

Hälsoriskbedömningsmetodik för miljöer med aerosolbelastning – ett insatsperspektiv

LARS HÄGGLUND, ROGER MAGNUSSON, LINDA ELFSMARK,
PER-ÅKE GRADMARK, KRISTINA ARNOLDSSON, CHRISTIAN LEJON,
ÅSA GUSTAFSSON, HÅKAN WINGFORS



**Lars Hägglund, Roger Magnusson, Linda
Elfsmark, Per-Åke Gradmark, Kristina
Arnoldsson, Christian Lejon, Åsa Gustafsson,
Håkan Wingfors**

**Hälsoriskbedömningsmetodik för
miljöer med aerosolbelastning – ett
insatsperspektiv**

Titel	Hälsoriskbedömningsmetodik för miljöer med aerosolbelastning – ett insatsperspektiv
Title	Chemical risk assessment methodologies in environment with aerosol exposure
Rapportnr/Report no	FOI-R--4898--SE
Månad/Month	Maj
Utgivningsår/Year	2020
Antal sidor/Pages	34
ISSN	1650-1942
Kund/Customer	Försvarsdepartementet
Forskningsområde	CBRN-frågor
FoT-område	Inget FoT-område
Projektnr/Project no	A404419
Godkänd av/Approved by	Åsa Scott
Ansvarig avdelning	CBRN-skydd och säkerhet

Bild/Cover: Lars Hägglund

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

I projektet *Kemiska Hälsorisker vid Insatser* utvecklas kemisk riskbedömningsmetodik för soldater, brandmän, poliser och övrig insatspersonal i syfte att öka deras kunskap och förmåga till riskbedömningar i skarpa lägen och som stöd vid utvecklandet av övningar. I den här slutrapporten redovisas projektresultat från den senaste treårsperioden med syfte att tillsammans med tidigare framtagna resultat sprida kunskap om hälsoskadliga insatsrelevanta aerosoler och metoder för att mäta och karaktärisera aerosol exponering ur kemiskt, toxikologiskt och aerosolfysikaliskt perspektiv. Vidare ges vägledning om hur projektets framkomna resultat kan bidra till förbättrad riskbedömningsmetodik. En tydlig problemformulering och ett faroidentifieringssteg baserat på breda karaktäriseringsmetoder är grunden vid utvärdering av komplexa aerosoler. De ofta unika insatsscenarierna ställer stora krav på val av provtagningsstrategi och små fjärrstyrda provtagare som utvecklats inom projektet har visat stor potential. För att undersöka hälsoeffekter av komplexa aerosoler där gränsvärden ofta saknas har vi inom projektet studerat dos-responssamband och toxiska effekter med hjälp av *in vitro*-system baserade på humana celler. Med ett bra underlag från faroidentifiering, exponeringsbedömning och dos-responsanalys kan osäkerhetsfaktorer och risker värderas med syfte att identifiera säkra nivåer vid en potentiell exponeringssituation. Ur ett insatsperspektiv kan detta styra vilka skyddsavstånd som bör tillämpas, valet av personlig skyddsnivå, identifiering av säkra aktionstider och exponeringsreducerande åtgärder.

Nyckelord: Hälsoriskbedömning, aerosol, partikelstorleksfördelning, GC/MS, UAV, *in vitro*

Summary

The project *Chemical Health Risks in Military Operations* develops chemical risk assessment methodologies for emergency personnel including soldiers, firefighters, police, and coast guards with the aim to increase their knowledge and ability to assess risks in emergency situations and to support and improve their exercises. Results regarding hazardous aerosols and methods to assess aerosol exposure from a chemical, toxicological and physical perspective are presented. In addition, guidance is given on how the results can contribute to improved risk assessment methodology. A distinct problem formulation and a hazard identification based on generic characterization methods are the basis for evaluating complex aerosols. Unique scenarios place great demands on sampling strategy where small and remotely controlled samplers have shown great potential. To assess health effects of complex aerosols, for which guidance levels are often missing, dose-response relationships and toxic effects using *in vitro* systems based on human cells were studied. Well performed steps for hazard identification, exposure assessment and dose-response analysis, uncertainty factors and risks can be evaluated with the aim to identify safe levels in exposure situations. From a first responder perspective, this can result in more accurate identification of risk areas, safer action times in hot zones and better choice of personal protection level.

Keywords: Health risk assessment, aerosol, particle size distribution, GC/MS, UAV, *in vitro*

Innehåll

1	Inledning	7
2	Riskbedömningsprocessen	9
3	Faroidentifiering och karaktärisering av aerosoler	11
	3.1 Fysikalisk karaktärisering av aerosoler.....	11
	3.2 Kemisk karaktärisering av aerosoler	13
	3.2.1 Provtagning och kemisk karaktärisering av partiklar.....	14
	3.2.2 Provtagning och kemisk karaktärisering av gaser och semivolatila ämnen	17
4	Fjärrstyrd provtagning och övervakning	19
	4.1 Systembeskrivning	19
	4.2 Provtagningssystem	20
	4.3 Externa sensorer för övervakning av gas och partiklar.....	21
	4.4 Funktionstester i fält	22
5	Exponeringsbedömning	23
6	Dos-responssamband	25
	6.1 Kritiska målorgan vid en aerosolexponering.....	25
	6.2 Lungdeponering och uppskattning av relevanta doser	25
	6.3 Biologiska modellsystem för studier av toxiska effekter	26
	6.4 Bestämning av dos-responssamband	28
	6.5 Beräkning av gränsvärden	28
	6.6 Hälsoeffekter vid exponering för militära och civila röksystem	29
7	Diskussion	30
8	Referenser	32

1 Inledning

En del av de stora utmaningar som insatspersonal ställs inför är möjlig exponering för kemiska ämnen och aerosoler. En grundprincip inom totalförsvaret är att de myndigheter och organisationer som i dagsläget ansvarar för en beredskap i fredstid också gör detta i ett läge av förhöjd beredskap och krig. Detta innebär att civila insatsgrupper kommer att vara de som först hanterar CBRNE-händelser. På Totalförsvarets skyddscentrum (SkyddC) och Försvarsmedicincentrum utbildas särskilda insatsgrupper och förband med utökad förmåga att hantera CBRNE-händelser och andra masskadehändelser. Gemensamt för alla som möter en CBRNE-händelse, där kända eller okända kemiska agens ingår, är att insatspersonal har god tilltro till:

- 1) sina personliga skyddssystem,
- 2) inövade arbetssätt och goda operativa rutiner till skadebegränsande åtgärder,
- 3) möjlighet till effektiva och standardiserade rutiner vid triage, personsaneringsmöjligheter och
- 4) kunskap om akuta medicinska behandlingsmetoder.

Genomgående för allt arbete som insatspersonal ställs inför är väl genomförda riskbedömningar för att förebygga och undvika ohälsa.

För de flesta vanliga arbetsplatser är det relativt lätt att inkorporera ett systematiskt arbetsmiljöarbete, följa upp exponeringskoncentrationer och eventuella överskridanden av hygieniska gränsvärden jämfört med exempelvis arbetsinsatser vid ett insatsscenario där ett kemikalie- eller rökmoln har uppstått. Vid dessa situationer kan insatspersonal i viss mån hänvisas till att genomföra riskbedömningar eller tillämpa skyddsavstånd och andningsskydd enligt tillämpliga regelverk och föreskrifter [Arbetsmiljöverket 2019, Försvarsmakten 2016], men en lyckosam insats bygger huvudsakligen på att personalen redan är väl förberedd genom utbildning och övningar.

Inom projektet *Kemiska hälsorisker vid insatser* utvecklar FOI kemisk riskbedömningsmetodik för den breda målgruppen insatspersonal, däribland soldater, brandmän, poliser och kustbevakare, i syfte att stärka deras kunskap och förmåga till riskbedömningar i skarpa lägen med CBRNE och som stöd vid planering av övningar. Arbetsmetodiken inom projektet har varit att upprätta en generisk riskbedömningsmetodik utifrån relevanta insatsscenarioer. Identifierade kunskaps- och metodikbrister har åtgärdats genom ett laborativt bidrag som ska minska osäkerheten och förbättra riskbedömningar. Vi har fokuserat på scenarier med aerosoler såsom emissioner och exponering vid internationella insatsmiljöer [Magnusson *et al.* 2012], övning med finkalibrig ammunition [Bergström *et al.* 2015], rökdykningsövningar [Wingfors *et al.* 2018] och exponering där civila och militära röksystem används. Alla dessa scenarier innebär arbetsmiljöer kopplade till kemiska riskkällor som behöver riskbedömas. De flesta projektaktiviteterna har initierats ur identifierade behov hos ovan beskrivna yrkesgrupper och några har tillkommit utifrån vad som bedömts vara nödvändiga delstudier och metodutveckling. Till exempel har några av aktiviteterna innefattat att utveckla passiva och små fjärrstyrda provtagare för att möjliggöra mätning av gaser och partiklar i insatsmiljöer där det är svårt eller omöjligt att mäta med konventionella tekniker.

Huvudfokus inom projektet har varit att utreda och karaktärisera exponering för hälso-skadliga kemiska ämnen bundna till luftburna partiklar men även ämnen i gasform eftersom de är i jämvikt med partiklarna. Därmed kan det mer övergripande ordet aerosol eller aerosolburna hot vara mer korrekt att använda eftersom det även innefattar den gas som partiklarna finns i.

Det finns många anledningar till varför det är viktigt att utveckla riskbedömningsmetodik för aerosoler:

1. **Aerosolburna kemiska ämnen är ett vanligt fenomen vid olika händelser** som t.ex. internationella insatser, kris, oroshärdar, bränder, kemiska olyckor men även flera typiska övningsscenarier för insatspersonal.
2. **Luftburna partiklar har fler egenskaper som är viktiga att beakta i ett riskbedömningssammanhang än ämnen i gasfas.** Dessa egenskaper är storleksberoende och kopplade till exempelvis vikt/volym-, ytarea- och antalsfördelning men även till form och utseende. Många hälsoskadliga kemiska ämnen har hög kokpunkt och lågt ångtryck, egenskaper som gör att de i större grad kommer att vara associerade med luftburna partiklar snarare än i gasform vid ett avsiktligt eller oavsiktligt utsläpp. Andra ämnen har ångtryck som gör att de kan förekomma i både gas- och partikelfas. Partiklarna i aerosolen beter sig annorlunda än gaserna, vilket får konsekvenser för spridning, uppehållstider, deponeringsmönster, provtagning, genomträngning i skyddskläder och slutligen på valet av personliga och kollektiva skydd.
3. **Kunskap om hälsoeffekter av komplexa röksamansättningar är bristfällig.** Partiklar kan vara komplext kemiskt sammansatta, vilket påverkar deras löslighet, biotillgänglighet och toxicitet. Exponeringsvägar och upptag av partiklar i kroppen skiljer sig från hur ämnen i gasform tas upp, vilket gör att de toxikologiska mekanismerna och dess effekter väsentligt kan skilja sig åt. Dessutom kan toxiciteten skilja mellan små och stora partiklar med samma kemiska sammansättning.

Under denna projektperiod genomfördes en omfattande fältstudie med vanligt förekommande militära röksystem, där metoder utvecklades för fjärrstyrd provtagning med små provtagare, faroidentifiering och insamling av partiklar ämnade för toxikologiska *in vitro*-tester i syfte att utveckla riskbedömningsmetodik. Röksystemen används för att dölja dess visuella signatur på slagfältet eller för att med färg signalera till egna trupper och de representerar en bred kemisk sammansättning. I den här slutrapporten har vi för avsikt att sprida kunskap om insatsrelevanta aerosoler, metoder för att mäta och karaktärisera aerosolexponering ur kemiskt, toxikologiskt och aerosolfysikaliskt perspektiv samt ge vägledning om hur projektets framkomna resultat kan bidra till förbättrad riskbedömningsmetodik. Rapporten är till viss del disponerad efter de delsteg som ofta ingår i en riskbedömning och tar upp projektspecifika exempel för att förtydliga och åskådliggöra betydelsen av resultaten.

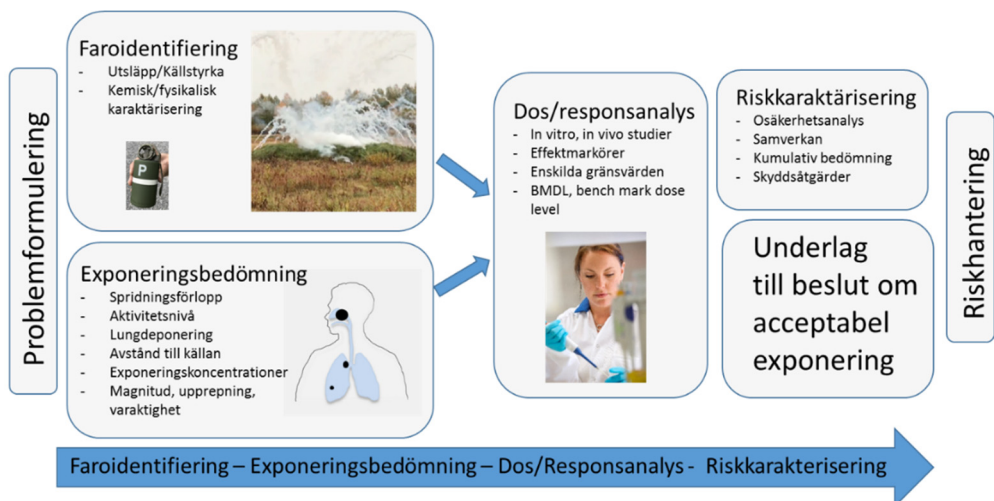
2 Riskbedömningsprocessen

Det är helt nödvändigt att genomföra en riskbedömning och en undersökning av luftkvaliteten varje gång arbete ska utföras i slutna utrymmen som t.ex. i en cistern, enligt 5 § AFS 2011:19 (*Kemiska arbetsmiljörisker*) [Arbetsmiljöverket 2019], pga. risken för akut livshotande atmosfär. Det är däremot inte helt uppenbart när en riskbedömning behöver göras avseende en rökig eller aerosolfylld miljö vid en insats som inte innefattar brand. Framför allt är det svårt när man inte på förhand har kännedom om kemiskt innehåll, eventuella exponeringshalters variation och följaktligen inte om potentiella hälsofaror. Med en tidig insamling och dokumentation av data från de delsteg som ingår i en riskbedömning kan man dock relativt snabbt få en uppfattning ifall exponeringen kan vara potentiellt skadlig för hälsan. Avsaknaden av kritisk och nödvändig information kan skapa behov av fortsatt datainsamling eller undersökning för att minska eventuella osäkerheter.

I en riskbedömning som exempelvis omfattar aerosoler behöver man i grova drag information från fyra delsteg (se figur 1):

1. **Faroidentifiering.** Här samlas information om vilka ämnen som förekommer i en rökfylld miljö. Även källor och källkaraktäristik till rökbildning kan behöva identifieras.
2. **Exponeringsbedömning.** Vilka kan bli exponerade, hur ofta och hur länge? Här samlas också information om de exponeringsnivåer (via inhalation, hudexponering etc.) som föreligger vid ett scenario. Exponeringens karaktär, såsom magnitud, frekvens och varaktighet, kan spela stor roll för potentiella akuta och kroniska effekter.
3. **Dos-responsanalys.** Insamling av data som beskriver vid vilka nivåer toxiska effekter kan inträffa för de ämnen som har identifierats. Information om lungdepositionsmonster, eventuella kritiska målorgan och potentiella effekter som kan uppstå vid exponering samlas också in.
4. **Riskkaraktärisering.** I denna fas hanteras och sammanvägs osäkerheter kopplade till data från de tidigare stegen, här genomförs utredningar avseende tillämpliga gränsvärden, om olika identifierade ämnen kan samverka samt om det förekommer olika känslighet bland individer, t.ex. män, kvinnor eller astmatiker. Information samlas om möjligheter till exponeringsreducerande åtgärder, t.ex. val av skydds nivåer och personsaneringstekniker.

När ovanstående information finns tillgänglig måste riskerna värderas i en process som kallas **riskhantering** och här tas beslut om hur riskerna ska hanteras. Detta görs exempelvis för att bedöma acceptabel risk i förhållande till att helt avstå arbetsuppgiften eller att avgöra om uppgiften enbart kan utföras med skyddsutrustning. Slutligen ska denna information delges alla inblandade och detta brukar kallas **riskkommunikation**.



Figur 1. Schematisk bild över riskbedömningsprocessen.

3 Faroidentifiering och karaktärisering av aerosoler

Inom projektet har under årens lopp mätmetodik tagits fram och utvecklats för bred fysikalisk och kemisk karaktärisering av både partiklar och gasformiga ämnen. Sådan karaktäristik utgör grunden i de underlag som behövs för identifiering av potentiella hälsorisker vid exponering för aerosoler. Relevant karaktäristik finns i en del fall tillgänglig från litteraturdata, men för mer unika miljöer som t.ex. de som studerats inom projektet, är tillgången på data ofta begränsad och kräver mätningar på plats. Inom projektets ram har vi byggt upp och successivt utökat mätförmågan med en omfattande arsenal av olika mät- och analysmetoder för luftmätning av partiklar, enskilda kemiska föreningar eller grupper av föreningar, såväl volatila, semivolatila som partikelburna.

3.1 Fysikalisk karaktärisering av aerosoler

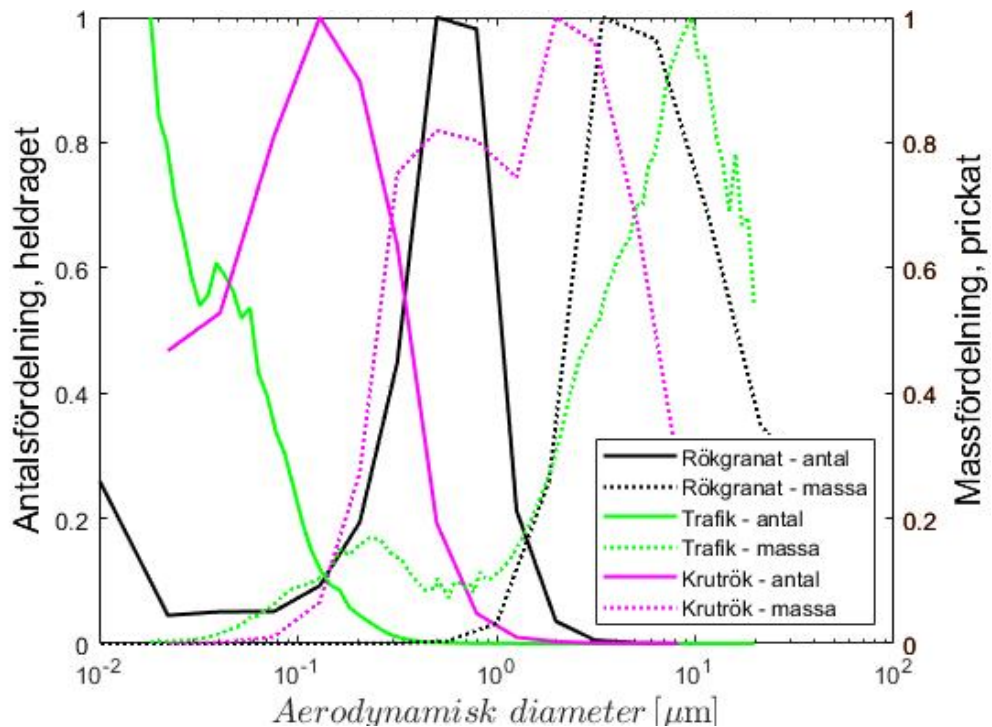
Med en aerosol avses små fasta eller vätskeformiga partiklar som är finfördelade i en gas. Aerosolpartiklars diameterstorlek varierar från några nanometer (10^{-9} m) till cirka 100 μm och kan variera mycket i form och sammansättning beroende på hur aerosolens bildats, dess ursprung och ålder. Aerosoler som företrädesvis innehåller fina ($< 2,5 \mu\text{m}$) och ultrafina ($< 100 \text{ nm}$) partiklar kan bildas från gasreaktioner och i höga temperaturer såsom krutpartiklar och förbränningspartiklar. Uppvirvlat damm, mekanisk bearbetning och slitage av material ger däremot upphov till större partiklar ($> 2,5 \mu\text{m}$). Den fysiska karaktäriseringen av aerosoler innefattar bestämning av partikelkoncentration baserat på antal eller massa per volymenhet, partikelstorleksfördelning samt partiklars form och struktur. Viktiga relaterade parametrar att kunna mäta är luftvolym, flödes hastighet, tryck, temperatur och relativ fuktighet.

Inom arbetsmiljöområdet används ofta begreppen inhalerbart och respirabelt damm, vilket definitionsmässigt är en masskoncentration av en storleksfraktion enligt en standard [SS-EN 481] uppmätt i andningszon på en arbetstagare under en specifik tid, t.ex. 8 h eller 15 min. Andra vanliga storleksfraktioner där masskoncentrationer bestäms är PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$ och PM_1 i provtagare med $\sim 50\%$ avskiljningsgrad för partiklar $< 10 \mu\text{m}$, $< 2,5 \mu\text{m}$ och $< 1 \mu\text{m}$. Gemensamt är att luftströmmen passerar en föravskiljare (impaktor eller cyklon) som avskiljer större partiklar. Den önskade fraktionen av partiklar samlas upp på ett i förväg uppvägt filter. Differensvikten efter provtagning utgör partikelmassan, vilken divideras med den provtagna luftvolymen för att erhålla masskoncentrationen av specifik storleksfraktion. Val av föravskiljare är kopplat till partiklarnas deponeringsmönster i luftvägarna och potentiella hälsoeffekter. Användning av masskoncentration är det mest utbredda sättet för bedömning av partikelexponering och är även basen för beräkning av gränsvärden och miljö kvalitetsnormer.

En aerosol kan mer detaljerat beskrivas utifrån sin storleksfördelning, vilken empiriskt ofta följer en log-normalfördelning, se figur 2. Inom projektet har använts direktvisande tekniker, såsom optiska partikelräknare, där aerosolen leds igenom en ljuscell där ljusspridning mäts, vilket kan härledas till partiklarnas antal och storlek [Hinds 1999]. Mätinstrumenten är ofta kalibrerade med sfäriska partiklar med känd densitet och fungerar också väl i jämförelse med konventionella metoder i vissa storleks- och koncentrationsintervall ($\sim 0,3\text{-}10 \mu\text{m}$, $< 5 \text{ mg/m}^3$). En stor variation i koncentration, luftfuktighet och typ av partiklar kommer dock att ge avvikelser jämfört med andra mer stabila metoder. Den aerodynamiska diametern kan bestämmas i instrument som bygger på flygtid och partiklarnas tröghet efter acceleration mellan två mätpunkter. Dessa instrument är användbara för att de täcker ett stort mätområde ($0,5\text{-}20 \mu\text{m}$ för en APS, Aerosol Particle Sizer) men är också beroende av kalibrering för olika partiklar. Mer avancerade instrument är de som efter jonisering storleksindelar laddade partiklar i ett elektriskt fält (DMPS, Differential Mobility Particle Sizer) eller i en flerstegsimpaktor satt under vakuum (ELPI, Electrical Low Pressure

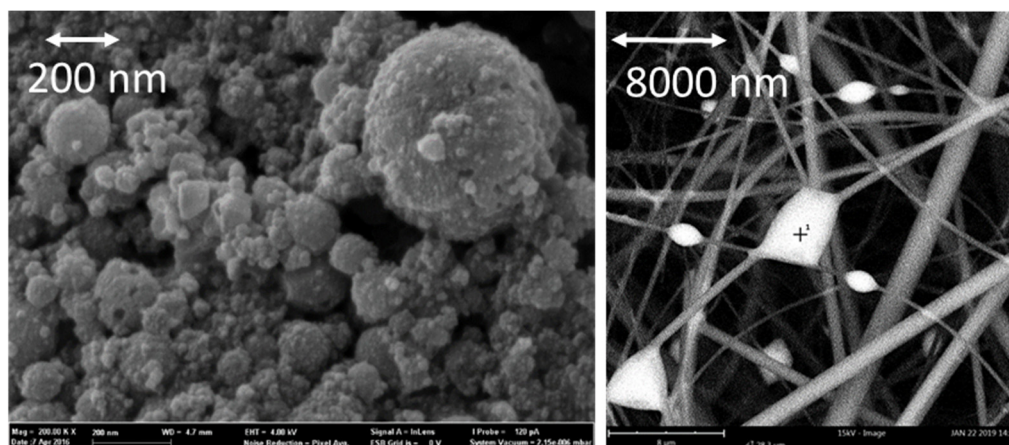
Impactor). Dessa instrument mäter även nanopartiklar och en större del av aerosolens storleksområde kan därför beskrivas.

I figur 2 visas antals- och masstorleksfördelningen i aerosoler från en typisk trafikmiljö, emissioner av finkalibrig ammunition samt en rökgranat som projektet mätt upp. Partikelstorleksfördelningarna är sammansatta av data från instrumentkombinationer som täcker storlekar från nano- till mikrometerområdet. Gemensamt för alla aerosolerna är att antalsfördelningen är förskjuten mot finare partikelstorlekar och massan representeras av de större partikelstorlekarna. En skillnad mellan de olika aerosolerna är att nybildade ultrafina ($< 100 \text{ nm}$, $< 10^{-1} \mu\text{m}$) förbränningspartiklar förekommer i hög grad i emissioner från motorer och finkalibrig ammunition (krutrök) medan andelen ultrafina partiklar från rökammunitionen som förbränns vid lägre temperatur är mindre. För rökammunitionen förekommer en större andel partiklar i storleksområdet $0,4\text{-}0,7 \mu\text{m}$. Detta område sammanfaller ganska väl med våglängder för synligt ljus och därmed åstadkoms de önskvärda döljande egenskaperna hos rökammunitionen. I trafikmiljö är en bimodal fördelning inte ovanlig där uppvirvat vägdamm i större partikelstorlekar förekommer tillsammans med förbränningspartiklar. Dessa skillnader kan inte upptäckas genom att enbart mäta en masskoncentration för t.ex. respirabelt damm eller $\text{PM}_{2.5}$. Ur ett faroidentifieringsperspektiv påverkar storleksfördelningen aerosolens vidare transport i atmosfären liksom dess deponeringsmönster i lungan.



Figur 2. Partikelstorleksfördelning för tre olika aerosoler studerade i projektet med en uppsättning direktvisande instrument (APS, DMPS och ELPI).

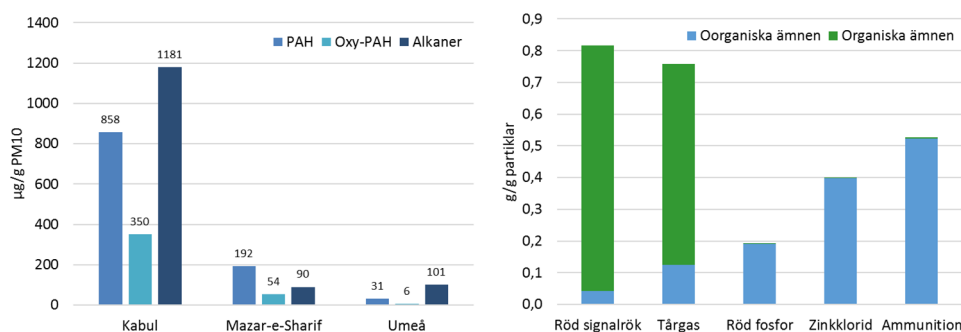
För att visualisera små partiklar används svepelektronmikroskopi kopplat till energidispersiv spektroskopi för grundämnesanalys, se figur 3. Alltifrån små partiklar med olika form till sammanslagningar av dessa i aggregat kan därmed noggrant avbildas och karaktäriseras. Ammunitionspartiklarnas storlek ligger främst i det ultrafina området ($< 100 \text{ nm}$) pga. att de bildas vid hög temperatur och de består huvudsakligen av kondenserade metalloxider. Signaturreducerande och döljande rökammunitionen ger däremot upphov till större partiklar i μm -området.



Figur 3. Med ett svepelektronmikroskop kan både elementära partiklar och aggregat studeras. På bilden till vänster visas små krutrökspartiklar emitterade från pistol och till höger avbildas vita $ZnCl_2$ -partiklar från rökammunition på fibrer från ett glasfiberfilter.

3.2 Kemisk karaktärisering av aerosoler

Kemisk karaktärisering av aerosoler är en analytisk utmaning. Partiklars kemiska sammansättning är ofta mycket komplex och utgörs av ett stort antal kemiska föreningar med varierande fysikalisk-kemiska egenskaper och toxicitet beroende på ursprung och reaktionsbenägenhet. Liknande komplexitet och variation finns även när det gäller den gaspartiklarna befinner sig i, vilken kan sträcka sig från ofarlig luft till en blandning av giftiga brandgaser. De aerosoler som studerats inom projektet har spänt över en variation och komplexitet på många olika plan, där t.ex. luftburna partiklar i rök från signalrök och tår-gasfacklor totalt domineras av organiska ämnen, medan andra typer av rökgranater och blyfri ammunition ger upphov till partiklar som till största delen består av oorganiska ämnen, se figur 4. Inom gruppen organiska och oorganiska ämnen är skillnaderna på ämnesnivå stora. Även för en något mer homogen aerosoltyp såsom luftpartiklar i utomhusluft har stora skillnader i kemisk sammansättning påvisats i projektet [Wingfors *et al.* 2011, Magnusson *et al.* 2012]. Detta exemplifieras i figur 4 genom partiklarnas innehåll av hälsofarliga organiska ämnen såsom polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och oxygenerade PAH samt för n-alkaner. I insatsmiljö i Kabul var partiklarnas PAH-innehåll 28 ggr högre och innehållet av oxygenerade PAH:er 58 ggr högre än i trafikmiljö i Umeå centrum. Dessutom var masskoncentrationen för PM_{10} och $PM_{2.5}$ ~3 respektive ~10 ggr högre i Kabul jämfört med i Umeå, vilket innebär ännu större skillnad i exponering (~80 respektive ~170 ggr). Skillnaderna var även stora mellan olika insatsmiljöer i Afghanistan, där staden Mazar-e-Sharif uppvisade betydligt lägre nivåer av de studerade ämnena trots relativt oförändrad masskoncentration av partiklar, se figur 4. Tidigare studier av urbana aerosoler har visat att det organiska innehållet ökar när partikeldiametern minskar, och dominerar för partiklar med diameter $< 0,5 \mu m$, medan partiklar med större diameter har ett högre innehåll av ammoniumsulfat, mineraldamm, spårelement och salt [Mauderly och Chow 2007]. För urbana aerosoler domineras partiklarna i storleksfraktionen 2,5-10 μm ofta helt av oorganiskt mineraldamm. Att bara basera hälsoriskbedömningar på partiklars masskoncentration utan hänsyn till dess kemiska innehåll ger därför en relativt trubbig bedömning.



Figur 4. Exempel på variation i partiklars kemiska sammansättning för olika aerosoltyper som studerats i projektet. Till vänster visas organiskt innehåll i form av hälsofarliga polycykliska aromatiska kolväten (PAH:er) och oxygeneterade PAH:er samt av alkaner för luftpartiklar från insatsmiljö/trafikmiljö. Till höger visas summan uppmätt organiskt/oorganiskt innehåll i luftburna partiklar från användning av tårgas, blyfri finkalibrig ammunition samt tre olika rökgranater.

Begreppet kemisk karaktärisering används i många sammanhang och är inte på något sätt en väldefinierad och specifik beteckning. Karaktäriseringen kan se mycket olika ut mellan studier och innefatta en eller många olika mättekniker. Utgångspunkten för att kemiskt kunna karaktärisera en aerosol är att utföra en luftprovtagning, antingen för vidareledning till direktvisande mätteknik eller för analys på laboratorium. Provtagning kan ske på en mängd olika sätt och valet av provtagningsmetoder är direkt kopplat till syftet med provtagningen, vilken typ av miljö som studeras samt vilken typ av ämnen som provtagningen avser.

3.2.1 Provtagning och kemisk karaktärisering av partiklar

Huvudsakligen har inom projektet använts tre olika aktiva provtagningsmetoder för insamling av partiklar till kemisk karaktärisering: filtrering, impinger-provtagning och insamling med impaktorer. Med aktiv provtagning menas att en pump eller ett vakuum används som drivkraft för att samla in luftprovet.

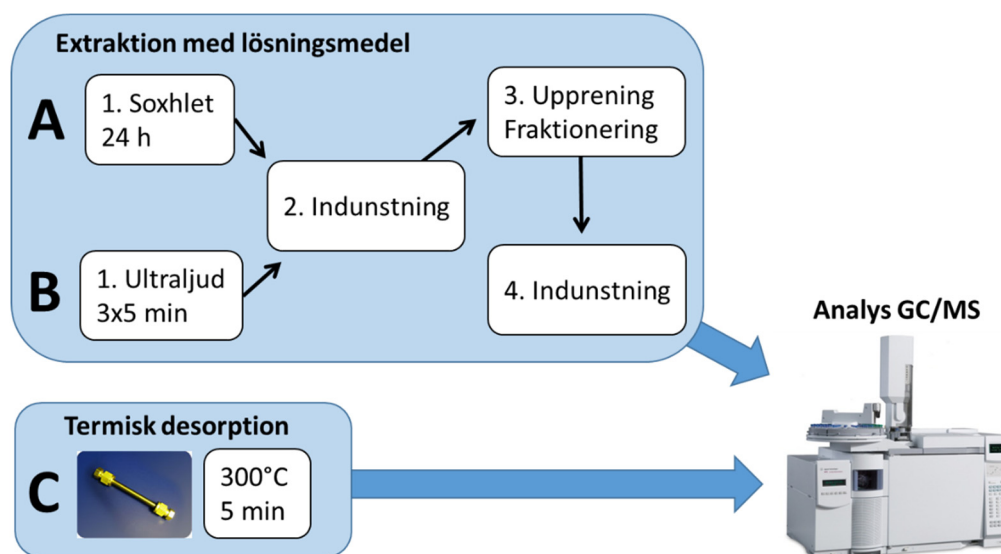
Filtrering

Filtrering är den vanligaste metoden och bygger på att en bestämd luftvolym dras genom ett vägt filter med hjälp av en pump [Hinds 1999]. Filterprovtagning har under åren varit en av hörnstenarna för bestämning av masskoncentration av partiklar, för vidare analys med olika typer av icke-destruktiva och destruktiva analysmetoder och för toxikologisk karaktärisering. Beroende på typ av aerosol och efterföljande analyser lämpar sig ibland fibrösa cellulosa- och glasfiberfilter bäst men porösa membranfilter gjorda av teflon har inom projektet visat sig ge speciellt hög precision vid invägning då materialet är slitstarkt och okänsligt för fukt. I den senaste studien av olika röksystem liksom i andra studier inom projektet [Wingfors *et al.* 2009, Magnusson *et al.* 2016] har provtagning utförts med filtret öppet monterat mot inkommande luftflöde. Att på detta sätt samla in partiklar av alla storlekar benämns som totaldamm eller TSP (Total Suspended Particles) och i andra studier har valet fallit på användning av föravskiljare. Vid karaktärisering av insatsmiljöer i Afghanistan [Wingfors *et al.* 2011, Magnusson *et al.* 2012] användes t.ex. föravskiljare för insamling av partikelstorleksfraktionerna PM₁₀ respektive PM_{2,5}. Detta gjordes för att kunna studera skillnaden i kemisk sammansättning mellan de två olika partikelstorlekarna, dessutom är riktvärden för masskoncentrationen av partiklar i utomhusluft bestämda utifrån just dessa fraktioner. I vissa exponeringsstudier [Wingfors *et al.* 2009, Wingfors *et al.* 2014] har även föravskiljare avsedd för respirabel fraktion (~PM₄) använts.

För oorganisk karaktärisering av filterprover har främst nyttjats grundämnesanalys med induktivt kopplad plasma-masspektrometri (ICP-MS), där enskilda grundämnen såsom exempelvis metaller analyserats. Detta är en selektiv metod, men genom att analysera ett stort antal av det begränsade antal element som kan förekomma täcker metoden in mycket av det oorganiska innehållet. Däremot erhålls ingen information om de ursprungliga

ämnena, t.ex. om kvicksilver förekommer i metallisk eller organisk form. Ett alternativ till elementaranalys på filter som är icke-destruktiv är röntgenfluorescens (XRF), vilket använts inom projektet i vissa applikationer där halterna varit högre. Nyligen har även ett svepelektronmikroskop införskaffats till FOI, vilket möjliggör bestämning av enskilda partiklars elementarsammansättning genom energi-dispersiv spektroskopi. För att analysera vattenlösliga kat- och anjoner såsom NO_3^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , Cl^- och NH_4^+ har jonkromatografi med konduktivitetsdetektor använts.

Vi har inom projektet haft ett stort fokus på organisk karaktärisering med gaskromatografi-masspektrometri (GC/MS) som huvudsaklig analysmetod. Denna metod lämpar sig för såväl kvalitativa som kvantitativa analyser. Detta fokus är motiverat då det organiska innehållet ofta är högt för mindre partikelstorlekar, vilka vid inandning når långt ned i lungorna. Med organiska ämnen avses kemiska föreningar som innehåller kol, vilka utgör en mycket stor och heterogen grupp föreningar med vitt skilda hälsoeffekter. Tidigare i projektet har mer traditionella metoder satts upp, se figur 5A och B, där filter extraheras med organiska lösningsmedel för att lösa ut partikelbundna organiska ämnen följt av olika typer av provupparbetning före analys, t.ex. selektiva metoder för grupper av föreningar såsom PAH:er, oxygenerade PAH:er och alkaner [Wingfors *et al.* 2009 och 2011]. En nyare analysmetod som tagits fram och noggrant validerats inom projektet är termisk desorption (TD) följt av GC/MS-analys [Wingfors *et al.* 2014]. Fördelen är att metoden ger ökad känslighet och kortare analysstid jämfört med vätskeinjektion, se figur 5C. Denna metodik kan användas för selektiv analys men lämpar sig speciellt väl för bred screening då den inte selekterar ämnen pga. löslighet eller genom olika upparbetnings- och fraktioneringssteg.



Figur 5. En metod baserad på termisk desorption och GC/MS för organisk kemisk karaktärisering av partiklar har utvecklats och validerats inom projektet (C), vilken ger ökad känslighet och kortare analysstid jämfört med traditionella metoder baserade på lösningsmedelsextraktion (A och B).

En väletablerad metodik för bestämning av partiklars organiska innehåll är också analys av kolinnehållet i form av totalt kol (TC), elementärt kol (EC) och organiskt kol (OC), vilka kan bestämmas med olika metoder [Turpin *et al.* 2000]. Användningen av denna metodik är dock begränsad ur ett hälsoriskperspektiv då resultatet är betydligt mer ospecifikt än från en detaljerad GC/MS-analys. Den visar endast en totalmängd av organiska ämnen som kan ha vitt skilda hälsoeffekter. Denna metodik har använts som ett komplement i externt finansierade dieslröksstudier från lungkliniken vid Norrlands universitetssjukhus i Umeå, där projektets metoder kommit till nytta.

Provtagning med impinger

En annan teknik för insamling av partiklar är provtagning med impingerflaskor, där aerosolen bubblas genom en vätska, vanligen vatten, i vilken partiklarna huvudsakligen ansamlas genom impaktion. Då provtagningsmediet är biokompatibelt är denna teknik speciellt lämplig för vidare toxisk karaktärisering eftersom kemiskt opåverkade partiklar direkt kan överföras till toxikologiska testsystem. Initialt utvecklades en teknik inom projektet som byggde på tre seriekopplade mindre impinger-flaskor med flödeskapacitet på ~1 l/min [Ekstrand-Hammarström *et al.* 2013] för att sedan gå över till en patenterad typ av impinger för bioaerosoler (BioSampler®, SKC inc.) med betydligt högre insamlingskapacitet. Denna metod användes inledningsvis för direkt insamling [Bergström *et al.* 2015, Elfsmark *et al.* 2020] men har sedan byggts på med egenhändigt konstruerad utrustning för kondensationstillväxt av partiklar i supermättade atmosfärer för att öka infångningseffektiviteten av nanopartiklar. Med denna teknikutveckling har även insamlingskapaciteten ökat till 75 l/min då upp till sex Biosamplers kan användas parallellt. Denna slutliga metodik har använts såväl vid insamling av avgaspartiklar i projekt, finansierade av lungkliniken vid Norrlands universitetssjukhus, som partiklar från olika röksystem i de nyligt utförda containertesterna tillsammans med SkyddC, se figur 6. Insamlingsmetodiken har visat sig fungera reproducerbart och kvantitativt för flera partikelstorlekar. Uppmätta förluster i impingersteget har varit <2 % i det större storleksområdet (~1,2 µm) och <30 % för nybildade dieselpartiklar (~80 nm). Partiklar som passerar impingersteget fångas dock upp på ett backup-filter som genom vätskeextraktion kan överföras till mediet.



Figur 6. Användning av fullt utbyggd impinger-metod för insamling av partiklar i vattenmedium vid fältförsök hösten 2018 där aerosoler från olika röksystem karaktäriserades.

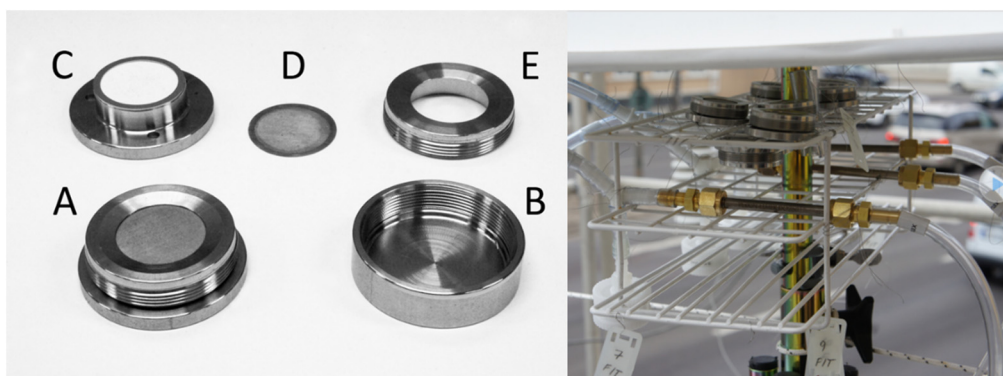
Passiv provtagning

Utöver aktiva provtagningsmetoder baserade på luftprovtagning med pump kan metoder baserade på passiv provtagning användas för insamling av partiklar. Passiv provtagning har länge använts för gaser men applikationer för partiklar ökar [Wagner och Leith 2001, Bohlin *et al.* 2014, Harner *et al.* 2013].

I insatsmiljöer där aktiv provtagning kan vara komplicerat kan passiv provtagning vara ett fördelaktigt alternativ pga. dess robusthet, enkelhet och dess oberoende av strömförsörjning. För att bemöta denna efterfrågan togs för några år sedan en prototyp av provtagare fram inom projektet [Ratnayake och Wingfors 2017] och den har genom åren utvecklats och modifierats till en slutgiltig version [Arnoldsson *et al.* 2015, Magnusson *et al.* 2016], se figur 7. För gaser sker det passiva upptaget via diffusion medan upptagsprocessen för partiklar är mer komplex och domineras av gravitation, diffusion och rörelsetröghet. Aktiv provtagning är generellt lämplig för mätning under kortare mätperioder medan passiv provtagning normalt kräver längre provtagningsstider. Generellt kan samma typer av analysmetoder för kemisk karaktärisering användas som vid aktiv provtagning, men kravet på känslighet ökar då insamlad partikelmassa ofta är betydligt lägre och därför är t.ex. TD-GC/MS speciellt lämplig.

Inom projektet sågs stor potential med denna teknik för våra applikationer då den gav möjlighet till mätning i många provtagningspunkter, i svårtillgängliga miljöer och i fall där vikten på provtagningsutrustningen måste vara låg som t.ex. vid personburen provtagning.

En omfattande validering utfördes och provtagaren har t.ex. använts för mätningar i trafikmiljö i Umeå [Magnusson *et al.* 2016] och i insatsmiljö i Mali [Arnoldsson *et al.* 2016]. Potentialen kvarstår i många applikationer, men då kalibrering av olika ämnens upptagshastigheter är ett kritiskt moment vid passiv provtagning och medför större osäkerhet vid koncentrationsbestämning än vid aktiv provtagning har vi istället valt att fokusera på utveckling av miniaturiserade och fjärrstyrda aktiva provtagare, se avsnitt 4.



Figur 7. Passiv provtagare för luftburna partiklar som tagits fram inom projektet och validerats för analys av partikelburna organiska ämnen. Den färdigmonterade provtagaren av rostfritt stål (A) består av en bottenplatta med ett filtersubstrat och en distansring (C) som täcks av ett metallnät (D) och hålls på plats med en hållare (E). Vid hantering och transport används ett skyddande lock (B). Till höger visas en bild från fältvalideringen med aktiv tenaxprovtagning och den passiva provtagaren.

Passiv provtagning av partiklar användes även i ett samarbetsprojekt med Umeå universitet, där en provtagare för partiklar, bl.a. respirabelt damm [Leith och Wagner 2001], utvärderades vid yrkeshygieniska mätningar [Shirdel *et al.* 2018]. Provtagningsytan från den passiva provtagaren analyserades med mikroskopiska tekniker, exempelvis skannande elektronmikroskopi, för att räkna och storleksbestämma deponerade partiklar. Med hjälp av en depositionsmodell räknades luftkoncentrationer ut vid kända temperaturer och provtagningsstider. Våra konventionella mättekniker för masskoncentration och partikelstorleksfördelning användes parallellt. Metoden fungerade efter vissa justeringar relativt väl för stationära mätningar jämfört med konventionell aktiv provtagning på filter i en miljö med oorganiskt mineraldamm. I en jämförelse mellan olika personburna mätningar överskattade den passiva provtagaren däremot halterna ca 30 gånger och slutsatsen var att den i sin nuvarande form inte är lämplig för personburna exponeringsmätningar [Shirdel *et al.* 2019].

Ytterligare en metodik som utvecklats inom projektet och bygger på en form av passiv provtagning är analys av deponerade partiklar på hud för att bedöma PAH-exponering vid rökdykning [Wingfors *et al.* 2018]. Denna teknik bygger på användning av hudswipar och tejpstrippar där partiklar som passivt deponerats på hud provtas och analyseras med GC/MS efter kemiska upprepningssteg.

3.2.2 Provtagning och kemisk karaktärisering av gaser och semi-volatila ämnen

Kemisk karaktärisering av gaser kan ske genom analys med direktvisande instrument, analys av intakta luftprov eller provtagning på provtagningsmedium följt av kemisk analys [Woolfenden 2010a]. Användning av provtagningsmedium möjliggör anrikning av kemiska ämnen från stora luftvolymen och därför kan mycket låga detektionsgränser uppnås. Ett provtagningsmedium består av en vätska eller ett fast adsorptionsmaterial där infångningsprincipen baseras på löslighet, fysisk adsorption (fysisorption) eller kemisk adsorption (kemisorption).

Inom projektet har provtagning på fasta provtagningsmedium varit en huvudsaklig teknik för mätning av gasformiga och semivolatila organiska ämnen i luft [Wingfors *et al.* 2009,

Magnusson *et al.* 2012, Arnoldsson *et al.* 2015, Magnusson *et al.* 2016]. Detta är en mångfacetterad och flexibel teknik då det finns ett stort antal fasta adsorbenter med olika individuella egenskaper kommersiellt tillgängliga, t.ex. olika kolmaterial, syntetiska polymerer som Tenax eller XAD, molekylsiktare eller polyuretanskum [Woolfenden 2010b, Dettmer och Engewald 2002]. Dessutom kan tekniken användas för aktiv provtagning (se figur 7) såväl som passiv och för selektiv såväl som för generisk analys. Desorption av kemiska ämnen från adsorbenten sker antingen genom upphettning (termisk desorption, se figur 5) eller genom extraktion med organiska lösningsmedel och efterföljs av analys med GC/MS. Olika typer av metodik har använts och utvecklats inom projektet och i nära anslutning till projektet för analys av t.ex. flyktiga organiska ämnen (så kallad VOC), aromatiska kolväten (exempelvis BTEX), semivolatila PAH:er eller enskilda kemiska ämnen. En omfattande kompetens har byggts upp specifikt för provtagning med Tenax i kombination med TD-GC/MS, en teknik som täcker in ett relativt brett spektrum av organiska ämnen.

För mer reaktiva ämnen kan istället provtagning med kemisorption vara ett alternativ, en teknik där adsorbenter eller filter i förväg belagts med ämnesspecifikt reagens som ämnen i luften reagerar med. Ett exempel är t.ex. provtagning av aldehyder, som har använts t.ex. vid mätning i insatsmiljö [Wingfors *et al.* 2009, Magnusson *et al.* 2012] och vid skjutövningar [Wingfors *et al.* 2014]. En annan teknik, som bygger på vätskeformigt provtagningsmedium, är provtagning med impinger- eller gastvättflaskor där luftprov får bubbla genom ett kärl fyllt med vatten eller annat lösningsmedel, ofta med tillsats av ämnesspecifikt reagens. Ytterligare en teknik baserad på fasta adsorbenter är reagensrör, t.ex. Drägerör eller motsvarande av andra fabriker. Dessa är baserade på färgomslag där gaser som t.ex. vätefluorid, vätecyanid, fosfin och klorgas kan detekteras direkt genom selektiva kemiska reaktioner. För varje gas krävs ett specifikt rör, som är förbrukat efter användning.

För många oorganiska gaser har direktmätning med FTIR (Fourier-Transform InfraRöd spektroskopi) använts, t.ex. i applikationer som ammunitionsrök [Wingfors *et al.* 2014], gasutveckling vid termisk rusning av litiumjonbatterier [Lejon *et al.* 2015] och brand i kylmedium [Magnusson 2015]. Direktmätning ger dessutom möjlighet att följa tidsförlopp och t.ex. avgöra när stabila förhållanden uppnåtts vid kontrollerade försök i slutna utrymmen.

För kombinerad luftprovtagning av partikelburna och semivolatila eller flyktiga ämnen är det vanligt att man använder en konfiguration där ett filter är monterat uppströms en eller flera fasta adsorbenter för att på så sätt fånga in partiklar på filtret och flyktigare ämnen på efterföljande adsorbent. Denna teknik har kommit till användning t.ex. vid studie av rök-system och aerosoler i trafikmiljö [Arnoldsson *et al.* 2015, Magnusson *et al.* 2016] och vid provtagning av PAH:er i insatsmiljö [Wingfors *et al.* 2009].

4 Fjärrstyrd provtagning och övervakning

I projektet har vi även tagit fram ett system för fjärrstyrda luftprovtagare som antingen kan provta partiklar på filter eller gasformiga ämnen med hjälp av adsorbenttror. Vårt system har dessutom möjlighet att ansluta gassensorer för realtidsövervakning och/eller datainsamling. Utgångspunkten har varit att mätsystemet ska vara batteridrivet och kommunicera trådlöst, och därför möjligt att placera var som helst inom radoräckvidden. Detta system är användbart i applikationer som t.ex. vid olika typer av arbetsmiljöundersökningar och skyddstester, i stationära eller mobila mätstationer t.ex. i en stadsmiljö eller för att kartlägga spridning av gaser/partiklar i närheten av olycksplatser, se figur 8.



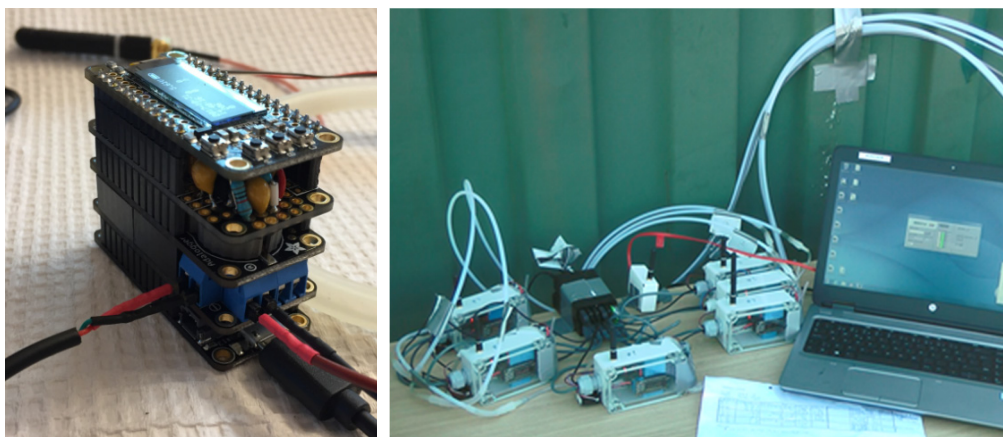
Figur 8. Exempel på möjliga applikationer med fjärrstyrd provtagning och övervakning.

Eftersträvarvärdiga egenskaper för detta system har varit låg vikt, lång drifttid, lång räckvidd samt flexibilitet, dvs. goda möjligheter att anpassa till nya provtagningsmetoder och sensorer. Under drift kan även enheterna övervakas med avseende på status, flöden, volymer m.m. I de fall där övervakning sker med sensorer kan aktuella värden visas i realtid och sparas på mottagande dator. I de framtagna provtagningsystemen finns möjlighet att kommunicera med flera enheter. Dessa utgör då noder i ett nätverk eller kluster, utbyggbart med ett obegränsat antal noder, vilket öppnar för en mängd applikationer, t.ex. provtagning vid olika tidpunkter eller på flera platser samtidigt. Beroende på räckvidd skulle noderna kunna placeras innanför respektive utanför skyddsbarriär, på en drönare eller ett fordon för provtagning på otillgängliga platser. För detta ändamål har en drönare av märket Cyclone X8 Octocopter, som kan lastas med maximalt ca 5 kg, köpts in.

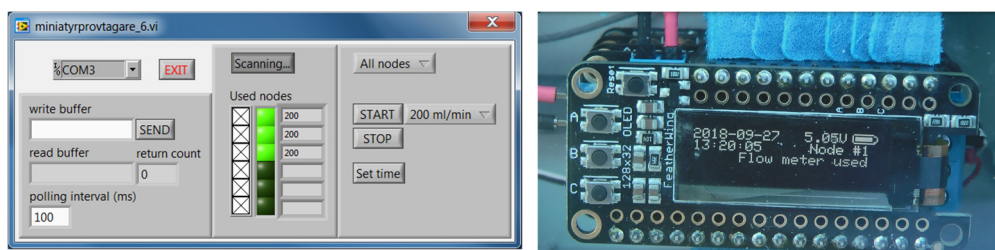
4.1 Systembeskrivning

Systemet består av en bärbar dator som kommunicerar trådlöst med flera enheter/noder, t.ex. pumpar, flödesmätare eller gassensorer. Varje enhet är moduluppbyggd och utrustad

med en mikrodator med egenutvecklad programvara för att skicka start- och stoppkommandon samt övervaka mätdata och status, se figur 9. Kommunikationen med noderna sker via en radiomodul som är kopplad till datorn via USB-porten. Flera varianter av provtagningsnoder har tagits fram för gas-, aerosolprovtagning samt sensorövervakning av gasformiga ämnen samt partikelstorleksfördelning och masskoncentration med optiska partikelräknare. Mätdata från noderna kan följas via praktiska användarinterface, se figur 10.



Figur 9. Mikrodator med fyra tilläggsmoduler (till vänster) och ett helt system bestående av bärbar dator med inkopplad radiomodul samt sex provtagningsenheter (till höger) använt under ett fältförsök.

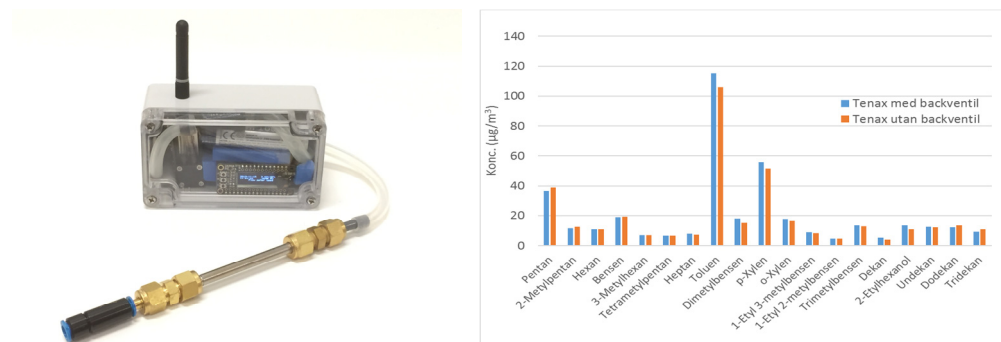


Figur 10. Exempel på användarinterface för laptop (till vänster) och provtagningsnod (till höger).

4.2 Provtagningsystem

I radiomodulen används protokollet LoRa med frekvensen 869,5 MHz, som ligger i det öppna och licensfria ISM-bandet, vilket tillåter en hög effekt jämfört med andra protokoll för kommunikation såsom WiFi, Bluetooth och Zigbee. Preliminära radiatoräckviddstester har genomförts, där 2 km har uppnåtts på öppet vatten och ca 20 meter i komplex inomhusmiljö, där radiosignalen gick genom två väggar och in i ett pansarfordon. Övriga tilläggsmoduler är realtidsklocka med eget knappcells batteri och minneskort för att lagra mätdata, motorstyrkort för kontroll av luftpump samt display.

Till varje provtagningsnod är två batterier anslutna, en för luftpumpen och en för övrig elektronik, samt en miniatyrpump som klarar flöden upp till 1,6 l/min. Pumpen kompenserar för tryckförändringar under provtagning och har i tester visat sig ge stabila flöden redan några sekunder efter start. En förslutningsanordning i form av en backventil kan anslutas till provinsläppet vid provtagning av gasformiga ämnen. Backventilen öppnar bara när pumpen arbetar och minskar därmed oönskad kontaminering av adsorbenten pga passivt upptag. Detta kan vara bra när enheten står i vänteläge före och efter provtagning, se figur 11.

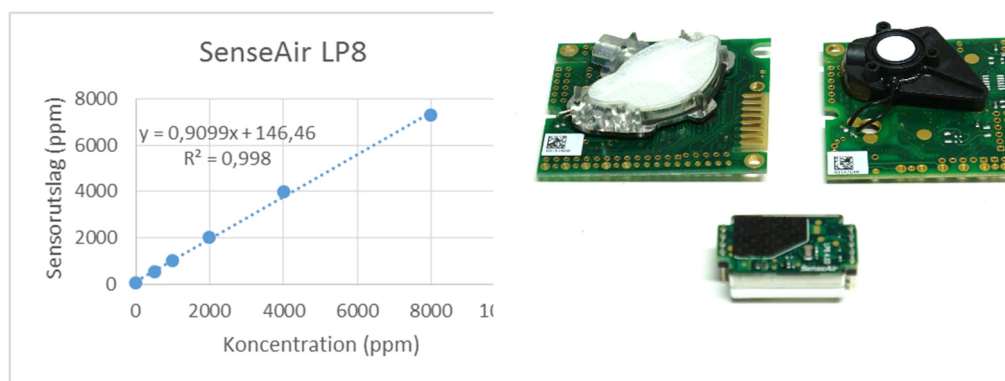


Figur 11. Provtagningsnod för gasprovtagning med adsorbenttrör inklusive backventil (till vänster). Till höger visas ett exempel på hur uppmätta VOC-halter inomhus endast marginellt påverkas av backventilen.

Provtagningsnoden för gas har en flödessensor kopplad till en reglerkrets, vilket gör provtagningsflödet valbart i steg om 50 ml/min i intervallet 50-400 ml/min. Flödet loggas på minneskort varje sekund, med tidstämpel, och kan vid begäran skickas över radio till centralenheten för realtidsövervakning av aktuellt luftflöde.

4.3 Externa sensorer för övervakning av gas och partiklar

En miniaturiserad koldioxidssensor har testats i laboratoriemiljö mot kända koncentrationer. Sensorn är anpassad i storlek och gränssnitt för att kunna byggas in i en trådlös sensorod. Exempel på kalibrering av koldioxid samt andra varianter av sensorer för koldioxid visas i figur 12.



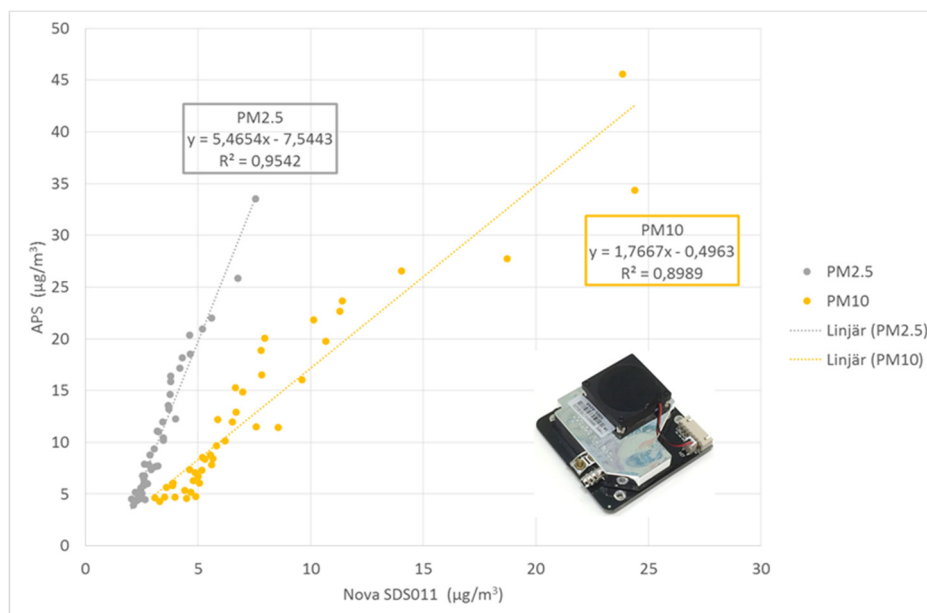
Figur 12. Uppmätta sensorutslag (till vänster) vid tester med kända halter av koldioxid och tre typer av små sensorer (till höger) för mätning av koldioxid.

För att mäta partikelstorleksfördelning samt partikelkoncentration har ett antal optiska partikelräknare av typen OPC-N2 testats, se figur 13. Dessa är enklare uppbyggda jämfört med laboratorieinstrument men med acceptabel prestanda [Crilley *et al.* 2018]. De mäter aerosoler i intervallet 0,38-17 μm uppdelat i 16 storlekkategorier, från 0,01 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ till 1 500 mg/m^3 . Även masskoncentration redovisas för partikelstorleksfraktionerna PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$ och PM_{10} . Den kan mäta autonomt, d.v.s. mätdata loggas till ett internt minne för att i ett senare skede överföras till PC för utvärdering, men det finns också möjlighet till övervakad mätning med anslutning av en trådlös sensorod.



Figur 13. Partikelräknare OPC-N2 sett från olika håll.

I de fall det räcker med en enklare partikelräknare för att bestämma partikelkoncentrationen finns det ännu billigare och mindre sensorer kommersiellt tillgängliga. Ett exempel är Nova PM Sensor SDS011 (se figur 14) som mäter partikelkoncentrationer mellan 0,0 och 999,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och även kan visa mätresultatet som halten $\text{PM}_{2.5}$ och PM_{10} . Också här bygger mättekniken på ljusspridning, och mäter partiklar mellan 0,3 μm och 10 μm . Liksom för OPC-N2 kan enheten anslutas till en trådlös sensornod, och det låga priset gör det möjligt att använda ett stort antal sensorer i samma mätsystem, t.ex. för att beskriva partikelkoncentrationen i ett område mer detaljerat. Prestandan är förvånansvärt god, trots dess lilla format och låga pris [Badura *et al.* 2018].



Figur 14. Nova SDS01 mäter koncentration av $\text{PM}_{2.5}$ och PM_{10} . Här ses koncentration av $\text{PM}_{2.5}$ och PM_{10} jämfört med referensinstrumentet APS 3321. Varje mätpunkt är medelvärdesbildad över 20 sek.

4.4 Funktionstester i fält

För att kontrollera radiokommunikationen i ett stängt utrymme placerades några provtagningsnoder inne i ett tungt bepansrat fordon i samband med kontroll av CBRN-skyddet. Vid försöket fungerade radiokommunikationen som önskat och provtagning inne i fordonet kunde startas och följas i realtid i rummet intill försökshallen.

I samband med fältförsöket under hösten 2018 testades provtagningsnoderna och mjukvaran under realistiska förhållanden, se figur 9. Militär rökammunition utvärderades och luftprover togs både med adsorbenttrör och med aerosolfilter för att studera gasinnehåll och partikelkoncentration. Kraven på funktionalitet och prestanda uppfylldes vid dessa försök genom att visa god överensstämmelse med konventionella tekniker, < 5 % avvikelse för gaser och < 10 % för partikelkoncentration.

5 Exponeringsbedömning

Strategin för en exponeringsbedömning bör drivas av syftet att man vill samla in prover, av frågan som behöver besvaras eller av beslutet som ska tas baserat på insamlade data [Ramachandran 2005].

All personal inom Försvarmakten förhåller sig till Reglemente Verksamhetssäkerhet - SäkR BRök 2017 [Försvarmakten 2016] när de utför övning med brand och rök och räddningspersonal inom svensk räddningstjänst har vana att arbeta med riskbedömning enligt Arbetsmiljöverkets föreskrifter om rök- och kemdykning, AFS 2007:7 [Arbetsmiljöverket 2019]. I ovanstående regelverk lyfts betydelsen av att genomföra riskbedömningar och att beakta alla förhållanden som kan påverka exponering för personalen.

Ibland är frågan enkel, som i en rutinartad luftövervakning av ett eller några få ämnen i ett specifikt arbetsmoment. När exempelvis exponeringsprover samlades in vid två av Polismyndighetens inomhusskjutbanor styrdes frågan av att uppdragsgivaren ville jämföra exponeringshalter av respirabelt damm i andningszon vid standardiserade skjutövningar på skjutbanor med konventionell respektive modern ventilationsteknik [Wingfors *et al.* 2015a]. Ibland kan frågan vara mer komplicerad som i en utredning om vilka ämnen som ger upphov till vissa klagomål eller hälsobesvär. I ett uppdrag som genomfördes var frågan vilka kemiska ämnen och faktorer som relaterade till uppkomsten av yrsel och retningar i andningsvägar under skjutövningar. Här initierades detaljerade studier av emissioner från olika ammunitionssorter med bred kemisk och toxikologisk karaktärisering [Bergström *et al.* 2015].

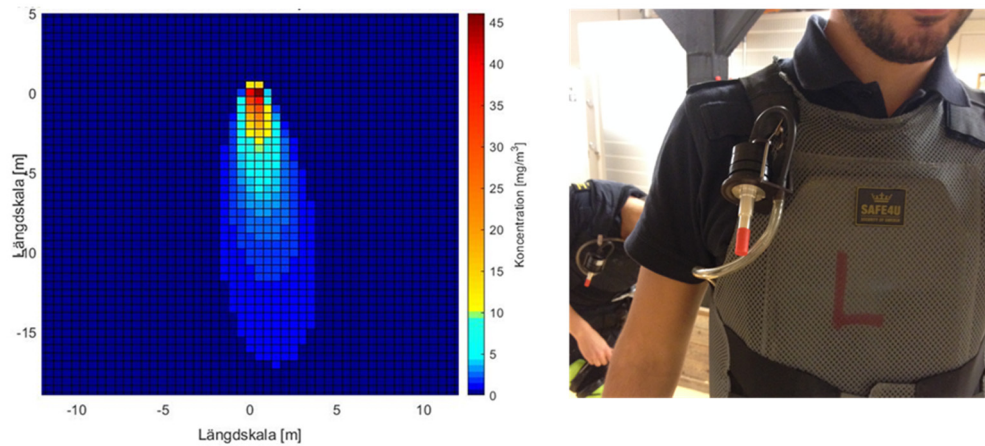
I flera projekt initierade av MSB var man särskilt intresserad av potentiell exponering för brandpartiklar vid deras övningsplatser. Eftersom övningsledare, övningsdeltagare och övrig personal hade avsevärt olika exponeringsförutsättningar initierades flera typer av provtagningsmetoder. För vissa personalkategorier användes företrädesvis mätningar i andningszon kompletterade med stationär provtagning och för de som använde externa luftpaket prioriterades hudavstrykningsprover och mätning av PAH-metaboliter i urin. För att följa kontamineringsgrad i olika miljöer kopplat till övningsplatser gjordes även mätningar med avstrykningsprover på ytor. Dessa visade att kontamineringen gradvis minskade med ökat avstånd till primära källor, vilket ledde till rekommendationer om tydligare zonindelning för att minska sekundärexponering [Wingfors *et al.* 2015b, Wingfors *et al.* 2018].

Vid en internationell insats kan det vara svårt att genomföra mätningar i andningszon pga. logistiska, säkerhetsmässiga och praktiska skäl. På Camp Victoria i Kosovo studerades särskilt om stationär provtagning var jämförbar med personburen och resultaten indikerade att en kombination av relevanta stationära mikromiljöer som representerade patrullsoldater, verkstadspersonal och kontorspersonal överensstämde väl med de personburna mätningarna [Wingfors *et al.* 2009]. Den här strategin användes senare för exponeringsmätningar i Kabul och Mazar-e-Sharif i Afghanistan där olika personalkategoriernas mikromiljöer integrerades i provtagningsstrategin [Magnusson *et al.* 2012].

I många fall har dock utredning av källkaraktäristik mellan olika emitterande produkter (ammunitionssorter och militära röksystem) varit föremål för uppdragsgivarnas intresse. I dessa studier kan specifika produktval jämföras eller data tas fram för att uppskatta källstyrkor för beräkning av exponeringskoncentrationer i spridningsmodeller. I de här källkaraktäriseringsstudierna, som ofta genomförs i testkammare, övervakas och kontrolleras omgivningsparametrar så att stabila data för en viss produkt kan tas fram. Aerosolens fysikaliska natur, partikelstorleksfördelning och hur den påverkas över tid kan analyseras och selektiva prover för svepelektronmikroskop och kemiska analyser kan samlas in.

Sammantaget är det viktigt att definiera sin provtagningsstrategi efter den aktuella frågeställningen. Ibland ställs det mycket höga krav på att provtagningsmetoder och analysmetoder är förknippade med högsta noggrannhet och precision. I andra fall ligger istället fokus på att välja ut representativa prover för att kunna besvara den specifika frågan.

Undersökning av medelexponering för grupper med liknande exponering kräver vanligtvis fler prover än t.ex. studier av *worst case*-scenarier. Likaså, om det föreligger risk att lufthalter tillfälligt förekommer i höga nivåer som kan leda till akuta besvär, kan en högre tidsupplösning vara viktigare än att studera medelexponering över lång tid. Det senare kan underskatta lufthalter och ge en missvisande bild av exponeringens karaktär. I andra fall kan den kumulativa eller kroniska exponeringen istället vara intressant. Många av dessa frågor behöver således besvaras innan en mätning initieras.



Figur 15. Spridningsmodellering med beräknat koncentrationsfält av en $ZnCl_2$ -granat för en 15 min ekvivalent (till vänster) samt exempel på personburen exponeringsmätning av respirabelt damm under en skjutövning (till höger).

Ett räkneexempel (se figur 15) för en exponeringsbedömning av data insamlade från fältförsöket med rökammunition gjordes för personal utan andningsskydd. Källstyrkan för den studerade $ZnCl_2$ -granaten bestämdes till ca 125 g partiklar/granat. Den kemiska karaktäriseringen visade att partiklarna i huvudsak bestod av zinkklorid med endast spårmängder av andra kemiska ämnen. I detta exempel antogs aerosolen färdas och spädas ut med vinden (vindstyrka på 4 m/s), ett förlopp som modellerades med FOI:s egna spridningsmodell PUMA. De estimerade medelkoncentrationerna under granatens brinntid (1 min) i luften nedströms vindriktningen var på 1 m, 5 m respektive 10 m avstånd från granaten: 353 mg/m^3 , 73 mg/m^3 respektive 28 mg/m^3 . En 15 min ekvivalent ger enligt figur 15 koncentrationerna 24 mg/m^3 , 4,9 mg/m^3 respektive 1,9 mg/m^3 . Detta kan jämföras med ett riktvärde för amerikansk militär personal (EEGL, Emergency Exposure Guidance Level) under vilket tillfällig exponering kan anses ofarlig [NRC 1997]. Detta riktvärde ligger på 10 mg/m^3 under 15 min för $ZnCl_2$ -rök.

Ovanstående scenario kan byggas vidare genom att anta att en individ befinner sig i rökmolnet på ett givet avstånd från granaten och exponeras under brinntiden. En vuxen man skulle vid vila andas ungefär 9 liter/min och vid tungt arbete uppemot 50 liter/min och med hjälp av en lungdepositionsmodell [Lejon 2019] går det att teoretiskt beräkna massan som skulle deponeras i lungan per ytenhet. Lungdosen för en vuxen man i tungt arbete på 1-10 m avstånd från en briserande $ZnCl_2$ -rökgranat beräknas därmed till 0,007-0,0005 $\mu g/cm^2$. Eftersom lungans yta är ungefär lika stor som en tennisplan ($\sim 80 m^2$) skulle detta ändå resultera i en totaldos på 5,8-0,46 mg.

6 Dos-respons samband

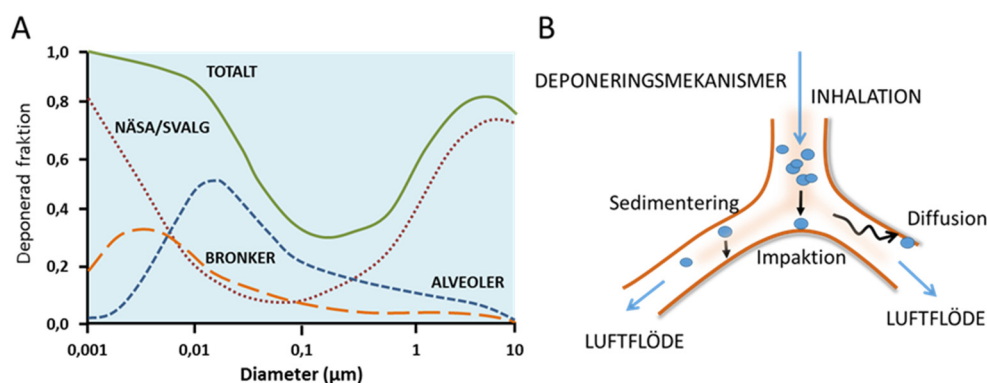
Vid en toxikologisk karakterisering genomförs en dos-responsanalys i ett eller flera valda biologiska modellsystem med den aerosol eller kemikalie som i faroidentifieringen identifierats som potentiellt hälsofarlig. En dos-responsanalys utförs för att kunna beskriva vid vilka koncentrationer som toxiska effekter kan inträffa efter en exponering. Detta steg är extra viktigt vid riskbedömning av komplexa blandningar av kemikalier och partiklar t.ex. i luftprover där färdiga gränsvärden ofta saknas.

6.1 Kritiska målorgan vid en aerosolexponering

En aerosolexponering sker främst via luftvägar, ögon och hud. Upptag genom huden kan inträffa om naken hud blir exponerad men för de flesta ämnen skyddar hudens yterskikt (epidermis) relativt effektivt. Kläder kan utgöra en extra skyddsbarriär och förhindra aerosolexponering av huden men ger ett mindre effektivt skydd mot gaser. Det största och viktigaste målorganet vid aerosolexponering är lungan både avseende upptag och negativa hälsoeffekter. I den del av lungan (alveolerna) där det livsviktiga gasutbytet av syre och koldioxid sker är cellbarriären mellan luften och blodet mycket tunn, ibland bara några celler tjock. Detta medför att vissa kemikalier och partiklar i nanostorlek kan tas upp över luft-blodbarriären och distribueras vidare till andra organ i kroppen. Upptaget av kemikalier bestäms av molekylvikt och egenskaper som hydrofobicitet och laddning, där små och hydrofoba kemikalier tas upp snabbt. Upptaget av partiklar styrs av storlek men även löslighet och elektrisk laddning hos partiklarna kan påverka.

6.2 Lungdeponering och uppskattning av relevanta doser

Det är storleken på partiklarna som avgör hur långt ner i luftvägarna de når, se figur 16A. Större partiklar ($> 5 \mu\text{m}$) fångas i större utsträckning upp redan i näsa och svalg medan mindre partiklar kan ta sig djupare ned i luftvägarna. Lägst deponeringsgrad ses för partiklar i storleksordningen $0,3 \mu\text{m}$. Det är dock bara en viss del av alla de partiklar som följer med inandningsluften som faktiskt blir kvar (deponeras) i lungan, en stor del åker ut igen tillsammans med utandningsluften. Mekanismerna bakom partikeldeponeringen (se figur 16B) är också storleksberoende. För större partiklar är impaktion och sedimentering de mest avgörande, för mindre partiklar är diffusion den vanligaste deponeringsmekanismen.

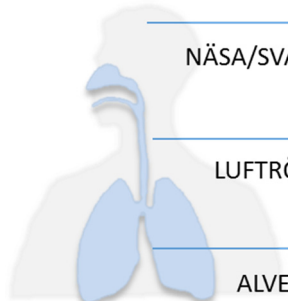


Figur 16. Schematisk bild över hur partiklar som andats in deponeras i andningsvägarna. Storleken på partiklarna (A) är avgörande för om inandade partiklar åker ut med utandningsluften eller deponeras på luftvägarnas väggar och hur djupt ned i luftvägarna de kan nå (näsa/svalg, bronker, alveoler) samt hur deponeringen sker (B). (Bild A modifierad från Geiser and Kreyling, 2010)

Den mängd partiklar som når lungan och som är tillgänglig för upptag kan beräknas med hjälp av matematiskt baserade lungdeponeringsmodeller, se figur 17. Ett exempel på en sådan modell är *Multiple-path particle dosimetry* (MPPD) (Applied Research Associates

Inc, Albuquerque, NM, USA). En mer detaljerad beskrivning av lungdeponering finns beskriven i Lejon [2019]. Utifrån de partikelkoncentrationer och storleksfördelningar som uppmätts i luften (se kapitel 5) kan deponeringen simuleras med hjälp av programvaran.

Beräknad partikeldeponering



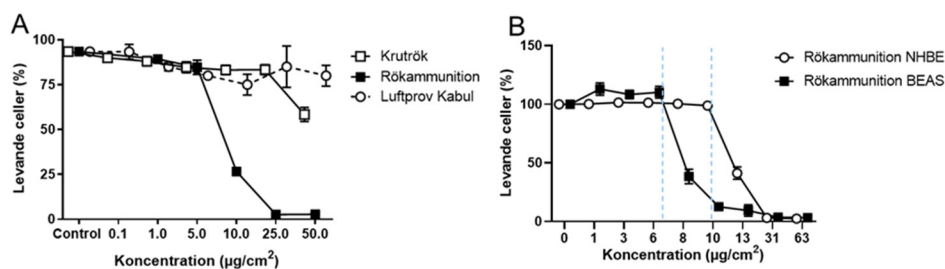
	VILA	FYSISK AKTIVITET
NÄSA/SVALG	2,30 µg	8,29 µg
LUFTRÖR	0,5085 µg	2,76 µg
ALVEOLER	1,28 µg	5,44 µg

Figur 17. Beräkning av hur mycket partiklar (1 mg/m^3 , partikelstorlek $1,27 \text{ }\mu\text{m}$) som deponeras under 1 min exponering och var i luftvägarna deponeringen sker beroende på om personen är i vila eller utför en fysiskt ansträngande aktivitet.

I modelleringen bör man utgå ifrån ett exponeringsscenario som motsvarar den verkliga exponeringssituationen och beräkna andningsvolym utifrån om man riskbedömer exponering av t.ex. stillasittande individer eller individer under fysisk aktivitet (60 % av maxpuls). Hastigheten på andetagerna och hur djupa andetag man tar påverkar var i lungan partiklarna deponeras. Även mängden partiklar som deponeras påverkas, mellan vila och fysisk ansträngning kan det skilja 4-5 gånger i exponeringsdos. Uppehållstiden för deponerade partiklar varierar också där den är relativt kort i större luftvägar beroende på att de med hjälp av cilier på epitelcellerna i luftvägen transporteras upp mot svalget där de sväljs eller spottas ut. I alveolerna är uppehållstiden generellt längre då partiklarna i den här regionen avlägsnas av vita blodkroppar (alveolära makrofager).

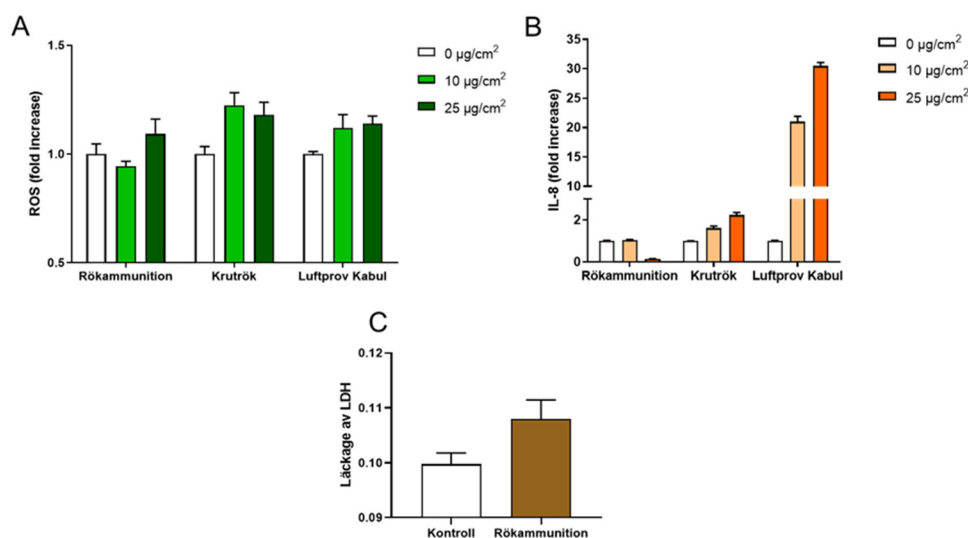
6.3 Biologiska modellsystem för studier av toxiska effekter

De modellsystem som används vid toxikologisk karakterisering utgörs vanligen av olika odlade celler (*in vitro*) eller försöksdjur (*in vivo*). Med hjälp av lungdeponeringsmodellen MPPD kan man bilda sig en uppfattning om valet av dosintervall för undersökning i modellsystem. Vi har undersökt toxiciteten (se figur 18) hos flera partikelaerosoler av olika ursprung, t.ex. krutrök från ammunition, rökpartiklar från militär rökammunition och förbränningspartiklar i luftprover från Kabul. Den toxiska effekten mätt som celldöd efter exponering varierar mellan proverna (se figur 18A), vilket kan förklaras av en kombination av olika egenskaper hos partiklarna såsom partikelstorlek (rökammunition>krutrök>luftpartiklar, se figur 2), laddning och kemisk sammansättning (partiklar från viss rökammunition och krutrök innehåller t.ex. mer metaller). Beroende på vilken cellinje man väljer att använda (se figur 18B) kan responsen se lite olika ut, varför det är viktigt att undersöka den toxiska effekten i fler än ett *in vitro*-system. I figur 18B kan man se att vid en exponering för partiklar från en militär rökammunition är de primära epitelcellerna (NHBE) mindre känsliga (dör vid koncentrationer $> 10 \text{ }\mu\text{g/cm}^2$) jämfört med den virustransficerade cellinjen BEAS-2B (dör vid koncentrationer $> 6 \text{ }\mu\text{g/cm}^2$). Primärceller anses som det mest representativa modellsystemet då dessa celler utgörs av friska normala celler odlade efter att ha tagits från människa, till skillnad från cancerceller eller virus-transficerade celler som ingår i många andra testsystem.



Figur 18. Jämförelse i påverkan på celldöd mellan tre olika partikeltyper (krutrök, rökfackla och förbränningspartiklar i luft) (A) Skillnaden mellan två olika cellsystems känslighet testade för samma partikeltyp, rökammunition (B).

Ett annat viktigt val vid en toxikologisk karaktärisering är vilka biologiska effekter man ska studera för att kunna bilda sig en uppfattning om hälsoeffekterna av en exponering. Förutom inducerad celldöd (se figur 18) vid exponering för ökande koncentrationer av partiklarna kan de även orsaka cellstress, vilket kan analyseras som en ökad produktion av fria syreradikaler (ROS) i cellen, se figur 19A.



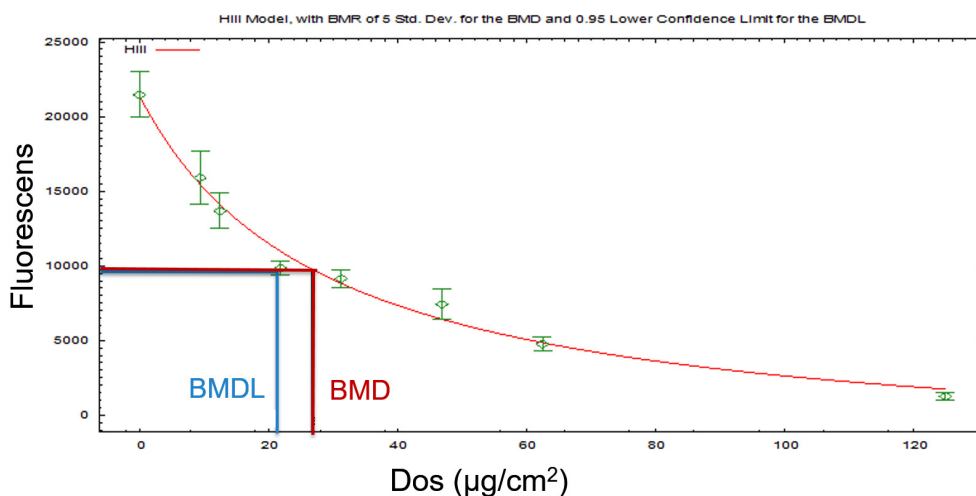
Figur 19. Jämförelse mellan tre olika partikeltyper förmåga att inducera oxidativ stress (A), förmåga att aktivera immunförsvaret genom frisättning av pro-inflammatoriska cytokinet IL-8 (B) samt studera cellskadan genom att mäta enzymet LDH från odlade celler efter exponering för partiklar emitterade från rökammunition (C).

En ökad mängd av ROS kan vara ett första tecken på att cellerna håller på att dö men även en indikation på att en pro-inflammatorisk respons aktiverats i cellerna. Genom analyser av olika inflammatoriska mediatorer (cytokiner och kemokiner) kan man få en uppfattning om partiklarna aktiverat responser som resulterar i en aktivering av kroppens immunförsvaret och slutligen en inflammation. Trots att krutrök inducerar mer reaktiva syreradikaler (se figur 19A) är aktivering av pro-inflammatoriska reaktioner, t.ex. frisättning av IL-8 (se figur 19B), inte lika hög som efter exponering för förbränningspartiklar i luftprover från Kabul. Partiklar från rökammunition orsakade celldöd redan vid relativt låga koncentrationer, vilket också avspeglas i att IL-8-nivåerna minskar under bakgrunds-nivån. Detta tyder på att det finns färre levande celler som kan producera cytokiner. Analyser av läckage av enzymet LDH (laktat dehydrogenase, se figur 19C) från cellerna visar att partiklar från rökammunitionen får cellerna att dö genom nekros (okontrollerad celldöd) och gå sönder så att proteiner som normalt sett bara finns inuti cellen läcker ut. Genom att normalisera mätvärden efter exponering mot bakgrunds-nivåer i obehandlade celler kan man till viss del justera för olikheter i responsen mellan olika cellinjer. De allra minsta partiklarna, såsom ammunitionspartiklar, kan tränga igenom lung-blodbarriären och deras förmåga att inducera koagulationseffekter kan studeras i modellsystem baserade på humant helblod

[Elfsmark *et al.* 2020). Detta arbete har genomförts i samarbete med projektet Effekter av toxiska ämnen.

6.4 Bestämning av dos-responssamband

Innan man kan bestämma det faktiska dos-responssambandet mellan exponering och hälsoeffekter måste man vara säker på att det finns ett direkt orsaks- och verkanssamband där emellan och att den respons man observerar inte är ett resultat av andra faktorer. Med hjälp av *Benchmark dose* (BMD)-metoden kan man beräkna responsen (hälsoeffekter) vid alla koncentrationer av ett ämne genom att matematiskt extrapolera en dos-responsskurva utifrån faktiska mätdata från t.ex. cellförsök, se figur 20. På detta sätt kan man göra en beräkning av den dos som ger upphov till negativa hälsoeffekter även om den ligger utanför dosintervallet eller mellan de testade doserna.



Figur 20. Beräkning av dos-respons med hjälp av BMD-modellering. Utifrån data genererade i cellförsök kan partikel mängder kopplas till biologisk respons t.ex. celledöd. Modellen beräknar en lägsta dos (BMDL) som ger upphov till en 5 % förändring av responsen (fluorescens) jämfört med friska kontroller.

Om samma partikelblandning ingått i epidemiologiska studier kan dessa ge svar på om det finns ett verkligt hälsoproblem kopplat till exponeringen. I utvärderingen av epidemiologiska studier kan det däremot uppstå svårigheter i att beräkna den faktiska dosen och exponeringstiden. Ett exakt gränsvärde kan därför ändå behöva beräknas utifrån andra data baserade på *in vitro*-/*in vivo*-studier.

6.5 Beräkning av gränsvärden

Utifrån BMD-beräkningar kan man fastställa ett gränsvärde för en given partikelblandning men innan detta kan tillämpas på en verklig exponeringssituation för människa behöver det föreslagna BMDL-värdet justeras för olika osäkerhetsfaktorer. Tanken med osäkerhetsfaktorerna är att de ska täcka upp för okända faktorer som t.ex. skillnader i dosrespons mellan den genomsnittliga friska människan och känsliga grupper i samhället (t.ex. kroniskt sjuka, äldre och barn), extrapoleringar av responsen mellan försöksdjur och människa, extrapoleringar från kortare exponering till kronisk exponering. Vanligtvis läggs ett default värde om 10 på för varje osäkerhetsfaktor och dessa multipliceras till en sammanvägd osäkerhetsfaktor.

Gränsvärden beräknas slutligen enligt följande princip:

$$\text{Anpassat gränsvärde för människa} = \frac{\text{Justerat toxikologiskt gränsvärde}}{\text{Sammanvägd osäkerhetsfaktor}}$$

Arbetet med att ta fram ett gränsvärde innefattar omfattande genomgång av publicerade data från både *in vitro*, *in vivo* och epidemiologiska studier samt eventuella olyckstillbud, där slutligen en sammanvägd bedömning leder fram till ett gränsvärde. Att ta fram gränsvärden för exponering av partiklar är dock en omfattande uppgift som legat utanför projektets syfte. Den typ av dos-responsdata som tagits fram inom ramen för projektet kan däremot utgöra en grund för att beräkna anpassade gränsvärden för människa.

6.6 Hälsoeffekter vid exponering för militära och civila röksystem

Både svenska och amerikanska försvarsorganisationers riktlinjer och regelverk är mycket tydliga med att exponering för rökammunition kan vara förknippat med allvarliga hälsoeffekter. Det finns också flera fall av allvarliga hälsoeffekter vid exponering och tillbud med exempelvis ZnCl₂-rök [Pettilä *et al.* 2000, Mahboob *et al.* 2017, Gil *et al.* 2008].

På uppdrag av den amerikanska armén har det nationella forskningsrådet sammanställt data på toxicitet kopplat till exponering för militära röksystem [NRC 1997, 1999a, 1999b]. För de röksystem där underlagen bedömdes som tillräckliga fastställdes rekommenderade riktvärden för militär personal (EEGL-Emergency Exposure Guideline Level) vid akut (15 min) och upprepad exponering (t.ex. övningsscenario i exempelvis 2 h och 2 ggr/vecka) för nivåer som inte ska ge upphov till hälsoeffekter. Där klassades mässingsbaserad (Cu och Zn) och ZnCl₂-rök som de mest toxiska (1,6 respektive 10 mg/m³, 15 min) följt av vit fosfor (19 mg/m³), röd fosfor (40 mg/m³), rök från diesel (300 mg/m³) och mineralolja (360 mg/m³). Mindre toxisk var rök baserad på grafit och titandioxid (880 respektive 1800 mg/m³, 15 min). För de flesta undersökta typer av färgad signalrök bedömdes underlaget som otillräckligt för att säkert bedöma riktvärden för akut och upprepad exponering. I slutsatserna belystes dock att underlaget pekade på att signalrök och tillhörande färgämnen med stor sannolikhet har såväl toxiska som sensibiliserande och allergiframkallande effekter via både hud- och inhalationsexponering och att mer forskning är nödvändig.

På uppdrag av den finska armén utfördes tester av DFTRC (Defense Forces Technical Research Centre) för att undersöka fyra ersättningsalternativ med potentiellt lägre toxicitet jämfört med ZnCl₂-rök, för användning under strid och övning [Hemmilä *et al.* 2010]. Trots begränsad teknisk prestanda under torra förhållanden bedömdes rök baserad på kalium och magnesium som det bästa alternativet pga. dess låga uppmätta toxicitet i mus och cellförsök *in vitro*. Röken baserad på kalium och magnesium inducerade varken cell- eller genotoxicitet i deras försök men uppvisade en viss potential för irritation via inandning och ett takgränsvärde på 330 g/m³ räknades ut. Som jämförelse räknades motsvarande takgränsvärde för ZnCl₂-rök ut till 4 mg/m³. Författarna rekommenderar ändå att skyddsmask används vid risk för exponering för samtliga testade röksystem.

7 Diskussion

Insatspersonal kan exponeras för ett brett register av olika aerosoler och utsättas för många kemiska ämnen i aerosolfyllda miljöer under både övningar och insatser. Genom externa uppdrag och egeninitierad experimentell forskning under insatser och fältövningar har projektets verksamhet varit inriktat på att utveckla förbättrad riskbedömningsmetodik. Normalt faller ansvaret på att genomföra riskbedömningar hos den insatsgrupp eller insats- eller försöksledare som potentiellt som möter en kemisk riskkälla. Vi har identifierat detta som en stor och ibland mycket svår uppgift. I den här treårsrapporten har ambitionen varit att sätta projektets forskningsresultat i ett riskbedömningsperspektiv med syfte att belysa nyttan med kemisk hälsoriskforskning inriktad på soldater och annan insatspersonal.

En förutsättning för en bra riskbedömningsprocess är att den inleds med en tydlig problemformulering. I avsnittet faroidentifiering, som beskriver det första steget i en riskbedömning, har vi beskrivit tekniker och insatsanpassade metoder för att fysikaliskt och kemiskt karaktärisera aerosoler. En genomgående slutsats avseende insatsrelevanta aerosoler är att de fysikaliska och kemiska egenskaperna kan spänna över en mycket stor variation. Exempelvis ger enstaka ämnesanalyser och masskoncentrationer för PM₁₀ en alltför grov och trubbig beskrivning av den faktiska komplexiteten. Därför är det viktigt att använda sig av ett brett spektra av mätmetoder, såväl selektiva som generiska, för att korrekt kunna beskriva aktuell kemisk och fysikalisk karaktäristik hos aerosolen. Brister i faroidentifieringssteget får också stor påverkan för de efterföljande stegen i riskbedömningen.

Utvecklandet av fjärrstyrda provtagare har fyllt två primära syften i det här projektet, dels skapa möjligheter att underlätta datainsamling i ett faroidentifieringssteg på platser där det är svårt att mäta med konventionella tekniker. Vidare finns det framtidsutsikter att dessa små provtagare, utrustade med fjärrövervakning i realtid och monterade på drönare, kan utgöra kraftfulla verktyg för att överblicka och karaktärisera gasers och aerosolers spatiala utbredning i ett insatsområde. Informationen kan då användas för att grovt fastställa spridningsriktning, upprätta riskavstånd och därmed bidra till taktiska underlag.

På grund av att insatspersonal är en heterogen grupp som ofta har vitt skilda roller under en insats kan det vara mycket svårt att definiera exponeringens karaktär utifrån magnitud, frekvens och varaktighet. Exponeringsdimensionerna under ett direkt aerosolhot där man kan förvänta sig höga halter av okända ämnen under kort tid kommer att skilja sig från potentiell inhalations- och hudexponering av rökpartiklar under standardiserade övningar såsom strid i bebyggelse eller rökdykning. Även om vi har varit involverade i flera olika studier med aerosolxponering kan det inte nog förtydligas hur svårt det kan vara att mäta och karaktärisera exponeringsdimensioner. En stor del av tid och resurser kan behöva läggas på detta moment. Det är nämligen helt avgörande om provtagningen och strategin för att karaktärisera exponeringen är väl anpassad för den information som behöver samlas in. Projektets arbete med att skräddarsy provtagningsstrategier och ta fram anpassad provtagningsutrustning för insatsrelevanta scenarier har dock bidragit till att unika exponeringsdata från insatsområden, skjutövningar, rökdykning och skyddstester har kunnat samlas in.

Komplexiteten i den kemiska och fysikaliska karaktäristiken av insatsrelevanta aerosoler innebär att det i stor väsentlighet saknas tillförlitliga gränsvärden och dos-responsdata för toxiska effekter. Ett sätt att testa sådana komplexa blandningar är användning av *in vitro*-system baserade på humana celler. Syftet med dessa tester är att toxikologiskt karaktärisera akut toxicitet, partiklarnas förmåga att framkalla celldöd, oxidativ stress samt inducera ett inflammationssvar. Data används för att öka kunskapen om toxikologiska mekanismer och för att ta fram dos-respons samband. Dessa samband bidrar med viktiga data i processen att ta fram gränsvärden.

Med ett bra underlag från faroidentifiering, exponeringsbedömning och dos-responsanalys kan osäkerhetsfaktorer och risker värderas med syfte att identifiera säkra nivåer vid en potentiell exponeringssituation. Ur ett insatsperspektiv kan detta styra vilka skyddsavstånd som bör tillämpas, valet av personlig skyddsnivå, identifiera säkra aktionstider, vilka

exponeringsreducerande åtgärder som bör användas etc. En bra riskbedömning ska innefatta ett tillräckligt bra underlag så att ett beslut kan tas baserat på acceptabel nivå för exponering i förhållande till vad som kan uppnås med insatsen.

Sammantaget är vår erfarenhet att insatspersonal på många sätt har en unik och mångfaceterad exponering där behovet av bra riskbedömningar, väl utvecklade rutiner för att undvika onödig exponering och en god kultur i att identifiera riskkällor är centrala. Vidare är en väl utvecklad övningsverksamhet där erfarenheter och utvecklingsförslag kan införlivas viktig för att bibehålla en sund förbättringsprocess.

8 Referenser

- Arbetsmiljöverket (2019) AFS 2007:7. Rök- och kemdykning. Arbetsmiljöverkets föreskrifter om rök- och kemdykning samt allmänna råd om tillämpningen av föreskrifterna.
- Arbetsmiljöverket (2019) AFS 2011:19. Kemiska arbetsmiljörisker, Arbetsmiljöverkets föreskrifter och allmänna råd om kemiska arbetsmiljörisker.
- Arnoldsson K, Magnusson R, Hägglund L, Lejon C och Wingfors H (2015) Initial evaluation of an axial passive sampler for PAHs and OPAHs using substrates with and without gas sampling capacity and varying diffusion distances. *Atmospheric Pollution Research* 6, p. 673-681.
- Arnoldsson K, Magnusson R, Waleij A och Wingfors H (2016) Pilotstudie av passiv provtagare utförd i Bamako, Mali. FOI Memo 5666.
- Badura M, Batog P, Drzeniecka-Osiadacz A och Modzel P (2018) Evaluation of Low-Cost Sensors for Ambient PM2.5 Monitoring. *Journal of Sensors*, ID 5096540, <https://doi.org/10.1155/2018/5096540>.
- Bergström U, Ekstrand-Hammarström B, Hägglund L och Wingfors H (2015) Comparing Acute Toxicity of Gunshot Particles, from Firing Conventional and Lead-Free Ammunition, in Pulmonary Epithelial Cell Cultures. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A* 78, p. 645-661.
- Bohlin P, Audy O, Skrdlikova L, Kukucka P, Pribylova P, Prokes R, Vojta S och Klanova J (2014) Outdoor passive air monitoring of semi volatile organic compounds (SVOCs): a critical evaluation of performance and limitations of polyurethane foam (PUF) disks. *Environmental Science: Processes & Impacts* 16, p. 433-444.
- Crilley LR, Shaw M, Pound R, Kramer LJ, Price R, Young S, Lewis AC och Pope FD (2018) Evaluation of a low-cost optical particle counter (Alphasense OPC-N2) for ambient air monitoring. *Atmospheric Measurement Techniques* 11, p. 709–720.
- Dettmer K och Engewald W (2002) Adsorbent materials commonly used in air analysis for adsorptive enrichment and thermal desorption of volatile compounds, *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 373, p. 490–500.
- Ekstrand-Hammarström B, Magnusson R, Österlund 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, p. 825-833.
- Elfsmark L, Hammarström B-E, Forsgren N, Lejon C, Hägglund L, Wingfors H. In vitro and ex-vivo characterization of toxicological effects from inhalation and uptake of complex nano-sized metal particles, opublicerat manuscript, 2020
- Försvarsmakten (2016) SäkR BRök Reglemente – Verksamhetssäkerhet, Övning brand och rök. FM2016-9061:6 , www.forsvarsmakten.se/siteassets/4-om-myndigheten/dokumentfiler/sakr2017/sakr-brok-2017.pdf.
- Gil F, Pla A, Hernández AF, Mercado JM och Méndez F (2008) A fatal case following exposure to zinc chloride and hexachloroethane from a smoke bomb in a fire simulation at a school. *Clinical Toxicology* 46, p. 563-565.
- Harner T, Su K, Genualdi S, Karpowicz J, Ahrens L, Mihele C, Schuster J, Charland J-P och Narayan J (2013) Calibration and application of PUF disk passive air samplers for tracking polycyclic aromatic compounds (PACs). *Atmospheric Environment* 75, p. 123-128.

- Hemmilä M, Hihkiö M, Harkoma M, Suonurmi-Virtanen A, Suhonen S, Hautamäki M, Pasanen A-L, Norppa H, Kasanen J-P, Turunen M (2010) Evaluation of the technical performance, the toxicological effects and the irritation potency of four pyrotechnic screening smokes. Publications 20, Defence Forces Technical Research Centre, Ylöjärvi, p. 47.
- Hinds WC (1999) Aerosol Technology, John Wiley & Sons, Inc, 2nd Edition.
- Lejon C (2019) Lung Deposition Models for Exposure and Risk assessment. FOI-R--4753--SE.
- Lejon C, Bergström U, Gustafsson Å, Hägglund L, Sturk D och Tengell T (2015) Vented gases and aerosols of automotive Li-ion LFP and NMC batteries in humidified nitrogen under thermal load, FOI-R--4166--SE.
- Magnusson R, Hägglund L och Wingfors H (2012) Broad Exposure Screening of Air Pollutants in the Occupational Environment of Swedish Soldiers Deployed in Afghanistan. Military Medicine 177, p. 318-325.
- Magnusson R, Hägglund L, Gustafsson Å, Bergström U och Lejon C (2016) Identification and brief toxicological assessment of combustion products of the refrigerant HFO-1234yf. FOI-R--4285--SE.
- Magnusson R, Arnoldsson K, Lejon C, Hägglund L och Wingfors H. (2016) Field evaluation and calibration of a small axial passive air sampler for gaseous and particle bound polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and oxygenated PAHs. Environmental Pollution 216, p. 235–244.
- Mahboob H, Richeson III R och McCain R (2017) Zinc Chloride Smoke Inhalation Induced Severe Acute Respiratory Distress Syndrome: First Survival in the United States with Extended Duration (Five Weeks) Therapy with High Dose Corticosteroids in Combination with Lung Protective Ventilation. Case Reports in Critical Care.
- Mauderly JL och Chow JC (2008) Health effects of organic aerosols. Inhalation Toxicology 20, p. 257-88.
- NRC (1997) National Research Council: Committee on Toxicology – Subcommittee on Military Smokes and Obscurants. Toxicity of Military Smokes and Obscurants, Volume 1, National Academy Press.
- NRC (1999a) National Research Council: Committee on Toxicology – Subcommittee on Military Smokes and Obscurants. Toxicity of Military Smokes and Obscurants, Volume 2, National Academy Press.
- NRC (1999b) National Research Council: Committee on Toxicology – Subcommittee on Military Smokes and Obscurants. Toxicity of Military Smokes and Obscurants, Volume 3, National Academy Press.
- Pettilä V, Takkunen O och Tukiainen P (2000) Zinc chloride smoke inhalation: a rare cause of severe acute respiratory distress syndrome. Intensive Care Medicine 26, p. 215-217.
- Ramachandran G (2005) Occupational Exposure Assessment for Air Contaminants. CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Ratnayake SP och Wingfors H (2017) Determination of airborne PAHs using passive sampling with 2,6 diphenyl-p-phenylenoxide as adsorbant. Journal of the National Science Foundation of Sri Lanka 45, p. 83-88.
- Shirdel M, Andersson B, Bergdahl IA, Sommar JN, Wingfors H och Liljelind IE (2018) Improving the UNC Passive Aerosol Sampler Model Based on Comparison with Commonly Used Aerosol Sampling Methods. Annals of Work Exposures and Health 62, p. 328-338.

Shirdel M, Bergdahl IA, Andersson BM, Wingfors H, Sommar JN och Liljelind IE (2019) Passive personal air sampling of dust in a working environment—A pilot study *Journal of Occupational and Environmental Hygiene* 16, p. 675–684.

SIS, Svenska Institutet för standarder (1993) SS-EN 481. Arbetsplatsluft – Partikelstorleksfraktioner för mätning av luftburna partiklar, Utgåva 1.

Turpin BJ, Saxena P och Andrews A (2000) Measuring and simulating particulate organics in the atmosphere: problems and prospects. *Atmospheric Environment* 34, p. 2983-3013.

Wagner J och Leith D (2001) Passive aerosol samplers. Part I: Principle of operation. *Aerosol Science and Technology* 34, p. 186–192.

Wingfors H, Hägglund L, Magnusson R och 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 and Environmental Hygiene* 6, p. 332-340.

Wingfors H, Hägglund L och Magnusson R (2011) Characterization of the size-distribution of aerosols and particle-bound content of oxygenated PAHs, PAHs, and n-alkanes in urban environments in Afghanistan. *Atmospheric Environment* 45, p. 4360-4369.

Wingfors H, Svensson K, Hägglund L, Hedenstierna S och Magnusson R (2014) Emission factors for gases and particle bound substances produced by firing lead-free small caliber ammunition. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene* 11, p. 282-291.

Wingfors H, Hägglund L, Lejon C och Magnusson R (2015a) Bestämning av emissionsfaktorer av hälsofarliga ämnen från pistolammunition och exponeringsmätning vid två skjutbanor. FOI-R--4173--SE.

Wingfors H, Tengel T, Arnoldsson K och Magnusson R (2015b) Studie-Utredning av sekundärexponering av brandpartiklar och PAH vid brandmannautbildning. FOI-R--4178--SE.

Wingfors H, Rattfelt Nyholm J, Magnusson R och Hammar Wijkmark C (2018) Impact of Fire Suit Ensembles on Firefighter PAH Exposures as Assessed by Skin Deposition and Urinary Biomarkers. *Annals of Work Exposures and Health* 62, p. 221–231.

Woolfenden E (2010a) Sorbent-based sampling methods for volatile and semi-volatile organic compounds in air. Part 1: sorbent-based air monitoring options, *Journal of Chromatography A* 1217, p. 2674–2684.

Woolfenden E (2010b) Sorbent-based sampling methods for volatile and semi-volatile organic compounds in air. Part 2. Sorbent selection and other aspects of optimizing air monitoring methods, *Journal of Chromatography A* 1217, p. 2685–2694.

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