

Partikulära luftföroreningar i Mali

Litteratursammanställning och enkel hälsoriskbedömning

FABIAN TAUBE, ANNICA WALEIJ



Fabian Taube, Annica Waleij

Partikulära luftföroreningar i Mali

Litteratursammanställning och enkel hälsoriskbedömning

Titel	Partikulära luftföroreningar i Mali - Litteratursammanställning och enkel hälsoriskbedömning
Title	Particulate Matter Air Pollution in Mali – A litterature review and basic health risk assessment
Rapportnr/Report no	FOI-R--4609--SE
Månad/Month	September
Utgivningsår/Year	2018
Sidor/Pages	33 p
Kund/Customer	Försvarsdepartementet
Forskningsområde	2. CBRN-frågor och icke-spridning
FoT-område	Ej FoT
Projektnr/Project no	A405118
Godkänd av/Approved by	Mats Strömqvist
Ansvarig avdelning	CBRN-skydd och säkerhet

Omslagsbilder: Annica Waleij, FOI och Försvarsmaktens Maliblogg,
(<https://blogg.forsvarsmakten.se/malibloggen/>)

Övre raden vänster: Traditionella metoder för matlagning (FOI).

Övre raden vänster: Rester av öppen förbränning av avfall (FOI).

Nedre raden vänster: Trafik i Bamako (FOI).

Nedre raden höger: Sandstorm i Timbuktu (FM)

Extern författare: Docent Fabian Taube, Försvarsmedicincentrum, Västra Frölunda

Detta verk är skyddat enligt lagen (1960:729) om upphovsrätt till litterära och konstnärliga verk, vilket bl.a. innebär att citering är tillåten i enlighet med vad som anges i 22 § i nämnd lag. För att använda verket på ett sätt som inte medges direkt av svensk lag krävs särskild överenskommelse.

This work is protected by the Swedish Act on Copyright in Literary and Artistic Works (1960:729). Citation is permitted in accordance with article 22 in said act. Any form of use that goes beyond what is permitted by Swedish copyright law, requires the written permission of FOI.

Sammanfattning

Luftburna partiklar (eng. *particulate matter*, PM) består av en blandning av fasta och vätskeformiga partiklar, som svävar i luften (aerosoler). De kemiska beståndsdelarna varierar beroende på vilket ursprung partiklarna har. Partikelstorleken är avgörande för var i luftvägarna de fastnar, och därmed indirekt till vilken toxikologisk respons de ger upphov till. Upp till 90 % av partiklar i storleksintervallet 0,01-0,1 μm tas upp i luftvägarna, varav huvuddelen fastnar eller tas upp i alveolerna. Detta är en kritisk storleksfraktion, eftersom upptaget kan leda till en systemisk effekt i kroppen.

Det finns inga tecken på en säker nivå för exponering eller ett tröskelvärde under vilket inga negativa hälsoeffekter uppstår för de allra minsta partiklarna. För närvarande finns det på populationsnivå inte tillräckliga bevis för att identifiera skillnader i effekterna av partiklar med olika kemiska sammansättningar eller uppkomst, även om förbränningsrelaterade partiklar (från både mobila och stationära källor) är mer konsekvent kopplade till ohälsa än partiklar från andra källor.

De viktigaste källorna till dödlighet som en följd av PM i Afrika är naturliga källor, såsom ökendamm och förbränning av biomassa. Bedömning av kronisk ohälsa och dödlighet förknippad med exponering för ökendamm är dock mer osäker än motsvarande bedömning från typiska luftföroreningar i industrialiserade länder, där de flesta epidemiologiska kohortstudier har genomförts. När det gäller ökendamm antyder emellertid flera studier att dammet, i likhet med förbränningsrelaterade partiklar, fysiskt kan skada luftvägsslemhinnor, trigga oxidativ stress, skada DNA och orsaka lungfunktionsnedsättning.

Syftet med rapporten är att ge en kort bakgrund till partiklars förekomst och hälsorisker, sammanställa de studier som finns beträffande partikulära luftföroreningar i Mali och genomföra en enkel hälsoriskbedömning med förslag på miljöövervakning. Mali rankas enligt internationella jämförelser lågt avseende luftkvalitet, främst pga. höga halter fina partiklar (PM_{2.5}) och undermålig inomhusluft. På landsbygden påverkas luften framför allt av naturligt höga halter av partiklar (t.ex. sandstormar, gräsbränder), svedjebbruk samt emissioner från traditionella bränslen. Föroreningarna i huvudstaden Bamako orsakas i första hand av bensin- och tvåtaktsbaserad fordonstrafik och av hushålls- och industriavfallsförbränning samt befolkningens energiförsörjning, men tidvis även av luftburen sand.

De få studier som finns när det gäller luftföroreningar i Mali uppvisar stora variationer pga. olika faktorer, såväl geografiska (plats, höjd, väderleksförhållanden), tidsmässiga (tid på dygnet, månad) och tekniska (antal mätningar som värdena grundar sig på, mättid, mätutrustning)

Hur dygns- och årsvariationer av PM ser ut på Försvarsmaktens förläggningar (Camp Nobel och Camp Midgård) kan inte bedömas från hittills publicerade data. För Timbuktu saknas data helt. Lägstannivåerna tycks ändå vara höga i förhållande till nivåer för vilka akuta och kroniska effekter har noterats. Möjligheterna att övervaka dygns- och årsvariationer av PM₁₀ och PM_{2.5} kommer att kunna ge information om den genomsnittliga exponeringen samt ge nödvändigt underlag för hälsoriskbedömning.

Nyckelord: Partiklar, partikulära luftföroreningar, PM₁₀, PM_{2.5}, Mali, toxicitet, hälsoriskbedömningar, Försvarsmakten, insats, MINUSMA

Summary

Particulate matter (PM) is a mixture of solid and liquid particles in the air (aerosols). The chemical composition varies depending on the origin of the particles. Particle size is crucial for respiratory tract deposition, and thus indirectly to the toxicological response. Up to 90% of the smallest combustion particles are absorbed in the respiratory tract. Most of them can pass thru the alveoli, which can result in systemic effects. As of today, there is no indication of a safe exposure level or a threshold below which no adverse health effects occur. Currently, at population level, there is insufficient evidence to identify specific health effects of particles in relation to chemical composition. However, combustion-related PM (from both mobile and stationary sources) is more consistently linked to health effects than PM from other sources.

The main causes of mortality due to PM exposure in Africa are natural sources, such as desert dust and biomass combustion, although assessments of chronic health effects and mortality associated with exposure to dust is more uncertain than the corresponding assessments from typical air pollution in industrialized countries. However, several studies suggest that dust, similar to combustion-related particles, can have a physical impact on the respiratory tract mucous membranes, trigger oxidative stress, damage DNA, and cause lung function impairment.

Internationally, Mali scores low with respect to air quality, due to high levels of fine particles (PM_{2.5}) and substandard indoor air. In rural areas, ambient air is mostly influenced by naturally high levels of particles (e.g. sand storms, grass fires) and emissions from traditional fuels such as fuel wood and charcoal. The air quality in the capital Bamako is primarily impacted by fuel emissions from two-stroke vehicles, and by household and industrial waste combustions as well as the population's domestic energy supply. Seasonally airborne sand is also present in the air.

The purpose of this report is to provide a brief background to the occurrence and health risks associated with particulate matter and to compile existing studies in Mali, focusing on PM levels, composition, toxicity, and epidemiology. Furthermore, the purpose is also to perform a simple health risk assessment with suggestions for health monitoring of Swedish Armed Forces personnel deployed in Mali.

Studies on air quality in Mali show large variations due to spatial (location, altitude, weather conditions), and temporal (day by day, month) factors, but also due to the methods the studies are based on. Existing data are not sufficient to determine how PM varies on a daily and annual basis at Camp Nobel and Camp Midgård. One conclusion is however that the lowest baseline levels, for Bamako in particular, appear to be high in relation to known levels of acute effects (as well as chronic). The possibility to monitor daily and annual variations of PM₁₀ and PM_{2.5} at Camp Nobel and Camp Midgård would provide information about the average exposure for deployed personnel, and thus facilitate risk mitigation measures for the Swedish Armed force's personnel.

Keywords: Particulate matter, air pollution, PM₁₀, PM_{2.5}, Mali, toxicity, health risk assessment, Swedish Armed Forces, operations, MINUSMA

Innehåll

1	Inledning	7
1.1	Syfte, avgränsningar och källor.....	7
1.2	Erkännande.....	7
2	Bakgrund- partikulära luftföroreningar	8
2.1	Definition, ursprung och förekomst	8
2.2	Hälsopåverkan, toxikologi och nivågränsvärden	10
2.2.1	Hälsopåverkan	10
2.2.2	Toxikologi.....	12
2.2.3	Gränsvärden och riktvärden	13
2.3	Luftföroreningsnivåer generellt i Mali.....	15
2.3.1	Möjliga risksituationer för FM insatspersonal.....	16
3	Resultat- litteratursammanställning	17
3.1	Partikelhalter och partikelsammansättning	17
3.1.1	Experimentella data	17
3.1.2	Proxydata och andra källor till information.....	20
3.2	Toxicitetsstudier	21
3.3	Epidemiologiska studier	22
4	Diskussion och slutsatser	23
4.1	Enkel hälsoriskbedömning - korttidseffekter	23
4.2	Enkel hälsoriskbedömning - långtidseffekter	24
4.3	Förslag på miljöövervakning	25
4.3.1	Miljöhygieniska mätningar.....	26
4.3.2	Arbetshygieniska mätningar	26
5	Referenser	27
	Bilaga 1 - AQI	31
	Bilaga 2 - MEGs	32

1 Inledning

Luftföroreningar dödar fler personer per år än någon känd enskild sjukdom i världen (cirka 3,5 miljoner förtida dödsfall år 2010). I många insatsländer, med hög andel äldre och sämre motorfordon, öppen lokal förbränning och mycket sand, kan luftföroreningar och partiklar i luften bli ett stort hälsoproblem för insatspersonal, om förebyggande skyddsåtgärder inte vidtas. I tidigare studier där soldaters exponering för luftföroreningar har studerats i Mellanöstern och Afghanistan har luftburna partiklar visat sig utgöra en särskild risk [Falvo *et al.* 2015, Magnusson *et al.* 2012, Teichman 2012].

Den svenska Försvarsmaktens styrkebidrag i Mali uppgår till ungefär 310 personer (2018), varav huvuddelen av styrkan är placerad på Camp Nobel i utkanten av Timbuktu. Sedan våren 2013 finns svenska stabsofficerare vid Minusmas högkvarter i Bamako, vid staben för Minusmas sektor väst och vid den multinationella underrättelsestabens Asifus högkvarter i Bamako. Från november 2017 till maj 2018 finns dessutom flygtransportförbandet FM 02 stationerat i Malis huvudstad Bamako.

1.1 Syfte, avgränsningar och källor

Syftet med rapporten är att ge en kort bakgrund till partiklars förekomst och hälsorisker, sammanställa de studier som finns beträffande partikulära luftföroreningar i Mali, med fokus på partikelhalter, sammansättning, toxicitet och epidemiologi samt genomföra en enkel hälsoriskbedömning med förslag på miljöövervakning. Källorna till rapporten inkluderar sökning i Web of Science, SciFinder och PubMed.

1.2 Erkännande

Vi vill tacka Håkan Wingfors, FOI, för värdefulla synpunkter.

2 Bakgrund- partikulära luftföroreningar

2.1 Definition, ursprung och förekomst

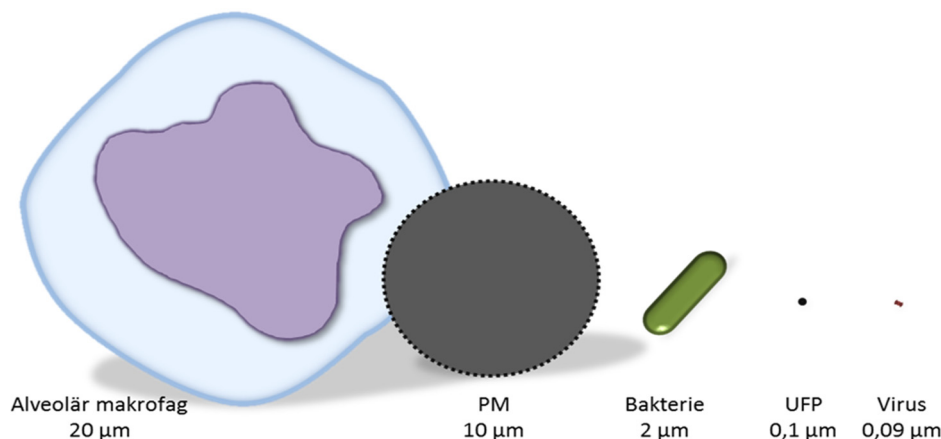
Luftburna partiklar (eng. *particulate matter*, PM) består av en blandning av fasta och vätskeformiga partiklar svävande i luften (aerosoler). De kemiska beståndsdelarna varierar beroende på vilket ursprung partiklarna har, men är vanligen sulfater, nitrater, ammonium och andra oorganiska joner (natrium, kalium, kalcium, magnesium och klorid), organiskt och elementärt kol, tungmetaller (inklusive kalcium, koppar, nickel, vanadin och zink) samt polycykliska aromatiska kolväten (PAH). Dessutom finns nästan alltid biologiska komponenter i form av allergener och delar av eller hela levande mikroorganismer, inte minst i ökendamm. Vissa av dessa mikroorganismer har även visat sig kunna överleva långväga transporter på en global skala [Zhang *et al.* 2016].

Omkring 90 % av alla partiklar i atmosfären har skapats genom naturens egna processer [Voiland 2010] och kan uppstå till följd av sandstormar, vulkanutbrott, skogsbränder etc., resterande 10 % är antropogena partiklar som bildas vid ofullständig förbränning av kol, olja, biobränslen och andra drivmedel, eller genom olika typer av industriella aktiviteter.

Baserat på hälsopåverkan kategoriseras PM in i storleksklasser. För utomhusluft finns gränsvärden och riktvärden för storleksklasserna PM₁₀ (alla partiklar mindre än 10 µm) och PM_{2.5} (alla partiklar mindre än 2,5 µm, dvs. en delmängd av PM₁₀-fraktionen). För inomhusluft och arbetsmiljö gäller andra storleksklasser och gränsvärden. Dessa gränsvärden är relaterade till åtta timmars arbetsdag, fem dagar i veckan och regleras i Sverige av Arbetsmiljöverket.

PM_{2.5} inbegriper även ultrafina partiklar (UFP, med en diameter på mindre än 0,1 µm). PM mellan 0,1 µm och 1 µm i diameter kan stanna kvar i atmosfären i dagar eller veckor och därmed spridas långväga i luften. Det är i princip bara nederbörd som kan tvätta ur dessa partiklar. På de flesta platser i Europa utgör PM_{2.5} 50-70 % av PM₁₀ [World Health Organization Regional Office for Europe, 2013].

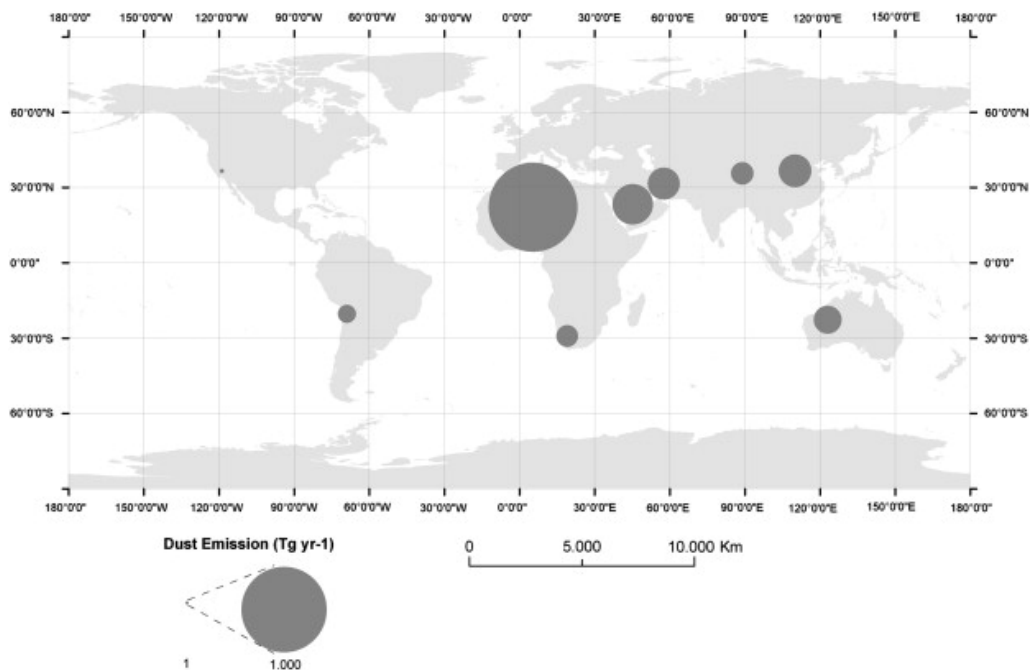
I Sverige utgör PM₁₀ det största bidraget till totala partikelhalter i trafikmiljöer och varierar mellan 10-40 µg/m³ i städerna. I Stockholm uppmäts de högsta PM₁₀-halterna på Hornsgatan, där medelhalten över året är ca 30 µg/m³, men halter upp mot 70 µg/m³ kan förekomma enstaka dygn. Motsvarande områden i Göteborg är Gårdaområdet och Sprängkullegatan, där halter upp mot 40 µg/m³ mäts enstaka dygn. PM₁₀ består mest av väg-, fordons- och däckslitage, medan PM_{2.5}, som är de mest ohälsosamma, uppstår vid bränder, från bilavgaser och annan förbränning. Enligt Institutet för miljömedicin varierar PM_{2.5} i bakgrundsluften i Sverige från cirka 7,0 µg/m³ i Norrbotten till cirka 17 µg/m³ i Skåne län [IMM, Institutet för miljömedicin.]. I länder med äldre och/eller tätare fordonspark, sämre laglig reglering av industriemissioner till miljön, mer öppen lokal förbränning av exempelvis hushållsavfall och mer omfattande förbränning av kol och olja, kan det förekomma betydligt högre koncentrationer av såväl PM₁₀ som PM_{2.5}.



Figur 1. Storleksjämförelse mellan en av lungans vanligaste vita blodkroppar, alveolär makrofag, och en grov partikel (10 µm), en bakterie (*E. coli*), en ultrafin partikel (UFP = naturligt bildade nanopartiklar, ej medvetet framställda) och ett virus (adenovirus). Bild från Elfsmark *et al.* [2014].

En studie från 2012 indikerar att gruvverksamhet, inklusive den typ av småskalig guldutvinning och uranutvinning som förekommer i Mali, spelar en hittills underrapporterad roll i generering av atmosfäriskt damm. De hälsovådliga föroreningar som förknippas med denna typ av damm förekommer i fraktioner <2 µm och kan således färdas över långa sträckor [Csavina *et al.* 2012].

Förekomsten av partiklar är inte jämt fördelad över jorden (figur 2). Den globala produktionen av just ökendamm kan indelas i nio regioner med väsentligt olika fördelning avseende uppkomst¹ [Loungeville *et al.* 2010]. Västafrika är den största globala källan till atmosfäriskt mineraldamm [Marticorena *et al.* 2010]



Figur 2. Ursprung och geografisk fördelning av den globala produktionen av ökendamm [Loungeville *et al.* 2010, modifierad efter Tanaka & Chiba 2006].

¹ Nordafrika (Sahara), Södra Afrika, Mellanöstern, Centralasien, Västra Kina, Östra Kina, Nordamerika, Sydamerika och Australien.

2.2 Hälsopåverkan, toxikologi och nivågränsvärden

2.2.1 Hälsopåverkan

Mortalitet och morbiditet

Partikulära luftföroreningar anses utgöra huvudorsaken till förtida dödsfall orsakade av luftföroreningar [Lelieveld *et al.* 2015]. Enligt Världshälsoorganisationen (WHO) bidrar luftföroreningar till ca 5,4 % av den totala globala mortaliteten [WHO 2017].

PM₁₀ och PM_{2.5} är tillräckligt små för att penetrera luftvägarna, och hälsoeffekterna av exponering både på kort sikt (timmar, dagar) och på lång sikt (månader, år), är idag väl dokumenterade. Hälsoeffekterna är i huvudsak:

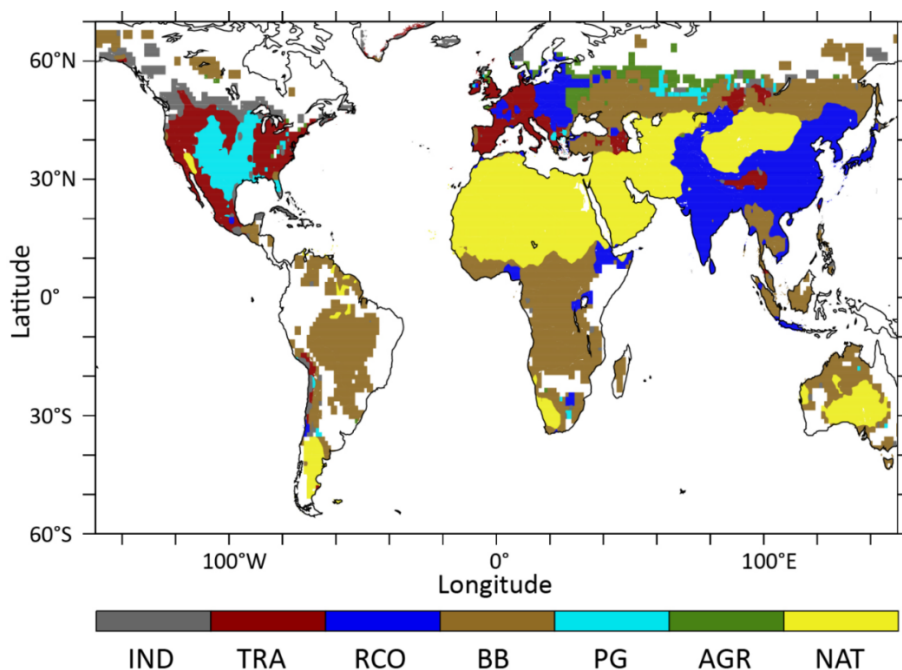
- Respiratorisk och kardiovaskulär sjuklighet, exempelvis försämring av astma, respiratoriska symptom och en ökning av inläggningar på sjukhus.
- Respiratorisk och kardiovaskulär dödlighet, inklusive lungcancer.

Störst bidrag till dödlighet är uppkomsten av kardiovaskulär sjukdom hos vuxna [Dockery *et al.* 1993] och försämrad utveckling av lungfunktion hos barn och ungdomar [Gaudermann *et al.* 2007]. Det finns tydliga samband mellan kortvarig exponering för PM₁₀ och respiratorisk hälsa, men för dödlighet, och särskilt till följd av långvarig exponering, är PM_{2.5} en starkare riskfaktor än PM₁₀. Den dagliga mortaliteten bedöms öka med 0,2-0,6 % per 10 µg/m³ ökning av PM₁₀. Långvarig exponering för PM_{2.5} är kopplad till en långsiktig riskökning för kardiovaskulär mortalitet med 6-13 % per 10 µg/m³ [WHO 2013].

När det gäller kardiovaskulär sjukdom visar studier att särskilt dieslavgaspartiklar har högre toxicitet än partiklar från bensinmotorer. Det är känt sedan tidigare att endogent bildad kväveoxid är central för regleringen av blodkärlens funktion. Inandning av dieslavgaser har visat sig leda till minskad tillgänglighet av kvävedioxid, vilket kan medföra att blodkärlen blir styvare och lättare drabbas av proppbildning. Detta kan i sin tur leda till hjärtinfarkter och stroke [Langrish *et al.* 2013]. Dieselpartiklar uppvisar i djurförsök även mutagena egenskaper i högre utsträckning än partiklar från bensinbilar, räknat per körd distans [IMM].

När det gäller luftvägssjukdomar har 24-timmarsexponering för PM₁₀ i nivåer av 30-80 µg/m³ resulterat i direkta effekter i form av ökat antal akutbesök och sjukhusintagningar för luftvägssjukdom och astma samt leder till ökad medicinerings av lufrörsvidgande medel. Mer långsiktig exponering för PM kan resultera i kronisk inflammation i luftvägarna, vilket anses bidra till KOL, även hos icke-rökare [IMM].

Det finns inga tecken på en säker nivå för exponering eller ett tröskelvärde under vilket inga negativa hälsoeffekter uppstår. För närvarande finns det på populationsnivå inte tillräckliga bevis för att identifiera skillnader i effekterna av partiklar med olika kemiska sammansättningar eller uppkomst [Stanek *et al.* 2011], även om förbränningsrelaterade PM (från både mobila och stationära källor) är mer konsekvent kopplade till ohälsa än PM från andra källor [WHO 2013]. Det är sannolikt att sambandet beror på den del av PM_{2.5} som kallas Black Carbon (sot) och som härrör från ofullständig förbränning. Många av de komponenter i PM som kopplas till sot, exempel PAH samt metaller och oorganiska salter, betraktas som de mest toxiska delarna av partiklar [WHO 2013].



Figur 3. Källkategorier som svarar för den största inverkan på dödligheten kopplat till luftföroreningar (PM_{2.5} och ozon) utomhus 2010 (där kolinnehållande partiklar beräknats vara fem gånger mer toxiska med avseende på dödlighet än oorganiska föreningar och material från jordskorpan). IND = industrin, TRA = landbaserad trafik, RCO = bostäders energianvändning (t.ex. uppvärmning, matlagning), BB = förbränning av biomassa, PG = kraftproduktion, AGR = jordbruk och NAT = naturliga källor. Länder, eller delar av länder, vars årliga genomsnittliga PM_{2.5} är under dos-respons-gränserna, är vitmarkerade. [Lelieveld *et al.* 2015]

Av figur 3 framgår att de viktigaste källorna till dödlighet orsakad av PM_{2.5} i Afrika är NAT och BB. NAT i ökenområden motsvaras mestadels av damm, men lokalt bidrar även havssalt och dimetylsulfidkällor (bildar sulfat), nitrat och ammonium, vulkaniska svavelutsläpp och organiska ämnen från vegetationen, starkt till dödlighet. Till BB räknas bränder, tropiska skogsbränder och avskogning, savannbränder samt bränder i skogs- och gräsmark. Om alla små partiklar bedöms som lika giftiga, är naturliga källor ansvariga för ungefär en sjättedel av all dödlighet orsakad av partiklar. Om kolinnehållande partiklar är fem gånger giftigare än oorganiska föreningar och material från jordskorpan, står naturliga källor för endast 10 % av dödligheten [Lelieveld *et al.* 2015]. Det är dock viktigt att poängtera att bedömning av kronisk ohälsa och dödlighet förknippad med exponering för ökendamm är mer osäker än motsvarande bedömning från typiska luftföroreningar i industrialiserade länder, där de flesta epidemiologiska kohortstudier har genomförts.

En sammanställning av epidemiologiska studier visar att exponering av ökendamm från Sahara ökar mortaliteten hos befolkningen i Europa. Daglig mortalitet bland befolkningen i Barcelona visade sig öka med nästan 10 % per 10 µg/m³ ökning av PM_{10-2.5} de dagar Barcelona var påverkat av damm från Sahara [Perez *et al.* 2008]. I en studie från Cypern har forskarna under tio år följt upp sjukligheten och noterat en ökning av totala antalet sjukhusbesök med ca 5 % under dagar med påverkan från damm från Sahara [Middleton *et al.* 2008].

Effekterna av exponering på plats i Afrika, där huvuddelen av dammet deponeras [Engelstaedter *et al.* 2006], har endast studerats i begränsad omfattning. Några studier har påvisat att exponering för sand och ökendamm är relaterat till astma exacerbation, rinit, lunginflammation och på sikt även KOL² [Saers *et al.* 2017, Zhang *et al.* 2016, Goudie 2014, Engelbrecht *et al.* 2009a, Engelbrecht *et al.* 2009b, Khaniabadi *et al.* 2017]. För personal som tjänstgjort i Kabul, Afghanistan förefaller risken att utveckla astma och

² kronisk obstruktiv lungsjukdom

luftvägssymtom att öka, visar en studie [Sharkey *et al.*, 2016]. Utbrott av meningit (hjärnhinneinflammation) har visat sig öka markant under återkommande perioder av sandstormar och kan påverka så många som 200 000 personer årligen. Utbrotten upphör ofta med regnsäsongen [Agier *et al.* 2012]. Orsakerna till sambandet är dock oklar och sannolikt komplex och kan bero på flera faktorer.

Påverkan på förväntad livslängd

I en omfattande studie från 2011 har förväntad ökning av livslängd skattas för invånarna i 25 europeiska städer vid en minskning av genomsnittlig årlig nivå av PM_{2.5} från aktuell nivå i respektive stad till 10 µg/m³. I studien uppmättes det högsta årsmedelvärdet i Bukarest (38,2 µg/m³), medan Stockholm hade det lägsta årsmedelvärdet (9,4 µg/m³) av städerna i studien. En genomsnittlig sänkning av årsmedelvärdet för PM_{2.5}, från 38,2 µg/m³ till 10 µg/m³ i Bukarest, beräknades då medföra en genomsnittlig ökning av livslängden på 22 månader för personer från 30 år och äldre [Aphekom 2011].

2.2.2 Toxikologi

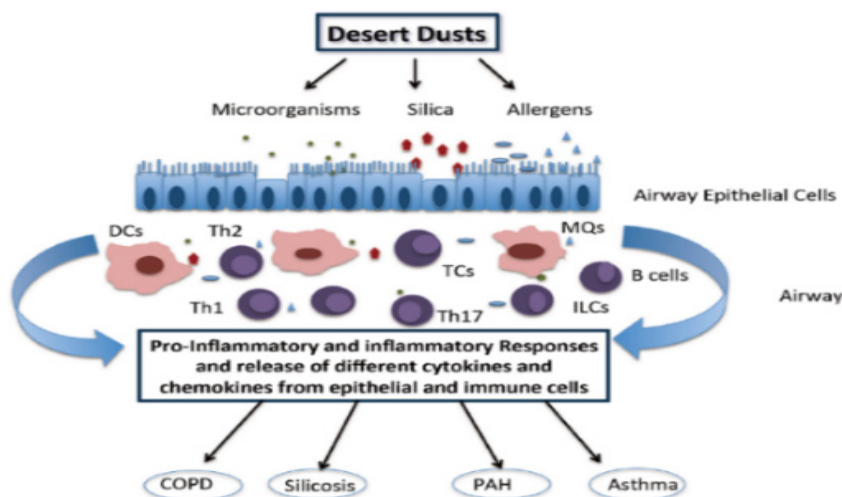
Partiklars toxikologi beror generellt på deras förmåga att trigga den intracellulära produktionen av reaktiva syreföreningar, s.k. ROS, (syreradikaler, hydroxylradikaler och kväveoxid) i epitelceller och makrofager (dvs. de celler som först exponeras i luftvägarna). Den uppkomna oxidativa stressen leder till en ökad produktion av pro-inflammatoriska (= skapar inflammation) mediatorer, exempelvis C-reaktivt protein och olika interleukiner (IL-8, IL-6). Produktionen av dessa mediatorer ökar i blodet vid inflammation, vilket leder till systemisk inflammation, och på sikt till hjärt-kärlsjukdom och sjukdomar i luftvägarna.

I likhet med förbränningsrelaterade partiklar kan ökendamm påverka luftvägarna genom att:

- fysiskt skada nässlemhinnan (skrubbsår) och övriga luftvägsslemhinnor
- trigga oxidativ stress
- skada DNA
- orsaka lungfunktionsnedsättning.

I figur 4 illustreras ökendamms olika effekter på epitelet i luftvägarna. Förutom att luftvägarnas epitelceller är en fysisk barriär spelar de också en viktig roll för immunförsvaret. Makrofager, dendritiska celler och medfödda lymfoida celler interagerar med epitelceller och bidrar då till det inflammatoriska immunförsvaret. Dessutom kan dendritiska celler presentera antigen till olika undergrupper av T-hjälparceller. Resultatet av dessa cellulära interaktioner är att även andra immunceller, som B-celler och cytotoxiska T-celler, också aktiveras när dammpartiklar kommer in i luftvägarna. Aktivering av immunsvaret och frisättningen av olika cytokiner och kemokiner bidrar slutligen till olika lungsjukdomar inklusive astma, KOL, PAH³ och silikos.

³ De vanliga kännetecknen för PAH (pulmonell arteriell hypertension) påminner om dem som förekommer vid en rad andra vanligare sjukdomar, som astma, luftvägsinfektion, KOL, anemi (brist på röda blodkroppar), vänstersidig hjärtsjukdom och utmattningssyndrom.



Figur 4. Schematisk bild över ökendammets sammansättning, patologiska mekanismer på luftvägar samt symtom, från Zhang *et al.* [2016] Förkortningar: Dcs = dendritiska celler, MQs = makrofager, ILCs = medfödda lymfoida celler, TCs = T-cytotoxiska celler, Th1 = T hjälparcelltyp 1, Th2 = T hjälparcelltyp 2, Th17 = T hjälparcelltyp 17.

Egenskaper såsom partikelstorleksfördelning, yta, morfologi och löslighet är avgörande för var i luftvägarna de fastnar, och därmed indirekt vilken toxikologisk respons de ger upphov till. Upp till 90 % av förbränningspartiklarna i storleksintervallet 0,01-0,1 μm (storlek som enskilda stora molekyler upp till virus), tas upp i luftvägarna, varav huvuddelen fastnar eller tas upp i alveolerna. Från alveolerna kan partiklarna sedan transporteras ut i blodet, vilket kan leda till en systemisk effekt i kroppen.

Även om ingen enskild egenskap ensam kan förklara partiklars toxicitet, verkar partikelytans sammansättning vara avgörande för interaktion med biologiska system. Dessutom är den totala ytan viktig, eftersom den styr hur stor del av partikeln som potentiellt är i kontakt med luftvägsepitelet. Studier visar att ytans reaktivitet ökar med minskande partikelstorlek, eftersom den totala ytan för en given massa av partiklar ökar med minskande partikelstorlek. Även lösligheten har stor betydelse för toxiciteten. Lättlösliga partiklar kan lösas upp i luftvägsslemhinnan, vilket kan medföra att partikeln i sig kanske inte når så långt ner i luftvägarna, men samtidigt kan dess innehåll snabbare bli tillgängligt i kroppen. Om lättlösliga partiklar innehåller toxiska tungmetaller, kan lösta joner av dessa tungmetaller tas upp via flera olika s.k. metalltransportproteiner i kroppen och transporteras till celler i stora delar av kroppen, inklusive hjärnan [Taube 2013].

2.2.3 Gränsvärden och riktvärden

WHO:s föreslagna riktvärde för PM_{10} och EU:s gränsvärde (= bindande) för PM_{10} är satta till 20 respektive 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ räknat som medelvärde under ett år. Av IMM föreslås ett hälsobaserat gränsvärde för PM_{10} på 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ räknat som medelvärde över ett dygn. WHO:s föreslagna riktvärde för $\text{PM}_{2.5}$ är 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (årsmedelvärde). WHO betonar dock att det i nuläget inte finns någon evidens för ett tröskelvärde för $\text{PM}_{2.5}$ under vilket inga hälsoeffekter förekommer.

För militära populationer tillämpas ibland de s.k., MEGs⁴. Syftet med MEGs är att utifrån tillämpade och situationsberoende hälsoriskbedömningar skapa hygieniska gränsvärden anpassade för militära insatser (se bilaga 2). För PM₁₀ och PM_{2.5} finns korttids-MEGs (24 timmar) och för PM_{2.5} även ett långtids-MEGs (1 år). Som framgår av tabell 1 är MEG PM₁₀ och PM_{2.5} 24 timmar betydligt högre än motsvarande gränsvärden från amerikanska naturvårdsverket och föreslagna riktvärden från WHO. MEG för ett år finns endast för PM_{2.5} och är något högre än WHO:s föreslagna riktvärde, men på samma nivå som gränsvärdet från EPA⁵. Skillnader i bedömning kan bero på skillnader i hur aktörerna har tolkat existerande vetenskapliga data.

I Arbetsmiljöverkets föreskrifter om hygieniska gränsvärden [AFS 2018:1] anges maximala genomsnittliga koncentrationer av olika typer av damm, t.ex. oorganiskt inhalerbart damm under en åtta timmars arbetsdag, fem dagar i veckan. Dessa gränsvärden är inte jämförbara med gränsvärden för PM₁₀ och PM_{2.5}, dels eftersom de inte reglerar medelvärde för ett helt dygn (eller år) utan endast medelvärde för en arbetsdag, dels för att hygieniska gränsvärden delvis omfattar en annan partikelfraktion. Kriterierna för hygieniska gränsvärden är alltså inte tillämpliga på den typ av exponering insatspersonal utsätts för.

Landspecifika rikt- och gränsvärden för luftkvalitet i Mali saknas men lär vara under utarbetande inom ramen för implementering av *Decree N° 0397 related to air pollution* [UNEP 2015].

Tabell 1. Luftkvalitetsnormer och militära riktlinjer för exponering för PM.

Partikelfraktion	US EPA NAAQS (primary)*	WHO	US Army MEG (negligible)**	Svenska miljö kvalitetsnormer
PM₁₀				
8 timmar	-	-	-	-
24 timmar	150 µg/m ³	50 µg/m ³	250 µg/m ³	50 µg /m ³
1 år (medelvärde)	-	20 µg/m ³	-	40 µg /m ³
PM_{2.5}				
8 timmar	-	-	-	-
24 timmar	35 µg/m ³	25 µg/m ³	65 µg/m ³	-
1 år (medelvärde)	15 µg/m ³	10 µg/m ³	15 µg/m ³	-

* EPA primary NAAQS (National Ambient Air Quality Standards) är det amerikanska naturvårdsverkets gränsvärden för att skydda folkhälsan inklusive känsliga individer i befolkningen såsom astmatiker, barn och gamla.

** Military Exposure Guidelines (MEGs) är den amerikanska arméns insatsanpassade hygieniska gränsvärden, negligerbar nivå, se även bilaga 2.

Ett system för rapportering av daglig luftkvalitet, inklusive luftburna partiklar (PM_{2.5}), och vilka hälsoeffekter som kan uppstå är AQI⁶ (se bilaga 1), som tagits fram av EPA. AQI är dock ett system för hälsotillämpning (baserat på gränsvärden), inte gränsvärden i sig.

⁴ Military Exposure Guidelines (MEGs) är den amerikanska arméns insatsanpassade hygieniska gränsvärden, negligerbar nivå. Syftet med MEGs är att utifrån tillämpade och situationsberoende hälsoriskbedömningar skapa hygieniska gränsvärden anpassade för militära insatser (se bilaga 2).

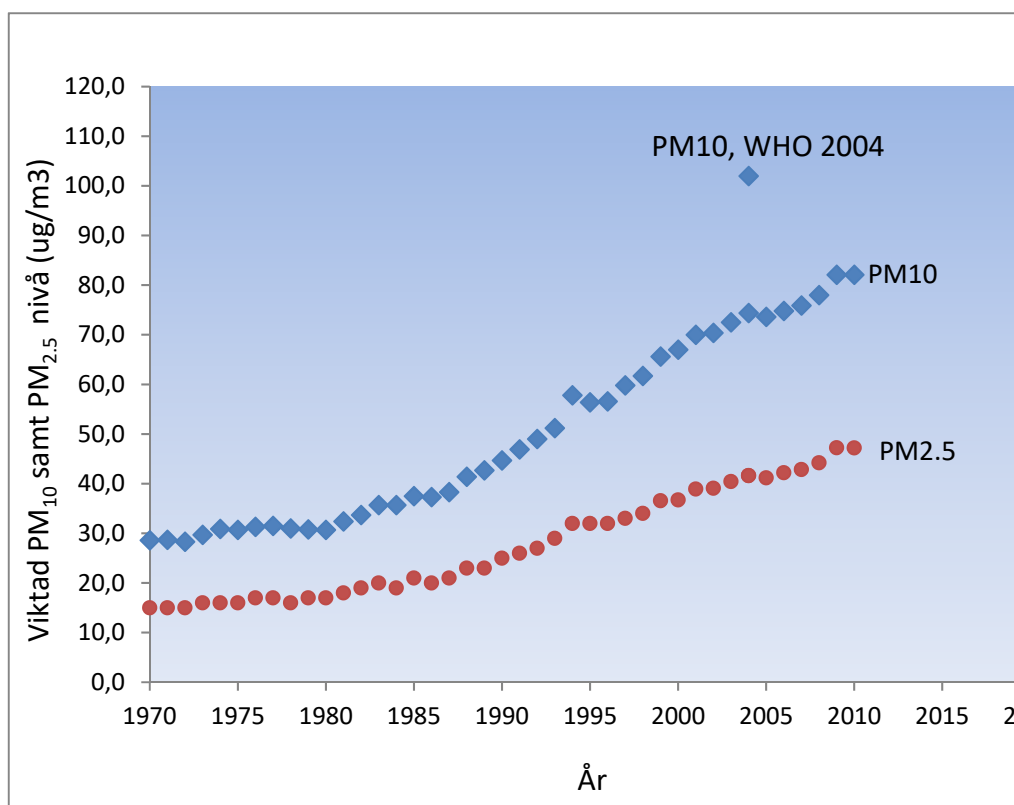
⁵ Environmental Protection Agency, det amerikanska naturvårdsverket.

⁶ AQI (Air Quality Index) är ett index för rapportering av luftkvalitet och räknas ut för de fem viktigaste luftburna föroreningstyperna, däribland PM. AQI fokuserar på hälsoeffekter som kan uppstå inom några timmar eller dagar efter att du andats förorenad luft. När det gäller partiklar, baseras AQI enbart på halterna av dem, inte på den kemiska sammansättningen. AQI är därför endast ett generellt hälsoeffektmått i detta sammanhang (se även <http://airnow.gov/index.cfm?action=aqibasics.aqi>).

2.3 Luftföroreningsnivåer generellt i Mali

Mali rankas enligt EPI⁷ på plats 157 (av 180) avseende luftkvalitet, till största delen pga. höga halter PM_{2.5} och undermålig inomhusluft [Yale University 2016].⁸ På landsbygden påverkas luften framför allt av naturligt höga halter av partiklar (t.ex. sandstormar, gräsbränder), svedjebbruk samt emissioner från traditionella bränslen som vedeldning och träkol. Luftföroreningarna i huvudstaden Bamako orsakas i första hand av bensin- och tvåtaktsbaserad fordonstrafik och av hushålls- och industriavfallsförbränning, men tidvis även av luftburen sand. Bly i bensin har fasats ut men fordonsbränslen kan förväntas innehålla en relativt hög svavelhalt. En stor del av energiförsörjningen i Bamako sker genom vedeldning eller eldning av träkol [Doumba *et al.* 2014]. Dessutom förbränns en stor del av det hushållsavfall som inte återanvänds helt öppet. För lokalbefolkningen i Mali generellt är dålig inomhusluft pga. vedeldning den enskilt största orsaken till mortalitet relaterat till luftkvalitet [UNEP 2015].

Föroreningsnivåerna förväntas att öka i Afrika som en följd av bl.a. urbanisering och ökade mänskliga aktiviteter [Lioussé *et al.* 2014]. Klimatförändringen förväntas inverka på föroreningshalterna men även påverkas av dem [IPCC⁹ 2007].



Figur 5. Viktade PM₁₀- respektive PM_{2.5}-nivåer i bostadsområden i städer med mer än 100 000 invånare. Beräkningarna representerar den genomsnittliga årliga exponeringsnivån för den genomsnittliga stadsinvånaren (Källa: Knoema 2018)¹⁰. Inlagt är också WHO:s motsvarande värde för PM₁₀ 2004.

⁷ EPI (Environmental Performance Index) är ett rankingsystem för att kunna jämföra miljötillståndet i världen, <http://epi.yale.edu/country/mali>

⁸ Sverige rankas på plats 22, med mycket god inomhusmiljö och stundtals överskridna PM_{2.5}-värden, <http://epi.yale.edu/country/sweden>

⁹ Intergovernmental Panel on Climate Change, FN:s klimatpanel

¹⁰ <https://knoema.com/atlas/Mali/topics/Environment/Emissions/PM10-country-level>

Den ökande trenden för Mali när det gäller PM_{10} respektive $PM_{2.5}$ antyder att den genomsnittliga årliga exponeringsnivån för den genomsnittliga stadsinvånaren i de större städerna i Mali idag är över 100 resp. 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, se figur 5 ovan.

Mali ingår i den s.k. Bodele-depressionen, som sträcker sig mellan södra Mauretanien, norra Mali, delar av Algeriet och Libyen, södra Marocko, Egypten och norra Sudan, som är den huvudsakliga källan till spridning av ökenamm från Sahara [Goudie 2014]. Exponeringen för sandpartiklar är särskilt stor under perioden november till juni, då vindarna tidvis kan medföra så höga halter av partiklar i luften (Donkelaar *et al.* 2010, Brauer *et al.* 2012], att luften enligt AQI klassificeras som ohälsosam även för friska individer. Exempelvis uppmättes halter på 13 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ under en sandstormsepisod i Mopti-regionen i Mali i april 1990 [Gilles och Nickling 1995]. Generellt uppvisar dock luftkvaliteten i Mali stora rums- och tidsmässiga variationer. Gräsbränder sker t.ex. endast under torrperioden medan trafik- och industriemissioner förekommer året runt [Lioussé *et al.* 2010]. Emissioner förknippade med t.ex. gruvindustrin kan vidare spridas över långa avstånd [Csavina *et al.* 2012].

2.3.1 Möjliga risksituationer för FM insatspersonal

Personal som återkommande patrullerar, arbetar med vaktpostering eller som tornskytter är högriskindivider för exponering av luftföroreningar. Detsamma gäller för den personal som väljer att kontinuerligt träna högintensivt utomhus. Den högre trafikintensiteten i Bamako medför att andelen förbränningsrelaterade partiklar antagligen är högre än i Timbuktu.

Vid ett fältbesök i november 2015 upplevdes luften enligt svensk personal på Camp Nobel i Timbuktu som ”OK men dammig”, speciellt under episoder av sandstormar. Under vintersäsongen är sandstormar ganska ovanliga (ca en per månad), medan det under den varma perioden kan röra sig om en per vecka. På svenska Camp Midgård, NSE (National Support Element), belägen i Bamako Senou, söder om Malis internationella flygplats, uppgavs att luftkvaliteten kvällstid bl.a. var påverkad av lokalbefolkningens kvittblivning av avfall genom öppen förbränning [Waleij 2015].

3 Resultat - litteratursammanställning

3.1 Partikelhalter och partikelsammansättning

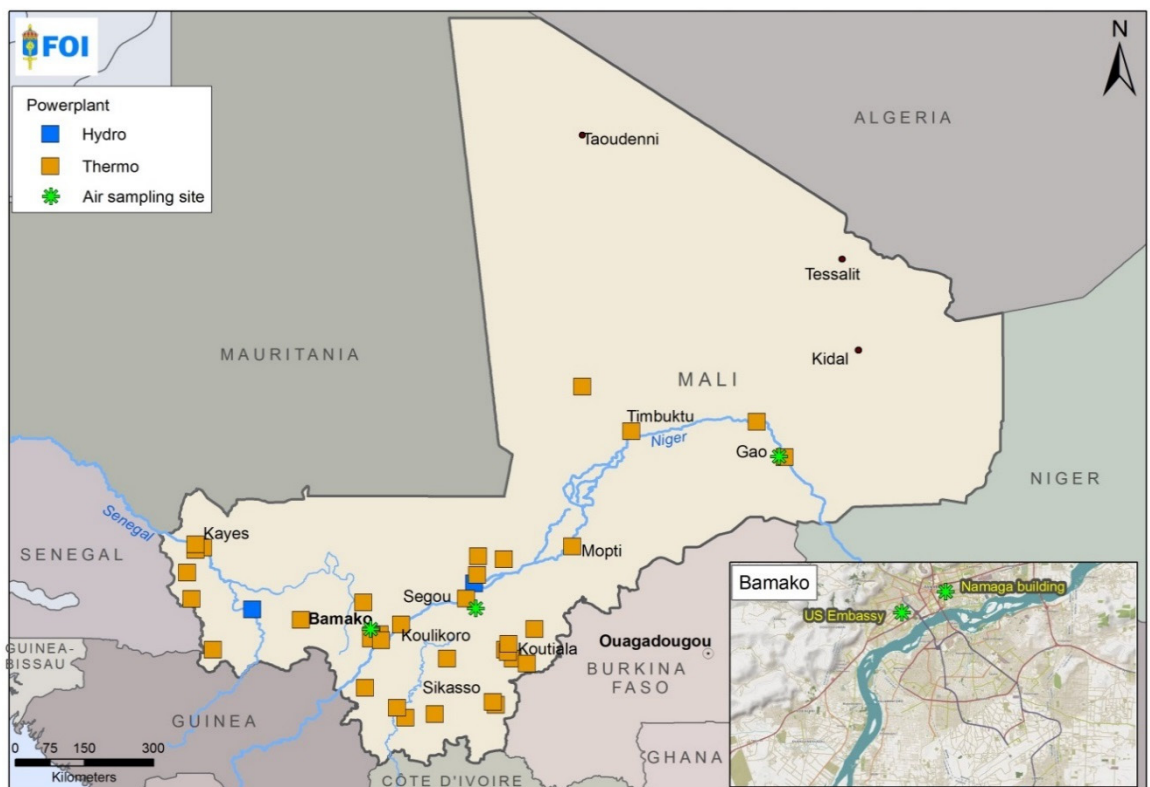
3.1.1 Experimentella data

Provtagning av luft i Mali har gjorts bl.a. inom ramen för de internationella AMMA-¹¹ och POLCA¹²-programmen under 2000-talet. Mellan januari 2006 och december 2008 genomfördes luftprovtagning vid en mätstation i Cinzana, ca 4 mil sydöst om Segou (drygt 20 mil nordöst om Bamako). Cinzana är en förhållandevis nederbördsrik del av Mali, samlokaliserad med en agronomisk forskningsstation. Medianvärdet för PM₁₀ över mätperioden (nästan tre år) är 75,3 µg/m³, men med en spridning på mellan ca 10 till 2503 µg/m³. 240 dagar per år under mätperioden överskreds 50 µg/m³ och 84 dagar överskreds 150 µg/m³. De lägsta värdena uppmättes under sommaren, i mitten och slutet av monsunsäsongen [Marticorena *et al.* 2010], eftersom den kraftiga nederbörden hjälper till att tvätta ur de partiklar som annars funnits kvar i luften. Denna s.k. våtdeposition är olika kraftig beroende på partiklarnas storlek och på nederbördsintensiteten. För PM₁₀ och PM_{2.5} ger stor nederbörd stor urtvättning. Denna effekt beskrivs i modeller för spridningsberäkningar (se exempelvis von Schoenberg *et al.* [2014]).

De studier som publicerats indikerar att halterna av PM_{2.5} och PM₁₀ i Bamako är högre än i många andra undersökta områden i världen, med undantag av platser med omfattande dammbildning, som Sahara – Sahel, Mellanöstern, Taklamakan och Gobiöknen i Asien och, för PM_{2.5}, vissa megastäder med betydande luftföroreningar. Koncentrationen inhalerbara partiklar i Bamako överskred EPA:s, EU:s och WHO:s luftkvalitetsnormer 58-98 % av mät dagarna, som skedde nästan dagligen från september 2012 till juli 2013 Garrison *et al.* [2014a, 2014b]. Den nederländska försvarsmakten har genomfört luftprovtagningskampanjer i Bamako och Gao (Ministerie van Defensie). Medelvärdena från dessa mätningar är betydligt högre än de Val *et al.* [2013] och Garrison *et al.* [2014a, 2014b] redovisar (se tabell 2).

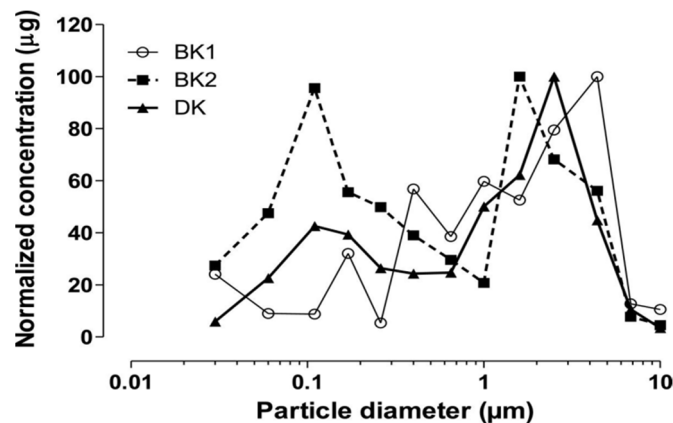
¹¹ AMMA, African Monsoon Multidisciplinary Analysis, är ett internationellt tvärvetenskapligt program som behandlar Västafrikanska monsuners variation och inverkan på samhällen i regionen.

¹² POLCA = Pollution des Capitales Africaines, African Capital Pollution



Figur 6. Karta över Mali med energiproduktion och kända luftprovtagningsplatser. För övrig industriell aktivitet inklusive gruvverksamhet, se SwAF MedIntel 2016.

Val *et al.* [2013] jämförde medelkoncentrationer av PM_{10} (mätt under tre dygn) mellan starkt trafikerade (centrala delar) och förorter i franska städer samt i två afrikanska städer, Bamako och Dakar. Koncentrationerna var signifikant högre i Bamako och Dakar. I Bamako utgjordes en betydande del av PM_{10} av partiklar $<1 \mu m$, med en topp runt $0,1 \mu m$ då inslaget av sandpartiklar var litet (se BK2 i figur 7). Figuren visar också att huvudfraktionen av partiklar är i storleksområdet $2-5 \mu m$ (högre siffra när inslaget av sand är stort). En slutsats av denna studie är att det är oväntat stor andel av små partiklar i luften även när inslaget av sandpartiklar är stort. Medelkoncentrationen av PM_{10} är dessutom betydligt högre i Bamako (tabell 2) än för motsvarande period i Dakar ($80 \mu g/m^3$) och Paris ($50 \mu g/m^3$)



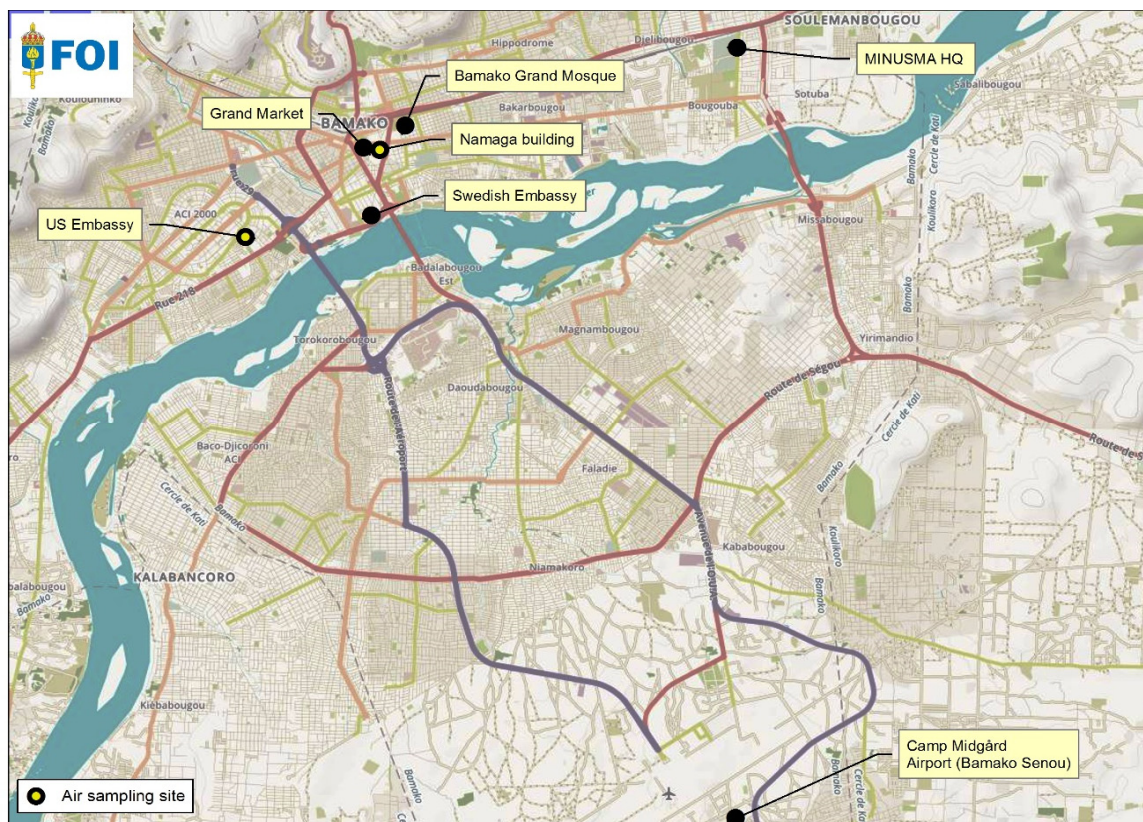
Figur 7. Storleksfördelning och koncentration av PM vid mätning i Bamako med inslag av sand (BK1), utan inslag av sand (BK2) och i Dakar (DK) [Val *et al.* 2013].

Tabell 2. Sammanställning av luftmätningar av PM i Mali.

Område	PM-10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Medelvärde* (min-max alt $\pm$ SD)	PM-2.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Medelvärde (min-max alt $\pm$ SD)	Referens
Bamako	348 (310-400)	117 (90-140)	Ministerie van Defensie 2014
Bamako	122,1		Val <i>et al.</i> 2013
Bamako	205,8 ¹		Val <i>et al.</i> 2013
Bamako	128 ($\pm$ 57)	24 ($\pm$ 8.3)	Garrison <i>et al.</i> (2014a)
Bamako	253 ($\pm$ 77) ¹	53 ($\pm$ 19) ¹	Garrison <i>et al.</i> (2014a)
Bamako	275 (225-310) ¹	75 (60-90) ¹	Garrison <i>et al.</i> (2014b)**
Cinzana	75 (10-2500) ¹		Marticorena <i>et al.</i> 2010
Gao	120 (90-130)	50 (40-60)	Ministerie van Defensie 2014
Kati	200 (120-275) ¹	50 (30-75) ¹	Garrison <i>et al.</i> (2014b)**

* = Medelvärdet är antingen geometriskt medelvärde, medianvärde eller klassiskt medelvärde, baserat på mätningar över flera dygn. ¹ anger mätvärden tagna under dagar med sandpartiklar i luften.

** = PM-halter uppskattade från TSP-halter (totalt suspenderat partikulärt material). PM₁₀ bedöms utgöra 68 % av TSP från mätningar i Mali [Garrison *et al.* 2014b].



Figur 8. Karta över centrala Bamako. Kända stationära luftmätningar har genomförts vid den amerikanska ambassaden och den s.k. Nimagabyggnaden [Garrison *et al.* 2014a, Doumbia *et al.* 2012].

Uppskattningsvis 90 % av det som på engelska benämns *black carbon (BC)*, dvs. små sotpartiklar som bildas vid ofullständig förbränning av fossila bränslen och biomassa, återfinns i partikelfraktion PM_{2.5}. Utsläppen av sot har på senare år uppmärksamats allt

mer. Dels har partiklarna betydande hälsoeffekter, dels påverkar de det globala klimatet. I april 2008 gjordes sotmätningar i Bamako (vid den s.k. Nimaga-byggnaden nära en av Bamakos större marknader) inom ramen för POLCA-programmet (figur 8).¹³ De sothalter som uppmättes varierade med toppar på morgonen och kvällen och minimivärden nattetid.

Garrison *et al.* [2014a] visar att PM₁₀-fraktionen huvudsakligen består av naturligt mineraldamm, men anrikat av potentiellt bioaktiva och toxiska metaller/metalloider från lokala och regionala antropogena källor, exempelvis oljeförbränning (kraftverk, tvåtaktsmotorer), eldning av biomassa, sopförbränning, trafik (vägdamm, slitagepartiklar och avgaser) och, i mindre utsträckning, från gruvverksamhet, skinngarvning och textilfärgstillverkning samt eventuellt ammunition. Mätningarna av 24 timmars medelvärden för bioaktiva och toxiska metaller/metalloider i dessa partiklar indikerar att de förekommer i halter som ligger under gränsvärden, där sådana finns, men forskarna drar slutsatsen att luftvägsexponeringen för mineralpartiklar med denna sammansättning av metalloider/metalloider utgör ett hälsohot.

Val *et al.* [2013] har analyserat den organiska sammansättningen av partiklar från Bamako, Dakar och ett antal franska städer. Resultaten visar att andelen vattenlösliga organiska föreningar (WSOC) var signifikant högre i Bamakos luft jämfört med luften i övriga städer. Den högre vattenlösligheten medför att dessa partiklar har en mer biotillgänglig yta än mindre vattenlösliga partiklar. Resultatet visade dessutom på fler ljusabsorberande och fotokemiskt aktiva kolpartiklar, s.k. Brown Carbon, som härstammar från humuslika ämnen.

I en studie där långlivade organiska föroreningar (POP:s) i luften runt Bamako undersöktes [Garrison *et al.* 2014b] hittades bl.a. klordan, dieldrin och hexaklorbensen, men i relativt låga halter i förhållande till de gränsvärden som existerar. Forskarna underströk dock att avsaknaden av gränsvärden för flera POP:s är ett problem, särskilt då kroniska hälsoeffekter av långtidsexponering för lägre doser av dessa ämnen är okända. I samma publikation redovisas även halter av TSP¹⁴, vilka viktats mot PM₁₀ och PM_{2.5}. Dessa TSP-halter var i linje med de PM₁₀-halter som uppmättes inom POLCA-programmet.

I november 2015 genomförde FOI en pilotstudie i Bamako med passiva provtagare för polycykliska aromatiska kolväten (PAH/OPAH). De flesta av de undersökta PAH/OPAH:erna återfanns i detekterbara mängder trots relativt kort provtagningsstid och halterna var jämförbara med dem i större städer i världen [Arnoldsson *et al.* 2016].

3.1.2 Proxydata och andra källor till information

Merparten av PM₁₀ och/eller PM_{2.5} mätningar genomförs i industriellt utvecklade länder. För att få en uppskattning av partikelhalter i mindre väl kartlagda delar av världen finns numera ofta datauppskattningar baserade på våglängdsdata från satelliter. Fördelen med dessa data är att de är globala och att det görs mätningar/uppskattningar flera gånger per dygn och under flera år.

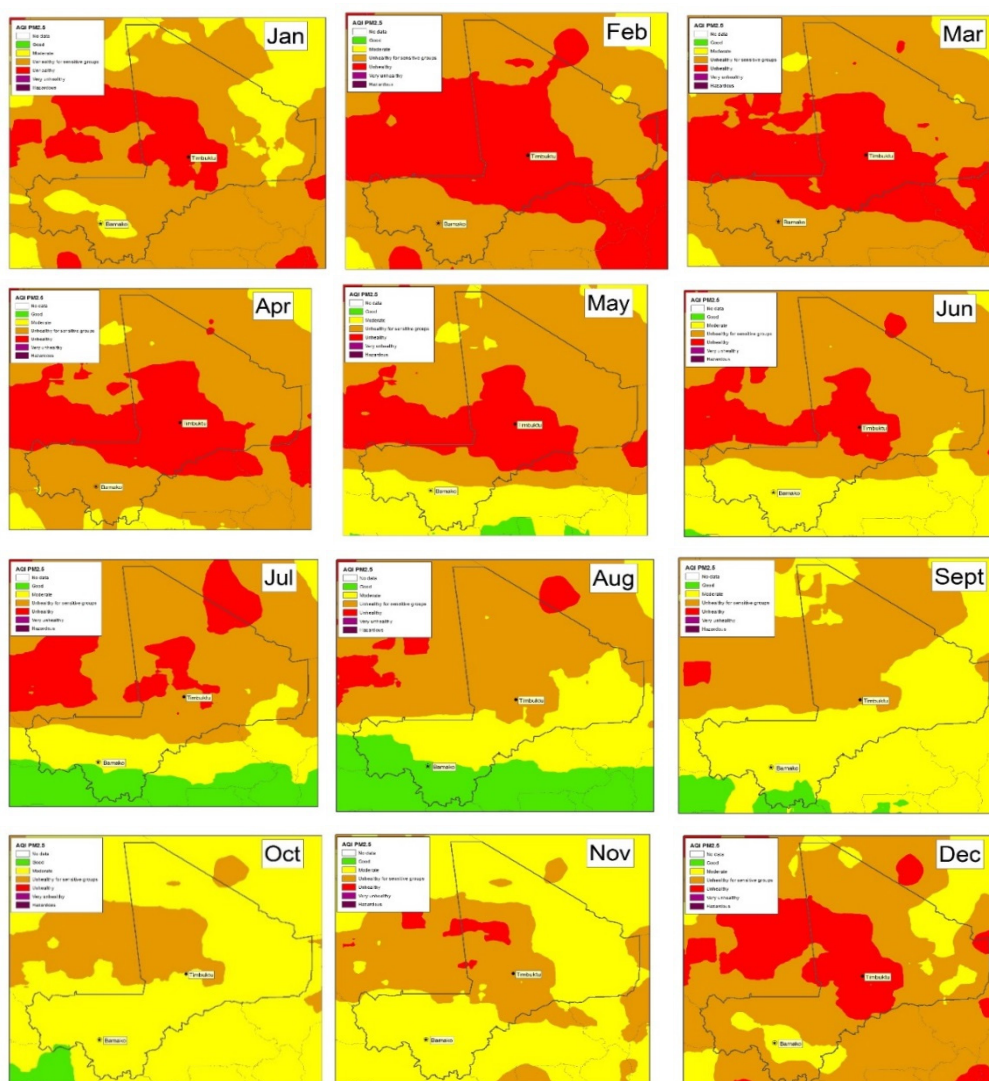
Genom tillgång till proxydata för PM_{2.5} från 2000-2012 har uppskattningar av den rumsliga och tidsmässiga variationen av PM_{2.5} i Mali gjorts [van Donkelaar *et al.* 2015 och 2010, Wikström *et al.* 2015]. I figur 9 visas uppskattade nivåer av PM_{2.5}, baserade på AQI och nedbrutet per månad. Uppskattningen är gjord för en höjd av 10 m över marken, dvs. inte på marken i direkt inandningszon. Emellertid har det vid jämförande studier visat sig att denna typ av data är i paritet med verkligt uppmätta data [van Donkelaar *et al.* 2010]. Proxydata utgör alltså en relativt grov uppskattning som indikerar trender över tämligen

¹³ Mätningar gjordes även i Benin (2005), Kamerun (2004) och under en längre period i Dakar, Senegal (2008-2009).

¹⁴ Totalt suspenderat partikulärt material

stora geografiska områden, och inte specifikt situationen i större städer eller vid trafikerade vägar.

Figur 9 ger en indikation på hur luftföroreningshalten generellt varierar över tid och rum i Mali. Luftföroreningshalten bedöms vara så hög under perioden november till juni, att luften enligt AQI klassificeras som ohälsosam även för fullt för friska individer. De beräkningar som ligger till grund inkluderar inte partiklarnas sammansättning och ursprung. Om partiklar som innehåller kol beräknas vara fem gånger så toxiska med avseende på dödlighet jämfört med oorganiska föreningar och material från jordskorpan [Lelieveld *et al.* 2015], skulle beräkningen antagligen ge ett annat resultat. Figur 9 ger alltså i huvudsak en relativ bild av årstidsvariationerna snarare än information om den faktiska risken med exponering av luftföroreningar.



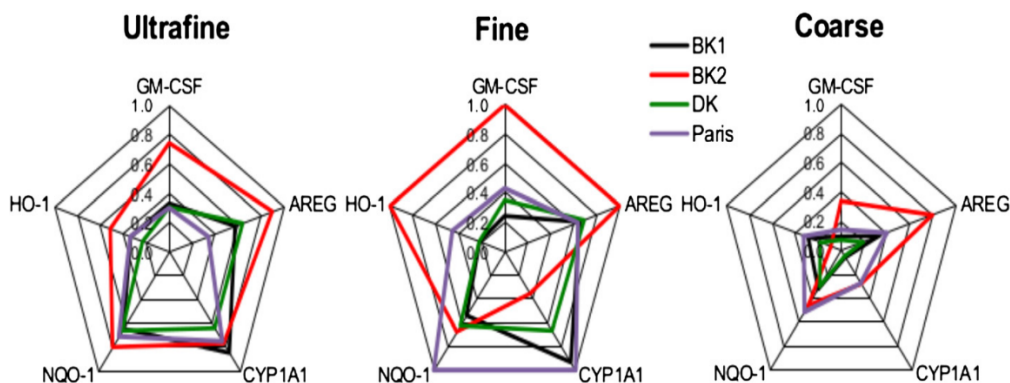
Figur 9. Visualisering över halter av PM_{2.5}, jämfört med AQI i Mali per månad under året. AQI = grönt indikerar utmärkt luftkvalitet, gul godkänd, orange lätt förorenad, röd förorenad, lila mycket förorenad och brun svårt förorenad. Se även bilaga 1 om AQI. Satellitbaserade data för PM_{2.5} har erhållits med tillstånd av Dr. Aaron van Donkelaar, Department of Physics & Atmospheric Science, University of Dalhousie, Halifax, Nova Scotia, Kanada.

3.2 Toxicitetsstudier

Toxicitetsstudier på luftburna partiklar från Bamako visar att antropogena källor, dvs. förbränningspartiklar från fordonstrafik, ved/sopeldning etc., visar en signifikant större

toxikologisk respons på humana bronkiala epitelceller, mätt som respons från markörer för oxidativ stress och pro-inflammatoriska effekter, än naturliga källor, såsom sandpartiklar från sandstormar och icke-asfalterade gator (figur 10). Särskilt de fina partikelfraktionerna Ultrafine och Fine ($< 1 \mu\text{m}$) triggat epitelcellernas immunrespons [Val *et al.* 2013].

Toxiciteten hos luftpartiklar från Bamako bedömdes som högre än för övriga städer som ingick i studien pga. att partiklarna i större utsträckning härrör från källor med ofullständig förbränning, främst tvåtaktsfordon och lokal eldning av ved, men möjligen också eftersom halten WSOC och ljusabsorberande och fotokemiskt aktiva kolpartiklar är högre i Bamakos luft än i övriga städer som ingick i studien. Data för humantoxicitet för $\text{PM}_{2.5}$, PM_{10} och PM_{10} -associerade metaller/metalloider i Bamako och övriga Mali saknas i litteraturen.



Figur 10. Toxikologiska effekter på humana celler av olika partikelfraktionerna från tre städer, bedömt utifrån fem olika biomarkörer som markerar olika skador på cellens mRNA-uttryck. Värdena är relativa till varandra; högst påverkan ges värdet 1,0 (övriga relateras till detta värde). BK1 = luftburna partiklar från en mätning i Bamako där sandpartiklar och förbränningspartiklar förekom. BK2 = luftburna partiklar från en mätning i Bamako där enbart förbränningspartiklar förekom. DK = Dakar [Val *et al.* 2013].

3.3 Epidemiologiska studier

Zhang *et al.* [2016] har sammanställt samtliga epidemiologiska studier fram till 2016 som gäller hälsoeffekter av ökendamm globalt. Författarna fann ingen studie som redovisade mortalitet/morbiditet av ökendamm för boende i Mali. Däremot finns flertalet epidemiologiska studier med data på mortalitet/morbiditet av ökendamm från Asien och Sahara för europeisk, nordamerikansk och asiatisk befolkning. Det är inte relevant att jämföra utfallen från dessa studier med förväntade utfall från lokala förhållanden i Mali. Anledningarna är dels att transporten av ökendamm över kontinenter förändrar dess sammansättning, framför allt biologiskt (mikroorganismers överlevnad) och fysikaliskt (storlekssammansättning), dels för att lokala klimatförhållanden, såsom luftfuktighet och temperatur, inverkar på exponeringen för partiklar och därmed sjuklighet/dödlighet orsakad av exponeringen i det aktuella området.

4 Diskussion och slutsatser

Eftersom effekterna av luftföroreningar på sjuktal oftast enbart går att se på populationsnivå, är det svårt att kliniskt uppskatta förhållandet. Bara i undantagsfall kan man konstatera att en sjukdom verkligen har orsakats av ämnen i luften, som vid akut rökförgiftning eller långvarigt arbete med asbest eller något annat välkänt farligt material. Långt vanligare är att skadorna kommer senare i livet i form av hjärt-kärlsjukdomar, nedsatt lungfunktion, astmabesvär, allergiska reaktioner eller att de som utsatts får barn med reducerad födelsevikt. Uppgifter om antalet dödsfall som vållas av PM baseras därför på statistiska beräkningar. Utifrån dessa beräkningar finns inga tecken på en säker nivå för exponering eller ett tröskelvärde under vilket inga negativa hälsoeffekter uppstår [WHO 2013].

Mali rankas enligt internationella jämförelser lågt avseende luftkvalitet, främst pga. höga halter fina partiklar (PM_{2.5}) och undermålig inomhusluft. De få studier som finns som gäller luftföroreningar i Mali uppvisar dock stora variationer pga. olika skillnader, såväl geografiska (plats, höjd, väderleksförhållanden), tidsmässiga (tid på dygnet, månad) och tekniska (antal mätningar som värdena grundar sig på, mättid, mätutrustning). Med dessa studier som bakgrund görs ändå nedan en enkel hälsoriskbedömning med förslag på miljöövervakning för camp Midgård och Nobel.

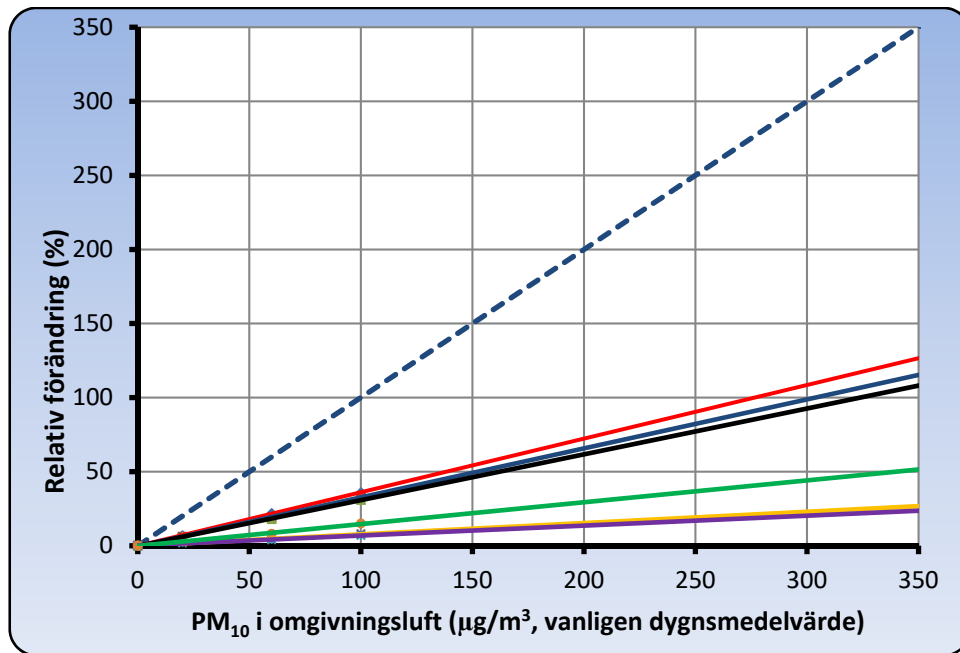
4.1 Enkel hälsoriskbedömning - korttidseffekter

WHO:s bedömning av sambandet mellan exponering för partiklar i omgivningsluften och olika korttidseffekter på hälsa illustreras i figur 11. Här framgår hur sjuklighet, inläggning på sjukhus och dödlighet tydligt ökar i takt med partikelnivåerna (dygnsmedelvärden), baserat på en relativ risk om 0 % då PM är 0 µg/m³. Förändringar i koncentrationer av PM₁₀ har störst procentuell effekt på symtom från luftvägarna (hosta, symtom nedre luftvägarna och astmamedicinering). Ökning av dödstal pga. PM_{2.5} är i huvudsak relaterade till kardiovaskulära sjukdomar.

Baserat på WHO:s sammanfattning (figur 11) och de mätdata som finns tillgängliga för Bamako kan vi få en generell uppskattning av den riskökning för korttidseffekter (dagar till några veckor) på hälsa som det medför att flytta från exempelvis Norrlands inland (medelhalt av PM₁₀ ca 5-7 µg/m³) till Bamako (medelhalter ca 100-300 µg/m³).

Den relativa risken att:

- få hosta eller symtom från nedre luftvägarna ökar med 40-110 %
- du som astmatiker måste öka din astmamedicinering ökar med 30-90 %
- läggas in på sjukhus till följd av luftvägssjukdom ökar med 10-20 %
- dö till följd av exponering för PM₁₀ ökar med 10-20 % (och med 15-40 % för PM_{2.5})

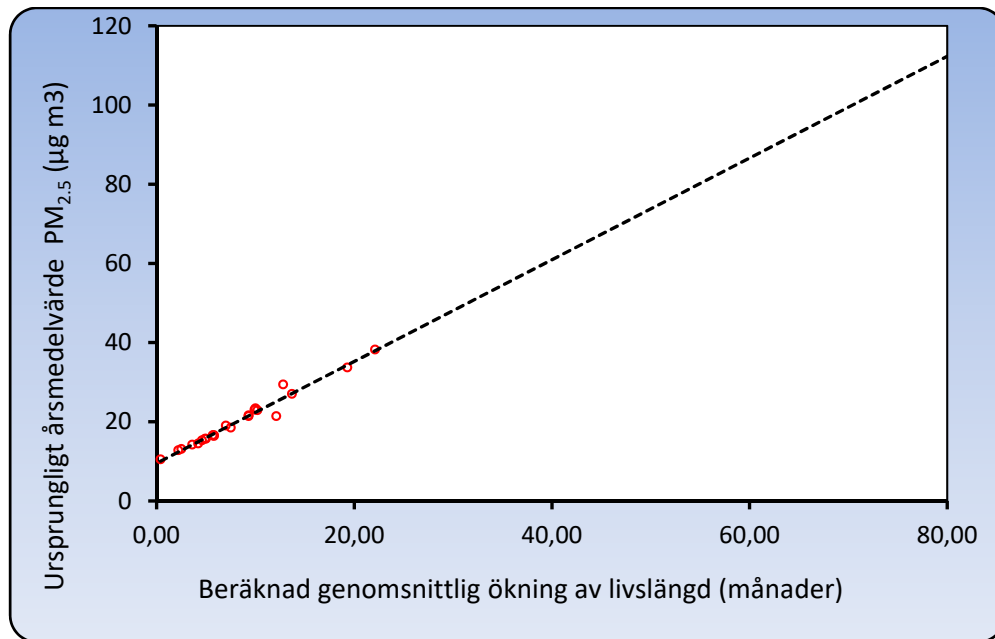


Figur 11 visar WHO:s bedömning av sambandet mellan kortvarig exponering (dagar till några veckor) för PM_{10} i omgivningsluften och effekter på hälsa bland allmänbefolkningen. Röd linje: hosta, Blå linje: symtom från nedre luftvägar, Svart linje: användning av bronkvidgande astmamedicin, Grön linje: dödlighet (av $PM_{2.5}$), Gul linje: sjukhusinläggningar för luftvägssjukdom, Lila linje: dödlighet (av PM_{10}). Extrapolering har gjorts från halten 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Blå streckad linje: kardiovaskulär mortalitet utifrån långvarig exponering för $PM_{2.5}$ (månader till år) beräknad på en riskökning på 10 % per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Data från WHO [2013].

4.2 Enkel hälsoriskbedömning - långtidseffekter

Långvarig exponering för $PM_{2.5}$ (månader till år) är enligt WHO kopplat till en riskökning för kardiovaskulär mortalitet på 6-13 % per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [WHO 2013]. De få mätdata som finns för $PM_{2.5}$ i Bamako antyder att årsmedelvärden på minst 50 och troligen upp mot 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ är rimliga. Att flytta från Norrlands inland till Bamako medför alltså på sikt en i gynnsamma fall riskökning på cirka 30 % för död i hjärt-kärlsjukdom (räknat på medelhalt runt 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och ökning av mortalitet på 6 % per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) och i ogynnsamma fall en riskökning på ca 100 % för död i hjärt-kärlsjukdom (medelhalt runt 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och ökning av mortalitet på 13 % per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Kardiovaskulär mortalitet utifrån långvarig exponering för $PM_{2.5}$, beräknad på en riskökning på 10 % per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, är angiven som streckad linje i figur 11.

I figur 12 illustreras resultatet från Aphekom-studien vad gäller förväntad ökning av livslängd i städer vid en minskning av genomsnittlig årlig nivå av $PM_{2.5}$ från aktuell nivå (2008-2011) till 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Även om resultaten från studier i europeiska städer inte är helt tillämpliga på städer i västra Afrika ger skattningen ändå en antydning om hälsovinsten av minskade nivåer av $PM_{2.5}$. I studien uppmättes medelvärden upp till 38,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Bukarest). I figur 12 har därför en extrapolering gjorts för att få en uppskattning av förväntad ökning av livslängd som utgår från de nivåer av $PM_{2.5}$ som förekommer i Bamako. En genomsnittlig sänkning av årsmedelvärdet till 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ kan då teoretisk medföra en genomsnittlig ökning av livslängden på mellan 30 till närmare 60 månader, dvs. 2,5 till 5 år, förutsatt att man lever i denna miljö under sin livstid.



Figur 12. Beräknad genomsnittlig ökning av livslängd (månader) för personer 30 år och äldre i 25 Apekom-städer vid en minskning av genomsnittlig årlig nivå av $PM_{2.5}$ till $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cirklar representerar experimentella värden. Extrapolering är gjord för värden över $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$, baserad på data presenterade i Summary report of the Apekom project 2008-2011.

Det ska förtydligas att data i figur 12 bygger på epidemiologiska studier och statistiska beräkningar från industrialiserade länder, i vilka sammansättningen av partiklar skiljer sig från partiklar i luft från Bamako. På populationsnivå finns det för närvarande inte tillräckliga bevis för att vetenskapligt kunna skilja på hälsoeffekter av partiklar med olika kemiska sammansättningar [Stanek *et al.* 2011], men toxiciteten för förbränningsrelaterade partiklar bedöms generellt högre än för partiklar från andra källor [WHO 2007]. Så kallat Black Carbon (sot), som är en stor del av $PM_{2.5}$ och som uppstår vid all ofullständig förbränning, anses idag utgöra en betydande orsak till partiklars hälsoeffekter.

När det gäller den kemiska sammansättningen av luftburna partiklar från Bamako är det alltså sannolikt att de högre halterna av oförbrända kolväten, WSOC och ljusabsorberande och fotokemiskt aktiva kolpartiklar, jämfört med partiklar från typiska europeiska storstäder, medför ökad toxicitet och hälsopåverkan på människa. Fotokemiskt aktiva föroreningar är dessutom ett större problem på platser där solintensiteten är så hög som i Mali, eftersom solstrålningen medför en hög redoxaktivitet för de fotokemiskt aktiva partiklarna, vilket i sin tur är en av orsakerna till partiklars förmåga att orsaka oxidativ stress och, i förlängningen, inflammation. Den uppskattning av mortalitet och morbiditet som följd av luftföroreningar som gjorts ovan är därför möjligen underskattad.

4.3 Förslag på miljöövervakning

Kunskapsläget fram till idag visar att partiklars hälsopåverkande egenskaper, förutom storleken, styrs av både fysikaliska och kemiska egenskaper, såsom löslighet och partikelytans sammansättning, framför allt av polycykliska aromatiska kolväten, s.k. PAH, men även av mer vattenlösliga organiska kolföreningar [IMM]. Det är därför viktigt att en hälsoriskbedömning av luftföroreningar i en insatsmiljö inbegriper data som beskriver såväl luftburna partiklarnas storlek, koncentrationer som sammansättning.

Uppmätta halter av PM i Mali tyder på stora variationer. Variationerna beror på många faktorer, såväl geografiska (plats, höjd, väderleksförhållanden), tidsmässiga (tid på dygnet, månad) och tekniska (antal mätningar som värdena grundar sig på, mättid, mätutrustning). Hur dygns- och årsvariationer av PM ser ut på Camp Nobel och Camp Midgård kan inte bedömas från hittills publicerade data. För Timbuktu saknas data helt. Den slutsats man

ändå kan dra är att lägstanivåerna för i synnerhet Bamako tycks vara höga i förhållande till nivåer för akuta effekter (liksom kroniska).

Även om det för närvarande finns andningsskydd på Camp Midgård och Nobel, exempelvis 3M 9332 samt det andningsskydd som är en del av Ebola-skyddsutrustningen (3M Aura 1873V+), är personlig skyddsutrustning inte alltid lämplig eller möjlig att bära. För att andningsskyddet ska fungera optimalt krävs ett slätrakat ansikte. Båda skydden har även andra praktiska begränsningar, 3M Aura 1873V+ förlorar passformen när den blir fuktig av svett och täcker dåligt under hakan, medan 3M 9332, som delvis består av formgjuten plast, upplevs vara i vägen för hjälm och skyddsglasögon. När andningsskyddet inte används ska det förvaras i en skyddande förpackning, så att innersidan inte exponeras för damm/sand/smuts. Ett andningsskydd som upplevs tungt att andas igenom kan vara igensatt, och ska då bytas. Alla dessa faktorer gör att användningsfrekvensen av andningsskydd riskerar att vara låg. Sjalar ger ett visst skydd mot större sandpartiklar, men under sandstormar ger en sjal inte tillräckligt skydd för luftvägarna. En sjal kan heller inte filtrera bort avgaspartiklar i inandningsluften. Av dessa anledningar är en övervakning av luftföroreningar en viktig komponent av det förebyggande hälsoarbetet.

4.3.1 Miljöhygieniska mätningar

Möjligheterna att övervaka dygns- och årsvariationer av PM₁₀ och PM_{2.5} på Camp Nobel och Camp Midgård kommer att kunna ge information om den genomsnittliga exponeringen för de boende på camperna, och därmed incitament för eventuella riskreducerande åtgärder för Försvarmaktens personal.

För att få tillräcklig information bör partikelräknare som mäter aerosoler i intervallet från nano-storlek upp till minst 15 µm (aerodynamisk diameter) placeras ut på ett antal strategiska platser på campen, som motsvarar platser där personalen huvudsakligen vistas. Partikelmätarna bör kunna dela upp insamlade partiklar i storlekkategorier, så att till exempel andelen partiklar i intervallet 2,5-10 µm kan bedömas. De bör kunna mäta autonomt, där mätdata loggas till ett internt minne för att i ett senare skede överförs till en PC för utvärdering, och samkörning mot klimatdata (vind, luftfuktighet, nederbörd och temperatur). Genom att få mätdata för ett antal representativa dagar är det möjligt att prediktera variationer över tid (årsvariationer) och därmed beräkna årsmedelvärden för olika partikelfraktioner. Resultatet utvärderas sedan mot befintliga rikt- och gränsvärden för PM₁₀ och PM_{2.5} (WHO, EU och MEGs).

4.3.2 Arbetshygieniska mätningar

Möjligheterna att övervaka enskilda arbetsmoment eller aktiviteter genom personburen mätning kommer att kunna ge information om exponeringen för den person eller den grupp som genomför dessa aktiviteter, oavsett om de sker på camp eller ute på patrull, och därmed ge incitament för eventuella riskreducerande åtgärder för en aktivitet i sig, och/eller för en persons/grupps arbetssätt.

Personburna mätningar kan antingen göras med:

- a) små mobila partikelräknare enligt ovan,
- b) aktiv (pumpad) provtagning på filter,
- c) passiv provtagning med validerad passiv provtagare för partiklar.

Beroende på med vilken metod mätningen utförs kan resultatet utvärderas mot befintliga NGV (förslagsvis för oorganiskt damm) enligt AFS 2018:1 Hygieniska gränsvärden alternativt 24 timmar rikt- och gränsvärden för PM₁₀ och PM_{2.5} (WHO, EU och MEGs).

I de fall stationär provtagning kan ge en god exponeringsbild för enskild individ kan det möjligen ersätta personburen provtagning. [Wingfors *et al.* 2009].

5 Referenser

AFS 2018:1. Hygieniska gränsvärden, Arbetsmiljöverket.

Agier L, Deroubaix A, Martiny N, Yaka P, Djibo A, Broutin H. 2012. Seasonality of meningitis in Africa and climate forcing: aerosols stand out. *J R Soc Interface* 10:20120814.

Aphekom. 2011. www.aphekom.org.

Arnoldsson K, Magnusson R, Waleij A, Wingfors H. 2016. Pilotstudie av passiv provtagare utförd i Bamako, Mali. FOI Memo 5666.

Brauer M, Amann M, Burnett R T, Cohen A, Dentener F, Ezzati M, Henderson S B, Krzyzanowski M, Martin R V, Van Dingenen R, van Donkelaar A, Thurston G D. 2012. Exposure Assessment for Estimation of the Global Burden of Disease Attributable to Outdoor Air Pollution. *Environ Sci Technol*. 46(2): 652–660.

Csavina J, Field J, Taylor M P, Gao S, Landázuri A, Betterton E A, Sáez AE. 2012. A Review on the Importance of Metals, Metalloids in Atmospheric Dust and Aerosol from Mining Operations. *Sci Total Environ*. Sep 1;433:58-73.

De Loungeville F, Hountondji YC, Henry S, Ozer P. 2010. What do we know about effects of desert dust on air quality and human health in West Africa compared to other regions? *Science of the Total Environment* 409, 1–8.

Dockery DW1, Pope CA 3rd, Xu X, Spengler JD, Ware JH, Fay ME, Ferris BG Jr, Speizer FE. 1993. An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *N Engl J Med* 1993;329:1753-9.

Doumbia E H T, Liousse C, Galy-Lacaux C, Ndiaye S A, Diop B, Ouafu M, Assamoi E M, Gardrat E, Castera P, Rosset R, Akpo A . 2012. Real time black carbon measurements in West and Central Africa urban sites. *Atmospheric Environment* 54 (2012) 529-537-

Ekstrand-Hammarström B, Magnusson R, Osterlund C, Andersson BM, Bucht A, Wingfors H. 2013. Oxidative stress and cytokine expression in respiratory epithelial cells exposed to well-characterized aerosols from Kabul, Afghanistan. *Toxicology in Vitro* 27 (2013) 825–833.

Elfsmark L, Bergström U, Wingfors H. 2014. Arbetsmiljö vid insatser: samband mellan partikelexponering och hälsoeffekter - en kunskapsöversikt. FOI-R--4016--SE.

Engelbrecht J, McDonald E, Gillies J, Jayanty R, Casuccio G, Gertler, A. 2009a. Characterizing Mineral Dusts and Other Aerosols from the Middle East—Part 1: Ambient Sampling. *Inhalation Toxicology*, 21, 297-326.

Engelbrecht J, McDonald E, Gillies, J, Jayanty R, Casuccio G, Gertler A. 2009b. Characterizing Mineral Dusts and Other Aerosols from the Middle East—Part 2: Grab Samples and Re-Suspensions. *Inhalation Toxicology*, 21:4,327 — 336.

Engelstaedter S, Tegen I, Washington R. 2006. North African dust emissions and transport. *Earth Sci Rev*. 2006;79:73–100.

Falvo MJ, Osinubi OY, Sotolongo AM, Helmer DA. 2015. Airborne Hazards Exposure and Respiratory Health of Iraq and Afghanistan Veterans. *Epidemiologic Reviews* 37 116-130.

Garrison V H, Konde L, Wolf R E, Otto R D, Tsuneoka Y. 2014a. Inhalable desert dust, urban emissions, and potentially biotoxic metals in urban Saharan–Sahelian air. *Science of the Total Environment* 500–501 pp. 383–394.

Garrison V H, Majewski M S, Foreman W T, Genualdi S A, Mohammed A, Massey Simonich S L. 2014b. Persistent organic contaminants in Saharan dust air masses in West Africa, Cape Verde and the eastern Caribbean. *Science of the Total Environment* 468–469, pp. 530–543.

Gauderman WJ, Vora H, McConnell R, Berhane K, Gilliland F, Thomas D, Lurmann F, Avol E, Kunzli N, Jerrett M, Peters J. 2007. Effect of exposure to traffic on lung development from 10 to 18 years of age: a cohort study. *Lancet* Feb 17;369(9561):571-7.

Gilles J A, Nickling W G, Metainsh G H. 1996. Dust concentrations and particle size characteristics of an intense dust haze event: Inland delta region Mali, West Africa. *Atmospheric Environment* Vol. 30, No. 7, pp. 1081–1090.

Goudie. 2014. Desert dust and human health disorders. *Environment International* 63(2014) 101–113.

IMM (Institutet för miljömedicin),
http://ki.se/imm/partiklar?_ga=2.25939134.2009894514.1511258712-2137258524.1507807143

IPCC. 2007. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt K B, Tignor M, Miller H L (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Khaniabadi Y O, Daryanoosh S A, Amrane A, Polosa R, Hopke P H, Goudarzi G, Mohammadi M J, Sicard P, Armin H. 2017. Impact of Middle Eastern dust storms on human health. *Atmospheric Pollution Research* 8, 606–613.

Langrish J P, Unosson J, Bosson J, Barath S, Muala A, Blackwell S, Söderberg S, Pourazar J, Megson I L, Treweek A, Sandström T, Newby D E, Blomberg A, Mills N L. 2013. Altered Nitric Oxide Bioavailability Contributes to Diesel Exhaust Inhalation-Induced Cardiovascular Dysfunction in Man. *Journal of the American Heart Association*, 2013;2:e004309 doi: 10.1161/JAHA.112.004309.

Lelieveld J, Evans J S, Fnais M, Giannadaki D, Pozzer A. 2015. The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. *Nature* 525, 367–371.

Liousse C, Assamoi E, Criqui P, Granier C, Rosset R. 2014. Explosive growth in African combustion emissions from 2005 to 2030. *Environ. Res. Lett.* 9:3, 10 pp.

Liousse C, Galy-Laxaux C. 2010. Pollution urbaine en Afrique de l'Ouest, La Météorologie - n° 71 - Novembre.

Liousse C, Guillaume B, Grégoire J M, Mallet M, Galy C, Pont V, Akpo A, Bedou M, Castéra P, Dungall L, Gardrat E, Granier C, Konaré A, Malavelle F, Mariscal A, Mieville A, Rosset R, Serça D, Solmon F, Tummon F, Assamoi E, Yoboué V, Van Velthoven P. 2010. Updated African biomass burning emission inventories in the framework of the AMMA-IDAF program, with an evaluation of combustion aerosols. *Atmos. Chem. Phys.*, 10, 9631–9646.

Magnusson R, Hägglund L, Wingfors H. 2012. Broad Exposure Screening of Air Pollutants in the Occupational Environment of Swedish Soldiers Deployed in Afghanistan. *Military Medicine* 177:3, 318–325.

Martcorena B, Chatenet B, Rajot J L, Traoré S, Coulibaly M, Diallo A, Koné I, Maman A, NDiaye T, Zakou A. 2010. Temporal variability of mineral dust concentrations over West Africa: analyses of a pluriannual monitoring from the AMMA Sahelian Dust Transect. *Atmos. Chem. Phys.*, 10, 8899–8915.

Middleton N, Yiallourous P, Kleanthous S, Kolokotroni O, Schwartz J, Dockery D W, Demokritou P, Koutrakis P. 2008. A 10-year time-series analysis of respiratory and cardiovascular morbidity in Nicosia, Cyprus: The effect of short-term changes in air pollution and dust storms. *Environ Health*. 2008;7:39.

Ministerie van Defensie. 2015. Rapportage 0-meting Mali Analyse lucht- en bodemonsters Versie 1.0, 6 juni 2014. On file with authors.

Perez L, Tobias A, Querol X, Künzli N, Pey J, Alastuey A, Viana M, Valero N, González-Cabré M and Sunyer J. 2008. Coarse Particles from Saharan Dust, Daily Mortality. *Epidemiology* 19, 6.

Saers J, Ekerljung L, Forsberg B, Janson C. 2017. Prevalence of respiratory symptoms in association with time spent in a desert environment. *Eur. Clin. Respiratory Journal*, Vol 4.

Sharkey J M, Abraham J H, Clark L L, Rohrbeck P, Ludwig S L, Hu Z, Baird C P. 2016. Postdeployment Respiratory Health Care Encounters Following Deployment to Kabul, Afghanistan: A Retrospective Cohort Study *Military Medicine*, 181, 3:265.

Stanek LW Sacks J D, Dutton S J, Dubois J-J B. 2011. Attributing health effects to apportioned components, sources of particulate matter: an evaluation of collective results. *Atmospheric Environment*, 45(32):5655–5663.

SwAF MedIntel Report Mali. 2018. On file with authors.

Taube F. 2013. Manganese in Occupational Arc Welding Fumes— Aspects on Physiochemical Properties, with Focus on Solubility. *Ann. Occup. Hyg.*, Vol. 57, No. 1, pp. 6–25.

Teichmann R. 2012. Exposures of Concern to Veterans Returning from Afghanistan and Iraq. *Journal of Occupational and Environmental Medicine*. 54:677-681.

UNEP. 2015. Air Quality Policies <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/17048/Mali.pdf?sequence=1&isAllowed=y>.

USEPA. 1982. Second Addendum to air quality criteria for particulate matter and sulfur oxides (1982): Assessment of newly available health effects information. Research Triangle Park, N.C.

Val S, Lioussé C, Doumbia E H T, Galy-Lacaux C, Cachier H, Marchand N, Badel A, Gardrat E, Sylvestre A, Baeza-Squiban A. 2013. Physico-chemical characterization of African urban aerosols (Bamako in Mali and Dakar in Senegal) and their toxic effects in human bronchial epithelial cells: description of a worrying situation. *Particle and Fibre Toxicology* 2013, 10:10. <http://www.particleandfibretoxicology.com/content/10/1/10>.

van Donkelaar A, Martin RV, Brauer M, Kahn R, Levy R, Verduzco C, Villeneuve PJ. 2010. Global Estimates of Ambient Fine Particulate Matter Concentrations from Satellite-Based Aerosol Optical Depth: Development, Application. *Environ Health Perspect* 118; 6, 847-855.

van Donkelaar, A. Martin RV, Brauer M, Boys BL. 2015. Use of Satellite Observations for Long-Term Exposure Assessment of Global Concentrations of Fine Particulate Matter *Environ Health Perspect*. 123(2):135-143.

Voiland A. 2010. Aerosols: Tiny Particles, Big Impact November 2, 2010 <https://earthobservatory.nasa.gov/Features/Aerosols/>

von Schoenberg P, Boson J, Grahn H, Nylén T, Ramebäck H, Thaning L. 2014. Atmospheric Dispersion of Radioactive Material from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *Air Pollution Modeling, its Application XXII*. 345-349.

Waleij A. Reserapport efter resa till Mali/MINUSMA 14-18 november 2015. FOI-D--0668--SE.

WHO Regional Office for Europe. 2013. Health effects of particulate matter Policy implications for countries in Eastern Europe, Caucasus and central Asia.

WHO. 2007. Health relevance of particulate matter from various sources. Report of a WHO Workshop. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, www.euro.who.int/document/E90672.pdf

WHO. 2013. Health effects of particulate matter -Policy implications for countries in Eastern Europe, Caucasus and central Asia.

WHO. 2017. Mortality and burden of disease from ambient air pollution, http://www.who.int/gho/phe/outdoor_air_pollution/burden/en/

Wikström P, Liljedahl B, Simonsson L, Waleij A. 2015. Improving medical intelligence with environmental data and digital tools. Proceedings from HFM-254 Symposium on “Health surveillance and informatics in missions: Multidisciplinary approaches and perspectives”, Paris, 12-14 October, 2015. NATO, STO-MP-HFM-254254, 2015, p.1-13

Wingfors H, Hägglund L, Magnusson R, Höjer K. 2009. Development of air sampling strategies for monitoring common air pollutants in a mission area at Camp Victoria in Kosovo—Stationary vs. personal monitoring. *Journal of Occupational, Environmental Hygiene* 6: 332-340.

Yale University. 2016. Environmental Performance Index. Global Metrix for the Environment.

Zhang X, Zhao L, Tong D, Wu G, Dan M, Teng B. 2016. A Systematic Review of Global Desert Dust, Associated Human Health Effects. *Atmosphere* 7, 158.

Bilaga 1 - AQI

Vad är AQI?

AQI är ett index för rapportering av daglig luftkvalitet och vilka hälsoeffekter som kan uppstå inom några timmar eller dagar efter exponering. Inom EPA beräknas AQI för fem stora luftföroreningar: marknära ozon, luftburna partiklar (PM_{2.5}), kolmonoxid, svaveldioxid och kvävedioxid. För var och en av dessa föroreningar har av EPA fastställts nationella luftkvalitetsnormer för att skydda folkhälsan. Marknära ozon och luftburna partiklar är de två föroreningar som utgör det största hotet mot folkhälsan globalt.

Hur fungerar AQI?

AQI kan ses som en måttstock som går från 0 till 500. Ju högre AQI-värde, desto större är graden av luftföroreningar och risken för ohälsa. AQI 50 = god luftkvalitet med liten potential att påverka folkhälsan, AQI över 300 är skadligt för alla individer. AQI 100 motsvarar USA:s nationella luftkvalitetsmål för det förorenande ämnet, vilket är den nivå som av EPA har fastställts för att skydda folkhälsan. AQI-värden under 100 betraktas allmänt som tillfredsställande. AQI över 100, innebär ohälsosam luft - först för vissa känsliga grupper av människor, sedan för alla individer.

Värt att notera är att någon absolut definition av måttet inte finns, utan det är en individuell sammanvägning av olika mätresultat, som beror på *vilka* ämnen man mätt och hur många olika, vilken vikt man åsatt det enskilda mätvärdet, vilka mätmetoder man använt, mätstationernas placering, antalet mätstationer o.s.v. Praxis och gränsdragning mellan grad av farlighet varierar i olika länder.

Tabell 1.1. Air Quality Index (AQI)

Air Quality Index (AQI)-värden när AQI är inom området ...	Luftföroreningsnivå ... bedöms utomhusluften vara
0-50	Utmärkt
51-100	Godkänd
101-150	Lätt förorenad (ohälsosam för känsliga individer)
151-200	Förorenad (ohälsosam för känsliga individer)
201-300	Mycket förorenad (ohälsosam även för friska individer)
300-500	Svårt förorenad (även icke känsliga individer bör undvika aktiviteter utomhus)

EPA Office for air quality planning and standards: www.airnow.gov

AQICN & World Air Quality Info: www.aqicn.org/map

Bilaga 2 - MEGs

Vad är MEGs?

Military Exposure Guidelines, MEGs, är hygieniska gränsvärden anpassade för militära insatser och dess personal. MEGs har tagits fram av US Army Public Health Center (f.d. U.S. Army Center for Health Promotion and Preventive Medicine, USACHPPM). Syftet med MEGs är att komplettera fredstida modeller för hälsoriskbedömningar och hygieniska gränsvärden, då dessa är anpassade för en civilbefolkning i fredstid, inklusive särskilt känsliga personer, och livstidsexponering inom civilt yrkesliv. Således är de inte applicerbara för en militär population, som spenderar sin profession såväl i hemlandet som temporärt men återkommande, i konflikt- och insatsområden. Denna population är samtidigt generellt mer homogen och förmodat friskare än den genomsnittliga personen men riskerar samtidigt att exponeras för mer extrema situationer, inklusive möjligheten för kemisk exponering.

Hur fungerar MEGs?

Inom den amerikanska armén används MEGs för att göra tillämpade och situationsberoende hälsoriskbedömningar för militär personal i insatser. MEGs finns framtagna för ca 13 000 kemiska ämnen/kemiska exponeringsrisker via luft, vatten, jord och via hudkontakt för olika tidsintervall, från 10 minuter, 24 timmar, två veckor och upp till ett år. För PM₁₀ och PM_{2.5} finns korttids-MEGs (24 timmar) och långtids-MEGs (ettår, endast PM_{2.5}).

Det bör noteras att MEGs för närvarande (2017-2018) är under metodmässig uppdatering.

Tabell 2.1. Short-Term (24-hour) Particulate Matter Air-MEGs*

Hazard Severity	PM _{2.5} µg/m ³	PM ₁₀ µg/m ³	Description of Military Health and Operational Effects
Critical	500	600	Above these levels, most if not all personnel are expected to experience very notable eye, nose, and throat irritation and respiratory effects. Visual acuity is impaired, as is overall aerobic capacity. Significant aerobic activity will increase risk. Some personnel will not be able to perform assigned duties. Lost duty days are expected at this concentration and potentially more as concentrations increase. Those with a history of asthma or cardiovascular disease will experience more severe symptoms.* Conditions may also result in adverse, non-health related materiel/logistical impacts (e.g. vehicles, equipment).
Marginal	250	420	Above these levels up to the Critical level, many personnel are expected to experience notable eye, nose, and throat irritation and some respiratory effects. Some lost duty days are expected. Significant aerobic activity will increase risk. Those with a history of asthma or cardiovascular disease are expected to experience increased symptoms.**
Negligible	65	250	Above these levels up to the Marginal level, a few personnel may experience notable mild eye, nose, or throat irritation; most personnel will experience only mild effects. Pre-existing health conditions (e.g., asthma, or cardiovascular diseases) may be exacerbated.*

* MEG values are low-confidence effects range estimates considered protective bounds of the hazard severity concentration ranges

** A diagnosis of some pulmonary or cardiovascular disease may prevent deployment but individuals may have mild or undiagnosed conditions. A small percentage of deployed personnel fall into this sensitive group.

Tabell 2.2. Long-Term (1-year) Particulate Matter Air-MEGs*

Hazard severity	PM_{2.5} µg/m³	PM₁₀ µg/m³	Description of Military Health and Operational Effects
Marginal	65	**Not defined	With repeated exposures above this level it is increasingly plausible that some personnel may be at increased risk for developing chronic health conditions such as reduced lung function or exacerbated chronic bronchitis, chronic obstructive pulmonary disease (COPD), asthma, atherosclerosis, or other cardiopulmonary diseases. Those with a history of asthma or cardiopulmonary disease are considered to be at more notable risk.
Negligible	15	**Not defined	With repeated exposures above this level up to the Marginal level, it is considered possible that a small percentage of susceptible personnel <i>may</i> be at increased risk for developing chronic conditions such as reduced lung function or exacerbated chronic bronchitis, COPD, asthma, atherosclerosis, or other cardiopulmonary diseases. Those with a history of asthma or cardiopulmonary disease are considered to be at more notable risk. Exposures below this level are not expected to result in chronic health conditions in generally healthy troops.

* MEG values are low-confidence effects range estimates considered protective bounds of the hazard severity concentration ranges

** No long term health effects can be estimated from data – the EPA has retracted its long-term standard (NAAQS) for PM₁₀

USAPHC, TG230 Environmental Health risk Assessment and Chemical Exposure Guidelines for deployed Military personnel (June 2013 revision).

Hauschild Veronique D. (2000) Chemical Exposure Guidelines for Deployed Military Personnel, Drug and Chemical Toxicology, 23:1, 139-153.

FOI är en huvudsakligen uppdragsfinansierad myndighet under Försvarsdepartementet. Kärnverksamheten är forskning, metod- och teknikutveckling till nytta för försvar och säkerhet. Organisationen har cirka 1000 anställda varav ungefär 800 är forskare. Detta gör organisationen till Sveriges största forskningsinstitut. FOI ger kunderna tillgång till ledande expertis inom ett stort antal tillämpningsområden såsom säkerhetspolitiska studier och analyser inom försvar och säkerhet, bedömning av olika typer av hot, system för ledning och hantering av kriser, skydd mot och hantering av farliga ämnen, IT-säkerhet och nya sensorers möjligheter.



FOI
Totalförsvarets forskningsinstitut
164 90 Stockholm

Tel: 08-55 50 30 00
Fax: 08-55 50 31 00

www.foi.se