

Steffen Monstad

Ultrafine partikler fra øvelsesbranner: Kvantifisering av partikkelemisjoner gjennom brannforløp

Masteroppgave i Helse, miljø og sikkerhet

Veileder: Rikke Bramming Jørgensen

Juni 2021

Steffen Monstad

Ultrafine partikler fra øvelsesbranner: Kvantifisering av partikkelemisjoner gjennom brannforløp



Masteroppgave i Helse, miljø og sikkerhet
Veileder: Rikke Bramming Jørgensen
Juni 2021

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Fakultet for økonomi
Institutt for industriell økonomi og teknologiledelse



Kunnskap for en bedre verden

Forord

Denne oppgaven markerer slutten på mitt masterstudie i Helse, Miljø og Sikkerhet ved Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Universitet (NTNU). Oppgaven er gitt i forbindelse med forskningsprosjektet SCINDEEP. Formålet har vært å kvantifisere luftbårne UFP som brannkonstabler utsettes for i arbeidsatmosfæren.

Først og fremst vil jeg takke Rikke Bramming Jørgensen for god veiledning og støtte gjennom hele semesteret. Tusen takk til folkene i Trøndelag brann- og redningstjeneste for å la meg gjøre målinger under røykdykkerøvelser, og gi meg innsikt i hvordan brannkonstabler arbeider. Til slutt vil jeg takke Florian Dahlkötter fra TSI for hjelp med å forstå måleutstyret og med støtte under feilsøking.

Trondheim, 17. juni 2021



Steffen Monstad

Sammendrag

Brannkonstabler er mer utsatt for visse sykdommer og helseplager enn den generelle befolkningen, deriblant ulike former for kreft og hjertesykdom. På grunn av koblingen til krefttrisiko har stadig flere studier blitt gjort på brannkonstablers eksponering for PAH. Når det gjelder ultrafine partikler (UFP) er det derimot gjort lite arbeid.

Hensikten med denne oppgaven var å kvantifisere luftbårne UFP som brannkonstabler kan bli utsatt for under arbeidet sitt. Dette ble gjort ved å måle konsentrasjonen og størrelsesfordelingen av partikler under kontrollerte treningsøvelser. Målinger ble gjennomført med stasjonært måleutstyr. Partikler i størrelser 5,6-560 nm ble målt med FMPS. Partikler i størrelser 0,3-10 μm ble målt med OPS.

Gjennom tre øvelser med røykdykking og slukking av brann ble det målt i gjennomsnitt $1,17 \times 10^7$ partikler/ cm^3 av UFP i størrelser 5,6-100 nm. I snitt sto disse partiklene for 70% av den totale konsentrasjonen målt med FMPS (5,6-560 nm). Det ble funnet at selve slukkingen førte til de største emisjonene av UFP. Partikkelemisjonene varierte mye for hver øvelse. Spesifikke forhold som mengden brensel og oksygentilgang har stor innvirkning på konsentrasjonen og størrelsesfordelingen av partikler.

Det er en høy grad av usikkerhet ved målingene grunnet sviktende måleutstyr. Videre arbeid er nødvendig for å oppnå bedre resultater. Fremtidige studier bør også inkludere personlige målinger under reelle brannhendelser.

Abstract

Firefighters are more susceptible to certain diseases and health problems than the general population, among them various forms of cancer and heart disease. Due to the cancer risk an increasing number of studies have been conducted on firefighters' exposure to PAH. However, little work has been done regarding ultrafine particles (UFP).

The purpose of this thesis was to quantify airborne UFP that firefighters might be exposed to during their work. This was achieved by measuring the concentration and size distribution of particles during live fire training. Measurements were carried out using stationary equipment. Particles in the size range 5,6-560 nm were measured with an FMPS. Particles in the size range 0,3-10 μm were measured with an OPS.

Through three exercises consisting of smoke diving and putting out a fire, an average concentration of $1,17 \times 10^7$ particles/ cm^3 was measured in the size range 5,6-100 nm. On average these particles made up 70% of the total concentration measured with the FMPS (5,6-560 nm). The act of extinguishing the fires led to the largest emissions of UFP. The particle emissions varied a lot for each of the exercises. Specific conditions such as the amount of fuel and supply of oxygen have a great impact on the concentration and size distribution of particles.

There is a high degree of uncertainty regarding the measurements due to malfunctioning equipment. Further work is necessary to produce better results. Future studies should also include personal sampling during emergency fires.

Innholdsfortegnelse

Forord.....	i
Sammendrag.....	iii
Abstract.....	iv
Figuroversikt	vii
Tabelloversikt.....	ix
Definisjoner og forkortelser.....	xi
1 Innledning.....	1
1.1 Bakgrunn	1
1.2 Problemstilling.....	2
1.3 Avgrensninger	2
2 Teori.....	3
2.1 Hvordan arbeider brannkonstabler?.....	3
2.1.1 Ulike brannforhold.....	4
2.2 Aerosoler og partikler fra forbrenning.....	4
2.2.1 Sammensetningen av partikler	6
2.3 Ultrafine partikler.....	7
2.3.1 Eksponering og helseeffekter	7
2.3.2 Grenseverdier for eksponering.....	8
2.4 Måling av partikler	8
2.5 Erfaringer fra tidligere studier.....	9
2.6 Måleresultater fra tidligere studier.....	10
2.7 Måleutstyr	15
2.7.1 FMPS 3091	16
2.7.2 OPS 3330.....	18
3 Metode	21
3.1 Gjennomførte målinger.....	21
3.2 Måleutstyr og materiell.....	22
3.2.1 FMPS 3091	22
3.2.2 OPS 3330.....	23
3.2.3 Annet utstyr	23

3.3	Plassering av måleutstyr	24
3.4	Målestrategi	25
3.5	Klargjøring og gjennomføring av målinger	26
3.6	Gjennomføring av øvelser	28
3.6.1	Dag 1 - Brenselsstyrt og ventilasjonsstyrt brann	28
3.6.2	Dag 2 - Røykdykkerøvelser	29
3.7	Test av fortyner	29
3.8	Databehandling	30
3.8.1	3D-grafer	31
3.8.2	Konsentrasjonsgrafer	31
3.8.3	Størrelsesfordeling i ulike tidsintervaller	32
3.8.4	Gjennomsnittlig konsentrasjon og partikkelstørrelse	33
4	Resultater	35
4.1	Dag 1 – OPS	35
4.1.1	Størrelsesfordeling i ulike tidsintervaller	38
4.2	Dag 2 – FMPS.....	39
4.2.1	Størrelsesfordeling i ulike tidsintervaller	45
5	Diskusjon.....	49
5.1	Dag 1 – Brenselsstyrt og ventilasjonsstyrt brann.....	50
5.2	Dag 2 – Røykdykkerøvelser	52
5.3	Eksponering	56
5.4	Tiltak og videre arbeid.....	58
6	Konklusjon	61
	Referanser.....	63
	Vedlegg	67
	Vedlegg A: Innstillinger for OPS og FMPS	67
	Vedlegg B: Konsentrasjonsgraf fra FMPS-måling dag 1	68
	Vedlegg C: Bilder fra dag 2 (19. mars 2021).....	69

Figuroversikt

Figur 2.1.1: Røykdykkerpar i innsats. Hentet fra DSBs Veiledning om røyk- og kjemikaliedykking (DSB, 2005).....	3
Figur 2.2.1: Observerte elementer ved branner for ulike partikkelstørrelser, hentet fra Fabian et al. (2011).	6
Figur 2.6.1: SMPS-data for en dags forbrenning av malt tre, hentet fra Pedersen og Frederiksen (2016).....	14
Figur 2.6.2: Gjennomsnittskonsentrasjon for brenselstyper i ulike intervaller, hentet fra Pedersen og Frederiksen (2016).....	15
Figur 2.7.1: TSI FMPS 3091 måleprinsipp, hentet fra produktmanualen (TSI, 2014).....	17
Figur 2.7.2: TSI OPS 3330 måleprinsipp, hentet fra produktmanualen (TSI, 2013).....	18
Figur 3.1.1: Containerhuset der øvelsene fant sted.	22
Figur 3.3.1: Måleutstyr ferdig rigget opp.....	24
Figur 3.4.1: Ferdig montert målesonde.	25
Figur 3.5.1: Diagnostics-skjerm til OPS (dag 1), og Instrument status-skjerm til FMPS (dag 2).	26
Figur 3.5.2: Elektrometerverdiene før måling, dag 2.	27
Figur 3.6.1: Skisse av øvelseslokalet.	28
Figur 3.7.1: Måling for begge OPS'er under fortynnertesten.....	29
Figur 3.7.2: Fortynningsfaktor for time 2 og 4.....	30
Figur 4.1.1: 3D-plott av OPS-data fra dag 1.	36
Figur 4.1.2: Total partikkelkonsentrasjon over tid, målt med OPS (dag 1).	37
Figur 4.1.3: Partikkelkonsentrasjon for ulike størrelsesfraksjoner over tid, målt med OPS (dag 1).	37
Figur 4.1.4: Størrelsesfordeling av partikler ved brenselstyrt og ventilasjonsstyrt brann, målt med OPS (dag 1).....	38
Figur 4.2.1: 3D-plott av FMPS-data fra dag 2.....	40
Figur 4.2.2: 3D-plott for øvelse 1, målt med FMPS (dag 2).	41
Figur 4.2.3: 3D-plott for øvelse 2, målt med FMPS (dag 2).	41
Figur 4.2.4: 3D-plott for øvelse 3, målt med FMPS (dag 2).	42

Figur 4.2.5: UFP og total partikkelkonsentrasjon over tid, målt med FMPS (dag 2).	43
Figur 4.2.6: Konsentrasjon av ulike størrelsesintervaller under øvelse 1, målt med FMPS (dag 2).	43
Figur 4.2.7: Konsentrasjon av ulike størrelsesintervaller under øvelse 2, målt med FMPS (dag 2).	44
Figur 4.2.8: Konsentrasjon av ulike størrelsesintervaller under øvelse 3, målt med FMPS (dag 2).	44
Figur 4.2.9: Konsentrasjon av ulike størrelsesintervaller under øvelse 3, forstørret. Målt med FMPS (dag 2).	45
Figur 4.2.10: Størrelsesfordeling for alle opptenningsfasene, målt med FMPS (dag 2).....	45
Figur 4.2.11: Størrelsesfordeling for alle slukkingsfasene, målt med FMPS (dag 2).	46
Figur 4.2.12: Størrelsesfordeling i pausene, målt med FMPS (dag 2).	46
Figur 4.2.13: Gjennomsnittlig størrelsesfordeling for opptenning, slukking og pauser. Målt med FMPS (dag 2).	47

Tabelloversikt

Tabell 2.2.1: Aggregeringshastighet for partikler ved ulike konsentrasjoner. Hentet fra ISO 29904: Fire chemistry - Generation and measurement of aerosols (ISO, 2013).....	5
Tabell 2.6.1: Oversikt over studier som har målt antallskonsentrasjon og størrelse av partikler fra forbrenning.	10
Tabell 2.6.2: Resultater fra NanoScan-målinger (10-420 nm), hentet fra Andersen et al. (2017).....	11
Tabell 2.6.3: Resultater fra måling under etterslukking, hentet fra Baxter et al. (2014).....	12
Tabell 2.6.4: Måleresultater fra brannstasjoner og kontorbygg, hentet fra Baxter et al. (2014).....	12
Tabell 2.6.5: Måleresultater fra Baxter et al. (2010).	13
Tabell 3.1.1: Tidspunkt og beskrivelse av måledagene.	21
Tabell 3.8.1: Størrelsesintervaller beregnet for plott av FMPS-data.....	31
Tabell 3.8.2: Definerte tidsintervaller fra dag 1.....	32
Tabell 3.8.3: Definerte tidsintervaller fra dag 2.....	32
Tabell 4.1.1: Gjennomsnittlig partikkelkonsentrasjon og partikkelstørrelse for ulike tidsintervaller, målt med OPS (dag 1).....	35
Tabell 4.2.1: Gjennomsnittskonsentrasjon og partikkeldiameter for ulike intervaller, målt med FMPS (dag 2).	39

Definisjoner og forkortelser

Brannforløp	Brannens utvikling fra antenning til den har enten slukket eller blitt slukket
Brenselsstyrt brann	Tilgang på og kvalitet av brensel er avgjørende for videre utvikling
Etterslukking	Slukking og nedkjøling av restvarme etter en brann er brakt under kontroll
FMPS	Fast Mobility Particle Sizer
HEPA	High efficiency particulate air, filter som fjerner minst 99,97% av partikler
OPS	Optical Particle Sizer
PAH	Polysykliske aromatiske hydrokarboner
Røykdykking	Innsats i tett brannrøyk for å redde liv, helse, miljø og materielle verdier
SMPS	Scanning Mobility Particle Sizer
Submicron	<1 µm
UFP	Ultrafine partikler (≤ 100 nm), vanligvis brukt om utilsiktede partikler fra ulike prosesser
Ventilasjonsstyrt brann	Tilgangen på oksygen er avgjørende for videre utvikling
WPS	Wide-range Particle Spectrometer

1 Innledning

Brannkonstabler er mer utsatt for en rekke sykdommer og helseplager enn resten av befolkningen. Yrket har blant annet blitt koblet til forhøyet risiko for ulike kreftformer. En omfattende studie gjort av amerikanske NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health) fant at det blant brannkonstabler var 9% flere kreftdiagnoser og 14% flere dødsfall som følger av kreft enn i befolkningen ellers (Daniels *et al.*, 2014). Slike funn er bakgrunnen for stadig flere studier som omhandler eksponering for kjente kreftfremkallende stoffer som polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og benzen. Yrket er også forbundet med økt risiko for hjerte- og karsykdommer (Kales *et al.*, 2007).

1.1 Bakgrunn

Mens yrkeseksponeringen for kreftfremkallende stoffer begynner å bli bedre forstått, er det fortsatt mye arbeid som gjenstår når det gjelder partikler i den ultrafine fraksjonen. Det er store utfordringer knyttet til å kartlegge de minste partiklene, og helseeffekten disse har på brannkonstabler er fortsatt usikker.

Denne oppgaven er en del av prosjektet SCINDEEP (Safety Challenges for Industries: Dermal Exposure to Nanosized Particles). Forskningsprosjektet er et samarbeid mellom UNN (Universitetssykehuset Nord-Norge), SINTEF, NTNU, Tromsø Brann og Redning, Finnfjord Smelteverk, og Store Norske. Målet med prosjektet er å «sikre effektiv beskyttelse mot skadelige helseeffekter av hudeksponering for UFP i de utsatte yrkene» (SINTEF, 2019). De utsatte yrkene refererer til metall- og gruveindustri, og brannvesenet. Som delmål skal luftbårne UFP kvantifiseres og karakteriseres. Videre skal prosjektet karakterisere partikler som fester seg på huden og bryter hudbarrieren. Helseeffekter av hudeksponering skal studeres, og en strategi for risiko- og sikkerhetskommunikasjon skal utvikles. Fokuset i denne oppgaven er på det første delmålet, nemlig kvantifisering av luftbårne UFP.

1.2 Problemstilling

Målet med denne oppgaven er å undersøke hva brannkonstabler utsettes for av luftbårne ultrafine partikler under røykdykking og brannslukkingsarbeid. For å oppnå dette skal målinger utføres med stasjonært måleutstyr under røykdykkerøvelser. Partikkelemisjoner skal settes i sammenheng med hendelser og aktiviteter som gjennomføres underveis. Tidligere forskning skal studeres for å gi innblikk i hvordan brannkonstabler blir eksponert under arbeidet, og hvordan eksponering kan reduseres.

Som del av oppgaven skal følgende punkter belyses:

- 1. Kvantifisering av emisjoner fra øvelsesbranner med hensyn på partikkelkonsentrasjon og størrelsesfordeling av partikler.*
- 2. Vurdering av hvilke aktiviteter og situasjoner som kan gi de største bidrag til eksponering.*

1.3 Avgrensninger

Fokuset i oppgaven er å kvantifisere luftbårne UFP som brannkonstabler blir utsatt for i arbeidsatmosfæren. Kartlegging av hvilke partikler som setter seg på huden og bryter hudbarrieren, inngår ikke i oppgaven. Det er heller ikke gjort målinger i pustesonen. Målingene kan dermed ikke si noe om reell eksponering, hverken via inhalasjon eller hudeksponering.

2 Teori

2.1 Hvordan arbeider brannkonstabler?

Arbeidet til brannkonstabler er uforutsigbart av natur, og innebærer arbeidsoppgaver som røykdykking, brannslukking, søk og redning av mennesker og dyr. Selv om verneklær og åndedrettsvern benyttes kan brannhendelser føre til eksponering for skadelige partikler, gasser og forbindelser. Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap (DSB) definerer røykdykking som «*innsats i tett brannrøyk, vanligvis inne i objekter, for å redde liv, helse, miljø og materielle verdier.*» Objekt i denne sammenhengen betyr en bygning, konstruksjon eller område hvor brann kan oppstå og forårsake skade.

Røykdykking gjennomføres i lag som består av en røykdykkerleder og et røykdykkerpar (røykdykker 1 og 2). Ansvar og arbeidsoppgaver er klart fordelt mellom røykdykkerne. Røykdykker 1 skal blant annet lede arbeidet og betjene strålerøret (munnstykket på brannslangen). Røykdykker 2 bærer med aktuelt utstyr, åpner dører, kommuniserer bakover/på samband etc. Figur 2.1.1 viser et røykdykkerpar i innsats. Røykdykkere bør holde seg lavt ved høye temperaturer og fare for antennelse av branngasser i høyden (DSB, 2005). God bruk av strålerøret er svært viktig. I tillegg til nedkjøling, har også vanndampen en brannkvelende effekt ved at oksygentilførselen fortregnes (1 L vann = 1700 L vanndamp)



Figur 2.1.1: Røykdykkerpar i innsats. Hentet fra DSBs Veiledning om røyk- og kjemikaliedykking (DSB, 2005).

Spredt stråle brukes for å kjøle ned branngassene. Dette forhindrer antenning og at gassene sprer seg ut av brannrommet. Når røykdykkere tar seg innover i et objekt, bør det av sikkerhetsmessige grunner gjøres slukking/nedkjøling og ventilering av hvert rom før videre inntrengning. Ventilering kan gjøres ved å åpne vinduer/dører og spyle ut med strålerøret plassert 1-1,5 m på innsiden. Dette skaper et slags dragsug som får fart i utluftingen. Etter en brann er brakt under kontroll og objektet er luftet ut, kan etterslukningsfasen begynne (DSB, 2005). Etterslukking innebærer å søke etter skjult brannspredning/restvarme og fortsette nedkjøling til all pyrolyse opphører (KBT, u. å.).

2.1.1 Ulike brannforhold

For at en brann skal kunne oppstå og utvikle seg må det være tilstrekkelig av brensel, temperatur og oksygentilførsel. Ofte er et av disse elementene en begrensende faktor, og man har derfor begrep som ventilasjonsstyrt og brenselstyrt brann (KBT, u. å.).

- **Brenselstyrt brann:** Tilgangen på og egenskapene til brenselet er avgjørende for videre utvikling. Oksygentilgang og temperatur er tilstrekkelig. I vekstfasen er en brann brenselstyrt frem til tilgangen på oksygen begrenser videre utvikling.
- **Ventilasjonsstyrt brann:** Oksygentilgangen er avgjørende for videre utvikling, brensel og temperatur er tilstrekkelig. Mangel på oksygen fører til mer ufullstendig forbrenning, som gir mer sot og sort, tykk røyk. Reelle brannhendelser er ofte rombranner som har utviklet seg til å bli ventilasjonsstyrt. I slike tilfeller kan tilskudd av oksygen føre til plutselig antenning av branngasser, for eksempel ved åpning av døren til et brannrom.

2.2 Aerosoler og partikler fra forbrenning

Forbrenningsreaksjoner produserer gasser, vanndamp og aerosoler i komplekse blandinger. Aerosol defineres av Arbeidstilsynet som «*en fellesbetegnelse på finfordelte partikler av enten fast stoff eller væske i en gass, eller en blanding av fast stoff og væske i luft. Størrelsen på partiklene kan variere fra mindre enn 10 nanometer til over 100 mikrometer*» (Arbeidstilsynet, 2020a). Avhengig av typen brensel og spesifikke brannforhold kan produktene inkludere en lang rekke gasser og forbindelser. I tillegg til vanndamp og karbondioksid, er det vanlig å observere forbindelser som karbonmonoksid, PAH, benzen,

formaldehyd, hydrogensulfid, ammoniakk, nitrogenoksider, svoveldioksid, og metallrester (Fabian *et al.*, 2011). Ved høye temperaturer (rundt 1000°C) er produktene fra forbrenning mindre styrt av typen brensel enn ved lavere temperaturer. Det har blitt vist at forbrenning av ulike stoffer som cellulose, tobakk, og polymerer kan produsere ca. like sammensetninger av aerosoler ved høye temperaturer (ISO, 2013).

Etter aerosoler er frigjort vil de umiddelbart begynne å reagere med omgivelsene.

Primærpartiklene som dannes ved ufullstendig forbrenning er sfæriske karbonkjerne med diameter 10-50 nm. Disse partiklene slår seg raskt sammen til større partikler med ulike ikke-sfæriske former, i en prosess som kalles aggregering. Tabell 2.2.1 viser hvor fort aggregering kan doble gjennomsnittlig partikkeldiameter og halvere konsentrasjonen.

Termodiffusjon er et annet begrep som beskriver tendensen aerosoler har til å bevege seg fra høy temperatur til lavere temperatur. Områder i umiddelbar nærhet til en brann kan derfor inneholde betydelig færre partikler enn omgivelsene rundt. Dette gjør også at partikler gjerne setter seg på kaldere overflater (ISO, 2013).

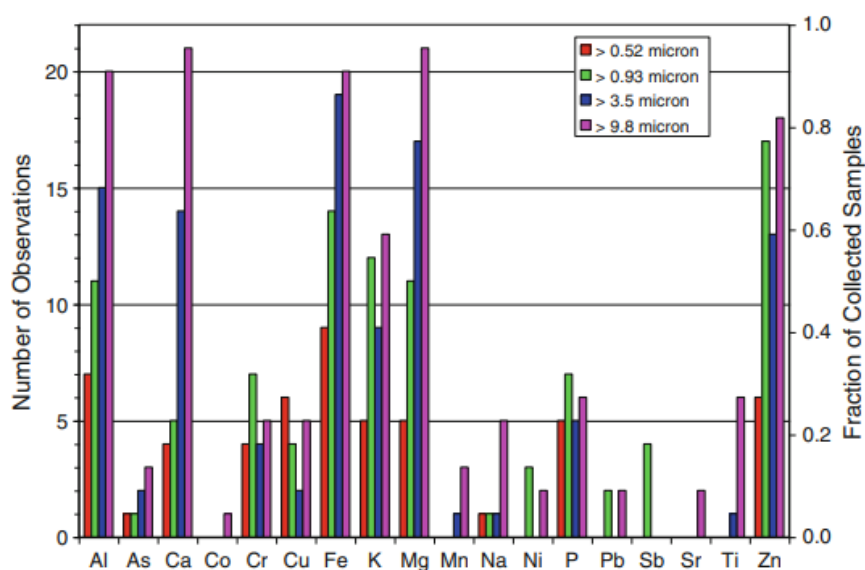
Tabell 2.2.1: Aggregeringshastighet for partikler ved ulike konsentrasjoner. Hentet fra ISO 29904: Fire chemistry - Generation and measurement of aerosols (ISO, 2013).

Initial concentration (particles/mL)	Time to double the mean diameter of aerosol	Time to halve the mass concentration
10 ¹⁴	140 μs	20 μs
10 ¹²	0,014 s	0,002 s
10 ¹⁰	1,4 s	0,2 s
10 ⁸	140 s	20 s
10 ⁶	4 h	33 min
10 ⁴	16 days	55 h
10 ²	4 years	231 days

2.2.1 Sammensetningen av partikler

Partikler fra forbrenning kan bestå av en lang rekke elementer og forbindelser, både organiske og uorganiske. Den nøyaktige sammensetningen er avhengig av faktorer som temperatur, oksygentilførsel, og materialene som forbrennes. Ved dårlige forbrenningsforhold (lite oksygen) består partiklene generelt av større mengder PAH og andre skadelige organiske forbindelser. Ved husbranner med elektronikk etc. frigjøres det også metaller og andre toksiske stoffer som ikke er til stede under forbrenning av rent tre (FHI, 2018).

Fabian *et al.* (2011) gjorde en studie med hensikt å karakterisere røyken som brannkonstabler blir eksponert for. Røyken ble analysert med hensyn på massekonsentrasjoner av 18 elementer på oppsamlede partikler. Figur 2.2.1 viser antall observasjoner som ble gjort for de ulike elementene i fire størrelsesintervaller. Totalt ble det gjort 22 målinger ved 11 branner i felt. De mest vanlige metallene var Al, Ca, Fe, Mg og Zn. Resultatene indikerer at mange av metallene finnes oftere på større partikler. Massekonsentrasjonen for elementene varierte fra 0,004-1 mg/m³, og var størst for Ca.



Figur 2.2.1: Observerte elementer ved branner for ulike partikkelstørrelser, hentet fra Fabian *et al.* (2011).

2.3 Ultrafine partikler

Ultrafine partikler (UFP) defineres som partikler med en aerodynamisk diameter på 100 nm eller mindre. Partiklene dannes både ved antropogene (menneskeskapte) og naturlige prosesser. Antropogene kilder til UFP har ført til store økninger i omgivende partikkelkonsentrasjon, opp til flere størrelsesordener høyere enn naturlige nivåer. De største utslippene kommer fra forbrenning av fossile brensler i kjøretøy og industrielle prosesser, samt forbrenning av biomasse (Morawska *et al.*, 2008).

2.3.1 Eksponering og helseeffekter

Eksponering for UFP kan skje både via inhalasjon og ved hudeksponering. Det har blitt vist at åndedrettsvernet til brannkonstabler beskytter svært bra mot eksponering ved inhalasjon. Betydelig eksponering kan likevel skje i tilfeller der brannkonstabler føler seg trygge og fjerner åndedrettsvernet (Andersen *et al.*, 2017). Hudeksponering kan skje ved at partikler trenger seg gjennom svake punkter i vernebekledningen. Høy temperatur og luftfuktighet bidrar til økt opptak av stoffer gjennom huden. Studier har identifisert hudeksponering som en viktig rute for opptak av PAH ved å måle konsentrasjoner på ulike kroppsdelene og på verneustyret, samt å analysere urinprøver for biomarkører. Det ble funnet at hals, nakke og hender/håndledd var de mest utsatte kroppsdelene (Fent *et al.*, 2014; Stec *et al.*, 2018). Selv om disse studiene spesifikt handler om PAH, er funnene relevante for UFP og partikler generelt.

Helseeffektene av eksponering er bestemt av partiklenes størrelse og fysiokjemiske egenskaper. Generelt har partikkeleksponering blitt forbundet med hjerte- og karsykdommer. (Brook *et al.*, 2010) Synkende partikkelstørrelse har blitt vist å korrelere med økt kardiovaskulær dødelighet. Det kreftfremkallende potensialet er omvendt proporsjonalt med partikkelstørrelsen. Dette forklares ved at mindre partikler har høyere totalt overflateareal enn en lik masse av større partikler, som betyr at større mengder kreftfremkallende forbindelser kan sette seg på overflaten (Schraufnagel, 2020). Derfor er det vanlig å angi partikkelkonsentrasjon i partikler/cm³ når man kartlegger UFP.

I tillegg til kardiovaskulære sykdommer og kreft kan eksponering via inhalasjon føre til helseeffekter som astma, KOLS og lungefibrose (Moreno-Ríos, Tejeda-Benítez og Bustillo-Lecompte, 2021). Siden de fleste studier tar utgangspunkt i inhalasjon, er det lite kunnskap

om konsekvensene av hudeksponering. Likevel antas det at eksponering via huden potensielt kan gi de samme helseeffektene, med unntak av sykdommene som spesifikt påvirker lungene.

2.3.2 Grenseverdier for eksponering

Grenseverdier for UFP er ikke fastsatt av Arbeidstilsynet. Det presiseres at virksomheter må gjøre egne vurderinger av risiko basert på tilgjengelig informasjon. Dersom det eksisterer grenseverdier for identiske kjemikalier i mikrometerskala kan disse benyttes. Andre organisasjoner som amerikanske NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health) har publisert anbefalte grenseverdier for spesifikke nanomaterialer som karbonnanorør, -fiber, og TiO₂. Grenseverdiene bør benyttes inntil nasjonale verdier innføres. De nevnte verdiene er gitt i massekonsentrasjon og er ment for målinger i pustesonen (Arbeidstilsynet, 2020b).

I Nederland har en internasjonal arbeidsgruppe utarbeidet veiledende grenseverdier (NRV: Nano Reference Values) for bestemte nanomaterialer, fibrer, metallstøv og oksider. Grenseverdiene er gitt i benevnelsen partikler/cm³, og er beregnet ut fra verdier gitt i massekonsentrasjon. Disse grenseverdiene er også ment for målinger i pustesonen (Van Broekhuizen *et al.*, 2012).

2.4 Måling av partikler

Å måle partikler under brannslukning er utfordrende av flere grunner. Hver brann er forskjellig, noe som gir ulike resultater. Arbeidet er svært uforutsigbart av natur, fysisk krevende, og innebærer høye temperaturer. Alt dette kan potensielt føre til problemer med utstyret, særlig hvis det er personbåret. Mange instrumenter som måler partikkelkonsentrasjon har oppgitte makstemperaturer som ligger i området 40-50°C. Dette er et temperaturområde som fort kan overskrides under brannslukning, avhengig av hvor man plasserer instrumentet.

På grunn av hvor hurtig partikler aggregerer anbefaler ISO:29904 (Fire chemistry – Generation and measurement of aerosols) hurtig fortykning av aerosoler for å ivareta opprinnelig størrelsesfordeling og konsentrasjon i størst mulig grad (ISO, 2013). Bruk av

fortynner vil også bidra med å senke temperaturen til aerosolen før den når måleutstyret, samt at det målbare konsentrasjonsspektrumet blir utvidet. Dette kan være nyttig hvis partikkelkonsentrasjonen overskrider utstyrets kapasitet.

Ved valg av måleutstyr er det viktig å ta i betraktning størrelsesspektrumet. Instrumenter måler ulike intervaller av partikkelstørrelser. Dette er spesielt viktig å merke med hensyn på måling av UFP (<100 nm), da de fleste instrumenter ikke måler i det nederste sjiktet av UFP. Dermed utelates de aller minste partiklene. FMPS (5,6-560 nm) er et av instrumentene som måler lengst ned i UFP-området. Andre instrumenter som ofte er brukt inkluderer NanoScan SMPS (10-420 nm) og P-Trak (20-1000 nm). SMPS (1-1000 nm) kan med de rette komponentene måle helt ned i 1 nm, og regnes for å være det mest nøyaktige instrumentet. Selv innenfor det samme størrelsesintervallet kan målinger fra ulike instrumenter variere betydelig, på grunn av forskjeller i måleprinsipp (Jørgensen, 2019).

2.5 Erfaringer fra tidligere studier

Studier av eksponering for brannkonstabler kan grovt sett deles inn i to grupper: Reelle brannhendelser og øvelsesbranner. Hwang *et al.* (2021) gjorde en metastudie av 20 andre studier som har undersøkt PAH-eksponering, både under reelle brannhendelser og øvelsesbranner. Studien identifiserte flere punkter som er viktig å ta i betraktning når eksponering skal kartlegges.

Variasjoner i typen brensel gir ulike resultater. Målinger fra reelle brannhendelser ga i nesten alle tilfeller høyere PAH-konsentrasjoner enn øvelsesbranner. Dette forklares ved at øvelsesbranner vanligvis bruker renere trematerialer som brensel. Studier som har sammenlignet emisjoner fra ulike materialer fant at behandlet tre frigjorde større mengder PAH og andre giftstoffer enn rent tre. Mengden brensel er også en viktig parameter som påvirker resultatene (Hwang *et al.*, 2021).

Andre faktorer som har innvirkning er ventilasjonsforhold, branntemperatur, og utforming av bygningen. Spesifikke forhold kan variere stort mellom reelle brannhendelser. Brenselet kan være alt fra typisk boliginventar til industrielle produkter og materialer. Sammenlignet med øvelsesbranner får reelle branner typisk utvikle seg over lenger tid. Det medfører at

temperaturen blir høyere og at brannen kan utvikle seg til å bli ventilasjonsstyrt.

Øvelsesbranner er ofte brenselstyrt (Hwang *et al.*, 2021).

Ulike roller under brannslukking kan ha innvirkning på omfanget av eksponeringen. Én av studiene som ble undersøkt viste at brannkonstabler som gjennomførte søk og redning var betydelig mer eksponert for PAH enn de som utførte slukking (Fernando *et al.*, 2016).

Funnet indikerer at strålerøret og vanddampen som produseres kan bidra til å skjerme mot røyken. Eksponering for røyken er lavest for roller som er stasjonært på utsiden av bygningen, som pumpeoperatør og utrykningsleder. Dette gjør at disse sjeldent bruker åndedrettsvern, noe som igjen kan føre til unødvendig eksponering via inhalasjon.

2.6 Måleresultater fra tidligere studier

I dette kapittelet er det lagt frem resultater fra andre studier som har målt antallskonsentrasjon og størrelse av partikler fra forbrenningsreaksjoner. Totalt fire studier er inkludert, der tre omhandler eksponering for brannkonstabler. Den siste studien er en kvantifisering av partikkelemisjoner fra forbrenning av ulike typer trematerialer. Tabell 2.6.1 viser en oversikt over studiene som er inkludert og hvilke type målinger som er gjennomført.

Tabell 2.6.1: Oversikt over studier som har målt antallskonsentrasjon og størrelse av partikler fra forbrenning.

Forfatter	Type studie	Måleperiode	Måleutstyr	Type brensel
Andersen (2017)	Treningsøvelser	Hele øvelsen	NanoScan SMPS (10-420 nm) DiSCmini (10-700 nm)	Trepaller, madrasser og el-kabler
Baxter (2014)	Nødutrykninger	Etterslukking	P-Trak (20-1000 nm)	Ikke spesifisert
Baxter (2010)	Kontrollerte testbranner	Etterslukking	WPS (10-10,000 nm)	Diverse møbler og inventar
Pedersen (2016)	Forbrenning i ovn	Hele prosessen	SMPS (14-720 nm) P-Trak (20-1000 nm)	Rent tre og diverse avfallstre

Andersen *et al.* (2017) sin studie undersøkte kardiovaskulære helseeffekter hos brannkonstabler under brannslukningsøvelser. Trepaller, madrasser og strømkabler ble brukt som brensel. Partikkelkonsentrasjon ble målt både med stasjonært (NanoScan SMPS 3910) og personbåret (DiSCmini) utstyr i et brannøvelseslokale. Resultatene fra personlige målinger viste at åndedrettsvernet beskyttet bra mot eksponering via inhalasjon, da det ble i snitt målt under 1000 partikler/cm³ i pustesonen. I områder som var regnet som trygge, ble åndedrettsvern tatt av. Da målte utstyret gjennomsnittskonsentrasjoner fra 17 000 – 244 000 partikler/cm³, med en peakverdi på ca. $2,3 \times 10^6$ partikler/cm³. Tabell 2.6.2 viser gjennomsnittsverdier fra tre dager med stasjonære målinger.

Tabell 2.6.2: Resultater fra NanoScan-målinger (10-420 nm), hentet fra Andersen *et al.* (2017).

Dag	Gjennomsnittlig konsentrasjon (partikler/cm ³)	Gjennomsnittlig diameter (nm)
1	634 853	78
2	378 671	111
3	102 173	97

Baxter *et al.* (2014) studerte brannkonstablers eksponering for partikler og PAH. Partikkelkonsentrasjon og størrelsesfordeling ble målt med en P-Trak (modell uspesifisert) under etterslukningsfasen ved fem utrykninger. Instrumentet var plassert i høyde med pustesonen under målingene. I tillegg ble det målt i to brannstasjoner og et kontorbygg for referanse. Tabell 2.6.3 viser gjennomsnitt, median, standardavvik og peakverdier for etterslukningsfasene. Måletiden varierte fra 15-29 minutter. Her er begrepet submicron particles (<1 µm partikkeldiameter) brukt om partikler målt med P-Trak (20-1000 nm). Instrumentet sviktet ved to av utrykningene, merket med C i tabellen.

Tabell 2.6.3: Resultater fra måling under etterslukking, hentet fra Baxter et al. (2014).

Event Date	Submicron particle number/cm ³			
	Mean	Median	Std. dev	Peak
4/4	139,406	144,883	30,692	198,850
4/9	C	C	C	C
4/19	C	C	C	C
4/22	119,495	99,456	79,936	255,915
4/30	95,684	93,152	49,064	180,383

Tabell 2.6.4 viser målingene for ulike områder i de to brannstasjonene, samt kontorbygningen. Partikkelkonsentrasjonene i brannstasjonen var relativt høye i forhold til kontorbygningen, og nesten på høyde med konsentrasjonen under etterslukking i felt. Målinger på kjøkkenet under matlaging ga særlig høye utslag. Det ble spekulert i om konsentrasjonene målt under etterslukking var for lave på grunn av temperaturen i omgivelsene. P-Trak sin oppgitte temperaturrekkevidde er 0-38°C, noe som under etterslukking kan overskrives med store marginer.

Tabell 2.6.4: Måleresultater fra brannstasjoner og kontorbygg, hentet fra Baxter et al. (2014).

Location	Submicron particles (number/cm ³)			
	Mean	Median	St. Dev.	Peak
Firehouse A				
Kitchen	69,289	24,510	74,214	254,133
Truck Bay	39,149	41,436	17,957	81,795
Sleeping Quarters	4,668	2,619	2,490	7,909
Firehouse B				
Kitchen	93,689	19,167	144,474	500,000
Truck Bay	23,265	16,018	25,488	241,911
Sleeping Quarters	3,034	2,720	898	9,223
Radiation Safety Office				
Break Room	9,280	10,328	6,370	87,421
Office	6,372	6,623	3,753	46,310

Baxter *et al.* (2010) undersøkte eksponering for UFP i forbindelse med koronar hjertesykdom blant brannmenn. Det ble utført stasjonære målinger av partikkelkonsentrasjon og størrelsesfordeling ved syv testbranner som representerte typiske brannscenarier i privat bebyggelse og kjøretøy. Målinger ble gjort med en WPS M1000XP (10-10,000 nm) under etterslukningsfasen i alle testene bortsett fra loftscenariet, der det ble målt helt fra opptenning. Tabell 2.6.5 viser gjennomsnittskonsentrasjon \pm standardavvik, samt andelen av partikler i ulike størrelsesintervaller. Snittkonsentrasjonen var høyest i de lukkede romtestene, og andel UFP lå over 70% for alle testene. Målinger ble gjort med målesonde i høyde 1,68m over bakken. Rommene var innredet med typisk møblement.

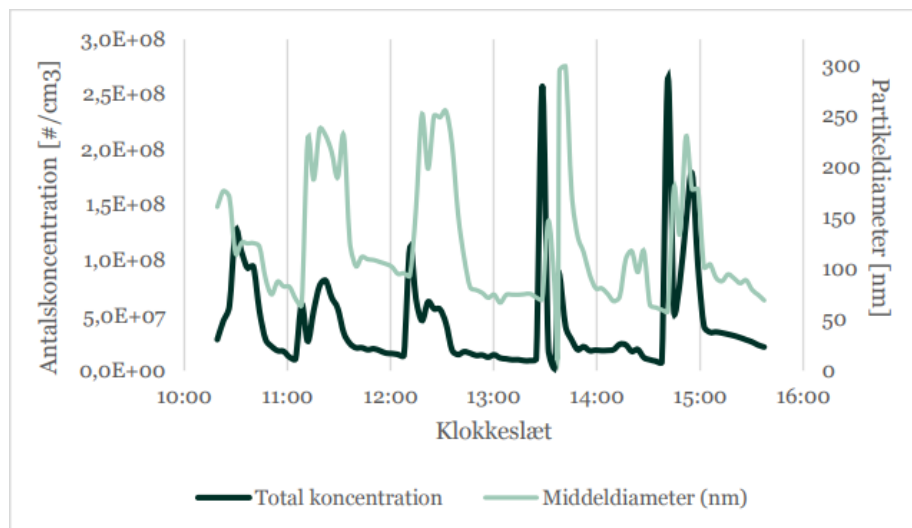
Tabell 2.6.5: Måleresultater fra Baxter *et al.* (2010).

Scenario	Average Number Density (Particles/cm ³)*	Relative Number Density†	Fraction of Particles Within Size Ranges $\mu\text{m}^{*\ddagger}$			
			0.01–0.11	0.11–1.0	1.0–2.5	2.5–10
Attic	$1.20 \pm 1.01 \times 10^5$	83.37	0.76 ± 0.10	0.24 ± 10	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00
Bedroom	$2.11 \pm 3.26 \times 10^6$	372.92	0.84 ± 0.29	0.16 ± 0.29	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00
Kitchen	$6.34 \pm 8.26 \times 10^4$	200.49	0.79 ± 0.11	0.21 ± 0.11	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00
Living room	$5.92 \pm 2.82 \times 10^5$	70.64	0.83 ± 0.07	0.16 ± 0.07	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00
Composite deck	$4.55 \pm 5.98 \times 10^4$	10.20	0.70 ± 0.19	0.30 ± 0.19	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00
Wood deck	$8.55 \pm 1.53 \times 10^4$	10.04	0.76 ± 0.10	0.24 ± 0.09	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00
Passenger compartment	$1.96 \pm 0.62 \times 10^4$	2.28	0.91 ± 0.15	0.09 ± 0.15	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00
Background average	$5.36 \pm 3.4 \times 10^3$	—	0.91 ± 0.04	0.09 ± 0.04	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00

*Expressed as mean \pm SD.

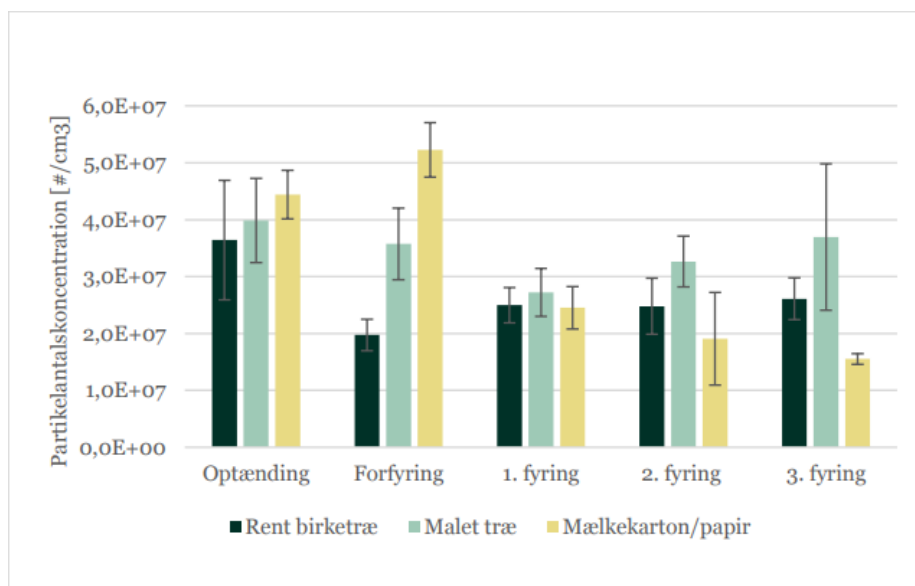
Pedersen og Frederiksen (2016) gjorde målinger av partikkelemisjoner fra ulike typer avfallstre (impregnert, malt, kartong/reklamepapir etc.), samt rent tre for referanse. Testene ble gjennomført i en alminnelig vedovn. For å måle partikkelkonsentrasjon og størrelsesfordeling ble det brukt en TSI SMPS modell 3080 med en CPC 3776 partikkelteller, og det ble målt i størrelsesintervallet 14-720 nm. En P-Trak 8525 ble brukt til å supplere SMPS-målingene. Røyken fra ovnen ble først sugd inn i en fortynnertunnel som fortynnet røyken 25-30 ganger. Deretter ble det brukt enda en fortynner (15-30 ganger) før partikkelkvantifisering med SMPS og P-Trak. Hver måling besto av en opptenning, forfyring, og deretter tre fyringer. Lik mengde materiale ble benyttet i hvert intervall, ca. 1,6 kg.

Figur 2.6.1 viser SMPS-data for en dag med forbrenning av malt tre. Grafen viser både partikkelkonsentrasjon og gjennomsnittlig diameter. Det observeres svært høye konsentrasjoner, med topper rundt $2,5 \times 10^8$ partikler/cm³. Gjennomsnittlig diameter endrer seg i takt med konsentrasjonen, innenfor intervallet 50-300 nm.



Figur 2.6.1: SMPS-data for en dags forbrenning av malt tre, hentet fra Pedersen og Frederiksen (2016).

Figur 2.6.2 viser partikkelkonsentrasjoner ved forbrenning av rent bjørketre, malt tre og melkekartong/papir i ulike intervaller. Verdiene er gjennomsnitt av tre målinger for hver type brensel. Under opptenningsfasen er det liten forskjell på brenslene, mens det under forfyringsfasen observeres betydelig høyere konsentrasjoner for malt tre og spesielt melkekartong/papir. I alle intervaller gir malt tre høyere partikkelkonsentrasjoner enn rent tre.



Figur 2.6.2: Gjennomsnittskonsentrasjon for brenselstyper i ulike intervaller, hentet fra Pedersen og Frederiksen (2016).

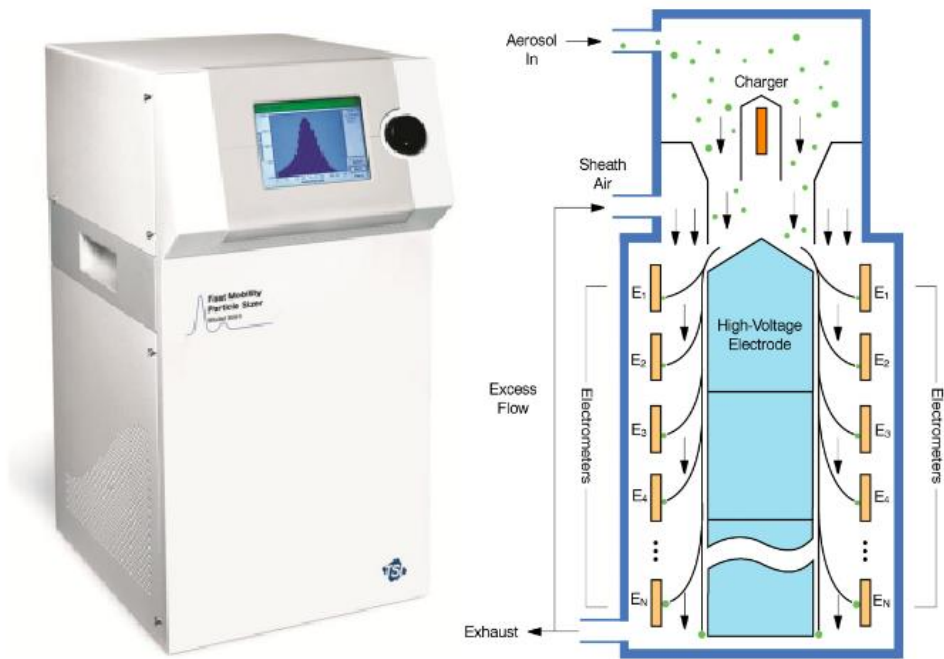
2.7 Måleutstyr

Instrumentene som er beskrevet i dette kapittelet ble utvalgt til å utføre målinger med i felt. Begge instrumentene er stasjonære og måler antallskonsentrasjoner og størrelsesfordeling av partikler, men i ulike intervaller. Valget av utstyr ble gjort på bakgrunn av tilgjengelighet og toleransen på luftfuktighet. Ideelt sett ville det også blitt målt med personbåret utstyr.

2.7.1 FMPS 3091

Modell:	Fast Mobility Particle Sizer Spectrometer Model 3091
Måleparametre:	Partikkelkonsentrasjon og størrelsesfordeling
Størrelsesspektrum:	5,6 – 560 nm
Konsentrasjonsspektrum:	Dynamisk, avhengig av partikkelstørrelse. Opp mot 10^7 partikler/cm ³ ved 5,6 nm.
Flow (volumstrøm):	10 L/min
Temperaturbetingelser:	0-40°C (operating) 10-52°C (aerosol)
Luftfuktighet:	0 – 90% RF (relativ fuktighet)

FMPS 3091 måler én størrelsesfordeling hvert sekund fordelt på 32 størrelseskanaler. Figur 2.7.1 viser en illustrasjon av måleprinsippet til FMPS. Før partiklene kommer inn i instrumentet passerer de en syklon som fjerner større partikler. Deretter blir partiklene påsatt en ladning som er forutsigbar basert på partikkelstørrelsen. Dette oppnås ved å blande partiklene med genererte ioner i en diffusjonslader. De ladde partiklene sendes med en partikkelfri luftstrøm gjennom et elektrisk felt mellom to sylindere. Den positive elektroden frastøter de positivt ladde partiklene, som så lander på sensorelektroder og overfører ladningen sin. Strømmen blir forsterket av elektrometere, så digitalisert og avlest (TSI, 2014). Partikkelstørrelsen som måles er såkalt elektrisk mobilitetsdiameter, definert som diameteren til en sfærisk partikkel med samme mobilitet i et konstant elektrisk felt som den aktuelle partikkelen.

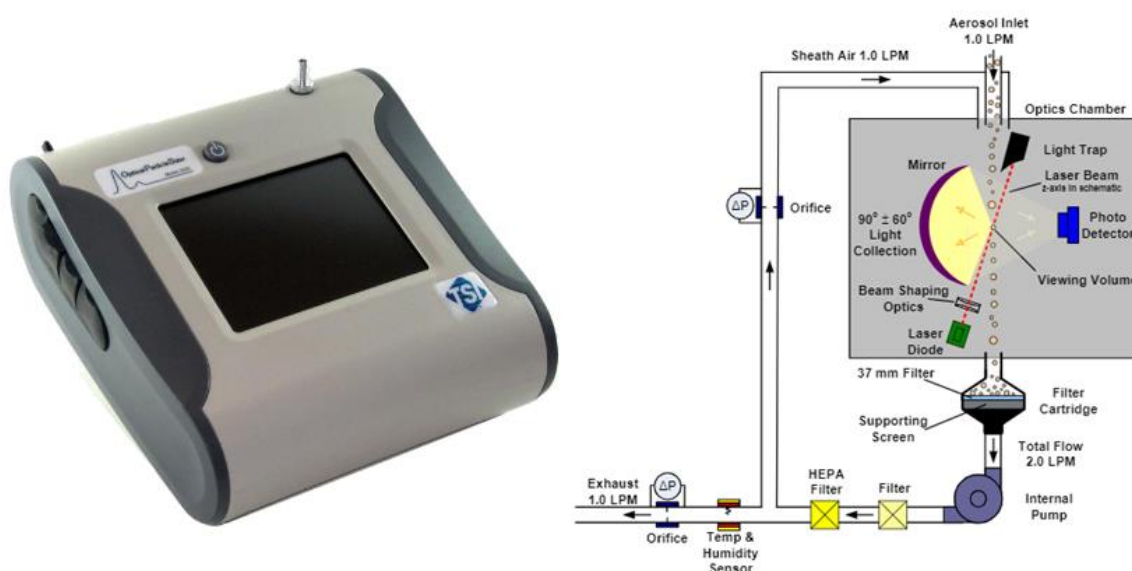


Figur 2.7.1: TSI FMPS 3091 måleprinsipp, hentet fra produktmanualen (TSI, 2014).

2.7.2 OPS 3330

Modell:	Optical Particle Sizer Spectrometer Model 3330
Måleparametre:	Partikkelkonsentrasjon og størrelsesfordeling
Størrelsesspektrum:	0,3 – 10 μm
Konsentrasjonsspektrum:	0 – 3000 partikler/ cm^3
Flow (volumstrøm):	1,0 L/min $\pm 5\%$
Temperaturbetingelser:	0-45°C
Luftfuktighet:	0 – 96% RF (relativ fuktighet)

OPS 3330 måler partikkelkonsentrasjon og størrelsesfordeling ved optisk telling av individuelle partikler. Hvert minutt gjøres det én måling av størrelsesfordelingen. Figur 2.7.2 viser en illustrasjon av måleprinsippet til instrumentet. Aerosolen pumpes inn og sendes gjennom optikkammeret. En luftstrøm sirkuleres internt og bidrar med å holde partikkelstrømmen fokusert, samt forhindrer at optikken blir kontaminert. Lys fra laseren fokuseres på et bestemt område av partikkelstrømmen, kalt visningsvolumet. Lys som treffer partiklene blir spredd og fanget opp av speilet, som fokuserer lyset på fotodetektoren (TSI, 2013).



Figur 2.7.2: TSI OPS 3330 måleprinsipp, hentet fra produktmanualen (TSI, 2013).

En begrensning til dette måleprinsippet er at kun én partikkel kan måles av gangen. Når en partikkel har entret visningsvolumet, kan ikke andre partikler telles før den første partikkelen har forlatt visningsvolumet. Det betyr at instrumentet fungerer best ved lavere partikkelkonsentrasjoner. Ved høye konsentrasjoner vil partikler kunne overlape i visningsvolumet og dermed ikke bli telt. På grunn av dette gjør instrumentet en justering ved å trekke dødtiden fra måletiden når partikkelkonsentrasjon kalkuleres (TSI, 2013).

3 Metode

3.1 Gjennomførte målinger

Målinger ble gjennomført over to påfølgende dager av et røykdykkerkurs på øvelsesfeltet til Sandmoen brannstasjon. Tabell 3.1.1 viser hvilke øvelser/aktiviteter som ble gjennomført de to dagene. Øvelsene fant sted i en bygning bestående av mange containere slått sammen, med flere rom og tre etasjer. Kun første etasjen ble brukt under gjennomføringen. Figur 3.1.1 viser et bilde av containerhuset. Kommunikasjon med instruktører ga innsikt i hva som skjedde underveis i målingene.

Tabell 3.1.1: Tidspunkt og beskrivelse av måledagene.

Måledag	Dato	Tidspunkt	Beskrivelse
1	18. mars	09:00-18:00	Hele dagen, inkludert opprigging, nedrigging og etterarbeid.
		13:30-15:15	Instruksjon og demo av forhold under ulike typer brann (brenselstyrt og ventilasjonsstyrt), bruk av strålerøret og effekt av vanndamp etc.
2	19. mars	08:00-14:00	Hele dagen, inkludert opprigging og nedrigging.
		09:35-11:45	Innsatsøvelser: Søk etter brann, slukking, ventilering, og søk og redning. Tre øvelser gjennomført.



Figur 3.1.1: Containerhuset der øvelsene fant sted.

3.2 Måleutstyr og materiell

3.2.1 FMPS 3091

TSI FMPS 3091 ble brukt til å måle partikkelkonsentrasjon og størrelsesfordeling i området 5,6-560 nm. Konsentrasjonsspektrumet er dynamisk avhengig av partikkelstørrelsen. Opp mot 10^7 partikler/cm³ kan måles ved 5,6 nm, og 10^5 partikler/cm³ ved 560 nm. Instrumentet ble kjørt via FMPS-programvaren på en tilkoblet PC. Instrumentet ble også koblet til en 10 L/min fortynner av typen Topas DIL 550 (fortynningsfaktor: 0,01), som er ment for å brukes med FMPS. Fortynneren utvider det teoretiske konsentrasjonsspektrumet med en faktor på 100.

Silikonslanger (TSI conductive silicone tubing) ble brukt for å koble instrumentet til fortynneren, og fortynneren til kobberrøret (lengde=1,5m, indre diameter=9mm) som fungerte som målesonde. Det var nødvendig å bruke en bit av en tynnere silikonslange i overgangen til fortynneren for å få en tett kobling.

Indre diameter på silikonslanger: 5mm og 8mm

3.2.2 OPS 3330

TSI OPS 3330 ble brukt til å måle partikkelkonsentrasjon og størrelsesfordeling i området 0,3-10 μm . Konsentrasjonsspektrumet er fra 0 – 3000 partikler/ cm^3 . Instrumentet ble kjørt uten å være tilkoblet en PC. En 3 L/min fortynner av typen Topas DIL 550 (fortynningsfaktor: 0,01) ble koblet til instrumentet. Denne fortynneren er ment for en høyere flow enn OPS (1,0 L/min $\pm 5\%$), men tester gjort på laben bekreftet at den ville fungere. En fortynningsfaktor på 0,01 utvider det teoretiske konsentrasjonsspektrumet med en faktor på 100.

Silikonslanger ble brukt fra OPS og fortynner, og fortynner til kobberrør på lik måte som for FMPS.

3.2.3 Annet utstyr

- HEPA-filter
- TSI Flow Meter 4148

3.3 Plassering av måleutstyr

Måleutstyret ble plassert i rommet ved siden av målepunktet for å beskytte det mot varme, røyk og vannsprut. En trepalle ble brukt som underlag for utstyret, og en vegg av Leca blokker ble bygget opp for å gi ytterligere beskyttelse. Figur 3.3.1 viser måleutstyret ferdig montert og klart til å starte målinger. Før opptenning ble utstyret dekket av en varmeresistent presenning, grunnet bekymring for mulig strålevarme gjennom veggen til rom 1.



Figur 3.3.1: Måleutstyr ferdig rigget opp.

3.4 Målestrategi

Det ble kun gjennomført målinger med stasjonært utstyr grunnet begrenset tilgjengelighet av personbårne alternativer. Derfor er ikke målingene godt egnet til å estimere personlig eksponering for partikler. Likevel ble det bestemt å plassere målesonden i halshøyde til en røykdykker i innsats. Dette ble valgt på bakgrunn av anbefalinger, og resultater fra andre studier som har funnet betydelige mengder PAH/partikler på halsen til eksponerte brannkonstabler.

Omtrentlig halshøyde for en røykdykker i innsats ble anslått av en erfaren brannkonstabel, og målt til 127 cm over bakken etter montering. Figur 3.4.1 viser et bilde av målesonden. De to kobberrørene er bundet sammen og suspendert med tau i hver ende.

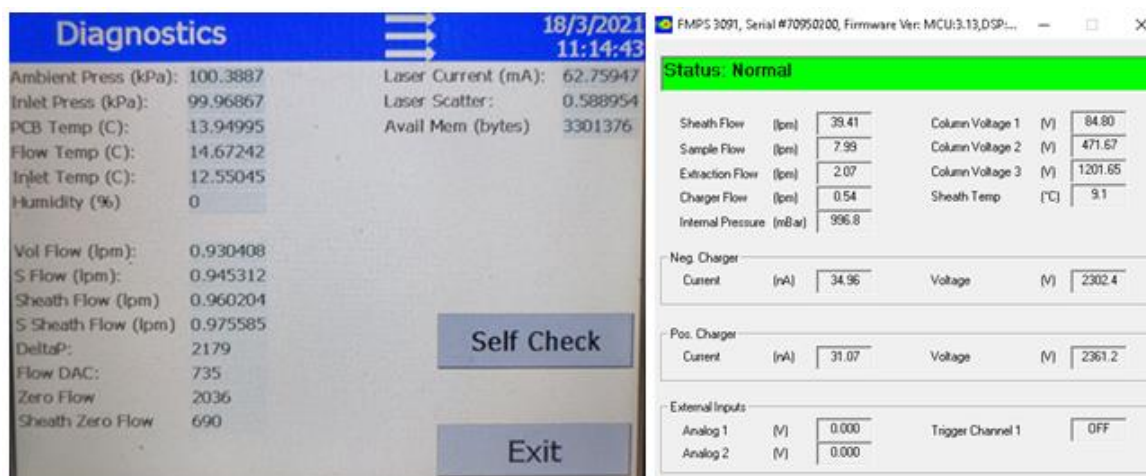


Figur 3.4.1: Ferdig montert målesonde.

3.5 Klargjøring og gjennomføring av målinger

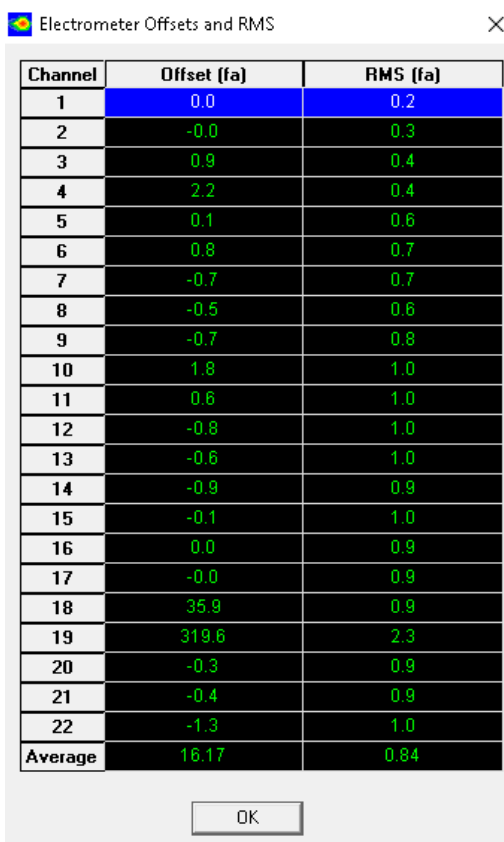
Måleutstyret ble konfigurert og målinger ble iverksatt etter følgende prosedyre begge dagene:

1. **Flowmåling.** Målt med TSI Flow Meter 4148, direkte på instrumentene (uten fortyner tilkoblet). FMPS sin aerosol inlet flow skal være rundt 10 L/min. OPS sin flow skal være 1,0 L/min \pm 5%. Flow til OPS ble kalibrert manuelt slik at flowmeteret viste ca. 1,0 L/min.
2. **Kontroll av instrumentstatus.** Det ble kontrollert og tatt bilde av "Diagnostics"-skjermen til OPS, vist i figur 3.5.1. «Vol Flow» viste her 0,93 L/min fordi flow ble kalibrert ut fra flowmeteret og ikke instrumentets egne verdier. Skjerm bilde ble tatt av "Instrument status"-skjermen i FMPS-programmet på den tilkoblede PC'en, vist i figur 3.5.1. Sample flow + extraction flow utgjør aerosol inlet flow.



Figur 3.5.1: Diagnostics-skjerm til OPS (dag 1), og Instrument status-skjerm til FMPS (dag 2).

3. **Nullstilling av elektrometerne (FMPS).** Funksjonen “Zero the electrometers” i FMPS-programmet ble benyttet. Figur 3.5.2 viser verdiene etter nullstilling på dag 2.



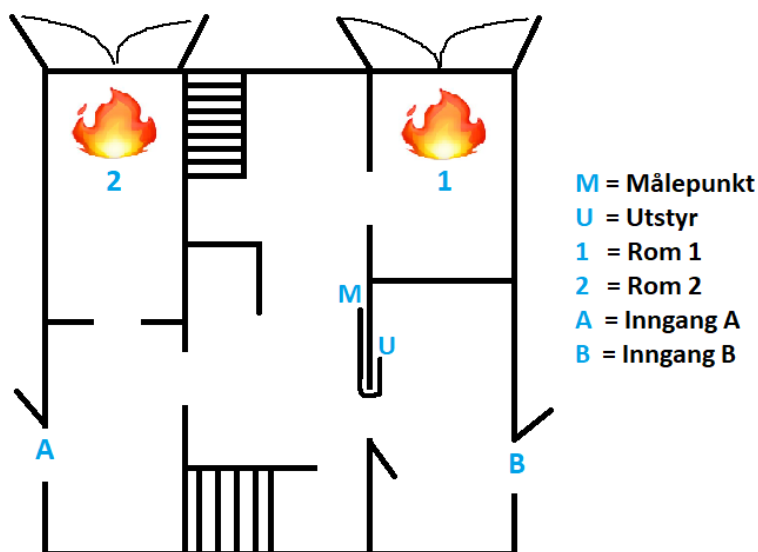
Channel	Offset (fa)	RMS (fa)
1	0.0	0.2
2	-0.0	0.3
3	0.9	0.4
4	2.2	0.4
5	0.1	0.6
6	0.8	0.7
7	-0.7	0.7
8	-0.5	0.6
9	-0.7	0.8
10	1.8	1.0
11	0.6	1.0
12	-0.8	1.0
13	-0.6	1.0
14	-0.9	0.9
15	-0.1	1.0
16	0.0	0.9
17	-0.0	0.9
18	35.9	0.9
19	319.6	2.3
20	-0.3	0.9
21	-0.4	0.9
22	-1.3	1.0
Average	16.17	0.84

Figur 3.5.2: Elektrometerverdiene før måling, dag 2.

4. **HEPA-filtermålinger.** Måling ble gjentatt noen ganger til nullnivåene så bra ut. For FMPS ble steg 3 gjentatt før ny HEPA-filtermåling ble startet.
5. **Kontroll av innstillinger og start av måling.** Måling ble startet manuelt i god tid før start av øvelsene. I innstillinger ble måletid satt til en høy verdi (300 minutter) for å være sikker på at alle øvelsene ble inkludert i målingene. For OPS er antall prøver satt til 300, og hver prøve tar ett minutt. «Enable logging» må hukes av for at data skal lagres på instrumentet. Fortynningsfaktor er satt til 100 (1:100 = 0,01) i FMPS-programmet. Se vedlegg A for bilder av innstillingene.

3.6 Gjennomføring av øvelser

Ulike øvelser ble gjennomført på de to måledagene. Figur 3.6.1 viser en tegning av bygningen der øvelsene tok plass. 1 og 2 indikerer rom der branner ble tent. Rommene var utstyrt med containerdører som kunne åpnes fra utsiden. Begge dagene ble det brukt rent tremateriale (paller, planker og plater) som brensel. Det ble ført logg av betydelige hendelser underveis i målingene.



Figur 3.6.1: Skisse av øvelseslokalet.

3.6.1 Dag 1 - Brenselsstyrt og ventilasjonsstyrt brann

Rom 1: Brenselsstyrt brann

Rom 2: Ventilasjonsstyrt brann

På dag 1 ble det gjennomført en demonstrasjon av forskjeller ved brenselsstyrt og ventilasjonsstyrt brann. De to brannene ble tent på ulike rom og ulike tidspunkt. Brannkonstablene beveget seg mye i og rundt bygningen. Instruksjon ble gjennomført underveis, for eksempel bruk av strålerøret og effekten av vanndamp på branngassene. Spyling med strålerøret var derfor ikke alltid ment for å slukke. Både inngang A og B ble benyttet i løpet av øvelsen.

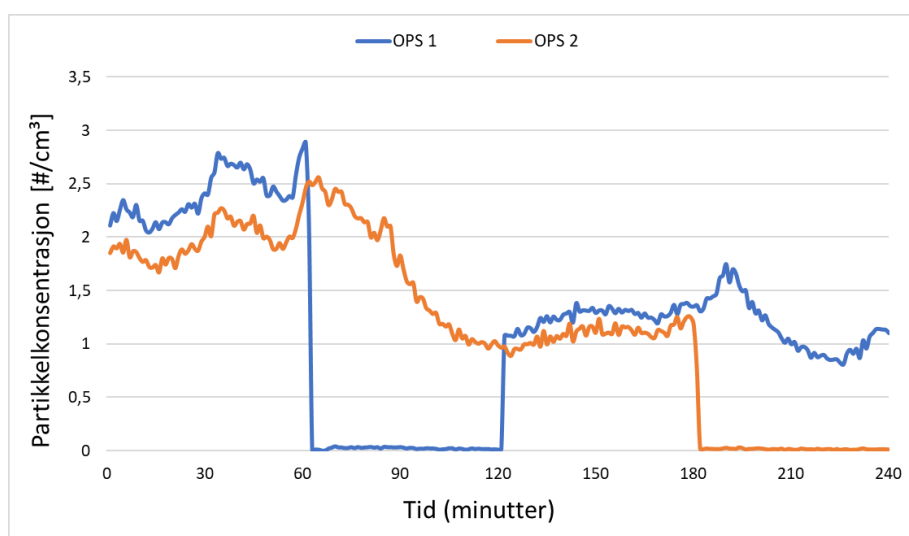
3.6.2 Dag 2 - Røykdykkerøvelser

Dag 2 ble det gjennomført tre like øvelser, der deltagerne roller rullerte for hver gang. Kun rom 1 ble brukt til opptenning. Røykdykkerlaget ankom bygningen og tok på seg utstyret. Røykdykker 1 og 2 tok seg inn inngang A, mens røykdykkerlederen sto igjen på utsiden. Røykdykkerne søkte etter brannen og slukket den. Deretter ble bygningen ventilert samtidig som det ble utført søk og redning av dukker.

3.7 Test av fortynner

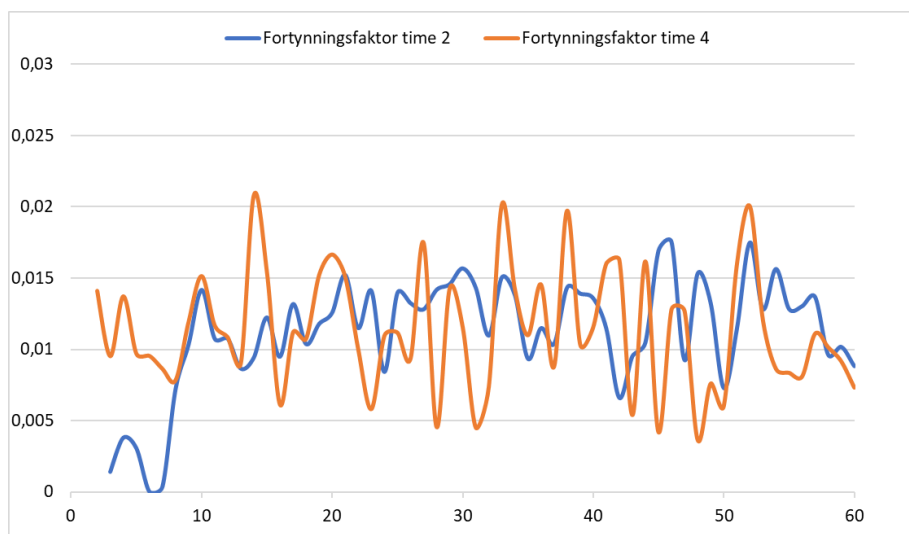
Tester ble gjennomført for å finne et mer eksakt tall på fortynningsfaktoren til 3 L/min fortynneren. Dette ble gjort fordi fortynneren er designet for en høyere volumstrøm enn OPS bruker (1 L/min), noe som vil påvirke fortynningsfaktoren. Målinger ble gjort av luften nært et brennende stearinlys over fire timer, både med og uten fortynner på to OPS'er.

Figur 3.7.1 viser total partikkelkonsentrasjon gjennom hele måleperioden for begge OPS'ene. For å regne ut fortynningsfaktoren ble det først regnet ut et forholdstall mellom målingene til instrumentene. Forholdstallet ble regnet ut basert på gjennomsnittskonsentrasjonene for den tredje timen, da målingene var mest stabile. Forholdstallet ble utregnet til 0,87.



Figur 3.7.1: Måling for begge OPS'er under fortynnertesten.

Basert på forholdstallet (0,87) ble målingene for instrumentet uten fortynner korrigert for å estimere hvordan målingene til instrumentet m/fortynner ville blitt i det samme tidsrommet dersom fortynner ikke var benyttet. De korrigerte tallene ble deretter brukt for å regne ut fortynningsfaktoren. Figur 3.7.2 viser fortynningsfaktor for de to timene der fortynner ble brukt (time 2 og 4). Et gjennomsnitt av disse tallene ga en fortynningsfaktor på **0,012**. Denne verdien er brukt videre i all behandling av OPS-data.



Figur 3.7.2: Fortynningsfaktor for time 2 og 4.

3.8 Databehandling

FMPS-data ble eksportert fra FMPS-programmet både som konsentrasjon og normalisert konsentrasjon ($dN/d\log D_p$), med averaging interval 1.0 sec. OPS-rådata ble først overført fra instrumentet til en PC og importert inn i AIM-programvaren. Deretter ble dataen eksportert på samme måte som FMPS-dataen. Filene ble så viderebehandlet i Excel og SigmaPlot 14.0.

Normalisert konsentrasjon ($dN/d\log D_p$) betyr at verdiene i de ulike størrelseskanalene normaliseres slik at konsentrasjonen blir uavhengig av kanalbredden. Dette gjør at data målt med ulike instrumenter kan sammenlignes (TSI, 2012).

3.8.1 3D-grafer

Data fra dN/dlogDp-filene ble tilpasset formatet for SigmaPlot og importert inn i programvaren. 3D Mesh grafer ble laget for de ulike datasettene.

3.8.2 Konsentrasjonsgrafer

Data fra konsentrasjonsfilene ble behandlet i Excel for å lage konsentrasjon/tid-grafer. Størrelsesintervaller ble beregnet ved å summere data fra ulike størrelseskanaler for hver måleserie. UFP ble beregnet ved å summere alle størrelseskanalene under 100 nm. Tabell 3.8.1 viser størrelsesintervaller som er beregnet for å brukes i plott av FMPS-data, og antall størrelseskanaler som er inkludert i intervallene.

Tabell 3.8.1: Størrelsesintervaller beregnet for plott av FMPS-data.

Intervall (nm)	5,6 – 17,8	17,8 – 75	75 – 154	154 – 316	316 - 560
Antall størrelseskanaler	8	10	5	5	4

3.8.3 Størrelsesfordeling i ulike tidsintervaller

dN/dlogDp-data ble brukt til å lage grafiske fremstillinger av størrelsesfordelingen av partikler i ulike tidsintervaller. For hvert intervall ble det beregnet gjennomsnittsverdier av normalisert konsentrasjon for hver størrelseskanal. Tabell 3.8.2 og 3.8.3 viser intervaller som ble definert og beregnet på denne måten. Intervallene ble så plottet som serier med partikkeldiameter på en logaritmisk x-akse.

Tabell 3.8.2: Definerte tidsintervaller fra dag 1.

Intervall	Tid	Forklaring
Brenselstyrt brann	13:49 - 14:05	Hele brannforløpet, fra opptenning til etter slukking.
Opptenning 1	13:49 - 13:54	Fem minutter fra påtenning av brenselet.
Ventilasjonsstyrt brann	14:38 - 14:57	Hele brannforløpet, fra opptenning til etter slukking.
Opptenning 2	14:38 - 14:43	Fem minutter fra påtenning av brenselet.

Tabell 3.8.3: Definerte tidsintervaller fra dag 2.

Intervall	Tid	Forklaring
Øvelse 1	09:41 -10:12	Fra opptenning til konsentrasjonen er stabilisert etter slukking.
Øvelse 2	10:28 – 11:00	Fra opptenning til konsentrasjonen er stabilisert etter slukking.
Øvelse 3	11:13 – 11:35	Fra opptenning til konsentrasjonen er stabilisert etter slukking.
Opptenning	-	Fra påtenning av brenselet til røykdykkerne åpner døren.
Slukking	-	Fem minutter fra slukking starter.
Pauser	-	Fem minutters intervall i pausen med mest mulig stabil konsentrasjon.

3.8.4 Gjennomsnittlig konsentrasjon og partikkelstørrelse

Data fra konsentrasjonsfilene ble brukt til å regne ut gjennomsnittsverdier av partikkelkonsentrasjon i de samme tidsintervallene. For å regne ut gjennomsnittlig partikkelstørrelse for FMPS-intervaller ble det brukt et regneark fra TSI kalt «FMPS geometric standard deviation calculation». Snittverdier av $dN/d\log D_p$ -data for hver størrelseskanal ble plottet inn i regnearket, og gjennomsnittlig diameter ble hentet ut. For OPS-målinger er gjennomsnittlig diameter allerede inkludert i hver måleserie i den eksporterte filen.

4 Resultater

Målinger ble gjennomført i to påfølgende dager med FMPS og OPS. Aktivitetene varierte fra dag til dag, noe som også påvirket måleresultatene. Problemer med FMPS-målinger på dag 1 og OPS-målinger på dag 2 gjorde at disse datasettene ikke er behandlet videre. Dermed er kun resultatene fra OPS dag 1 og FMPS dag 2 presentert her. Dette gjør også at målinger for dag 1 og 2 ikke kan sammenlignes direkte, siden FMPS og OPS måler ulike størrelsesintervaller av partikler.

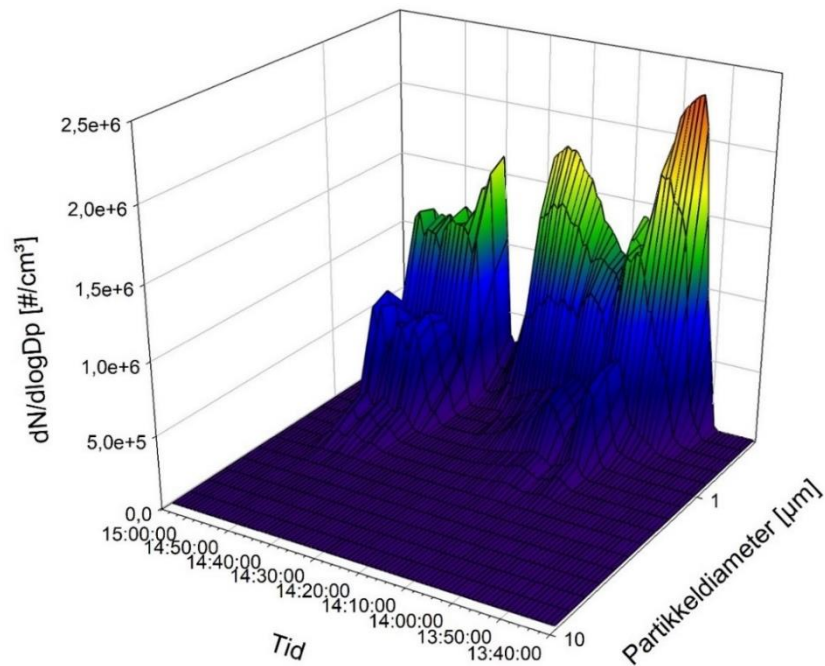
4.1 Dag 1 – OPS

Tabell 4.1.1 viser gjennomsnittlig partikkelkonsentrasjon og partikkelstørrelse for ulike tidsintervaller på dag 1.

Tabell 4.1.1: Gjennomsnittlig partikkelkonsentrasjon og partikkelstørrelse for ulike tidsintervaller, målt med OPS (dag 1).

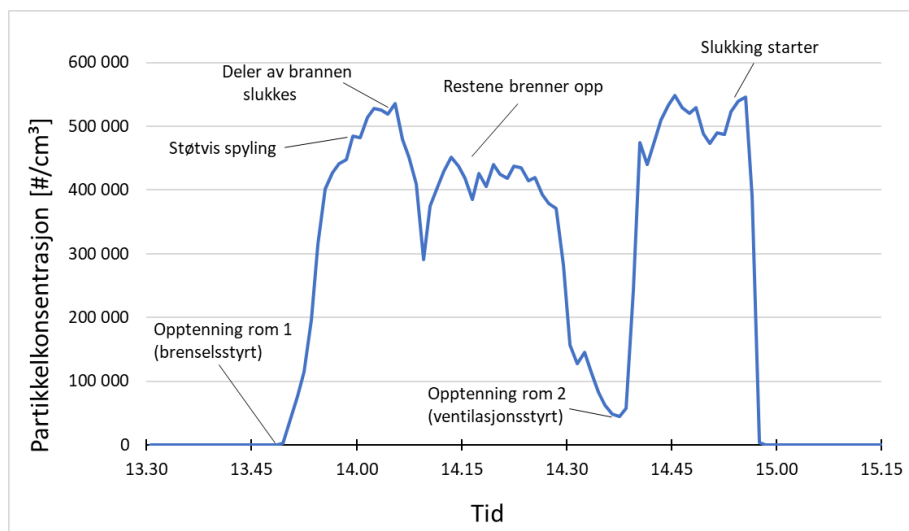
Intervall	Tid	Gjennomsnittskonsentrasjon (partikler/cm ³)	Gjennomsnittsdiameter (µm)
Brenselsstyrt brann	13:49 – 14:05	3,56 x 10 ⁵	0,413
Opptenning	13:49 – 13:54	1,24 x 10 ⁵	0,355
Ventilasjonsstyrt brann	14:38 – 14:57	4,40 x 10 ⁵	0,521
Opptenning	14:38 - 14:43	3,67 x 10 ⁵	0,446

Figur 4.1.1 viser et 3D-plott av OPS-måledata fra dag 1. Figuren illustrerer størrelsesfordelingen av partikler over tid i OPS sitt størrelsesspektrum (0,3 – 10 μm). Z-aksen viser normalisert partikkelkonsentrasjon.



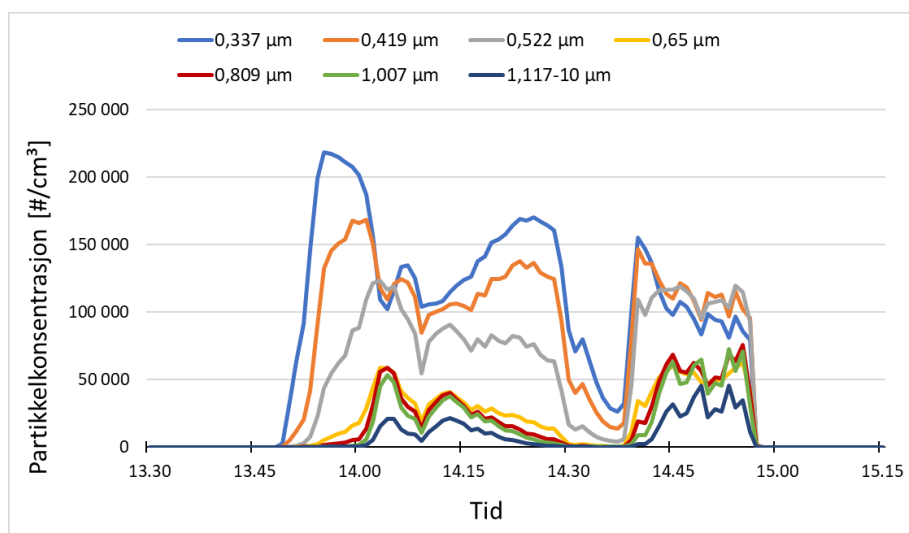
Figur 4.1.1: 3D-plott av OPS-data fra dag 1.

Figur 4.1.2 viser den totale partikkelkonsentrasjonen målt med OPS (0,3 – 10 μm) gjennom hele måletiden på dag 1. Teksten på figuren forklarer viktige hendelser underveis.



Figur 4.1.2: Total partikkelkonsentrasjon over tid, målt med OPS (dag 1).

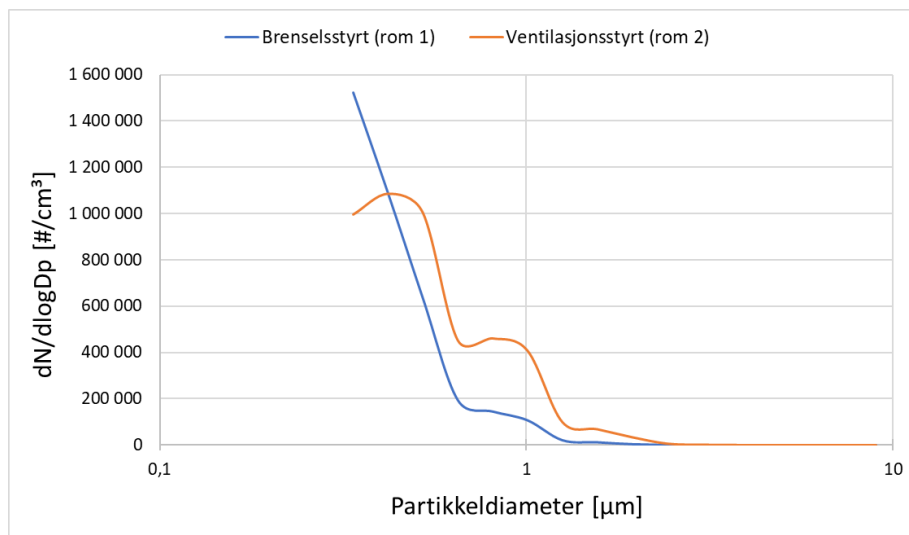
Figur 4.1.3 viser partikkelkonsentrasjonen for ulike størrelseskanaler gjennom måletiden. De første seks seriene (0,337-1,007 μm) er midtpunkter av størrelseskanalene til OPS. 1,117-10 μm er et intervall som består av flere størrelseskanaler lagt sammen.



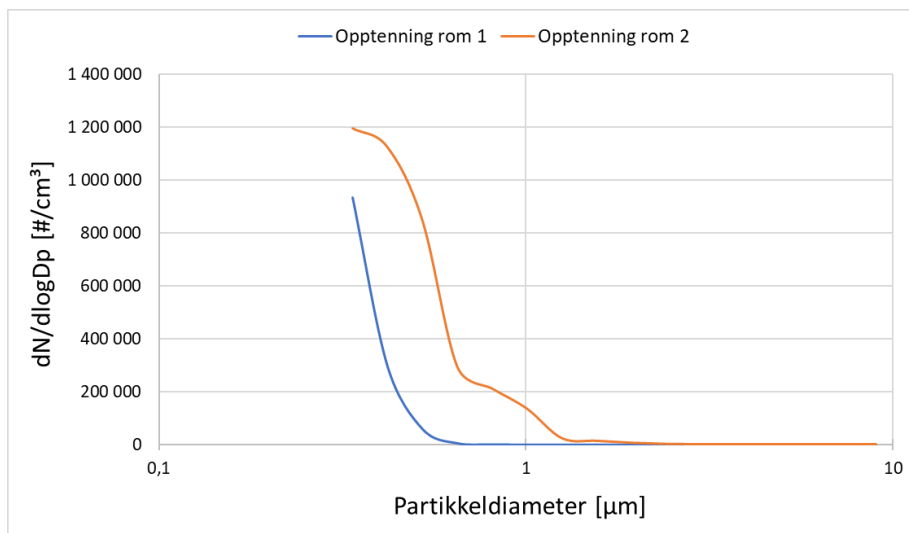
Figur 4.1.3: Partikkelkonsentrasjon for ulike størrelsesfraksjoner over tid, målt med OPS (dag 1).

4.1.1 Størrelsesfordeling i ulike tidsintervaller

Figur 4.1.4 og 4.1.5 viser størrelsesfordeling av partikler for ulike tidsintervaller. Figur 4.1.4 sammenligner brenselstyrkt og ventilasjonsstyrkt brann. Figur 4.1.5 sammenligner de to opptenningsfasene.



Figur 4.1.4: Størrelsesfordeling av partikler ved brenselstyrkt og ventilasjonsstyrkt brann, målt med OPS (dag 1).



Figur 4.1.5: Størrelsesfordeling av partikler ved opptenning rom 1 og rom 2, målt med OPS (dag 1).

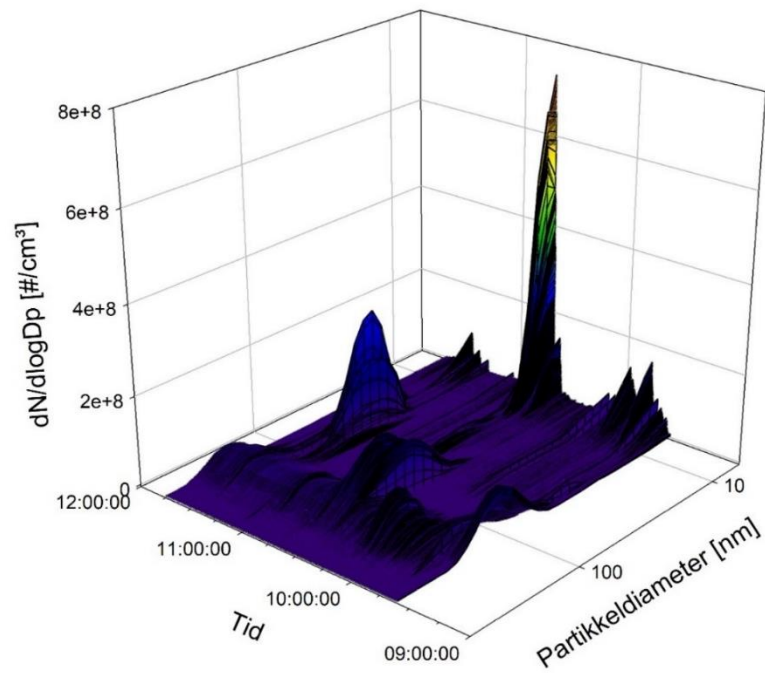
4.2 Dag 2 – FMPS

Tabell 4.2.1 viser gjennomsnittlig partikkelkonsentrasjon og partikkeldiameter for ulike tidsintervaller på dag 2. Opptenning, slukking og pauser er gjennomsnitt av flere tidsintervaller. Verdier er også beregnet for ulike størrelsesintervaller. 10-420 nm er størrelsesintervallet som NanoScan SMPS måler i, og dette ble beregnet for å sammenligne resultatene med en annen studie.

Tabell 4.2.1: Gjennomsnittskonsentrasjon og partikkeldiameter for ulike intervaller, målt med FMPS (dag 2).

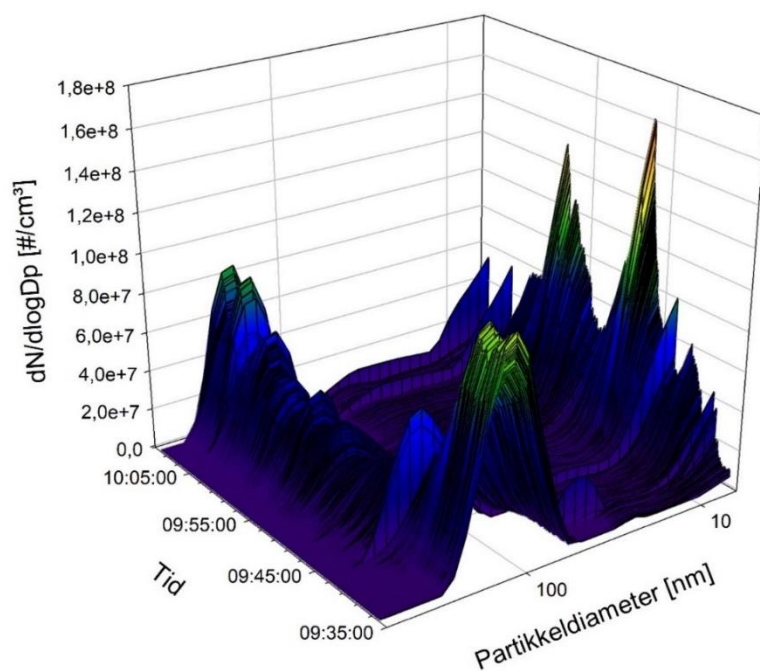
Intervall	Tid	UFP (partikler/cm ³)	10-420 nm (partikler/cm ³)	Total 5,6-560 nm (partikler/cm ³)	%UFP	Gjennomsnitts- diameter (nm)
Øvelse 1	09:41 - 10:12	1,20 x 10 ⁷	7,35 x 10 ⁶	1,63 x 10 ⁷	74	21
Øvelse 2	10:28 - 11:00	2,70 x 10 ⁷	1,92 x 10 ⁷	3,79 x 10 ⁷	71	25
Øvelse 3	11:13 - 11:35	6,85 x 10 ⁶	6,32 x 10 ⁶	9,14 x 10 ⁶	75	36
Opptenning	-	1,02 x 10 ⁷	1,35 x 10 ⁷	1,79 x 10 ⁷	57	50
Slukking	-	2,73 x 10 ⁷	1,11 x 10 ⁷	3,17 x 10 ⁷	86	15
Pauser	-	9,01 x 10 ⁵	9,85 x 10 ⁵	1,54 x 10 ⁶	58	42
Hele måle- perioden	09:35 - 11:45	1,17 x 10 ⁷	9,04 x 10 ⁶	1,67 x 10 ⁷	70	27

Figur 4.2.1 viser et 3D-plott av størrelsesfordelingen av partikler på dag 2 i FMPS sitt størrelsesspektrum (5,6 -560 nm). Z-aksen viser normalisert partikkelkonsentrasjon. Figuren inkluderer alle tre øvelsene som ble gjennomført denne dagen.

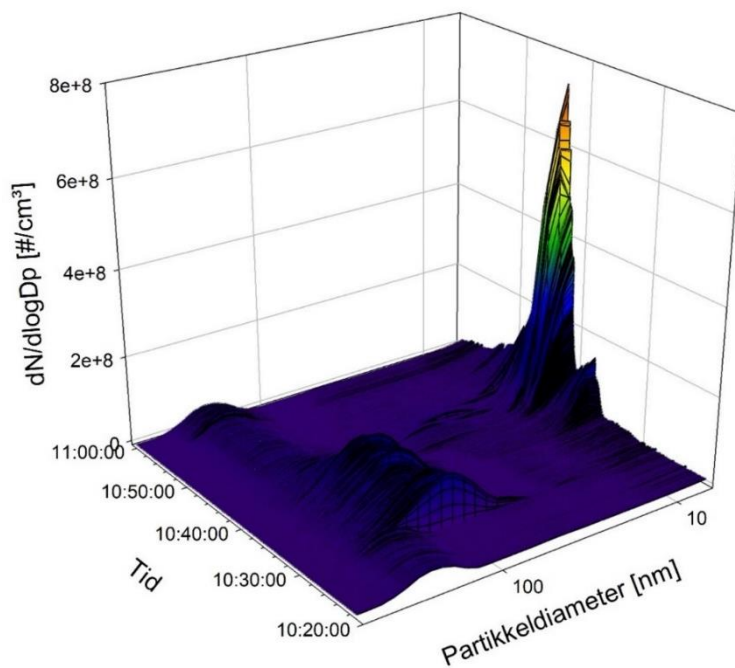


Figur 4.2.1: 3D-plott av FMPS-data fra dag 2.

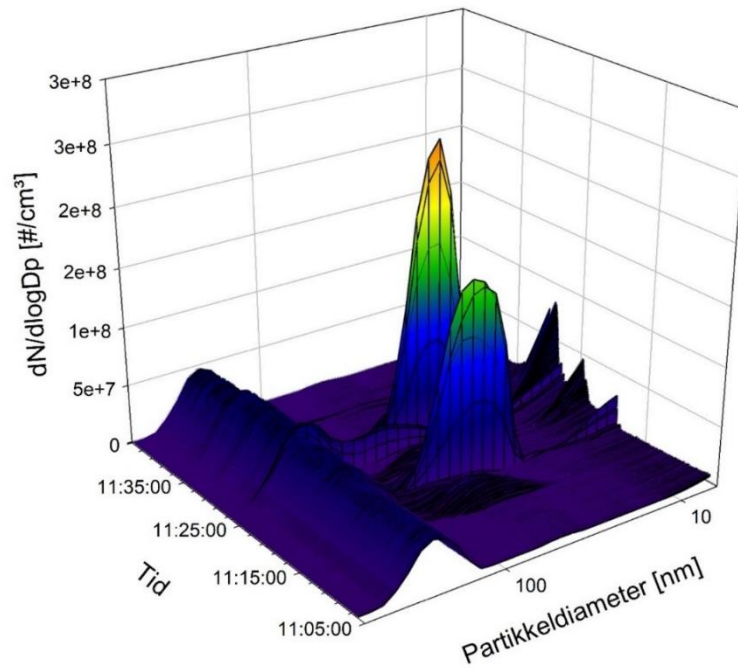
Figurer 4.2.2-4 viser 3D-plott for hver av de tre øvelsene som ble gjennomført på dag 2. Dette er samme data som er brukt i figur 4.2.1, zoomet inn på de ulike øvelsene.



Figur 4.2.2: 3D-plott for øvelse 1, målt med FMPS (dag 2).



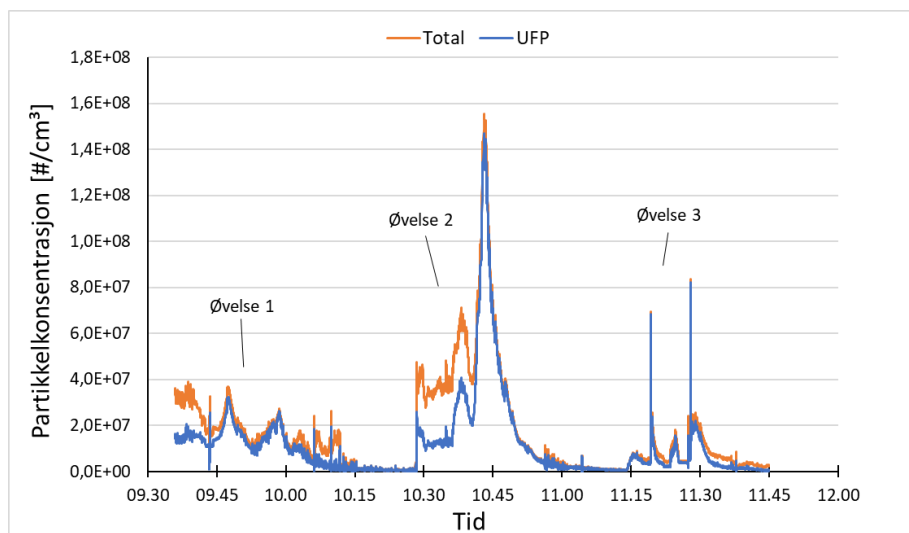
Figur 4.2.3: 3D-plott for øvelse 2, målt med FMPS (dag 2).



Figur 4.2.4: 3D-plott for øvelse 3, målt med FMPS (dag 2).

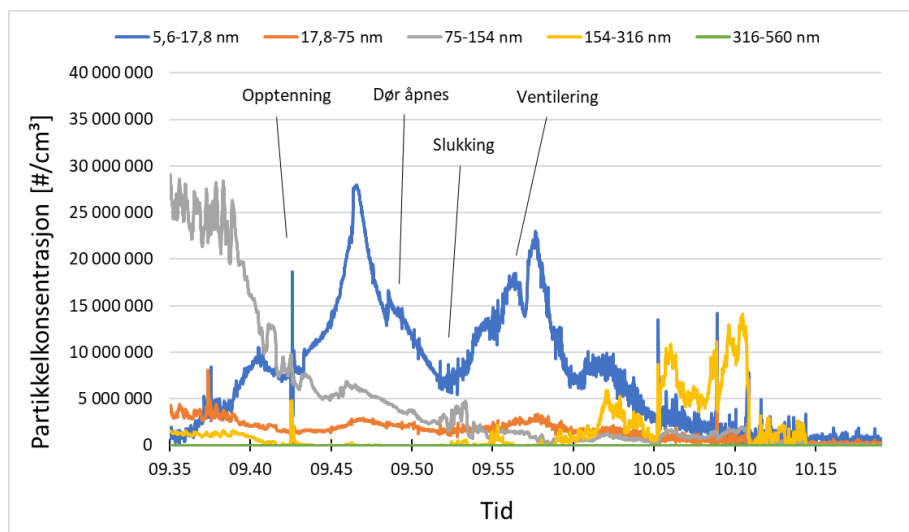
Gjennom hele dagen observeres det et permanent utslag i størrelseskanaler fra ca. 120-400 nm. I tabellverdiene (tabell 4.2.1) og resten av figurene (figurer 4.2.5-13) er dette utslaget korrigert ned. Bakgrunnen for korreksjonen og hvordan den ble utført forklares i mer detalj i diskusjonen.

Figur 4.2.5 viser total partikkelkonsentrasjon og UFP-konsentrasjon gjennom de tre øvelsene. UFP betyr her partikler med diameter 5,6 – 100 nm. Teksten på figuren viser når de ulike øvelsene foregår.

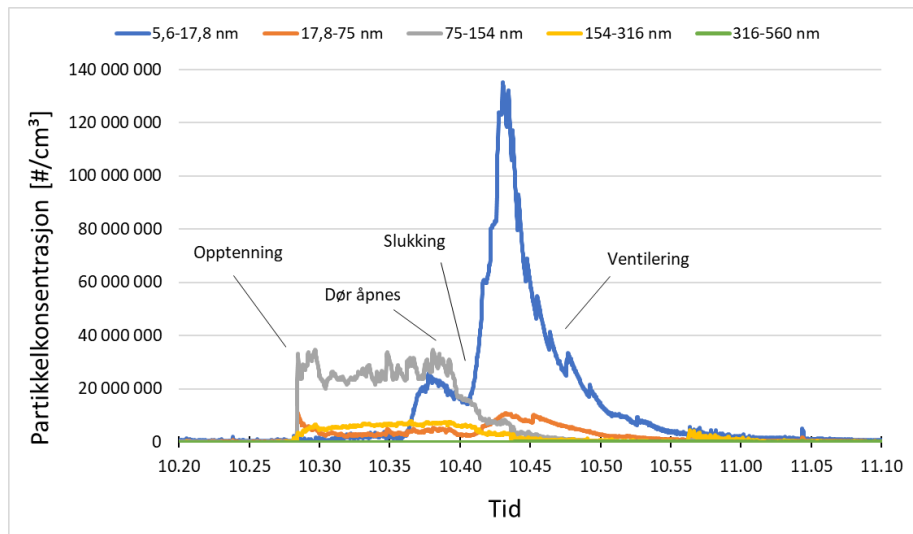


Figur 4.2.5: UFP og total partikkelkonsentrasjon over tid, målt med FMPS (dag 2).

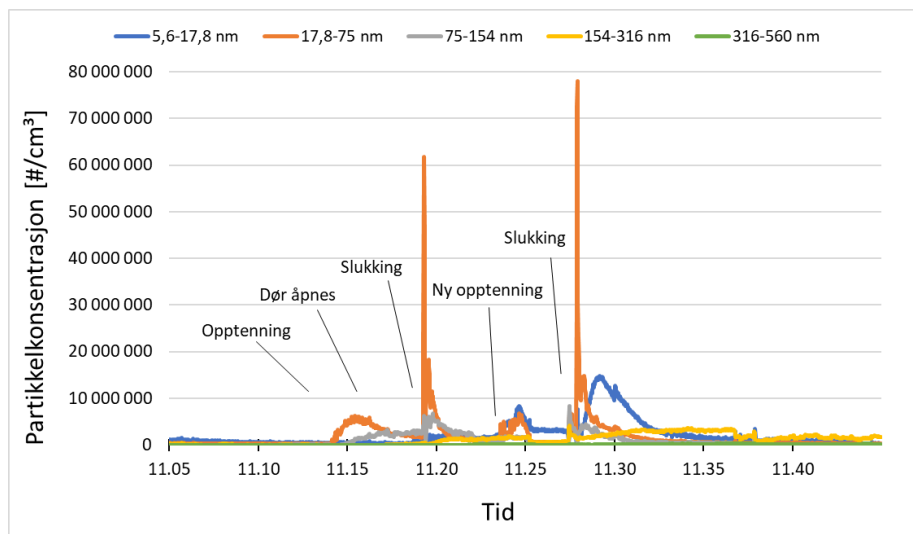
Figurer 4.2.6-8 viser konsentrasjoner i ulike størrelsesintervaller for de tre øvelsene. Størrelsesintervallene ble bestemt ved å vurdere signifikante utslag på 3D-plott av øvelsene. Tekst på figurene viser viktige hendelser underveis.



Figur 4.2.6: Konsentrasjon av ulike størrelsesintervaller under øvelse 1, målt med FMPS (dag 2).

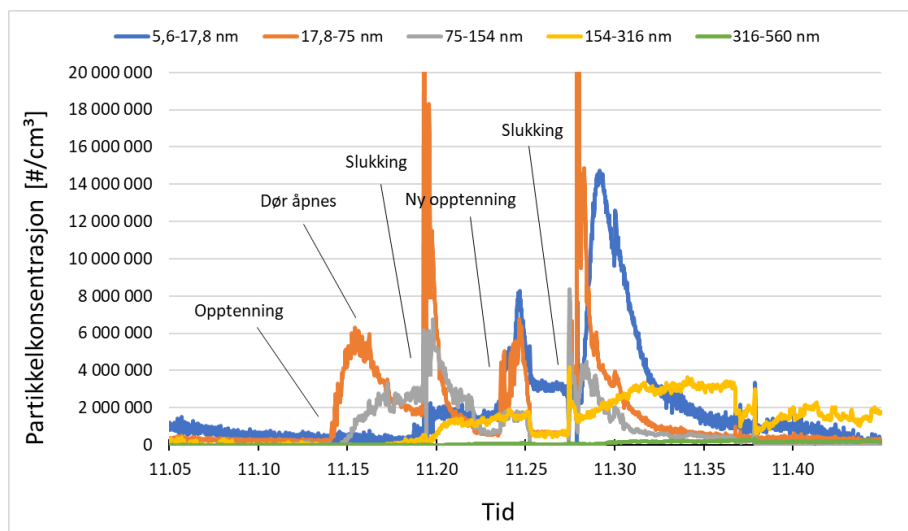


Figur 4.2.7: Konsentrasjon av ulike størrelsesintervaller under øvelse 2, målt med FMPS (dag 2).



Figur 4.2.8: Konsentrasjon av ulike størrelsesintervaller under øvelse 3, målt med FMPS (dag 2).

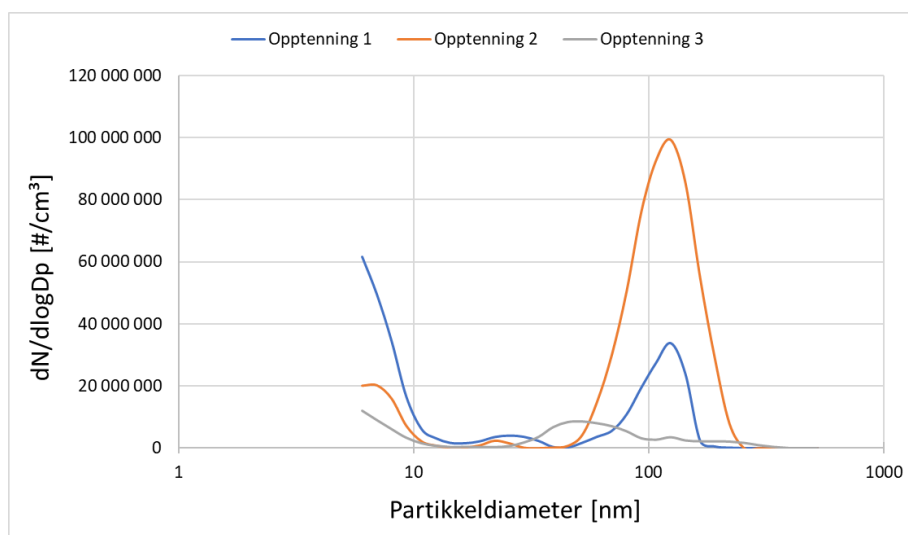
Figur 4.2.9 viser samme data som i figur 4.2.8, med en lavere maksverdi på y-aksen. De høyeste utslagene for intervallet 17,8-75 nm er dermed utelatt fra figuren.



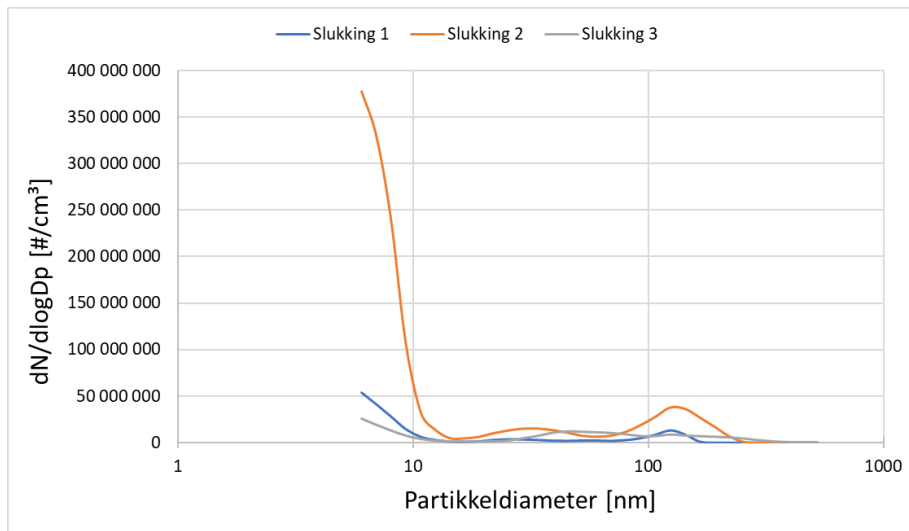
Figur 4.2.9: Konsentrasjon av ulike størrelsesintervaller under øvelse 3, forstørret. Målt med FMPS (dag 2).

4.2.1 Størrelsesfordeling i ulike tidsintervaller

Figurer 4.2.10-11 viser størrelsesfordelingen av partikler for ulike tidsintervaller under de tre øvelsene. Opptenning 1 og 2 er opptenningsfasen fra henholdsvis øvelse 1 og 2. Det samme gjelder for slukking 1 og 2. Opptenning 3 og slukking 3 er begge gjennomsnitt av to intervaller under øvelse 3.

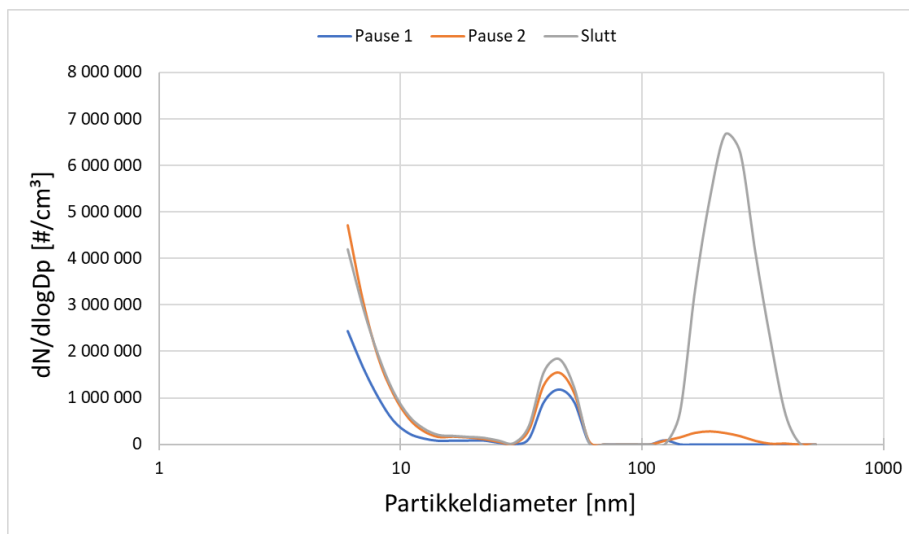


Figur 4.2.10: Størrelsesfordeling for alle opptenningsfasene, målt med FMPS (dag 2).

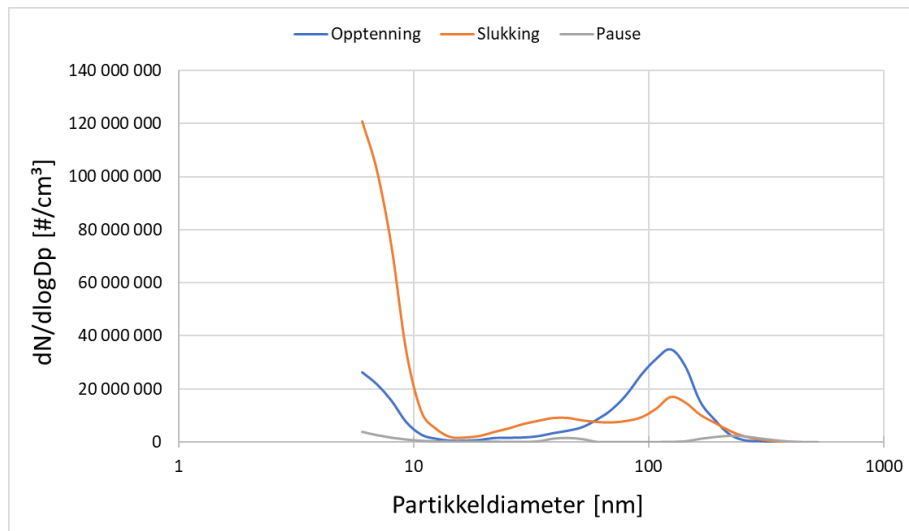


Figur 4.2.11: Størrelsesfordeling for alle slukningsfasene, målt med FMPS (dag 2).

Figur 4.2.12 viser størrelsesfordelingen av partikler i pausene mellom øvelsene, og etter slutt av øvelse 3. Figur 4.2.13 viser gjennomsnittlig størrelsesfordeling av partikler for alle opptenningsfasene, slukningsfasene, og pausene.



Figur 4.2.12: Størrelsesfordeling i pausene, målt med FMPS (dag 2).



Figur 4.2.13: Gjennomsnittlig størrelsesfordeling for opptening, slukking og pauser. Målt med FMPS (dag 2).

5 Diskusjon

Problemer med utstyret gjorde at FMPS-målingen på dag 1 ikke kunne brukes i oppgaven. Nøyaktig hva som skjedde er ukjent. Over en time før opptenning begynte målingene å vise ekstremt høye utslag i bestemte størrelseskanaler, samtidig som at andre størrelseskanaler viste null (se figur i vedlegg B). På denne tiden var det ingenting spesielt som foregikk i bygningen. Etter opptenning og slukking nådde konsentrasjonen en topp før den stupte til nærmere null. Etter målingen var gjennomført ble det oppdaget vann i silikonslangen som blokkerte flowen. Dette kan forklare hvorfor konsentrasjonen stupte, men det forklarer ikke utslagene før opptenning. Inspeksjon og testing av instrumentet på kvelden av dag 1 avdekket at elektrometerne var blitt forstyrret i løpet av dagen. HEPA-filter og zeroing-funksjonen ble brukt gjentatte ganger for å redusere offset verdiene så mye som mulig, men det lyktes ikke å redusere de til anbefalte nivåer (under 20). Ved start av dag 2 viste to av kanalene 35,9 og 319,6 (figur 3.5.2). Til tross for en normal statusskjerm (figur 3.5.1) viste flowmåling 4,56 L/min, mindre enn halvparten av normal verdi (10 L/min). I løpet av dagen hadde flowen steget til 9,46 L/min.

Alt dette indikerer at det er stor usikkerhet knyttet til måleresultatene på dag 2. Under hele målingen ble det observert et permanent utslag i bestemte størrelseskanaler som økte sakte utover dagen (se 3D-plottene fra dag 2). Omfattende testing og rengjøring av FMPS'en er gjennomført i etttertid av målingene. Arbeidet avdekket at det permanente utslaget var forårsaket av kontaminasjonen fra dag 1, og at fortynneren trolig bidro til å forsterke dette utslaget. Derfor er det gjort en korreksjon av bestemte størrelseskanaler (115,5-421,8 nm). For hver av disse størrelseskanalene ble en konstant verdi trukket fra alle måleseriene. Verdiene var gjennomsnittskonsentrasjoner beregnet fra et fem minutters intervall (11:05-11:10) i pausen mellom øvelse 2 og 3. Tidsintervallet ble valgt fordi utslaget var stabilt her, og fordi det var sent i målingen slik at utslaget hadde fått bygge seg opp. Etter korreksjonen er det fortsatt stor usikkerhet ved resultatene. Noen verdier kan være underestimerte mens andre kan fortsatt være overestimerte. I tilfeller der korreksjonen ga negative verdier ble tallene satt til 0.

OPS'en hadde også problemer med å gjennomføre målinger på dag 2. Det er ikke videre utforsket hva som skjedde, men det er ingen grunn til å tro at noe er feil med målingen på dag 1. Instrumentet viste ingen feilmeldinger, og flowen var normal både før og etter måling.

5.1 Dag 1 – Brenselsstyrt og ventilasjonsstyrt brann

Resultatene fra OPS-målingen på dag 1 viser tydelige forskjeller mellom partikelemisjoner fra en brenselsstyrt og en ventilasjonsstyrt brann. Ventilasjonsstyrt brann ga både høyere gjennomsnittlig konsentrasjon og partikkelstørrelse enn brenselsstyrt (tabell 4.1.1). Dette er forventet da det er kjent at mangel på oksygen fører til ufullstendig forbrenning, noe som frigir flere og større partikler. Særlig under opptenningsfasen observeres det en stor forskjell i partikkelkonsentrasjon, med rundt tre ganger høyere konsentrasjon fra den ventilasjonsstyrte brannen ($3,67 \times 10^5$ og $1,24 \times 10^5$ partikler/cm³). Her var opptenningsfasen definert som fem minutter fra brenselet ble påtent. I dette tidsrommet har altså den ventilasjonsstyrte brannen en brattere kurve.

3D-plottet (figur 4.1.1) viser tydelig at de minste partiklene i spektrumet dominerer gjennom hele måletiden, og særlig for den brenselsstyrte brannen (rom 1). Denne brannen hadde god tilgang på oksygen via den åpne containerdøren, noe som ga en finere forbrenning. Hvis man studerer konsentrasjonsgrafene, er det først ved start av støtvis spyling at de større partiklene øker i konsentrasjon. Samtidig synker konsentrasjonen av de minste partiklene. Det kan tenkes at spylingen har hatt en kvelende effekt ved at oksygen har blitt fortrenget, og dermed ført til ufullstendig forbrenning. Spylingen her var trolig ikke ment for å slukke, men for å demonstrere effekten av vanndamp på branngassene. Kort tid etterpå ble deler av brannen slukket. Restene fikk så brenne opp med god oksygentilgang, og det observeres en økning i konsentrasjonen av de minste partiklene.

Under opptenning på rom 2 (ventilasjonsstyrt) observeres det en kraftig økning i konsentrasjonen av de tre nederste størrelseskanalene. Partikler i størrelser fra 0,65-1 µm øker også i denne fasen, i motsetning til den brenselsstyrte brannen. Det indikerer en større grad av ufullstendig forbrenning. Flere ganger underveis ble containerdøren åpnet fra utsiden, og brannen tilført mer brensel og oksygen. Dette ble gjort for å skape ønskede

mengder røyk og hindre at brannen ble begrenset av mengden brensel. Konsentrasjonen av de større partiklene stiger jevnt gjennom brannforløpet, mens konsentrasjonen av de minste partiklene synker etter opptenningsfasen.

Gjennomsnittlig størrelsesfordeling av partikler er for begge brannene dominert av partikler under 1 μm , med størst andel av de aller minste partiklene. Ventilasjonsstyrt brann har høyere verdier av normalisert partikkelkonsentrasjon for alle størrelseskanaler med unntak av den aller minste (0,337 μm). En lavere topp observeres også i størrelsesområdet 0,65-1 μm . Under opptenningsfasen viser ventilasjonsstyrt brann høyere konsentrasjon i samtlige størrelseskanaler.

Det er verdt å merke at brannene fant sted på to forskjellige rom, mens målepunktet var stasjonært (se tegningen av huset på figur 3.6.1). Avstanden fra målepunktet til rom 2 (ventilasjonsstyrt) er betydelig større enn avstanden til rom 1 (brenselstyrt). Om forskjellen i avstand kan ha bidratt nevneverdig til at partiklene fra rom 2 er større enn fra rom 1, er tvilsomt. Tabell 2.2.1 viser hvor fort aggregering av partikler skjer ved ulike partikkelkonsentrasjoner. Ved startkonsentrasjon 10^6 partikler/ cm^3 tar det ifølge tabellen 4 timer for den gjennomsnittlige partikkelstørrelsen å doble seg. Derfor er det rimelig å anta at avstanden til målepunktet ikke har påvirket forskjellen i partikkelstørrelse mellom de to brannene.

Å sammenligne målingene med andre studier er vanskelig på grunn av størrelsesspektrumet som OPS måler i. Kun Baxter et al. (2010) har oppgitt en slags størrelsesfordeling av partiklene som ble målt (figur 2.6.5). For etterslukningsfasen av en soveromsbrann ble det målt en gjennomsnittlig partikkelkonsentrasjon på $2,11 \times 10^6$ partikler/ cm^3 . 84% av partiklene var i intervallet 10-110 nm, mens de resterende 16% var i intervallet 110-1000 nm. Dersom de 16% mer spesifikt lå i intervallet 110-300 nm ville det stemt overens med denne opgavens målinger. Etter slukking av den ventilasjonsstyrte brannen synker nemlig den totale partikkelkonsentrasjonen i intervallet 0,3-10 μm til ca. 0 partikler/ cm^3 . Dette kan dog ikke bekreftes da det ikke er mer nøyaktig informasjon om størrelsesfordelingen i studien.

Det er flere usikkerheter ved målingene. Fortynningsfaktoren som er brukt til å justere de opprinnelige målingene er et gjennomsnitt beregnet fra en test på et laboratorie.

Partikkelkonsentrasjonene under testen var svært lave i motsetning til målingene i felt. De høye konsentrasjonene kan da potensielt ha påvirket den reelle fortynningsfaktoren. En annen usikkerhet er at OPS har et oppgitt konsentrasjonsspektrum på 0-3000 partikler/cm³. Koblet på fortynneren med en beregnet fortynningsfaktor på 0,012 blir konsentrasjonsspektrumet i teorien utvidet 2,5 x 10⁵ partikler/cm³. Konsentrasjoner som overskrider dette vil medføre større usikkerhet ved målingene. OPS sitt måleprinsipp går ut på å måle én partikkel av gangen i visningsvolumet. Ved høye konsentrasjoner kan derfor partikler overlappe og ikke bli telt. Siden det ble målt konsentrasjoner over 5,0 x 10⁵ partikler/cm³ kan det antas at reelle konsentrasjoner har vært høyere enn målt.

5.2 Dag 2 – Røykdykkerøvelser

FMPS-data fra dag 2 ga en gjennomsnittlig partikkelkonsentrasjon og partikkeldiameter på henholdsvis 1,67 x 10⁷ partikler/cm³ og 27 nm for hele målingen (tabell 4.2.1). Andelen av UFP var i snitt 70%. Resultatene viste også at partikkelemisjonen varierte stort gjennom de tre øvelsene som ble gjennomført. Øvelse 2 skiller seg ut med den høyeste gjennomsnittskonsentrasjonen på 3,79 x 10⁷ partikler/cm³. Øvelse 3 skiller seg ut i motsatt retning med lavest gjennomsnittskonsentrasjon på 9,14 x 10⁶ partikler/cm³ og høyest gjennomsnittlig diameter (36 nm). Andelen UFP var relativt lik for alle øvelsene, 71-75%. Slukkingsfasene førte til de største emisjonene med hele 3,17 x 10⁷ partikler/cm³ (86% UFP) og desidert lavest gjennomsnittlig diameter på 15 nm.

3D-plottet fra hele dagen (figur 4.2.1) viser tydelig at det er noen få topper som dominerer partikkelemisjonene gjennom øvelsene, og at størrelsen av partiklene varierer mye. På konsentrasjonsgrafene (figur 4.2.5) er det lettere å se skillet mellom de tre øvelsene. Her blir det også tydelig at de høyeste toppene består for det meste av UFP. Under øvelse 2 når den totale konsentrasjonen en topp på over 1,50 x 10⁸ partikler/cm³. I pausene mellom øvelsene synker konsentrasjonen til i snitt 1,54 x 10⁶ partikler/cm³. Av disse partiklene er 58% UFP, og partikkeldiameteren er i snitt 42 nm.

Ved starten av øvelse 1 observeres det betydelige partikkelkonsentrasjoner allerede før opptenning, hovedsakelig av størrelser 75-154 nm (figur 4.2.6). En sannsynlig forklaring er at instrumentet ble skitnet til dagen før, noe flowmålingen før start støtter opp om. Partikler

kan også ha sittet igjen i silikonslangene og kobberrøret. Under opptenning frigjøres det partikler i størrelsen 5,6-17,8 nm frem til konsentrasjonen synker igjen brått. Kort tid etter røykdykkerne tar seg inn døren (inngang A) slukkes brannen, og containerdøren på brannrommet lukkes helt fra utsiden. Etter slukking frigjøres det partikler i størrelser 5,6-17,8 nm. Ventilering med strålerør ut av inngang A ser ut til å ha en effekt på konsentrasjonen av de minste partiklene, mens konsentrasjonen av intervallet 154-316 nm begynner å stige. Temperaturen av brenselet kan ha vært høy nok til at pyrolysen fortsatte etter at flammene var slukket.

Under opptenning for øvelse 2 måles det høye konsentrasjoner av partikler i intervallet 75-154 nm (figur 4.2.7). Med containerdøren på vidt gap ble bøtter med sprit kastet på brannen over flere minutter. Den plutselig økningen av partikler i intervallet 5,6-17,8 nm kan skyldes at containerdøren ble nesten lukket etter brenselet var ordentlig påtent. Da røykdykkerne tar seg inn observeres det en reduksjon i konsentrasjonen. Slukking av brannen fører så til en enorm økning av partikler i intervallet 5,6-17,6 nm opp til en topp på over $1,30 \times 10^8$ partikler/cm³. Like etter slukking ble containerdøren lukket helt fra utsiden, noe som bidro til den høye konsentrasjonen på innsiden. Det påfølgende fallet kan ha sammenfalt med at containerdøren ble åpnet igjen. Noen minutter senere ventileres det med strålerør ut av containerdøren. På grunn av den høye toppen, er det mulig at partikkelaggregering har bidratt betydelig til reduksjonen i konsentrasjon. Ifølge tabell 2.2.1 tar det 140 sekunder for gjennomsnittlig partikkeldiameter å doble seg hvis startkonsentrasjonen er 10^8 partikler/cm³ (ISO, 2013).

Øvelse 3 skiller seg fra de to andre ved at det ble gjennomført to opptenninger og slukking (figur 4.2.8 og 4.2.9). Tiden fra opptenning til slukking var også betydelig kortere. Slukking førte til høye konsentrasjoner av partikler hovedsakelig i intervallet 17,8-75 nm. I begge tilfeller sank konsentrasjonen like hurtig som den steg. En mulig forklaring kan være at mengden vanddamp fortrengte partiklene, og at brenselet ble tilstrekkelig kjølt ned slik at pyrolysen opphørte.

Det er mange variabler som kan ha påvirket emisjonene og gitt forskjellige utslag av partikkelkonsentrasjoner og størrelser gjennom øvelsene. Variasjoner i mengden brensel, mengden sprit, ventilasjonsforhold (åpning og lukking av dører), og mengden vann ved

slukking kan ha bidratt til de observerte forskjeller i målingene. Røykdykkernes gjennomføring er heller ikke identisk for hver øvelse. Loggføringen underveis var ikke perfekt, så noen viktige hendelser og tidspunkter kan ha vært utelatt og gjort enkelte utslag vanskelig å forklare.

Ved å sammenligne størrelsesfordelingen av partikler i ulike tidsintervaller, er det tydelig at opptenning og slukking førte til de største partikkelemisjonene (figur 4.2.13). De største konsentrasjonene er av partikler under 10 nm og 50-200 nm. Øvelse 2 skiller seg særlig ut med svært høye konsentrasjoner både under opptenning og slukking. I pausene mellom øvelsene er partiklene fordelt mellom tre klare topper (figur 4.2.12). Denne størrelsesfordelingen ser unaturlig ut. I intervallet 15-30 nm skifter størrelseskanalene ofte mellom betydelige konsentrasjoner og nullverdier. Intervallet 60-100 nm gir ingen utslag i noen av pausene. Dette er en indikasjon på at noe er feil, og at konsentrasjonen av UFP i pausene er underestimert. Gjennom hele dagen mangler det også utslag i intervallet 420-560 nm. Dette er unaturlig, da OPS-målingen fra dag 1 målte betydelige konsentrasjoner av slike partikler. OPS og FMPS har riktignok ulike måleprinsipper og dermed kan resultater variere, men det forventes likevel et utslag i FMPS-målingen.

Sammenlignet med andre studier er partikkelkonsentrasjonene målt under øvelsene relativt høye. Først må det nevnes at ulike måleinstrumenter vil gi variasjoner i både partikkelkonsentrasjon og størrelsesfordeling, noe som gjelder samtlige av de omtalte studiene. Av disse studiene har kun Andersen et al. (2017) målt under øvelser slik som i denne oppgaven. Likevel er det vanskelig å sammenligne verdiene på grunn av manglende informasjon om hvordan øvelsene ble gjennomført. Gjennomsnittsverdier for målinger med NanoScan (10-420 nm) på tre ulike dager er oppgitt. På dagen med høyest konsentrasjon var det målt i snitt $6,35 \times 10^5$ partikler/cm³ med gjennomsnittlig diameter på 78 nm. For sammenligning ble det beregnet gjennomsnittskonsentrasjoner i intervallet 10-420 nm. For hele dagen ble gjennomsnittskonsentrasjonen i dette intervallet $9,04 \times 10^6$ partikler/cm³. Det er vanskelig å gi en god forklaring på den store forskjellen. Studien gir ikke spesifikk nok informasjon om hvordan øvelsene ble gjennomført, varigheten på målingene og øvelsene, ventilasjonsforhold, mengden brensel etc. En annen mulighet er at denne oppgavens målinger er urealistisk høye. Denne hypotesen blir videre diskutert litt senere.

Pausene mellom øvelsene kan sammenlignes med etterslukkingsfasen som er blitt analysert i andre studier. I denne fasen er brannen slukket og bygningen ventilert. Baxter et al. (2010) målte på det høyeste en gjennomsnittskonsentrasjon på $2,11 \times 10^6$ partikler/cm³, derav 84% UFP. Målingen ble gjort med en WPS i spektrumet 10-10 000 nm, men 100% av partiklene som ble målt var under 1000 nm. Til sammenligning var snittet under pausene i denne oppgaven $1,54 \times 10^6$ partikler/cm³ med 58% UFP, vel å merke målt i et annet størrelsesspektrum (5,6-560 nm). Som tidligere nevnt er trolig konsentrasjonen av UFP i pausene underestimert, noe som kan være med å forklare forskjellen i konsentrasjon og andel UFP. Pausene ble her definert som fem minutters intervaller etter partikkelkonsentrasjonen har stabilisert seg, og varierer fra 12-29 minutter etter slukking starter. I studien kan måling ha startet kortere tid etter brannen ble slukket, men denne informasjonen er ikke oppgitt. Testen fra studien skiller seg også fra denne oppgavens øvelser på flere andre måter. Soveromsinventar ble brukt som brensel i motsetning til rent tremateriale, målepunktet var i en høyde på 1,68 m (sammenlignet med 1,27 m), ventilasjonsforholdene og utforming av bygningen er uspesifisert.

Baxter et al. (2014) målte under etterslukkingsfaser i felt med en P-Trak (20-1000 nm). Her ble det målt betydelig lavere konsentrasjoner enn i de kontrollerte testene. Den høyeste gjennomsnittskonsentrasjonen var $1,39 \times 10^5$ partikler/cm³ for en måling på 15 minutter. At P-Trak kun måler ned til 20 nm bidrar til at totalkonsentrasjonen blir lavere. Det er ikke gitt informasjon om bygningens utforming, ventilasjonsforhold, hvor lenge brannen hadde pågått etc. Nøyaktig plassering av utstyret er ikke oppgitt, annet enn at det var i høyde med pustesonen. Dette antas å bety normal høyde, da det ikke er nødvendig å holde seg lavt under etterslukking. Hvor stor innvirkning målehøyden har på partikkelkonsentrasjonen er uklart. Fallhastigheten til UFP er så lav at den kan neglisjeres. Termodiffusjon har trolig en større innvirkning, da temperaturen øker betraktelig med høyden i et brannobjekt. Det ble også diskutert i studien om høye temperaturer kan ha ført til at P-Trak har målt for lave konsentrasjoner. Denne hypotesen er underbygget av at studien målte høyere toppverdier og nesten like høy gjennomsnittskonsentrasjon i kjøkkenet på en brannstasjon.

Pedersen og Frederiksen (2016) målte svært høye konsentrasjoner fra forbrenning av trematerialer i en ovn. For fyring av rent tre ble det målt gjennomsnittskonsentrasjoner fra $2,0-3,6 \times 10^7$ partikler/cm³. Målingene ble gjort med en SMPS i størrelsesintervallet 14-720

nm. Hvis partiklene under 14 nm fjernes fra denne oppgavens målinger blir gjennomsnittlig konsentrasjon for dagen $8,6 \times 10^6$ partikler/cm³. Dette tar ikke hensyn til mulige partikler i intervallet 560-720 nm. Gjennomsnittlig diameter ved forbrenning av malt tre varierte mellom 50-300 nm, noe som indikerer at det kan ha vært betydelige konsentrasjoner av de større partiklene. Det er naturlig at denne studien måler høye konsentrasjoner på grunn av måten målingene ble gjennomført. Røyken som ble fortynnet og deretter målt var hentet fra den konsentrerte emisjonen over en vedovn. Selv om det ikke er hensiktsmessig å sammenligne studien direkte med denne oppgaven, så gir det en indikasjon på at de målte konsentrasjoner under øvelsene ikke er umulig å oppnå.

Som nevnt i starten av diskusjonen er det flere usikkerheter ved FMPS-målingen, deriblant kontaminerte elektrometre og unormal flow. Dette viste seg i permanente utslag som ble korrigert bort, og unaturlige størrelsesfordelinger i bestemte tidsintervaller. I tillegg er fortynneren et usikkerhetsmoment. I ettertid av målingen har fortynneren vist seg å være inkonsekvent under laboratorietester. Det kan være grunn til å tro at den ikke har fungert optimalt gjennom hele målingen, og muligens ble den også kontaminert på dag 1. FMPS-programvaren ble stilt inn med en fortynningsfaktor på 100, som betyr at alle verdier som måles blir multiplisert med 100. Dersom den reelle fortynningsfaktoren har variert underveis kan resultatene være betydelig overestimerte.

5.3 Eksponering

Til tross for stor grad av usikkerhet indikerer målingene at konsentrasjoner av UFP i en brennende bygning kan være svært høy gjennom hele brannforløpet. Tidlig i vekstfasen av en brann blir det typisk frigjort mye UFP. Hvis brannen får utviklet seg til å bli mer ventilasjonsstyrt øker konsentrasjonen av større partikler. De høyeste konsentrasjonene av UFP ble målt i minuttene etter slukking. Her var partiklene i stor grad bestående av det nederste sjiktet av UFP. Under etterslukningsfasen kan det også vedvare betydelige mengder partikler i luften, der mesteparten er UFP.

Hvor store mengder av de målte partikler som brannkonstablene i realiteten bli eksponert for er svært vanskelig å estimere. Siden det har blitt vist at åndedrettsvern beskytter bra mot inhalasjon, er hudeksponering av større interesse å studere. Dermed er andelen av

partiklene som penetrerer verneklærne, setter seg på huden og blir tatt opp i kroppen ønskelig å kartlegge. Denne oppgaven har kun gjort stasjonære målinger og kan ikke si noe utover hva brannkonstablene potensielt kan bli eksponert for i arbeidsatmosfæren. Andre studier som har undersøkt PAH-eksponering har typisk målt PAH fra hudflaten av ulike kroppsdeler, og analysert urinprøver for metabolitter. Dersom man skulle målt eksponering for UFP på samme måten måtte sammensetningen av partiklene vært bedre kjent, og det måtte vært mulig å spore biomarkører for stoffene. PAH er nemlig bare én gruppe av forbindelser som kan sitte på partiklene. I praksis kan det være umulig å måle den totale eksponering på denne måten.

Generelle grenseverdier for antallkonsentrasjon av UFP eksisterer ikke per i dag, men virksomheter har likevel ansvar for å gjøre risikovurderinger. Arbeidstilsynet har grenseverdier for spesifikke kjemikalier, som regel gitt i massekonsentrasjon. Denne benevnelsen er ikke hensiktsmessig å bruke for UFP. Nano reference values (NRV) utarbeidet i Nederland er veiledende grenseverdier for en rekke nanomaterialer, gitt i benevnelsen partikler/cm³. Verdiene er beregnet for bestemte nanomaterialer, fibrer, metallstøv og oksider, og egner seg derfor ikke i dette tilfellet. De nevnte grenseverdiene baserer seg på eksponering via inhalasjon, som heller ikke er av den største interesse. Dermed er det lite håndfast informasjon å ta utgangspunkt i for å vurdere risiko for hudeksponering.

Tidligere studier har målt høyere PAH-konsentrasjoner under reelle brannhendelser sammenlignet med øvelsesbranner (Hwang *et al.*, 2021). Høyere PAH-konsentrasjon kan skyldes høyere konsentrasjoner av større partikler, og har ikke nødvendigvis sammenheng med mengden UFP. Studiene indikerte at variasjoner i typen brensel og ventilasjonsforhold har stor innvirkning. Reelle brannhendelser får typisk utvikle seg til å bli ventilasjonsstyrt, mens øvelsesbranner ofte er mer brenselstyrt av natur. Typen brensel under reelle brannhendelser er ofte mer variert og inkluderer materialer som frigjør større mengder giftstoffer enn rent tre. Dermed kan det antas at reelle brannhendelser utgjør en større helserisiko enn øvelsesbranner.

Likevel bør eksponering fra øvelser tas på alvor og undersøkes videre. DSB spesifiserer at røykdykkere må ha minst fire røykdykkerøvelser i året, derav minst én varm øvelse (DSB,

2005). I områder med få reelle branner kan potensielt slike øvelser stå for en betydelig del av den totale eksponeringen. I løpet av to dager med instruksjon og øvelser kan det tenkes at brannkonstablene har blitt eksponert for UFP tilsvarende flere reelle brannhendelser. For instruktører kan bidraget fra øvelser til den totale eksponeringen være enda høyere.

5.4 Tiltak og videre arbeid

Å redusere eksponeringen for UFP er en stor utfordring, da arbeidets natur medfører å sette seg i en viss eksponeringsfare. Det aller beste tiltaket er å unngå røykdykking dersom det ikke er helt nødvendig. I tilfeller der røykdykking ikke kan unngås, bør tiden under eksponering minimeres. Dette medfører å oppholde seg minst mulig i røykfylte omgivelser, og å skifte de kontaminerte verneklærne så fort som mulig. Selv de innerste lagene bør trolig skiftes ut. Personlig rengjøring er naturligvis også viktig.

Åndedrettsvern bør brukes gjennom hele brannforløpet, også under etterslukkingen. Andre studier har påpekt hvordan brannkonstabler ofte fjerner åndedrettsvernet i «trygge» områder. Hva som kan regnes som trygge områder bør forskes mer på, for å hindre unødvendig eksponering via inhalasjon. Partikkelmålinger på utsiden og i nærheten av et brannobjekt kan gi mer innsikt i dette.

Eksponering fra øvelser kan reduseres ved å unngå forbrenning av tre og andre materialer i størst mulig grad. Dette vil muligens gå på bekostning av kvaliteten på opplæring og beredskap. Det er trolig nødvendig å trene på realistiske scenarier med hensyn på temperatur og røyk for å kunne utføre arbeidet best mulig. Likevel bør det vurderes å redusere denne eksponeringen, og om mulig finne alternative metoder å trene på slike forhold.

Tidligere studier indikerer at eksponering kan variere mye mellom reelle brannhendelser og øvelsesbranner. Derfor bør videre arbeid inkludere mer omfattende studier av begge deler. Øvelsesbranner gir en mulighet til å kontrollere spesifikke forhold i større grad, mens reelle hendelser vil gi innblikk i arbeidets uforutsigbare natur. I tillegg til stasjonært utstyr bør personbåret måleutstyr benyttes for å gi et mer fullstendig bilde av hva brannkonstablene blir utsatt for. Det ville vært interessant å måle både på utsiden og innsiden av verneklærne

for å få en indikasjon på hvilken andel av partiklene som trenger seg gjennom. Hvordan eksponering varierer for ulike roller burde også studeres videre. Målinger i pustesonen kan kontrollere om åndedrettsvernet sitter riktig, og avdekke om det er trygt i områder der det fjernes.

6 Konklusjon

Under kontrollerte øvelsesbranner ble det målt store mengder UFP gjennom hele brannforløpet. På en dag med tre øvelser ble det målt i gjennomsnitt $1,17 \times 10^7$ partikler/cm³ av UFP i størrelser 5,6-100 nm. I gjennomsnitt sto disse partiklene for 70% av den totale konsentrasjonen av partikler i størrelsesintervallet 5,6-560 nm. Gjennomsnittlig partikkeldiameter for hele perioden var 27 nm. Særlig under slukking ble det målt høye konsentrasjoner av UFP som vedvarte i flere minutter etterpå. Målingene indikerer at partikkelemisjoner varierer mye mellom øvelser. Spesifikke forhold som mengden brensel og oksygentilgang har stor innvirkning på konsentrasjon og størrelsesfordeling av partikler.

Omfattende problemer med måleutstyret gjør at det er stor usikkerhet ved resultatene. Denne typen målinger er svært kompliserte, og mye kan gå galt underveis. Tett røyk, høye temperaturer og høy luftfuktighet medfører utfordringer ved bruk av sensitivt måleutstyr. Derfor er mer arbeid nødvendig for å oppnå bedre resultater.

Videre arbeid bør inkludere målinger med personbåret måleutstyr, om mulig også under reelle brannhendelser.

Referanser

Andersen, M. H. G. *et al.* (2017) Cardiovascular health effects following exposure of human volunteers during fire extinction exercises, *Environ Health*, 16(1), s. 96-96.

<https://doi.org/10.1186/s12940-017-0303-8>

Arbeidstilsynet (2020a) *Metoder for måling av forurensninger i arbeidsatmosfæren*. Tilgjengelig fra:

<https://www.arbeidstilsynet.no/tema/kjemikalier/metoder-for-maling-av-forurensninger-i-arbeidsatmosfaren/> (Hentet: 09.06 2021).

Arbeidstilsynet (2020b) *Nanomaterialer og arbeidsmiljø*. Tilgjengelig fra:

<https://www.arbeidstilsynet.no/tema/kjemikalier/nanomaterialer-og-arbeidsmiljo/> (Hentet: 09.06 2021).

Baxter, C. S. *et al.* (2010) Ultrafine Particle Exposure During Fire Suppression—Is It an Important Contributory Factor for Coronary Heart Disease in Firefighters?, *J Occup Environ Med*, 52(8), s. 791-796. <https://doi.org/10.1097/JOM.0b013e3181ed2c6e>

Baxter, C. S. *et al.* (2014) Exposure of Firefighters to Particulates and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, *J Occup Environ Hyg*, 11(7), s. D85-D91.

<https://doi.org/10.1080/15459624.2014.890286>

Brook, R. D. *et al.* (2010) Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: An update to the scientific statement from the American Heart Association, *Circulation*, 121(21), s. 2331-2378.

<https://doi.org/10.1161/CIR.0b013e3181dbee1>

Daniels, R. D. *et al.* (2014) Mortality and cancer incidence in a pooled cohort of US firefighters from San Francisco, Chicago and Philadelphia (1950–2009), *Occup Environ Med*, 71(6), s. 388-397.

<https://doi.org/10.1136/oemed-2013-101662>

DSB (2005) *Veiledning om røyk- og kjemikaliedykking*. Tilgjengelig fra:

<https://www.dsb.no/lover/brannvern-brannvesen-nodnett/veiledning-til-forskrift/veiledning-om-royk-og-kjemikaliedykking/#roykdykkerinnsats> (Hentet: 09.06 2021).

Fabian, T. Z. *et al.* (2011) Characterization of Firefighter Smoke Exposure, *Fire technology*, 50(4), s. 993-1019. <https://doi.org/10.1007/s10694-011-0212-2>

Fent, K. W. *et al.* (2014) Systemic exposure to PAHs and benzene in firefighters suppressing controlled structure fires, *Ann Occup Hyg*, 58(7), s. 830-845.

<https://doi.org/10.1093/annhyg/meu036>

Fernando, S. *et al.* (2016) Evaluation of Firefighter Exposure to Wood Smoke during Training Exercises at Burn Houses, *Environ. Sci. Technol*, 50(3), s. 1536-1543.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04752>

FHI (2018) *Vedfyring*. Tilgjengelig fra: <https://www.fhi.no/ml/miljo/luftforurensninger/vedfyring/>
(Hentet: 09.06 2021).

Hwang, J. *et al.* (2021) Health Risks of Structural Firefighters from Exposure to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: A Systematic Review and Meta-Analysis, *Int J Environ Res Public Health*, 18(8), s. 4209. <https://doi.org/10.3390/ijerph18084209>

ISO (2013) 29904: Fire chemistry - Generation and measurement of aerosols.

Jørgensen, R. B. (2019) Comparison of four nanoparticle monitoring instruments relevant for occupational hygiene applications. <https://doi.org/https://doi.org/10.1186/s12995-019-0247-8>

Kales, S. N. *et al.* (2007) Emergency Duties and Deaths from Heart Disease among Firefighters in the United States, *N Engl J Med*, 356(12), s. 1207-1215. <https://doi.org/10.1056/nejmoa060357>

KBT (u. å.) *Kollegiet for brannfaglig terminologi*. Tilgjengelig fra: <http://www.kbt.no/faguttrykk.asp>
(Hentet: 09.06 2021).

Morawska, L. *et al.* (2008) Ambient nano and ultrafine particles from motor vehicle emissions: Characteristics, ambient processing and implications on human exposure, *Atmospheric environment* (1994), 42(35), s. 8113-8138. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.07.050>

Moreno-Ríos, A. L., Tejeda-Benítez, L. P. og Bustillo-Lecompte, C. F. (2021) Sources, characteristics, toxicity, and control of ultrafine particles: An overview, *Di xue qian yuan.*, s. 101147.
<https://doi.org/10.1016/j.gsf.2021.101147>

Pedersen, P. B. og Frederiksen, M. (2016) *Kontrol med Afbrænding af Affald*. Tilgjengelig fra: <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2016/06/978-87-93435-88-9.pdf> (Hentet: 09.06.2021).

Schraufnagel, D. E. (2020) The health effects of ultrafine particles, *Exp Mol Med*, 52(3), s. 311-317.
<https://doi.org/10.1038/s12276-020-0403-3>

SINTEF (2019) *SCINDEEP - Safety Challenges for INdustries: DErmal Exposure to nanosized Particles*
(Hentet: 15.06 2021).

Stec, A. A. *et al.* (2018) Occupational Exposure to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Elevated Cancer Incidence in Firefighters, *Sci Rep*, 8(1), s. 2476-2478. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-20616-6>

TSI (2012) *Aerosol Statistics, Lognormal Distributions and $dN/d\log D_p$* . Tilgjengelig fra: https://tsi.com/getmedia/1621329b-f410-4dce-992b-e21e1584481a/PR-001-RevA_Aerosol-Statistics-AppNote?ext=.pdf.

TSI (2013) Optical Particle Sizer Spectrometer Model 3330. Operation and service manual.

TSI (2014) Fast Mobility Particle Sizer Spectrometer Model 3091. Operation and service manual.

Van Broekhuizen, P. *et al.* (2012) Exposure Limits for Nanoparticles: Report of an International Workshop on Nano Reference Values: Nanoparticles in Nancy, *The Annals of occupational hygiene*, 56(5), s. 515-524.

Vedlegg

Vedlegg A: Innstillinger for OPS og FMPS

Scheduling

Enable Logging Survey Mode

Start Date: 13/5/2021

Start Time (h:m): 16:51

Sample Length (h:m:s): 00:01:00

Number of Samples: 300

Total Set Time (h:m:s): 05:00:00

Repeat Interval (d:h:m): 00:05:00

Number of Sets: 1

Repeat Forever Single File

Figur A.1: OPS-innstillinger.

Properties - New Run

Run Settings | Communications

Title: dag2

Scheduling

Run Length (h:mm): 5 : 0 (max 12 hours)

Start at Time: 0 : 0 PM

Enable External Trigger

Run Only Once

Run Continuous

Delay between runs (h:mm): 0 : 1

Data Collection and Display

Data Type: Concentration

Zero-Check (Electronic Air Filter Mode)

Hide Invalid Data Values (due to instrument errors)

Off Dilution Factor: 100.000 Apply Changes

Auto-Export

Auto-Export Data at End of Run

Export Options...

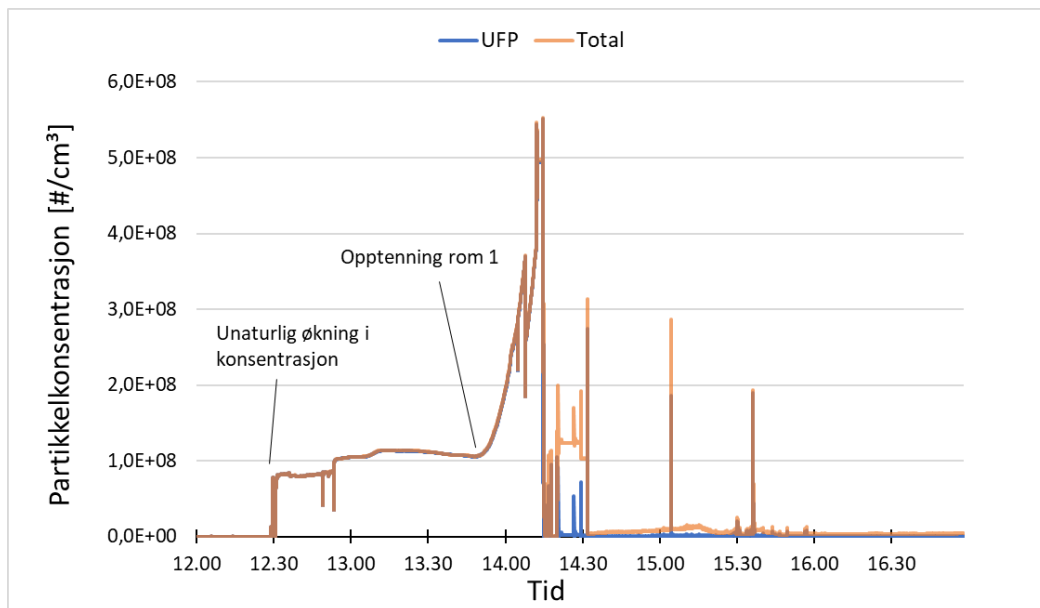
Comment:

Save these Settings ... Load Settings from a File ...

OK Cancel

Figur A.2: FMPS-innstillinger.

Vedlegg B: Konsentrasjonsgraf fra FMPS-måling dag 1



Figur B.1: UFP og total partikkelkonsentrasjon over tid, målt med FMPS (dag 1).

Vedlegg C: Bilder fra dag 2 (19. mars 2021)



Figur C.1: Røykdykkere tar seg inn inngang A (øvelse 1).



Figur C.2: Slukking på rom 1 (øvelse 1).



Figur C.3: Ventilering med strålerør ut inngang A (øvelse 1).



Figur C.4: Opptening på rom 1 (øvelse 2).

