

Partikelspridning vid byggnation av väg med aska - modellöversikt, undersökning av fuktighetsgradens betydelse för damning och karaktärisering av partiklar från flygaska

Mats Gustafsson, Ola Wik och Paul Frogner-Kockum

Partikelspridning vid byggnation av väg med aska

**- modellöversikt, undersökning av
fuktighetsgradens betydelse för damning och
karaktärisering av partiklar från flygaska**

Particle dispersion at road building using fly ash

**- model review, investigation of influence of
humidity content for dust emission and fly ash
particle characterisation**

Mats Gustafsson, VTI
Ola Wik, SGI
Paul Frogner-Kockum, SGI

Q6-631

Abstract

Projektet har resulterat i ny kunskap om möjligheterna att karaktärisera askpartiklar och med hjälp av en ny metod funnit att ca 15% fukthalt krävs för att undvika damning från en undersökt flygaska. Damningen ökar exponentiellt med minskande fukthalt. Flygsakors härdningsreaktioner förbrukar vatten och ökar därmed damningspotentialen. Vidare har projektet inventerat tillgängliga modeller för emission och spridning av damm från askhantering. Modellerna är i allmänhet parameteriserade för andra material än askor och bland annat den höga andelen finpartiklar i askor (siltfraktionen) gör beräkningsresultaten osäkra.

Sammanfattning

Aska från förbränning kan ha mycket goda egenskaper såsom byggnadsmaterial i väggkroppar. Denna användning förutsätter dock att askan inte har några allvarligare miljö- och hälsoeffekter. Då aska kan damma kraftigt vid hantering har frågan om damningens omfattning och dammets egenskaper visat sig vara av stor betydelse för att bedöma riskerna för miljöpåverkan vid användning. Inandningsbara partiklar i vår omgivningsluft är ett problem som uppmärksammas alltmer och betraktas som en av våra allvarligaste hälsorelaterade föroreningar.

Föreliggande projekt har haft som syfte att:

- beskriva lämpliga modeller för beräkning av emission och spridning av aska i luften vid byggnation av väg där aska ingår
- utvärdera en ny metod att undersöka fukthaltens betydelse för damning från flygaska
- undersöka egenskaper hos flygaska som gör det möjligt att identifiera aska i prover av luftburna partiklar.

Målgruppen är askleverantörer, entreprenörer och konsulter med behov av kunskap om askors damning. Projektets delmoment har omfattat:

- en litteraturstudie för att identifiera lämpliga modellverktyg för att beskriva emission och spridning av damm från vägbyggnation med aska
- en metodstudie där en utrustning kallad Duster, har utvärderats för att bedöma betydelsen av askans fuktighet för damning, samt
- en elektronmikroskopstudie där morfologi och sammansättning hos några askor, cement och Merit har studerats för att finna sätt att identifiera askpartiklar i dammprover.

Resultaten visar att det föreligger brist på samlade modellverktyg som kan beskriva emissioner från samtliga hanteringsmoment av aska vid vägbyggnation och att befintliga delmodeller ibland saknar, för damning, viktiga parametrar och pga askans höga siltinnehåll bedöms fungera sämre för aska än för vanligt minerogent material. Vidare visar försöken med Duster att metoden fungerar, om än med begränsad precision och att damningen från askproverna avtog påtagligt vid fukthalter över ca 15 %. Damningen ökar exponentiellt med minskande fukthalt. Flygsakors härdningsreaktioner förbrukar vatten och ökar därmed damningspotentialen. Partikelkaraktäriseringsstudien visade att askspecifika kemiska signalelement (grundämnen) är att föredra vid karaktärisering. Viktiga signalelement för askor kan ofta vara S, Hg, Cd, och förhållande Mg/Al, men vilka ämnen som är lämpliga varierar dock specifikt mellan olika typer av askor och tillämpningar.

Projektet har tillfört ny kunskap om möjligheterna att karaktärisera askpartiklar och om vilken fukthalt som krävs för att undvika damning från askor. En metod för att prova damning från askytor av askpartiklar har utvärderats i laborativ miljö och projektet har även visat på tillgängliga, men i vissa avseenden bristfälliga, modeller för emission och spridning av damm från askhantering.

Projektet har uppfyllt uppställda mål, bortsett från de mål som ursprungligen var relaterade till ett samfinansierat fältprojekt, som aldrig kom till stånd.

Nyckelord: aska, damning, PM₁₀, modeller, fukthalt, karaktärisering, SEM, EDX, XRD

Executive Summary

Ashes from incineration may have very good properties, such as building materials in roads. This use assumes that the ashes do not have serious environmental and health effects. Since ash might generate large amounts of dust in handling the issue on the extent of dusting and dust properties has proved to be important to assess the risks of environmental impacts during use. Inhalable particles in the ambient air are a problem that has attracted much attention and is regarded as one of the most serious health related air pollutants.

The present project has aimed to:

- describe appropriate models for calculating the emission and dispersion of dust in the air during the construction of ash containing roads,
- evaluate a new method to examine the importance of moisture for dusting from fly ash and
- investigate the properties of fly ash, making it possible to identify ash in samples of airborne particles.

The target audience is ash manufacturers, contractors and consultants with a need for knowledge of ash dusting. Project modules have included:

- a literature review to identify appropriate modelling tools to describe the emission and dispersion of dust from road building with ash
- a method study in which a piece of equipment called Duster, have been evaluated for assessing the significance of the ash humidity to dusting, and
- an electron microscope study where morphology and composition of some ashes, cement and Merit have been studied to find ways to identify ash particles in dust samples.

The results show that there is a lack of overall model tools that can describe the emissions from all the management operations of ashes at road building and that existing models sometimes lack key variables. Also, because of high silt content of ashes, some models are deemed inferior compared to when used for ordinary mineral material. Furthermore, attempts with the Duster shows that the method works, but with limited precision, and that dusting from the ash samples was reduced significantly at moisture contents above about 15%. The particle characterization study showed that ash specific chemical signal elements are preferred in the characterization. Important signal elements of ash can be S, Hg, Cd, and the ratio Mg/Al, but elements most appropriate might vary between specific types of ash and applications.

The project has brought new knowledge about the possibilities to characterize ash particles and on the moisture needed to avoid dusting from ash. A method to try dusting from ash surfaces has been evaluated in laboratory and the project has also shown available, but in some respects inadequate, models for emission and dispersion of dust from handling of ash.

Key words: ash, dusting, PM₁₀, models, humidity, characterisation, SEM , EDX, XRD

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	1
1.1	BAKGRUND	1
1.2	BESKRIVNING AV FORSKNINGSSOMRÅDET	2
1.3	FORSKNINGSUPPGIFTEN OCH DESS ROLL INOM FORSKNINGSSOMRÅDET	3
1.4	MÅL OCH MÅLGRUPP	3
2	METODIK	4
2.1	KARAKTERISERING AV ASKPARTIKLAR	4
2.2	MODELLER.....	4
2.3	DAMNING OCH FUKTIGHETSGRAD	4
3	RESULTATREDOVISNING	7
3.1	METODIK FÖR ATT KARAKTERISERA OCH IDENTIFIERA ASKOR	7
3.2	GENOMGÅNG AV MODELLER FÖR BERÄKNING AV EMITTERADE PARTIKELHALTER	8
3.3	DAMNINGSPOTENTIAL OCH FUKTKVOT HOS EN FLYGASKA	14
4	RESULTATANALYS	18
5	SLUTSATSER	20
6	REKOMMENDATIONER OCH ANVÄNDNING.....	21
7	FÖRSLAG TILL FORTSATT FORSKNINGSGÄRDET	22
8	LITTERATURREFERENSER	23

Bilagor

**A METODBESKRIVNING BEREDNING AV FUKTADE ASKPROVER FÖR
UNDERSÖKNING AV DAMNINGSPOTENTIAL**

B TABELLER FÖR INDATA TILL EMISSIONS- OCH SPRIDNINGSMODELLER

**C BERÄKNINGAR AV DAMMEMISSION VID HANTERING AV ASKAN ENLIGT
EMISSIONSMODELLER**

D RAPPORT FRÅN DELSTUDIE OM KARAKTÄRISERING AV ASKPARTIKLAR

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Aska från förbränning kan ha mycket goda egenskaper såsom byggnadsmaterial i vägkroppar. Denna användning förutsätter dock att askan inte har några allvarligare miljö- och hälsoeffekter. Då aska kan damma kraftigt vid hantering har frågan om damningens omfattning och dammens egenskaper visat sig vara av stor betydelse för att bedöma riskerna för miljöpåverkan vid användning. Inandningsbara partiklar i vår omgivningsluft är ett problem som uppmärksammas alltmer och betraktas som en av våra allvarligaste hälsorelaterade föroreningar. Ämnet har särskilt aktualiserats sedan en miljö kvalitetsnorm för inandningsbara partiklar infördes i januari 2005 och det stått klart att många väg- och gatumiljöer i Sverige inte klarar normen och att åtgärder behövs. Damm kan också fungera som en bärare som sprider ämnen som finns i askan till omgivningen.

I ett tidigare projekt (Gustafsson et al., 2006) har partikelhalter och -spridning studerats vid trafik på en grusväg där aska använts i ett stabiliserat (monolitiskt) bärlager i vägkroppen. Mängden aska i grusslitlagret visade sig vara så låg att den inte kunde kvantifieras medan andelen askpartiklar i det damm som spreds och deponerades kunde uppskattas till ca 30 %. Troligen eroderas askan i bärlagret av trafiken till fina partiklar som blandas med grusslitlagret och därmed görs tillgänglig för uppvirvling av fordon. Mot bakgrund av den miljöriskbedömningsmodell som utvecklats inom ramen för Bendz et al (2006) visade resultaten att kraftigt förorenade askor och en känsligare omgivning kan resultera i en mer än obetydlig miljöpåverkan genom spridning av dammpartiklar.

Föreliggande projekt Q6-631 (damning vid byggnation av väg med aska) fokuserar på spridning av damm vid anläggning av vägar med aska. Även framställning och hantering av konventionella krossmaterial för vägbyggnad ger upphov till besvärande emissioner av damm som föranleder skyddsåtgärder. För att i framtiden kunna mäta och övervaka specifikt emission av askpartiklar är därför av intresse att det finns tekniker för att kunna skilja askrelaterade dammpartiklar från andra dammpartiklar som genereras vid hantering av anläggningsmaterial.

Detta projekt avser dels karaktärisera askpartiklar för att om möjligt identifiera egenskaper som kan användas som markörer för askpartiklar och dels inventera spridningsmodeller för beräkning av de partikelhalter som uppstår vid hantering av aska vid vägbyggnation.

Ursprungligen innehöll projektet även en fas 2 där partikelmätningar skulle genomföras i anslutning till olika moment i byggfasen i samarbete med ett lämpligt pågående demonstrationsprojekt. Emissioner och deposition skulle analyseras och karaktäriseras för att få en bild av eventuell miljö- och hälsoinverkan lämna förslag på åtgärder för att säkerställa en acceptabel damning vid byggmoment. För planering av fas 2 togs kontakt med projektet "FUD-SALA, Provsträcka med stabilisering av obundna lager" (Svedberg

et al, 2008). På grund av bristande finansiering kunde dock fas 2 inte genomföras som planerat.

Som alternativ till fas 2 genomfördes en begränsad laboratoriestudie där dammemissionspotentialen från en aska studerats som funktion av askans vattenhalt.

1.2 Beskrivning av forskningsområdet

Dammemissioner har identifierats som en potentiellt viktig potentiell bärare för föroreningar från vägar som konstruerats av aska (Bendz et al, 2006). Åtgärder för att motverka eller begränsa damning utgörs generellt av befuktning (Arm, 2006, Tyllgren 2006; Munde et al., 2006, Svedberg et al., 2008, Sabbas et al., 2003, Vägverket. 2007). Vilken grad av befuktning som rekommenderas varierar mellan olika referenser:

Källa	Fukthalt för att motverka damning
Munde et al., 2006	23-37 %
Svedberg et al., 2008	20 %
Sabbas et al., 2003	5-15 %

Det finns också negativa effekter med befuktning som:

1. Att fuktig aska kan klibba fast i arbetsmaskiner och utrustning (Tyllgren 2006, Munde et al 2006)
2. Att reaktiva askor som används som bindemedel vid stabilisering får minskad reaktivitet vid lagring i fuktigt tillstånd (Munde et al 2006)
3. Att överdriven bevattning på en lagringsyta kan laka ut ämnen som skadar yt- eller grundvatten på lagringsplatsen .

Skyddseffekt med befuktningen kan också vara begränsad eftersom ytskikt snabbt torkar upp under blåsig, solig och/eller torra förhållande (Munde et al 2006).

Andra åtgärder för att minska damning är att produkten lagras täckt och omgående täcks med ett slitlager av annat material efter användning (Munde et al 2006) eller från arbetsmiljösynpunkt att skyddsutrustning som dammtäta hytter på arbetsmaskiner används (Tyllgren 2006). Det kan i sammanhanget noteras att finska erfarenheter indikerar att grusvägar där bär- eller förstärkningslager stabiliserats med aska ger ökad damning jämfört med konventionella konstruktioner (Munde et al 2006) beroende på att ytan torkar upp snabbare.

Damning från vägar byggda med aska har studerats i ett tidigare Värmeforskprojekt (Gustafsson et al., 2006), där studier genomfördes vid en grusväg där vägkroppen var uppbyggd av aska. Med hjälp av en lastbil och en personbil genererades damning från vägen. Damningen registrerades som lufthalt av PM₁₀ (inandningsbara partiklar) samt provtogs med nedfallsinsamlare. Undersökning av insamlade partiklars struktur och kemiska sammansättning genomfördes såväl för lösliga som olösliga fraktioner med kemisk analys, elektronmikroskop och EDX (emissionsdispersiv röntgenanalys) för att studera i vilken grad aska från vägkroppen kunde identifieras i dammet.

1.3 Forskningsuppgiften och dess roll inom forskningsområdet

Forskningsuppgiften i detta projekt har varit att:

- beskriva lämpliga modeller för beräkning av emission och spridning av aska i luften vid byggnation av väg där aska ingår
- utvärdera en ny metod att undersöka fukthaltens betydelse för damning från flygaska
- undersöka egenskaper hos flygaska som gör det möjligt att identifiera aska i prover av luftburna partiklar.

Då damning från vägbyggnation med aska är ett tämligen outforskat område tillför projektet viktiga pusselbitar i form av exempel på sätt att beräkna dammemissionerna och en ny metod att bedöma fukthaltens betydelse för damning. Då inandningsbara partiklar är ett välkänt hälsoproblem är det också av vikt att kunna bedöma i hur hög grad aska bidrar till denna fraktionen genom att hitta specifika egenskaper hos askpartiklar som gör dem identifierbara.

1.4 Mål och målgrupp

Projektets mål är att tillhandahålla modellredskap, en mätmetod och kunskap om askpartikelegenskaper, som ska kunna utnyttjas vid byggnation av väg med aska för bedömning av askans spridning till omgivningsluften och vad som krävs för att minimera denna spridning. Målgruppen är askleverantörer, entreprenörer och konsulter.

2 Metodik

2.1 Karakterisering av askpartiklar

Metodiken beskrivs i bilaga D.

2.2 Modeller

Emission och spridning av partiklar vid hantering av aska kan betraktas som emission från konstruktionsarbete (byggande, hantering av lösa material) och som en punktkälla. Har informationssökningen begränsats till emissionsmodeller som innefattar konstruktionsarbete och spridningsmodeller för punktkällor som kan hantera emissioner från konstruktionsverksamhet. En enkel och vedertagen typ av modell är s.k. gaussiska spridningsmodeller, som initialt varit huvudalternativ i sökningarna.

Sökningen har främst genomförts med hjälp av litteraturdatabasen Scopus och på Internet (Google Scholar).

2.3 Damning och fuktighetsgrad

2.3.1 Provberedning och analys av vattenkvot

Flygaska erhöles från Vattenfalls anläggning i Motala. Pannan är av typen fluid-bed och eldas med grot, bark och flis.

Åtta prover med varierande vattenhalt bereddades genom att vatten och aska blandades enligt metodbeskrivning i Bilaga A. För tre av proverna tillsattes ytterligare vatten i en andra omgång (Tabell 1) Vattenkvot för ett antal prover mättes enligt SS-ISO 11465 vid flera tillfällen efter provberedning.

Proverna förvarades i plastpåsar minst ett dygn innan dammemissionspotentialen mättes. Klumpar som bildats genom härdning vid vattentillsatts sönderdelades för hand innan damningspotentialen mättes med Duster enligt nedan.

Tabell 1. Vattenkvot i beredda fuktade askprover (mängd tillsatt vatten / mängd torr aska).

Table 1. Water content in prepared moistened ash samples (mass of added water / mass of dry ash).

Nr	Vattenkvot	Kommentar
1	0,0%	
2	0,0%	
3	5,0%	Ammoniaklukt. Härdning börjar, provet blir varmt. Placeras omedelbart i plastpåse och i kylrum
4	5,0%	-"
5	10,0%	-"
6	10,0%	-"
7	15,1%	-"
8	15,0%	-"
9	19,9%	-"
10	25,0%	-"

Prover för vilka ytterligare vattentillsats gjorts i en andra omgång.		
5x2	20,1%	Ingen ammoniaklukt och ingen värmeutveckling, Placeras omedelbart i plastpåse och kylrum
7x2	30,1%	Ingen ammoniaklukt och ingen värmeutveckling, Placeras omedelbart i plastpåse och kylrum
3x2	10,0%	Ingen ammoniaklukt och ingen värmeutveckling, Placeras omedelbart i plastpåse och kylrum

2.3.2 Damningspotential mätt med Duster

Duster är en utrustning framtagen inom ett doktorandprojekt för att undersöka damning från grusvägar. Den består av en tryckbehållare, som med tre munstycken mynnar ut i en provtagningscylinder som är öppen i botten. Cylindern ställs mot det underlag som skall undersökas och en gummilist förhindrar läckage. Tryckbehållaren fylls till önskat lufttryck och "avlossas" sedan mot underlaget. Luftströmmarna från munstyckena virvlar upp damm, som provtas i öppningar monterade ovanpå plexiglas-cylindern (se Figur).



Figur 1. Beredning av askprov i behållare (tv) och provning (th).

Figure 1. Preparation of ash sample (left) and Duster testing (right).

Duster modifierades något för att passa syftet med föreliggande projekt. Istället för ett uppsamlande filter, anslöts en partikelmätare (TSI DustTrak) som mäter halten av inandningsbara partiklar (PM_{10} , partiklar mindre än $10\ \mu m$) till provtagningscylindern. DustTrak är ett fotometerbaserat instrument med hög tidsupplösning (1 s), som lämpar sig väl för relativa jämförelser. Avsikten var att mäta halt och avklingning av PM_{10} i provtagningscylindern och att dessa mått skulle kunna användas för att bedöma

askprovernans damningspotential. En låg behållare för provning tillverkades med passning direkt till Dusters provtagningscylinder (se Figur). Askprovet hällades ut i behållaren och jämnades till med en skrapa som anpassats i längd så att den kunde vila mot behållarens kant för att få en jämn yta på askan. På så vis har inte proverna komprimerats utan endast jämnats till en plan yta i nivå med behållarens kant. Efter inledande tester där olika tryck och avstånd provades, kompletterades utrustningen med en distansring, för att inte dammhalterna som genererades i utrustningen inte skulle överbelasta partikelmätaren. Avståndet från partikelmätarens intag och den preparerade askytan var 0,25 m. Duster fylldes till 5 bar, varefter DustTrak-instrumentet slogs på och Duster avlossades. Trycket släpptes ner till 0,5 bar. Partikelhalterna fick avta under minst tre minuter. Vid replikat och inför varje test preparerades askprovet på nytt för att inte föregående test skulle inverka på resultatet. Mellan varje försök blåstes provtagningscylinderns insida av med tryckluft för att undvika kontaminering mellan försöken.

2.3.3 Provtagning av damm med dammsugare

För att kunna studera storleksfördelningen hos de uppvirvlade partiklarna kopplades en cyklondammsugare (Dyson) till provtagningscylindern. Cyklondammsugaren samlar dammet i en behållare istället för i en filterpåse, vilket gör det lättare att få ut provet ur dammsugaren. För dessa försök tillfördes ytterligare en distansring till provbehållaren, för att undvika att damm sögs upp direkt från provytan. Dammsugaren slogs på direkt före Duster avlossades och slogs av ca 30 s senare. Provet sköljdes ur dammsugarbehållaren med destillerat vatten ner i en provflaska. Provets storleksfördelning analyserades med hjälp av lasergranulometer. Lasergranulometri har i sammanhanget nackdelen att provet suspenderas i vatten, vilket för aska kan innebära att vissa ämnen (klorider, sulfater, oxider) löses. Detta påverkar rimligtvis storleksfördelningen. Inom projektets ramar har det dock inte funnits möjlighet att undersöka denna effekt.

2.3.4 Analys

Vid avlossning av Duster stiger partikelhalten hastigt och avtar sedan långsamt, se figur 4. Ytan under PM_{10} -kurvan minus basnivå tre minuter efter avlossning valdes som mått för askprovets damningspotential eftersom den både avspeglar den initiala partikelnivån och avklingningen. Basnivån beräknades som medelvärde för PM_{10} i provtagningscylindern innan Duster avlossas vid varje mätning.

Partikelstorleksfördelning hos tre olika askprover och hos damm provtaget enligt avsnitt 2.3.3 ovan dess undersöktes med lasergranulometri.

3 Resultatredovisning

3.1 Metodik för att karakterisera och identifiera askor

Underlagsrapporten för detta avsnitt återfinns i bilaga D.

3.1.1 Morfologiska karaktärer

Flygaskor kan i varierande grad innehålla sfäriska partiklar som morfologiskt skiljer sig tydligt från partiklar från konventionella ballastmaterial samt från partiklar från andra bindemedel som cement eller Merit (se bilaga D). Andelen av sådana partiklar beror både på bränsleråvara och förbränningsteknik och är inte en generell egenskap som kan användas för alla typer av flygaskor. Erfarenheter från Gustafsson et al. (2006) indikerar också att partiklar som genereras sekundärt genom mekanisk nötning t.ex. partiklar som bildas när arbetsfordon trafikerar en arbetsyta kommer få likartat morfologiskt utseende oberoende av partikels ursprung. Metoden kan vara användbar för att identifiera partiklar med ursprung från aska endast för vissa typer av askor och när det sker en direkt dammemission av obearbetade askor.

3.1.2 Kemiska och mineralogiska karaktärer

Flygaskor innehåller förhöjda halter av vissa ämnen som skiljer askpartiklar från konventionella ballastmaterial och från andra bindemedel som cement eller Merit. Vilka dessa ämnen är beror på förbränningsteknik och bränsleråvara. Tidigare studier av en väg stabiliserad med flygaska från torvförbränning har visat att ämnen som Ca, Mg, S, P, Cd, Hg och As är ämnen som kan utgöra indikatorer för torvaska i förhållande till konventionellt krossberg (Gustafsson et al., 2006).

I föreliggande studie där halterna av olika ämnen i partiklar analyserats med ESEM-EDS (se bilaga D) har för bioaska Na och K identifierats som viktiga markörer och för kolaska S. För båda askorna är även Cl och förhållandet Mg/Al markörer som skiljer askpartiklar från andra bindemedel som merit och cement.

I denna undersökning visade det sig att Cl mycket lätt lakas från askpartiklarna och därför var en olämplig markör. Tidigare undersökningar har visat att även S, Ca och As är känsliga för utlakning från dammpartiklar vilket försvårar deras användning som markörer för att kvantifiera spridning av askpartiklar (Gustafsson et al., 2006).

Det kan också förväntas att den kemiska sammansättning för askpartiklar varierar med askpartiklarnas storlek. Den ”kemiska signalen” kommer därmed att variera med avståndet från dammemissionskällan eftersom andelen små partiklar kommer att öka med avståndet. Detta har inte studerats närmare i föreliggande studie men så kallad mapping med ESEM-EDS kan vara en teknik för att göra en sådan studie.

Flygaskor lämpliga för att stabilisera vägar innehåller vissa typer av högttemperaturmineral som kan användas för att få ett kvalitativt mått på förekomsten av askpartiklar. Genom analys med pulver XRD (se bilaga D) kunde förekomsten av högttemperaturfaser som lime, anhydrit och mullite i askan identifieras som användbara

som indikatorer för flygaska och cement eftersom att dessa är sällsynta i naturen och dessutom ej kunde påvisas i merit. För att skilja askan och cement åt så kan högtemperaturfaser som mullite och anhydrit indikera förekomst av flygaska. Den metodik som utnyttjats i föreliggande studie har dock inte medgett att ett kvantitativt mått på högtemperaturfaser beräknats. Nyare programvara för pulverröntgendiffraktion bör kunna medge detta. Med tiden kommer dock högtemperaturfaser omvandlas och inte längre vara fungerande indikatorer för askor. Metoden kan vara användbar för att identifiera partiklar med ursprung från aska när det sker en direkt dammmission av icke åldrade askor.

3.2 Genomgång av modeller för beräkning av emitterade partikelhalter

I projektet FUD-SALA (Svedberg et al., 2007) beskrivs arbetsmoment för två olika typer av konstruktioner:

1. Belagd väg med bärlager av ballast stabiliserad med flygaska (betecknad CBÖ)
2. Grusväg med bärlager av flygaska (betecknad CGÖ).

I båda fallen används tillsats av cement och merit för att förbättra frostbeständigheten. Bindemedlet tillverkas och inblandas till optimal fuktkvot 25% innan leverans till vägarbetsplatsen. Det sker därför ingen hantering av torra bindemedelsråvaror (där risken för damning är mycket stor).

De moment i arbetsbeskrivning som kan medföra dammspridning är:

1. Lossning och lastning på arbetsplatsen samt utläggning.
2. Utjämning av ett lager askbindemedel med asfaltmaskin eller vägghyvel
3. Nedfräsning av ett lager askbindemedel i ballast och utjämning (CBÖ)
4. Packning med vibrationsvält
5. Trafik på den packade ytan
6. Trafik på ytor som kontaminerats med spill av bindemedel om man omlastar askbindemedel på upplagsytor utanför vägkonstruktionen.

För att konstruktionerna skall erhålla optimal teknisk prestanda finns en mängd kompletterande krav som minskar risken för damning.

7. Bindemedlet skall användas inom 4 timmar efter leverans.
8. Vid torrt väder bevattnas ytor så att optimal vattenkvot upprätthålls
9. Trafik på askstabiliserade ytor innan de härdat (ca 1 vecka) skall undvikas. Lätt trafik kan tillåtas på den stabiliserade ytan
10. Det stabiliserade lagret skyddas mot uttorkning genom en försegling med obundet skydds/slitlager som alltid genomförs innan arbetet avslutas för dagen

3.2.1 Emissionsfaktorer

Hantering av aska vid vägbyggnation är en typ av konstruktionsaktivitet där lösmaterial lyfts, flyttas och läggs ut. Partikelemission från lösmaterial beror flera faktorer, t.ex. materialets storlekssammansättning och fuktighet, meteorologi samt hanteringsintensitet. Materialegenskaper är förhållandevis lätta att erhålla, medan hanteringen är svårare att sätta ett lämpligt mått på. Till skillnad från t.ex. trafik har inte hantering en kontinuerlig emission utan mer sporadisk knuten till grävning, flyttning och avlastning.

Om man ser till hela hanteringen på en byggplats tillkommer även emissioner från lastfordonens avgaser, fordonens uppvirvling från obundna underlag och emissioner som åstadkoms av vind.

Med medelvindhastighet, då den ingår som parameter i beräkningarna, avses normalt medelvindhastigheten på 10 m över marken (som är standard för vindmätningar). Medelvärdesbildande tid kan variera beroende på vilket moment eller förhållanden emissionsberäkningen avser beskriva.

Emissionsmodeller för denna typ av verksamhet i litteraturen är baserade antingen på emissioner per tids-, yt- eller massenhet.

Emissioner från upplag

Emission av partiklar från en ostörd och obevattnad askhög under ett år kan uppskattas med hjälp av följande ekvation ”WRAP fugitive dust handbook” (2004):

$$E = k \sum_{i=1}^N P_i ; \text{ där} \quad (1a)$$

E = emissionsfaktor för PM_{10}

k = partikelstorleksmultiplikator (dimensionslös, se bilaga B)

P_i = erosionspotential (g/m^2) under den tid högen ligger ostörd utan uttag eller ny uppläggning.

N = antalet störningstillfällen under ett år.

Ekvationen förutsätter att dammemissionen från en ostörd hög snabbt avklingar som följd av bildning av ytkrustor eller förbrukning av de dammande partiklarna i högens ytskikt. För högar med mycket finpartikulära material där det inte bildas några ytkrustor kan emissionerna fortgå även mellan varje störningstillfälle. Emissioner uppstår endast när vindhastigheten överstiger en kritisk faktor och beror på materialets erosionspotential och den maximala vindhastigheten efter det att ytan störs samt högens form. För ekvation 1a måste alltså specifika data för både material och meteorologiska förhållanden definieras. I ett enkelt fall med en torr, flack hög kan emissionen E_i vid ett enskilt tillfälle uppskattas enligt:

$$E_i = (58 (0,053u_{10}^+ - u_t^*)^2 + 25 (0,053u_{10}^+ - u_t^*)) / h_{aska} / \rho_{aska}; \text{ där} \quad (1b)$$

E_i = emission av aska g/kg

u_t^* = kritisk friktionshastighet (m/s)

u_{10}^+ = maximala vindhastigheten (m/s) under perioden på 10 meters höjd

h_{aska} = höjden på högen av aska

ρ_{aska} = askans densitet

För en bar askyta kan u^* ges ett värde av ca 0,5 m/s.

Ekvationer 1a och 1b är oberoende av materialets fukthalt men det anges att det är rimligt att räkna med en reduktion av emissionerna med 90% om dammbekämpning med bevattning tillämpas.

Emissioner från lastning och lossning

I "WRAP fugitive dust handbook" (2004), som baseras på US EPA modell AP-42 (EPA, 2006) föreslås att emissionsfaktorn då material töms i en materialhög (såväl med skopa, som med rullband) beräknas enligt den empiriska formeln:

$$E = k \cdot 0,0016 \cdot \frac{U^{1,3}}{M^{0,2}} \cdot \frac{1}{M^{0,4}}; \text{ där} \quad (2)$$

E = emissionsfaktor (kg/megagram eller g/kg)

k = partikelstorleksmultiplikator (dimensionslös, se bilaga B)

U = medelvindhastighet (m/s)

M = materialets fuktinnehåll (%)

Partikelstorleksmultiplikatorn (k) varierar i denna modell med aerodynamisk partikelstorlek enligt tabell i bilaga B.

För att ekvation 2 skall hålla så hög kvalitet som möjligt, måste kunskap om materialets siltinnehåll (0,002–0,05 mm) och fuktighet mätas. Om man inte kan göra detta kan en approximation användas. I WRAP används för flygaska ("Fly ash") ett medelvärde på 80 % siltinnehåll och 27 % fukt, vilket naturligtvis kan variera från material till material och med meteorologin. I handboken anges även att kvaliteten på modellen måste sänkas en nivå om siltinnehållet faller utanför 0,44 - 19 %, vilket flygaska uppenbarligen gör.

Emissioner från körning med arbetsfordon på askytor

För att beräkna emissioner från fordonen som arbetar med askan kan följande formel användas:

$$E = k \left(\frac{s}{12} \right)^a \left(\frac{W}{3} \right)^b; \text{ där} \quad (3)$$

s = siltinnehåll (%)

W = fordonsvikt (ton)

I ekvation 3 är k , a och b empiriska konstanter vars värden återges i bilaga B. Ekvation 3 är också i första hand giltig inom de förutsättningar den framtagits för (bilaga B).

Emissioner från konventionell ballastframställning

Ett alternativ till ovanstående förfarande, som redovisas i Chang, C.-T., 2006, är att utvärdera emissionsfaktorn för en krossanläggning eller materialhög med hjälp av silt- och fuktinnehållet på det specifika materialet och vindhastigheten på den specifika platsen. I Chang, C.-T., 2006 kom man fram till formeln:

$$E = k \frac{\left(\frac{s}{1,3}\right)\left(\frac{U}{2,5}\right)}{\left(\frac{M}{2,5}\right)^2}; \text{ där} \quad (4)$$

$k = 0,74, 0,48$ och $0,23$ kg/ton för beräkning av TSP, PM_{10} och $PM_{2,5}$

Talen 1,3, 2,5 och 2,5 i täljarna representerar medianen för siltinnehåll (%), vindhastighet (m/s) och fukthinnehåll (%) på den specifika platsen studien utfördes på. Studien utfördes vid en stenkrossanläggning.

Muleski et al. 2005 uppmätte emissionsfaktorer för avlastning av stenkross från lastbil och lastning med skopa på lastbil. Emissionsfaktorerna uppmättes till 0,0003 mg/kg för avlastning, men hela 0,06 mg/kg för lastning med skopa. Detta bedömdes dels bero på att vind lättare kom åt materialet i flakets höjd, men även på att skopan är mycket mindre än flaket och därmed emitteras mer PM_{10} per massa.

Emissioner från bar markyta

Från en bar yta, som inte bearbetas är vinden den helt dominerande parametern. Silt- och fukthinnehåll är dåligt korrelerade till emissionsfaktorn i denna situation varför denna kan uttryckas (Chang, C.-T., 2006):

$$E = k \left(\frac{V}{2,27} \right); \text{ där} \quad (5)$$

$V = \text{vindhastighet (m/s)}$

$k = 0,095$ kg/ton för TSP

$k = 0,066$ kg/ton för PM_{10}

$k = 0,034$ kg/ton för $PM_{2,5}$

3.2.2 Utvärdering av från emissionssynpunkt dominerande arbetsoperationer

De modeller som identifierats ovan har en del brister i relation till beräkningar av dammemission från hantering av aska:

- Många modeller saknar parametern fukthalt som är en viktig skyddsåtgärd för att motverka damning
- Flygaskor har en så hög andel finkorniga partiklar att modellernas tillämpbarhet är begränsad
- För åtgärder som nedfräsning av aska i ballast saknas helt emissionsmodeller

Med utgångspunkt från arbetsbeskrivningen och de modeller för emission som identifierats ovan så kan trots allt visa slutsatser dras enligt Tabell 2.

Tabell 2 Potentiell dammspridning från olika arbetsoperationer baserat på beräkningar i bilaga C om inte annat anges.

Table 2 Potential dust emission from different operations based on calculations in appendix C (if not other source is mentioned).

Operation	PM ₁₀ (mg/kg)	Kommentar
Körning på askytor	0,004	15 % fukthalt
Hantering med skopa	0,2-60	Det lägre värdet baserat på 15% fukthalt och modellberäkningar och det högre värdet baserat på mätta värden för stenkross.
Tippning	0,3	Baserat på mätta värden för stenkross
Upplag	8	Baserat på modellberäkningar och med antagande om 90% reduktion genom bevattning som skyddsåtgärd.
Genomsnitt för all hantering	5	Baserat på modellberäkningar för framställning av stenkross

Trafik på askytor är sannolikt en underordnad emissionskälla i relation till annan hantering som lastning och lossning eller vindspridning från ytor. Om arbete sker vid höga vindhastigheter och/eller låga fuktkvoter finns en stor risk för spridning av damm. Även om askan är fuktig (vattenkvot 15%) så finns det enligt modellerna en betydande risk för spridning från öppna ytor (vid vindhastigheter över ca 10 m/s) eller vid hantering med skopa. Emissioner av PM₁₀ kan med modellerna uppskattas vara av storleksordningen 1-10 mg/kg hanterat material vilket om askan anläggs i ett 0,25 m tjock skikt på vägen motsvarar ca 0,5-5 g/m² vägyta. Den totala emissionen av damm inklusive partiklar större än PM₁₀ är svår att skatta men bör vara minst dubbelt så stor. Vid beräkning av miljöriktlinjer för askor (Bendz et al 2006) har dammemissionerna vid anläggning eller rivning antagits vara 10 g per m² vägyta och dygn vid konstruktion eller rivning.

3.2.3 Spridningsmodeller

Hantering av aska vid ett vägbygge kan i sin enklaste form betraktas som en punktkälla, och spridningen kan beskrivas med en gaussisk spridningsmodell. En gaussisk modell antar att koncentrationen av en förorening från en kontinuerligt emitterande punkt är proportionell mot emissionshastigheten; att koncentrationen späds av vinden vid utsläppspunkten vid en hastighet omvänt proportionell till vindens och att medelkoncentrationen i tvärs- och vertikalled kan beskrivas med normalfördelningar. Gaussiska modeller bygger på enkla fysikaliska principer och utvecklades för att beräkna spridning från skorstenar, men har även visat sig användbara för att beskriva mer komplicerade verkligheter. Överensstämmelsen mellan modell och mätdata är också ganska bra.

Nedanstående gaussiska modell är hämtad från Vägverkets handbok för vägtrafikens luftföroreningar (2007) och beskriver spridningen från en punktkälla:

$$c(x, y, 0) = \frac{Q}{\pi \bar{u} \sigma_z \sigma_y} \exp\left(-0,5 \left(\frac{h_{ef}}{\sigma_z}\right)^2\right) \exp\left(-0,5 \left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right) + \quad (6)$$

+ reflektionstermer ; där

c = koncentration

Q = källstyrka (emissionsfaktor)

h_{ef} = höjden av plymens centrumlinje

y = höjden för den punkt där koncentrationen skall beräknas

$\bar{u}$ = effektiv vindhastighet

σ_z och σ_y = vertikala respektive horisontella spridningsparametrarna

reflektionstermer anger reflektioner av halter i gränsskiktets höjd och i marknivån.

Spridning från yt- och linjekällor kan beskrivas genom att använda många närliggande punktkällor och använda numerisk integration enligt:

$$c = \left(\frac{Q_l}{u}\right) \int_0^L f dl; \text{ där} \quad (7)$$

c = koncentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

u = vindhastighet (m/s)

Q_l = emission ($\mu\text{g}/\text{ms}$)

L = linjekällans längd

Funktionen f ges av:

$$f = \frac{1}{\pi \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \exp\left(-\frac{z^2}{2\sigma_z^2}\right) + \text{reflektionstermer}; \text{ där} \quad (8)$$

σ_z och σ_y = vertikala respektive horisontella spridningsparametrarna

y = avståndet i horisontalled

z = avståndet i vertikalled

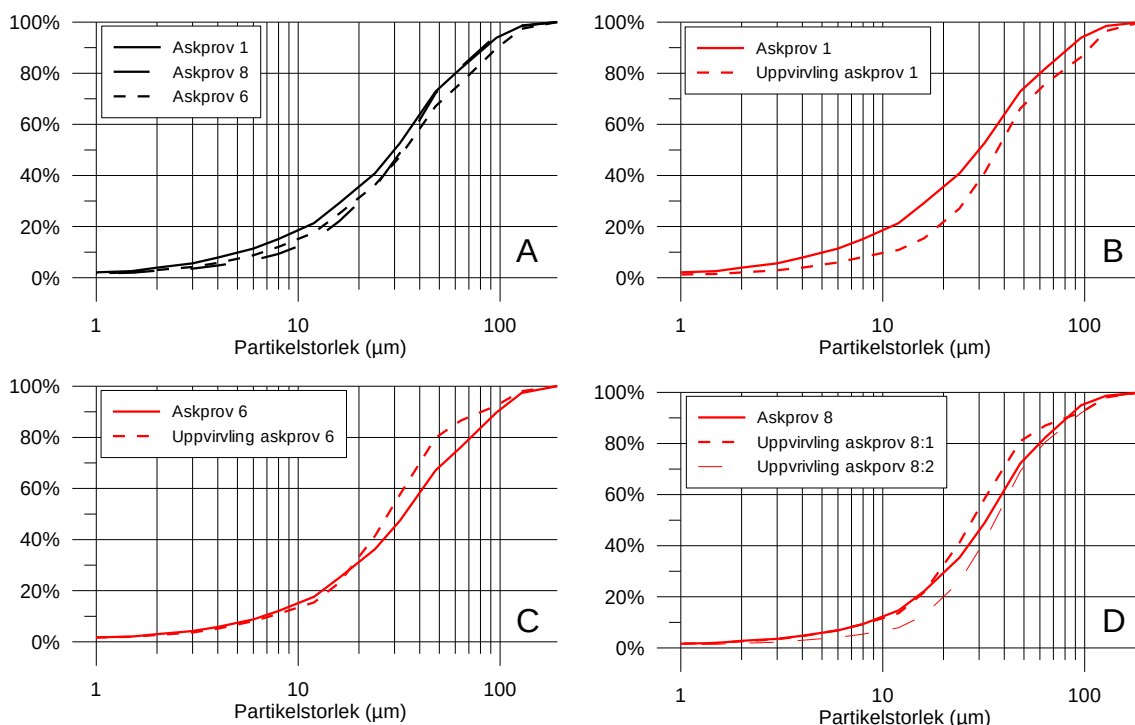
Spridningsparametrarna σ_z och σ_y är beroende av luftens stabilitet, det vill säga hur turbulent luften är. Parametrarna kan bestämmas genom mätningar, men kan också uppskattas med hjälp av Pasquills stabilitetsklasser och Pasquill-Giffords samband (bilaga B). Damning vid vägbyggnation är intressant inom högst några hundra meter från källan. Nedan återges beräkningsgrunder för σ_z och σ_y som kan vara användbara i detta fall.

3.3 Damningspotential och fuktkvot hos en flygaska

3.3.1 Askans partikelstorleksfördelning

Partikelstorleksfördelning för den studerade askan och för det damm som genereras med Duster redovisas i Figur 2. Fördelningen är mycket likartad även om det finns en tendens till att andelen mycket fina partiklar är något lägre i befuktade askprover. Kanske som en följd av att dessa minskar när askan hårdar vid vattentillsats. Siltfraktionen är ca 70 % så som den definierats i avsnitt 3.2.1 (0,002-0,05 mm).

Storleksfördelningen hos de uppvirvlade dammproverna från Duster uppvisar ingen tydlig trend (Figur 2). För prov 1, som är obefuktat, har det uppvirvlade provet lägre andel finpartiklar än askan, medan prov 6 uppvisar högre andel grova partiklar och prov 8:1 respektive 8:2 har högre andel grova, respektive lägre andel fina partiklar.

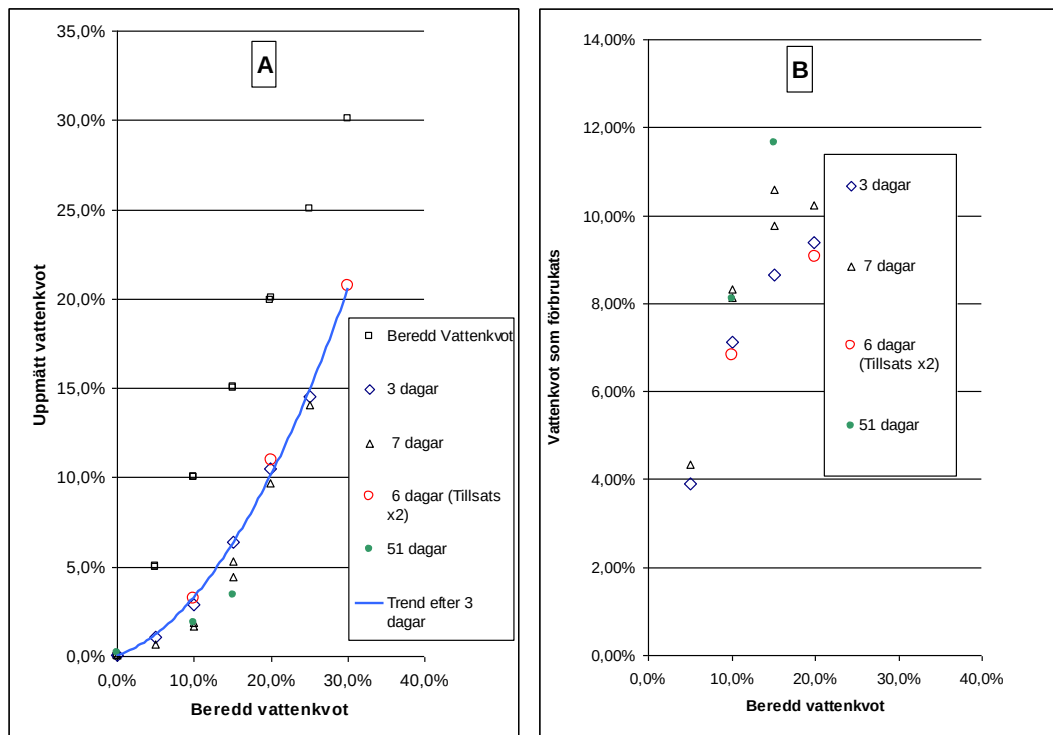


Figur 2. Partikelstorleksfördelningar, uppmätt med lasergranulometer, för tre askprover (A) och för uppvirvlad aska som provtagits med Duster (B-D).

Figure 2. Particle size distributions as measured using laser granulometry, for three ash samples (A) and for suspended ash sampled using the Duster (B-D).

3.3.2 Fuktkvot i askan efter vattentillsats

Askans vattenkvot efter vattentillsats minskar som en följd av att vatten binds i de kemiska reaktioner som ger askan dess hårdande egenskaper vilket illustreras i Figur 3. Den relativa minskningen (hur stor andel av tillsatt vatten som binds) är större vid låga vattentillsatser än vid större.

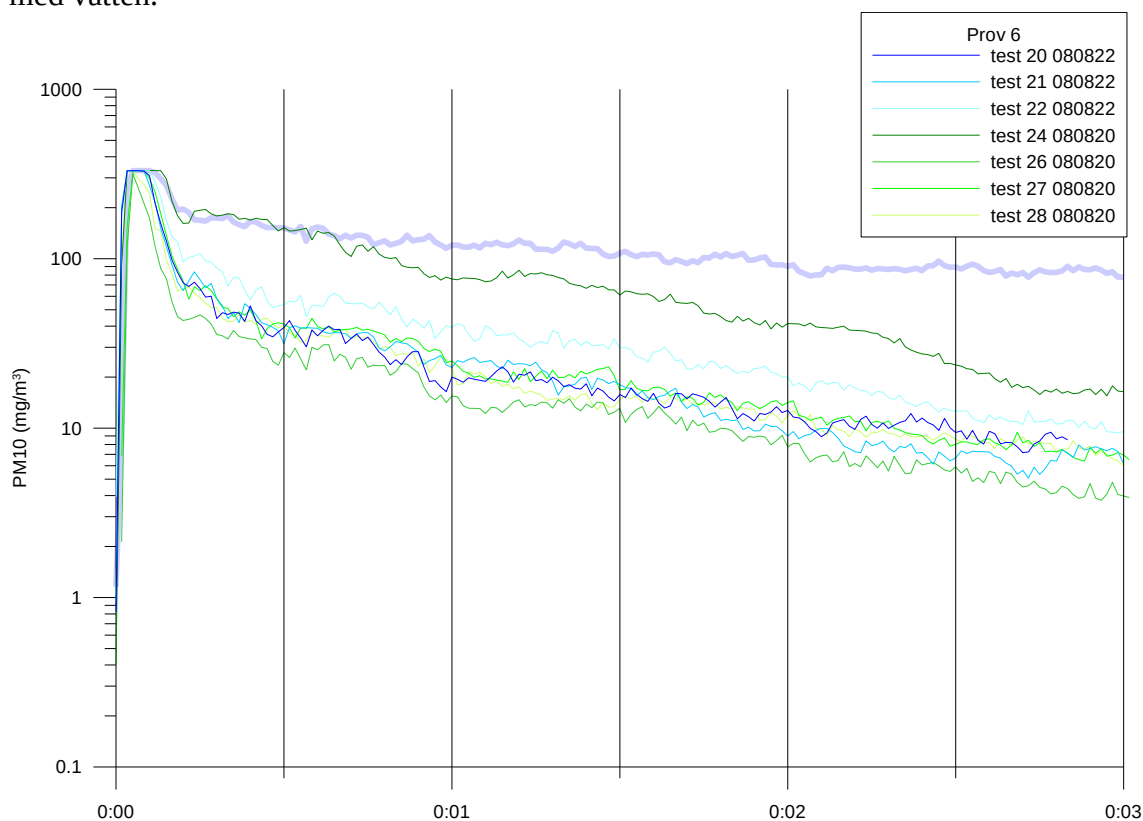


Figur 3. Uppmätt vattenkvot i askan som funktion av tid och mängden tillsatt vatten [A]. Mängd vatten som förbrukats i hårdningsprocessen som funktion av mängden tillsatt vatten [B].

Figure 3. Measured water ratio in ash samples as a function of time and amount of added water [A]. Amount of water consumed in tempering process as a function of amount added water [B].

3.3.3 Damningspotential hos askan mätt med Duster

Ett exempel på hur PM_{10} -data från enskilda mätningar ser ut ges i Figur 4. Partikelhalten stiger kraftigt då luftstöten avlossas mot ytan och sjunker först snabbt och sedan stabilt långsammare. I figuren ses flera försök på samma prov olika lång tid efter det blandats med vatten.



Figur 4. Exempel på PM_{10} -data på askyta med Duster

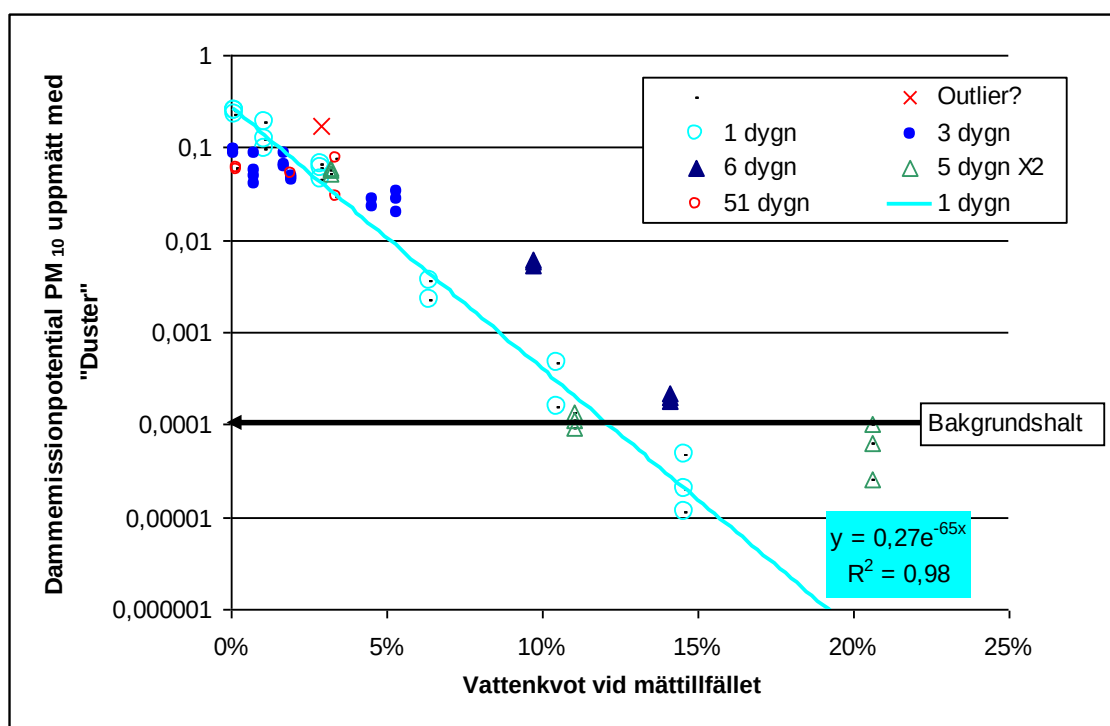
Figure 4. Example of PM_{10} data from test on ash surface using Duster.

Enligt analysmetoden beskriven i 2.3.4 erhålls ett värde för varje test. Dessa kan sedan avsättas emot uppmätt vattenmängd i proverna, vilket visas i Figur 5. Det framgår tydligt att dammemissionspotentialen hos askan är starkt beroende av askans fukthalt där dammemissionerna ökar exponentiellt med minskad vattenkvot. Detta beroende av fukthalten är betydligt starkare än i de modeller som identifierats i avsnitt 3.2.1. Av figuren framgår också att askor som åldrats några dagar och där vatten förbrukats i härdningsprocessen får en damningspotential som är proportionell mot den kvarvarande tillgängliga vatten kvoten mätt enligt SS-ISO 11465.

Metodens precision är relativt låg (variationen vid och mellan olika mättillfällen). En anledning till detta är troligen svårigheter att åstadkomma en god provberedning och preparering av provytan i Duster. Inom ramen för den pilotstudie som nu genomförs har det inte funnits några resurser annat än att med mycket enkla medel försöka ”standardisera” beredningen. Några faktorer som vi bedömer vara av betydelse är:

Vid emissionsmätningar på nyligen fuktade askor visade det sig att provytan måste prepareras om mellan varje mättillfälle. Den uppmätta halten var annars betydligt högre vid den första "avlossningen" av Duster jämfört med den andra. Askan verkade alltså "packa ihop sig" efter det första "skottet" på ett sätt som gjorde det svårare att få loss dammpartiklar med Duster vid nästa "skott". Vid några inledande försök med en torr obefuktad aska vid torr väderlek samt vid några enstaka senare kontroller med åldrade askor (3 dagar) var däremot precisionen ganska god mellan olika "skott" utan att ytan preparerades om.

Vid tillsats av vatten härdade askan och klumpar bildades som sönderdelades för hand. Efter sönderdelning fanns dock fortfarande mindre klumpar kvar.



Figur 5. Dammemissionspotential mätt med Duster som funktion av vattenkvoten vid mättillfället. För mätningar genomförda inom 1 dygn representeras dock vattenkvoten av den mängd vatten som tillsatts vid beredning av proverna. För mätningar genomförda vid 5 dygn efter vattentillsats har vatten tillsats i två omgångar, se avsnitt 2.3.6. OBS att damm-emissionspotentialen har logaritmisk skala.

Figure 5. Dust emission potential as measured using Duster as a function of water ratio at the test time. For measurements performed within a day the water ratio is represented by the amount of water added at the sample preparation. For measurements within 5 days after the first water added, water has been added twice, see section 2.3.6. Note that dust emission potential has a logarithmic scale.

4 Resultatanalys

Specifikt morfologiska (utseendemässiga) eller mineralogiska egenskaper hos askpartiklar är generellt sett sämre som indikatorer för att identifiera askpartiklar i damm jämfört med askspecifika kemiska signalelement (grundämnen). Viktiga signalelement för askor kan vara S, Hg, Cd, och förhållande Mg/Al. Vilka ämnen som är lämpliga varierar dock specifikt mellan olika typer av askor och tillämpningar.

Den i ett pilotförsök testade utrustningen Duster för att mäta dammemissionspotentialen hos askor har visat sig kunna ge ett reproducerbart mått på damningspotentialen även om metoden hade låg precision. Orsakerna till detta kan vara flera. Mindre variationer i hur askytan prepareras inför varje test och dålig precision i Dusters tryckmätare är exempel på metodrelaterade problem.

Flygaskor har en mycket hög andel partiklar som kan avgå som damm. Den uppmätta dammemissionspotentialen är exponentiellt beroende av vattenkvoten vilket verkar vara betydligt känsligare än vad som anges i identifierade emissionsmodeller. Vatten som förbrukas i hårdningen av askor motverkar inte längre damning. Hänsyn till detta måste tas när befuktningsåtgärder dimensioneras och används för att motverka damning. Askor förefaller alltså kunna vara känsligare för tillförlitligheten i vidtagna befuktningsåtgärder för att motverka damning än konventionella material. Vid en vattenkvot av ca 15% eller högre gav den undersökta askan inte upphov till några dammemissioner som översteg mätmetodens bakgrundshalt. Efter befuktning kunde fuktkvoten hos undersökta askan minska från 15 % till mindre än 5 % efter några dagar som ett resultat av hårdningsreaktioner.

Genomgången av modeller visar att det föreligger en brist på modeller som lämpar sig för att beskriva emissioner från aska, i ett byggskede. US EPA:s emissionsmodell AP-42 har använts och modifierats främst utifrån variationer i fukt och siltinnehåll. Flygaska är speciellt genom att innehålla hög andel silt, vilket försämrar modellernas kvalitet jämfört med vanligt minerogent material. För att beräkna emissionerna för hanteringen av aska i ett vägbyggnadsskede måste flera modeller kombineras och kunskap om askans silt- och fuktinnehåll finnas. Likaså behövs information om vinden på byggplatsen.

Den lämpligaste typen av spridningsmodell bedöms vara en enkel gaussisk modell, då emissionen kan betraktas som en punktkälla. Begränsningen ligger i att emissionen inte är ett flöde utan sker mer stötvis, i puffar. Vi behöver en modell som kan beräkna deposition också så kan man komplettera den gaussiska modellen med det.

Tekniska krav på hantering av askor som bindemedel för stabilisering som:

1. hög fukthalt,
2. omgående användning och
3. skydd av färdigställda ytor

bör säkerställa att damningen inte ger upphov till mer än ringa miljörisk. Materialleveranser som visar sig ha felaktig kvalitet bör omgående omhändertas för att inte de skall riskera kunna bidra till damning.

5 Slutsatser

Det finns ingen generell metod eller något särskilt ämne som specifikt är mer lämpligt för att indikera och identifiera av askpartiklar som sprids vid byggande med aska. En kombination av metoder och ämnen är sannolikt nödvändiga för att erhålla kvantitativa mått.

Risken för damning om askan som hanteras är torr och bevattning som en rekommenderad metod att begränsa risken för dammspridning är väl etablerad i de svenska handböcker eller rapporter som studerats. I föreliggande studie har dock även höga vindhastigheter befunnits vara en viktig riskfaktor. Höga vindhastigheter kan både bidra till att askytans skikt torkar ut och att askan sprids från öppna ytor och vid hantering. Brist på lämpliga emissionsmodeller eller data på emissionernas storlek gör dock att det inte går att dagsläget fastställa en gräns för hur hög vindhastighet som är acceptabel.

Fortfarande råder stor brist på faktaunderlag för att kunna kvantifiera riskerna med emission och spridning av damm vid byggande med askor. Högt ställda tekniska krav och god kvalitetskontroll för att nå optimal tekniks funktion hos stabiliserade bärlager bör dock samtidigt ge mycket låg risk för negativa effekter orsakade genom damning eftersom den tekniska arbetsbeskrivningen innebär att damning samtidigt motverkas effektiv.

6 Rekommendationer och användning

Askors specifika kemiska profil förfaller vara den mest användbara karaktären för att identifiera spridning av askpartiklar. Vilka ämnen som är lämpliga att använda för att indikera förekomst av askor måste dock identifieras specifikt för varje enskild typ av aska beroende på förbränningsteknik och bränsleråvara.

Byggande med askor som riskerar att börja damma till omkringliggande känslig miljö bör undvikas om höga vindhastigheter kan förväntas under byggperioden.

7 Förslag till fortsatt forskningsarbete

Damning kan vara en viktig spridningsväg för föroreningar i samband med anläggning, brukande och underhåll av väggkonstruktioner. Effektiviteten hos dammbekämpningsåtgärder är av avgörande betydelse för att motverka potentiellt skadliga effekter. Fortfarande råder dock stor brist på grundläggande kunskaper och modeller för att kunna göra prognoser över om hur stor risken för spridning av skadliga partiklar är.

Förslag på fortsatt forskningsarbete omfattar:

Vidareutveckling av Dustermetoden för dammemissioner främst avseende en förbättrad provberedning och möjlighet att kalibrera metoden mot t.ex. naturliga vindförhållanden. Duster bör utvärderas tillsammans med fler befintliga och möjliga metoder att bedöma damning (total och PM_{10}), varvid kostnadseffektivitet och generaliserbarhet bör vägas in.

Undersökningar av fler olika typer av askor för att se om dessa uppvisar samma samband mellan fuktkvot och dammemissionspotential.

Undersökning av damningspotential hos askor med tillsatssämnen för optimal bindemedelseffekt (till exempel cement och merit)

Fältstudier i pilot- och fullskala för att kontrollera om laboratorieundersökningar med dustermetoden på ett rättvisande sätt återspeglar dammemissionspotentialen vid användning av askprodukter.

Undersökningar med ESEM-EDS med så kallad mapping funktion i programvaran för att kvantifiera förekomsten av olika typer av partiklar med en viss sorts kemi i insamlade prover från dammdepositions mätningar.

8 Litteraturreferenser

- [1] Abbot, J., Coleman, P., Howlett, L., Wheeler, P., 2003. Environmental and Health Risks Associated with the Use of Processed Incinerator Bottom Ash in Road Construction. AEAT/ENV/R/0716.
- [2] Chang, C.-T., 2006. Characteristics and Emission Factors of Fugitive Dust at Gravel Processing Sites. Aerosol and Air Quality Research 6, 15-29.
- [3] Muleski, G.E., Cowherd Jr, C., Kinsey, J.S., 2005. Particulate emissions from construction activities. Journal of the Air and Waste Management Association 55, 772-783.
- [4] Stern, A.C., Boubel, R.W., Turner, D.B., Fox, D.L., 1984. Fundamentals of Air Pollution, Second ed. Academic Press.
- [5] WRAP 2004
- [6] US EPA: Emission factors & AP-42, <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/> 2009-02-23.
- [7] Gustafsson M., Blomqvist G., Wik O. 2006. Damning från grusväg delvis uppbyggd av aska. Värmeforsk, Miljöriktig användning av askor rapport 963.
- [8] Bendz D., Wik O., Elert M. och Håkansson K. 2006. Miljöriktlinjer för askanvändning i anläggningsbyggande. Värmeforsk, Miljöriktig användning av askor rapport 979.
- [9] Svedberg Bo, Ekdahl Peter, Mácsik Josef, Maijala Aino, Lahtinen Pentti, Hermansson Åke, Knutsson Sven, Edeskär Tommy. 2008 FUD-SALA, Provsträcka med stabilisering av obundna lager. Värmeforsk, Miljöriktig användning av askor rapport 1055
- [10] Munde Hanna, Svedberg Bo, Mácsik Josef, Maijala Aino, Lahtinen Pentti, Ekdahl Peter, Néren Jens, 2006. Handbok - Flygaska i mark- och vägbyggnad. Grusvägar, Information 18:4, STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
- [11] Tyllgren Per, 2006. Handbok - Slaggrus för sammansatta obundna material i väg- och anläggningsbyggande. Värmeforsk miljöriktig användning av askor rapport 1054
- [12] Arm M. 2006. Handbok - Slaggrus i väg- och anläggningsarbeten. Information 18:5, STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
- [13] Sabbas T., A. Poletini, R. Pomi, T. Astrup, O. Hjelm, P. Mostbauer, G. Cappai, G. Magel, S. Salhofer, C. Speiser, S. Heuss-Assbichler, R. Klein, P. Lechner, 2003. Management of municipal solid waste incineration residues. Waste Management 23.
- [14] Vägverket. 2007. Alternativa material i väg- och järnvägsbyggnad. Vägverket publikation 2007:110, oktober.

Bilagor

A METODBESKRIVNING BEREDNING AV FUKTADE ASKPROVER FÖR UNDERSÖKNING AV DAMNINGSPOTENTIAL

A.1 MATERIAL

Våg

Noggrannhet $\pm 0,1$

Skopa

För invägning av aska

Slickepott

För omblandning av material

Bägare 50-300 ml

För invägning av vatten

Degmaskin

För inblandning av vatten i askprover

Plastpåsar

För att väga in och förvara blandade prover. Välj en plastpåsen som är så stor att den går att trä över degmaskinen.

A.2 GENOMFÖRANDE

Väg in ca 700 g aska $\pm 10\text{g} = (Ma)$

Beräkna den ungefärliga mängden vatten (Me) för att erhålla vald vattenkvot (Vv)

$$Me = Ma \cdot Vv$$

Väg in beräknad mängd vatten ($Me \pm 2,5\%$) = Mv

Häll askan (Ma) i degmaskinen och starta den. Häll med en fin stråle i vattnet (Mv) så att det blandas med askan direkt (häll nära bländeheten). Askan och vattnet måste blandas snabbt annars bildas lätt fuktiga klumpar i en torr aska som är svåra att fördela. Hjälp till med slickepotten. Låt maskinen gå ca 5 min tills materialet ser homogent ut.

Häll tillbaka askan i en plastpåse. Pressa ut så mycket luft som möjligt och förslut. Märk provet och lägg det i kylrum ett dygn för att svalna.

Undvik att maskinen går utan att sätta till vatten eftersom det då börjar damma. Vid tillsatts av vatten startar en härdningsprocess. Den fuktade askan värms upp och ammoniak kan avgå vid beredningen. Vatten avdunstar från den varma askan varför den bör förslutas tätt och placeras i kylrum så snabbt som möjligt.

B TABELLER FÖR INDATA TILL EMISSIONS- OCH SPRIDNINGSMODELLER

Ekvation 1a. Partikelstoreksmultiplikatorn k

Equation 1a. Particle size multiplier k

Aerodynamisk diameter	k
PM ₃₀	1,00
PM ₁₅	0,60
PM ₁₀	0,50
PM _{2,5}	0,20

Ekvation 2. Partikelstoreksmultiplikatorn k

Equation 2. Particle size multiplier k

Aerodynamisk diameter	k
PM ₃₀	0,74
PM ₁₅	0,48
PM ₁₀	0,35
PM ₅	0,20
PM _{2,5}	0,11

Ekvation 3. Empiriska konstanter

Equation 3. Empirical constants

Konstant	PM _{2,5}	PM ₁₀	PM ₃₀
k ($\mu\text{g}/\text{fkm}$)	82	532	1738
a	0,9	0,9	0,7
b	0,45	0,45	0,45

Ekvation 3. Förutsättningar för giltighet.

Equation 3. Valid conditions.

Siltinnehåll i ytan (%)	Medelfordonsvikt (ton)	Medelhastighet (km/h)	Medel antal hjul	Fuktinnehåll i ytan (%)
1,8 - 25,2	2 – 290	5 – 43	4 - 17	0,03 - 13

Ekvationerna 6–8. Pasquills stabilitetsklasser. Översatt från Stern et al. 1984.

Equations 6–8. Pasquill's stability classes. Translated from Stern et al. 1984.

Vindhastighet (m/s)	Solinstrålning			Natt	
	Stark	Medel	Svag	Tunt molntäcke eller $\geq 4/8$ låga moln	$\leq 3/8$ moln
<2	A	A–B	B	-	-
2–3	A–B	B	C	E	F
3–5	B	B–C	C	D	E
5–6	C	C–D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D
För A–B används medlet av värden för A och B etc.					

Ekvationerna 6–8. Pasquill-Giffords horisontella spridningsparameter $\sigma_y = 465,116 \times \tan T$; x är avstånd nedvinds från källan i km. Från Stern et al. 1984.

Equations 6–8. Pasquill-Gifford's horizontal dispersion parameter $\sigma_y = 465,116 \times \tan T$; x is downwind distance from source in km. from Stern et al. 1984.

Stabilitetsklass	Parameter
A	$T = 24,167 - 2,5334 \ln x$
B	$T = 18,333 - 1,8096 \ln x$
C	$T = 12,5 - 1,0857 \ln x$
D	$T = 8,3333 - 0,72382 \ln x$
E	$T = 6,25 - 0,54287 \ln x$
F	$T = 4,1667 - 0,36191 \ln x$

Ekvationerna 6–8. Pasquill-Giffords vertikala spridningsparameter $\sigma_z = ax^b$; x är avstånd nedvinds från källan i km. Från Stern et al. 1984.

Equations 6–8. Pasquill-Gifford's vertical dispersion parameter $\sigma_z = ax^b$; x is downwind distance from source in km. From Stern et al. 1984.

Stabilitetsklass	Avstånd (km)	a	b	σ_z
A	< 0,1	122,8	0,9447	14,0
	0,1–0,15	158,08	1,0542	21,4
	0,15–0,2	170,22	1,0932	29,3
	0,2–0,25	179,52	1,1262	37,7
	0,25–0,3	217,41	1,2644	47,4
	0,3–0,4	258,89	1,4094	71,2
	0,4–0,5	346,75	1,7283	104,7
	0,5–3,11	453,85	2,1166	
B	<0,2	90,673	0,93198	20,2
	0,1–0,4	98,483	0,98332	40,0
	0,4–35	109,3	1,0971	
	>35			5000
C	Alla avstånd	61,141	0,91465	
D	<0,3	34,459	0,86974	12,1
	0,1–1	32,093	0,81066	32,1
	1–3	32,093	0,64403	65,1
	3–10	33,504	0,60486	134,9
	10–30	36,650	0,56589	251,2
	>30	44,053	0,51179	
E	<0,1	24,260	0,83660	3,5
	0,–0,3	23,331	0,81956	8,7
	0,3–1	21,628	0,75660	21,6
	1–2	21,628	0,63077	33,5
	2–4	22,534	0,57154	49,8
	4–10	24,703	0,50527	79,1
	10–20	26,970	0,46713	109,3
	20–40	35,420	0,37615	141,9
	>40	47,618	0,29592	
F	<0,2	15,209	0,81558	4,1
	0,2–0,7	14,457	0,78407	109,
	0,7–1	13,953	0,68465	14,0
	1–2	13,953	0,63227	21,6
	2–3	14,823	0,54503	27,0
	3–7	16,187	0,4649	40,0
	7–15	17,836	0,4150	54,9
	15–30	22,651	0,32681	68,8
	30–60	27,074	0,27436	83,3
	>60	34,219	0,21716	

C Beräkningar av dammemission vid hantering av askan enligt emissionsmodeller

Dammemission från arbetsfordon på hårdgjord yta

E (g/fkm)		k (g/fkm)	a	b	W ton fordc	s %	Siltfraktion
5E-07	TSP	1,74E-06		0,7	0,45	10	70
3E-07	PM10	5,32E-07		0,9	0,45	10	70
5E-08	PM2,5	8,2E-08		0,9	0,45	10	70

$$E = k \left(\frac{s}{12} \right)^a \left(\frac{W}{3} \right)^b; \text{ där}$$

$s = \text{siltinnehåll (\%)}$
 $W = \text{fordonsvikt (ton)}$

Dammemission från krossanläggning

E g/kg		k (g/kg)	U m/s	Vindhas M %	Fukthalt s%	Siltfraktion
7E-03	TSP	0,74		10	15	70
5E-03	PM10	0,48		10	15	70
2E-03	PM2,5	0,23		10	15	70

$$E = k \left(\frac{s}{1,3} \right) \left(\frac{U}{2,5} \right)^2$$

Dammemission vid hantering med skopa eller bandtransportör

E (g/kg)		k (g/kg)	U m/s	Vindhas M %	Fukthalt
5E-04	PM ₃₀	0,74		10	15
3E-04	PM ₁₅	0,48		10	15
2E-04	PM ₁₀	0,35		10	15
1E-04	PM ₅	0,2		10	15
8E-05	PM _{2,5}	0,11		10	15

$$E = k \cdot 0,0016 \left(\frac{U}{2,5} \right)^2$$

Dammemission från hög

Pi (g/kg)		höjd (m)	densitet kg/m ³	u _t * (m/s)	kritis U10 (m/s)	maxvind
3E-02	PM ₁₀	0,25	1500	0,5	15	
9E-02	PM ₁₀	0,25	1500	0,5	20	

$$P_i = (58 (u_{10} \cdot 0,053 - u_t^*)^2 + 25 (u_{10} \cdot 0,053 - u_t^*)) / h_{aska} / \rho_{aska}$$

D Rapport från delstudie om karaktärisering av askpartiklar

UPPDRAGSGIVARE: MATS GUSTAFSSON

**STATENS VÄG OCH TRANSPORT INSTITUT, VTI
581 95 LINKÖPING**

KONSULT: PAUL FROGNER KOCKUM

**STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT, SGI
581 93 LINKÖPING**

Damning vid byggnation med askor: Delrapport karaktärisering av askpartiklar

Datum:	2007-09-19
Diariennr:	2006/0116-24
Uppdragsnr:	13273
Uppdragsansvarig:	Mats Gustafsson
Handläggare:	Paul Frogner Kockum
Granskare:	Ola Wik

INLEDNING

Bakgrund

Flygaska har visat sig fungera utmärkt som konstruktionsmaterial för bärlager i vägar. Materialet kan bidra till god funktion som t ex förbättrad bärförmåga, bättre tjälegenskaper och god beständighet hos vägkonstruktioner. Tillsats av bindemedel som cement merit eller kalk kan ytterligare förbättra askan egenskaper som konstruktionsmaterial (*Handbok; Flygaska i mark och vägbyggnad, Grusvägar, Värmeforsk rapport 954*).

I värmeforskprojektet: *Miljöriktlinjer för askanvändning i anläggningskonstruktioner* (Värmeforsk rapport 979) utvecklades ett system för beräkning av generella riktlinjer med avseende på hälso- och miljöeffekter vid användning av askor i konstruktioner. De beräkningar för den potentiella hälsoriskeffekten som genomförts pekar på att ett intag av grönsaker, frukt och bär som kontaminerats med damm kan utgöra viktiga exponeringsvägar.

Ett annat värmeforskprojekt ”Damning från grusväg delvis uppbyggd av aska” (Värmeforsk rapport 963) har visat på att damning av aska kan ske vid trafikering av grusvägar där bärlagret består av grus stabiliserat med flygaska. Denna studie visade även på behovet av markörer för att kunna identifiera och kvantifiera hur stor andel av dammet som kan härledas till flygaskan.

Fortfarande saknas data på hur stor spridningen av askpartiklar i form av damm kan vara i byggnadsskedet kopplat till olika arbetsoperationer vid vägbyggnationen.

SYFTE

Syftet med den här studien är att karakterisera flygaskan och jämföra den mot cement och Merit samt utifrån de resultat som erhålls identifiera de markörer som kan nyttjas för att effektivt övervaka damning. För att kunna skilja askpartiklar åt från övriga partiklar så krävs antingen en kemisk markör eller ett mineral som markör eller en kombination av flera kemiska ämnen eller mineral som tillsammans skapar en markör. Eventuellt kan även partiklars morfologi bidra till marköregenskaperna.

MATERIAL OCH METOD

Flygaska

Det har i tidigare studier visat sig att flygaska har likheter med vulkanaskan eftersom att den mestadels består av *glas med mindre mängder kvarts, mullit, anhydrit, magnetit, hematit, kalciumoxid samt möjligen periklas*. Lermineral i kol brukar vanligtvis smälta under förbränningen till flygaska och bildar då *glas och $3\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 2\text{SiO}_2$ (mullit)*. En fullständig förbränning av karbonater som kalcit, dolomit, ankerit och siderit söderfaller under frigörelse av koldioxidgas och bildar då *CaO (kalciumoxid) och MgO (periklas)*. Under förbränning av pyrit avgår $\text{SO}_2(\text{g})$ och sulfater samt Fe_2O_3 (*hematit*) och $\text{Fe}^{2+}\text{Fe}_2^{3+}\text{O}_4$ (*magnetit*) bildas. Flygaskan är en biprodukt vid kolförbränningen genom kondensation och är mestadels sammansatt av fasta högttemperaturfaser efter förbränningen. Många av dessa faser är metastabila och omvandlas därför lätt för att bli mer termodynamiskt stabila.

Flygaskan i den här studien har två olika ursprung; dels en bioaska och dels en kolaska. Askorna har tillhandahållits av Jens Nerén på Mälarenergi AB i Västerås.

Därutöver har även Merit och cement undersökts eftersom dessa kan användas som bindemedel när askan utnyttjas i vägbyggnad.

Metod

I den här studien utfördes analyser med både ESEM-EDS (Environmental Sequential Electron Microscopy-Energy Dispersive Spektroskopi) och pulver-XRD (X-Ray Diffraction) för att ta reda på vilka faser just dessa flygaskor innehåller samt om det går att hitta markörer i flygaska som skiljer sig från merit och cement.

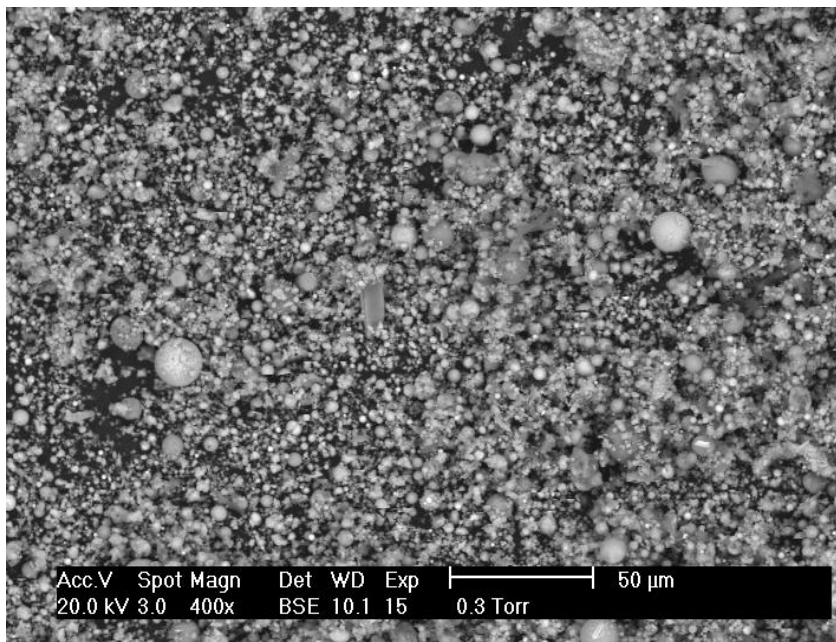
Lakning av bioaska och kolaska utfördes vid $L/S = 2$ med hjälp av avjoniserat vatten. Lakningen genomfördes genom tillförsel av avjoniserat vatten till materialet som hade placerats i plastbägare. Blandningen skakades och fick stå i rumstemperatur i ett halvt dygn. Därefter dekanterades lösningen bort och materialet fick torka. När materialet var torrt analyserades det. Lakningen genomfördes för att undvika att en framtida användning av markörer som inte är stabila kommer till användning, utan som lätt kan lakas ut ur materialet.

RESULTAT

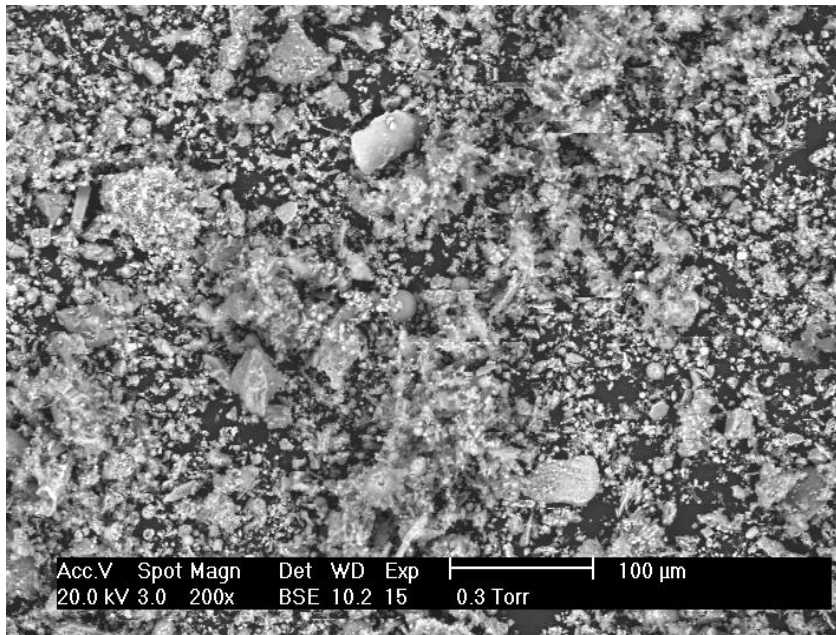
ESEM-EDS analyserna presenteras tillsammans med ESEM bilderna i bilaga 1. ESEM-EDS - analyserna är gjorda på partiklar med en diameter $<10\text{ }\mu\text{m}$ (PM_{10}) och på partiklar $>10\text{ }\mu\text{m}$.

Flygaskans morfologi jämfört med merit och cement

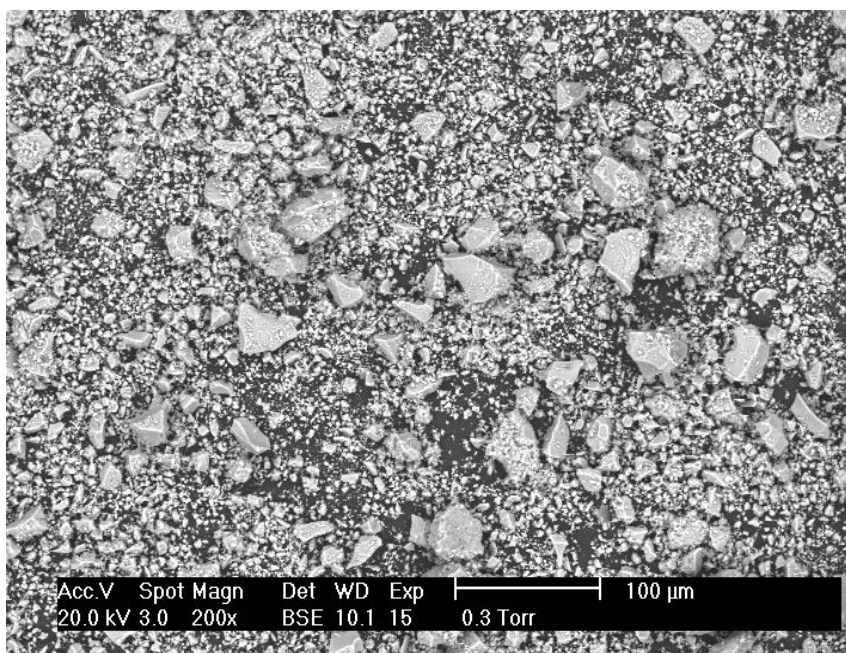
Bioaska och kolaska innehåller mycket partiklar med skarpa kanter. Även partiklar i form av lösa luftiga aggregat (ser ut som skum) utan någon egentlig form förekommer. Kolaskan innehåller även mycket sfäriska partiklar (bollar) vilket även kunnat påvisas i tidigare studier (Se: NISTIR 5598 och Fig. 1). Sfäriska partiklar fanns även i bioaskan fast är där inte lika vanligt förekommande (se Fig. 2). I cement finns inga sfäriska partiklar utan endast partiklar med skarpa kanter. Detsamma gäller för merit där inga sfäriska partiklar kunde påvisas.



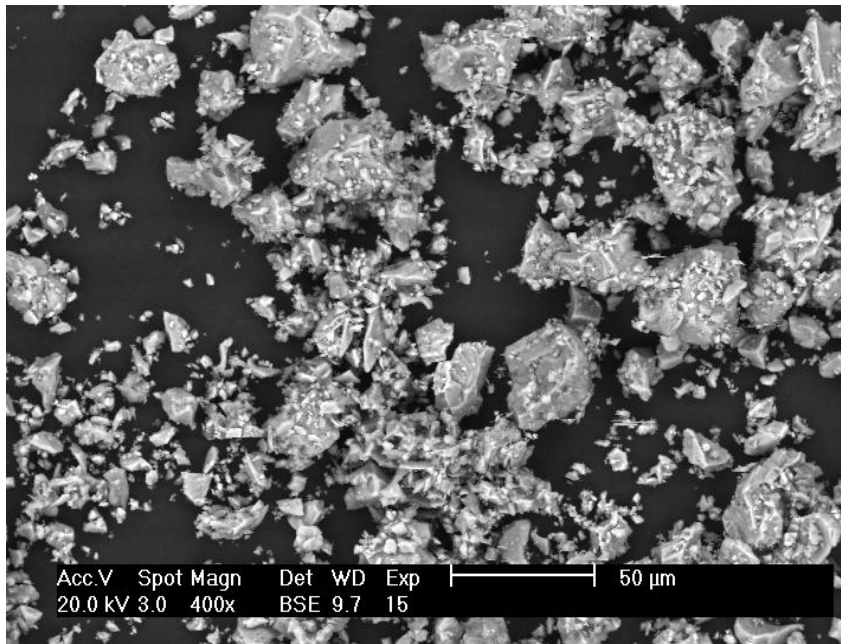
Figur 1. Foto av kolaska taget med svepelektronmikroskop(ESEM). Kolaskan innehåller till skillnad från bioaskan fler sfäriska partiklar.



Figur 2. Foto av bioaska taget med svepelektronmikroskop (ESEM). Bioaskan innehåller mycket fler kantiga partiklar och färre sfäriska partiklar än kolaskan.



Figur 3. Foto av cement taget med svepelektronmikroskop (ESEM). Cement innehåller mycket fler kantiga partiklar och inga sfäriska partiklar som i flygaskan.



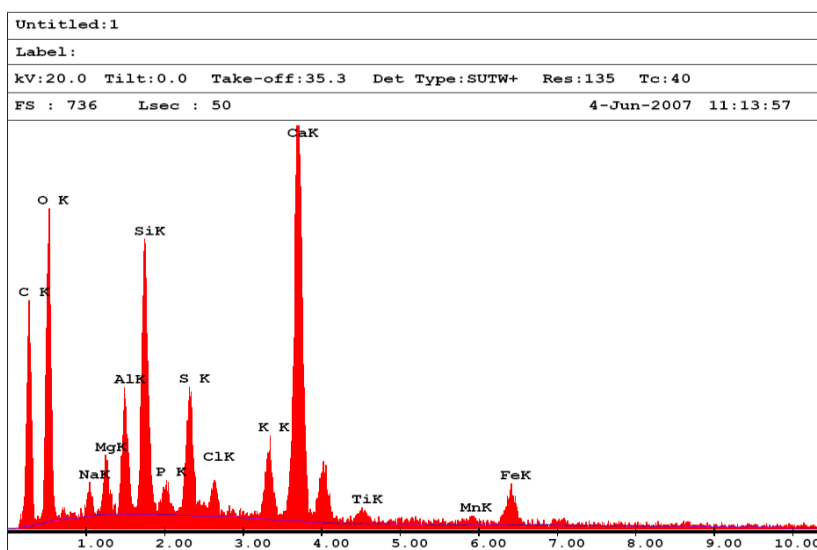
Figur 4. Foto av merit taget med svepelektronmikroskop (ESEM). Merit innehåller mycket fler kantiga partiklar och inga sfäriska partiklar som i flygaskan.

ESEM-EDS analyser

Bioaska

En ESEM-EDS analys av bioaskan som skannades över hela provet visar att topparna för syre, kisel, och kalcium dominerar. Därefter dominerar topparna för aluminium och svavel. Till sist erhöles den lägsta intensiteten för topparna som representerar kalium, magnesium, järn, klor, natrium och fosfor samt titan.

Ett prov av bioaska som lakades med destvatten med ett L/S = 3/1 (abio 1) visade samma trend som Bio 1 med undantag av att peakarna för klor och fosfor saknades.

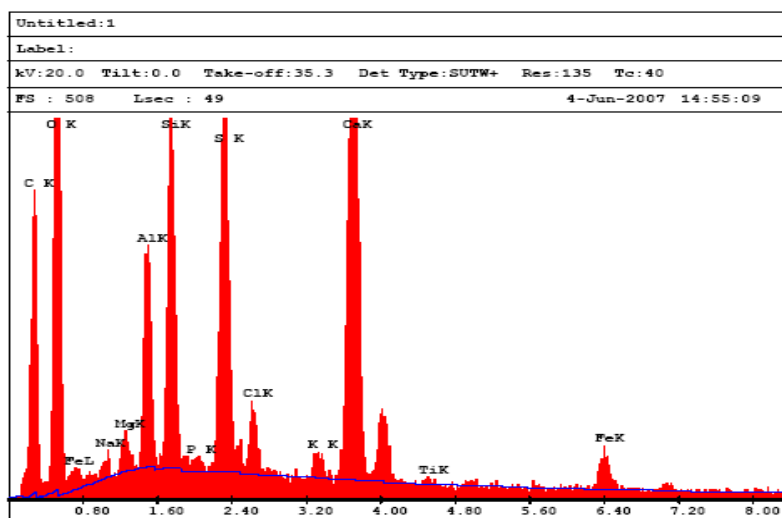


Figur 5. ESEM-EDS analys av Bioaska skannades över hela provet visar att topparna för syre, kisel, och kalcium dominerar.

Kolaska

En ESEM-EDS analys som skannades över hela provet av kolaska visar att topparna för kalcium, syre, kisel, och svavel dominerar. Därefter är intensiteten för aluminiumtoppen mest dominerande. Till sist erhöles den lägsta intensiteten för topparna som representerar klor, järn, magnesium, kalium och natrium.

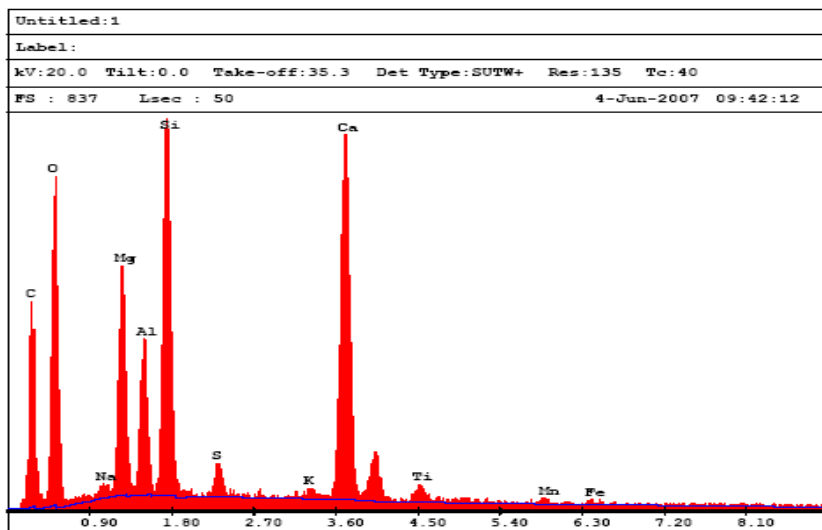
Ett prov av kolaskan som lakades med destvatten med ett L/S förhållande = 3/1 (akol 1) visade samma trend som Kol 1 med undantag för att toppen för klor saknades vilket överensstämde med den lakade bioaskan.



Figur 6. En ESEM-EDS analys som skannades över hela provet av kolaska, visar att topparna för kalcium, syre, kisel, och svavel dominerar. Därefter är intensiteten för aluminiumtoppen mest dominerande.

Merit

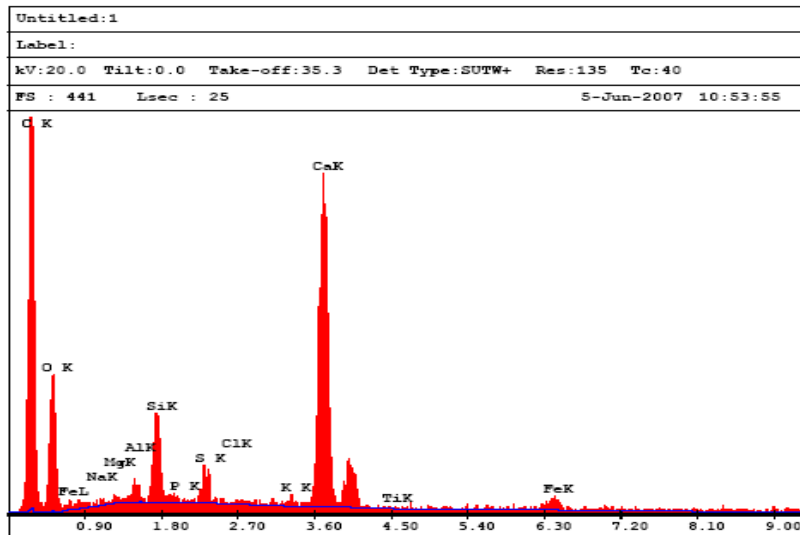
En ESEM-EDS analys som skannades över hela provet av Merit visar att topparna för kisel, kalcium och syre dominerar. Därefter är intensiteten för magnesiumtoppen mest dominerande tätt följd av aluminiumtoppen. Till sist erhöles de lägsta intensiteterna för topparna som representerar svavel och kalium.



Figur 7. En ESEM-EDS analys som skannades över hela provet av Merit vilken visar att topparna för kisel, kalcium och syre dominerar.

Cement (Degerhamn)

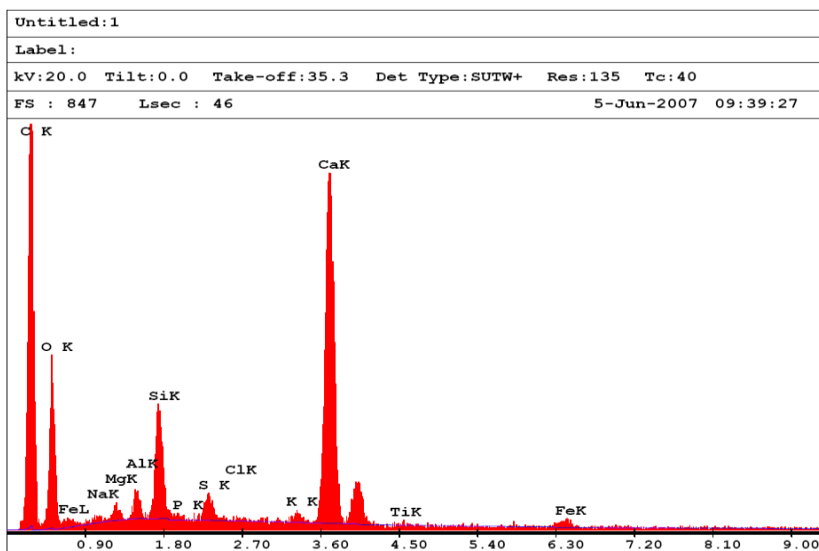
En ESEM-EDS analys som skannades över hela provet av cement (Deg 1) visar att topparna för kalcium, syre och kisel dominerar. Därefter är intensiteten för svavel, aluminium och järn minst dominerande med svaga toppar.



Figur 8. En ESEM-EDS analys som skannades över hela provet av cement (Deg 1) visar att topparna för kalcium, syre och kisel dominerar.

Cement (Slite)

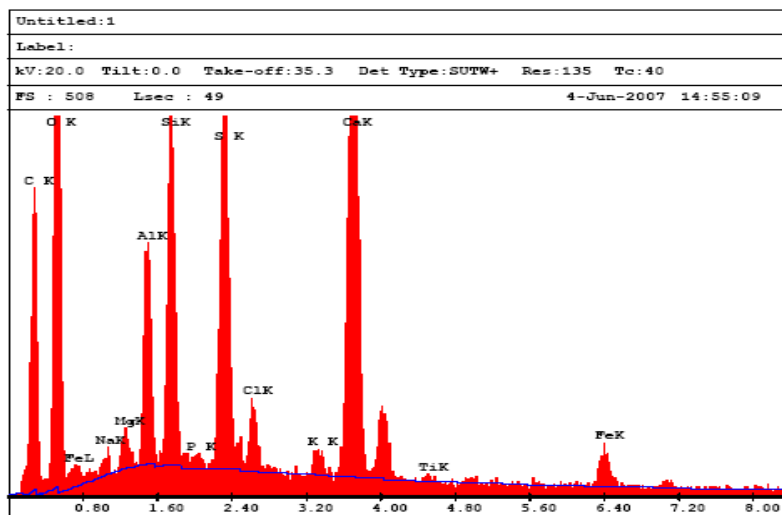
En ESEM-EDS analys som skannades över hela provet av cement (Slite 1) visar att topparna för kalcium, syre och kisel dominerar. Därefter är intensiteten för aluminium, svavel och magnesium minst dominerande med svaga toppar.



Figur 9. En ESEM-EDS analys som skannades över hela provet av cement vilken visar att topparna för kalcium, syre och kisel dominerar.

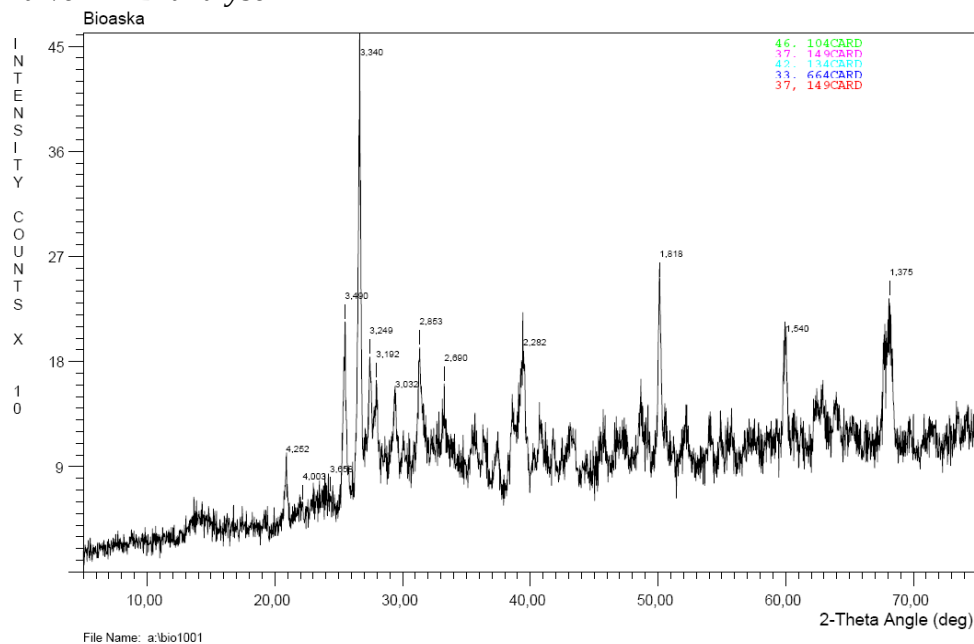
Utvärdering av ESEM-EDS analyser

ESEM-EDS analyser av bioaskan och kolaskan visar att det ej går att förlita sig på klor som markör för damning av askor eftersom klor med största sannolikhet kommer att lakas ut vid askans första kontakt med regnvatten. Det går däremot att säga att om klor finns närvarande så indikerar det att partikeln kan härledas till aska och inte till cement eller merit. Höga klorhalter är även vanligt i bottenaska.

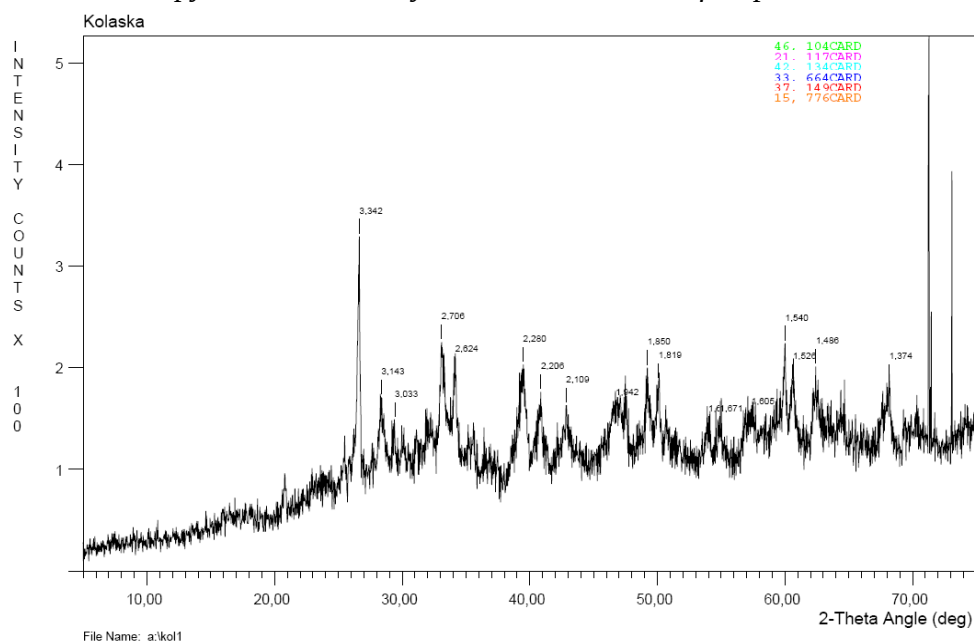


Figur 10. Översiktsanalys med ESEM-EDS av kolaska. Kolaskan innehåller till skillnad från merit och cement mer klor.

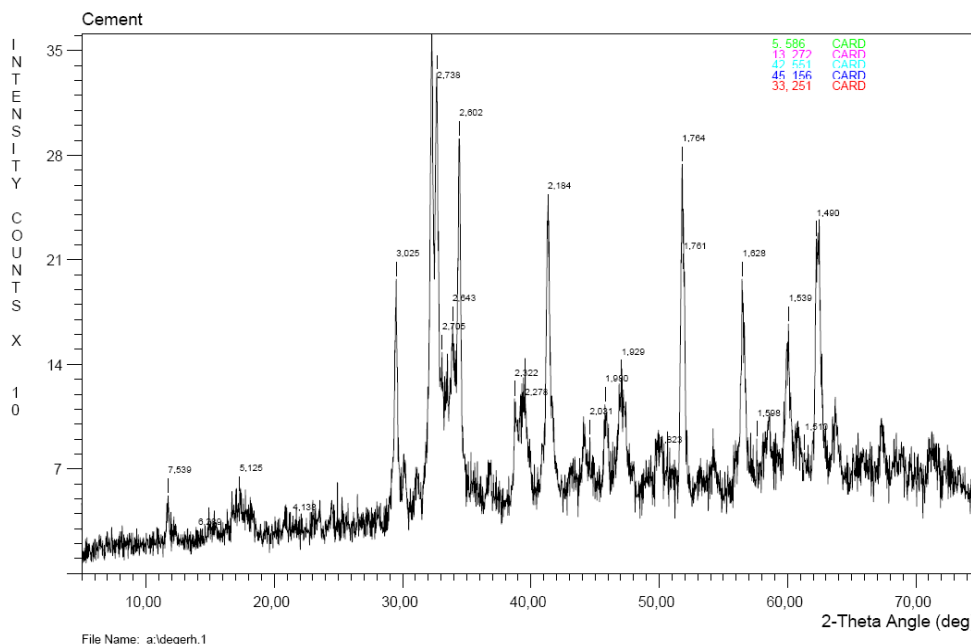
Det framkom även av ESEM-EDS analyserna att topparna för natrium och kalium är obefintliga eller extremt låga i meritprovet och i cementprovet till skillnad från askorna. Detta gäller även de lakade askorna där en markant topp finns registrerad, både för kalium och natrium. Signalen för natrium är speciellt obefintlig i cementen och i meriten. Natrium skulle därmed kunna användas som markör för att skilja askorna från merit och cement eftersom natriumtoppen är markant för både orörda och lakade askor. Det framkom även av ESEM-EDS analyserna att en kraftigt magnesiumtopp i förhållande till aluminium skiljer meritpartiklarna och ibland även cementenpartiklarna från askpartiklarna. Aluminiumtoppen är alltid mer markant än magnesiumtoppen för både opåverkad och lakad aska samt i cementen. Tidigare studier har visat att svavel, kalcium, fosfor, och magnesium uppvisar tydligt förhöjda halter i flygaska jämfört med konventionellt väggrus (Värmeforsk rapport 963). Svavelhalten är dessutom mycket lägre i meriten och i cementen jämfört med askorna där den är en av de starkaste signalerna och kan även den användas för att bekräfta att det är en aska. Kalciumhalten är däremot mycket hög i cement och är därmed utesluten bland möjliga indikatorer för damning av flygaska.

Pulver-XRD analyser

Figur 11. Pulver-XRD diffraktogram av bioaska vilken visade sig innehålla: kvarts, kalciumoxid, pyrit, hematit, anhydrit samt omvandlad fältspat.



Figur 12. Pulver-XRD diffraktogram av kolaska som visade sig innehålla: kvarts, klorokalcit, pyrit, hematit, anhydrit och mullit.



Figur 13. Pulver-XRD diffraktogram av cement från Slite som visade sig innehålla: kalцит; kalcium, magnesiumaluminiumsilikat; kalciumsilikat; kalciumaluminiumoxid.

Utvärdering av Pulver-XRD analyser

Bioaskan och kolaskan innehöll kvarts, kalciumoxid, anhydrit, pyrit, hematit samt mullit. Förekomsten av högtemperaturfaser som kalciumoxid, anhydrit och mullite i askan kan användas som indikatorer för flygaska och cement eftersom att dessa är sällsynta i naturen. Visserligen reagerar dessa med fukt, men om de kan detekteras tyder det på förekomst av flygaska. För att skilja askan och cement åt så kan högtemperaturfaser som mullite och anhydrit indikera att en dammpartikel kan härledas till just flygaska. Det är troligt att anhydrit omvandlats till t.ex. gips, som i så fall kan övervägas som indikator.

SLUTSATS OCH FÖRSLAG PÅ YTTERLIGARE STUDIER

Analys med ESEM-EDS kan troligen användas för analys av såväl bulkprover som enskilda dammpartiklar för att skilja askpartiklar från merit och cement. Markanta signaler för K och framför allt Na skiljer askor från cement och Merit. Även en hög kvot mellan signalen för Mg och Al fungerar som en indikator för aska men vissa cementpartiklar kan också uppvisa en relativt hög sådan kvot. Det framgick även av den morfologiska undersökningen att askorna till skillnad från cement och merit innehöll sfäriska partiklar vilket kan användas som en indikator på aska.

Analys med pulver XRD kan troligen även den användas för att karakterisera bulkprover av insamlat damm eftersom att metoden kräver en viss mängd material. Förekomsten av högtemperaturfaser som kalciumoxid, anhydrit och mullite i askan kan användas som indikatorer för flygaska och cement eftersom att dessa är sällsynta i naturen och ej kunde påvisas i merit. För att skilja askan och cement åt så kan högtemperaturfaser som mullite och anhydrit (omvandlat till t.ex. gips) indikera förekomst av flygaska.

Det går alltså att påvisa förekomst av flygaska med hjälp av den metodik som har använts i den här studien men inte att kvantifiera mängden aska i ett insamlat prov. Det har kommit en version av programvara för pulverröntgendiffraktion som skall kunna kvantifiera förekomst av ett visst mineral i ett prov vilket skulle kunna vara ett sätt att gå vidare på. Det finns även en mapping funktion i programvaran för ESEM-EDS instrument som kan kvantifiera förekomsten av en partikel med en viss sorts kemi i ett prov vilket skulle kunna vara ett annat tillvägagångssätt som det går att följa upp den här studien med.

REFERENSER

Handbok; Flygaska i mark och vägbyggnad, Grusvägar, Värmeforsk rapport 954
Miljöriktlinjer för askanvändning i anläggningskonstruktioner, Värmeforsk rapport 979
Damning från grusväg delvis uppbyggd av aska, Värmeforsk rapport 963

Värmeforsk är ett organ för industrisamverkan inom värmeteknisk forskning och utveckling. Forskningsprogrammet är tillämpningsinriktat och fokuseras på energi- och processindustriernas behov och problem.

Bakom Värmeforsk står följande huvudmän:

- Elforsk
- Svenska Fjärrvärmeföreningen
- Skogsindustrin
- Övrig industri

VÄRMEFORSK SAMARBETAR MED
STATENS ENERGIMYNDIGHET



VÄRMEFORSK SERVICE AB
101 53 Stockholm
Tel 08-677 25 80
Fax 08-677 25 35
www.varmeforsk.se

Beställning av trycksaker
Fax 08-677 25 35