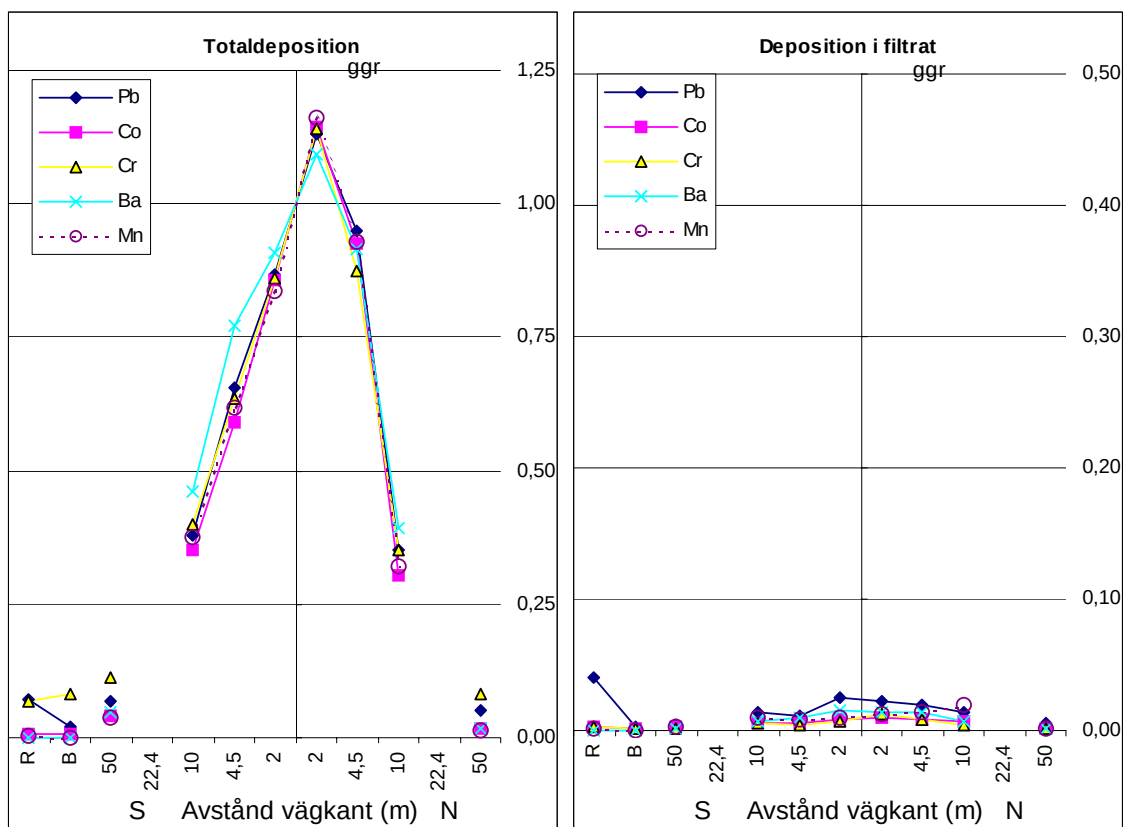


Figur 13. Normerade depositions mängder i förhållande till medelvärdet av totaldepositionen för de två provtagningsstationerna på avståndet 2 m från väggkanten. Avståndet mellan provpunkter motsvarar en logaritmisk skala vinkelrätt från vägens kant. Avståndet till referenspunkten (R) är ca 400 m. Blankprov (B) är ett fältblankprov.

Figure 13. Normalised deposition relative to the average of the total deposition at the two sampling stations at 2 m distance from the road. X-axis shows distance from roadside at a logarithmic scale. R and B refer to the reference site (400 m from road) and the blank sample, respectively.

4.2.2.4 Depositionsgradient för Pb, Co, Cr, Ba, Mn

Ämnena Pb, Co, Cr och Ba utgör inga tydliga indikatorämnen varken för aska eller andra mineralpartiklar. Mn däremot utgör en svag indikator för aska. För samtliga dessa ämnen är den lakbara andelen mycket låg, se Figur 14 och bilaga B. Normalt uppvisar dessa ämnen vid lakning av aska vid L/S-förhållanden på 2 eller 10 betydligt större inbördes skillnad där Ba är betydligt mer lösligt än Cr och Pb vilka i sin tur är flera 10-potenser mer lösliga än Mn.

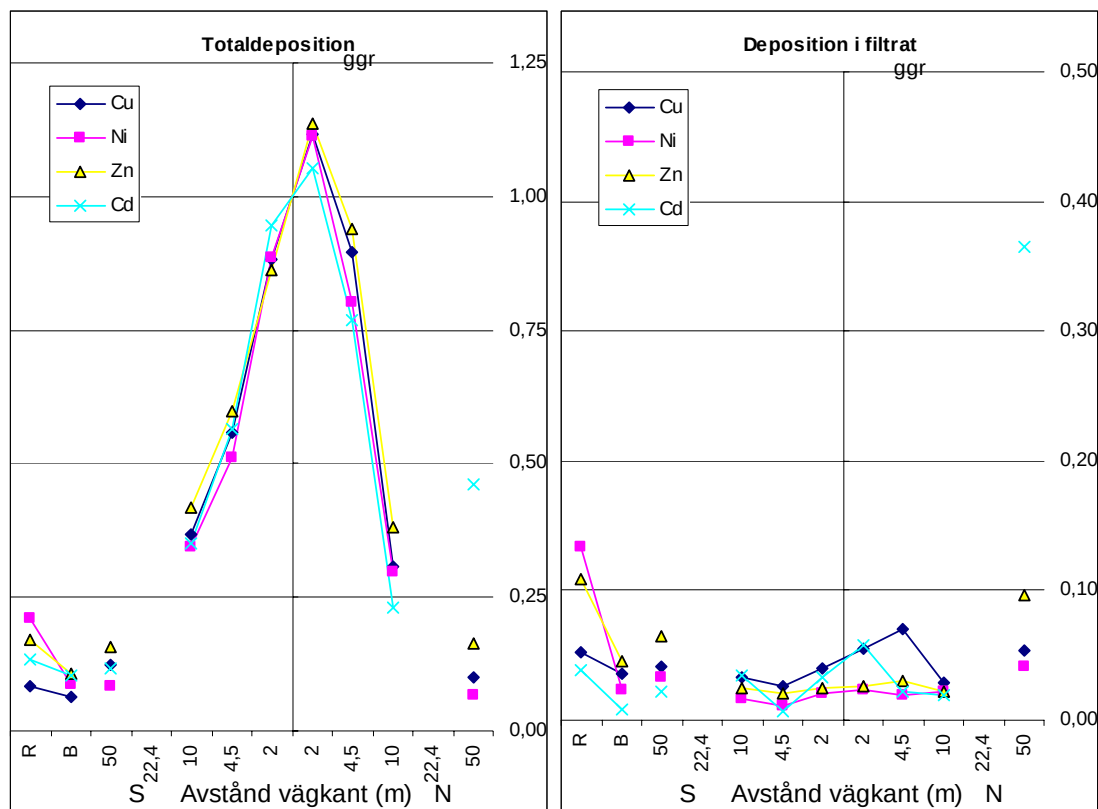


Figur 14. Normerade depositions mängder i förhållande till medelvärdet av totaldepositionen för de två provtagningsstationerna på avståndet 2 m från väggkanten. Avståndet mellan provpunkter motsvarar en logaritmisk skala vinkelrätt från väggens kant. Avståndet till referenspunkten (R) är ca 350 m. Blankprov (B) är ett fältblankprov.

Figure 14. Normalised deposition relative to the average of the total deposition at the two sampling stations at 2 m distance from the road. X-axis shows distance from roadside at a logarithmic scale. R and B refer to the reference site (400 m from road) and the blank sample, respectively.

4.2.2.5 Depositionsgradient för Cu, Ni, Zn och Cd

Cd kan antas utgöra en indikator för askpartiklar i depositionen medan Zn, Cu och Ni inte utgör några tydliga indikatorer. Den lakbara andelen för dessa ämnen ligger i storleksordningen 1-10 %. Relativt höga analysresultat i filtrat från referensstation och blankprov samt en otydlig depositionsprofil för filtratet för dessa ämnen indikerar att mätningarna störs av en bakgrundskontaminering vilket även konstaterats i avsnitt 4.2.1 ovan.



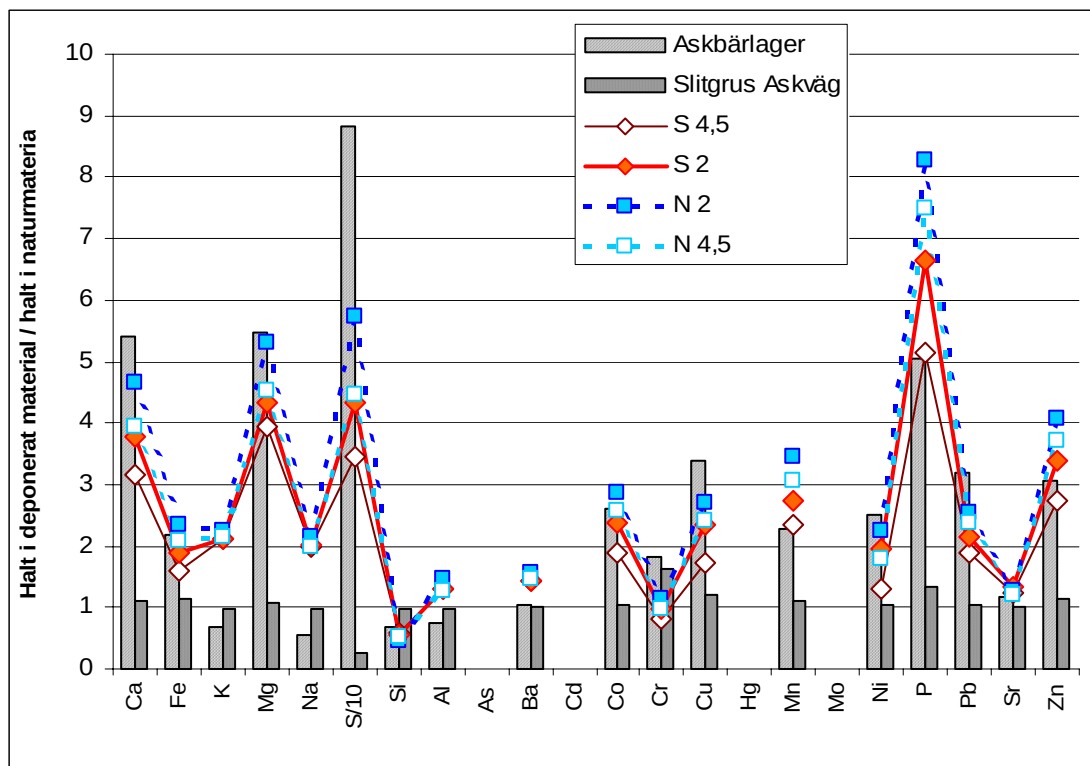
Figur 15. Normerade depositions mängder i förhållande till medelvärdet av totaldepositionen för de två provtagningsstationerna på avståndet 2 m från väggkanten. Avståndet mellan provpunkter motsvarar en logaritmisk skala vinkelrätt från vägens kant. Avståndet till referenspunkten (R) är ca 400 m. Blankprov (B) är ett fältblankprov.

Figure 15. Normalised deposition relative to the average of the total deposition at the two sampling stations at 2 m distance from the road. X-axis shows distance from roadside at a logarithmic scale. R and B refer to the reference site (400 m from road) and the blank sample, respectively.

4.2.3 Beräkning av askinnehåll i deponerat material

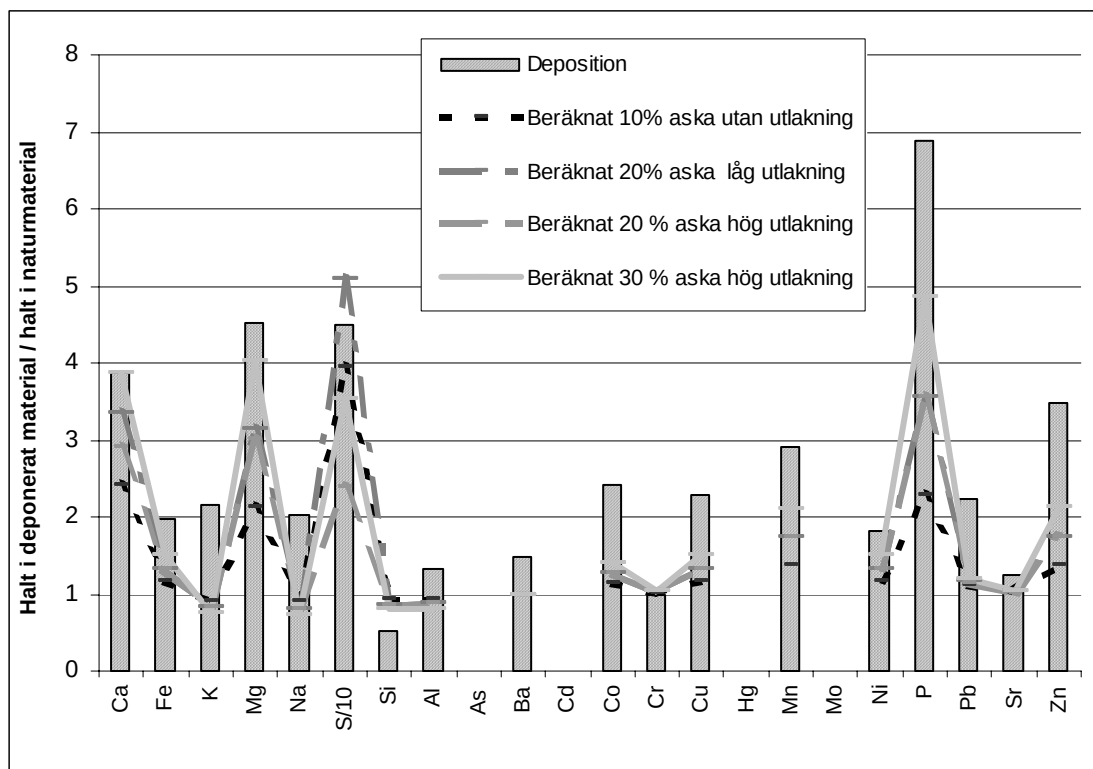
Ämnesprofilen för sammansättningen i deponerat material redovisas i Figur 16. Som framgår av figuren tyder sammansättningen i deponerat material på att det finns betydligt större inslag av aska än vad som uppmäts i prover från grusslitlagret, se Figur 8.

I Figur 17 jämförs ett antal beräknade ämnesprofiler jämfört med ämnesprofilerna i deponerat material (medelvärde av de fyra depositionsstationerna närmast vägen) beroende på andelen aska och med vilken grad olika ämnen kan ha lakat från askpartiklarna. Hänsyn till urlakning har tagits eftersom det enligt kapitel 4.2.2 ovan visat sig att många ämnen som utgör indikatorer på askpartiklar uppvisar en mycket stor urlakning i deponerat material. Det är därför möjligt att de fina askpartiklar som avgår som damm från vägytan urlakats av nederbörd i betydande utsträckning redan när de finns i slitlagergruset. Två olika nivåer av urlakning har utnyttjats i beräkningar, se bilaga B.



Figur 16. Andel av olika ämnen i aska normerad mot halt i naturmaterial. Observera att svavelhalten återges efter att ha minskats med en faktor 10.

Figure 16. Proportion of elements in fly ash normalised to concentration in natural material. Note that Sulphur concentration has been decreased by a factor of 10.



Figur 17. Beräkningar utförda för att uppskatta andelen aska i deponerat material. Hänsyn har tagits till att vissa ämnen i betydande grad kan ha lakats ur askpartiklarna redan i grusslitlagret. Observera att svavelhalten återges efter att ha minskats med en faktor 10.

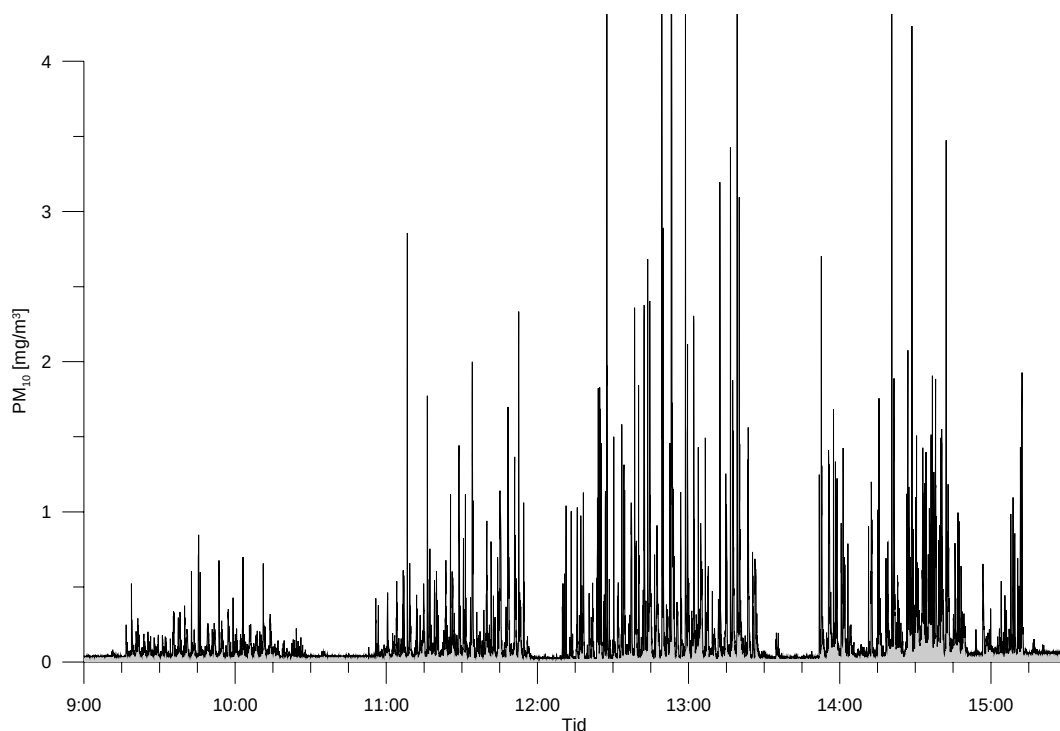
Figure 17. Calculations to estimate the share of fly ash in deposited material. Loss of some elements from dust particles through leakage already at the road surface has been considered. Note that Sulphur concentration has been reduced by a factor of ten.

Beräkningarna tyder på att askandelen kan vara så stor som 30 % i depositionen. En förklaring till detta kan vara att fina partiklar som kan damma från vägytan mals loss från det askblandade bärlagret. Dessa askpartiklar har en storlek som gör att de bidrar i betydande grad till damningen från vägytan trots att de utgör en relativt liten andel av den totala massa i det grusslitlager som ligger på vägytan.

4.3 Damning och partikelkoncentrationer, PM_{10} och $PM_{2,5}$

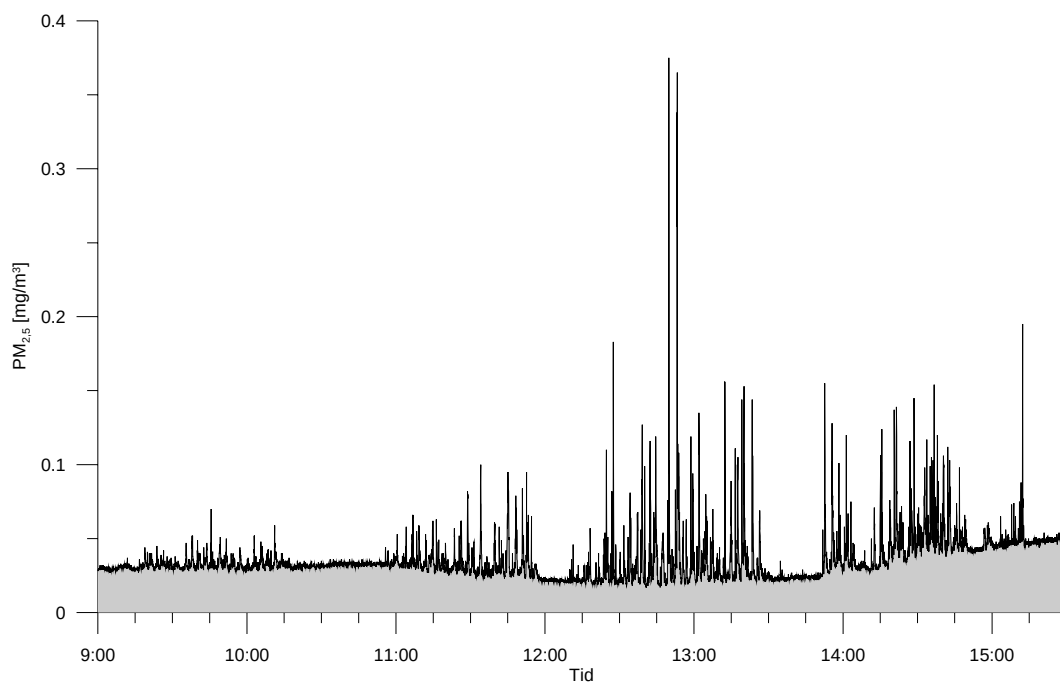
PM_{10} -halten stiger kraftigt vid fordonspassage på grund av uppvirvlingen orsakad av däckens verkan på underlaget och den turbulens fordon ger upphov till. Mellan de tre första omgångarna stiger koncentrationen i genomsnitt under dagen, troligen på grund av att vägen successivt torkar upp och därmed avger mer damm (Figur 18). Under sista omgången kan en tendens till lägre halter ses, vilket bedöms kunna relateras till att de upprepade passagerna dammat bort stora delar av det lösa lagret ovanpå ett hårdare bundet lager. Vid motsvarande förhållanden ger lastbilen i medeltal ca dubbelt så hög medelkoncentration av PM_{10} , medan topparna vid varje passage är i storleksordningen en tiopotens högre. Basnivån för $PM_{2,5}$ -halten sjunker under de tre första omgångarna medan maxnivåerna ökar, vilket tolkas som att bakgrundhalten sjunker, men att bidraget

från fordonspassagera ökar (Figur 19). Under den sista omgången fordonspassager stiger $PM_{2,5}$ -bakgrunden något.



Figur 18. Variationen i PM_{10} under mätningen. Observera variationen i "bakgrundsnivå" under dagen.

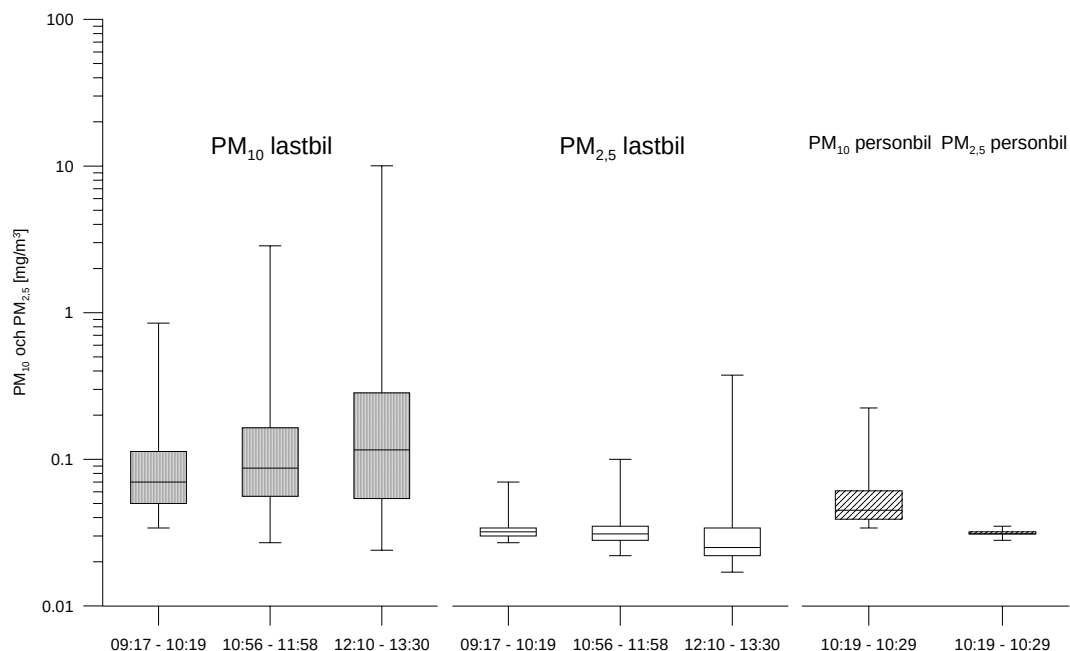
Figure 18. Variation in PM_{10} concentration during the campaign.



Figur 19. Variationen i $PM_{2,5}$ under mätningen. Observera variationen i "bakgrundsnivå" under

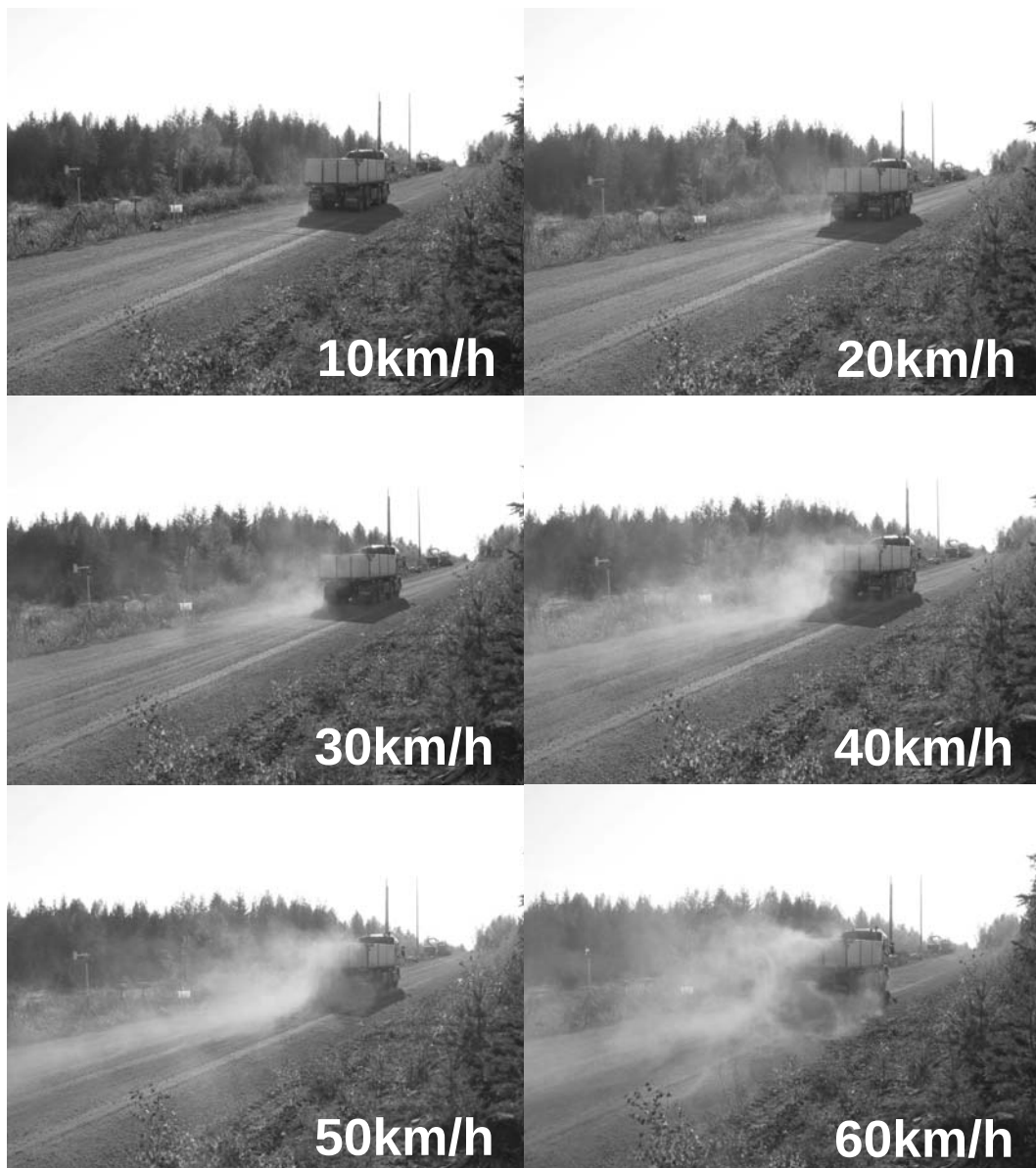
dagen.

Figure 19. Variation in $PM_{2.5}$ concentration during the campaign.



Figur 20. Boxdiagram som visar variationen i PM_{10} och $PM_{2.5}$ för körningarna med lastbil under tre perioder under dagen och personbil två perioder. Boxarna visar median, övre och undre kvartil samt högsta och lägsta värde.

Figure 20. Boxplots showing the variation in PM_{10} and $PM_{2.5}$ concentrations during three periods of the day with truck passages and two periods with car passages. The boxes show median, upper and lower quartiles and highest and lowest values.

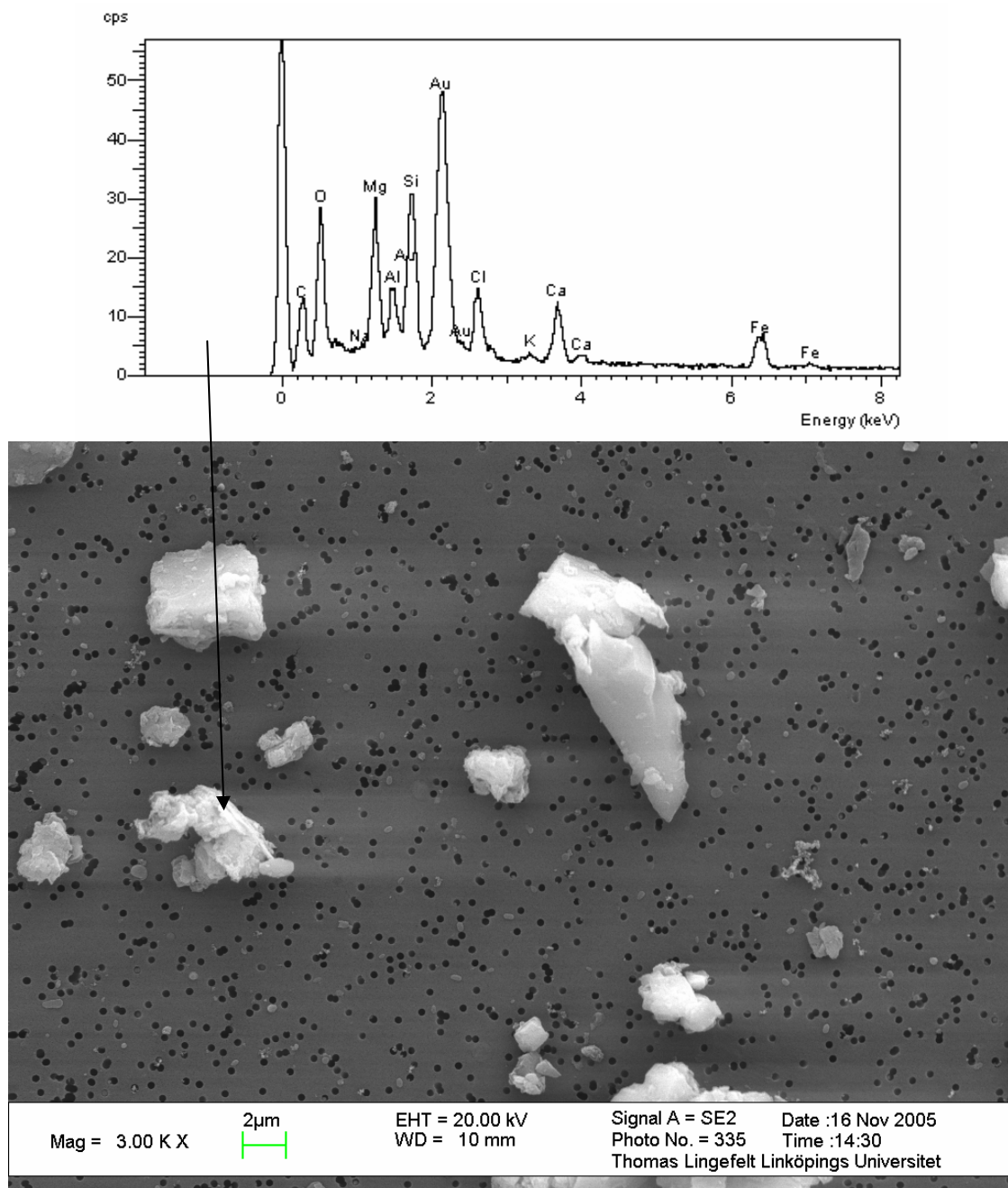


Figur 21. Ökad damning vid ökad hastighet åskådliggjort från 10 to 60 km/h.

Figure 21. Increased dusting with increased speed from 10 to 60 km/h.

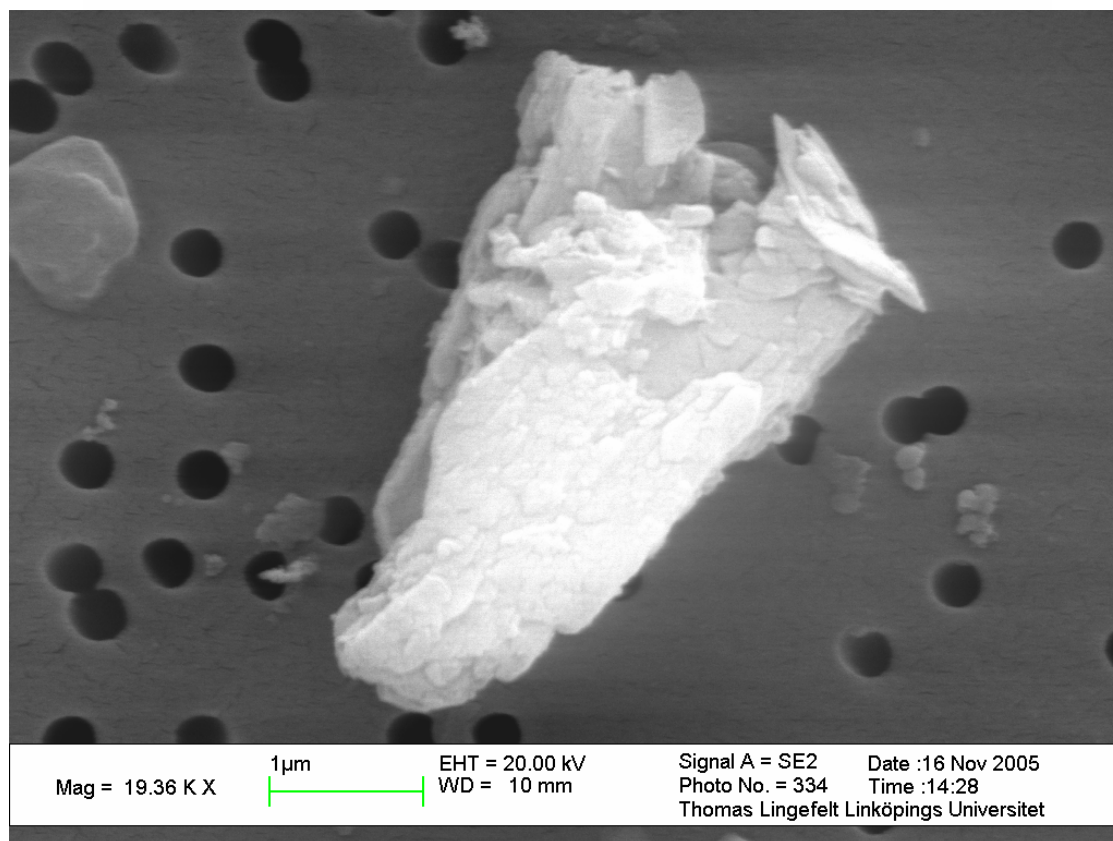
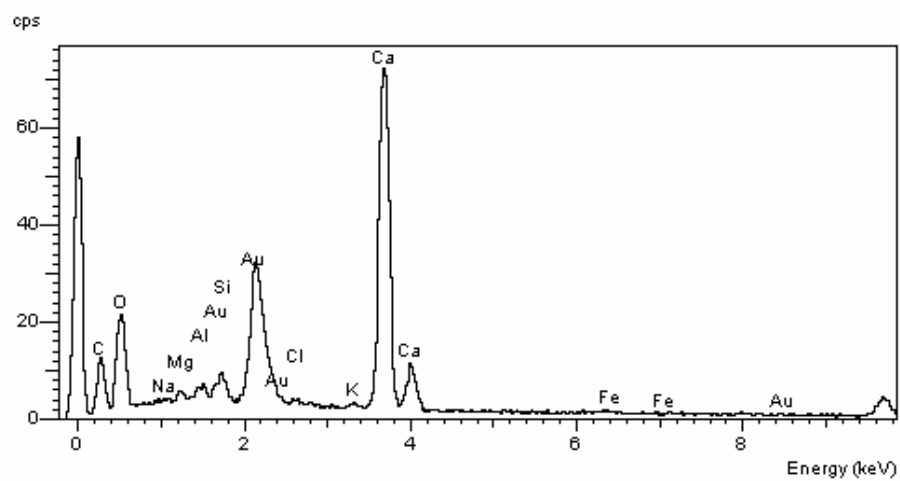
4.4 Elektronmikroskopi av PM₁₀

I figurerna 22 - 25 visas några exempel på de partiklar som i partikelräkningen bedömdes som askpartiklar. I figur 26 visas en typisk mineralpartikel och i figur 26 en förbränningspartikel troligen från lastbilens avgaser.



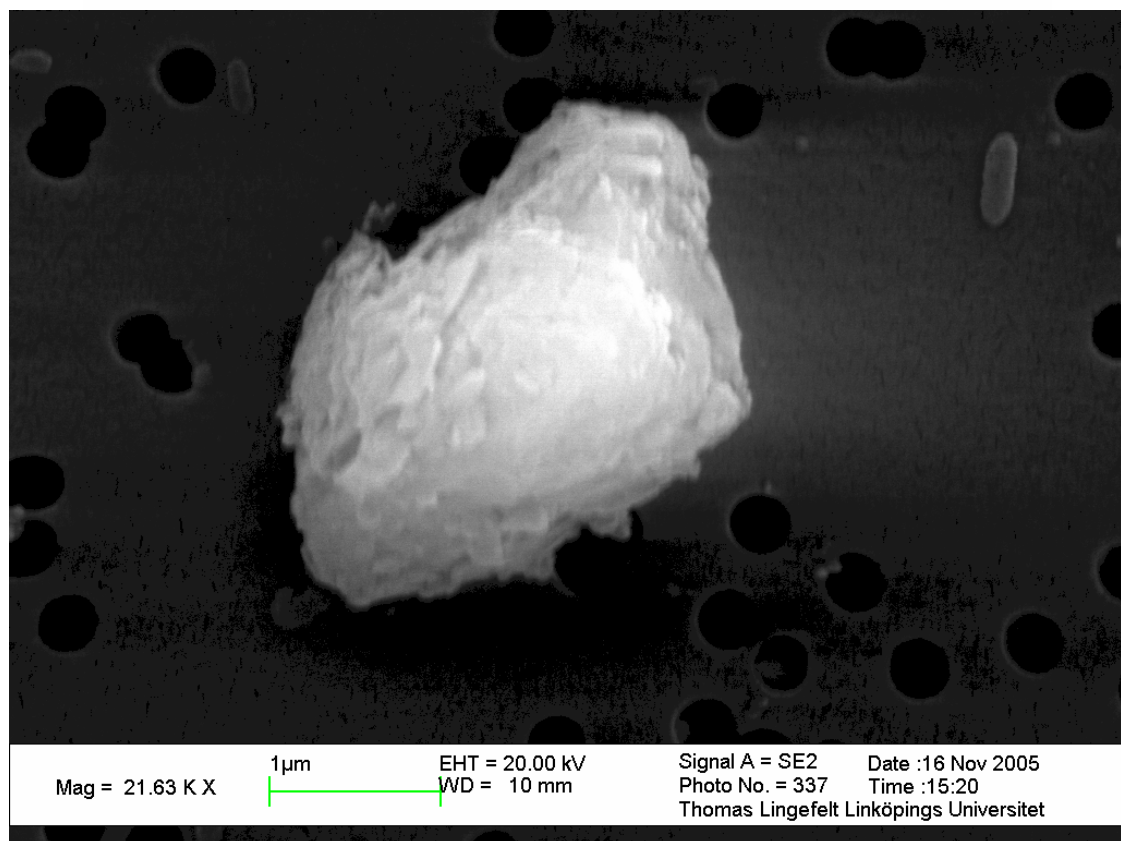
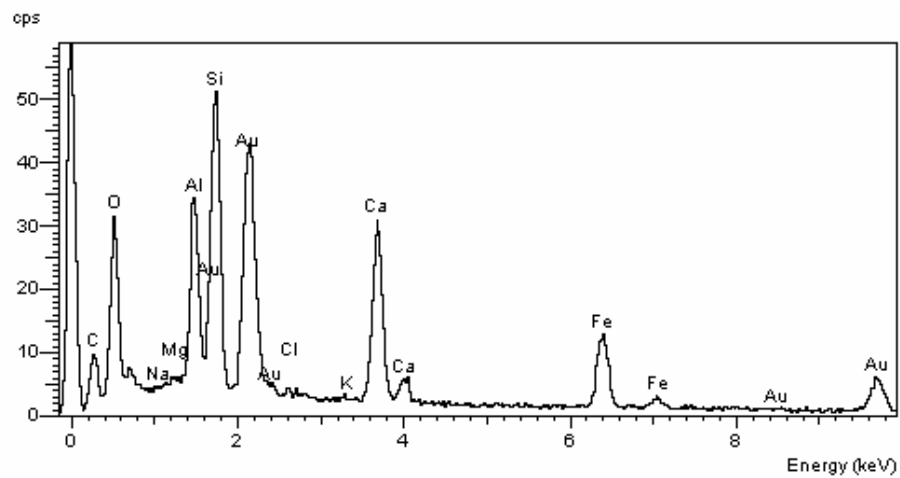
Figur 22. PM_{10} -partiklar. Partikeln vid pilen bedöms vara aska ($PM1_yta8$).

Figure 22. PM_{10} -particles. The particle at the arrow is considered as fly ash.



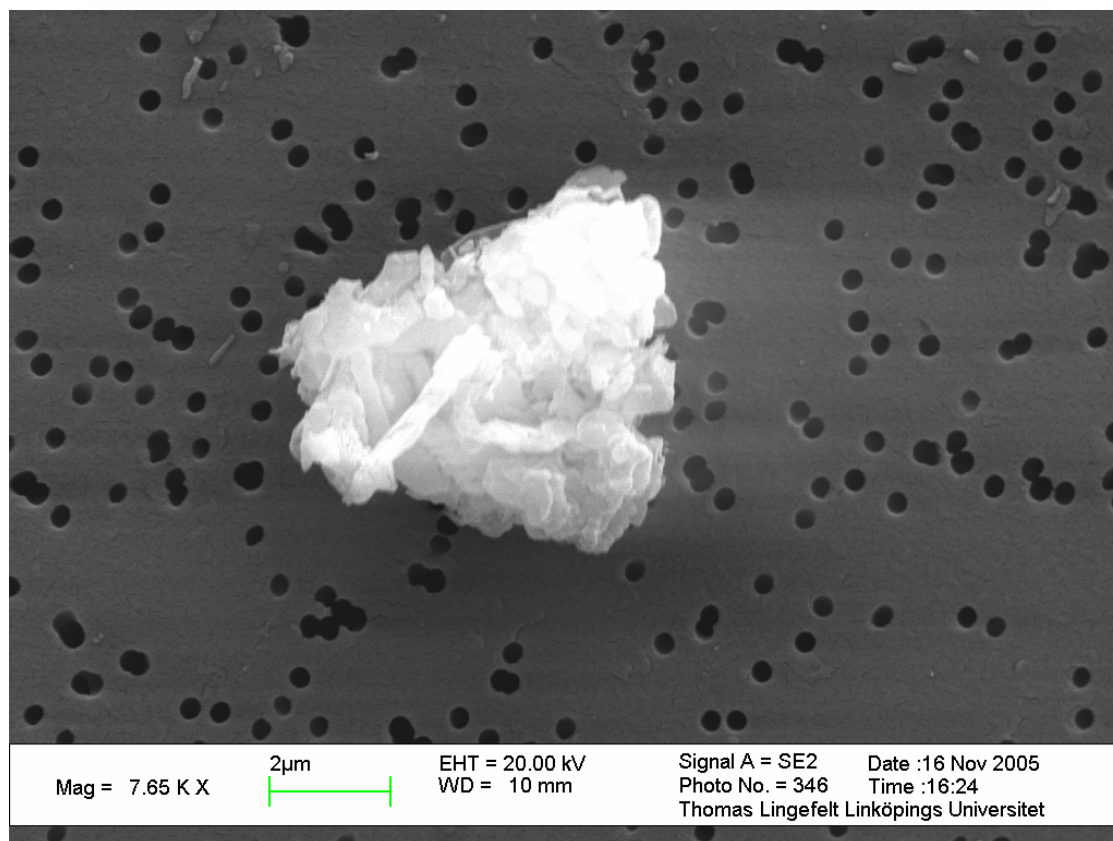
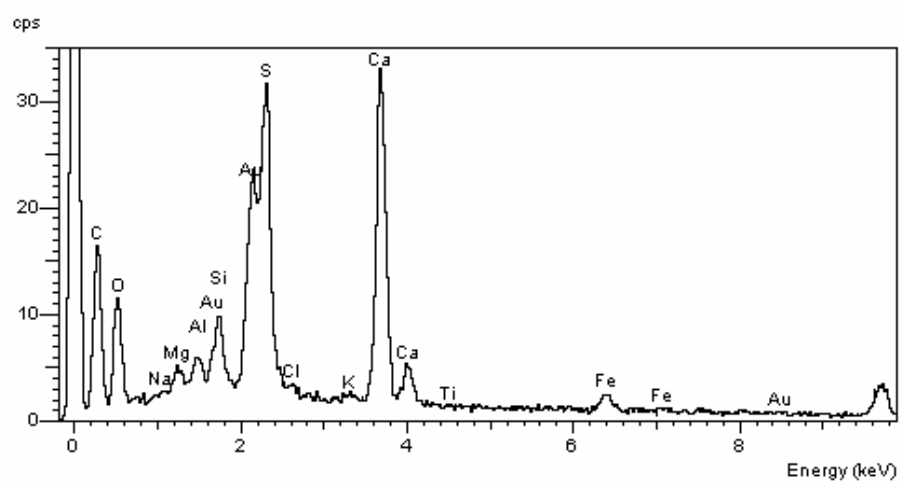
Figur 23. Partikel bedömd som aska (PM1_p52).

Figure 23. Particle considered as fly ash.



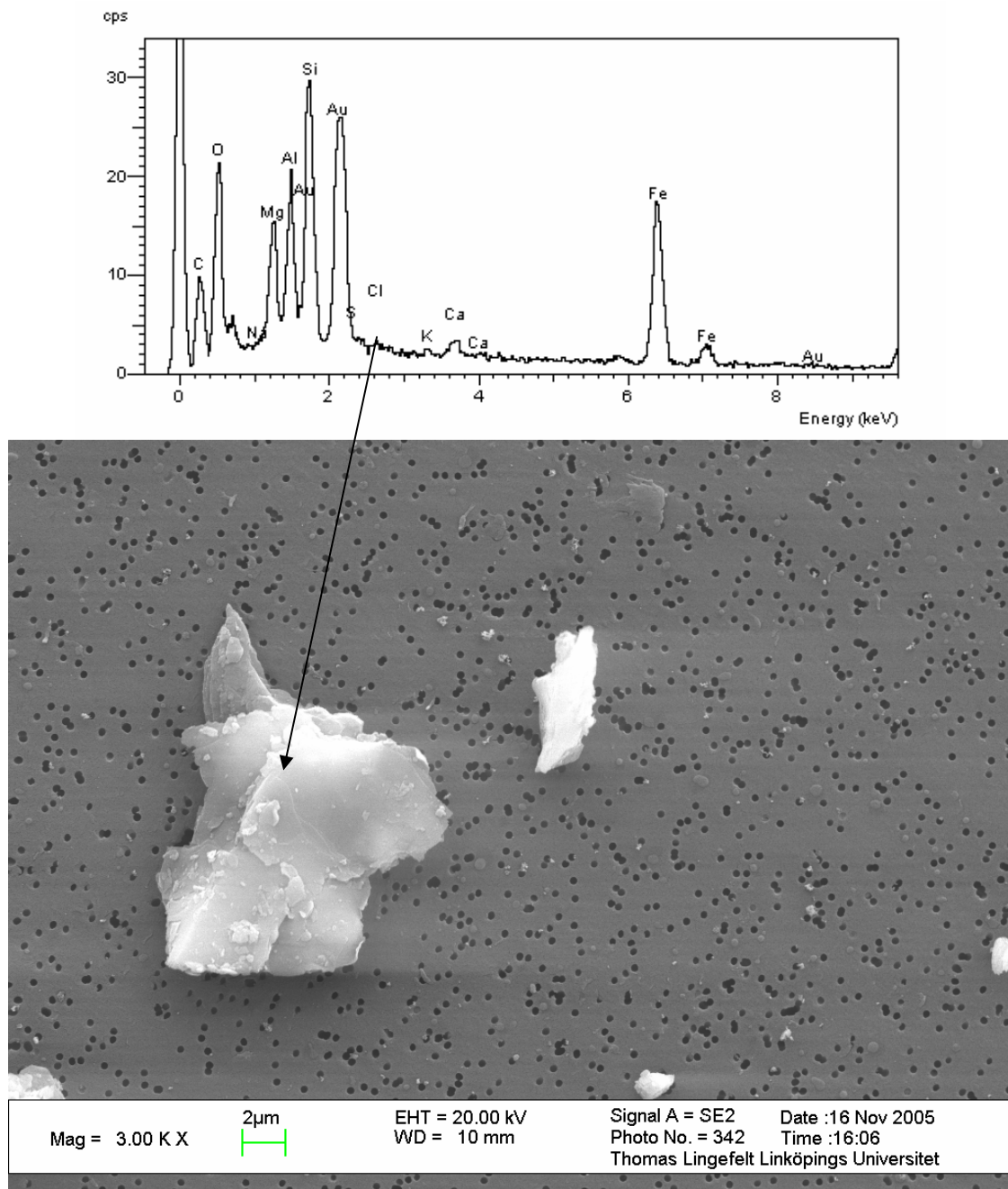
Figur 24. Partikel bedömd som aska (PM1_p52).

Figure 24. Particle considered as fly ash.



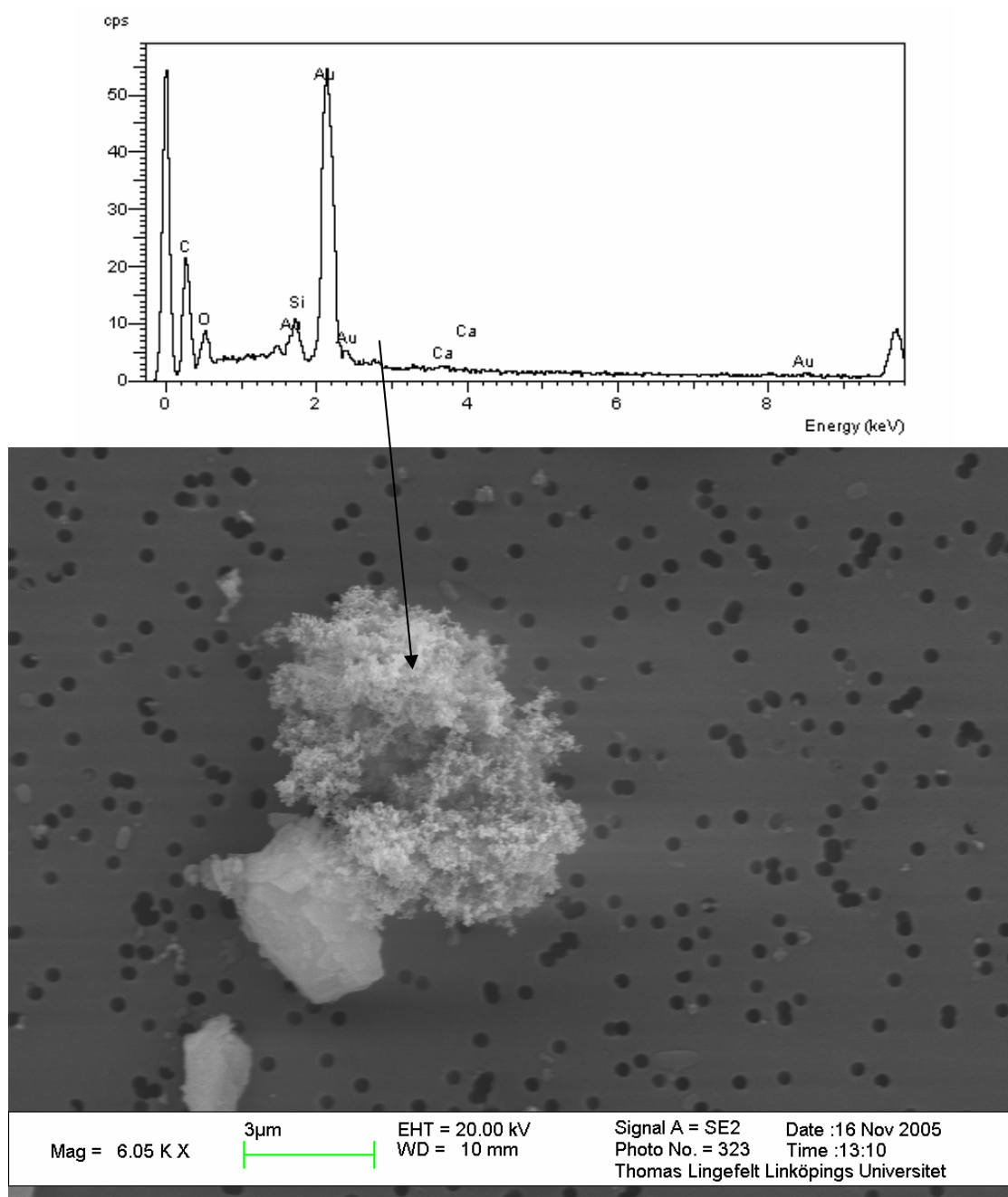
Figur 25. Partikel bedömd som aska (PM1_p52).

Figure 25. Particle considered as fly ash.



Figur 26. Exempel på typisk mineralpartikel.

Figure 26. A typical mineral particle.



Figur 27. Stort aggregat av partiklar, troligen från dieselavgaser.

Figure 27. Large aggregate of diesel exhaust particles.

Den metodik som provades var att utifrån partiklarnas morfologi och grundämnesinnehåll bedöma om de var askpartiklar eller hade andra källor. Partiklar som skilde sig från de tydligt minerogena, som har typiskt skarpa brottytor och i huvudsak innehåller Si, Al, Ca, K och Fe, studerades särskilt. En mer rundad morfologi och tydligt höga halter av Ca, S, P eller annat ämne som inte är typiskt för mineralpartiklar i detta fall hänfördes till asla. Variationen i såväl morfologi som grundämnesinnehåll var dock mycket stor och identifieringen svår. Den beräkning som ändå genomfördes resulterar i att ca 10 % av PM₁₀ -partiklarna utgörs av aska.

Få eller inga partiklar som kunde antas komma från vägen var mindre än ca 1 µm. På filterytan kunde även konglomerat av förbränningspartiklar som troligen härrör från den dieseldrivna lastbilen ses (Figur 27).

5 Resultatanalys

Studien är en pilotstudie och resultaten bör betraktas därefter. Alla mätdata utom de från vägytan insamlades under en och samma dag och är specifika för de meteorologiska förhållanden som då rådde. Vindriktningen var under mät dagen i stort sett parallell med vägens riktning, vilket inte är idealiskt då spridningen från vägen skall studeras. Den begränsade budgeten har heller inte medgivit några fördjupade statistiska analyser av dataunderlaget.

De ämnen som undersöktes i depositionen visade alla på tydliga exponentiella avtaganden från vägen, vilket visar att källan är vägen och trafiken som trafikerar den. Vid 50 meter från vägen är depositionen i huvudsak i nivå med bakgrunden. De skilda halterna på olika avstånd från vägens båda sidor är resultat av topografins och vindens inverkan. Denna spridning är specifik för rådande vindförhållanden. Hade vinden verkat tvärs vägen och varit starkare skulle ämnena spridits avsevärt längre bort från vägen. Emissionen av dammpartiklar från vägytan var ca $2,4 \text{ g/m}^2$ vid rådande meteorologiska förhållanden och trafikintensitet (165 lastbilsöverfarter och 103 personbilsöverfarter).

Ett intressant resultat är att kvoterna mellan halterna av de analyserade ämnena i askbärlagret och det deponerade materialet är så lika, vilket tyder på att en förhållandevis stor andel (ca 30 %) av det deponerade materialet är aska. I slitlagret är det mycket svårt att spåra någon askinblandning bland partiklar $< 1 \text{ mm}$, vilket beror på att de små askpartiklarna utgör en mycket liten del av massan i slitlagret. Istället dominerar grövre mineralpartiklar. Dessa är dock för tunga för att damma upp från vägytan och spridas med vinden någon längre sträcka och når därför inte depositionsinsamlarna. Under rådande undersökningsförhållanden tycks inte någon avsevärd kvalitativ skillnad i den kemiska sammansättningen föreligga mellan de askpartiklar som deponerats nära vägen (2 m) och längre bort från vägen (10 m).

Många av de ämnen som finns i de fina deponerade askpartiklarna lakas lätt ut. Detta beror sannolikt på det höga L/S-förhållande som erhålls och den stora effektiva lakningsytan. För några potenta miljö- och hälsofarliga ämnen som As och Hg är den på så sätt tillgängliga andelen stor (upp till 20 % av totalhalten). Konventionell lakanalys på askor vid L/S 2 eller 10 ger inte representativa mått på den tillgängliga andelen i dammpartiklar.

För den studerade vägen, där den använda askan innehåller relativt låga halter av miljö- och hälsofarliga metaller, innebär de uppmätta dammemissionerna inte ett miljöproblem. Men för andra typer av askor med höger föroreningshalter och i en känsligare omgivning kan dammemission och spridning i den omfattning som noterats i föreliggande studie utgöra en betydande miljöfaktor [2]

Studierna av partikelhalter visar att fordonspassagera virvlar upp stora mängder inandningsbara partiklar från vägytan. Koncentrationspulserna är dock korta och återtar, så fort dammolnet passerat, bakgrundshalten. Främst är detta en effekt av god ventilation under mät dagen. Genom att mäta både PM_{10} och $\text{PM}_{2,5}$, och genom mikroskopanalyserna, är det tydligt att de uppvirvlade partiklarnas storleksfördelning i

huvudsak ligger inom det grövre intervallet, mellan 2,5 och 10 μm . $\text{PM}_{2,5}$ följer inte PM_{10} , som ökar i genomsnitt under dagen utan sjunker istället. Detta tolkas som att $\text{PM}_{2,5}$ följer bakgrundhalten, som varierar under dagen. $\text{PM}_{2,5}$ består ofta till stor del av långtransporterade partiklar från andra delar av landet och från kontinenten.

Aktuell luftfuktighet är en viktig faktor för de partikelhalter som uppmättes, främst genom att dammet i vägytan binds och inte virvlar upp i samma omfattning vid fuktigt väder som vid torrare. Under dagen torkade vägen upp och partikelhalterna invid vägen blev allt högre, men under sista överkörningstimman var halterna något lägre igen trots bibehållen luftfuktighet, vilket tolkas som att lastbilens överfarter virvlat bort ett torrare ytlager och kommit ner till ett något fuktigare lager.

Kvantifiering av andelen askdamm i PM_{10} med hjälp av elektronmikroskopi är en metod som bygger på att askpartiklarna är förhållandevis enkla att identifiera i ett partikelprov. I föreliggande studie kan bedömningen antas vara tämligen osäker med tanke på att en förhållandevis stor del av partiklarna var mycket svårbedömda. Antagandet om att ca 10 % av partiklarna PM_{10} består av aska är en kvalificerad gissning.

6 Slutsatser

- Lite aska i slitlagret (ej mätbart), men betydligt högre andel (ca 30 %) i luftburet, deponerat damm p.g.a. att fina askpartiklar frigörs från bärlagret.
- Emissionerna av partiklar starkt beroende på trafikens frekvens, hastighet samt fordonstyp och vägkonstruktionens utformning och underhåll samt meteorologiska förhållanden (vindhastighet samt vägytans fuktighet)
- Tydlig spridning av partiklar med exponentiellt avtagande från vägen av samtliga analyserade ämnen vid damning.
- Depositionen starkt beroende av vindförhållanden, topografi och vegetation. Under rådande meteorologi spridning ca 20 m från vägen.
- Varierande lakbarhet av ämnen i deponerade partiklar på ett sätt som kraftigt skiljer sig från resultat av konventionella lakningsundersökningar på askor.
- Under rådande förhållanden har deponerade askpartiklar på olika avstånd från vägen (2-10 m) ungefär samma kemiska ämnesprofil.
- Vid intensiv lastbilstrafik höga halter av PM_{10} invid vägen (flera 100 $\mu g/m^3$), men avtar snabbt då trafiken försvinner.
- Uppvirvlingen påverkar $PM_{2,5}$ endast i korta spikar, men ej medelvärden.
- PM_{10} består i huvudsak av $PM_{10-2,5}$. Få partiklar under 1-2 μm .
- Upptorkning av vägen ökar PM_{10} , men påverkar inte $PM_{2,5}$.
- Osäker metod att bedöma aska i PM_{10} , uppskattat ca 10 %.

Alltså:

- Aska i vägkroppen bidrar påtagligt till damningen från denna väg, som har ett delvis mycket tunt slitlager
- Trolig process: askan i vägkroppen eroderas av trafiken och blandas med grusslitlagret och görs därmed tillgänglig för uppvirvling av fordon.
- Askpartiklarna får lakegenskaper som skiljer sig från dem som erhålls i konventionella laktest.
- Metodiken för deposition och partikelhalter fungerar men känsligheten kan behöva förbättras.
- Metodiken för identifiering av askpartiklar i PM_{10} behöver utvecklas genom tydligare karaktärisering av partiklar från källan.

7 Rekommendationer och användning

Denna studie visar att damm som innehåller askpartiklar sprids vid trafik på grusvägar med ett bärlager stabiliserat med aska. Dessa partiklar kan utgöra en spridningsväg för miljöfarliga ämnen i askan.

Dammemission från vägen och spridningen i omgivningen påverkas av en mängd olika faktorer där typ av trafik och trafikintensitet samt meteorologiska förhållanden troligen är avgörande. I ett byggskede där ett oskyddat bärlager utsätts för tungtrafik kan, om de meteorologiska förhållandena är gynnsamma för dammemission, emissionerna sannolikt bli mycket stora. Skyddsåtgärder för att begränsa emissioner bör vidtagas i sådana fall. Teknisk utformning av vägkonstruktionen både när det gäller bärlagret och slitgruslagret kommer att påverka emissionerna och det kan finnas anledning att välja en konstruktion som ger så låga emissioner som möjligt. Inblandning av stenmaterial i ett bärlager bör ge lägre emissioner än om bärlagret enbart byggs upp av aska. Hur ett slitgruslager lämpligen bör utformas och underhållas samt vilka dammbekämpningsåtgärder som kan behövas under vägens drift kan inte bedömas utan att ytterligare studier genomförts. Av stor betydelse i sammanhanget är självklart också askans innehåll av miljöfarliga ämnen och omgivningens känslighet.

8 Förslag till fortsatt forskningsarbete

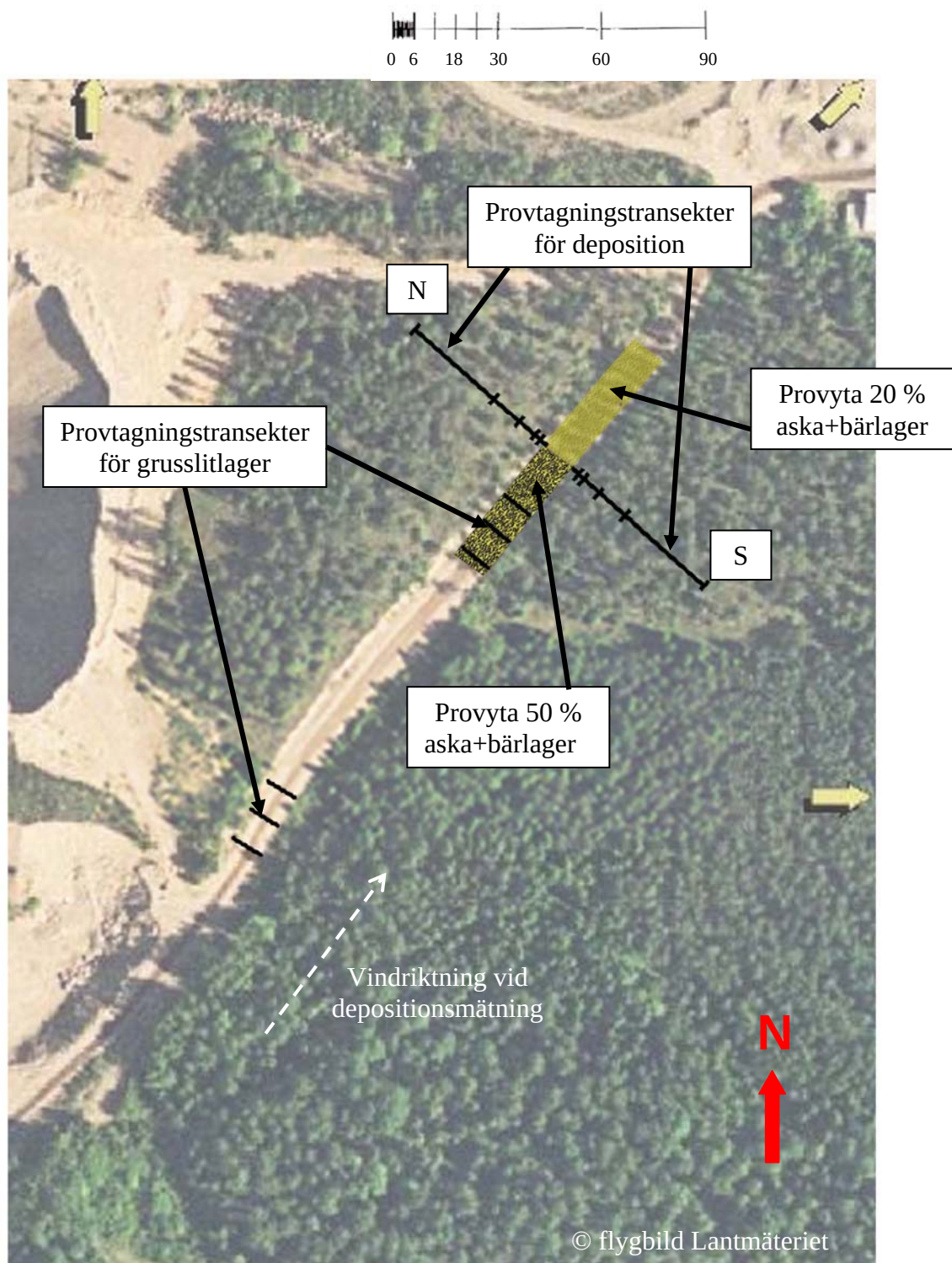
- Vilken roll spelar slitlagrets tjocklek och material för askans spridning till omgivningen?
- Hur kan vägen konstrueras för att minimera damning?
- Hur stor kan damning vid konstruktion vara?
- Behöver särskild hänsyn tas till omgivningsmiljön innan man väljer att använda aska i vägkroppen?
- Bärlagret som stabiliserats med aska får specifika egenskaper som exempelvis ett relativt hårt och tätt skikt under ett lösare grusslitlager. Detta kan ha betydelse för hur fort vägen torkar upp och hur effektivt trafiken river upp partiklar från vägytan. Behöver vägar med aska i bärlagret dammbindas i större utsträckning än konventionella vägar?
- Spridning av askpartiklar kommer pågå under hela vägens livslängd medan studier enbart kan ske under en kort tid. Mättekniken måste därför kunna detektera relativt små spridningseffekter. För att i detalj studera olika delar av spridningsprocessen kan känsligare mättekniker än de som utnyttjats i föreliggande studie behöva utvecklas.
- Dammemission och spridning sker rimligen mycket ojämnt under året och episoder med intensiv trafik och gynnsamma meteorologiska förhållanden svarar sannolikt för huvuddelen av den totala spridningen. En matematisk modell för att kunna modellera dammemission och spridning under varierande förhållanden bör därför utvecklas.

9 Litteraturreferenser

- [1] Abbott J, Coleman P, Howlett L, Wheeler P. 2003. "Environmental and health Risks Associated with the Use of Processed Incinerator Bottom Ash in Road Construction". Prepared for BREWEB, EMC-00-68.
- [2] Bendz D, Wik O, Elert M, Håkansson K; "Miljöriktlinjer för askor", Värmeforsk Q4-238, in prep.
- [3] Odlare M; "Organic residues – a resource for Arable Soils", Doktorsavhandling, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala 2005.
- [4] Munde H.; Refererat i E-brev daterat den 28 juni 2005. Vattenfall AB Värme Norden.
- [5] "Miljökonsekvensbeskrivning – användning av askor från torveldning", Uppsala Energi (nuvarande Vattenfall AB Värme Norden), Uppsala november 2000.
- [6] SFS; Förordning om miljö kvalitetsnormer för utomhusluft. 2001:527.
- [7] Strand Hanna; Analysdata från 2005 för torv-/träflygaska från Uppsala värmeverk tillhandahållna i e-brev daterad 26 oktober 2005.
- [8] Data från IVL:s hemsida. Referensstationerna Aspvreten och Gårdsjön. [http://www.ivl.se/db/plsql/dvsmetar\\$.startup](http://www.ivl.se/db/plsql/dvsmetar$.startup)
- [9] Data från IVL:s hemsida. Deposition på öppet fält i Uppsala län, http://www.ivl.se/miljo/projekt/kron/of_1.asp?lan=Uppsala+l%E4n
- [10] Data från IVL:s hemsida. Deposition på öppet fält i Stockholms län, station Arlanda, http://www.ivl.se/miljo/projekt/kron/of_1.asp?lan=Stockholms+l%E4n

Bilagor

A Skiss på undersökningsobjekt / provtagningstransekt



Observera att skogspartiet vid provtagningsstransekt för deposition nu är avverkat. Inga positioner är koordinatsatta utan endast ungefärligt angivna.

B Sammanställning av uppmätt deposition

B.1 Totaldeposition

Uppmätt totaldeposition beräknad som summan av olöslig partikulär och löst mängd i depositionsflaskor. Filtrering utförd vid 0,45 µm. Om analysresultaten legat under detektionsgränsen har halva värdet av detektionsgränsen utnyttjats vid beräkning av depositionen.

Provtagningsstationernas beteckning och avstånd från vägkanten (m)										
	Ref 350	Blank	S 50	S 10	S 4,5	S 2	N 2	N 4,5	N 10	N 50
Enhet µg/m ²										
Ca	138	123	837	10900	19200	26700	36200	27500	9080	275
Fe	19,7	18,9	914	8550	14800	20100	27600	22000	7230	336
K	439	379	1200	8710	14800	17100	20200	17400	7530	669
Mg	86,5	73,1	367	4400	7330	9290	12500	9680	3390	180
Na	182	143	829	5960	10000	11600	13600	11500	5010	359
S	141	111	157	467	893	1290	1890	1320	427	168
Si	1290	719	7660	48600	77000	82600	74300	80500	41900	4270
Al	35,7	5,91	2030	21700	33800	38800	47600	37400	16500	723
As	0,181	0,174	0,178	0,804	1,91	2,81	4,31	3,61	0,807	0,226
Ba	0,815	0,334	23,8	237	396	465	559	469	201	8,91
Cd	0,0158	0,0122	0,0137	0,0407	0,0659	0,11	0,123	0,0895	0,027	0,0537
Co	0,0541	0,0366	0,281	2,51	4,22	6,11	8,16	6,59	2,17	0,113
Cr	1,44	1,8	2,44	8,65	13,7	18,6	24,6	18,9	7,58	1,77
Cu	1,43	1,06	2,15	6,31	9,58	15,1	19,1	15,4	5,24	1,71
Hg*	0,0236	0,023	0,0229	0,0225	0,0227	0,026	0,0255	0,0225	0,0235	0,0221
Mn	0,841	0,138	18	180	297	402	557	445	154	6,97
Mo	0,0389	0,0315	0,0703	0,452	0,838	1,46	1,82	1,2	0,768	0,0415
Ni	2,35	0,978	0,913	3,79	5,66	9,82	12,3	8,89	3,3	0,745
P	4,37	4,22	22,6	334	624	929	1280	1040	272	8,99
Pb	1,1	0,342	1,06	5,88	10,1	13,4	17,5	14,7	5,44	0,818
Sr	1,44	1,05	7,54	70,3	116	145	151	131	51,7	3,5
Zn	10,4	6,55	9,53	25,4	36,5	52,5	69,1	57,2	23,2	9,92
Beräknad totaldeposition av damm mg/m ² *										
	4,86	3,24	28	212	344	397	439	395	177	14,3
L/S-förhållande mellan tillsatt sköljvatten och totaldeposition av damm										
	2,6*10 ⁵	3,0*10 ⁵	4,1*10 ⁴	4,0*10 ³	2,2*10 ³	2,6*10 ³	2,9*10 ³	3,2*10 ³	6,5*10 ³	9,6*10 ⁴

** Samtliga analyser av Hg för den partikulära fasen erhöll värden under detektionsgränsen

** Totaldepositionen av damm beräknas som summan av massan av Ca, Fe, K, Mg, Na, S, Si, Al samt P omräknad till oxid för respektive ämne. En sådan beräkning ger enligt analyser av både flygaska och väggrus ett bra mått på den totala massan av minerogent material.

B.2 Löst andel i totaldeposition

Andelen löst mängd i depositionsprover. Filtrering utförd vid 0,45 µm. Om analysresultaten legat under detektionsgränsen har halva värdet av detektionsgränsen utnyttjats vid beräkning av andelen löst.

Provtagningsstationernas beteckning och avstånd från vägkanten (m)										
	Ref 350	Blank	S 50	S 10	S 4,5	S 2	N 2	N 4,5	N 10	N 50
S	89%	86%	73%	75%	80%	81%	80%	80%	78%	81%
Ca	46%	39%	30%	40%	40%	41%	33%	44%	43%	25%
As	17%	14%	16%	38%	33%	30%	29%	40%	48%	34%
Hg	21%	19%	18%	17%	17%	28%	27%	17%	20%	15%
Mo	81%	76%	40%	28%	22%	20%	20%	22%	15%	82%
P	14%	11%	7%	19%	16%	16%	11%	20%	18%	8%
Sr	87%	91%	15%	9%	11%	13%	15%	14%	10%	39%
Mg	65%	59%	14%	14%	12%	13%	12%	14%	20%	34%
Na	79%	74%	14%	6%	5%	7%	7%	6%	6%	19%
Cu	63%	58%	33%	9%	5%	5%	5%	8%	9%	53%
Cd	29%	8%	18%	10%	1%	4%	6%	3%	9%	79%
K	57%	51%	19%	2%	3%	4%	4%	4%	3%	41%
Zn	64%	43%	41%	6%	3%	3%	2%	3%	6%	59%
Pb	56%	12%	6%	4%	2%	3%	2%	2%	4%	11%
Ni	63%	26%	41%	5%	2%	2%	2%	2%	7%	61%
Ba	33%	34%	2%	2%	1,3%	1,6%	1,3%	1,6%	2%	4%
Si	5%	2%	0,2%	0,8%	0,8%	1,2%	2%	1,3%	0,9%	0,5%
Mn	46%	46%	9%	3%	1,3%	1,2%	1,1%	1,6%	6%	10%
Cr	4%	2%	1,0%	1,3%	0,7%	0,9%	1,1%	0,9%	1,2%	2%
Co	45%	39%	8%	1,7%	0,9%	0,9%	0,9%	0,9%	2,1%	11%
Fe	5%	1%	0,8%	1,0%	0,6%	0,8%	0,7%	0,8%	0,9%	1%
Al	3%	9%	0,2%	0,3%	0,3%	0,5%	0,6%	0,6%	0,3%	0,3%
L/S-förhållande mellan tillsatt skölvatten och totaldeposition av damm (l/kg)										
	2,6*10 ⁵	3,0*10 ⁵	4,1*10 ⁴	4,0*10 ³	2,2*10 ³	2,6*10 ³	2,9*10 ³	3,2*10 ³	6,5*10 ³	9,6*10 ⁴

B.3 Utlakningsfaktorer vid beräkning av askandel i depositionsprover

Utlakningsfaktorer som utnyttjas vid beräkning av andelen aska i depositionsprover. Utlakning förutsätts ske när partiklarna frigörs från bärlagret till slitlagret där det kan lakas av nederbörd på vägytan. Dessa utlakningsfaktorer anger hur stor del av den ursprungliga totalhalten i aska som antas finnas kvar i fina askpartiklarna i vägens grusslitlager. Som utgångspunkt för de ansatta utlakningsfaktorerna har det relativa inbördes förhållandena för löst mängd i depositionen enligt ovan utnyttjats.

	Återstående andel av ursprunglig totalhalt askan	
	Låg utlakning	Hög utlakning
Ca	85%	70%
Fe	100%	100%
K	98%	96%
Mg	95%	90%
Na	97%	93%
S	65%	30%
Si	100%	100%
Al	100%	100%
As	85%	70%
Ba	100%	100%
Cd	100%	100%
Co	100%	100%
Cr	100%	100%
Cu	100%	100%
Hg*	85%	70%
Mn	100%	100%
Mo	90%	80%
Ni	100%	100%
P	100%	100%
Pb	90%	80%
Sr	93%	85%
Zn	100%	100%

