

# Undersøkelse av emisjon av VOC og partikler fra maling til inneluft

**Ingrid Grav Hveding**  
**Karoline Solheim**

Helse, miljø og sikkerhet

Innlevert: juni 2015

Hovedveileder: Rikke Bramming Jørgensen, IØT

Medveileder: Kristin Svendsen, IØT

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet  
Institutt for industriell økonomi og teknologiledelse



---

## Problembeskrivelse

Formålet med oppgaven er å undersøke emisjon av VOC og partikler fra maling til inneluften ved hjelp av kammerforsøk.

Punkter for gjennomføring:

- 1) Videreføring av litteraturstudiet påbegynt i prosjektoppgave.
- 2) Videreføring og utprøving av teoretisk forsøksdesign for kammermetode utformet i prosjektoppgave.
- 3) Søke informasjon om innholdsstoffer i ulike malinger.
- 4) Klargjøring og utprøving av GC\_MS for analyse av flyktige organiske forbindelser.
- 5) Klargjøring og oppsett av instrumentering for måling av partikler.
- 6) Gjennomføre kammerforsøk med innendørs maling som testmaterial, samt utføre prøvetaking og analyse av kammerluft.
- 7) Vurdering og diskusjon av resultater fra eksperimentelt arbeid ved sammenligning mot eksisterende kunnskap og kjente verdier.
- 8) Konklusjon og videre anbefalinger.

---

---

---

## Forord

Med denne masteroppgaven fullføres vår mastergrad i Helse, Miljø og Sikkerhet ved Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Universitet (NTNU).

Et fordypningsprosjekt utført høsten 2014 resulterte i et forsøksdesign for emisjonsforsøk basert på standardiserte metoder og evalueringskriterier gitt i internasjonale standarder, kommersielle merkeordninger og skandinaviske astma- og allergiforbund. Det teoretiske forsøksdesignet ble i masteroppgaven utprøvd og praktisert.

Formålet med masteroppgaven har vært å undersøke emisjon av VOC og partikler fra maling til inneluften ved hjelp av kammerforsøk.

Vår takknemlighet rettes mot vår veileder førsteamanuensis Rikke Bramming Jørgensen, og medveileder professor Kristin Svendsen, for all hjelp med instrumentering og oppsett av forsøkene. En stor takk går til avdelingsingeniør Erling Hove for teknisk bistand under hele perioden.

Takk til våre bedre halvdel; Erlend R. Thy og Kenneth T. Rudolfson for støtte og oppmuntring gjennom studieperioden <3

Trondheim, 11. juni 2015

---

Ingrid Grav Hveding

---

Karoline Solheim

---

---

---

## Sammendrag

Innendørs luftkvalitet er av stor betydning for menneskers helse og velvære, og kan reduseres av emisjon av kjemiske og fysiske komponenter fra bygningsmaterialer og malingsprodukter.

Formålet med masteroppgaven har vært å undersøke emisjon av VOC og partikler fra maling til inneluften ved hjelp av kammerforsøk. Da det ikke foreligger en standardisert metode for analyse og vurdering av partikler i inneklime, ble forsøksdesign for partikler i denne oppgaven basert på standardisert metodikk for analyse av VOC.

Et utvalg malingsprodukter applikert på aluminiumsplater ble analysert i emisjonskammer under standardiserte betingelser. Kjemiske analyser av kammerluft ble utført ved bruk av GC/MS, og partikkelforekomst ble analysert med FMPS<sup>TM</sup> og DustTrak<sup>TM</sup>.

Forskjeller funnet i størrelsesfordeling [dndlogDp] og antallskonsentrasjoner [partikler/cm<sup>3</sup>] var mest tydelig mellom olje- og akrylbaserte malingsprodukter. Det ble ikke funnet tilstrekkelig evidens for forskjeller i emisjon mellom base og pigmentert base av samme produkt. Analyse av akrylbaserte inneklimemerkede malingsprodukter viste størrelsesfordeling og antallskonsentrasjoner tilsvarende målinger av bakgrunnsnivå. Disse produktene bidrar tilsynelatende ikke til partikkelemisjon i inneklimeet.

Forsøksdesignet ble ansett som velfungerende for prøvetaking og analyse av kjemiske komponenter. Overføring av emisjonskammermetode til analyse av partikkelforbindelser medførte noen praktiske problemer som bør utforskes videre.

---

## Abstract

Indoor air quality is of great importance for human health and wellbeing, and can be impaired by chemical and physical components from building materials and paints.

The purpose of the thesis has been to investigate emissions of VOCs and particulate matter from paint to the indoor air, using test chamber. In the absence of a standardized method for the analysis and assessment of particles in indoor air, the experimental design for particle investigation was based on standardized methodology for the analysis of VOCs.

A variety of paint products applied on aluminum plates were analyzed in emission chamber under standardized conditions. Chemical analyzes of the chamber air was conducted using GC/MS and particle incidence was analyzed FMPS<sup>TM</sup> and DustTrak<sup>TM</sup>.

Differences found in size distribution [dndlogDp] and the number concentrations [particles/cm<sup>3</sup>] was most evident between oil and acrylic based paint products. It was not found sufficient evidence for differences in emission between the base and the pigmented base of the same product. Analysis of acrylic based paint products showed size distribution and number concentration equivalent to background levels.

The experimental method was considered suitable for sampling and analysis of chemical components. The transfer of emission chamber method to analysis of particulate compounds caused practical difficulties, and requires further research.



---

## Innhold

Problembeskrivelse .....	i
Forord .....	ii
Sammendrag .....	iii
Abstract .....	iv
Tabelloversikt .....	v
Figuroversikt .....	vi
Definisjoner .....	ix
1. Introduksjon .....	1
2. Litteratur .....	3
2.1 Flyktige organiske forbindelser i inneklime .....	3
2.2 Partikler i inneklime .....	11
2.3 Kombinert forsøksdesign for VOC og partikler .....	21
3. Metode .....	23
3.1 Valg av materiale .....	23
3.2 Substrat .....	25
3.3 Applikeringsmetode og –verktøy .....	25
3.4 Instrumentering .....	26
3.4.1 Emisjonskammer .....	26
3.4.2 Instrumentering partikler .....	28
3.4.2.1 Fast Mobility Particle Sizer™ spektrometer .....	28
3.4.2.2 DustTrak™ DRX Aerosol Monitor .....	30
3.4.3 Instrumentering VOC .....	31
3.5 Forsøksplan .....	34
3.6 Forsøksoppstilling .....	35
3.7 Prosedyre .....	36
4. Databehandling .....	39
4.1 Klimaparametere i emisjonskammer .....	39
4.2 Lufthastighetsmålinger .....	39
4.3 FMPS .....	39
4.4 DustTrak .....	43
4.5 VOC .....	43
5. Resultater .....	45
5.1 Utvalg .....	45
5.2 Lufthastighetsmålinger .....	46
5.3 Klimaparametere i emisjonskammer .....	49
5.4 Bakgrunnskonsentrasjon .....	50
5.5 Antallskonsentrasjon partikler .....	53
5.6 Massekonsentrasjon partikler .....	70
5.7 VOC .....	71

---

---

6. Diskusjon	77
6.1 Klimaparametere i emisjonskammer	77
6.2 Partikkelinstrumentering	77
6.3 Bakgrunnsnivå	78
6.4 Antallskonsentrasjon partikler	79
6.5 Areal under kurve	80
6.6 Størrelsesfordeling	81
6.7 Massekonsentrasjon partikler	81
6.8 Partikkelforekomst vurdert i forhold til litteratur	81
6.9 Kjemiske analyser	83
6.10 VOC vurdert i forhold til litteratur	84
6.11 Forsøksdesign	85
7. Konklusjon	87
8. Litteraturliste	89

---

---

## Tabelloversikt

<b>Tabell 2.1:</b> Kategorisering og definering av flyktige organiske komponenter; VVOC, VOC og SVOC, med kokepunkt og prøvetakingsmetode (WHO, 1989).....	5
<b>Tabell 3.1.1:</b> Produktutvalg, varehandel, brekkfargesystem, litervekt og angitt spredeevne/strøk.....	23
<b>Tabell 3.1.2:</b> Produktutvalg, bindemiddel, eventuell inneklimatemerking og angitt VOC emisjon for bruksklart produkt.....	24
<b>Tabell 3.4.3:</b> Innstillinger av pumper for prøvetaking av VOC med Tenax TA sorbentør.....	33
<b>Tabell 5.1:</b> Produktutvalg med anbefalt forbruk per 5,4 m <sup>2</sup> , mengde produkt benyttet og tidsforbruk påføring.....	45
<b>Tabell 5.2:</b> Gjennomsnitt og standardavvik for et utvalg av lufthastighetsmålingene.....	48
<b>Tabell 5.3.1:</b> Gjennomsnitt og standardavvik for henholdsvis temperatur, relativ luftfuktighet og volumstrøm i emisjonskammer for hvert enkelt forsøk. Gjennomsnittsverdier er basert på 3 til 7 målinger per forsøk.....	49
<b>Tabell 5.3.2:</b> Gjennomsnitt og standardavvik for temperatur, relativ luftfuktighet og volumstrøm i emisjonskammer over en uke.....	49
<b>Tabell 5.4:</b> Gjennomsnitt [partikler/cm <sup>3</sup> ] og standardavvik [%] for bakgrunnskonsentrasjon av UFP og Totalt antall (5,6 – 560 nm) for hvert enkelt forsøk.....	52
<b>Tabell 5.5:</b> Høyest målte verdi og gjennomsnittsverdi [partikler/cm <sup>3</sup> ], samt AUC [partikler/cm <sup>3</sup> xmin <sup>-1</sup> ] av antallskonsentrasjon partikler i emisjonskammer under bakgrunnsmåling og hvert enkelt forsøk.....	69
<b>Tabell 5.6:</b> Høyest målte verdi og gjennomsnitt av massekonsentrasjon partikler [mg/cm <sup>3</sup> ] i emisjonskammer under hvert enkelt forsøk, inndelt i PM <sub>Total</sub> , PM <sub>10</sub> og PM <sub>2,5</sub> .....	70

---

## Figuroversikt

<b>Figur 3.4.1.1:</b> Vötsch Indusritechnik GmbH Emission Test Chamber VCE 8000/S ble benyttet til utførelse av emisjonsforsøkene.....	26
<b>Figur 3.4.1.2:</b> Illustrasjon av prøvepunkt for lufthastighetsmålinger på overflater i emisjonskammer.....	27
<b>Figur 3.4.2.1:</b> TSI FMPS™ 3091 spektrometer (TSI, 2012).....	28
<b>Figur 3.4.2.2:</b> Rød linje betegner maks målbar konsentrasjon av FMPS, nedre målbare konsentrasjon avhenger av midlingstid. Blå linje viser nedre grense ved 1 sekund midlingstid, grønn linje viser nedre grense ved 10 sekunders midlingstid (TSI, 2015).....	29
<b>Figur 3.4.2.3:</b> TSI DustTrak™ DRX 8533 aerosol monitor (TSI, 2014).....	30
<b>Figur 3.4.3:</b> Analyseoppsett for kjemiske forbindelser med Agilent Technologies 5975T LTM GC_MSD system, Markes International Series 2 Ultra TD Autosampler og Markes International Series 2 Unity Thermal desorber.....	31
<b>Figur 3.5:</b> Emisjonskammerets prøvetakingspunkter.....	34
<b>Figur 3.6:</b> Platenes plassering i emisjonskammeret.....	35
<b>Figur 4.3.1:</b> Eksempelskjerm fra programmet <i>FMPS versjon 3.1.1</i> .....	39
<b>Figur 4.3.2:</b> Valgmuligheter for eksportering av data fra FMPS versjon 3.1.1. Det ble eksportert i henholdsvis 2 ulike filformat; concentration og dNdlogDp (dW/dlogDp), med <i>averaging interval</i> 60,0 sec. Øvrige innstillinger som vist i figur.....	40
<b>Figur 4.3.3:</b> Summering av UFP (<100 nm) og TOTAL (5,6 – 560 nm) for hvert enkelt loggetidspunkt (hver enkelt rad).....	41
<b>Figur 4.3.4:</b> Utsnitt fra Excel som viser integrering av kurve, formel i formelfeltet angitt for rute C3.....	42
<b>Figur 4.3.5:</b> Utsnitt av Excel regneark for ett datasett. Markeringen i rute C3 viser gjennomsnittet innenfor størrelseskanal 29,4 nm, gjennomsnitt er beregnet for hele kolonne C.....	42
<b>Figur 4.5:</b> Standardkurve med kjente konsentrasjoner av toluen i metanolløsning.....	43

---

<b>Figur 5.2.1:</b> Lufthastighet [m/s] midt i emisjonskammer, øyeblikks verdier og gjennomsnitt (0,46 m/s) over én time .....	46
<b>Figur 5.2.2:</b> Lufthastighet [m/s] ved punkt 6 (venstre side ved uttak, nært tak) i emisjonskammer, øyeblikksverdier og gjennomsnitt (0,77 m/s) over 5 minutter .....	46
<b>Figur 5.2.3:</b> Lufthastighet [m/s] ved punkt 9 (venstre side ved uttak, nært gulv) i emisjonskammer, øyeblikksverdier og gjennomsnitt (0,29 m/s) over 5 minutter .....	47
<b>Figur 5.2.4:</b> Lufthastighet [m/s] ved punkt 4 (venstre side bakre vegg ved vifte) i emisjonskammer, øyeblikksverdier og gjennomsnitt (1,09 m/s) over 5 minutter .....	47
<b>Figur 5.4.1:</b> Bakgrunnskonsentrasjon i emisjonskammer, med økning og henfall av partikkelkonsentrasjon [partikler/cm <sup>3</sup> ] gjennom 12 timer som følge av åpning av kammerdør med varighet på 3 minutter .....	50
<b>Figur 5.4.2:</b> Bakgrunnskonsentrasjon i kammer, størrelsesfordeling av partikler gjennom 12 timer som følge av åpning av kammerdør med varighet på 3 minutter .....	51
<b>Figur 5.5.1:</b> Konsentrasjon [partikler/cm <sup>3</sup> ] i emisjonskammer under Forsøk 1 i løpet av de første 24 timer. Tid 0 representerer tidspunkt for lukking av kammerdør etter plassering av testmaterial i kammer .....	53
<b>Figur 5.5.2:</b> Konsentrasjon [partikler/cm <sup>3</sup> ] i emisjonskammer under Forsøk 2 i løpet av de første 24 timer. Tid 0 representerer tidspunkt for lukking av kammerdør etter plassering av testmaterial i kammer .....	54
<b>Figur 5.5.3:</b> Størrelsesfordeling av partikler i emisjonskammer under Forsøk 1 de første 24 timer etter plassering av testmaterial i kammer .....	55
<b>Figur 5.5.4:</b> Størrelsesfordeling av partikler i emisjonskammer under Forsøk 2 de første 24 timer etter plassering av testmaterial i kammer .....	56
<b>Figur 5.5.5:</b> Konsentrasjon [partikler/cm <sup>3</sup> ] i emisjonskammer under Forsøk 3 i løpet av de første 48 timer. Tid 0 representerer tidspunkt for lukking av kammerdør etter plassering av testmaterial i kammer .....	57
<b>Figur 5.5.6:</b> Konsentrasjon [partikler/cm <sup>3</sup> ] i emisjonskammer under Forsøk 4 i løpet av de første 60 timer. Tid 0 representerer tidspunkt for lukking av kammerdør etter plassering av testmaterial i kammer .....	58
<b>Figur 5.5.7:</b> Størrelsesfordeling av partikler i emisjonskammer under Forsøk 3 de første 24 timer etter plassering av testmaterial i kammer .....	59

---

---

<b>Figur 5.5.8:</b> Størrelsesfordeling av partikler i emisjonskammer under Forsøk 4 de første 24 timer etter plassering av testmaterial i kammer .....	60
<b>Figur 5.5.9:</b> Konsentrasjon [partikler/cm <sup>3</sup> ] i emisjonskammer under Forsøk 5 i løpet av de første 24 timer. Tid 0 representerer tidspunkt for lukking av kammerdør etter plassering av testmaterial i kammer .....	61
<b>Figur 5.5.10:</b> Konsentrasjon [partikler/cm <sup>3</sup> ] i emisjonskammer under Forsøk 6 i løpet av de første 24 timer. Tid 0 representerer tidspunkt for lukking av kammerdør etter plassering av testmaterial i kammer .....	62
<b>Figur 5.5.11:</b> Størrelsesfordeling av partikler i emisjonskammer under Forsøk 5 de første 24 timer etter plassering av testmaterial i kammer .....	63
<b>Figur 5.5.12:</b> Størrelsesfordeling av partikler i emisjonskammer under Forsøk 6 de første 24 timer etter plassering av testmaterial i kammer .....	64
<b>Figur 5.5.13:</b> Konsentrasjon [partikler/cm <sup>3</sup> ] i emisjonskammer under Forsøk 7 i løpet av de første 12 timer. Tid 0 representerer tidspunkt for lukking av kammerdør etter plassering av testmaterial i kammer .....	65
<b>Figur 5.5.14:</b> Størrelsesfordeling av partikler i emisjonskammer under Forsøk 7 de første 24 timer etter plassering av testmaterial i kammer .....	66
<b>Figur 5.5.15:</b> Størrelsesdistribusjon av partikler målt under Forsøk 1, 2, 5, 6, 7 og bakgrunnsmåling vist som gjennomsnitt over 24 timer .....	67
<b>Figur 5.5.16:</b> Størrelsesdistribusjon av partikler målt under Forsøk 3 og 4 vist som gjennomsnitt over 24 timer .....	68
<b>Figur 5.7.1:</b> Gasskromatogram fra bakgrunnsmåling i emisjonskammer .....	71
<b>Figur 5.7.2:</b> Gasskromatogram fra bakgrunnsmåling i emisjonskammer .....	72
<b>Figur 5.7.3:</b> Gasskromatogram fra emisjonsforsøk med Jotun SENS base, luftprøve tatt ut to timer etter plassering av testmaterial i kammer .....	73
<b>Figur 5.7.4:</b> Gasskromatogram fra emisjonsforsøk med Butinox Interiør base, luftprøve tatt ut syv dager etter plassering av testmaterial i kammer .....	74

---

## Definisjoner

TSP	Totalt suspenderte partikler i luft
PM	Massefraksjon
PM <sub>10</sub>	Partikler med aerodynamisk diameter mindre enn 10 µm
PM <sub>2,5</sub>	Partikler med aerodynamisk diameter mindre enn 2,5 µm
PM <sub>1</sub>	Partikler med aerodynamisk diameter mindre enn 1 µm
PM <sub>0,1</sub>	Partikler med aerodynamisk diameter mindre enn 0,1 µm
UFP	Partikler med aerodynamisk diameter mindre enn 0,1 µm med naturlig forekomst som sekundær, uønsket partikkelforurensning fra varme- og forbrenningsprosesser
Nanopartikler	Konstruerte UFP fabrikkert for anvendelse av tekniske egenskaper
VOC	Flyktige organiske forbindelser
TVOC	Totalt flyktige organiske forbindelser
SVOC	Semi-flyktige organiske forbindelser

---

---



---

## 1. Introduksjon

Innendørs luftkvalitet er av stor betydning for menneskers helse og velvære. Luftforurensning i inneklimate er et resultat av emisjon fra utendørs kilder som trafikk og forbrenningsprosesser, og innendørs kilder som matlaging, rengjøring og bygningsmaterialer. Bygningsmaterialer til innendørs anvendelse er mistenkt å spille en signifikant rolle som årsak til inneklimate relaterte plager av diffus og generell karakter (Andersson et al., 1997). Disse symptomene ble etter hvert anerkjent og definert som Sick Building Syndrome (ECA, 1989 a; WHO, 1989). I vestlige land tilbringes omtrent 90 % av tiden innendørs (Klepeis et al., 2001). Emisjon av flyktige organiske forbindelser (VOC) og partikler i et inneklimate kan dermed utgjøre en betydelig eksponering for mennesker.

Emitterte kjemiske og fysiske komponenter fra bygningsmaterialer og malingsprodukter kan redusere luftkvaliteten i et inneklimate. Den komplekse emisjons-blandingens består blant annet av VOC som kan medføre respiratoriske plager, allergier og irritasjonsreaksjoner (NKB, 1993), samt øke risiko for kreft og hjerte-karsykdom (ECA, 1991 a). Eksponering for ultrafine partikler (UFP) kan forårsake tilsvarende negative helseeffekter i hjerte-karsystem og luftveier, og medføre lungekreft (Pope & Dockery, 2006). UFP er hovedsakelig et resultat av forbrenningsprosesser, matlaging og trafikk, men kan også gjenfinnes i et inneklimate som følge av hendelsesbaserte aktiviteter i hjemmet. Konstruerte nanopartikler blir i dag blant annet benyttet som ingrediens under tilvirkning av ulike forbrukerprodukter, eksempelvis maling, for utnyttelse av ulike tekniske egenskaper. Nanoteknologi kan tilføre malingsprodukter forbedrede eller nye egenskaper, og er blant annet benyttet i bindemidler, fortykningsmidler og pigmentering. Dersom UFP gjenfinnes i kammeremisjon ved testing av malingsprodukter, kan dette være som følge av emitterte nanopartikler i fast form, eller emitterte ultrafine partikler i flyktig form som følge av avdampningsprosesser.

Omfattende forskning er utført på kjemisk emisjon fra malingsprodukter til inneluft, både forekomst og omfang er godt dokumentert. Eventuell emisjon av partikler fra malingsprodukt til inneklimate er mindre utforsket. Undersøkelser av partikkelforekomst er fortrinnsvis utført for å kartlegge eksponering i bymiljø og arbeidsmiljø sammenheng. Det er ikke etablert standardiserte analysemetoder eller vurderings-grunnlag for undersøkelse av partikkelemisjon til inneluft, slik det er for VOC. Forsøksdesignet som utprøves i denne oppgaven kombinerer undersøkelser av partikkelforekomst og VOC, basert på standarder utarbeidet for analyse av VOC.

---

## Formål og problemstilling

- Dette er en eksperimentell masteroppgave der det skal utprøves et teoretisk forsøksdesign, basert på standarder og merkeordninger utarbeidet i en tidligere prosjektoppgave.
- Formålet er å undersøke emisjon av VOC og eventuelle partikler fra innendørs maling til inneluften ved hjelp av kammerforsøk.
- Det skal gjennomføres partikkelmålinger og kjemiske analyser av kammerluft, og resultatene skal vurderes opp mot eksisterende kunnskap og kjente verdier gitt i vitenskapelig litteratur, standarder og lovverk.
- Sammenhenger mellom emisjon av VOC, emittert partikkelantall og partikkelmasse skal undersøkes, med spesiell interesse for ultrafin partikkelfraksjon.
- Teoretisk metode og instrumentering for kombinert analyse av VOC og partikkelemisjon skal vurderes etter egnethet til formålet, og anbefalinger for videre arbeid vil bli gitt.

---

## 2. Litteratur

Dette kapitlet presenterer en sammenstilling av vitenskapelig litteratur og forskning for henholdsvis flyktige kjemiske forbindelser og partikler.

### 2.1 Flyktige organiske forbindelser i inneklime

Den tyske hygienikeren Max von Pettenkofer (1818-1901) anses (Seifert, 2002; Locher, 2007) å utgjøre starten på den systematiske innsatsen mot innendørs luftforurensning. Pettenkofers interesse for menneskets helse og påvirkningen av dårlige boforhold resulterte i hygienehistoriens første anerkjente studie allerede i 1858, hvor innendørs luftkvalitet ble evaluert ved å benytte karbondioksid som forurensnings-indikator.

Fra 1950 var forskningen konsentrert rundt påvirkningen uteluftens forurensninger hadde på inneluftens kvalitet, samt forholdet mellom innendørs og utendørs forurensningskonsentrasjoner (Yocom et al., 1971; Thompson et al., 1973). De fleste studier gransket komponenter som svoveldioksid (SO<sub>2</sub>) og svevestøv, som tidligere kun hadde vært studert i uteluft. Biersteker et al. gjennomførte i 1965 en omfattende studie av inne- og uteluftens kjemiske konsentrasjon i 60 boliger i Rotterdam, Nederland. Studien konkluderte blant annet med at tobakksrøyking hadde stor betydning for generering av partikkelemisjon i hjemmet (Johansson, 1982; Brunekreef & Boleij, 1982; Seifert, 2002).

Environmental Protection Agency (EPA) publiserte i 1972 en rapport (Benson et al., 1972) som omhandlet forskningsmiljøets kunnskapsnivå omkring forholdet mellom innendørs og utendørs luftforurensning. EPA konkluderte med at potensiell forekomst, og konsentrasjon av innendørs luftforurensninger, samt inntrengning av uteluftforurensninger inn i bygninger var lite utforsket. For å utrede denne kompliserte relasjonen måtte alle faktorer tas i betraktning.

Utover 70-tallet ble fokuset i større grad rettet mot inneklime og kjemiske forurensninger da det oppsto en økning i rapportering av slimhinneirritasjoner i forbindelse med opphold i hjemmet og andre ikke-industrielle lokaler. Omfattende undersøkelser ble gjennomført både i Europa (Andersen et al., 1975; Sundin, 1978) og USA (Sardinas et al., 1979; Dally et al., 1981), hvor det ble funnet formaldehyd. Formaldehyd, som emitterte fra hyppig benyttede bygningsmaterialer som sponplater og skumisolasjon, ble satt i sammenheng med de rapporterte irritasjonseffektene.

Bekymringer for inneklime i moderne nybygg oppstod, da kombinasjonen av tetting av bolighus og redusert ventilasjon kunne medføre økt eksponering for ulike forurensninger i hjemmet (GEOMET, 1977). Flere av komponentenes flyktighet medførte utfordringer for datidens målemetoder, og det ble ytret behov for innovative teknikker for prøvetaking og eventuell modellering. Det forelå tilstrekkelig bevis for et potensielt helseproblem som

---

følge av innendørs luftforurensning, og de aktuelle kontaminantene og konsentrasjonene ansett å kunne medføre helsefare ble anbefalt redusert (GEOMET, 1977; Assembly of Life Sciences & Committee on Indoor Pollutants, 1981).

De påfølgende år ble det utført en rekke studier på kjemiske forurensninger i inneklimate. Mølhav (1978) sammenlignet målinger av organiske gasser og støv i kontorlokaler med rapporterte klager over opplevd dårlig inneluft (symptomer som øye-, nese- og halsirritasjon) med laboratoriemålinger av vanlige bygningsmaterialer. 29 ulike komponenter ble identifisert, og det ble konkludert med at disse sannsynligvis stammet fra bygningsmaterialer. Resultatene viste i tillegg at innendørs konsentrasjoner av organiske gasser og støv overskred standarder for uteluft, og det ble anbefalt opprettelse av standarder for innendørs luftkvalitet. En studie utført av Mølhav et al. (1979) viste signifikant høyere totalkonsentrasjon i nye boliger enn i eldre. Det var ingen betydelig forskjell innenfor stoffgruppene mellom boligene av ulik alder, men det ble påvist flere ulike enkeltstoffer i nye boliger.

I Europa hadde Mølhav (1978; 1982) vært tidlig ute med å foreslå at forbrukerprodukter kunne være kilder til flyktige organiske gasser i inneklimate. Studien fra 1982 gjorde funn av en rekke komponenter ved hjelp av emisjonskammermetode (temperatur 21,1 °C, luftskiftrate 1 h<sup>-1</sup>, 35 - 40 % RH), og det ble senere bevist av Mølhav et al. (1984) at de detekterte komponenter kunne forårsake symptomer tilsvarende Sick Building Syndrome. I USA studerte Wallace et al. (1987) kjemisk emisjon fra 15 ulike bygningsmaterialer, hvor hvert av materialene emitterte mellom 10 og 100 organiske forbindelser. Fire av disse materialene ble utvalgt til en kammerstudie (25 – 26,5 °C, 0,6 h<sup>-1</sup>, 60 – 75 % RH), med påfølgende GC/MS analyse. Det ble konkludert med at flere alminnelige bygningsmaterialer, deriblant malingsprodukter, ga avgassing av stoffer av både toksisk, mutagen og/eller kreftfremkallende karakter. Avgassingene bidro betydelig til den samlede konsentrasjonen gasser i inneklimate og kunne medføre økt eksponering for helseskadelige kjemikalier.

Med forskningsmiljøets utvidede kunnskap om bygningsmaterialer og negativ innvirkning på innendørs luftkvalitet, kom anmodninger om tilvirkning og bruk av lavemitterende materialer (Levin, 1989; Gustafsson, 1990; Tucker, 1990). Forslag til metoder for fremstilling av "helsevennlige" og lavemitterende bygningsmaterialer ble lansert (Wolkoff, 1990a) og kriterier for vurdering av akseptabel emisjon fra produkter ble foreslått (Tucker, 1990).

Begrepet VOC ble definert og kategorisert av WHO i 1989. De flyktige, organiske forbindelsene ble delt i fire kategorier etter kokepunkt, som utgjorde den avgjørende parameter for valg av prøvetakingsmetode. Kategoriseringen er vist i Tabell 2.1. 1980-tallets forskning resulterte i en stor økning i identifikasjon av disse forbindelsene, fra

---

rundt 160 identifiserte VOC i 1980 (Johansson, 1978), til over 900 identifiserte VOC innen 1989 (EPA, 1989).

**Tabell 2.1:** Kategorisering og definering av flyktige organiske komponenter; VVOC, VOC og SVOC, med kokepunkt og prøvetakingsmetode (WHO, 1989).

Agens	Beskrivelse	Kokepunkt (°C)	Prøvetakingsmetode
<b>VVOC</b>	Very volatile organic compounds	< 0 til 50–100	Adsorpsjon på kull
<b>VOC</b>	Volatile organic compounds	50–100 til 240–260	Adsorpsjon på tenax, carbon molecular black eller kull
<b>SVOC</b>	Semivolatile organic compounds	240–260 til 380–400	Adsorpsjon på polyuretanskum eller XAD-2

Det europeiske samarbeidsprosjektet “European Collaborative Action – Indoor Air Quality & its Impact on Man, COST project 613”, sammensatt av en rekke forskere fra hele Europa, utarbeidet rundt 90-tallet flere rapporter med retningslinjer for ulike agens og problemstillinger i inneklimate, inkludert radon (ECA, 1988), formaldehyd (ECA, 1989b; ECA, 1990), Sick Building Syndrome (ECA, 1989a) og prøvetakingsstrategi (ECA, 1989c). Wolkoff (1990b) publiserte forslag til retningslinjer ved utforming av prøvetakingsprotokoll ved målinger av VOC i inneluft. Metoden inneholdt prøvetaking med Tenax-rør og gasskromatografisk analyse. Wolkoff understreket at VOC-konsentrasjonen er en dynamisk situasjon.

### Standardisering

På samme tid var amerikanske forskere tilknyttet EPA i gang med å utarbeide egne retningslinjer for undersøkelse og vurdering av innendørs luftforurensning. Matthews (1987) og Tichenor (1987) evaluerte og diskuterte emisjonskammermetodikk for karakterisering av emitterte organiske gasser, betingelser for gjennomføring og analysekostnader som begrensingsfaktor.

Flere parametere ble bevist å være av stor betydning for emisjon av VOC fra bygningsmaterialer generelt (Tichenor, 1987;1992; Matthews, 1987; Seifert, 1992), og emisjon fra flytende produkter som maling spesielt (Wolkoff, 1999). Innledende VOC-emisjon fra vannbasert maling kontrolleres primært av en fordampningsprosess (Kornum, 1980), og emisjon etter filmformasjon kontrolleres av fordampning og/eller intern diffusjon i malingsfilmen (Sullivan, 1975). De mest betydelige klimaparametere er temperatur, luftskiftrate og relativ luftfuktighet (RH). Luftfuktighetens påvirkning ble konstatert ved undersøkelse av formaldehydemisjon, der emisjonsraten ble fordoblet ved en økning fra 30 % til 70 % RH (Van Netten et al., 1989). Wolkoff (1998) fant en merkbar økning i konsentrasjon av 1,2-propandiol i emisjon fra maling, ved en økning fra 0 % til 50 % RH.

---

Det ble i tillegg oppdaget at dekomponering av mykningskomponenter (ftalater) kunne forekomme ved høye luftfuktigheter. Temperaturens påvirkning av emisjon fra maling baseres på innvirkningen på emisjonskomponentenes damptrykk og diffusjonskoeffisient (Girman, 1989; Wolkoff, 1995; Wolkoff, 1999). Andersen et al. (1975) fant en fordobling av emisjonsraten for formaldehyd ved en temperaturøkning på 7 °C, og Wolkoff (1998) fant økt konsentrasjon og raskere emisjonshenfall av 1,2-propandiol i emisjon fra maling ved 60 °C. Effekten av luftskifterate på emisjonsprosessen av malingsprodukter er også tilknyttet tørkeprosessen, og er bevist å være av stor betydning på filmdannelsen (Tichenor & Guo, 1991; Wolkoff et al., 1993; Guo et al., 1996; Wolkoff, 1998). Foruten klimatiske påvirkninger, spiller interaksjonsreaksjoner mellom VOC og overflatematerialer, ofte kalt sinkeeffekter, også inn på emisjonsforløpet (Jørgensen et al., 1999). Den samlede variasjonseffekten av disse parameterne utviste viktigheten av samordning og standardisering (Guo et al. 1996).

Emisjonskammermetoden for karakterisering av VOC-emisjon fra innendørs materialer ble etter hvert formalisert med standardiserte betingelser (lufttemperatur 23 °C ± 1 °C, relativ luftfuktighet 50 % ± 5 %, luftskifterate 0,5 h<sup>-1</sup> ± 3 % og lufthastighet over prøveoverflate 0,2 m/s ± 0,1 m/s) i Norden (Nordtest, 1990), Europa (ECA, 1991 b; CEN, 1998) og USA (ASTM, 1990).

### **Merking og deklarasjon av malingsprodukter**

Tradisjonelle løsningsmiddelbaserte malingsprodukter ble faset ut i større grad fra markedet, til fordel for nye vannbaserte malingsprodukter (Saarela, 1991). Overgangen til vannbaserte malinger var hovedsakelig av hensyn til yrkesmalere, og ble allerede på 70-tallet etterspurt av Hallin (1975) etter en feltundersøkelse av løsningsmiddelnivå i malernes innåndingssone. Utfasingen ville også medføre en betydelig bedring av emisjonssituasjonen, da malinger som inneholdt store mengder løsningsmidler ofte trakk dypt inn i treverket og medførte høye nivåer av langvarig avgassing (Saarela, 1991).

Det ble etablert merkeordninger og evalueringsmetoder for produkter brukt i inneklima. Rapporten "Inneklimavenlige malevarer" ble utgitt i 1990 (Bygge- og Boligstyrelsen). Formålet med prosjektet var å komme fram til et paradigme for deklarasjon av bygningsmaterialer, deriblant malingsprodukter. Fem utvalgte malinger ble undersøkt for gassemisjon og vurdert etter deres inneklimamessige egenskaper; en limfarge, en silikatmaling, to typer tradisjonelle akrylmalinger og ett utviklingsprodukt uten innhold av løsningsmidler. Det vannbaserte utviklingsproduktet viste seg å være et egnet alternativ til tradisjonelle malinger, med gode tekniske egenskaper og samtidig mer inneklimavennlig profil. Resultatet av prosjektet var Dansk Indeklima Mærkning, den første merkeordningen med fokus på inneklima alene (DIM, 1994). Metoden for emisjonsbestemmelse bestod av laboratorieundersøkelser, modellering og beregning av konsentrasjonsprofil, samt helsemessig vurdering ut fra toksikologiske data.

---

Lundgren et al. (1999) undersøkte emisjoner fra to typer vannbaserte malinger de første 24 timer etter påføring; ett produkt produsert etter konvensjonell resept og ett produkt produsert etter ny resept. Det ble benyttet tre ulike substrater; glass, tapetsert glass og tapetsert gips. Forsøket ble utført under standardiserte klimatiske betingelser. Luftprøver ble analysert med GC/MS. Resultatene viste en reduksjonsfaktor på 3 - 20 for de ulike emisjonskomponentene, ved bruk av vannbasert malingsprodukt av ny resept i forhold til konvensjonell. Det ble påvist formaldehyd og acetaldehyd i emisjon fra begge malingsprodukter, og propylen glykol var den største bidragsyteren til forskjellen i VOC-emisjon. En parallell studie ble utført av Rosell et al. (2002), i en leilighet malt med lavemitterende malingsprodukter. Den totale VOC-konsentrasjonen (TVOC) i inneluften var fordoblet to dager etter påføring av malingene. I likhet med Lundgrens et al. (1999) studie var propylen glykol den mest fremtredende VOC-komponenten, og bidro med mer enn 80 % av økningen. Etter to uker var TVOC-konsentrasjonen 30 % høyere enn før påføring, og etter åtte uker kunne det ikke lenger observeres signifikante forskjeller i TVOC-konsentrasjon.

Som følge av substitusjonen av flere VOC i malingsresepter, ble SVOC mer fremtredende i innendørs luftforurensning (Clausen et al., 1991; Clausen, 1993; Seifert, 2002). En undersøkelse av substratets effekter på emisjon ble utført av Chang et al. (1997) hvor rustfritt stål og gips ble sammenlignet med hensyn på substratets effekt på emisjon av VOC og SVOC fra lateksmaling. Resultatene viste et raskt emisjonsforløp for forsøk med rustfritt stål, 80 % av all VOC var emittert etter to uker. Forsøk med gipsplater viste målbar emisjon 11 måneder etter påføring av maling. Krebs et al. (1998) undersøkte på samme tid kort- og langtidsemisjon av VOC fra lateksmaling på aluminium- og gipsplater ved bruk av standardisert emisjonskammermetode, og analyse med GC/FID. Studien konkluderte at SVOC-emisjon (Texanol<sup>®</sup>) forekom i løpet av de første dagene, og emisjon av VOC (hovedsakelig glykol) strakk seg over flere måneder. Det ble i tillegg observert lignende substrateffekt som i Changs et al. (1997) studie. Jørgensen et al. (1995) beviste også effekter av ulike substrater, ved sammenligning av emisjon fra malte flater av aluminium, gips og tapetsert gips. Testmaterial for studien var vannbasert akrylmaling. Under den innledende emisjonen utviste aluminiumsubstratet høyest emisjonsnivå, og etter 30 dager var emisjon fra aluminium og tapetsert gips på samme nivå.

Silva et al. (2003) studerte emisjon av VOC fra et lateks-produkt malt på betong. Det porøse betongsubstratet viste lavere emisjonsrate under våtfasen av emisjonsforløpet, men noe høyere under tørrfasen, sammenlignet med inerte substrater. Kwok et al. (2003) fant at forskjellige substrat hadde ulik påvirkning på emisjonsprosessen av VOC fra interiørlakk. Undersøkelsene ble utført i emisjonskammer over en 10 timers periode. Det ble oppdaget at emisjon fra lakkert aluminium oppstod på et tidlig tidspunkt og lignet en fordampningsprosess. Emisjon fra lakkert kryssfiner oppstod derimot på et senere tidspunkt og lignet en diffusjonsprosess. Dette resulterte i at mengden VOC emittert fra

---

aluminiumsubstratet overgikk VOC-emisjonen fra kryssfinerssubstratet med hele 65 % i løpet av testperioden, og det ble konkludert at substratet hadde stor påvirkning på emisjonsforløpet.

### **Inneklimavennlige malingsprodukter**

Økende bevissthet blant forbrukere (Niu & Burnett, 2001; Wolkoff, 2003), samt innføringen av EUs Malingsdirektiv (2004) var medvirkende insentiver til utvikling og videreutvikling av såkalte "lav-VOC"-produkter og "null-VOC"-produkter; inneklimavennlige, odør-løse malingsprodukter uten giftige stoffer som muliggjør bruk av malt rom umiddelbart etter påføring. Det finnes på dette tidspunkt ingen formelle og entydige definisjoner av disse produktene. Schieweck & Bock (2015) angir følgende definisjoner basert på produsentenes uttalelser; "lav-VOC"-produkt har et maksimalt VOC-innhold på 50 g/L – 250 g/L, og et "null-VOC"-produkt skal kun inneholde inntil 5 g/l VOC.

Chang et al. (1999) evaluerte fire ulike "lav-VOC"-produkter, og vurderte deres egenskaper opp mot konvensjonelle lateksmalinger. Produktenes lave VOC-innhold ble bekreftet, men det ble i tillegg fra to av produktene påvist signifikant emisjon av aldehyder, spesielt formaldehyd. Formaldehydemisjon fra "lav-VOC"-produkter ble nærmere analysert av Chang et al. (2002). Formaldehydkilden var et biocid tilsatt for konservering, og ved substitusjon av dette biocidet ble det demonstrert en halvering av formaldehydemisjonen.

En mer omfattende studie utført flere år senere av Schieweck & Bock (2015) innebar evaluering av 14 lavemitterende produkter, med diverse inneklimasertifiseringsmerker. Forskjellene mellom produktene merket "lav-VOC"/"null-VOC" og konvensjonelle produkter ble bevist å ikke være så signifikante som forventet, og det ble påvist høye konsentrasjoner av VOC de første 72 timene etter påføring av ett "lav-VOC"-produkt. De hyppigst påviste komponentene var de samme som forekom i emisjon fra konvensjonelle vannbaserte og løsemiddelbaserte produkter. Det ble ikke detektert helseskadelige flyktige forbindelser, men signifikant emisjon av eddiksyrer forekom i løpet av de første dagene etter applikering. I løpet av de første timene etter applikering kunne emisjonsnivået fra individuelle "lav-VOC"- og "null-VOC"-produkter i kammeret overskride kjente irritasjonsnivåer på 0,3 – 1 mg/cm<sup>3</sup> TVOC (WHO, 1989). Til forskjell fra Changs et al. studie fra 1999, ble det ikke funnet formaldehyd i emisjon, hvilket kan bety endring og utvikling av resepter for denne typen produkter. De to studiene konstaterer at "lav-VOC" og "null-VOC" ikke nødvendigvis tilsvarer *null* emisjon, og peker mot den økende forekomsten av individuelle VOC og SVOC i emisjon fra disse produktene.

### **Emisjonsmodellering**

I tillegg til eksperimentelle undersøkelser ved bruk av emisjonskammer, har det blitt utviklet flere modeller for å forutsi og beregne emisjonsforløp og konsentrasjonsnivå fra



---

malingsprodukter (Tichenor et al., 1993; Sparks et al., 1996). Data og informasjon hentet ut fra emisjonsstudier er ofte verdifull, men det er en tidkrevende og kostbar prosess (Guo et al., 1999; Haghighat et al., 2002). Modellene klassifiseres i to grupper; empiriske modeller og teoretiske modeller (Liu et al., 2013).

Det vil av flere grunner være mer kostnadseffektivt og hensiktsmessig å kunne modellere emisjonsforløpet ved å estimere modellparametere. Sammenligningsstudier av modellering og eksperimentelle metoder har vist pålitelige estimater og er forventet å bli benyttet i større grad i framtiden (Guo et al., 1998; Kwok, et al. 2003; Clausen et al., 2007; Xiong et al., 2013; Schripp et al., 2014).

### Gjeldende kunnskap

Betydningen av emisjon av VOC fra forbrukerprodukter og bygningsmaterialer for innklimakvalitet er per i dag godt dokumentert, og i løpet av de siste 50 år har det blitt utført omfattende forskning på området. Flere av de mange påviste emisjonskomponentene er vist å inneha helseskadelige egenskaper, alt fra irriterende og allergifremkallende, til toksiske, mutagene og kreftfremkallende komponenter er detektert. Økende bevissthet rundt testbetingelsers relevans og påvirkningen av hver enkelt parameter, samt sink- og substrateffekter har resultert i etablering av standardiserte testmetoder for emisjonskammer, prøvetaking og analyse. Parametere av særlig betydning er:

- lufttemperatur  $23\text{ °C} \pm 1\text{ °C}$
- relativ luftfuktighet  $50\% \pm 5\%$
- luftskifterate  $0,5\text{ h}^{-1} \pm 3\%$
- lufthastighet på prøveoverflate  $0,2\text{ m/s} \pm 0,1\text{ m/s}$

Egne standarder for bestemmelse av VOC-innhold i malingsprodukter, og utskillelse av stoffer fra malingsprodukter til inneluft er etablert. Følgende standarder er av spesiell relevans for undersøkelse av emisjon fra malingsprodukter til inneluft:

- **ISO 16000-6** (2011) Determination of volatile organic compounds in indoor and test chamber air by active sampling on Tenax TA sorbent, thermal desorption and gas chromatography using MS or MS-FID
- **ISO 16000-9** (2006) Determination of the emission of volatile organic compounds from building products and furnishing - Emission test chamber method
- **ISO 16000-11 (2006)** Determination of the emission of volatile organic compounds from building products and furnishing -- Sampling, storage of samples and preparation of test specimens
- **ISO 11890** (2006) Paints and varnishes – Determination of volatile organic compound (VOC) content – Part 2: Gas-chromatographic method

- 
- **NS/EN 16402** (2013) Maling og lakk – bestemmelse av utskillelse av stoffer fra belegg til inneluft – Prøvetaking, kondisjonering og prøving
  - **CEN 13419** (1998) Building products – determination of the emission of volatile organic compounds- Part 1: Emission test chamber method; og Part 3: Procedure for sampling. Storage and preparation of test specimens
  - **ASTM D3960-05** (2013) Standard Practice for Determining Volatile Organic Compound (VOC) Content of Paints and Related Coatings

Det her i tillegg etablert en rekke merkeordninger og sertifiseringsprogrammer for evaluering av inneklimatevnlige malingsprodukter. En sammenstilling av kriterier fra merkeordningene Eurofins Indoor Air Comfort Standard/Gold, AgBB, M1, Greenguard og Dansk Inneklimatevning, samt anbefalinger fra de skandinaviske astma- og allergiforbund er presentert av Hveding & Solheim (2014).

Nevnte standarder og merkeordninger har vært utgangspunkt for utviklingen av forsøksdesign og vurderingsgrunnlag for denne oppgavens eksperimentelle metode.

### **Aktuelle komponenter av ny interesse**

I løpet av de siste tiår har bevisstheten rundt helserisiko forbundet med individuelle VOC og SVOC økt (Guo et al. 1998; Guo et al. 1999; Liu et al. 2013; Schripp et al. 2014, Jian et al., 2014). Risikovurdering og eksponeringsestimater krever informasjon og kunnskap om enkeltstoffer og deres nivåer av forekomst. I denne sammenheng er ikke en TVOC-konsentrasjon tilstrekkelig, da flyktige organiske forbindelser kan ha meget ulik potensiell helseeffekt (Guo et al. 1998).

Eksponering for emisjon av isothiazolinoner ved malingsarbeid og opphold i rom med nymalte flater er bevist å kunne medføre alvorlige tilfeller av systemisk, allergisk kontaktdermatitt (Bohn et al., 2000; Lundov et al., 2011; Kaae et al., 2012; Bregnbak & Johansen, 2013). Lundov et al. (2014) undersøkte 19 kommersielt tilgjengelige malingsprodukter for innhold av isothiazolinoner, et ofte benyttet konserveringsmiddel i maling. Samtlige malingsprodukter testet inneholdt methylisothiazolinone (MI) som over de siste årene har forårsaket økning i forekomst av kontaktdermatitt (Geier et al., 2012; Goncalo & Goossens, 2013; Lundov et al., 2013).

En undersøkelse av romluft fra 198 barnerom, bebodd av barn i førskolealder ble utført av Choi et al. (2010). Studien konkluderte med en sannsynlig sammenheng mellom propylenglykol og glykolestere (PGE) i inneluft og forekomst av allergiske symptomer, astma og eksem hos barna.

De hormonforstyrrende effektene av mange SVOC har fått mer oppmerksomhet. Nye modeller er utarbeidet (Guo et al. 1998; Schripp et al. 2014) for beregning av individuelle

---

komponenter, eksempelvis ftalater. Eksperimentell undersøkelse av SVOC er komplisert og tidkrevende (Clausen et al. 1991), en emisjonsstudie av ftalater i kammer kan vare i flere måneder (Clausen et al. 2007; Weschler & Nazaroff, 2008). Dette utgjør ikke den eneste utfordringen. Sinkeffekter (Clausen, 1993) kan medføre absorpsjon av relativt store mengder SVOC på rustfritt stål (det mest benyttede materialet i emisjonskammer) er vist i flere undersøkelser (Van Loy et al., 1997; Clausen et al., 2004). De fysiske egenskapene til SVOC favoriserer absorpsjon i luftbårne partikler og støv (Seifert, 2002; Shi & Zhao, 2015), som ved inhalasjon kan medføre økt risiko for utvikling av kreft (Boffetta et al., 1997; Mumford et al., 1987).

Det norske astma- og allergiforbund oppdaterte i 2014 sine vurderingskriterier for malingsprodukter, hvilket resulterte i endring i strategi gjeldende analyse av malingsbase eller pigmentering av produkt i varehandel (NAAF, 2014). Tilsats av pigment i malingsbase kan påvirke emisjonen fra malingsproduktet, og tilføre komponenter som kan være spesielt problematiske i forhold til astma og allergi. De nye kriteriene inkluderer derfor en større sikkerhetsmargin som kompenserer for tilleggsemisjon fra pigment.

## 2.2 Partikler i inneklima

Eksposering for partikler er vist å gi både langsiktige og kortsiktige effekter på menneskers helse (Afshari og Ekberg, 2003). Dette litteraturstudiet gjennomgår historisk fokus på partikler og sykdomsforekomst som startet med totalt suspenderte partikler i uteluft, via statistiske befolkningsstudier, og deretter forskning på ultrafin partikkelfraksjon og nanopartikler. Ulike konsentrasjonsmål fra inneklimatestudier undersøkes for å finne et sammenligningsgrunnlag, og deretter emisjon fra malingsprodukter som kilde til sekundær partikkelformasjon.

### Totalt suspenderte partikler (TSP) i uteluft og arbeidsmiljø

Fra 50-60 tallet økte oppmerksomheten rundt partikler og andre forurensninger i uteluft. Dette hadde grunnlag fra blant annet *smog*-forurensning i store byer som følge av brenning av kull og noe trafikk. I London desember 1952, hendte noe som omtales som den moderne historiens store luftforurensningskatastrofe, der minst 12 000 mennesker døde som følge av høye konsentrasjoner av partikkelmasse i *smog-tåken* (Palmgren, 2009).

Partikler i den *fine* fraksjonen (PM<sub>2,5</sub>) kan inkludere sot, kondensat av syrer, sulfat og nitrat. Disse ble hevdet å være mer giftige for mennesker enn store partikler, da de kunne ha en rekkevidde dypere ned i lungene (Miller et al, 1979). I 1971 kom det en nasjonal standard i USA som omhandlet *total suspended particulate* i uteluften. På slutten av 70-tallet ble det etablert kunnskap om ulike størrelsesfraksjoner av partikler i luft, og det ble foreslått et større fokus på inhalerbare partikler (PM<sub>10</sub>) i de statlige standardene for luftkvalitet som følge av Clean Air Act i 1977. Det ble videre foreslått at

---

massefraksjonen PM<sub>2,5</sub> burde inkluderes i luftprøvetakingsutstyr, da denne fraksjonen var fremhevet som særlig viktig i forhold til deponering i de nedre luftveier på grunn av partikkelens størrelse, og påvirkning av gassutveksling i alveolene.

I følge Donaldson og Seaton (2012) startet den moderne partikkeltoksikologien med et behov for å undersøke negative helseeffekter og sykdom som følge av eksponering for støv av kvarts, kull og asbest. Forskningen var hovedsakelig knyttet opp mot eksponering i arbeidsmiljø, og en del av arbeidet med å etablere eksponeringsgrenser. Rundt 1950 var symptomer og årsaker for de tre agens utredet ved hjelp av studier av rotter, og videre ble de spesifikke mekanismene ved den toksikologiske virkning utredet ved nye cellekulturteknikker på 1970-tallet.

Fra det godt etablerte kunnskapsgrunnlaget om henholdsvis kvarts, kull og asbest, ble fokuset i større grad rettet mot glassfiber rundt 1980-årene. Det nye hovedfokuset i partikkeltoksikologi ble sentrert rundt etablering av et toksikologisk paradigme inkluderende *biopersistente egenskaper* basert på partiklers fysiske struktur (Donaldson og Seaton, 2012). En av utfordringene ved vurdering av partikler som et eget toksikologifelt, er vanskeligheter med generalisering av kunnskap om toksikologi og eksponeringsgrenser mellom partikkelmasser, da mangfoldet blant ulike materialer, teksturer og sammensetting er så varierende.

### **Befolkningsstudier**

Videre inn i 1990-tallet ble fokuset rettet mot partikler i det omkringliggende miljøet (PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>) hovedsakelig som følge av trafikk, og ikke bare som ekstreme luftforurensninger og eksponeringer i byer og i arbeidsmiljø. Ny kunnskap om sammenheng mellom inhalering av partikler og virkninger i hjerte- og karsystemet ble etablert (Donaldson & Seaton, 2012). Det ble i store epidemiologiske studier påvist korrelasjoner mellom luftkonsentrasjon av partikler og andre forurensninger, og dødsrater og sykehusinnleggelser blant befolkningsutvalg.

På midten av 90 – tallet ble det publisert to store amerikanske undersøkelser som undersøkte sammenhenger mellom dødelighet og partikkelnivå i luft (Dockery et al., 1993; Pope et al., 1995).

Pope et al. (1995) utførte en omfattende befolkningsstudie der informasjon om sykdomsforekomst fra en kohortstudie på 52 138 amerikanske borgere ble sammenlignet med forurensningsdata fra målestasjoner av omgivende uteluft (korrigert for individuelle risikofaktorer). Det ble funnet en relativ risikoratio på 1.17 mellom økt dødelighet av hjerte- og lungesykdom og lungekreft, og eksponering for partikulær luftforurensning. Dockery et al. (1993) utførte et tilsvarende forskningsdesign på 8 111 amerikanske borgere fordelt på 6 amerikanske byer. Ratio for dødelighet ble funnet å

---

være 1.26 mellom de mest og minst forurensede byene. Som hos Pope et al. (1995) ble det funnet at partikulær forurensning hadde sammenheng med hjerte- og lungesykdom og lungekreft, og at økt dødelighet var sterkest forbundet med fine partikkelfraksjoner (PM<sub>2,5</sub>) og sulfater (Pope et al., 1995; Dockery et al., 1993).

Den samme populasjonen studert av Pope et al. (1995) ble gjenprøvd etter et lite tiår (Pope et al., 2002), der resultatene fra undersøkelsene på 90- tallet ble igjen bekreftet. Pope et al. (2002) fant statistisk sammenheng mellom økt dødelighet og eksponering for partikler i massefraksjonen PM<sub>2,5</sub>. Det ble også funnet en økning i dødelighet på 4 % ved *alle dødsårsaker*, 6 % ved hjerte- og lungesykdom, og 8 % ved lungekreft, for hver tiende µg/m<sup>3</sup>-økning i partikulær luftforurensning i massefraksjonen PM<sub>2,5</sub> (Pope et al., 2002). Gjennom befolkningsstudier ble det funnet at PM<sub>2,5</sub> hadde en større betydning i negative helseeffekter enn det man opprinnelig trodde, i sammenligning med massefraksjoner som inkluderte større partikler som PM<sub>10</sub> (Pope & Dockery, 2006).

### **Ultrafine partikler**

Det ble i løpet av 2000-tallet rettet oppmerksomhet mot ultrafine partikler (UFP, PM<sub>0,1</sub>) som en størrelsesfraksjon av særlig interesse for eksponering og videre sykdomsutvikling med uheldige helsevirkninger i tilknytning til hjerte- karsystem, luftveissystem, og lungekreft (Sioutas et al., 2005; Pope & Dockery, 2006). Epidemiologisk forskning rettet fokus mot å kartlegge antatte årsakssammenhenger som følge av eksponering for partikkelmasser og ulike størrelsesfraksjoner, samt ulike kilder til dette. Toksikologiske egenskaper ved UFP trukket frem av Sioutas et al. (2005), er blant annet de høye antallkonsentrasjonene og samlet overflateareal, og følgelig større potensielle konsentrasjoner av forurensninger per masse til sammenligning med større partikler av samme material. Dette ble vist i *in vitro* forsøk, der UFP viste å ha større redoksaktivitet enn partikkelmasser med større partikler (Sioutas et al., 2005).

På bakgrunn av begrensede kunnskaper om eksponeringsnivåer for UFP i sammenheng med assosierte helserelaterte effekter som reduksjon i lungefunksjon og påvirkning av hjerte- karsystemet, ble det av Olsen et al. (2014) utført en studie av korrelasjon mellom disse variablene. Overvåkning av antallkonsentrasjon i fraksjonen 10 - 300 nm og måling av helsevariabler ble utført på beboere i 60 danske hjem. Individuell eksponering utenfor hjemmet viste signifikant omvendt korrelasjon mellom økt eksponering for UFP og reduksjon i mikrovaskulær funksjon og pulsstyrke, og videre økt antall inflammasjonsmarkører. Det konkluderes i dette studiet at eksponering for UFP utenfor hjemmet mulig kan relateres til økte inflammasjonsreaksjoner i kroppen, og kilder i bolig kan ha mindre effekt enn utendørs eksponering på inflammasjon, selv om det ble påvist positiv assosiasjon med forhøyet blodtrykk (Olsen et al., 2014). Ulikheter i helseeffekter av kilder innendørs eller utendørs kan forklares med eksempelvis ulik opprinnelse og materiale av suspendert partikkelmateriale i forurenset luft.

---

For massefraksjonene PM<sub>2,5</sub> og PM<sub>10</sub> er etterhvert forståelse for helserisiko godt etablert, og er regulert i lover og reguleringer (Bhangar et al., 2011). Størrelsesfraksjonen *ultrafine partikler* inngår i alle større fraksjoner, men er ikke sær-regulert, selv om eksponering for partikler <0,1 µm kan medføre helserisiko tilknyttet hjerte- og karsystemet, luftveier, og nervesystemet (Delfino et al., 2005; Sioutas et al., 2005). Wallace & Howard-Reed (2002) påpeker at kvantifisering av ultrafine partikler i en masse som inkluderer større partikler, eksempelvis PM<sub>2,5</sub>, medfører en neglisjering av UFPs betydning da masseandelen av UFP gir et forsvinnende lite bidrag til samlet *masse*, og samtidig gir størst bidrag til *antall* partikler. Da den ultrafine fraksjonen vil være dominerende med hensyn på samlet overflateareal og partikkelantall i sammenligning med større partikler, vil det bety at partiklene kan inneholde større konsentrasjoner av absorberte eller kondenserte giftige komponenter (Delfino et al., 2005). Ban-Weiss et al. (2009) trekker frem at korrelasjon mellom partikkelantall og masse kan være negativ under normale forhold. I følge Wallace (2006) kan eventuelle helseeffekter av UFP skyldes det totale antallet av partikler fremfor den samlede massen, som dermed gjør antallskonsentrasjoner av partikler både innendørs og utendørs interessant. Videre påpeker Wallace (2006) at størrelsesdistribusjon av ulike fragmenter i tillegg er viktig informasjon for å vurdere risiko for infiltrasjon av hjerte-karsystemet.

Ulike størrelsesfraksjoner av luftbårne partikler har betydning for hvilke helseeffekter eksponering kan gi (Afshari & Ekberg, 2003), og det har i flere studier blitt vist at avtagende partikkeldiameter korrelerer med økte effekter på helsen.

### **Konstruerte nanopartikler**

De nyeste utfordringene i partikkeltoksikologien er nanopartiklene. Antropogene kilder til nanopartikler har kommet som følge av en teknologisk utvikling på 90-tallet, der bruk av disse har gitt store tekniske fordeler i industri og i ulike forbrukerprodukter. Dette har samtidig medbrakt bekymring i forhold til helse- og naturpåvirkning som følge av viten om overflateareal, reaktivitet, og rekkevidde i kroppen, fra den eksisterende partikkeltoksikologien (Donaldson & Seaton, 2012). Til tross for betydelige forskjeller mellom konstruerte nanopartikler og naturlig forekomne ultrafine partikler, peker Oberdörster et al. (2005) på det faktum at tidligere utført forskning på UFP vil kunne danne fundamentet for fremtidig forskning på nanopartikler innenfor nanoteknologiens fremtreden.

De konstruerte nanopartiklene fremstilles i varierte materialer og former, og benyttes på mange ulike måter. Disse partiklene studeres som en egen toksikologi avledet fra partikkeltoksikologien, kalt *nanotoksikologi* (Donaldson & Seaton, 2012). Donaldson et al. (2012) diskuterte den biologiske effektive dosen ved *inhalasjons*-nanotoksikologi. Nanopartikler kvantifiseres i *masse* eller *overflateareal*, virkningsgraden av nanopartikler kan påvirkes av andre faktorer enn kun *masse*, da interaksjoner skjer mellom *overflate* på partikler og biologiske systemer i kroppen. Den biologiske effektive dosen vil også

---

være avhengig av type materiale, nanopartikkelens form, toksisitet og eventuelle kontaminanter.

Bruk av ulike nanopartikler og eventuell risiko ved tilsetning i forbrukerprodukter er ifølge Donaldson & Poland (2013) gjenstand for dagens forskning rundt nanotoksikologi, det er nødvendig med økt kunnskap og en helhetlig forståelse av ulike nanopartiklers fysiske og toksikologiske egenskaper. Toksisiteten varierer etter materiale, størrelse, oppløsningsevne, eventuelle kontaminanter, og evne til translokasjon i kroppen. Det påpekes av Donaldson & Poland (2013) at det ved nanofraksjonen (<100 nm) enda ikke er *bevist* et nytt nivå av risiko tilknyttet selve fraksjonen, men at eksisterende kunnskap om partikkeltoksikologi kan overføres til risikovurdering av nanopartikler.

### **Eksponering i inneklime**

I følge Afshari & Ekberg (2003) peker flere studier mot at menneskers helse kan påvirkes av luftbårne partikler i inneklime, men kunnskapen om eksponering i inneklime er begrenset. Frem til slutten av 90-tallet hadde fokuset blitt lagt på konsentrasjoner utendørs, da kilder som trafikk og kjøretøy med dieselmotorer ga store bidrag til forurensningsmengden mennesker utsettes for (Afshari & Ekberg 2003; He et al., 2004). Kilder utendørs bidrar til partikkelforekomst innendørs på grunn av ventilasjon og lekkasjer til inneklime. Afshari & Ekberg (2003) påpeker at forekomst av fine og ultrafine partikler hadde blitt basert på feltmålinger utendørs, og at det på det tidspunkt bare var et fåtall studier som under kontrollerte forhold kartla partikkelbelastning fra innendørs kilder.

Innendørs eksponering for luftforurensninger er av større betydning da mennesker i industrialiserte land tilbringer omtrent 90 % av tiden innendørs, som utgjør en lang eksponeringstid for agens i innemiljøet (Afshari & Gunnarsen, 2000). Bhangar et al. (2011) påpeker at kunnskap rundt eksponering for ultrafine partikler fra blant annet inneklime er mangelfulle, særlig da det er vist at inhalering av disse gir økt helserisiko for mennesker (Pope & Dockery, 2006; Delfino et al., 2005; Wallace, 2006). For å vurdere en helhetlig eksponering og helserisiko for ultrafine partikler, må det i tillegg til utendørs forurensning tas innendørs eksponering i betraktning (Bhangar et al., 2011).

Luft i inneklime består av forurensning fra mange ulike kilder, og utgjør en kompleks blanding av mange forskjellige partikkelfraksjoner med ulik kjemisk sammensetting (Afshari & Ekberg, 2003). I tillegg til kilder i uteluften blir det også generert luftbårne partikler av mennesker og aktiviteter innendørs, og blir av He et al. (2004) fremhevet som et veldig viktig bidrag i å vurdere den totale eksponeringen for partikler i innemiljøet. En studie av Long et al. (2000) identifiserte blant annet forbrenningskomponenter fra kilder som gasskomfyr og levende lys, matlaging, rengjøring, røyking, utskrift, og resuspensjon som følge av bevegelser, støvtørking og støvsuging.

---

Partikler fra mennesket selv er noe større enn et par mikrometer. Matlaging, røking og rengjøring er aktiviteter som ble trukket frem som bidragsyttere til eksponering for fine og ultrafine partikler, henholdsvis i størrelsesorden  $<1 \mu\text{m}$  (fine partikler) og  $<0,1 \mu\text{m}$  (UFP) (Afshari & Ekberg, 2003). Hendelsesbaserte og menneskeskapt kilder kan gi midlertidig eller langvarig forhøyet eksponering opp mot ti ganger høyere i forhold til perioder uten partikkelgenererende kilder (He et al., 2004). Videre ble det i en studie av He et al. (2004) funnet at ulike typer innendørs aktivitet gir partikkelbidrag i ulike og spesifikke størrelsesfraksjoner avhengig av aktivitet, samt ulike bidrag til partikkelantall eller partikkelmasse. Det ble også funnet at de samme kildene kunne fremstå ulikt med hensyn på antall/masseforhold mellom ulike innemiljø, der resuspensjon blir trukket frem som eksempel for årsak til variasjon. Faktorer som påvirker et innemiljø er dermed sterkt varierende etter ulik aktivitet, forhold som renhold, møblement og andre «støvfangere», ventilasjon, og varierende kilder som nærhet til biltrafikk utendørs (He et al., 2004).

Bhangar et al. (2011) utførte en studie i California i perioden 07 - 09, det ble målt forekomst av ultrafine partikler i inne- og uteluft ved syv private eneboliger. Det ble funnet at innendørs hendelsesbaserte kilder bidro med gjennomsnittlig 150 % av eksponering, i forhold til bidrag fra utendørs kilder. Forurensningskilder innendørs er altså et viktig bidrag i den totale eksponeringen for mennesker. Bhangar et al. (2011) vurderte at tetting og moderniseringer av hus kan medføre mindre lekkasje av utendørs forurensning inn til boliger, og samtidig medføre høyere akkumulering og eksponering for partikler generert innendørs.

Kjemiske komponenter emittert fra rengjøringsprodukter, bygningsmaterialer og møblement i inneklimate, kan ved kjemiske reaksjoner føre til sekundær organisk partikkelformasjon (Long et al., 2000; Weschler, 2001; Fan et al., 2005; Lamorena et al., 2007). Emisjon fra ulike materialer kan gjennomgå signifikante endringer i reaksjoner med andre forurensninger i kjemien innendørs (Lazaridis et al., 2015). UFP og fine partikler kan dannes av eksempelvis ozon/terpenreaksjoner fra innendørs forurensninger. Ved analyse av bruk av et kommersielt vaskemiddel inneholdende terpen (Long et al., 2000), ble det funnet at over 50 % av dannet partikkelmasse var UFP (ozon/terpen hendelse) og  $\text{PM}_{2,5}$  konsentrasjonen steg over  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i ett av tilfellene.

### **Kilder til eksponering og konsentrasjonsmål av partikkelemisjon funnet i inneklimate**

Abt et al. (2000) utførte et studie av partikkelforekomst ved antallskonsentrasjoner og størrelsesdistribusjon innendørs, i fire hjem i Boston, USA. Det ble funnet at matlaging, vasking og bevegelse ga størst generering av partikler, der fine partikler ( $\text{PM}_{2,5}$ ) hovedsakelig kom fra matlaging. Diameter på partikler funnet fra matlaging var i størrelsesfraksjon  $0,02 - 0,5 \mu\text{m}$ .



---

Long et al. (2000) undersøkte forekomst av innendørs partikkelkilder ( $PM_{2,5}$ ), det ble funnet høye standardavvik som indikerte stor variasjon av partikkelforekomst. Matlagingsaktiviteter med høyeste generering av partikler viste konsentrasjoner mellom  $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og  $101 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . He et al. (2004) undersøkte partikkelantall og massekonsentrasjonen  $PM_{2,5}$  i 15 bolighus. Det ble funnet partikler i størrelsesfraksjon  $0,015 - 0,685 \mu\text{m}$  i et matlagingsforsøk. Videre ble det fra andre aktiviteter funnet høye  $PM_{2,5}$  konsentrasjoner ved husholdningsaktiviteter som; steking  $745 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , grilling  $718 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , brenning av levende oljelys  $132 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , og røyking  $79 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Emisjonsrate for matlagning ble funnet å være gjennomsnittlig  $0,11 \text{ mg}/\text{min}$ , fra  $0,03 \text{ mg}/\text{min}$  ved bruk av mikrobølgeovn, og  $2,78 \text{ mg}/\text{min}$  ved grilling. Ved fordeling mellom størrelsesfraksjoner fra matlagning ble det funnet peaks med partikkeldiametermedian fra  $0,022$  til  $0,063 \mu\text{m}$ . Gjennomsnitt for peak-verdier ble funnet å være  $1,65 \times 10^5$  til  $1,77 \times 10^5$  partikler/ $\text{cm}^3$  ved matlagning, der UFP-fraksjonen utgjorde ca. 95 % av total submikrometer partikler ( $0,007 - 0,808 \mu\text{m}$ ).

Et fullskala kammerforsøk utført av Afshari et al. (2005) undersøkte 13 forskjellige innendørs kilder til fine og ultrafine partikler. Som forventet ble det funnet at økningen av partikkelkonsentrasjon etter kilde ble aktivert var hurtigere enn henfall etter avstengning av kilde. Den høyeste konsentrasjonen av UFP ble funnet ved brenning av rene vokslys –  $241\ 000$  partikler/ $\text{cm}^3$ , den laveste konsentrasjonen ble funnet ved bruk av strykejern på bomullslaken –  $550$  partikler/ $\text{cm}^3$ . Ved sigarett røyking ble det funnet maksimumskonsentrasjon av UFP ( $>0,02 \mu\text{m}$  av deteksjonsgrense) på  $213\ 000$  partikler/ $\text{cm}^3$ , ved bruk av luftfrisker spray var maks konsentrasjonen av UFP  $30\ 000$  partikler/ $\text{cm}^3$ .

Wallace (2006) utførte en studie i et bolighus i 18 mnd, av blant annet ultrafine partikler ( $<100 \text{ nm}$ ). Det ble funnet at huslige hendelsesbaserte aktiviteter skjedde 17,5 % av den totale tiden, som samtidig utgjorde over halvparten av bidrag til totalt innhold av UFP i inneklimate, og en fjerdedel av totalt akkumulerte partikler. Studiet viste at partikler ble holdt svevende i luft mellom ca. 20 minutter og 3 timer etter aerosoldannende hendelse. Ulike kilder ga ulike emisjonspeaks av antallskonsentrasjoner i ulike størrelsesfraksjoner; forbrenning av naturgass ga peaks rundt  $10 \text{ nm}$ , brenning av lys ga peaks rundt  $60 \text{ nm}$ , og utendørs kilder ga peaks rundt  $70 \text{ nm}$ . For UFP viste resultatene for huslige hendelsesbaserte aktiviteter  $> 20\ 000$  partikler/ $\text{cm}^3$  i gjennomsnittlige antallskonsentrasjoner, i forhold til  $2500$  partikler/ $\text{cm}^3$  i perioder uten aktive kilder. Ved matlagning kunne massekonsentrasjon gjennomsnittlig komme opp i  $10\text{-}50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

En studie av Lazaridis et al. (2008) målte konsentrasjoner av PM i to norske hjem. Resultatene for  $PM_{2,5}$  viste gjennomsnittlig  $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og  $5,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ved målinger for henholdsvis mars og juni måned i samme bolig. For  $PM_{2,5-10}$  ble det målt  $4,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og  $2,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i tilsvarende periode, dette viser en lavere forekomst av partikler større enn  $2,5 \mu\text{m}$ .

---

Morawska et al. (2009) utførte en studie av UFP i et klasserom på barneskolen, tilknyttet undervisningsaktiviteter med en samlet varighet på til sammen 60 dager. De største bidragene til UFP i inneklimate var kunstaktiviteter som maling, liming og tegning, som kunne gi nivåer opp til  $1,4 \times 10^5$  partikler/cm<sup>3</sup>. Partikkelnivåene ble på samme tid målt utendørs ( $5,2 \times 10^3$  partikler/cm<sup>3</sup>), dette viste at innendørs økning i partikkelantall ikke kunne skyldes hendelser utendørs. Partikler målt i inneklimate hadde diameter fra 20 – 50 nm.

En studie over 3 år undersøkte nivåer av UFP og eksponering i boliger, biler og restauranter (Wallace & Ott, 2010). Resultatene viste at bruk av komfyr (gass/elektrisk) ga personlige eksponerings-peaks som kunne overgå 100 000 partikler/cm<sup>3</sup>, med estimert emisjonsrate på  $10^{12}$  partikler/min. Eksponering ved bilkjøring viste resultater på 30 000 partikler/cm<sup>3</sup>, som ble vurdert som moderat eksponering. Eksponeringsnivåer på 50 000 – 200 000 partikler/cm<sup>3</sup> ved restaurantbesøk ble vurdert som høye nivå. Individuell eksponering ved matlaging viste resultater opp til 400 000 partikler/cm<sup>3</sup>. Bakgrunnsnivåer ble målt til 3000 partikler/cm<sup>3</sup>, som blir vurdert som lave.

Eksponeringsdata fra Bhangars et al. (2011) studie viste en gjennomsnittseksponering (GM) av konsentrasjoner i bolighus på 14 500 partikler/cm<sup>3</sup>, over en eksponeringstid på 17 timer/dag. Videre var GM daglig integrert eksponering\* 244 000 partikler per person per cm·t/dag.

Zhang & Yifang (2010) undersøkte eksponering for forurensninger og UFP fra luft inne i skolebuss. Resultatene viste gjennomsnittskonsentrasjoner av partikkelantall innenfor et intervall på  $7,3 \times 10^3$  -  $3,4 \times 10^4$  partikler/cm<sup>3</sup>. Forurensningene skyldtes hovedsakelig dieseleksos og støv generert av inventar i buss. Videre ble det for PM<sub>2,5</sub> funnet gjennomsnittskonsentrasjoner mellom 6,5 – 19,7 µg/m<sup>3</sup>.

Bekô et al. (2013) målte forekomst av UFP i 56 danske hjem. Ved måling av partikkelantallskonsentrasjoner ble det funnet gjennomsnittlig (GM)  $22,3 \times 10^3$  partikler/cm<sup>3</sup> når beboerne var våkne og hjemme.

Det ble det funnet  $6,1 \times 10^3$  partikler/cm<sup>3</sup> da beboerne ikke var hjemme, og  $5,1 \times 10^3$  partikler/cm<sup>3</sup> da beboerne sov om natten. De 56 hjemmene viste integrert eksponering mellom  $37 \times 10^3$  og  $6,0 \times 10^6$  partikler/cm<sup>3</sup> x t/ dag. Det ble registrert gjennomsnittlig partikkeldiameter mellom 70 og 90 nm. Hendelsesbaserte husholdningsaktiviteter som eksempel matlaging ga økt partikkelantall, og reduksjon i gjennomsnittlig partikkeldiameter. Dette medførte en reduksjon av partikkeldiameter til rundt 50 nm, og ofte ned i 20 nm.

---

\*integrert konsentrasjon for perioder av opphold i bolig, angitt for hver beboer

---

Soppa et al. (2014) analyserte partikkelemisjon fra vanlige innendørs kilder i kammer. Dette ble satt i sammenheng med eksponering og eventuelle effekter på lungefunksjon. Maks antallskonsentrasjon UFP ved brenning av 40 levende lys ble  $2\,699\,700 \pm 205\,900$  partikler/cm<sup>3</sup>. Det ble funnet en liten korrelasjon mellom negativ endring i lungefunksjon ved eksponering for brenning av lys og steking av pølse.

### Gjeldende kunnskap

Partikkelforekomst i inneklimate er et resultat av bidrag både fra kilder i uteluft og inneluft. Ved bidrag innendørs er det hendelsesbaserte husholdningsaktiviteter som matlagning, rengjøring, aktivitet/bevegelse, brenning av lys og varmekilder som gir størst bidrag til UFP som har blitt studert.

Det finnes også statlige grenseverdier for svevestøv i *uteluft* for massefraksjonene PM<sub>2,5</sub> og PM<sub>10</sub>. Videre for inneklimate foreligger det en anbefaling fra Folkehelseinstituttet: «Anbefalte faglige normer for inneklimate. Revisjon av kunnskapsgrunnlag og normer – 2015». Følgende normer for PM<sub>2,5</sub> er angitt: 15 µg/m<sup>3</sup> med 24 timers midlingstid, eller 8 µg/m<sup>3</sup> med 1 års midlingstid (Folkehelseinstituttet, 2015). Det foreligger ikke standardisering av eksempelvis ISO, for måling og vurdering av partikler i et inneklimate.

Tendenser i forskningen på innendørs partikkelforekomst viser et større fokus mot fraksjonen PM<sub>0,1</sub>/UFP, som i større grad vurderes i tillegg til eller i stedet for PM<sub>2,5</sub>. Antallskonsentrasjoner gis ofte i antall partikler/cm<sup>3</sup>, og gjerne i et format som angir integrert eksponering av konsentrasjoner over tid.

Det finnes få (om noen) studier på *maling* eller andre bygningsprodukter som kilde til UFP eller nanopartikler i et bebodd *inneklimate*. Studier gjeldende eksponering for konstruerte nanopartikler blir hovedsakelig utført i arbeidsmiljø som håndterer nanopartiklene som en del av resept.

### Partikler i malingsprodukter

Reaksjoner mellom kjemiske og biologiske komponenter i inneklimate kan føre til sekundære kjemiske produkter og formasjon av nye gasser og tilvekst av partikler. En studie av Fan et al. (2005) fant formasjon av H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> og submikron/ultrafine partikler som følge av reaksjon mellom ozon (O<sub>3</sub>) i inneklimate og VOC, det ble foreslått at VOC som ofte forekommer i et inneklimate, kan fungere som en *forløper* (*precursor*) til dannelsen av nye kjemiske komponenter og UFP. Dette ble også funnet av Lamorena et al. (2007) som utførte en studie på effekter av ozon og biogene VOC-emisjoner fra naturlige malinger. Det ble observert formasjoner av ultrafine partikler, som impliserer at maling kan bidra til ny formasjon av partikler i et inneklimate (Lamorena et al., 2007). Kombinasjonen av H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> og ultrafine partikler i innåndingsluft kan føre til at H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> får en

---

lengre rekkevidde ned i lungesystemet, da de ultrafine partiklene kan ha hygroskopiske egenskaper og fungere som transportmiddel (Fan et al., 2005).

En studie av Morawska et al. (2009) inkluderte GC-MS analyser av maling, lim og vaskemidler brukt på skoler. Organisk hovedkomponent ble funnet å være d-limonen, under kontrollerte eksperimenter ble det funnet at denne komponenten kunne reagere med ozon fra uteluften og danne sekundære organiske aerosoler. Det trekkes slutninger om at dette kan være overførbart til å gjelde organisk emisjon også fra flytende stoffer som maling og lim, der sekundære organiske aerosolformasjoner kan bidra til innendørs UFP konsentrasjoner (Morawska et al. 2009; Morawska et. al. 2008).

Lazaridis et al. (2015) undersøkte emisjon fra malingsprodukter til et laboratorierom. Det ble ikke funnet signifikante endringer ved partikkelantall eller massekonsentrasjon under maleaktivitet med oljemaling. Bruk av terpentinolje medførte derimot betraktelig økning av nye partikler. Ved dannelse av nye partikkelformasjoner ble det funnet både høy vekstrate, og høy formasjonsrate. Dette forklares i brå tilførsel av organiske komponenter fra maling og løsningsmidler, i kombinasjon med lite volum på mikromiljøet. Det ble målt høye TVOC-nivå direkte etter åpning av beholdere, det konkluderes med at dette er tilfredsstillende bevis for at de nye partikkelformasjonene kommer av tilførsel av malingsprodukt. I tillegg til "vanlige" kilder til UFP i et inneklime, trekker Lazaridis et al. (2015) frem *nucleation events* som igangsettere for generering av nye partikler ved lave størrelsesfraksjoner, vanligvis på få nanometer ( $<0,1\mu\text{m}$ ).

Fra olje- og terpentinemaling (Lazaridis et al., 2015) ble det funnet størst bidrag til antallskonsentrasjon av partikler, der prosentvis økning varierte mellom 48 % og 97 %. I motsetning økte massekonsentrasjonen ( $\text{PM}_{10}$ ) bare mellom 8 % og 39 %. Dette underbygger teori om at emisjon fra malingsmaterialer har en større innvirkning på partikkelantall fremfor partikkelmasse. Antallskonsentrasjon nådde 12 484 partikler/ $\text{cm}^3$  (58 % økning) en time ut i emisjonsforløp, med gjennomsnittlig bakgrunnsnivå på 4346 partikler/ $\text{cm}^3$ . Gjennomsnittlig massekonsentrasjon økte fra  $32\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  –  $36\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  (12 % økning). Ved gjentakelse av forsøk ble det målt bakgrunnsnivåer på 3642 partikler/ $\text{cm}^3$ , med nivåer mellom 13 683 partikler/ $\text{cm}^3$  og 56 220 partikler/ $\text{cm}^3$  i emisjonsperioden. Det ble funnet en hurtig økning av partikler i størrelsesfraksjonen 11 - 50 nm i starten av emisjonsperioden. Etter kort tid ble det funnet en økning i størrelsesfraksjonen 50-100 nm, denne perioden hadde en varighet på mellom 10 og 40 minutter. Partikkelantallet mellom 50 - 100 nm økte rett før 11 - 50 nm nådde maksimum konsentrasjon. På grunn av dette ble det antatt at økningen i 50 - 100 nm fraksjonen er et resultat av agglomerering av den mindre partikkelfraksjonen fremfor direkte emisjon i størrelsesorden 50 - 100 nm.

---

### 2.3 Kombinert forsøksdesign for VOC og partikler

Kjemisk emisjon fra maling er godt dokumentert. De siste år har fokuset beveget seg litt bort fra TVOC-konsentrasjonsmål og blitt rettet mot emisjonens innhold av individuelle komponenter, der potensielle helseskadelige effekter er mindre utforsket. Enkeltkomponenter av VOC og SVOC, ftalater og MI, er blant komponentene av ny interesse, og det nye fokuset gjenspeiles i oppdaterte vurderingskriterier for flere merkeordninger og det norske astma- og allergiforbundet.

Man vet imidlertid mindre om eventuell partikkelemisjon fra malingsprodukter til inneklime, eventuelt frislipp av partikler fra maling av oppstå under påføring eller i forbindelse med avdamping av andre komponenter. I de siste 20 årene har bruken av konstruerte nanopartikler i forbrukerprodukter økt, men det har i svært liten grad blitt utført forskning på eventuelt frislipp av ultrafine partikler og/eller nanopartikler fra maling. Nanoteknologi kan tilføre malingsprodukter nye og forbedrede egenskaper, og er blant annet benyttet i bindemidler, fortykningsmidler og pigment.

Da det ikke foreligger en standardisert metode for analyse og vurdering av partikler i inneklime, er forsøksdesign for partikler i denne oppgaven basert på standardisert metodikk for analyse av VOC.

---

---

---

### 3. Metode

Dette kapittelet presenterer materialvalg, substrat, applikeringsmetode, instrumentering og oppsett, plan og prosedyre for forsøksoppsett.

#### 3.1 Valg av materiale

Det ble anskaffet et utvalg malingsprodukter for undersøkelse i emisjonskammer. Utvalget omfattet produkter fra produsentene Jotun og Butinox, som inneholdt ulike bindemidler, enkelte produkter var inneklimamerkede. For å undersøke eventuelle forskjeller i emisjon, ble det av hvert produkt anskaffet både malingsbase og pigmentert base. Fargekombinasjonen med størst mengde pigmentering ble valgt, noe som i de fleste tilfeller tilsvarte sort farge. Tekniske begrensninger i Jotun SENS base gir restriksjoner for tillatt mengde tilsatt brekkfarge, og maksimal pigmentering tilsvarte dermed grå farge.

Tabell 3.1.1 presenterer produktutvalg med tilhørende tekniske spesifikasjoner. Utvalgets bindemidler, eventuelle inneklimamerkinger og angitt emisjon av VOC fra bruksklart produkt presenteres i Tabell 3.1.2.

**Tabell 3.1.1:** Produktutvalg, varehandel, brekkfargesystem, litervekt og angitt spreddeevne/strøk.

Forsøk #	Produkt	Varehandel	Brekkfargesystem	Base/farge	Litervekt [kg/L]	Spreddeevne pr/strøk [m <sup>2</sup> /L]
1	Jotun Lady Pure Color	Coop Obs! Bygg, City Lade	Scanox A/S (Butinox Color manager)	Svart	1,38	8-10
2	Jotun Lady Pure Color	Coop Obs! Bygg, City Lade	-	Base	1,38	8-10
3	Butinox Interiør 40	Coop Obs! Bygg, City Lade	Scanox A/S (Butinox Color manager)	Svart	1,0-1,2	8-10
4	Butinox Interiør 40	Coop Obs! Bygg, City Lade	-	Base	1,0-1,2	8-10
5	Jotun SENS Vegg Panel List 10	Bygger'n Stavset	Jotun Standard (Jotun Color manager)	Grå	1,36	8-10
6	Jotun SENS Vegg Panel List 10	Bygger'n Stavset	-	Base	1,36	8-10
7	Jotun Lady Balance	Bygger'n Stavset	-	Base	1,4	8-10

**Tabell 3.1.2:** Produktutvalg, bindemiddel, eventuell inneklimatemerking og angitt VOC emisjon for bruksklart produkt.

Forsøk #	Produkt	Bindemiddel (olje/akryl)	Inneklimatemerking/ sertifikat	Angitt VOC for bruksklart produkt
1	Jotun Lady Pure Color	Akryl	-	EU grenseverdi for dette produktet (kat. A/a): 30 g/l (2010). Dette produktet inneholder maks 15 g/l VOC
2	Jotun Lady Pure Color	Akryl	-	EU grenseverdi for dette produktet (kat. A/a): 30 g/l (2010). Dette produktet inneholder maks 15 g/l VOC
3	Butinox Interiør 40	Olje	-	EU grenseverdi for produktet (kat. A/d): 300 g/l (2010). Produktet inneholder maks. 300 g/l VOC
4	Butinox Interiør 40	Olje	-	EU grenseverdi for produktet (kat. A/d): 300 g/l (2010). Produktet inneholder maks. 300 g/l VOC
5	Jotun SENS Vegg Panel List 10	Akryl	Norges Astma- og Allergiforbund	EU grenseverdi for dette produktet (kat. A/a): 30 g/l (2010). Dette produktet inneholder maks 0.3 g/l VOC
6	Jotun SENS Vegg Panel List 10	Akryl	Norges Astma- og Allergiforbund	EU grenseverdi for dette produktet (kat. A/a): 30 g/l (2010). Dette produktet inneholder maks 0.3 g/l VOC
7	Jotun Lady Balance	Akryl	Eurofins Indoor Air Comfort Gold	EU grenseverdi for dette produktet (kat. A/a): 30 g/l (2010). Dette produktet inneholder maks 1 g/l VOC

### Produktsammensetning og ingredienser

Teknisk datablad med komplett ingrediensliste for produktet Jotun SENS er tilgjengelig via Jotuns nettsider (Jotun, 2014). Sammensetning av de øvrige produktene er av Jotun og Butinox klassifisert som sensitiv informasjon. På bakgrunn av dette presenteres kun ingrediensliste for Jotun SENS.

Ingredienser Jotun SENS

Inneholder < 1 % av:

- |   |   |
|---|---|
| - vann (fortynningsmiddel)              | - polykarboksylat (dispergeringsmiddel) |
| - titandioksid (pigment)                | - polyuretan (fortykket)                |
| - akryl polymer (bindemiddel)           | - polysiloksan (skumdemper)             |
| - kalsium magnesiumkarbonat (fyllstoff) | - fettalkoholetoksilat (emulgator)      |
| - kaolin (fyllstoff)                    | - parafinsk mineralolje (skumdemper)    |

Jotun SENS-produktene inneholder konserveringsmiddelet 1,2-benziothiazol-3(2H)-on som eneste kjente allergen.



---

### 3.2 Substrat

Substrat ble valgt i henhold til standard ISO 16000-11, hvor det angis at benyttet substrat skal være av inert karakter. Det ble i dette forsøket benyttet aluminiumsplater i to ulike størrelser: 1,0 m x 2,0 m, og 1,7 m x 1,0 m, (2 mm tykke).

### 3.3 Applikeringsmetode og -verktøy

Til applikering av malingsprodukt på substrat ble det benyttet malerull til fine overflater; Flügger Fine, Value \*\*\*\*, 41 mm ytre diameter, 18 cm bredde.

Det ble benyttet en digital kjøkkenvekt med angitt nøyaktighet 1,0 g (Soehnle Page Profi, Art. nr. 67080) til å veie mengde maling applikert på substrat.

Teoretisk mengde maling til applikering ble beregnet ut fra veiledende dekningsgrad (angitt spredeevne per strøk, m<sup>2</sup>/l) og litervekt angitt av produsent, i forhold til platebelastning (5,4 m<sup>2</sup>) i emisjonskammer. Det ble etterstrebet å fordele maling jevnt ut over platene med malingsrull.

I henhold til ISO 16000-11 ble tidsbruk for åpning av malingsspann og applikering av produkt så kort som praktisk mulig, og plassering av substratplater i emisjonskammer ble utført umiddelbart etter påføring av malingsprodukt.

---

### 3.4 Instrumentering

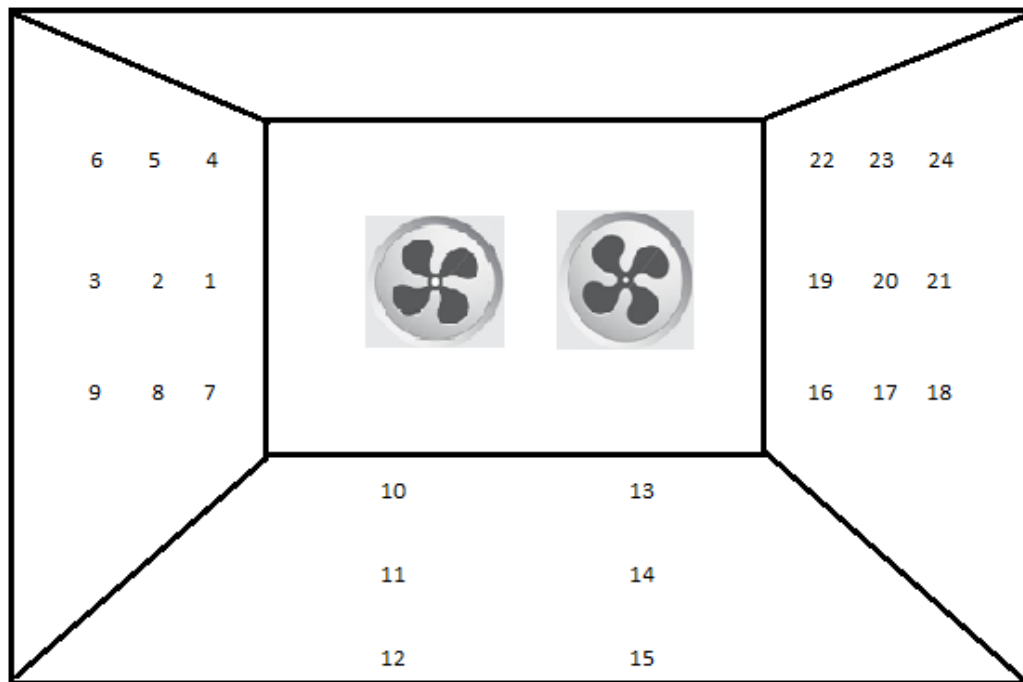
#### 3.4.1 Emisjonskammer

Til utførelse av forsøkene ble det benyttet et emisjonskammer i rustfritt stål; Vötsch Indusritechnik GmbH, Emission Test Chamber VCE 8000/S (serienr: 58566134470010), vist i Figur 3.4.1.1. De indre målene på emisjonskammeret er: dybde 2,28 m, bredde 1,7 m, høyde 1,75 m. Dette utgjør et volum på 6,783 m<sup>2</sup>. Klimaparametere ble programmert og logget i tilhørende programvare; S!mpati Versjon 4.02 (Vötsch Indusritechnik).



**Figur 3.4.1.1:** Vötsch Indusritechnik GmbH Emission Test Chamber VCE 8000/S ble benyttet til utførelse av emisjonsforsøkene.

Det ble i forkant av forsøkene målt lufthastighet inne i kammeret, ved hjelp av instrument Innova AirTech Instruments, 1221 Thermal Comfort Data Logger (serie nr. 600-033), med programvare *Thermal Comfort Manager 7701 (versjon 1.0.0.13)*. Lufthastigheten ble målt midt i kammeret i en time. Deretter ble foretatt 24 målinger med varighet på 5 minutter, fordelt på 9 punkter i et rutenettmønster 10 cm over overflaten av henholdsvis venstre og høyre side av kammerets vegger, samt 6 punkter på gulvet. (Figur 3.4.1.2: Illustrasjon av prøvepunkt for lufthastighetsmålinger.)



**Figur 3.4.1.2:** Illustrasjon av prøvepunkt for lufthastighetsmålinger på overflater i emisjonskammer.

### Oppsett og innstillinger av emisjonskammer

I henhold til ISO 16000-9 og CEN/TS 16516 ble emisjonskammeret programmert til følgende klimabetingelser:

- Lufttemperatur  $23\text{ °C} \pm 1\text{ °C}$
- Relativ luftfuktighet  $50\% \pm 5\%$
- Lufthastighet på prøveoverflate (10 mm)  $0,1 - 0,3\text{ m/s}$
- Luftskiftrate  $0,5\text{ h}^{-1} \pm 3\%$

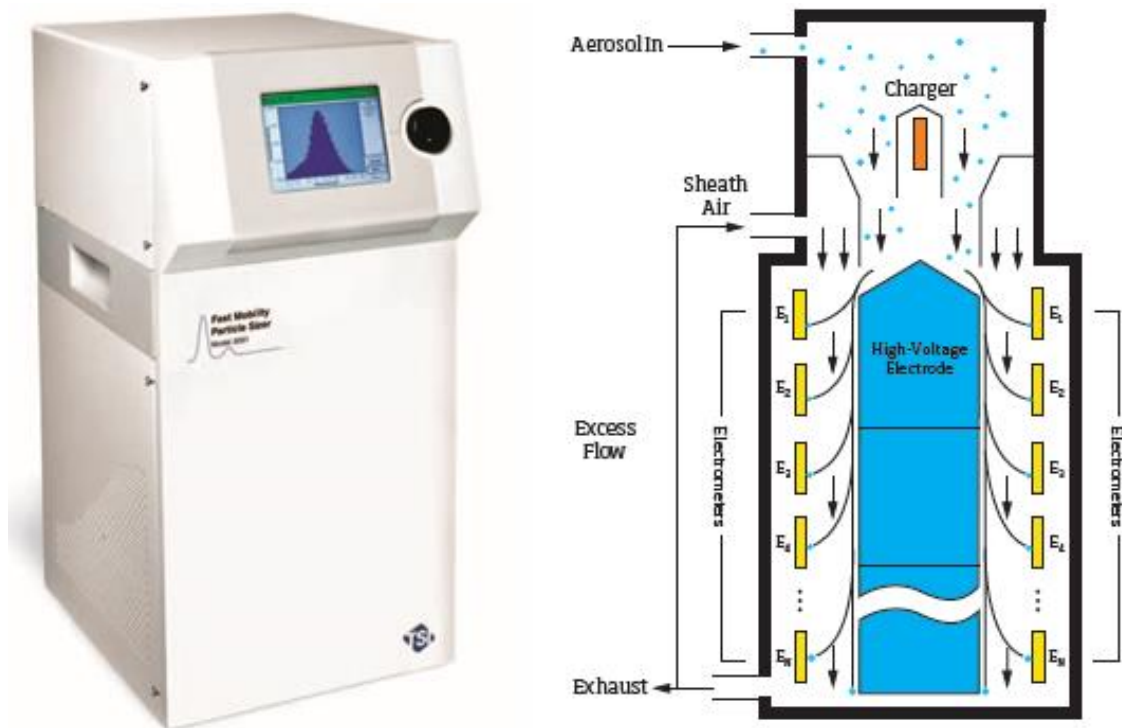
En luftskiftrate på  $0,5\text{ h}^{-1} \pm 3\%$  i forhold til kammervolumet på  $6,783\text{ m}^3$  og inntil 3 % avvik medførte et intervall for volumstrøm på  $55\text{ l/min} - 58,4\text{ l/min}$ , emisjonskammeret ble programmert til volumstrøm  $56,5\text{ l/min}$ .

---

### 3.4.2 Instrumentering partikler

#### 3.4.2.1 Fast Mobility Particle Sizer™ spektrometer

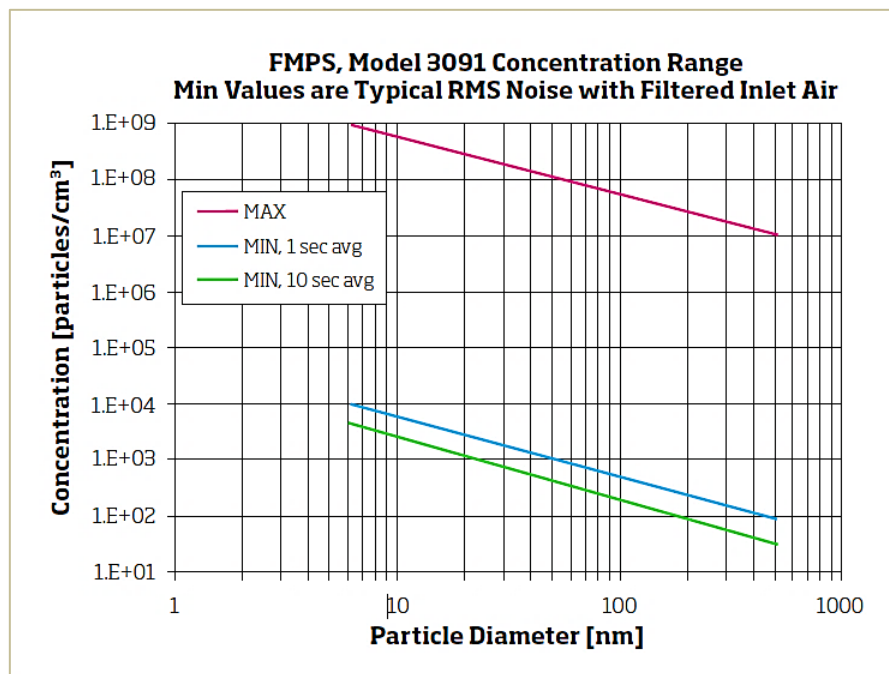
For å undersøke antall partikler i kammerluft ble TSI Fast Mobility Particle Sizer™ (FMPS™) Model 3091 brukt (Figur 3.4.2.1), med tilhørende programvare *FMPS versjon 3.1.1*. Instrumentet produserer partikkelstørrelsesfordelinger i størrelsesområdet 5,6 nm – 560 nm med ett sekunds oppløsning, fordelt på totalt 32 størrelseskanaler (TSI, 2009).



**Figur 3.4.2.1:** TSI FMPS™ 3091 spektrometer (TSI, 2009).

Instrumentet utfører real-tidemålinger av konsentrasjonen av totalt antall partikler i hver av de 32 størrelseskanalene. FMPS™-systemet benytter en elektrisk mobilitetsteknikk (TSI, 2009). Kammerluft transporteres inn i instrumentet med innløpsluftstrømmen, hvor partiklene passerer en syklon med en cut på 1  $\mu\text{m}$  (10 l/min), for å sortere ut større partikler. Den relativt høye *flow-raten* i inntaket skal minimere tap av partikler i nano/UFP-størrelse på grunn av eventuelle diffusjonstap. De resterende partiklene passerer gjennom en elektrisk diffusjonslader hvor det genereres ioner som blandes med partiklene og overfører elektrisk ladning. De ladede partiklene føres gjennom et elektrisk felt mellom to sylindere, hvor de positivt ladede partiklene tiltrekkes og lander på sensorelektroder og overfører ladning. Strømmen som genereres forsterkes av elektrometre, digitaliseres og avleses.

Deteksjonsintervaller for FMPS er vist i Figur 3.4.2.2. Av figur fremkommer det at deteksjonsgrensen er avhengig av både partikkelkonsentrasjon [partikler/cm<sup>3</sup>], -diameter [nm], og midlingstid på instrumentet.



**Figur 3.4.2.2:** Rød linje betegner maks målbar konsentrasjon av FMPS, nedre målbare konsentrasjon avhenger av midlingstid. Blå linje viser nedre grense ved 1 sekund midlingstid, grønn linje viser nedre grense ved 10 sekunders midlingstid (TSI, 2015).

### Oppsett og innstillinger FMPS

Instrumentet ble plassert ved kammerets uttaksside og tilkoblet prøvetakingspunkt # 4, vist i Figur 3.5, ved hjelp av en gummislange på 91,0 cm. PC med programvare ble plassert på toppen av instrumentet.

Før hver måleperiode ble det utført sjekk av instruments status, nullkalibrering av instrumentet med til HEPA\*-filter, samt flowmåling i instrumentets prøveinntakspunkt. Ved kontinuerlig datalogging kan det akkumuleres forurensninger inne i instrumentet. Dette kan medføre at *støynivået (noise level)* på instrumentet gradvis øker (TSI, 2009). Dette kan være synlig ved måling av tilsynelatende høye partikkelnivåer på HEPA-filter, som skal være tilnærmet *rent*. I denne oppgaven ble det i forkant av hvert forsøk benyttet et HEPA-filter til nullmåling, dersom nivåene var over «nullverdikurve» gitt av FMPS ble programmet «zero electrometers» benyttet. Det er angitt at ved kontinuerlig datalogging over lengre tid, bør *zeroing* foretas både før og etter hver kjøring. Ved høye verdier på *positive/negative charger (>3000 V)* i *instrument status*, ble instrumentet rensset i henhold til *instrument manual*.

\*High-Efficiency Particulate Arrestance air filter

---

Instrumentet ble satt opp med målesekvenser på 12 timer, som er lengste mulige prøvetakingstid for instrumentet. Kontinuerlig datainnsamling ble programmert, med *delay* på 1 min mellom 12-timersmålingene.

### 3.4.2.2 DustTrak™ DRX Aerosol Monitor

For undersøkelse av forekomst av partikler opp til 15 µm ble TSI DustTrak™ DRX Model 8533 (vist i figur 3.4.2.3) med tilhørende programvare *TSI TrakPro 4.6.1.0* benyttet. Instrumentet utfører real-tidemålinger av partikkelmasse i størrelsesområdet 0,1 µm – 15 µm.



**Figur 3.4.2.3:** TSI DustTrak™ DRX 8533 aerosol monitor (TSI, 2014).

Instrumentet måler både massekonsentrasjon i området 0,001 mg/m<sup>3</sup> – 150 mg/m<sup>3</sup> og størrelsesfraksjoner tilsvarende PM<sub>1</sub>, PM<sub>2,5</sub>, PM<sub>respirable</sub>, PM<sub>10</sub> og PM<sub>Total</sub> (TSP). Avlesningsprinsippet er basert på lysspredende laserfotometri (TSI, 2014). Kammerluft transporteres ved hjelp av instrumentets innebygde pumpe, kontinuerlig med luftstrømmen inn i sensor-kammeret, hvor partiklene passerer en laserstråle og en fotodetektor som registrerer lysspredningen av hver aerosol.

#### Oppsett og instrumentinnstillinger DustTrak

Instrumentet ble plassert i en hylle ved kammerets uttaksside og tilkoblet prøvetakingspunkt # 5, vist i Figur 3.5, ved hjelp av en gummislange på 82,5 cm. Før hver måleperiode ble det utført nullkalibrering med tilhørende HEPA-filter.

Instrumentet ble satt opp med Factory Cal, flow set point på 3 l/min, og runmode MANUAL med loggintervall på 1 minutt.

---

### 3.4.3 Instrumentering VOC

Undersøkelse av emisjon av VOC ble utført i henhold til ISO 16000-6. Analysene ble utført med Agilent Technologies 5975T LTM GC\_MSD system med Markes International Series 2 Ultra TD Autosampler og Markes International Series 2 Unity Thermal desorber. Systemet er vist i Figur 3.4.3.



**Figur 3.4.3:** Analyseoppsett for kjemiske forbindelser med Agilent Technologies 5975T LTM GC\_MSD system, Markes International Series 2 Ultra TD Autosampler og Markes International Series 2 Unity Thermal desorber.

---

## GC/MS

Luft fra emisjonskammer, transporteres ved hjelp av en pumpe gjennom et sorbentrør inneholdende Tenax TA sorbent (ISO 16000-6). Flyktige organiske forbindelser adsorberes i røret og forbindelsene blir deretter analysert i med GC/MS. De oppsamlede VOC gjennomgår termisk desorbsjon og transporteres ved hjelp av inert gass via en coldtrap eller sorbent trap til en gaskromatograf utstyrt med kapillær kolonne, og massespektrometrisk detektor. Rørene renses ved termisk kondisjonering av en strøm av ren bæregass.

## Instrumenter og utstyr

GC/MSD	Agilent Technologies 5975T LTM GC_MSD system med Markes International Series 2 Ultra TD Autosampler og Markes International Series 2 Unity Thermal desorber.
Kolonne	Agilent Technologies 29091S-433 LTM HP-5ms Ultra Inert. Upolar, kapillær kolonne. Lengde: 30 m. ID: 250 µm. Film thickness: 0,25 µm.
Sorbentrør	Rustfritt stål med 200 mg Tenax TA <sup>®</sup> sorbent. Lengde: 89 mm. Ytre diameter: 6,4 mm. Indre diameter: 5 mm. Tilhørende metalltopp for oppbevaring og Agilent endehylser for analyse
Pumper	Pumpe 1: SKC Personal air sampler Model 222-3. Serial no. 3-340-35 Pumpe 3: SKC Personal air sampler Model 222-4. Serial no. 5-045-13 Pumpe 4: SKC Personal air sampler Model 222-4. Serial no. 5-045-25
Kobling	Tilkobling til kammerets uttakspunkt ved hjelp av fastmontert kobling i teflon

## Kondisjonering

Sorbenttrørene ble kondisjonert mellom hver måleperiode. Kondisjonering ble utført ved 300 °C i 10 min. Kondisjonerte rør ble forseglet med metalltopp og oppbevart i en emisjonsfri beholder i romtemperatur. I henhold til ISO 16000-6 skal kondisjonerte sorbentrør benyttes innen fire uker.



---

## Oppsett og instrumentinnstillinger GCMS

Analyse av sorbentrør ble utført fortløpende etter uttak av kammerluft. Sammen med sorbenttrørene ble det analysert blindprøver – blanke Tenaxrør. Betingelser og innstillinger for termisk desorpsjon var:

- 280 °C i 10 min
- Desorpsjon gas flow rate 30 ml/min
- Cold trap high temp 280 °C
- Cold trap low temp – 25 °C
- Transfer line temp 250 °C
- Transfer in-Line
- Split on, flow 20 ml/min

## Prøvetaking av VOC

Prøvetakingsvolum for luftprøver ble satt til 2 liter for vannbaserte malingsprodukter, og 1 liter for oljebaserte malingsprodukter. Kondisjonerte Tenax TA<sup>®</sup> sorbentrør ble festet til fastmontert kobling i teflon på kammerets prøvetakingspunkt og pumpen ble koblet til sorbenttrøret ved hjelp av en gummislange. Det ble benyttet tre pumper til å ta ut tre paralleller for hvert prøveuttak. I henhold til ISO 16000-6 kan sorbentrør med luftprøve oppbevares i opptil fire uker. Kalibrering av pumpene var utført før masteroppgavens oppstart. Innstillinger for pumpene er presentert i Tabell 3.4.3.

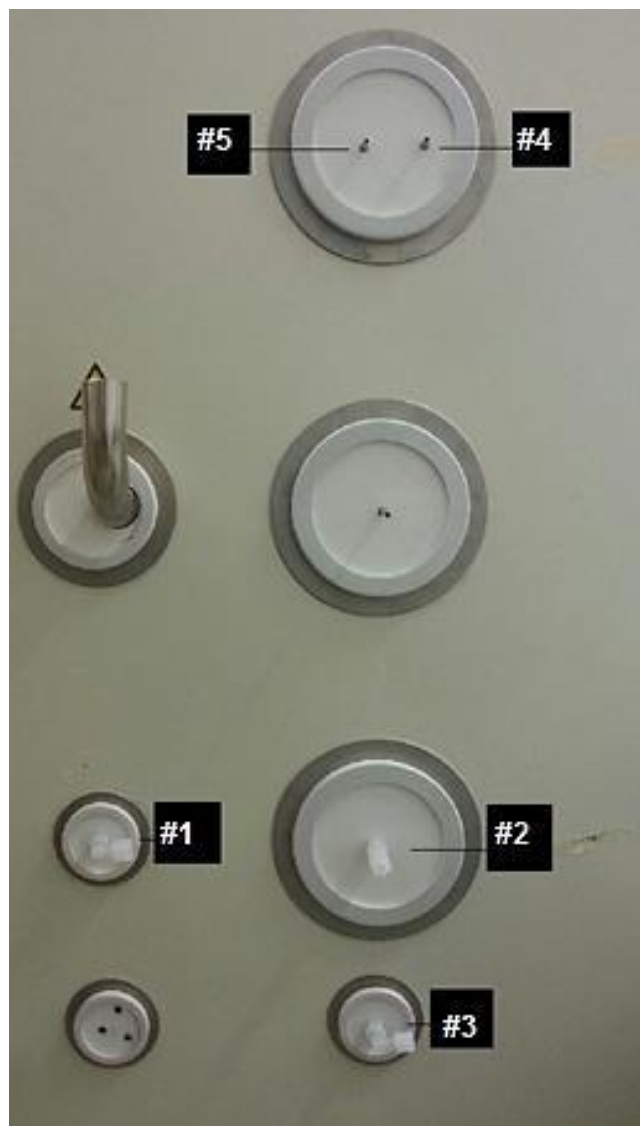
**Tabell 3.4.3:** Innstillinger av pumper for prøvetaking av VOC med Tenax TA sorbentrør.

	Pumpe 1	Pumpe 3	Pumpe 4
<b>Innstilling</b>	3	3	3
<b>Sample flow rate (ml/min)</b>	61	58	60
<b>Counts/ml</b>	2,15	3,76	3,37

---

### 3.5 Forsøksplan

Hvert forsøk hadde en varighet på totalt én uke fra isett av substrat med testmaterial, og hvert forsøk bestod av analyse av ett malingsprodukt. Partikkelmålere DustTrak og FMPS var i gang under hele forsøksperioden, inkludert ett døgn med måling av bakgrunnsnivå i forkant av hvert forsøk. Uttak av luftprøver til analyse av VOC ble utført etter 2, 6, 24 og 48 timer, 3, 4 og 7 dager. I tillegg ble det tatt ut en *headspaceprøve* av malingsspannet ved åpning. Emisjonskammerets prøvetakingspunkter er vist i Figur 3.5. Klimaparametere i emisjonskammer ble logget kontinuerlig, samt manuelt logget ved hvert uttak av VOC.

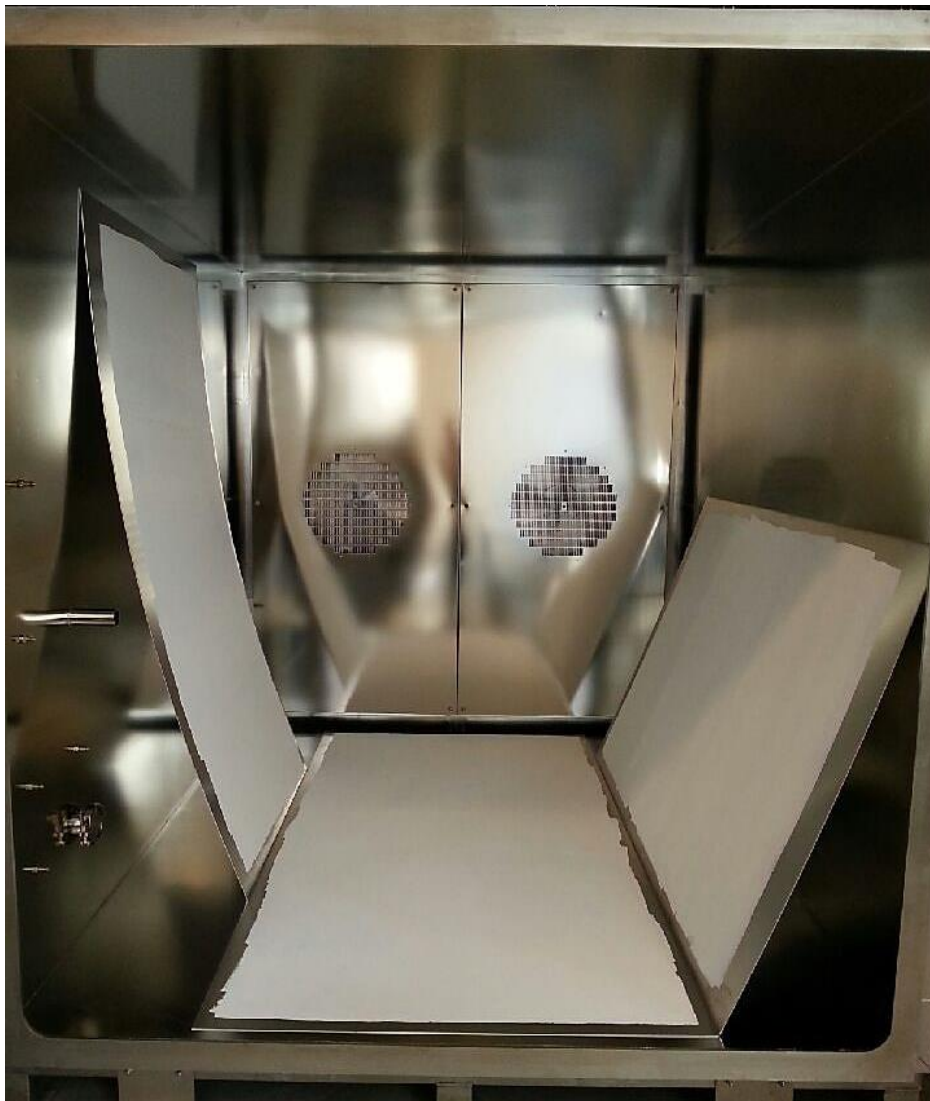


**Figur 3.5:** Emisjonskammerets prøvetakingspunkter.

---

### 3.6 Forsøksoppstilling

På bakgrunn av *det europeiske referanserom* gitt i standarden CEN/TS 16516, er kammervolumet på  $6,78 \text{ m}^3$  utgangspunkt for belastningsfaktor. For produkt som skal benyttes på vegger er belastningsfaktoren  $1,0 \text{ m}^2/\text{m}^3$  angitt som veiledende. Videre tillater standarden et avvik på 50 %, eller maksimum  $2,0 \text{ m}^2$ . Av praktiske hensyn i forhold til størrelse på plater, plassering av vifter og innblåsing av luft til kammeret, samt uttakspunkter for emisjonsprøvene, ble det i dette forsøket benyttet én plate à  $2,0 \times 1,0 \text{ m}$ , og to plater à  $1,7 \times 1,0 \text{ m}$  til hvert forsøk. Dette ga et samlet areal på  $5,4 \text{ m}^2$ . Dette medfører en belastningsfaktor på ca.  $0,8 \text{ m}^2/\text{m}^3$ , som er innenfor tillatt avvik gitt av standard. Plasseringen i kammeret er illustrert i Figur 3.6. Den største platen ligger på gulvet, og de to mindre platene er plassert stående på venstre side av kammerveggen, og liggende langs kammerets høyre side.



**Figur 3.6:** Platenes plassering i emisjonskammeret.

---

### 3.7 Prosedyre

#### Dag 0

Vasking av emisjonskammer ble utført dagen før igangsetting av forsøk. Emisjonskammerets indre flater ble vasket med 2 % Ekstran, blandet ut i ultrarent vann (fra rensesystem Thermo Scientific Barnstead Smart2Pure 12 UV/UF, Ultrapure Water System, art. no. 50129845). Deretter ble flatene vasket med ultrarent vann, og avslutningsvis tørket over med etanol 99,9 % (Abolutt alkohol prima). Etter vask ble kammeret lukket, og bakgrunnsnivå av partikler med analyseinstrumentene DustTrak og FMPS ble igangsatt.

#### Bakgrunnsmåling

I tillegg til måling av bakgrunnsnivå i forkant av hvert forsøk, ble det utført én bakgrunnsmåling i forkant av Forsøk 7 hvor kammerdør ble åpnet, for så å lukkes etter tre minutter. Disse tre minuttene skulle representere tiden det tok å plassere de malte substratplatene i kammeret ved igangsetting av forsøk. Målingen ble utført for å undersøke hvordan romluften påvirker konsentrasjonen av partikkelantall og partikkelmasse inne i emisjonskammeret ved igangsetting av forsøk.

#### Dag 1

Igangsetting av forsøk. Aluminiumsplatene ble vasket på begge sider med zalovann, og deretter tørket over med rødsprit.

I forkant av applikering av malingsprodukt ble det utregnet teoretisk mengde maling som skulle påføres aluminiumsplatene.

Ved åpning av hvert malingsspann ble det tatt headspace-prøve ved å holde et Tenax-rør i headspacesonen av malingsspannet med en varighet på 30 sekunder. Deretter ble malingen blandet til en homogen masse med en rørepinne.

Total mengde maling påført platene ble funnet ved å subtrahere total vekt på utstyr og maling etter applikering, fra total vekt på utstyr og maling før applikering. Dette ble utført for å unngå å medregne maling absorbert av malingsruller og rester i malebakke.

Det ble påført ett strøk maling innenfor intervall for anbefalt mengde per m<sup>2</sup>, det ble etterstrebet å male så langt ut til kantene på platen som praktisk mulig med tanke på håndtering og plassering av platene i emisjonskammeret. Applikeringen ble utført så raskt og jevnt som mulig på de tre platene, av to personer samtidig. Tidsforbruk ble loggført.

---

Etter påføring av maling ble aluminiumsplatene umiddelbart satt inn i kammer i henhold til forsøksoppstilling. Tidsforbruk og tidspunkt for åpning og lukking av dør på emisjonskammeret ble loggført.

Emisjonsprøver ble tatt ut fra prøveuttak på emisjonskammer i henhold til forsøksplan.

---

---

## 4. Databehandling

Dette kapittelet presenterer behandling av data fra de ulike måleinstrumentene som ble benyttet under forberedelser til, og gjennomføring av forsøk. Alle utregnede gjennomsnitt er *aritmetiske*.

### 4.1 Klimaparametere i emisjonskammer

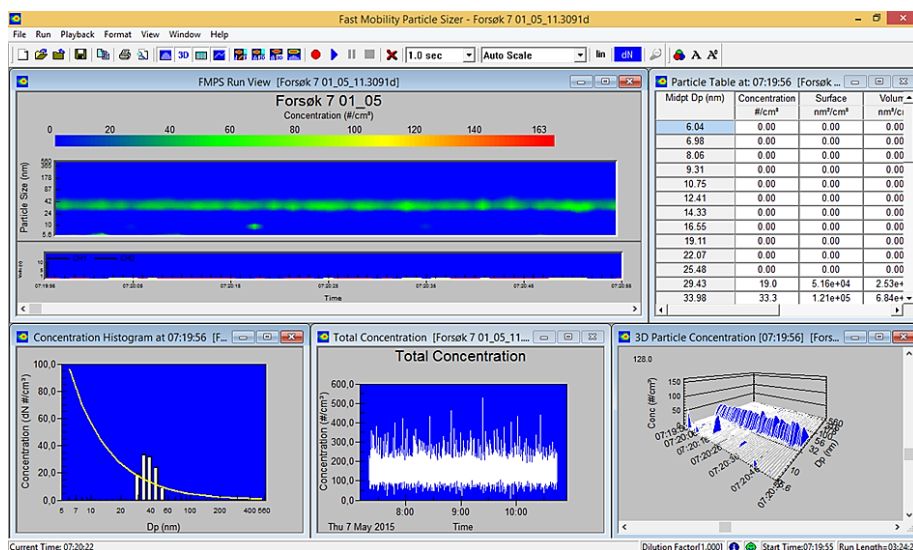
Databehandling av klimaparametere i emisjonskammeret ble utført i Microsoft Excel. Parametere for hele testperioden ble kontinuerlig logget i samme datafil i *S!mpati versjon 4.4.1.1*. Det ble problematisk å behandle datasettet i sin helhet, da datafilen var for stor for å importeres i Excel. Som følge av dette ble én uke utvalgt som representativ for hele testperioden (februar-mai 2015). Det ble beregnet gjennomsnitt og standardavvik for henholdsvis temperatur, relativ luftfuktighet og volumstrøm. Verdier for klimaparametere ble i tillegg logget manuelt underveis i hvert enkelt forsøk, og det ble beregnet gjennomsnitt og standardavvik.

### 4.2 Lufthastighetsmålinger

Behandling av måledata fra lufthastighetsmålinger ble utført i Microsoft Excel. Verdier fra øyeblikksmålinger og gjennomsnitt ble grafisk fremstilt for hver enkelt punktmåling. Måleverdier helt i starten av datasettene ble utelatt, da lave verdier gjenspeilte *oppstart* av målesekvens.

### 4.3 FMPS

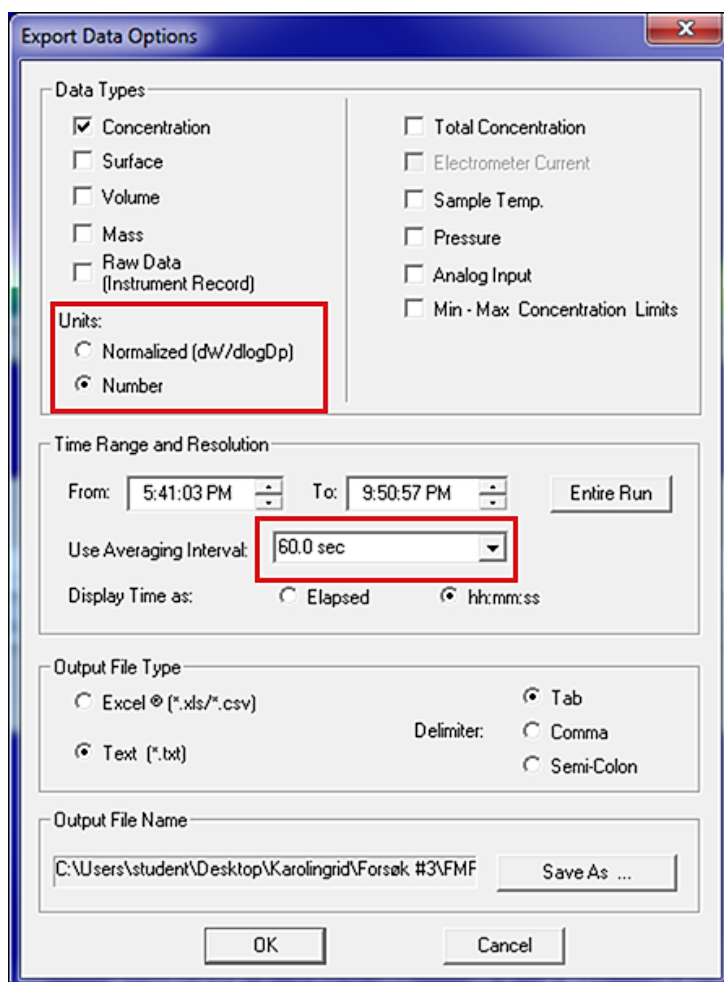
Behandling av måledata fra FMPS ble utført i Microsoft Excel og i Sigmaplot (versjon 13.0). Figur 4.3.1 viser eksempelskjerm fra et tilfeldig datasett i programvare *FMPS versjon 3.1.1*.



Figur 4.3.1: Eksempelskjerm fra programmet *FMPS versjon 3.1.1*.

Datafiler i FMPS-format (3091d) ble eksportert i henholdsvis *concentration* og *dN/dlogDp* som alternativ for *units* fra programvare, midlet over 60 sec (Figur 4.3.2).

Ved framstilling av størrelsesdistribusjon av partikler i luft er lognormal distribusjon med lognormal x-akse bedre egnet fremfor standard normal distribusjon (TSI, 2012). Dette er empirisk erfart, og det finnes ingen teoretisk forklaring. Fremstilling av størrelsesdistribusjon kan skje på ulikt datagrunnlag, som eksempelvis antall kanaler (bredde på hvert måleintervall) benyttet til å bestemme oppløsningen på dataene. Dermed er det vanskelig å sammenligne resultater mellom ulike, eller samme instrumenter med forskjellige innstillinger av størrelseskanalene. Dataformatet *dN/dlogDp* betegner *normalisert* konsentrasjon, der konsentrasjonene transformeres og normaliseres i forhold til bredde på størrelseskanalen. Den normaliserte konsentrasjonen er dermed uavhengig av kanalbredde, dette gjør datasett mellom ulike instrumenter og innstillinger sammenlignbare.



**Figur 4.3.2:** Valgmuligheter for eksportering av data fra FMPS versjon 3.1.1. Det ble eksportert i henholdsvis 2 ulike filformat; concentration og dN/dlogDp (*dW/dlogDp*), med *averaging interval* 60,0 sec. Øvrige innstillinger som vist i figur.



*Concentration*-filer ble behandlet i Microsoft Excel. UFP (<100 nm) og TOTAL (5,6 – 560 nm) ble summert for hvert loggetidspunkt (Figur 4.3.3). UFP ble grafisk fremstilt for hvert enkelt forsøk. For tillaging av grafer ble hver 12-timers datafil satt sammen til et kontinuerlig datasett for ønsket utsnitt av testperiode. Ved behandling av data for bakgrunnsmålinger som ble foretatt i forkant av hvert enkelt forsøk, ble antallskonsentrasjon og standardavvik beregnet for ca. 9-10 timer.

Ved behandling av datasett ble ekstremt høye punktverdier utelatt, *da dette mest sannsynlig skyldes feilmålinger av instrumentet* og påvirker lesbarheten av den øvrige grafiske fremstillingen. Punktverdier ble erstattet med en gjennomsnittsverdi av konsentrasjonsverdier rett før og rett etter i samme kolonne (størrelsesfraksjon) som punktverdien.

C3		=SUMMER(F3:Y3)						
	A	B	C	D	E	F	G	H
1	Tid		UFP	TOTAL		6,04	6,98	8,06
2								
3	17:42:03		159842,11	159842,11		12335,5	17336	26666,2
4	17:43:03		145479,73	145479,73		13545,6	18617,7	26412,9
5	17:44:03		165576,10	165576,10		18163,4	24853,1	32400,3
6	17:45:03		205160,30	205160,30		22846,5	30417,1	39248,6
7	17:46:03		99210,09	99210,09		7759,38	10321,9	16029
8	17:47:03		149226,66	149226,66		11961,1	16614	25252,1

**Figur 4.3.3:** Summering av UFP (<100 nm) og TOTAL (5,6 – 560 nm) for hvert enkelt loggetidspunkt (hver enkelt rad).

I tillegg til fremstilling av antallskonsentrasjon og størrelsesfraksjoner ble areal under kurve integrert (AUC - area under curve). Dette ble utført på *concentration*-filene for de første 24 av emisjonsforløpet for hvert enkelt forsøk, samt for måling av bakgrunnsnivå. Datagrunnlag for integrasjon av kurve var summert UFP fraksjon. Ved integrasjon av areal til kurve deles kurven inn i *paneler*, i dette tilfellet ble *trapesoidmetoden* (trapezoid) benyttet (Billo, 2007). Formel for utregning for rute C3 ble ført inn i regneark som  $=(B2+B3) / 2 * (A3-A2)$ , vises i Figur 4.3.4. Alle panelene i hvert datasett summeres for totalt areal under kurve.

	A	B	C	D	E
1		UFP	Areal		
2	1	731,86555			
3	2	309,81391	520,83973		
4	3	275,10323	292,45857		
5	4	269,30283	272,20303		
6	5	261,229252	265,266041		
7	6	256,543204	258,886228		
8	7	256,921019	256,732112		

**Figur 4.3.4:** Utsnitt fra Excel som viser integrering av kurve, formel i formelfeltet angitt for rute C3.

$dN/d\log D_p$ -filer ble behandlet i Microsoft Excel og Sigmaplot. I Excel ble det beregnet gjennomsnittlig konsentrasjon (Figur 4.3.5) i valgt utsnitt av datasett innenfor hver størrelseskanal, dette ble deretter grafisk fremstilt. I Sigmaplot ble det valgte utsnitt av datasett fremstilt i 3D-graf med tidslinje som x-verdier, størrelsesfraksjon som y-verdier, og alle målte verdier som z-verdier. Størrelsesfraksjon (y-verdier) ble vist på logaritmisk skala [log common].

	A	B	C	D	E	F
1	Channel Size [nm]:	6,04	29,4	34	39,2	45,3
2						
3	Time	4,783234	561,9473	781,1406	682,4307	488,408
4						
5	11:36:20 AM	0	478,674	713,412	635,053	465,923
6	11:37:20 AM	0	503,199	722,865	632,338	450,174
7	11:38:20 AM	0	483,834	704,819	618,91	438,811
8	11:39:20 AM	0	478,34	706,438	625,4	448,159
9	11:40:20 AM	0	481,176	706,086	623,183	448,487
10	11:41:20 AM	0	459,424	685,194	604,144	429,764
11	11:42:20 AM	0	407,631	724,687	644,201	452,810

**Figur 4.3.5:** Utsnitt av Excel regneark for ett datasett. Markeringen i rute C3 viser gjennomsnittet innenfor størrelseskanal 29,4 nm, gjennomsnitt er beregnet for hele kolonne C.

---

#### 4.4 DustTrak

Måledata fra DustTrak ble overført til Microsoft Excel for bearbeiding.

Enkelte datasett inneholdt negative konsentrasjonsverdier, som ifølge bruksanvisningen kommer av "Zero Drift" (TSI, 2014). Dette innebærer gradvis og uønsket endring av et kalibrert nullpunkt. De negative verdiene ble fjernet og erstattet av verdien 0. Data fra massefraksjonene PM<sub>10</sub> og PM<sub>Total</sub> ble benyttet som resultater for samtlige forsøk. Det ble beregnet gjennomsnittskonsentrasjon med standardavvik, og registrert høyeste målte verdi.

#### 4.5 Databehandling VOC

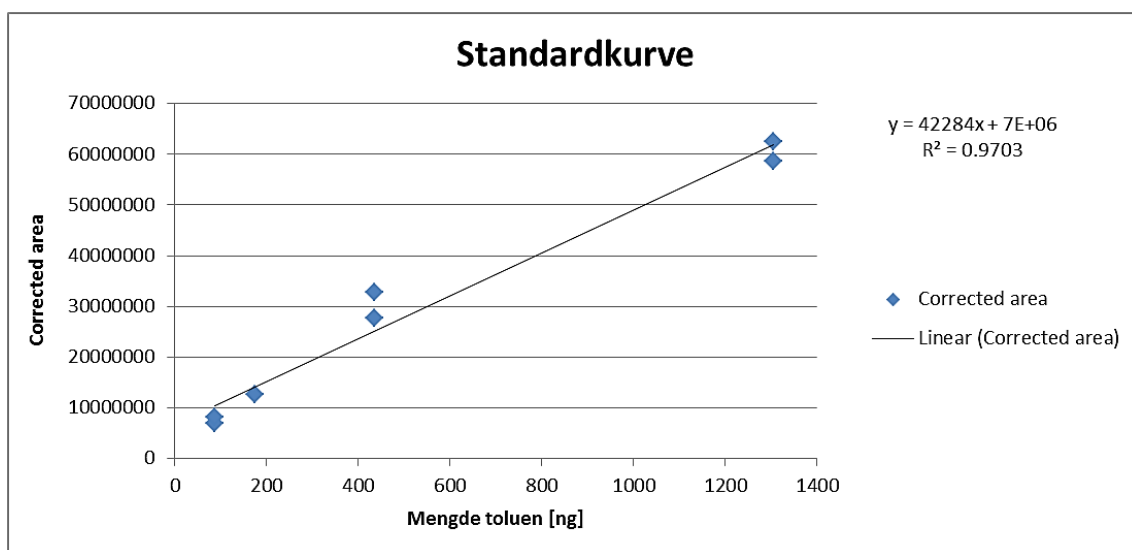
Ved analyse av luftprøver fra emisjonskammer, sammenlignes *corrected area* av detekterte komponenter i prøve med *corrected area* i standardkurve. Denne størrelsen angir mengde *teoretiske* toluen-ekvivalenter (CEN, 2013). Videre detekteres og identifiseres enkeltkomponenter i luftprøven ved hjelp av MSD.

#### Tillaging av standarder

For sammenligningsgrunnlag av analyseresultater med toluen-ekvivalenter ble det laget en standardkurve med kjente konsentrasjoner av toluen i metanolløsning. Standardløsningene ble analysert med GC/MS, og en standardkurve er vist i Figur 4.5.

Standardløsning med toluen løst i metanol:

1	87	ng/5 µl standardløsning	5	435	ng/ 5 µl standardløsning
2	87	ng/5 µl standardløsning	6	1305	ng/ 5 µl standardløsning
3	174	ng/5 µl standardløsning	7	1305	ng/ 5 µl standardløsning
4	435	ng/5 µl standardløsning			



Figur 4.5: Standardkurve med kjente konsentrasjoner av toluen i metanolløsning.

---

---

---

## 5. Resultater

Dette kapittelet presenterer produktutvalg og emisjonskammerparametere, samt resultater av lufthastighetsmålinger, partikkelmålinger og kjemiske analyser utført under forsøkene.

### 5.1 Utvalg

Tabell 5.1 presenterer produktutvalg, litervekt, anbefalt forbruk beregnet for platebelastning 5,4 m<sup>2</sup>, mengde produkt benyttet og tidsforbruk for påføring.

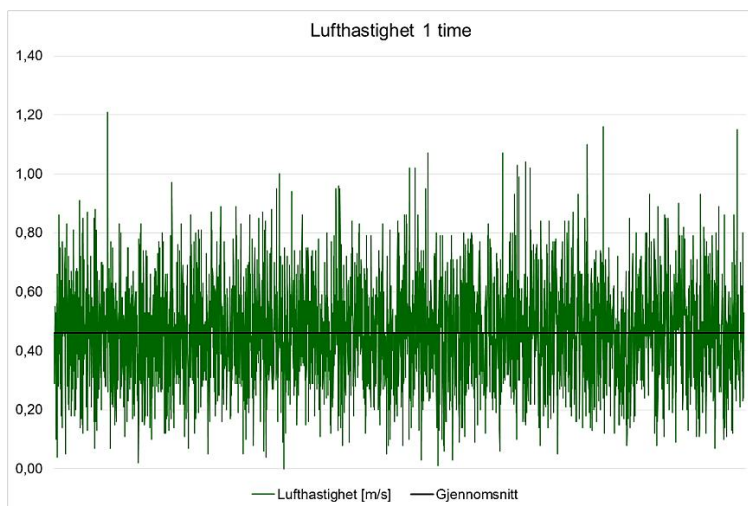
**Tabell 5.1:** Produktutvalg med anbefalt forbruk per 5,4 m<sup>2</sup>, mengde produkt benyttet og tidsforbruk påføring.

<b>Forsøk</b>	<b>Produkt</b>	<b>Anbefalt forbruk per 5,4 m<sup>2</sup> [g]</b>	<b>Mengde produkt benyttet [g]</b>	<b>Tidsforbruk påføring [min]</b>
1	Jotun Lady Pure Color Svart	745,2 – 931,5	819	10
2	Jotun Lady Pure Color Base	745,2 – 931,5	823	10
3	Butinox Interiør Svart	540 – 810	552	15
4	Butinox Interiør Base	540 – 810	709	10
5	Jotun Sens Vegg Panel List 10 Grå	734,4 -918	735	10
6	Jotun Sens Vegg Panel List 10 Base	734,4 -918	846	15
7	Jotun Lady Balance Base	756 – 945	848	10

---

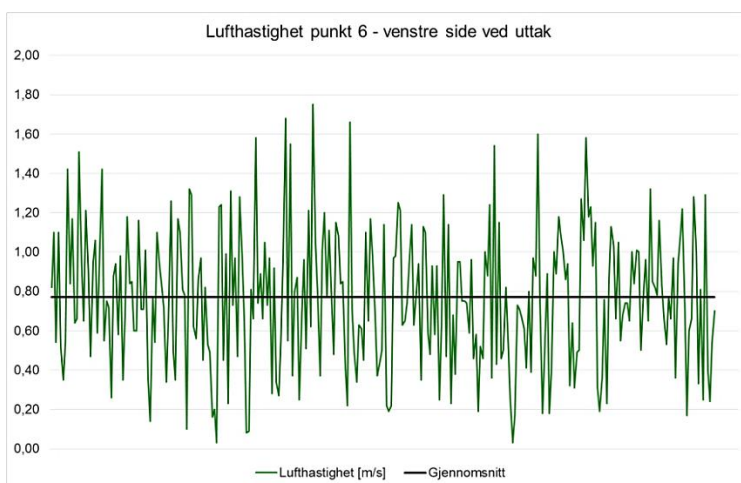
## 5.2 Lufthastighetsmålinger

Det ble foretatt en lufthastighetsmåling med varighet på en hel time midt i kammeret for kartlegging av generell lufthastighet (Figur 5.2.1). Resultatene viste et gjennomsnitt på 0,46 m/s, med gjennomsnittlig standardavvik 0,17 m/s.



**Figur 5.2.1:** Lufthastighet [m/s] midt i emisjonskammer, øyeblikksverdier og gjennomsnitt (0,46 m/s) over én time.

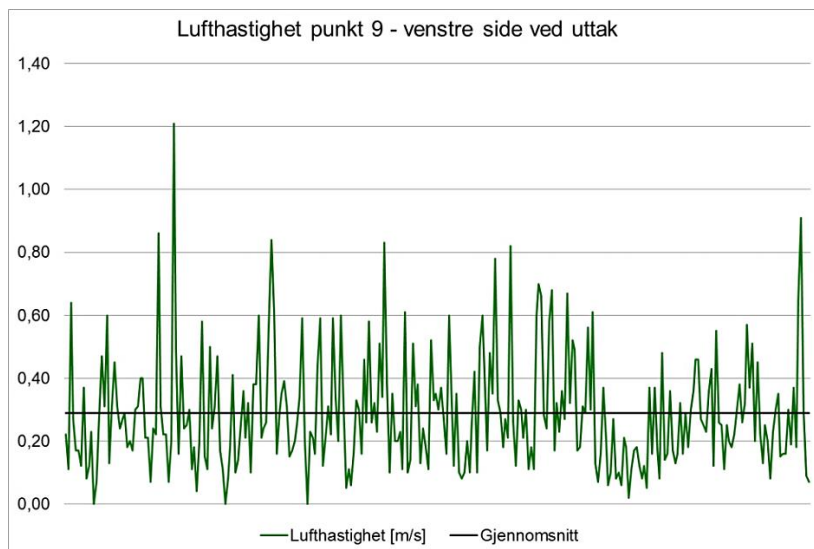
Videre ble det foretatt 24 målinger med varighet på fem minutter fordelt på 9, 6, og 9 punkter av kammerets overflater, henholdsvis ved venstre og høyre vegg, samt over gulvflate. Figur 5.2.2, Figur 5.2.3 og Figur 5.2.4 viser et utvalg av punktmålinger fra ulike plasseringer i kammeret (Figur 4.4.1.2). Figur 5.2.2 viser lufthastighet ved punkt 6 ved kammerets venstre side nært taket, ved uttak for emisjonsprøver. Resultatene viste et gjennomsnitt på 0,77 m/s, med gjennomsnittlig standardavvik 0,35 m/s.



**Figur 5.2.2:** Lufthastighet [m/s] ved punkt 6 (venstre side ved uttak, nært tak) i emisjonskammer, øyeblikksverdier og gjennomsnitt (0,77 m/s) over 5 minutter.

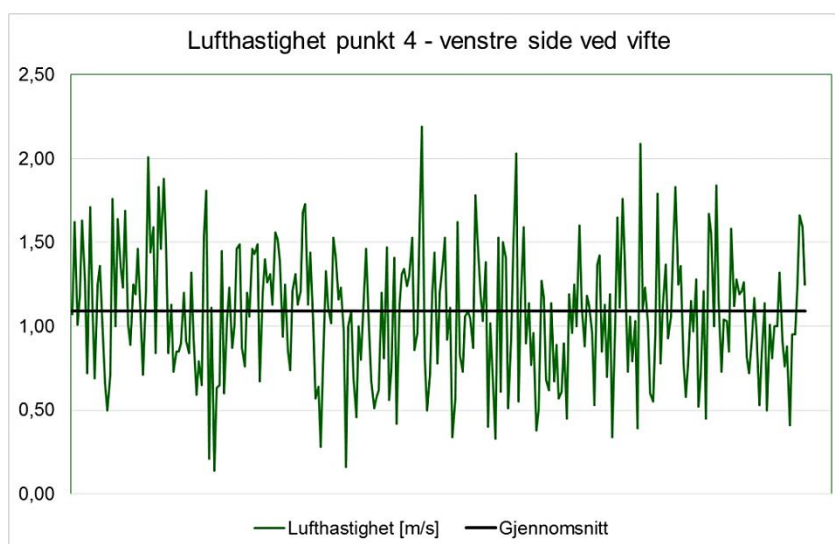
---

Figur 5.2.3 viser lufthastighet ved punkt 9 på kammerets venstre side nært gulvet, ved uttak for emisjonsprøver. Resultatene viste et gjennomsnitt på 0,29 m/s, med gjennomsnittlig standardavvik 0,19 m/s.



**Figur 5.2.3:** Lufthastighet [m/s] ved punkt 9 (venstre side ved uttak, nært gulv) i emisjonskammer, øyeblikksverdier og gjennomsnitt (0,29 m/s) over 5 minutter.

Figur 5.2.4 viser lufthastighet ved punkt 4 ved kammerets venstre side og bakre vegg ved innblåsningsvifte. Resultatene viste en gjennomsnittlig lufthastighet på 1,09 m/s, med gjennomsnittlig standardavvik 0,37 m/s.



**Figur 5.2.4:** Lufthastighet [m/s] ved punkt 4 (venstre side bakre vegg ved vifte) i emisjonskammer, øyeblikksverdier og gjennomsnitt (1,09 m/s) over 5 minutter.

---

Lufthastighetsmålingene viste generelt stor variasjon langs overflaten av kammerets indre vegger. Variasjonen er høy innenfor hver enkelt måling med relativt høye standardavvik. Det er også store variasjoner mellom de ulike målepunktene i kammeret. Tabell 5.2 samler gjennomsnitt og standardavvik for punktene valgt for fremstilling. Lufthastigheten er generelt høyere langs kammerets venstre vegg, og punktene nærmest de to innblåsingsviftene på kammerets bakre vegg. De målte verdiene varierer innenfor et intervall på 0,00 – 2,63 m/s.

**Tabell 5.2:** Gjennomsnitt og standardavvik for et utvalg av lufthastighetsmålingene.

<b>Plassering</b>	<b>Varighet [minutter]</b>	<b>Gjennomsnitt [m/s]</b>	<b>Standardavvik [%]</b>
<b>Midt i kammer</b>	60	0,46	37
<b>Punkt 6</b>	5	0,77	46
<b>Punkt 9</b>	5	0,29	66
<b>Punkt 4</b>	5	1,09	34



---

### 5.3 Klimaparametere i emisjonskammer

Emisjonskammeret var under forsøkene programmert etter følgende klimaparametere:

- Temperatur: 23 °C
- Relativ luftfuktighet: 50 %
- Volumstrøm: 56,5 l/min

Tabell 5.3.1 viser gjennomsnittsverdier og standardavvik for klimaparameterne temperatur, relativ luftfuktighet og volumstrøm i emisjonskammer for hvert enkelt forsøk, basert på loggskjema for emisjonskammer.

**Tabell 5.3.1:** Gjennomsnitt og standardavvik for henholdsvis temperatur, relativ luftfuktighet og volumstrøm i emisjonskammer for hvert enkelt forsøk. Gjennomsnittsverdier er basert på 3 til 7 målinger per forsøk.

<b>Forsøk</b>	Gj.snitt temperatur [°C]	SD [°C]	Gj.snitt relativ luftfuktighet [%]	SD [%]	Gj.snitt volumstrøm [l/min]	SD [l/min]
1	22,97	0,06	50,06	0,21	55,29	0,23
2	22,98	0,06	50,06	0,14	55,22	0,21
3	23,02	0,05	49,97	0,09	55,11	0,01
4	22,74	0,34	50,86	1,06	55,27	0,53
5	23,02	0,08	50,02	0,03	54,93	0,22
6	22,99	0,04	49,92	0,12	55,17	0,18
7	23,01	0,05	50,05	0,06	55,11	0,02

Emisjonskammeret ble programmert til kontinuerlig logging av klimaparametere hvert sekund. Det ble valgt ut én uke for utregning av variasjoner i klimaparametere, vist i Tabell 5.3.2.

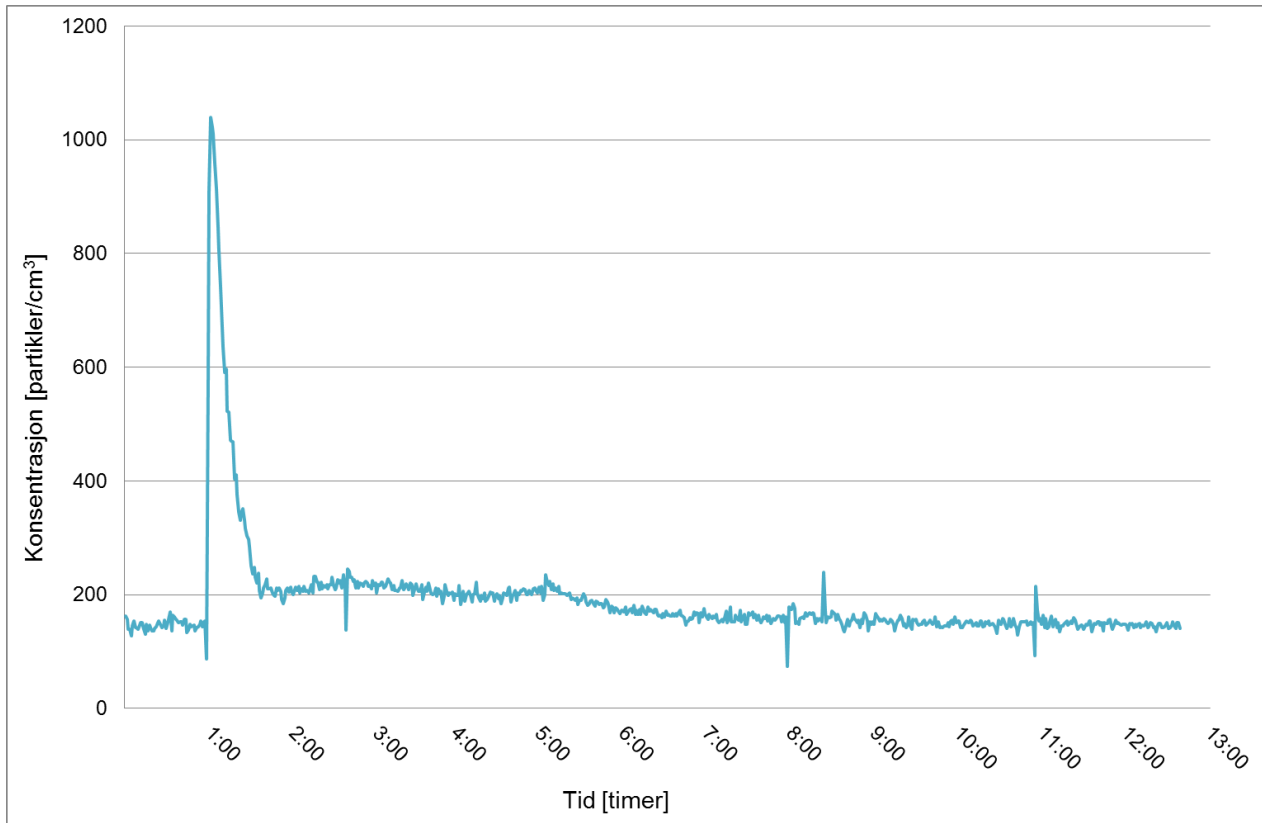
**Tabell 5.3.2:** Gjennomsnitt og standardavvik for temperatur, relativ luftfuktighet og volumstrøm i emisjonskammer over en uke.

<b>Gj.snitt temperatur [°C]</b>	SD [°C]	Gj.snitt relativ luftfuktighet [%]	SD [%]	Gj.snitt volumstrøm [l/min]	SD [l/min]
<b>22,99</b>	0,08	50,02	0,26	55,17	0,19

---

## 5.4 Bakgrunnskonsentrasjon

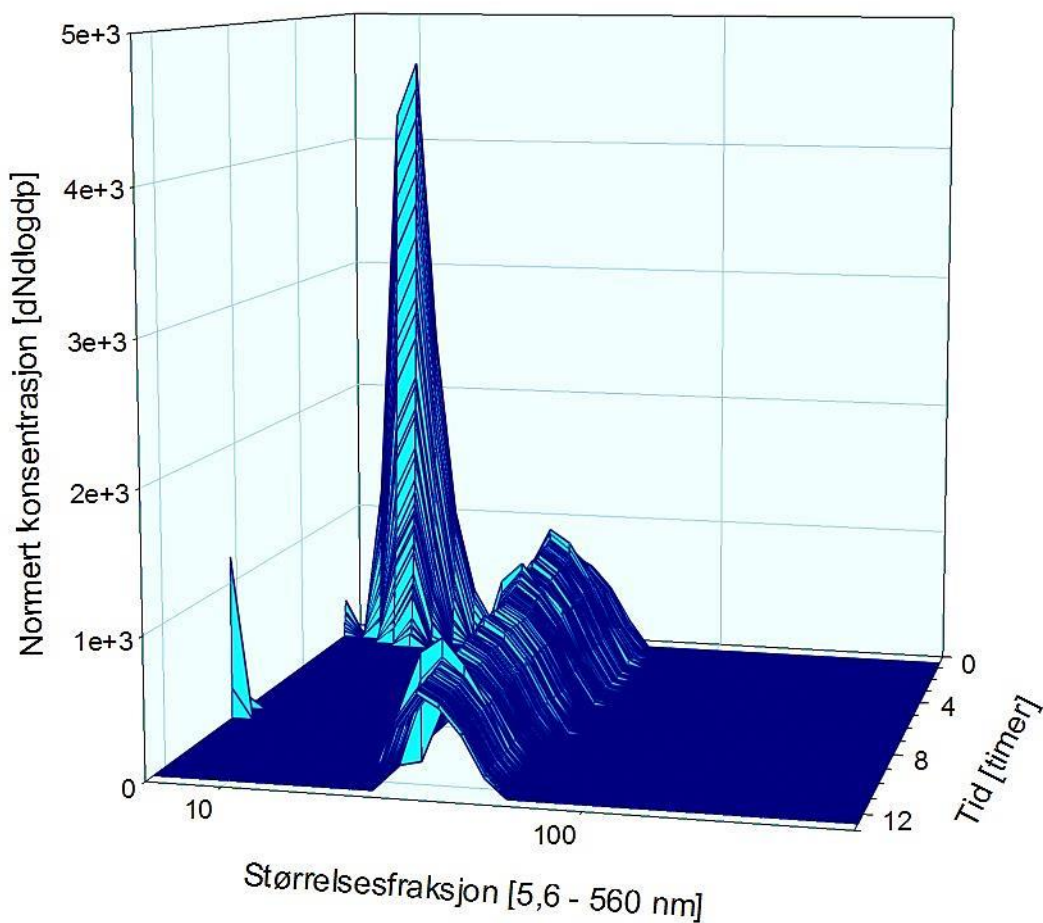
Figur 5.4.1 viser økning og henfall av partikkelkonsentrasjon [partikler/cm<sup>3</sup>] over 12 timer, etter åpning av emisjonskammerets dør i tre minutter. Ved åpning av dør vises en tydelig peak på ca. 1 000 partikler/cm<sup>3</sup> i figuren, med et henfall som er tilbake på nivå med bakgrunnskonsentrasjonen etter ca. 9 timer.



**Figur 5.4.1:** Bakgrunnskonsentrasjon i emisjonskammer, med økning og henfall av partikkelkonsentrasjon [partikler/cm<sup>3</sup>] gjennom 12 timer som følge av åpning av kammerdør med varighet på 3 minutter.

Figur 5.4.2 viser fordeling av partikler mellom størrelsesfraksjoner i intervallet 5,6 – 560 nm, gjennom den 12 timer lange bakgrunnsmålingen vist i Figur 5.4.1. Ved åpning av emisjonskammerets dør øker konsentrasjonen av partikler i kammeret, hovedsakelig partikler i størrelsesfraksjon rundt 10,80 nm. En stund etter lukking av dør er majoriteten av partiklene til stede i emisjonskammeret i størrelsesfraksjoner rundt 80,6 nm.

Nivå bakgrunnskonsentrasjon - åpne/lukke dør 3 minutter



**Figur 5.4.2:** Bakgrunnskonsentrasjon i kammer, størrelsesfordeling av partikler gjennom 12 timer som følge av åpning av kammerdør med varighet på 3 minutter.

---

Tabell 5.4 viser gjennomsnitt [partikler/cm<sup>3</sup>] og standardavvik [%] for bakgrunns-konsentrasjon av UFP og Totalt antall (5,6 – 560 nm). Med unntak av Forsøk 1 og Forsøk 2 er verdiene for UFP og Total antall identiske.

**Tabell 5.4:** Gjennomsnitt [partikler/cm<sup>3</sup>] og standardavvik [%] for bakgrunns-konsentrasjon av UFP og Totalt antall (5,6 – 560 nm) for hvert enkelt forsøk.

Forsøk	UFP		TOTAL	
	Gjennomsnitt [partikler/cm <sup>3</sup> ]	Standardavvik [%]	Gjennomsnitt [partikler/cm <sup>3</sup> ]	Standardavvik [%]
1	272	11,2	282	11,9
2	300	9,3	330	9,6
3	88	6,6	88	6,6
4	153	4,0	153	4,0
5	138	5,5	138	5,5
6	129	6,5	129	6,5
7	148	4,0	148	4,0

Målinger av bakgrunns-konsentrasjon [mg/cm<sup>3</sup>] utført med DustTrak viste stabilt nivå på 0,001 mg/cm<sup>3</sup>.

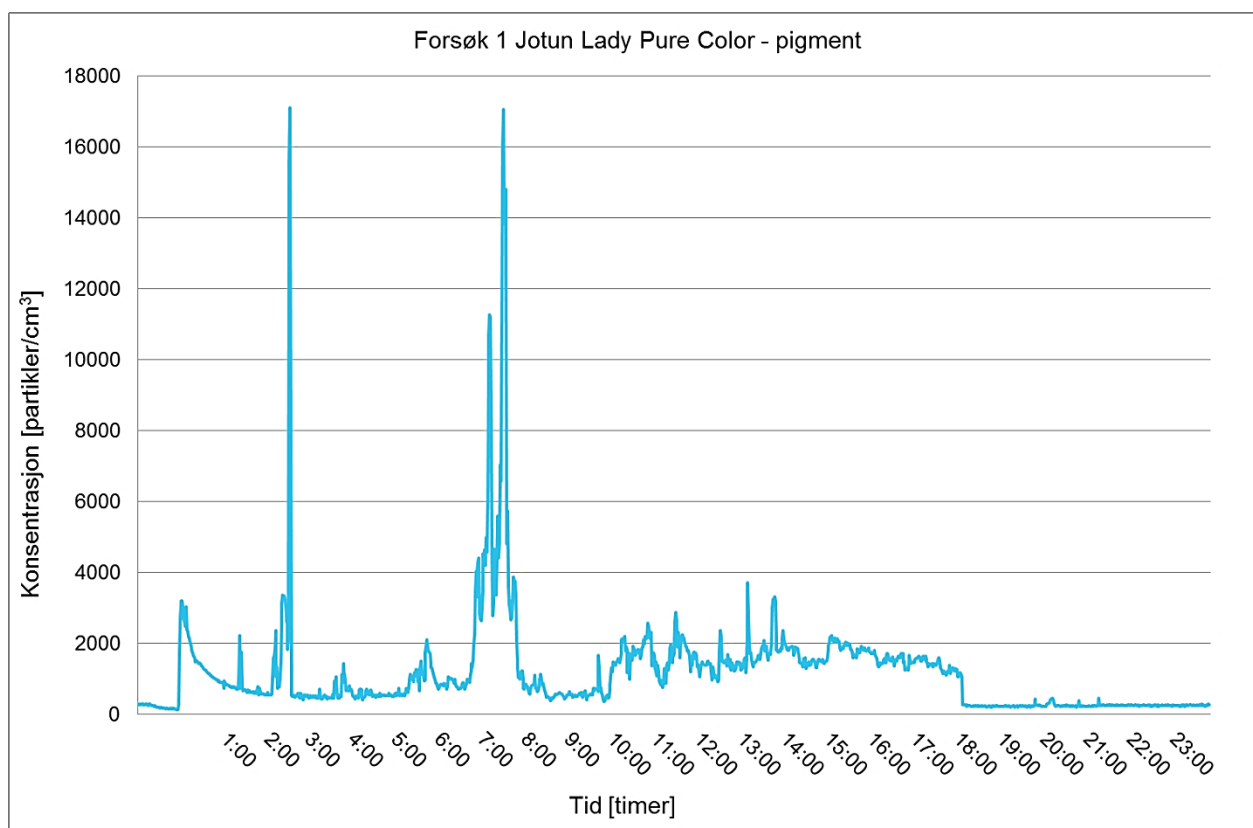
---

## 5.5 Antallskonsentrasjon partikler

### Jotun Lady Pure Color

Testmaterial for Forsøk 1 var pigmentert Jotun Lady Pure Color. Resultater av partikkelmålingene er vist i Figur 5.5.1 og Figur 5.5.3.

Kammerkonsentrasjon av partikler under Forsøk 1 er vist i Figur 5.5.1. Målte konsentrasjoner ligger i intervallet 196 partikler/cm<sup>3</sup> til 17 109 partikler/cm<sup>3</sup> i løpet av de første 24 timer etter plassering av testmaterial i emisjonskammer. Ved tid 0 er konsentrasjonen målt til 3 201 partikler/cm<sup>3</sup>. Med unntak av to høye peaks etter ca. tre og åtte timer, ligger majoriteten av målepunktene under 3 000 partikler/cm<sup>3</sup>. Etter 18 timer avtar konsentrasjonen og henfaller til bakgrunnsnivå. Det ble fjernet ett enkelt målepunkt svarende til en konsentrasjon på ca. 45 000 partikler/cm<sup>3</sup>.

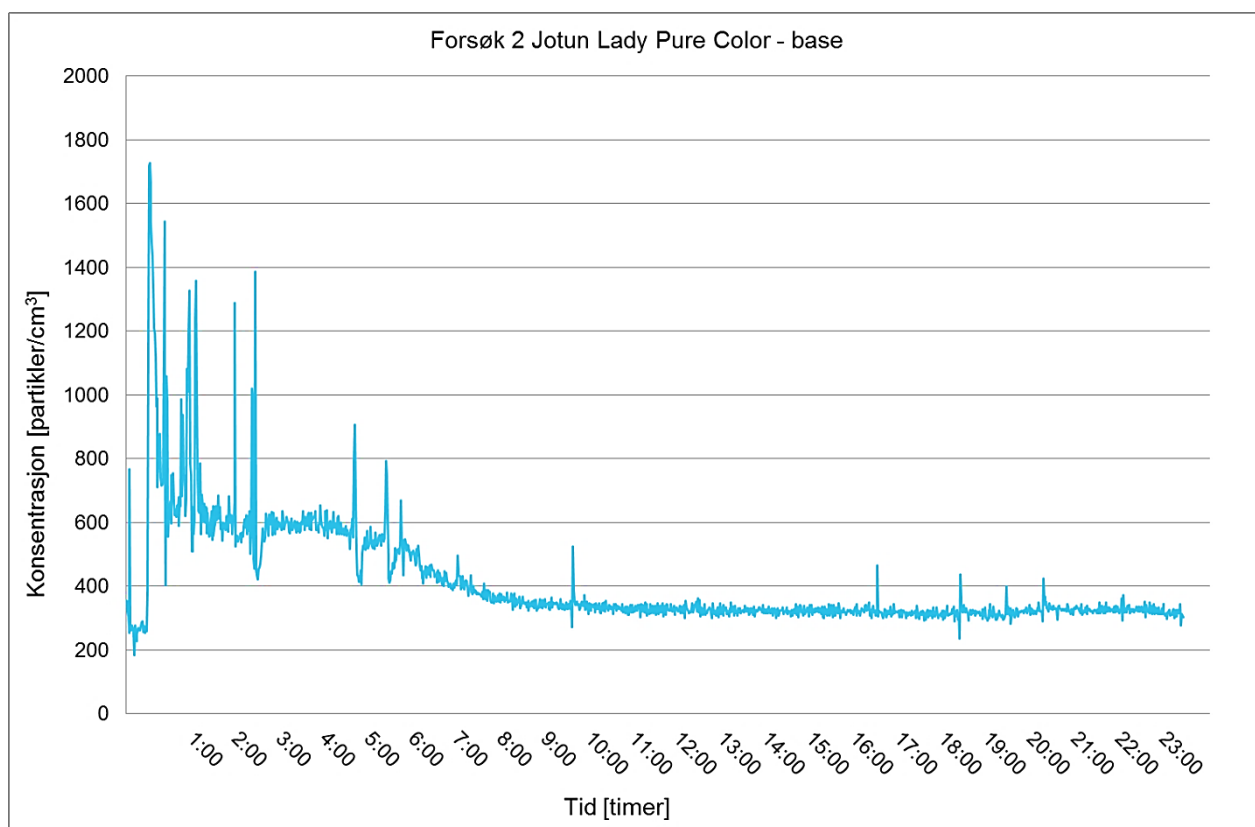


**Figur 5.5.1:** Konsentrasjon [partikler/cm<sup>3</sup>] i emisjonskammer under Forsøk 1 i løpet av de første 24 timer. Tid 0 representerer tidspunkt for lukking av kammerdør etter plassering av testmaterial i kammer.

---

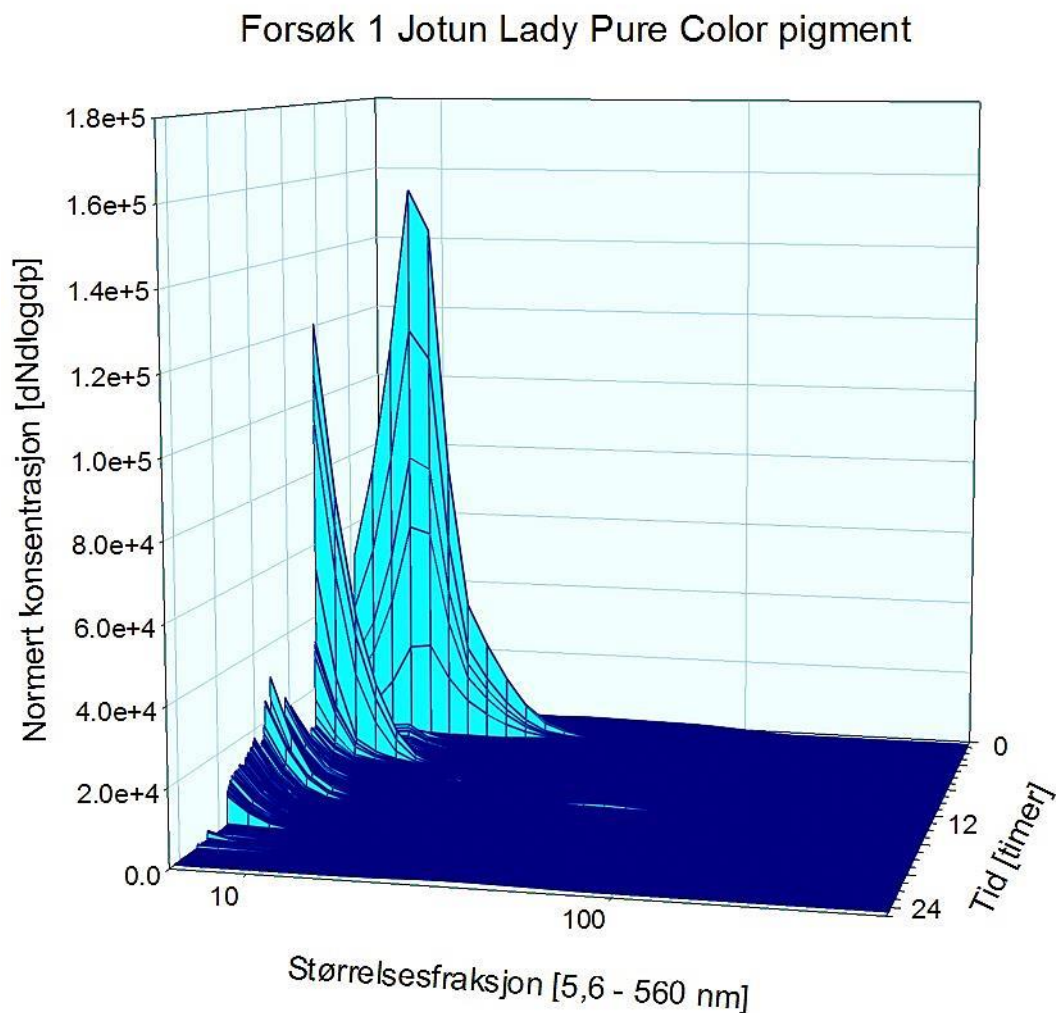
Testmaterial for Forsøk 2 var Jotun Lady Pure Color (base). Resultater av partikkelmålingene er vist i Figur 5.5.2 og Figur 5.5.4.

Kammerkonsentrasjon av partikler under Forsøk 2 er vist i Figur 5.5.2. Målte konsentrasjoner ligger i intervallet 235 partikler/cm<sup>3</sup> til 1 726 partikler/cm<sup>3</sup> i løpet av de første 24 timer etter plassering av testmaterial i emisjonskammer. Kort etter tid 0 nås den høyeste målte verdien før konsentrasjonen avtar og henfaller til bakgrunnsnivå etter ca. 10 timer. Det ble fjernet to målepunkt svarende til en konsentrasjon på henholdsvis 3 000 partikler/cm<sup>3</sup> og 12 000 partikler/cm<sup>3</sup>.



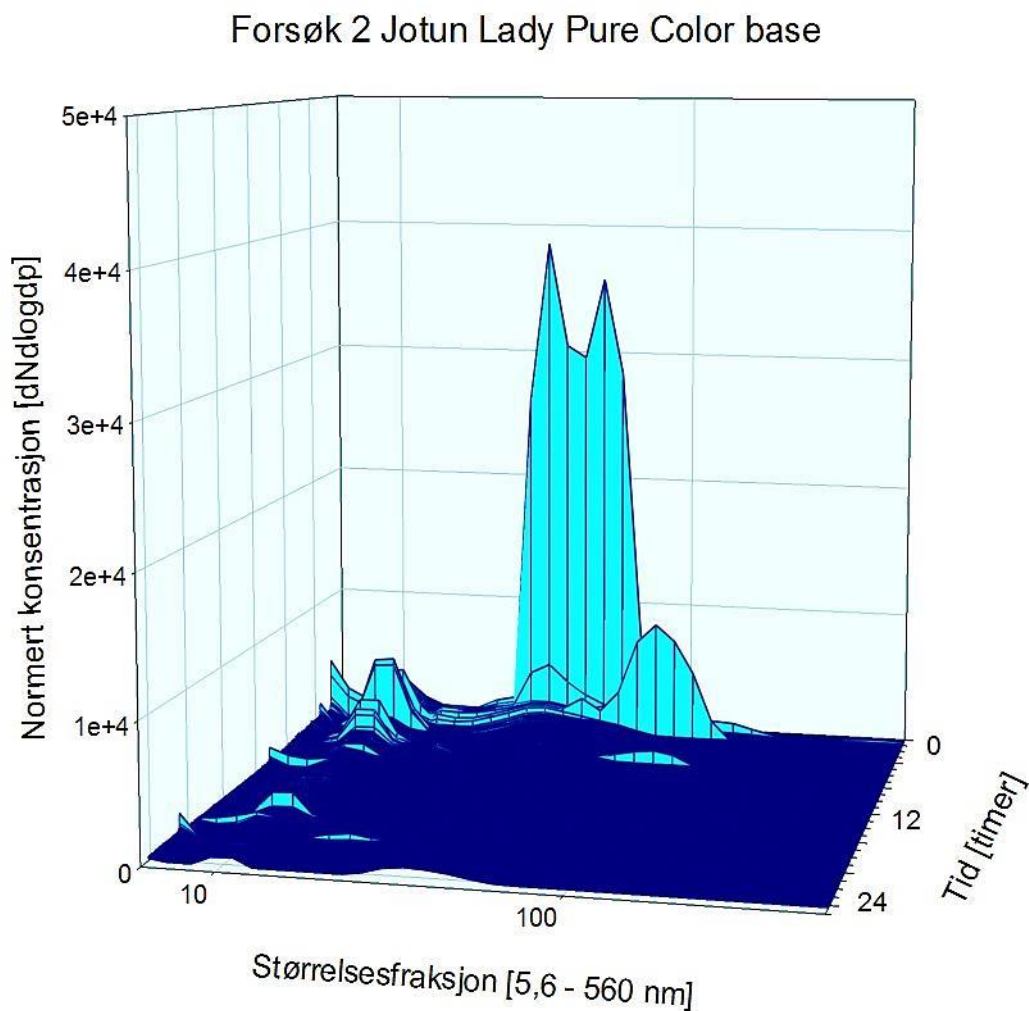
**Figur 5.5.2:** Konsentrasjon [partikler/cm<sup>3</sup>] i emisjonskammer under Forsøk 2 i løpet av de første 24 timer. Tid 0 representerer tidspunkt for lukking av kammerdør etter plassering av testmaterial i kammer.

Figur 5.5.3 viser fordeling av partikler mellom størrelsesfraksjoner i intervallet 5,6 – 560 nm, gjennom forsøkets første 24 timer, vist i Figur 5.5.1. Forekomsten av partikler i størrelsesfraksjoner under 10 nm dominerer de første 24 timene.



**Figur 5.5.3:** Størrelsesfordeling av partikler i emisjonskammer under Forsøk 1 de første 24 timer etter plassering av testmateriale i kammer.

Figur 5.5.4 viser fordeling av partikler mellom størrelsesfraksjoner i intervallet 5,6 – 560 nm, gjennom forsøkets første 24 timer, vist i Figur 5.5.2. Ved tid 0 dominerer forekomst av partikler i størrelsesfraksjoner mellom 30 og 60 nm.



**Figur 5.5.4:** Størrelsesfordeling av partikler i emisjonskammer under Forsøk 2 de første 24 timer etter plassering av testmaterial i kammer.

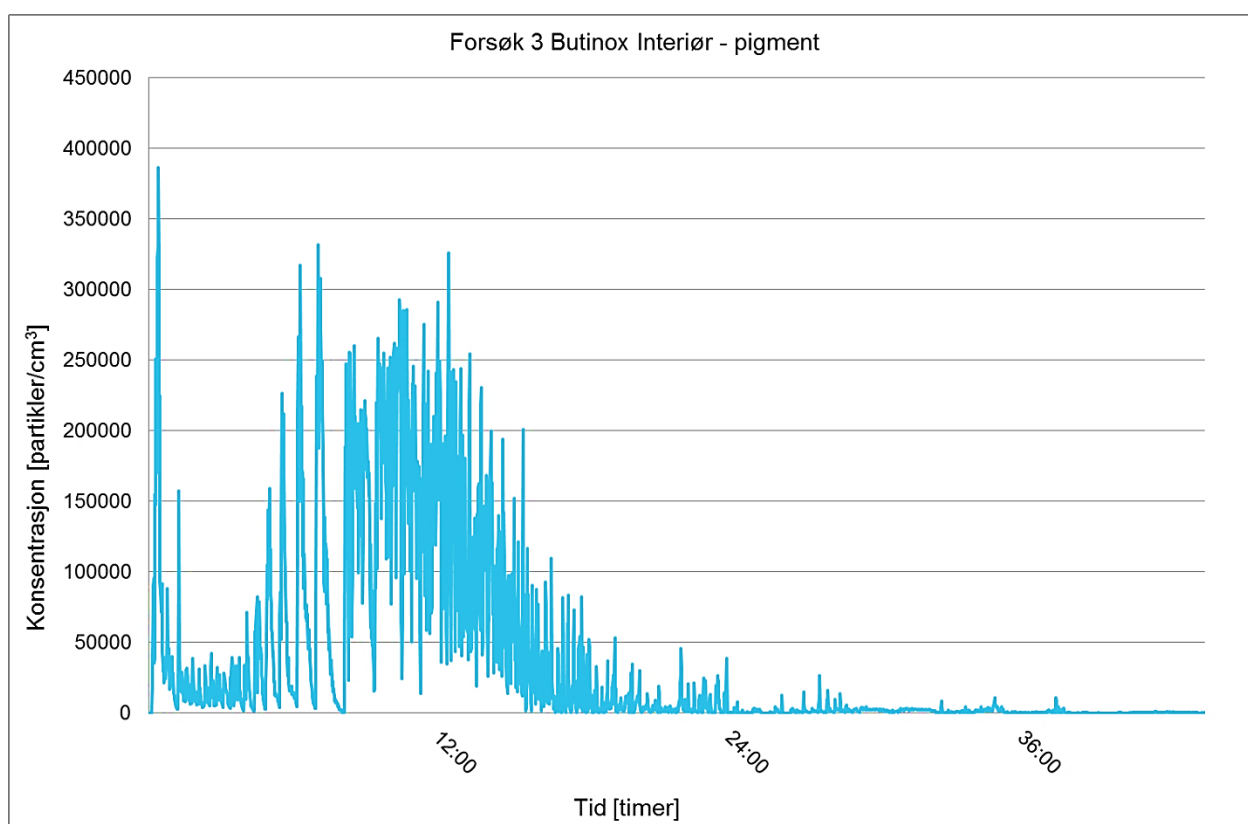


---

## Butinox Interiør

Testmaterial for Forsøk 3 var pigmentert Butinox Interiør. Resultater av partikkelmålingene er vist i Figur 5.5.5 og Figur 5.5.7.

Kammerkonsentrasjon av partikler under Forsøk 3 er vist i Figur 5.5.5. Målte konsentrasjoner ligger i intervallet 21 partikler/cm<sup>3</sup> til 386 497 partikler/cm<sup>3</sup> i løpet av de første 48 timer etter plassering av testmaterial i emisjonskammer. Kort etter tid 0 nås høyeste målte partikkelkonsentrasjon, som avtar kort tid etter. Mellom time tre og time 12 øker konsentrasjonen betydelig, fra verdier på 6 000 partikler/cm<sup>3</sup> til over 300 000 partikler/cm<sup>3</sup>, før den henfaller til bakgrunnsnivå etter 24 timer.

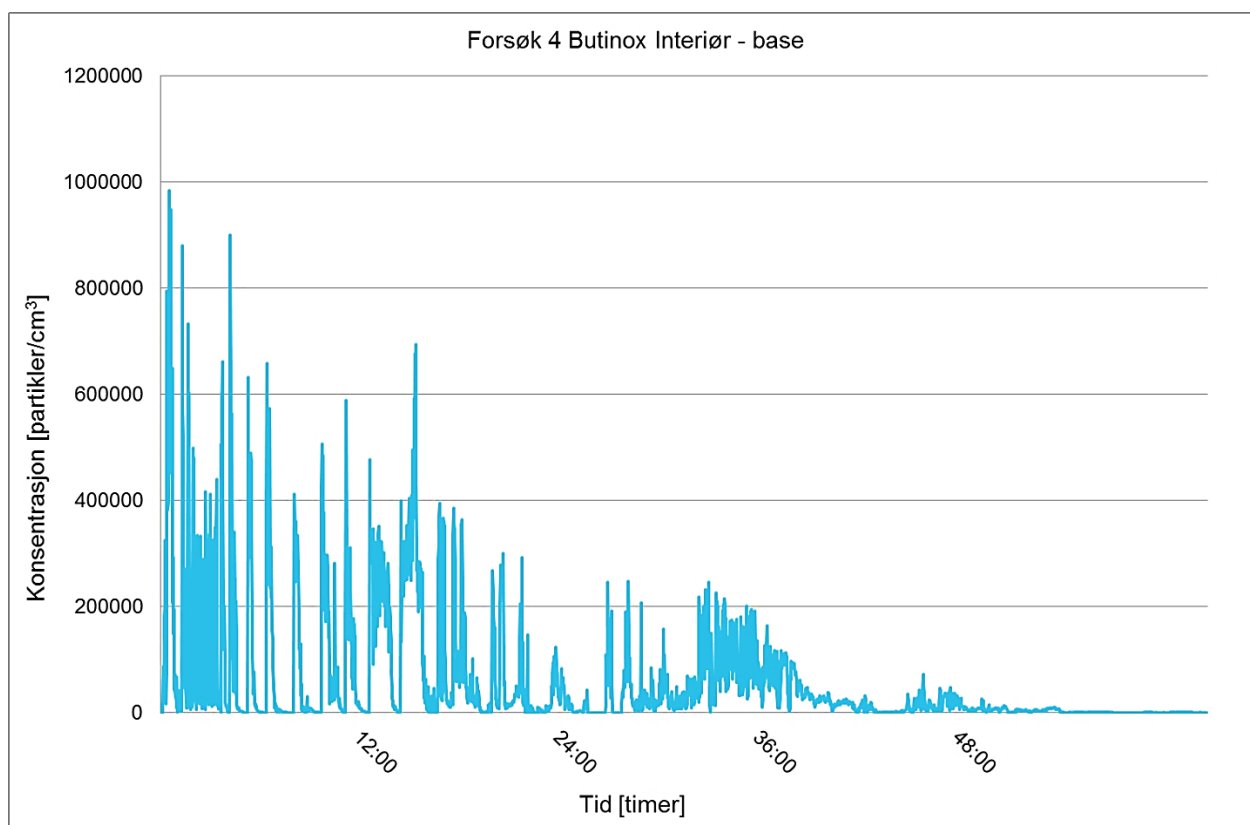


**Figur 5.5.5:** Konsentrasjon [partikler/cm<sup>3</sup>] i emisjonskammer under Forsøk 3 i løpet av de første 48 timer. Tid 0 representerer tidspunkt for lukking av kammerdør etter plassering av testmaterial i kammer.

---

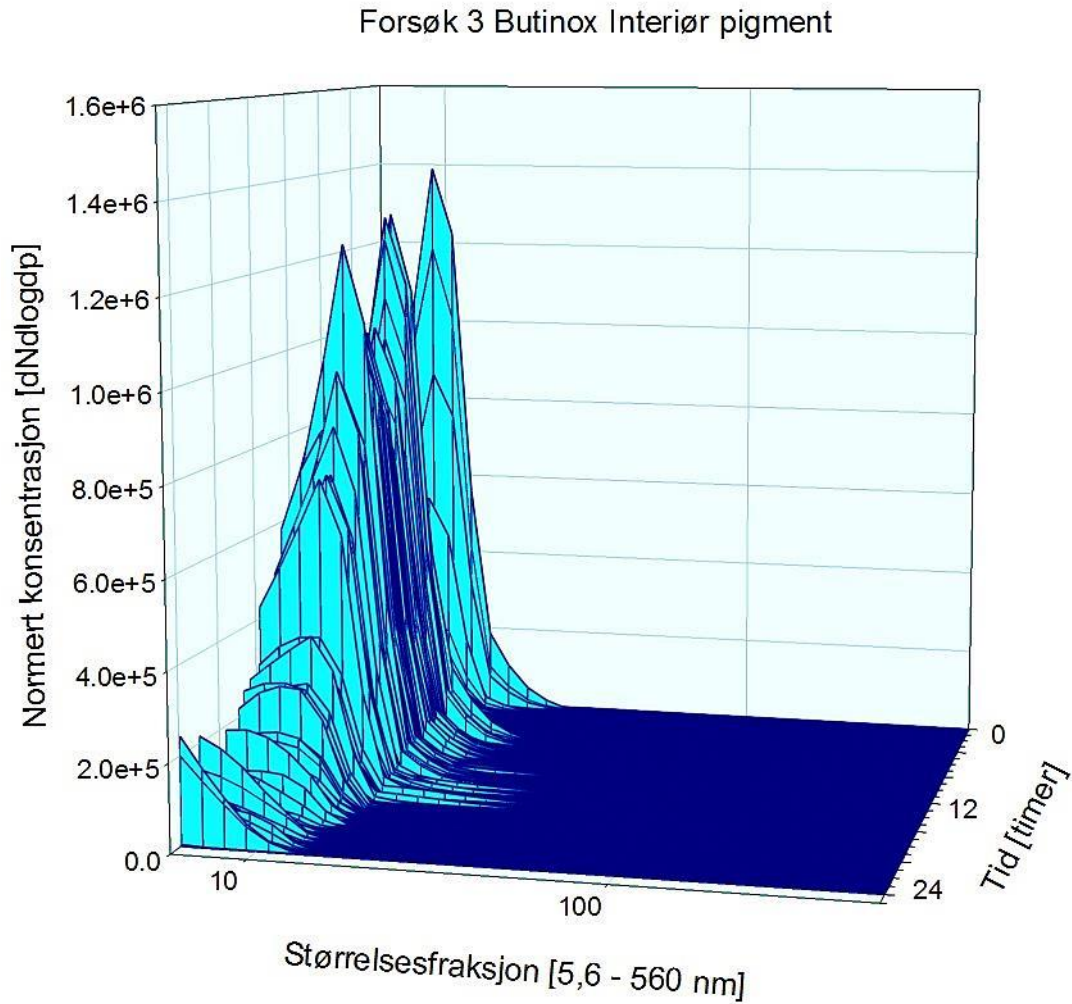
Testmaterial for Forsøk 4 var Butinox Interiør (base). Resultater av partikkelmålingene er vist i Figur 5.5.6 og Figur 5.5.8.

Kammerkonsentrasjon av partikler under Forsøk 4 er vist i Figur 5.5.6. Målte konsentrasjoner ligger i intervallet 97 partikler/cm<sup>3</sup> til 983 655 partikler/cm<sup>3</sup> i løpet av de første 60 timer etter plassering av testmaterial i emisjonskammer. Kort etter tid 0 nås høyeste målte partikkelkonsentrasjon, før den avtar gradvis over de neste 48 timene og henfaller til bakgrunnsnivå etter omtrent 56 timer.



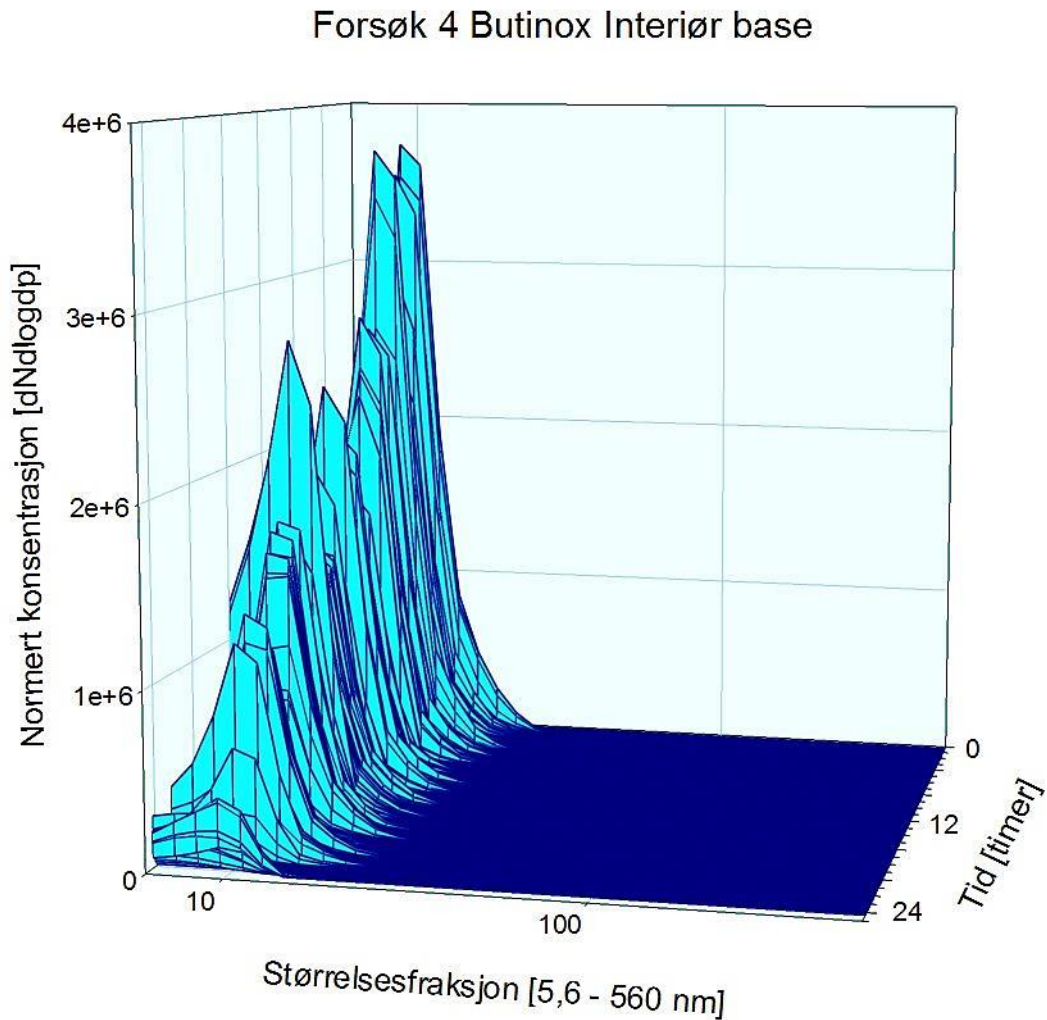
**Figur 5.5.6:** Konsentrasjon [partikler/cm<sup>3</sup>] i emisjonskammer under Forsøk 4 i løpet av de første 60 timer. Tid 0 representerer tidspunkt for lukking av kammerdør etter plassering av testmaterial i kammer.

Figur 5.5.7 viser fordeling av partikler mellom størrelsesfraksjoner i intervallet 5,6 – 560 nm, gjennom forsøkets første 24 timer, vist i Figur 5.5.5. Gjennom de første 24 timer av forsøket dominerer forekomst av relativt små partikler i størrelsesfraksjoner under 10 nm.



**Figur 5.5.7:** Størrelsesfordeling av partikler i emisjonskammer under Forsøk 3 de første 24 timer etter plassering av testmaterial i kammer.

Figur 5.5.8 viser fordeling av partikler mellom størrelsesfraksjoner i intervallet 5,6 – 560 nm, gjennom forsøkets første 24 timer, vist i Figur 5.5.6. Gjennom de første 24 timer av forsøket dominerer forekomst av relativt små partikler i størrelsesfraksjoner under 10 nm.

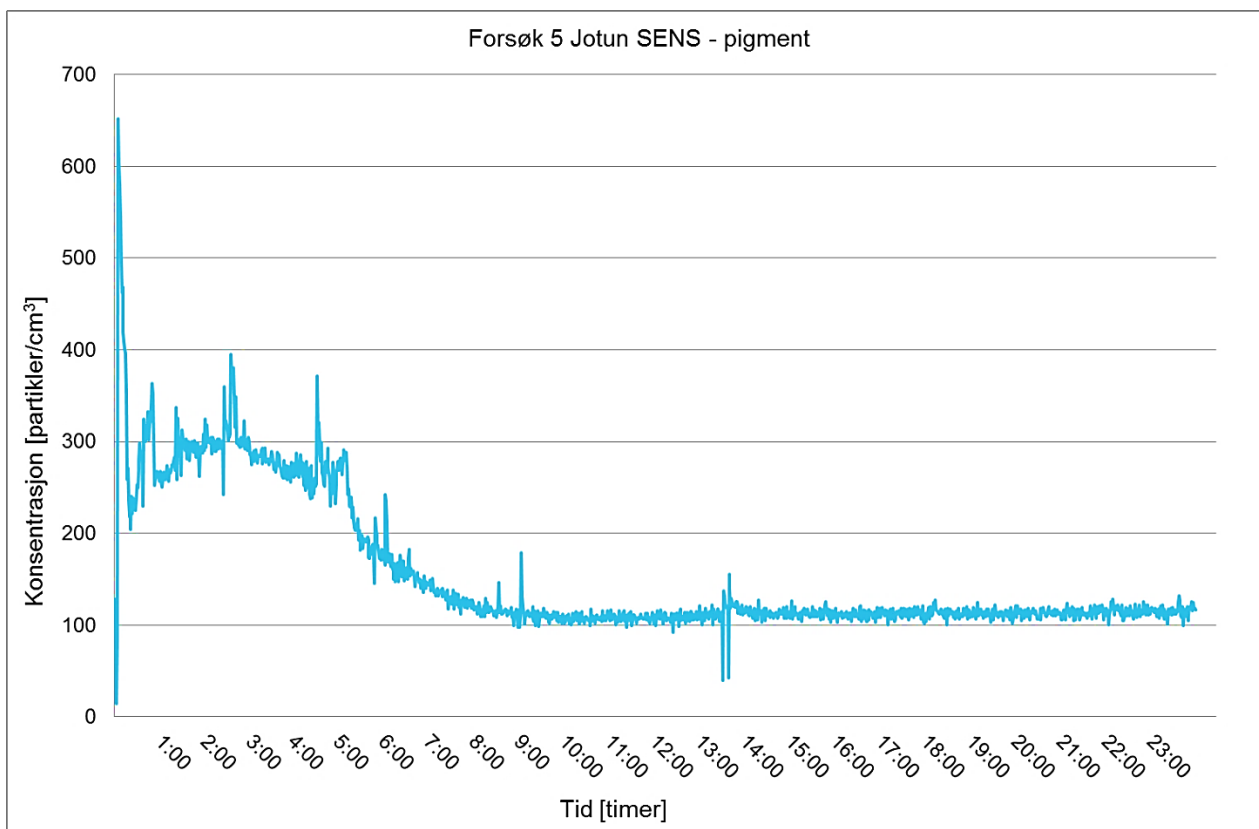


**Figur 5.5.8:** Størrelsesfordeling av partikler i emisjonskammer under Forsøk 4 de første 24 timer etter plassering av testmaterial i kammer.

## Jotun SENS

Testmateriale for Forsøk 5 var pigmentert Jotun SENS. Resultater av partikkelmålingene er vist i Figur 5.5.9 og Figur 5.5.11.

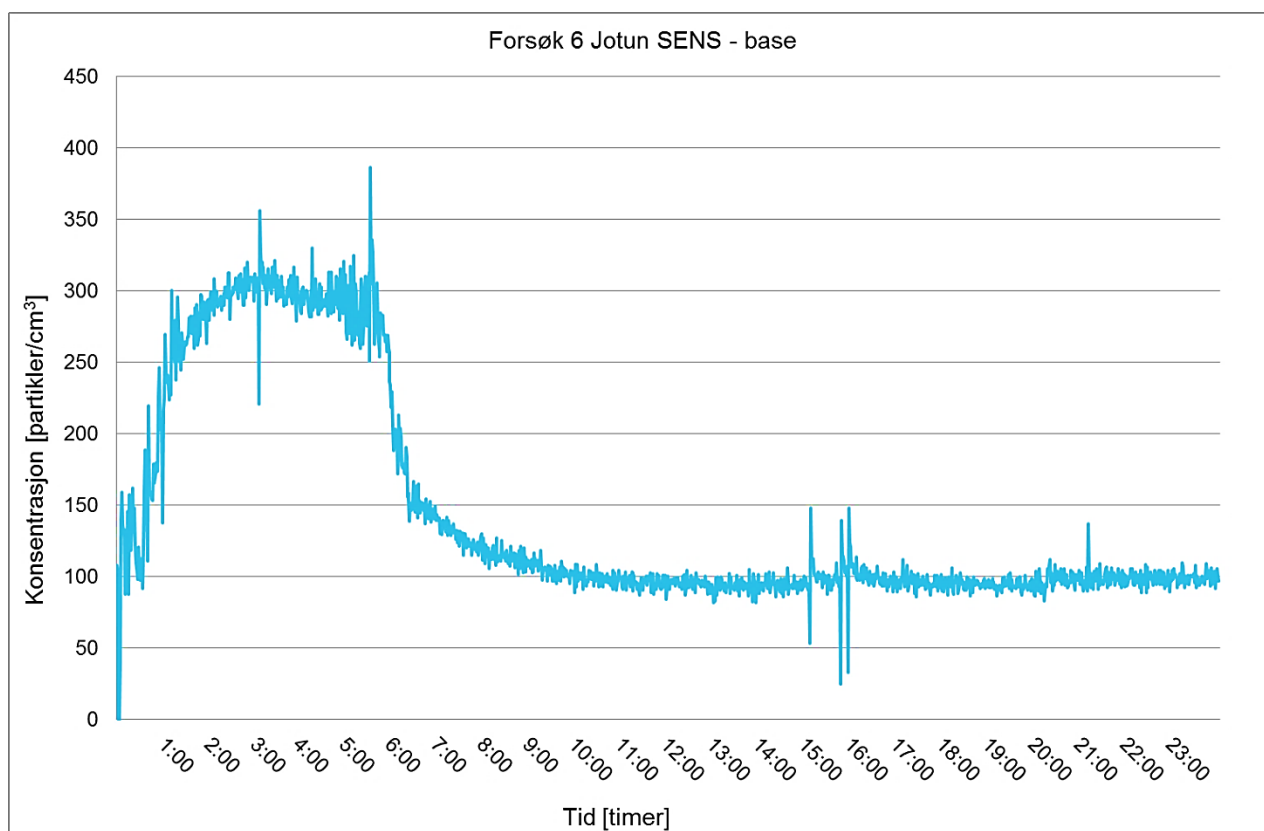
Kammerkonsentrasjon av partikler under Forsøk 5 er vist i Figur 5.5.9. Målte konsentrasjoner ligger i intervallet 39 partikler/cm<sup>3</sup> til 652 partikler/cm<sup>3</sup> i løpet av de første 24 timer etter plassering av testmateriale i emisjonskammer. Kort etter tid 0 nås høyeste målte verdi før konsentrasjonen avtar og henfaller til bakgrunnsnivå etter 10 timer.



**Figur 5.5.9:** Konsentrasjon [partikler/cm<sup>3</sup>] i emisjonskammer under Forsøk 5 i løpet av de første 24 timer. Tid 0 representerer tidspunkt for lukking av kammerdør etter plassering av testmateriale i kammer.

Testmaterial for Forsøk 6 var Jotun SENS (base). Resultater av partikkelmålingene er vist i Figur 5.5.10 og Figur 5.5.12.

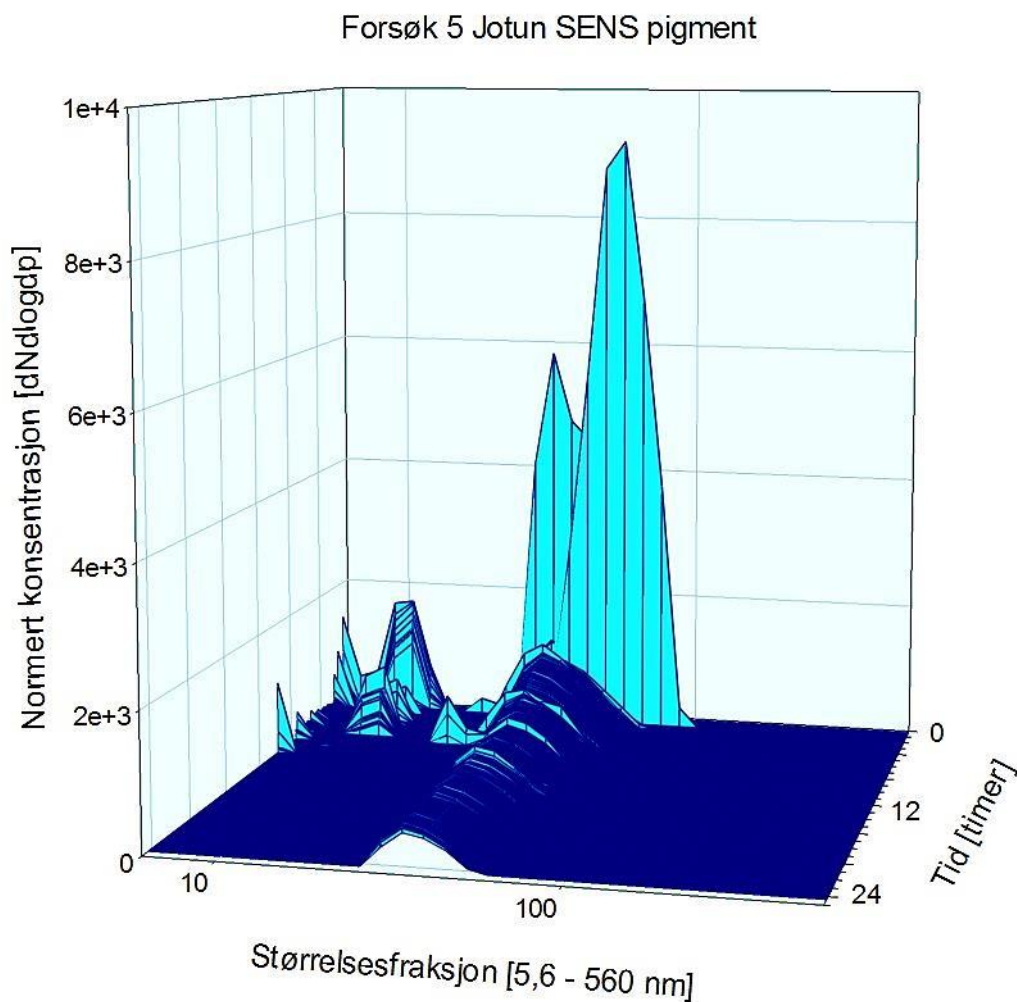
Kammerkonsentrasjon av partikler under Forsøk 6 er vist i Figur 5.5.10. Målte konsentrasjoner ligger i intervallet 25 partikler/cm<sup>3</sup> til 386 partikler/cm<sup>3</sup> i løpet av de første 24 timer etter plassering av testmaterial i emisjonskammer. Konsentrasjonen øker gradvis opp mot 300 partikler/cm<sup>3</sup> de første fire timene, før den avtar ganske brått etter seks timer og henfaller til bakgrunnsnivå etter 10 timer.



**Figur 5.5.10:** Konsentrasjon [partikler/cm<sup>3</sup>] i emisjonskammer under Forsøk 6 i løpet av de første 24 timer. Tid 0 representerer tidspunkt for lukking av kammerdør etter plassering av testmaterial i kammer.

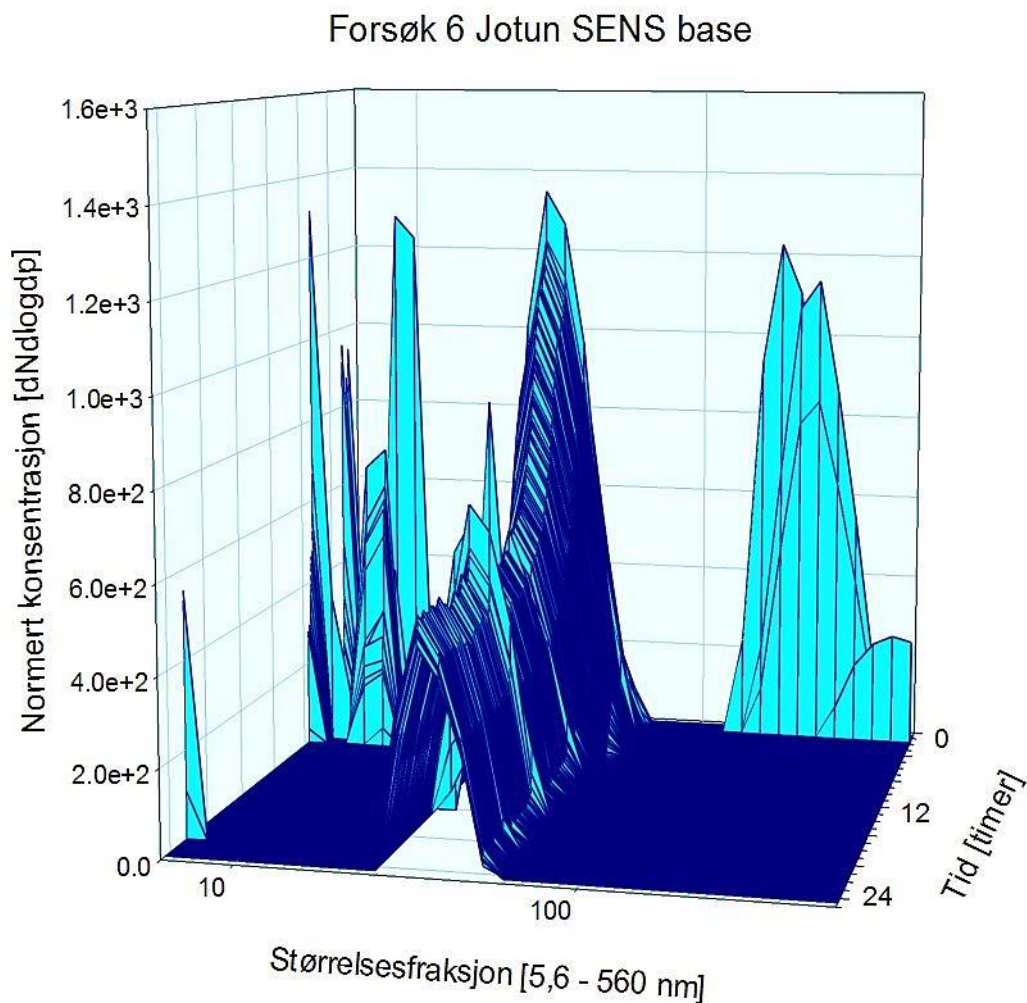
---

Figur 5.5.11 viser fordeling av partikler mellom størrelsesfraksjoner i intervallet 5,6 – 560 nm, gjennom forsøkets første 24 timer, vist i Figur 5.5.9. Ved tid 0 dominerer forekomst av partikler i størrelsesfraksjoner mellom 30 og 70 nm.



**Figur 5.5.11:** Størrelsesfordeling av partikler i emisjonskammer under Forsøk 5 de første 24 timer etter plassering av testmaterial i kammer.

Figur 5.5.12 viser fordeling av partikler mellom størrelsesfraksjoner i intervallet 5,6 – 560 nm, gjennom forsøket sine første 24 timer, vist i Figur 5.5.10. Forekomsten av partikler i størrelsesfraksjoner rundt 30 nm dominerer, men helt i starten av forsøket vises i tillegg forekomst av både mindre partikler (under 10 nm) og større partikler (rundt 200 – 300 nm).



**Figur 5.5.12:** Størrelsesfordeling av partikler i emisjonskammer under Forsøk 6 de første 24 timer etter plassering av testmaterial i kammer.

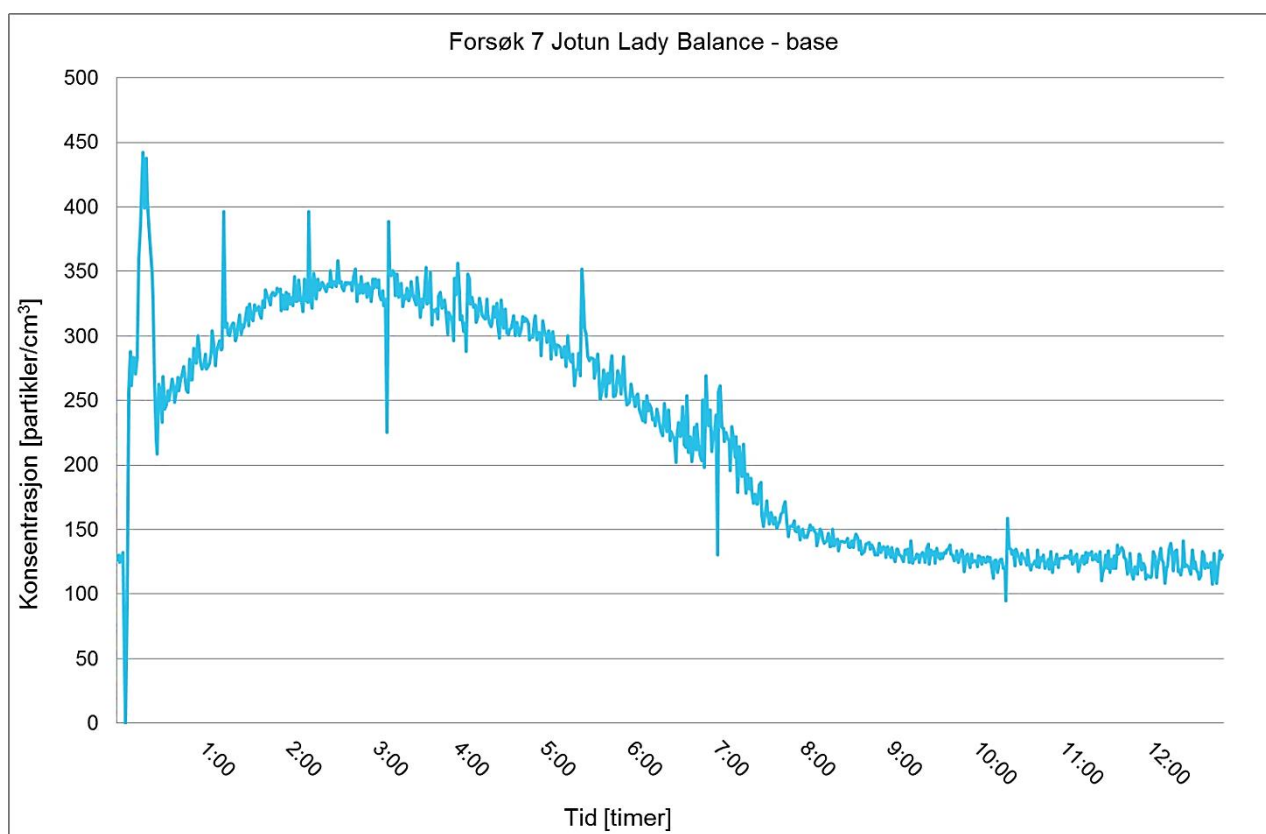


---

## Jotun Lady Balance

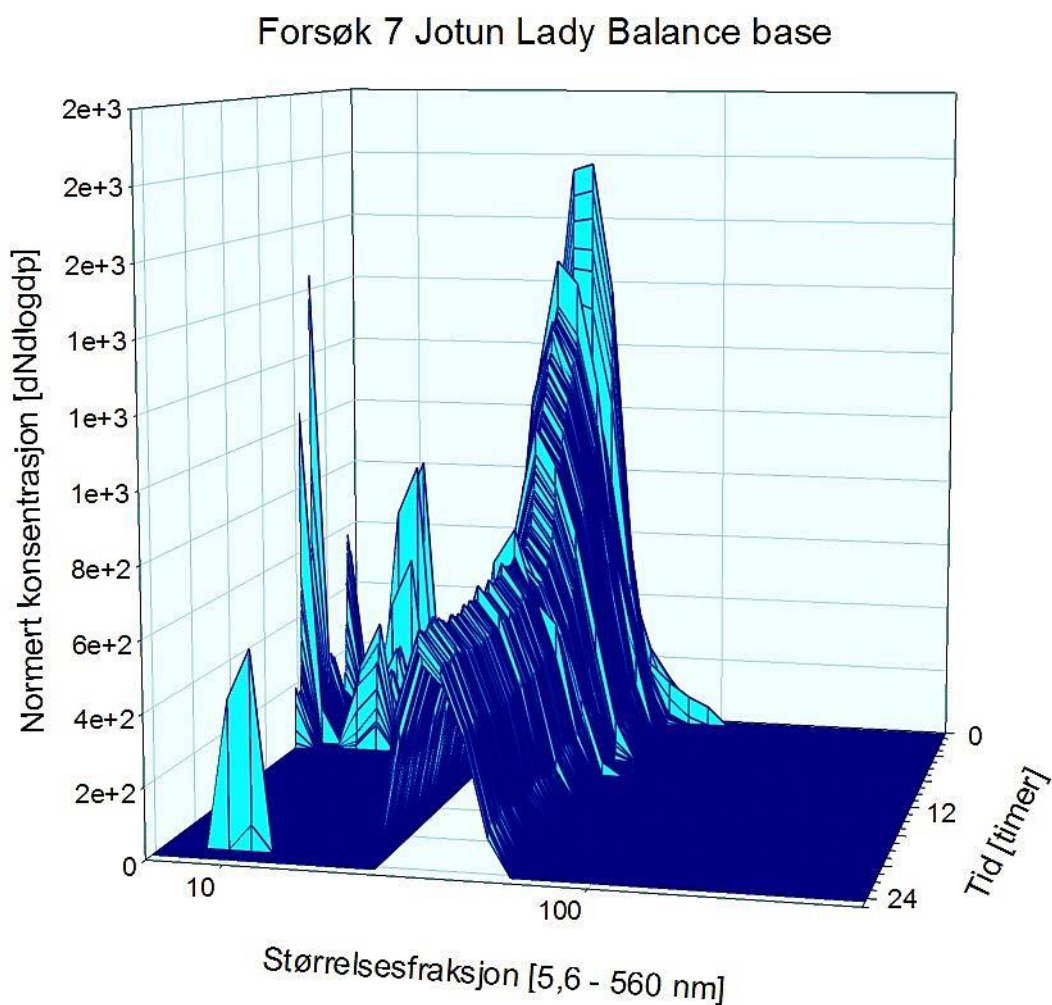
Testmaterial for Forsøk 7 var Jotun Lady Balance (base). Resultater av partikkelmålingene er vist i Figur 5.5.13 og Figur 5.5.14.

Kammerkonsentrasjon av partikler under Forsøk 7 er vist i Figur 5.5.13. Målte konsentrasjoner ligger i intervallet 94 partikler/cm<sup>3</sup> til 442 partikler/cm<sup>3</sup> i løpet av de første 12 timer etter plassering av testmaterial i emisjonskammer. Kort etter tid 0 nås høyeste målte verdi før konsentrasjonen henfaller til bakgrunnsnivå etter 10 timer.



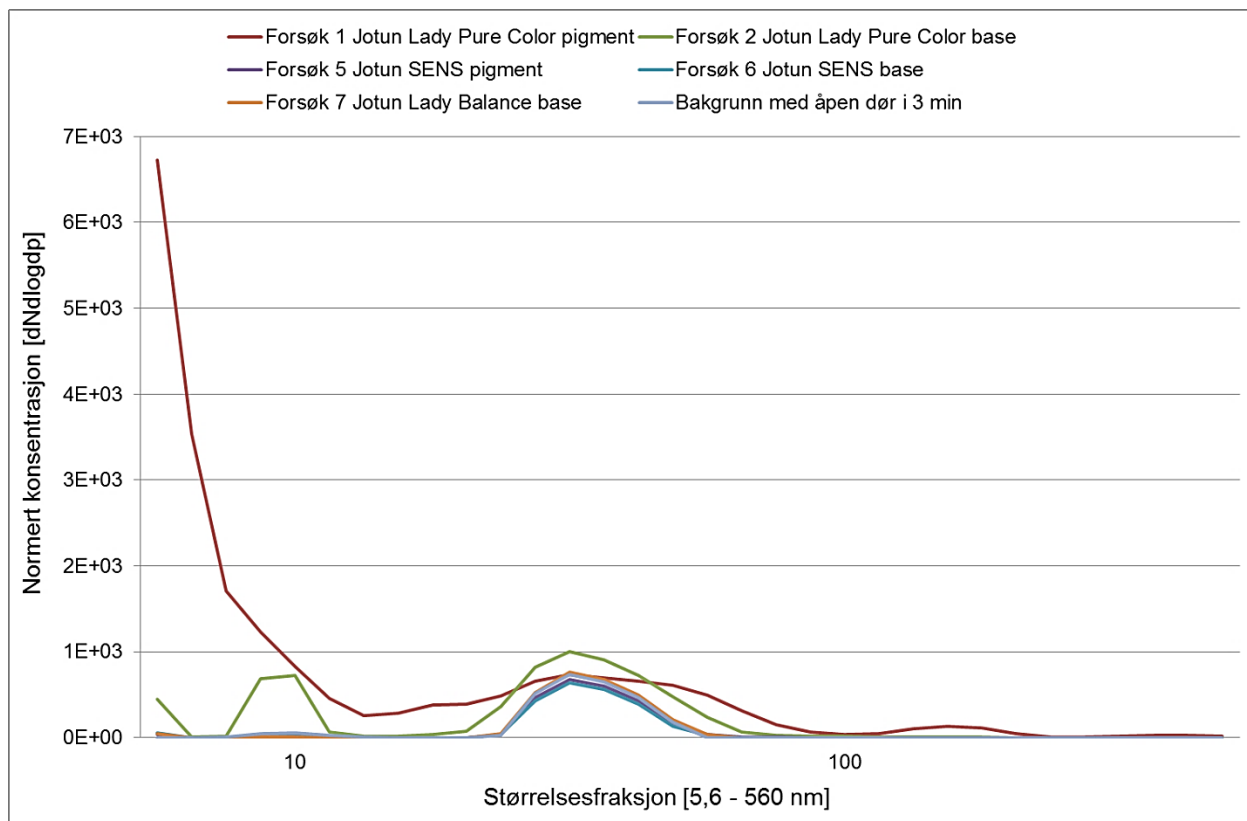
**Figur 5.5.13:** Konsentrasjon [partikler/cm<sup>3</sup>] i emisjonskammer under Forsøk 7 i løpet av de første 12 timer. Tid 0 representerer tidspunkt for lukking av kammerdør etter plassering av testmaterial i kammer.

Figur 5.5.14 viser fordeling av partikler mellom størrelsesfraksjoner i intervallet 5,6 – 560 nm, gjennom forsøkets første 24 timer, vist i Figur 5.5.13. Forekomsten av partikler i størrelsesfraksjoner mellom 30 og 40 nm dominerer, men helt i starten av forsøket vises også forekomst av mindre partikler (under 10 nm).



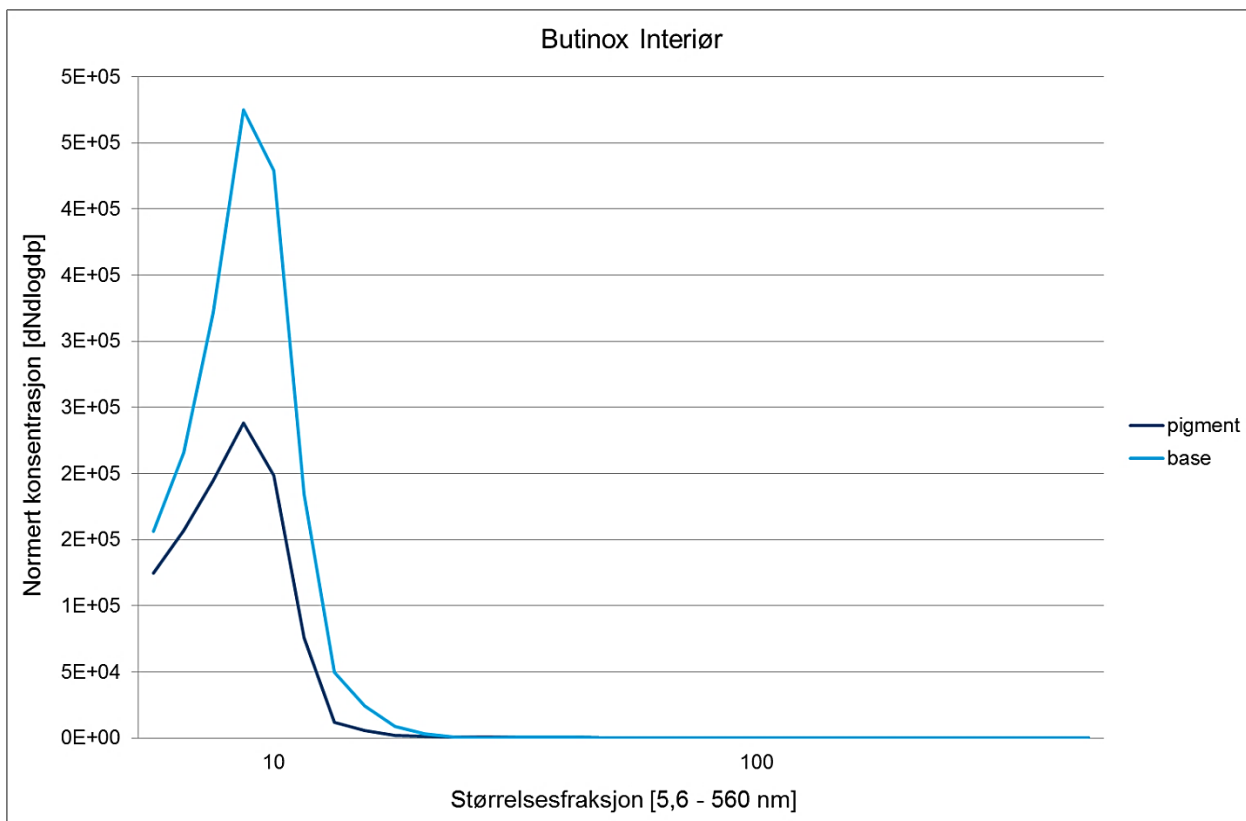
**Figur 5.5.14:** Størrelsesfordeling av partikler i emisjonskammer under Forsøk 7 de første 24 timer etter plassering av testmaterial i kammer.

Figur 5.5.15 sammenfatter størrelsesdistribusjon av partikler målt under Forsøk 1, 2, 5, 6, 7 og bakgrunnsmåling, som gjennomsnitt over 24 timer for henholdsvis Figur 5.5.1, Figur 5.5.2, Figur 5.5.9, Figur 5.5.10 og Figur 5.5.13.



**Figur 5.5.15:** Størrelsesdistribusjon av partikler målt under Forsøk 1, 2, 5, 6, 7 og bakgrunnsmåling vist som gjennomsnitt over 24 timer.

Figur 5.5.16 sammenfatter størrelsesdistribusjon av partikler målt under Forsøk 3 og 4 som gjennomsnitt over 24 timer for henholdsvis Figur 5.5.5 og Figur 5.5.6.



**Figur 5.5.16:** Størrelsesdistribusjon av partikler målt under Forsøk 3 og 4 vist som gjennomsnitt over 24 timer.

Høyest målte verdier under måling av bakgrunnskonsentrasjon og hvert forsøk, samt gjennomsnittsverdi og AUC for en 24 timers periode er vist i Tabell 5.5.

**Tabell 5.5:** Høyest målte verdi og gjennomsnittsverdi [partikler/cm<sup>3</sup>], samt AUC [partikler/cm<sup>3</sup>xmin<sup>-1</sup>] av antallskonsentrasjon partikler i emisjonskammer under bakgrunnsmåling og hvert enkelt forsøk.

<b>Forsøk</b>	<b>Testmaterial</b>	<b>Høyest målte konsentrasjon [partikler/cm<sup>3</sup>]</b>	<b>Gj. Snitt [partikler/cm<sup>3</sup>]</b>	<b>AUC [partikler/cm<sup>3</sup>xmin<sup>-1</sup>]</b>
	Bakgrunn med åpning av kammerdør 3 min	1 039	170	244 232
<b>1</b>	Jotun Pure Color (pigment)	17 109	1 188	1 738 324
<b>2</b>	Jotun Pure Color (base)	1 726	412	593 057
<b>3</b>	Butinox Interiør (pigment)	386 497	63 477	91 470 292
<b>4</b>	Butinox Interiør (base)	983 655	117 620	169 331 935
<b>5</b>	Jotun SENS (pigment)	652	175	250 948
<b>6</b>	Jotun SENS (base)	386	169	242 975
<b>7</b>	Jotun Lady Balance (base)	442	176	253 199

## 5.6 Massekonsentrasjon partikler

Målingene viste generelt lav massekonsentrasjon av partikler i emisjonskammeret under forsøkene. De målte verdiene varierer innenfor et intervall på instrumentets deteksjonsgrense på 0,001 mg/cm<sup>3</sup> og 0,012 mg/cm<sup>3</sup>. Høyeste totalverdi ble målt under Forsøk 1, og laveste totalverdi ble målt under Forsøk 7. Høyeste PM<sub>10</sub>-verdi ble målt under Forsøk 6. Høyeste PM<sub>2,5</sub>-verdi ble målt under Forsøk 6. Et sammendrag av resultatene er vist i Tabell 5.6.

**Tabell 5.6:** Høyest målte verdi og gjennomsnitt av massekonsentrasjon partikler [mg/cm<sup>3</sup>] i emisjonskammer under hvert enkelt forsøk, inndelt i PM<sub>Total</sub>, PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>.

Forsøk	Testmaterial	Massekonsentrasjon partikler [mg/cm <sup>3</sup> ]					
		PM <sub>Total</sub> (TSP)		PM <sub>10</sub>		PM <sub>2,5</sub>	
		Høyest målte	Gj.snitt	Høyest målte	Gj.snitt	Høyest målte	Gj.snitt
1	Jotun Pure Color (pigment)	0,012	0,002	0,007	0,002	0,005	0,002
2	Jotun Pure Color (base)	0,008	0,002	0,005	0,002	0,004	0,002
3	Butinox Interiør (pigment)	0,005	0,0	0,003	0,0	0,002	0,0
4	Butinox Interiør (base)	0,008	0,0	0,003	0,0	0,001	0,0
5	Jotun SENS (pigment)	0,007	0,0	0,003	0,0	0,001	0,0
6	Jotun SENS (base)	0,009	0,0	0,009	0,0	0,006	0,0
7	Jotun Lady Balance (base)	0,003	0,0	0,001	0,0	0,002	0,0

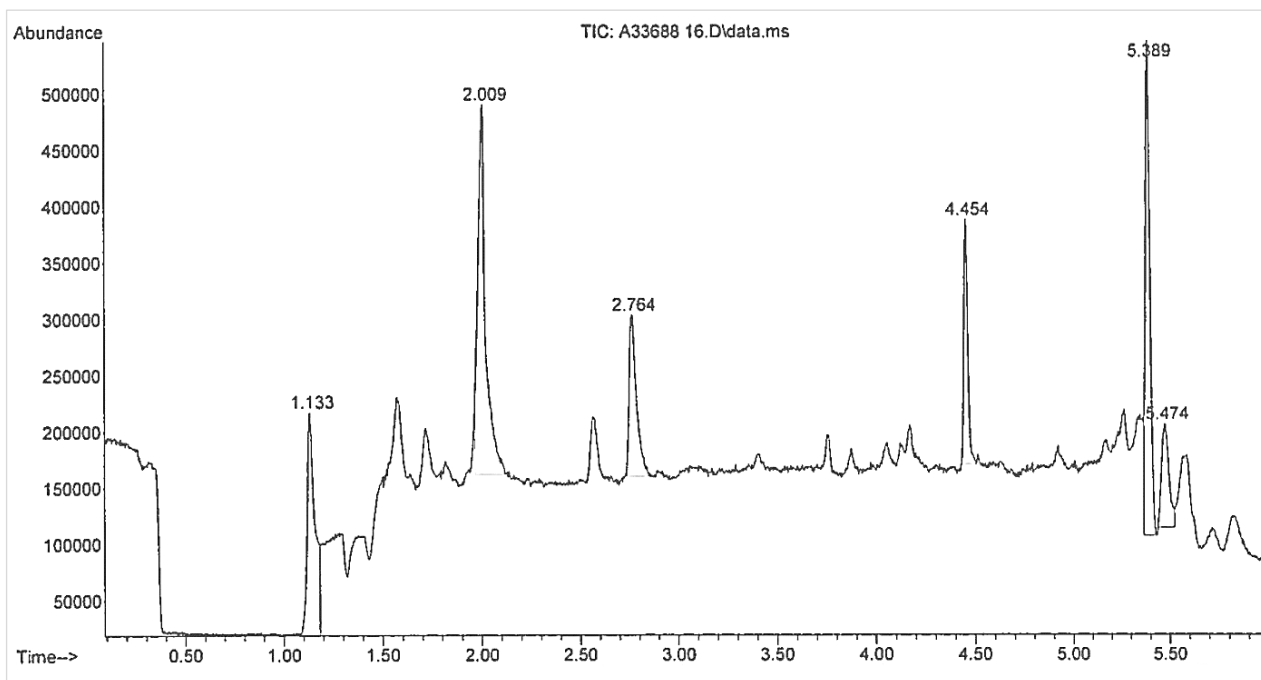
---

## 5.7 VOC

Et begrenset utvalg resultater fra de kjemiske analysene presenteres i dette avsnittet. Bakgrunn for dette beskrives i diskusjonen.

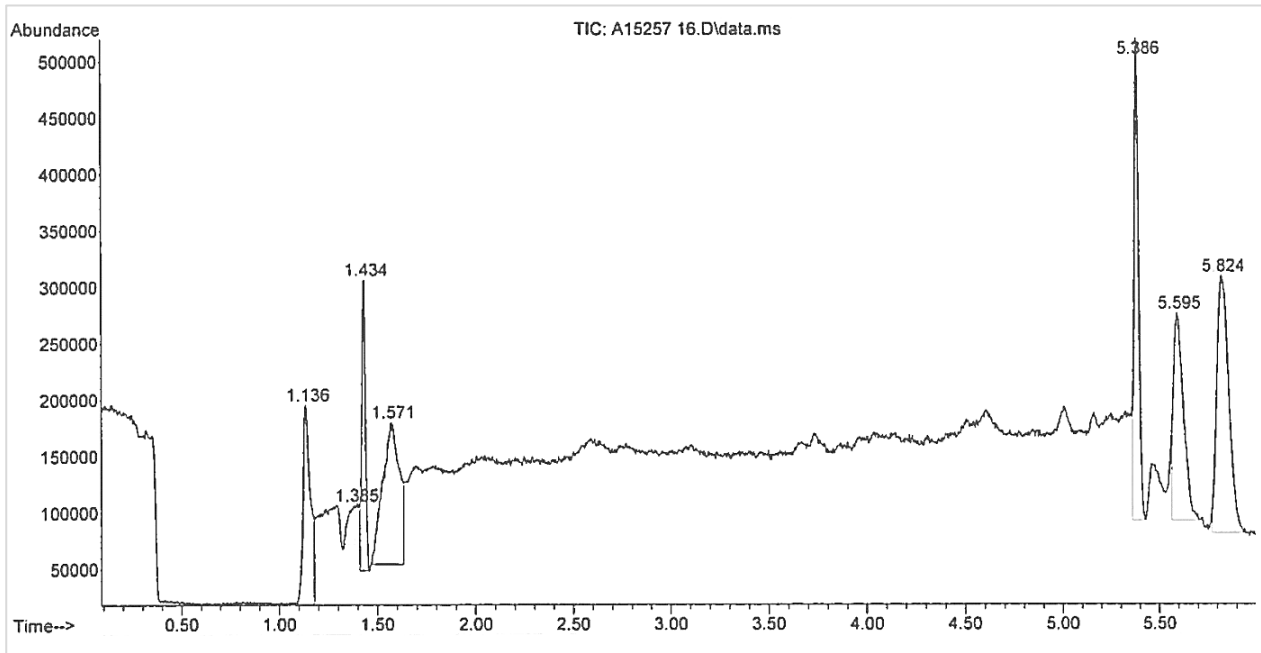
### Bakgrunnsmålinger i emisjonskammer

Resultater av to parallelle målinger er vist i Figur 5.7.1 og Figur 5.7.2. Detekterte komponenter presenteres med tilhørende retensjonstid i etterfølgende liste.



**Figur 5.7.1:** Gasskromatogram fra bakgrunnsmåling i emisjonskammer.

<u>Nr.</u>	<u>Retensjonstid</u>	<u>Komponent</u>
1	1.133	Acetaldehyde
2	2.009	Acetic acid
3	2.764	Silanediol
4	4.454	Cyclotrisiloxane
5	5.389	1-dodecaneamine
6	5.474	Ethanone



**Figur 5.7.2:** Gasskromatogram fra bakgrunnsmåling i emisjonskammer.

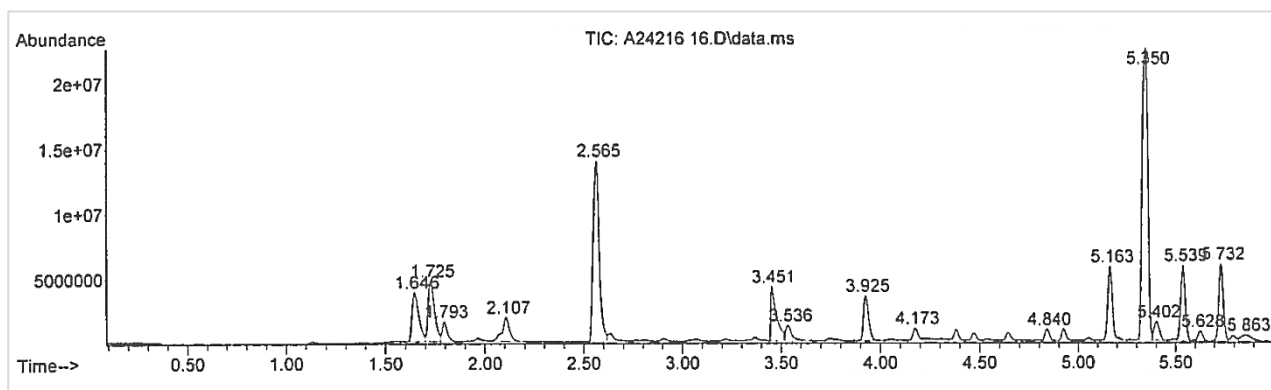
Nr.	Retensjonstid	Komponent
1	1.136	Acetaldehyde
2	1.385	2-hexane
3	1.434	Acetaldehyde
4	1.571	Carbon dioxide
5	5.386	1-dodecaneamine
6	5.595	Undecane
7	5.824	Nonanal



---

## Jotun SENS base

Resultater av luftprøver fra forsøk med Jotun SENS base er vist i Figur 5.7.3 og Figur 5.7.4. Detekterte komponenter presenteres med tilhørende retensjonstid i etterfølgende liste.



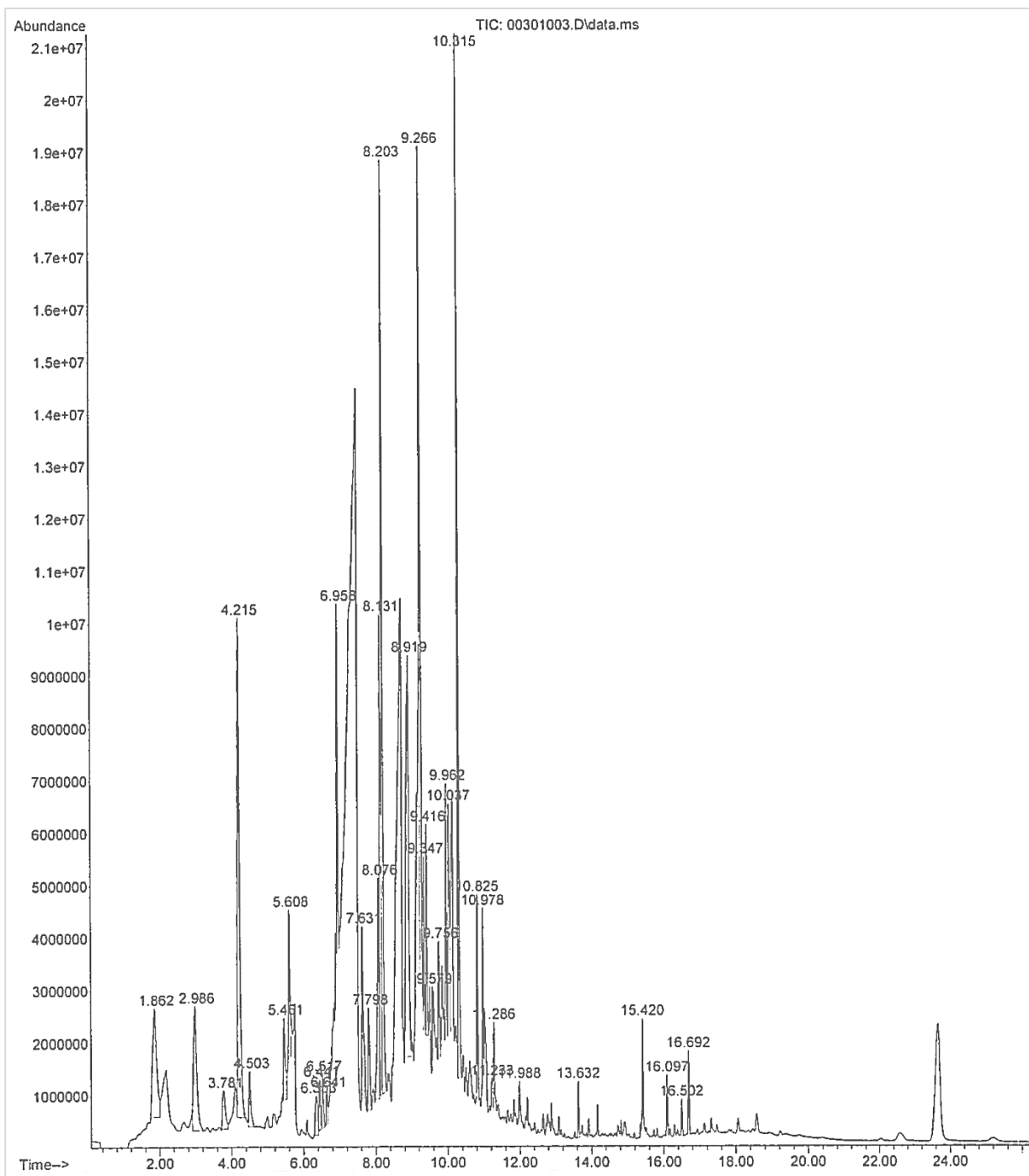
**Figur 5.7.3:** Gasskromatogram fra emisjonsforsøk med Jotun SENS base, luftprøve tatt ut to timer etter plassering av testmateriale i kammer.

Flyktige komponenter detektert i luftprøve tatt ut etter to timer:

Nr.	Retensjonstid	Komponent
1	1.646	Ethanol
2	1.725	Isopropyl Alcohol
3	1.793	2-methyl-2-Propanol
4	2.107	2-Butanone
5	2.565	1-Butanol
6	3.451	Pyridine
7	3.536	Propanoic acid, 2,2-dimethyl-, ethyl ester
8	3.925	4,4-dimethyl-2-Pentanone
9	4.173	Hexanal
10	4.840	chloro-Benzene
11	5.163	p-Xylene
12	5.350	n-Butyl ether
13	5.402	3-Heptanone
14	5.539	2-Propenoic acid, butyl ester
15	5.628	Heptanal
16	5.732	Propanoic acid, butyl ester
17	5.863	Nonanal

## Butinox Interiør base

Resultater av luftprøver fra forsøk med Butinox Interiør base er vist i Figur 5.7.4. Detekterte komponenter presenteres med tilhørende retensjonstid i etterfølgende liste.



**Figur 5.7.4:** Gasskromatogram fra emisjonsforsøk med Butinox Interiør base, luftprøve tatt ut syv dager etter plassering av testmateriale i kammer.

---

Flyktige komponenter detektert i luftprøve tatt ut etter syv dager:

<u>Nr.</u>	<u>Retensjonstid</u>	<u>Komponent</u>
1	1.862	Formic acid
2	2.986	3-methyl-Butanal
3	3.781	1-Pentanol
4	4.215	Hexanal
5	4.503	hexamethyl-Cyclotrisiloxane
6	5.461	2-Heptanone
7	5.608	Heptanal
8	6.353	(E)-2-Heptenal
9	6.441	Benzaldehyde
10	6.517	1-Heptanol
11	6.641	Phenol
12	6.958	Octanal
13	7.631	5-ethyldehydro-2(3H)-Furanone
14	7.798	1-Octanol
15	8.076	Heptanoic acid
16	8.131	Undecane
17	8.203	Nonanal
18	8.919	3,5,5-trimethyl-Hexanoic acid
19	9.266	Dodecane
20	9.347	Decanal
21	9.416	2,6-dimethyl-Undecane
22	9.579	2-phenoxy-Ethanol
23	9.756	1-methyl-2-(4-methylpentyl)-, trans-, Cyclopentane
24	9.962	(E)-2-Decenal
25	10.037	2,6,11,15-tertamethyl-Hexadecane
26	10.315	Tridecane
27	10.825	1-methoxy-4-methyl-Bicyclo(2,2,2) Octane
28	10.978	2-Undecenal
29	11.233	3,4-dihydro-1(2H)-Naphtalenone
30	11.286	Tetradecane
31	11.988	6-Tridecanone
32	13.632	1,1-oxybis-Octane
33	15.420	3-Oxobutan-2-yl trimethylsilyl phthalate
34	16.097	Dibutyl phthalate
35	16.502	Isopropyl palmitate
36	16.692	bis(trimethylsilyl)-Mercaptoacetic acid

---

---

## 6. Diskusjon

Dette kapittelet innledes med vurderinger omkring klimaparametere i emisjonskammer og instrumentering til partikkelmålinger. Deretter vurderes bakgrunnskonsentrasjoner, før resultater av målinger av partikler og kjemiske forbindelser diskuteres.

### 6.1 Klimaparametere i emisjonskammer

Lufthastighetsmålingene ble utført 10 cm over overflaten av kammerets vegger og gulv, og ikke 10 mm over malt substratoverflate som angitt i CEN/TS 16516. De kan dermed kun anses som omtrentlige mål på faktiske verdier i korrekt avstand fra overflate. Resultatene viste betydelige variasjoner i lufthastighet i emisjonskammeret på grunn av turbulens, både innenfor hver enkeltmåling og mellom de ulike målepunktene. Lufthastighetsmålingene viste generelt høyere hastighet enn anbefalt (0,1 – 0,3 m/s), med særlig forhøyede nivåer i bakre punkter nærmest innblåsningsvifte, samt langs hele venstre vegg ved uttak for forurenset kammerluft. Det var ingen muligheter til å regulere ned lufthastigheten i emisjonskammeret, de målte verdier kan ha medført en påvirkning av malingsproduktene tørkeprosess.

Klimaparameterne i emisjonskammeret var programmert til temperatur 23 °C, relativ luftfuktighet 50 %, og volumstrøm 56,5 l/min. ISO 16000-9 og CEN/TS 16516 tillater avvik på henholdsvis  $\pm 1$  °C,  $\pm 5$  % RH, og  $\pm 3$  % h<sup>-1</sup> (som medfører volumstrøm på 55 – 58,4 l/min). Punktlogging og kontinuerlig logging viser meget stabile verdier for samtlige klimaparametere, og er innenfor krav gitt i standard.

### 6.2 Partikkelinstrumentering

I oppstart av masterprosjekt ble flere partikkelinstrumenter utprøvd. P-Trak Ultrafine Particle Counter 8525 og Condensation Particle Counter 3007 for analyse av partikkelantall ble vurdert uegnet i forhold til forsøkene varighet. Scanning Mobility Particle Sizer Spectrometer 3936 ble benyttet til innledende testforsøk og var tiltenkt brukt gjennom hele forsøksperioden, men havarerte tidlig i perioden. Nødvendighet for service på FMPS førte til at instrumentering ikke var tilgjengelig i starten av semesteret. På bakgrunn av dette ble varighet av hvert forsøk bestemt til én uke, for å inkludere tester av flere ulike malingsprodukter. Med mer tid til rådighet hadde det vært mulig å undersøke langtidsemisjon.

**FMPS** analyserer størrelsesfordeling av antall partikler/cm<sup>3</sup> i intervallet 5,6 - 560 nm. Resultater fra bakgrunnsmålinger og forsøk viste at det med få unntak, kun ble detektert partikler i størrelseskanaler under ca. 70 nm. Dermed er den øvre deteksjonsgrensen tilstrekkelig for hensikten med dette forsøket. Da flere av forsøkene (F1, F3, F4) viste

---

størst forekomst av partikler mot nedre deteksjonsgrense, kan det være forekomst av betydning i størrelsesfraksjoner *under* 5,6 nm.

Ettersom FMPS kan programmeres til maksimalt 12 timers sammenhengende målesekvenser, er instrumentet bedre egnet til kortere analyseperioder. Ved lengre analyseperioder kreves rengjøring og vedlikehold, spesielt ved høy partikkelforekomst i luft. Instrumentet er egnet såfremt *instrument status* overvåkes under kjøring. I tillegg kreves manuelt arbeid med datasett i etterkant dersom man ønsker datasett over lengre perioder.

**DustTrak** analyserer forekomsten av partikkelmasse i størrelsesområdet 0,1  $\mu\text{m}$  – 15  $\mu\text{m}$ . Den nedre deteksjonsgrensen på 100 nm medfører at UFP-fraksjonen ikke måles, og instrumentet er derfor ikke hensiktsmessig i denne type forsøk, da detekterte partikler hadde en diameter under ca. 70 nm.

Verdiene fra DustTrak kan kun betraktes som estimater av partikkelmasse tilstede. For nøyaktig informasjon om størrelse og masse bør instrumentet kalibreres gravimetrisk mot de aktuelle aerosolene (TSI, 2014). Resultatene viste at det ikke ble detekterert partikler i de massefraksjonene  $\text{PM}_1$ ,  $\text{PM}_{2,5}$ ,  $\text{PM}_{\text{resp}}$ ,  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{\text{Total}}$ . Da størrelsesfraksjoner  $<100$  nm er utenfor instrumentets deteksjonsområde, kan det dermed ikke avgjøres om høye antallkonsentrasjoner av UFP har innvirkning på PM.

### 6.3 Bakgrunnsnivå

Bakgrunnskonsentrasjon målt med FMPS viste verdier ned ved instrumentets deteksjonsgrense. Det er dermed usikkerhet knyttet til om tallverdiene er helt nøyaktige. Av datasett for forsøkene fremkom det tydelig at ved åpning av kammerdør ble antallet partikler/ $\text{cm}^3$  betraktelig redusert i forhold til det stabile bakgrunnsnivået, i noen forsøk helt ned i 0 partikler/ $\text{cm}^3$ . Dette kommer som følge av et lett overtrykk i kammeret i forhold til den omkringliggende romluften.

Måling av bakgrunnsnivå ble utført i forkant av Forsøk 7 for å undersøke eventuell økning og henfall av partikkelantall som kunne tilskrives forurensning fra romluften i perioden etter åpning av døren. Kun et par minutter etter lukking av kammerdør viste FMPS en peak i overkant av 1000 partikler/ $\text{cm}^3$ . Peaken har en varighet på ca. 3 minutter, med et raskt henfall den påfølgende halvtimen. Deretter fortsetter et svakt henfall til utjevning med bakgrunnsnivået på ca. 150 partikler/ $\text{cm}^3$  etter ca. 9 timer. Dette betyr at det som følge av åpning av kammerdør må forventes noe økning i partikkelkonsentrasjon, til tross for et lett overtrykk i kammeret.

Måling av bakgrunnsnivå viste forekomst av partikler med partikkeldiameter 29,4 – 52,3 nm. Dette kan gjenspeile faktiske partikkelkonsentrasjoner i romluften, men det kan også

---

skyldes *støynivå* i FMPS. I en kort periode etter åpning av dør vises en økning (Figur 5.4.2) i størrelsesfraksjonen 5,6 – 25 nm. Dette kan bety at åpning av dør medfører økt konsentrasjon av partikler i UFP-fraksjonen (<30 nm).

Målinger av bakgrunnskonsentrasjon [ $\text{mg}/\text{cm}^3$ ] utført med DustTrak viste stabilt nivå på  $0,001 \text{ mg}/\text{cm}^3$  i  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{\text{resp}}$ , som er instrumentets nedre deteksjonsgrense. Det ble ikke detektert partikler i  $\text{PM}_1$  og  $\text{PM}_{2,5}$ . Det konkluderes med at det er svært lave eller ingen bakgrunnskonsentrasjoner av partikler i deteksjonsområdet til DustTrak.

### Kalibrering

Det ble skiftet HEPA-filter benyttet til nullkalibrering mellom F2 og F3, som følge av høye antallskonsentrasjoner i manuell nullkalibrering og «zero electrometers» ved F1 og F2. Forurenset HEPA-filter ble ansett som mulig årsak. På grunn av meget lave verdier ved nullmåling fra F3 til F7, ble det ikke foretatt «zero electrometers». Dette har sannsynligvis medført en vandring i instrumentets støynivå (jmf. stigende bakgrunnskonsentrasjoner), dermed kan de målte verdiene fra FMPS være noe avvikende fra faktiske konsentrasjoner under forsøk.

### 6.4 Antallskonsentrasjon partikler

Resultatene har vist betydelige forskjeller mellom de ulike forsøkene med hensyn på antallskonsentrasjon av partikler i emisjonskammeret. Base og pigmentert base av samme malingsprodukt viser relativt like konsentrasjoner av partikler/ $\text{cm}^3$ . Selv om måleinstrumentet måler over 100 nm, er det i praksis kun UFP som er detektert i alle forsøk. Resultatene vurderes i noen tilfeller i henhold til *forventede henfallskurver*, der avgivelse av kjemiske komponenter er størst i starten og avtar utover i emisjonsforløpet som følge av redusert kildestyrke.

Det ble registrert ulikheter i kammerkonsentrasjon av partikler ved F1 (pigmentert) og F2 (base), der akrylbasert testmaterial uten inneklimatemerking ble analysert. F1 viste noen perioder med svært høye peaks, og et emisjonsforløp som ikke tilsvarer noe annet forsøk, eller *forventede henfallskurver*. F2 viste derimot lignende emisjonsforløp som F5, F6 og F7, men med et høyere konsentrasjonsnivå. Emisjonsforløpet for F2 viste en konsentrasjonsøkning ved isett av testmaterial i kammeret, og et slakt henfall før konsentrasjonen ble stabilisert på ca. 300 partikler/ $\text{cm}^3$  etter ca. 10 timer. F1 viste en annen type henfall enn F2, med varighet på ca. 19 timer etter isett. Det er mulig at nullkalibrering med antatt forurenset filter kan ha påvirket målinger under både Forsøk 1 og Forsøk 2. Forsøkene kan av denne grunn sammenlignes med hverandre, men ikke med påfølgende forsøk. F1 og F2 viste noe forskjell i henfallsvarighet og peaks, der F1 både hadde lengst henfall, høyeste og flest peaks. Dette *kan* forklares i at F1 er pigmentert i motsetning til F2 som er en base.

---

Høyeste antallskonsentrasjon av partikler ble registrert under F3 (pigment) og F4 (base), der oljebasert testmaterial ble analysert. Det ble registrert kammerkonsentrasjoner på opp mot 400 000 partikler/cm<sup>3</sup> for F4 og 1 000 000 partikler/cm<sup>3</sup> for F3. Konsentrasjonskurvenes henfall viste noe forskjeller mellom de to emisjonsforløpene. Etter en økning i konsentrasjon ved isett av testmaterial, falt konsentrasjonen i F3 kraftig før en ny økning kom etter tre timer. F4 viste derimot nærmest eksponentielt henfall av konsentrasjon i løpet av de første 48 timer. Felles for de to emisjonsforløpene er høye nivå i forhold til de andre forsøkene, og sterkt varierende konsentrasjoner fra nesten bunnivå til skyhøye peaks innenfor 5-10 minutters intervaller som går igjen i hele emisjonsforløpet. Dette skiller F3 og F4 fra de øvrige forsøkene (F5 – F7) som har mer *forventet* og jevnt henfall uten større indre svingninger. Pigmentert produkt (F3) har generelt lavere konsentrasjonsnivåer enn basen (F4). Det ser dermed ut til at tilsats av pigment ikke har noen effekt på økte konsentrasjoner av partikler, i dette tilfellet.

Laveste antallskonsentrasjon av partikler ble registrert under F5 (pigmentert), F6 (base) og F7 (base), der akrylbasert og inneklimatestet testmaterial ble analysert. Det ble ikke registrert kammerkonsentrasjoner over 700 partikler/cm<sup>3</sup> under forsøkene. Emisjonsforløpene viste samme tendens; økning i konsentrasjon ved isett av testmaterial og et slakt henfall før emisjonen ble stabilisert på bakgrunnsnivå etter ca. 10 timer. Til sammenligning med bakgrunnsmålinger (Figur 5.4.1) viste F5, F6 og F7 konsentrasjoner som er *lavere* enn peak på ca. 1000 partikler/cm<sup>3</sup>. Emisjonsforløpet viste imidlertid et lengre henfall med varighet på ca. 6-7 timer, i forhold til måling av bakgrunnsnivå som viste en spiss peak med raskt henfall i løpet av en halvtime. Konsentrasjonsverdiene for forsøkene er imidlertid nær nedre deteksjonsgrense til FMPS-instrumentet. Dette kan bety at det ikke er detektert målbar partikkelemisjon av hverken faste eller flyktige partikler fra de aktuelle malingsproduktene.

## 6.5 Areal under kurve

Integrasjon av areal under kurve viste betydelige forskjeller mellom olje- og akrylbaserte malingsprodukter, der de oljebaserte malingsproduktene hadde klart høyest emisjon. F5, F6 og F7 (akrylbasert, inneklimatestet) viste arealverdi tilsvarende måling av bakgrunnsnivå, hvilket betyr at det ikke er emittert målbar partikkelemisjon fra disse produktene. Dersom det registreres forskjeller i emisjon, er det forventet at de pigmenterte produktene skal ha høyere verdier enn basene. Resultater for de oljebaserte produktene viste at det pigmenterte produktet (F3), hadde mindre areal enn basen (F4). Basert på dette kan det ikke konkluderes med at tilsats av pigment medfører høyere emisjon.



---

## 6.6 Størrelsesfordeling

Resultatene har vist forskjeller i størrelsesfordeling av partikler mellom forsøkene. Base og pigmentert base av samme malingsprodukt viser relativt lik størrelsesfordeling. Det er tydelige forskjeller i størrelsesfordeling mellom akryl- og oljebaserte malingsprodukter.

Det ble registrert størst forskjeller i størrelsesfordeling av partikler mellom F1 (pigment) og F2 (base) (akrylbasert maling). F1 viste klar overvekt av partikler i størrelsesfraksjoner under 10 nm. F2 viste overvekt av partikler i størrelsesfraksjon mellom 30 nm og 60 nm. Det er usikkert om ulikhetene mellom F1 og F2 kan tillegges faktiske forskjeller mellom base og pigmentert base, eller om forskjellene kommer av nullkalibrering og *andre forhold* ved analyseinstrumentet.

Størrelsesfordelingen mellom F3 (base) og F4 (pigment) (oljebasert) viste store likheter. Resultatene viste klar overvekt av partikkelforekomst i størrelsesfraksjoner under 10 nm. Størrelsesfordelingen av partikler detektert i F3 og F4 skiller seg markant fra fordelingene funnet i de andre forsøkene.

F5 (pigment) og F6 (base) (akrylbasert) viste klar overvekt av partikler i størrelsesfraksjon mellom 30 nm og 40 nm. F7 (base) (akrylbasert) viste klar overvekt av partikler i størrelsesfraksjon mellom 30 nm og 70 nm. Dette er de samme størrelsesfraksjonene funnet i måling av bakgrunnsnivå, og kan muligens tilskrives bidrag fra romluft fremfor partikkelemisjon fra malingsproduktene.

## 6.7 Massekonsentrasjon partikler

Det ble ved alle massefraksjonene målt generelt lave konsentrasjoner helt ned (eller under) instrumentets deteksjonsgrense. Det ble ved bruk av FMPS funnet at de fleste malingsproduktene inneholder partikler i en størrelsesorden under 100 nm (<0,1  $\mu\text{m}$ ), dermed viser verdiene funnet med DustTrak at det ikke emitteres partikkelmasse innenfor deteksjonsgrensen.

## 6.8 Partikkelforekomst vurdert i forhold til litteratur

Konsentrasjonsmål fra studier utført i inneklime omhandler emisjon og eksponering fra kilder som matlaging, rengjøring og bevegelse. Dette er ikke direkte sammenlignbart med emisjon av gasser og eventuelt partikler fra maling, utført i et *rent* emisjonskammer under kontrollerte betingelser. Imidlertid kan *nivåer* av antallkonsentrasjoner vurderes som lave eller høye i forhold til litteraturen.

Wallace (2006) fant gjennomsnittlig 2500 partikler/cm<sup>3</sup> (UFP) i perioder uten aktivitet i bolighus. Wallace & Ott (2010) fant tilsvarende 3000 partikler/cm<sup>3</sup> i eksponeringsnivå, og Bekô et al. (2013) fant 5100 partikler/cm<sup>3</sup>. Lazaridis et al. (2015) fant gjennomsnittlig

---

bakgrunnsnivå på 4346 partikler/cm<sup>3</sup> i et laboratorium. Det praktiseres ulikt hvorvidt eksponering eller emisjon angis i midlet gjennomsnitt over en tidsperiode, som utsnitt av en periode i løpet av døgn i henhold til logging av aktivitet, som et gjennomsnitt av nivåer mellom ulike boliger, eller som integrert gjennomsnittseksponering. Det er også benyttet annen instrumentering enn FMPS i bestemmelse av antall partikler i stort sett alle studier, dette betyr at antallskonsentrasjoner ikke trenger å være direkte sammenlignbare.

Gjennomsnittlige konsentrasjoner av emisjon over ett døgn fra F1, F2, F5, F6 og F7 (akrylbasert maling) viser mellom 169-1188 partikler/cm<sup>3</sup> (Tabell 5.5). Gjennomsnittlige konsentrasjoner for de nevnte forsøkene er så lave at maling med lavt innhold av VOC kan betraktes å gi tilnærmet ingen emisjon til et inneklime. Det var også tydelig i resultatene at en eventuell emisjon for akrylmaling er ferdig innen 24 timer. Emisjonen fra oljemalingene varte noe lengre, men også der var emisjonen henfalt innen 3 døgn. På bakgrunn av dette kan det antas at malingsprodukter kun bidrar med *korttidsemisjon* i den størrelsesorden som kan registreres av instrumentene.

Gjennomsnittlige konsentrasjoner for F3 og F4 (oljebasert maling) viste betraktelig høyere nivå: 63 477– 117 620 partikler/cm<sup>3</sup>, emisjonshenfallet fortsatte også noe etter periode utvalgt til resultatfremstilling. Lazaridis et al. (2015) fant til sammenligning gjennomsnittlige partikkelnivåer mellom 12 484 – 56 220 partikler/cm<sup>3</sup> fra oljemaling, som kan sammenlignes med nivå funnet i oljemalingene i F3 og F4.

Under F3 og F4 ble det funnet emisjonspeaker på henholdsvis 386 497 partikler/cm<sup>3</sup> og 983 655 partikler/cm<sup>3</sup>, hovedsakelig i UFP fraksjon. Morawska et al. (2009) fant nivåer opp til 140 000 partikler/cm<sup>3</sup> i et klasserom ved kunstaktiviteter med maling, liming og tegning ved en skole. Et kammerforsøk av Afshari et al. (2005) fant nivåer på 213 000 partikler/cm<sup>3</sup> (UFP > 0,02 µm) fra sigarettøyk. Soppa et al. (2014) fant 2 699 700 partikler/cm<sup>3</sup> (UFP) som høyeste antallskonsentrasjon ved konsentrert bruk av levende lys. Wallace & Ott (2010) fant eksponeringsnivåer mellom 50 000 – 200 000 partikler/cm<sup>3</sup> i en restaurant, hvilket ble vurdert som høyt. He et al. (2004) fant peak-verdier opp til 177 000 partikler/cm<sup>3</sup> i matlagningsaktiviteter (hvorav 95 % i UFP fraksjon), og Wallace & Ott (2010) fant opp mot 400 000 partikler/cm<sup>3</sup> ved individuell eksponering fra matlaging. I forhold til andre studier utført i inneklime viser resultatene fra F3 og F4 høye nivåer.

He et al. (2009), Abt et al. (2000) og Bekô et al. (2013) fant partikler med median på 20 – 63 nm ved matlaging. Wallace (2006) fant konsentrasjons-*peaker* innen ulike størrelsesfraksjoner fra ulike kilder; naturgass 10 nm, levende lys 60 nm, og utendørs kilder 70 nm. Morawska et al. (2009) fant partikler med diameter fra fra 20 – 50 nm i et klasserom med kunstaktivitet. Lazaridis et al. (2015) fant partikkeldiameterer mellom 11nm (deteksjonsgrense) – 50 nm, med en økning til 50 – 100 nm lengre ut i emisjonsforløp. Størrelsesfraksjonene funnet under F5 – F7 lå hovedsakelig rundt 30 –

---

70 nm. Da denne fraksjonen også gjenfinnes i bakgrunnsmålinger er det uklart om resultatene fra disse forsøkene kan tilskrives emisjon fra maling. Under F3 og F4 derimot, var det en betydelig overvekt av partikler med diameter under 10 nm, det registreres ikke partikler større enn 52,3 nm. Dette kan indikere at det i dette tilfellet ikke forekommer partikkelformasjon som følge av kjemiske reaksjoner inne i kammeret, slik Lazaridis et al. (2015) fant. Partikkelformasjon har muligens større betydning i et inneklime med flere variabler som flere kjemiske og fysiske komponenter i luften, enn ved et kontrollert «rent» kammerforsøk. Det vites ikke nivåer av ozon under forsøkene utført i denne oppgaven. Partikkelstørrelsen funnet i F3 og F4 tilsvarer størrelse Wallace (2006) fant på naturgass (10 nm). Dette kan underbygge teori om at partikler funnet i denne oppgaven er av flyktig format.

## 6.9 Kjemiske analyser

Kjemiske analyser ble satt opp og utført i henhold til ISO 16000-6. Praktisering av den teoretiske metoden forutsetter inngående kjennskap til instrumenter og programvare. Instrumentering for analyse av kjemiske forbindelser var nylig anskaffet, og det var ikke opparbeidet fullstendig erfaring med oppsett og bruk av instrumentet ved instituttet. Dette medførte utfordringer for utførelse av de kjemiske analysene.

Underveis i forsøksperioden ble det oppdaget betydelige feil og mangler i instrumentinnstilling av GC. Analysene er derfor utført ved forskjellige desorpsjonsbetingelser (tid og temperatur). Resultater av parallelle luftprøver viste betydelige variasjoner. Resultater av analyserte blindprøver indikerte feil ved analyse, da gaskromatogrammene viste relativt høy forekomst av forurensning. Feilen antas å ligge i instrumentet, da repetitive analyser av de samme blinde Tenaxrørene ikke viste reduksjon i forurensningsmengde. Det ble også oppdaget at kolonnen i GC-systemet ikke var egnet for analyse av oljebaserte malingsprodukter, som i motsetning til akrylbaserte produkter krever polar kolonne. Analysene ble på bakgrunn av dette hverken korrekte eller komplette, og det er vanskelig å anslå konkrete resultater. De kan i beste fall gi en indikasjon på hvilke komponenter som var i emisjonskammeret og hvilke komponenter som kan tilskrives de ulike malingsproduktene, samt antyde nivåforskjeller mellom bakgrunnskonsentrasjon, akrylmaling og oljemaling. Det ble analysert i overkant av 100 VOC-prøver fra forsøkene i tillegg til bakgrunnsmålinger, men bare et fåtall av prøvene ble vurdert som egnet til å fremstille i resultater.

I tillegg til bakgrunnsnivåer, er analyseresultater fra ett oljebasert malingsprodukt (Butinox Interiør  $\leq 300$  g/l VOC) og ett lavemitterende, akrylbasert malingsprodukt (Jotun SENS  $\leq 0,3$  g/l VOC) presentert. Valg av kromatogrammer for presentasjon ble basert på lesbarhet av komponenter.

---

Analysene indikerer relativt store forskjeller i konsentrasjonsnivå mellom de ulike produktgruppene. Kromatogram for oljeproduktet viser høye nivåer, sammenlignet med akrylproduktet, og emisjonskonsentrasjonen i kammeret overskrider bakgrunns-konsentrasjonen under forsøk med begge produkter.

Målinger av bakgrunnsnivå viser ikke identiske resultater i forhold til detekterte komponenter, med unntak av to komponenter. Dette kan tyde på tilstedeværelse av flere ulike komponenter i luften, og at det er noe tilfeldig hvilke komponenter som blir detektert. Antallet detekterte komponenter i de to malingsproduktene kan tyde på at emisjon fra oljebasert produkt inneholder flere komponenter enn emisjon fra akrylbasert produkt, samt at komponenter detektert i luftprøver fra emisjonskammeret stammer fra malingsproduktene, da kun ytterst få komponenter samsvarer med detekterte komponenter fra bakgrunn. Dette kan ikke sies med sikkerhet, da desorpsjons-betingelsene for forsøkene ikke var like, og kolonnen som nevnt er uegnet for analyse av oljebaserte malingsprodukter.

## **6.10 VOC vurdert i forhold til litteratur**

Forskning på inneklimate og innendørs luftkvalitet har resultert i store endringer hva angår undersøkelse av emisjon fra bygningsmaterialer og malingsprodukter. Komponenter påvist i emisjon er vist å kunne forringe luftkvaliteten i inneklimate og samtidig medføre irritasjonseffekter og helseskader. Betydelige forandringer i malingsresepter gjennom tiden har medført redusert emisjon av VOC, samtidig har fokus rundt skadepotensialet til disse komponentene økt. Tidligere studier, utført med utdaterte laboratorieinnretninger, prøvetakingsutstyr og analysemetodikk, er dermed ikke direkte sammenlignbare med moderne studier.

Standardisering av emisjonskammermetoden var et direkte resultat av ulike testmetoder, og undersøkte klimaparametere, sink- og substrateffekter. Studier av emisjon ved bruk av kammermetode er blitt gjennomført med varierende klimaparametere i forkant av standardisering av metoden (23 °C, 50 % RH, 0,5 h<sup>-1</sup>). I studier utført av Mølhav (1982) og Wallace (1987) ble det benyttet temperaturer på henholdsvis 21,1 °C og 25 - 26,5 °C, og luftfuktighet på 35 - 40 % og 60 - 75 %. Anvendte lufthastigheter i de samme studiene var 1 h<sup>-1</sup> (Mølhav, 1982) og 0,6 h<sup>-1</sup> (Wallace, 1987). Både temperatur, luftfuktighet og lufthastighet kan ha innvirkning på VOC-emisjon (Girman, 1989; Tichenor & Guo, 1991; Wolkoff, 1999; Guo et al., 1996), og det kan antas at undersøkelser av ett og samme testmateriale under disse to ulike forhold kunne gi ulike resultater.

Forsøksdesignet for undersøkelse av kjemisk emisjon i denne oppgaven ble basert på standardisert emisjonskammermetode, med tilhørende standarder for prøvetakingsstrategi og analyse.

---

I forbindelse med overgangen fra å fokusere på total VOC-konsentrasjon ved emisjonsundersøkelser, til å se nærmere på enkeltkomponenter av VOC og SVOC, samt andre komponenter som i denne sammenheng kan være interessante, kan det diskuteres om de eksisterende standardiserte metodene er fullgode. Revisjon og utvidelse (av disse) kan være hensiktsmessig. Analysebetingelser for aktuelle komponenter med ny oppmerksomhet kan avvike fra komponenter inkludert i standardiserte metoder, og langvarige, kompliserte emisjonsforløp kan by på utfordringer i forhold til undersøkelse i emisjonskammer. Videre forskning på helseeffekter kan i denne sammenheng bidra til å simulere eksponeringsscenarioer, danne kriterier for evaluering og fastsette grenseverdier på komponentnivå.

### 6.11 Forsøksdesign

I denne masteroppgaven ble det utprøvd et teoretisk forsøksdesign som kombinerte analyse av VOC og partikler fra emisjonskammerluft.

Massefraksjonen  $PM_{2,5}$  og  $PM_{10}$  ble inkludert i forsøksdesignet for å undersøke forekomst av partikler større enn UFP, samt eventuell agglomerering av disse. Eventuell forekomst kunne blitt vurdert mot merkeordningen Greenguards kriterier for henholdsvis *electronic equipment* (Greenguard, 2013 a) og *building materials, finishes and furnishes* (Greenguard, 2013 b; 2014). Disse kriteriene er ikke direkte anvendbare for oppgavens forsøksoppstilling, men er det eneste tilgjengelige standardiserte sammenligningsgrunnlaget. Det ble funnet at  $PM_{2,5}$  og  $PM_{10}$  ikke er passende mål for å vurdere partikkelemisjon fra maling, da detektert emisjon utelukkende inneholdt partikler i UFP-fraksjon. I etterkant er det klart at det er mest hensiktsmessig med et analyseinstrument som måler massefraksjoner mindre enn  $0,1 \mu m$  til analyse av malingsprodukter. Dette sees også i sammenheng med bakgrunnsmålingene, der målte verdier ligger nær eller under deteksjonsgrensen til instrumentet.

FMPS kan måle både faste, flyktige og semiflyktige partikler, da den måler partikkelforekomst ved tilnærmet omgivelsestrykk som skal hindre fordamping av flyktige partikler (TSI, 2015). DustTrak måler under omtrent de samme betingelsene som FMPS, men med noe høyere temperatur enn omgivelsene for å omgå kondensproblematikk (TSI, 2015 b). Da flyktige organiske komponenter er meget sensitive i forhold til klimatiske betingelser ved prøvetaking og analyse, kan det oppstå agglomereringer og dannes nye partikler av kondensering (TSI, 2015 b), i tillegg til mulighet for fordamping. VOC/SVOC er ikke en ensartet *gruppe*, men består av mange ulike forbindelser med ulike egenskaper, ulik stabilitet og flyktighet. Det er uvisst i hvor stor grad VOC fordamper eller er stabile på vei inn til, og gjennom de ulike instrumenteringene.

For å undersøke om det finnes *faste* partikler i emisjonsluften fra kammeret eller om det er *flyktige* som blir detektert, bør det også benyttes gravimetrisk metode, eller

---

analyseinstrumenter som inneholder et oppvarmingstrinn (300 – 400 °C) som eliminerer flyktige partikler. Uten analyser som skiller faste partikler fra flyktige, er det ikke grunnlag for å vurdere om det er frislipp av nanopartikler fra malingsproduktene i denne oppgaven. Dersom man vurderer kun de malingsproduktene med lav emisjon kan det se ut til at det ikke er frislipp av faste eller flyktige komponenter til luft.

På bakgrunn av datasettene, kan det se ut til at partikkelslippet detektert fra i denne oppgaven kommer fra *flyktige* partikler. Dette støttes av at produktene med høyest innhold av VOC (gitt fra produsent) har en markant emisjon sammenlignet med produkter med lavere innhold av VOC.

Selv om det oppstod store utfordringer i forbindelse med gjennomføring og instrumentering av de kjemiske analysene, anses forsøksdesignet som hensiktsmessig i forhold til formålet. Flere begrensninger ble imidlertid oppdaget i forbindelse med partikkelinstrumenteringen. Forsøksdesignet krever datalogging med lengre varighet enn instrumentets maksimale loggperiode på 12 timer, som medfører behov for en del bearbeiding av data, samt regelmessig rengjøring av instrument som følge av akkumulering av forurensning i FMPS. Dette kan medføre at de nøyaktig samme analysebetingelsene ikke gjelder ved alle forsøk. FMPS er imidlertid et godt instrument til å måle UFP.

Det ble utarbeidet et forsøksdesign for prøvetaking og analyse av partikelemisjon i kammerluft basert på etablerte metoder og betingelser for kjemiske analyser. Dette medfører usikkerhet tilknyttet praktiske hensyn som åpning av kammerdør. Det er problematisk å eliminere denne usikkerhetsfaktoren da døren *må* åpnes for å sette i gang et forsøk. Dette kan indikere at kombinert forsøksdesign for partikler og kjemiske komponenter ikke er egnet.

---

## 7. Konklusjon

Forskjeller funnet i størrelsesfordeling [dndlogDp] og antallskonsentrasjoner [partikler/cm<sup>3</sup>] var mest tydelig mellom olje- og akrylbaserte malingsprodukter. De oljebaserte produktene hadde lengst henfallsperiode, høyest forekomst av partikler, og partikler i den minste størrelsesfraksjonen. Det ble ikke funnet tilstrekkelig evidens for forskjeller i emisjon mellom base og pigmentert base av samme produkt.

Analyse av akrylbaserte inneklimamerkede malingsprodukter viste størrelsesfordeling og antallskonsentrasjoner tilsvarende målinger av bakgrunnsnivå. Disse produktene bidrar tilsynelatende ikke til partikkelemisjon i inneklimate.

Følgende konklusjoner kan trekkes fra resultater:

- PM<sub>2,5</sub> er et mål som ikke er egnet til å vurdere partikkelslipp fra maling. Partikkelslippet fra malingsproduktene emitterte partikler med en diameter under DustTraks deteksjonsgrense.
- Det ble funnet partikkelemisjon fra oljebaserte malingsprodukter, det er usikkert om dette er faste eller flyktige partikler.
- Det ble funnet forskjeller i størrelsesfordelinger av partikler mellom ulike malingsprodukter.
- Inneklimamerkede malingsprodukter med lavt innhold av VOC ser ut til ikke å avgi partikkelemisjon. Størrelsesfordeling funnet i inneklimamerkede produkter samsvarer med måling av bakgrunnskonsentrasjon.
- Forsøksdesignet anses som velfungerende for prøvetaking og analyse av kjemiske komponenter. Overføring av emisjonskammermetode til analyse av partikkelforbindelser medførte noen praktiske problemer som bør utforskes videre.

### Videre arbeid

- Alle forsøk bør repeteres som følge av en rekke feilkilder ved prøvetaking og analyse av både kjemiske og partikulære forbindelser.
- Kombinasjon av FMPS med et instrument som måler kun faste partikler, for å undersøke om det er faste eller flyktige partikler som er gjenfunnet.
- Undersøke mulig sammenheng av partikkelemisjon og VOC innhold.
- Benytte et mer egnet instrument for måling av PM<sub>0,1</sub>.
- Utforske problematikken tilknyttet åpning av kammerdør og virkninger på partikulær bakgrunnskonsentrasjon.
- Utføre flere målinger med åpning av kammerdør, og påvirkninger på bakgrunnskonsentrasjonen, for styrking av reliabilitet i resultatene.

---

---



---

## 8. Litteraturliste

- Abt, E., Suh, H.H., Allen, G. & Koutrakis, P. (2000) Characterization of indoor particle sources: A study conducted in the Metropolitan Boston Area. *Environmental Health Perspectives* 108 (1), 35 – 44.
- Afshari, A.A. & Ekberg, L.E. (2003) Fina och ultrafina partiklar i inomhusluft. Betydelsen av föroreningskällor inomhus. *Indenrigs- og Sunhedsministeriets Miljømedicinske Forskningscenter, Formidlingsblad* 23, 3-8.
- Afshari, A.A., Matson, U. & Ekberg, L.E. (2005) Characterization of indoor sources and ultrafine particles: a study conducted in a full-scale chamber. *Indoor Air* 15, 141-150.
- Afshari, A.A. & Gunnarsen, L. (2000) Review of the sources of fine and ultra fine particles in indoor air. *Indoor air quality, Environmental Engineering*, 45-51.
- Andersen, I., Lundqvist, G.R. & Møhlhave, L. (1975) Indoor Air Pollution Due to Chipboard used as a construction material. *Atmospheric Environment* 9. 12, 1121-1127. ISSN 0004-6981.
- Andersson, K., Bakke, J.V., Bjørseth, O., Bornehag, C.G., Clausen, G. Hongslo, J.K., Kjellmann, M., Kjærgaard, S., Levy, F., Møhlhave, L., Skerfving, S. & Sundell, J. (1997) TVOC and Health in Non-industrial Indoor Environments. *Indoor Air* 7, 78-91.
- Assembly of Life Sciences (US) & Committee on Indoor Pollutants (1981) *Indoor Pollutants*. National Academy Press. ISBN: 0-309-03188-5.
- ASTM, American Society for Testing and Materials (2013) ASTM D3960-05 *Standard Practice for Determining Volatile Organic Compound (VOC) Content of Paints and Related Coatings*.
- ASTM, American Society for Testing and Materials (1990) ASTM D5116-90 *Standard guide for Small-Scale Environmental Chamber Determinations of Organic Emissions From Indoor Materials/Products*.
- Ban-Weiss, G.A., Lunden, M.M., Kirchsetter, T.A. & Harley, R.A. (2009) Measurement of Black Carbon and Particle Number Emission Factors from Individual Heavy-Duty Trucks. *Environmental Science Technology* 43, 1419-1424.
- Bekø, G., Weschler, C.J., Wierzbicka, A., Karrotki, G.B., Toftum, J., Loft, S. & Clausen, G. (2013) Ultrafine Particles: Exposure and Source Apportionment in 56 Danish Homes. *Environmental Science and Technology* 47, 10240–10248.
- Benson, F.B., Henderson, J.J. & Caldwell, D.E. (1972) Indoor-outdoor air pollution relationships: a literature review. Research Triangle Park. U. S. Environmental Protection Agency. National Environmental Research Centre. .EPA Publication No. AP-112.
- Bhangar, S., Mullen, N.A., Henrig, S.V., Kreisberg, N.M. & Nazaroff, W.W. (2011) Ultrafine particle concentrations and exposures in seven residences in northern California. *Indoor Air* 21, 132-144.

- 
- Biersteker, K., de Graaf, H. & Nass, C.A.G. (1965) Indoor Air Pollution in Rotterdam Houses. *International Journal of Air and Water Pollution* 9, 343-350.
- Billo, E.J. (2007) *EXCEL for Scientists and Engineers, Numerical Methods*. New Jersey, Wiley-Interscience.
- Boffetta, P., Jourenkova, N. & Gustavsson, P. (1997) Cancer risk from occupational and environmental exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons. *Cancer Cause Control* 8, 444-472.
- Bohn, S., Niederer, M., Brehm, K. & Bircher, A.J. (2000) Airborne contact dermatitis from methylchloroisothiazolinone in wall paint. Abolition of symptoms by chemical allergen inactivation. *Contact Dermatitis* 42 (4), 196-201.
- Bregnbak, D. & Johansen, J.D. (2013) Airborne sensitization to isothiazolinones observed in a 3-month-old boy. *Contact Dermatitis* 69 (1), 252-253.
- Brunekreef, B. & Boleij, S.M. (1982) Long-term Average Suspended Particulate Concentrations in Smokers' homes. *International Archives of Occupational Environmental Health* 50, 299-302.
- Bygge- og Boligstyrelsen (1990) Indeklimavenlige malerverer. Rapport juni 1990. J.nr. 722-11:6-85
- CEN (2013) CEN/TS 16516 *Construction products – Assessment of release of dangerous substances – Determination of emissions into indoor air*.
- CEN (1998) prENV 13419 *Building products – determination of volatile organic compounds – Part 1: emission test chamber method, Part 2: Emission cell method, Part 3: procedure for sampling, specimen preparation and preconditioning of materials and products*.
- Chang, J.C.S., Fortmann, R., Roache, N. & Lao, H.C. (1999) Evaluation of Low-VOC Latex Paints. *Indoor Air* 9, 253-258.
- Chang, J.C., Guo, Z., Fortmann, R. & Lao, H.C. (2002) Characterization and Reduction of Formaldehyde Emissions from a Low-VOC Latex Paint. *Indoor Air* 12 (1), 10-6.
- Chang, J.C.S., Tichenor, B.A., Guo, Z. & Krebs, K.A. (1997) Substrate Effects on VOC Emissions from Latex Paint. *Indoor Air* 7, 241-247. ISSN 0905-6947.
- Choi, H., Schmidbauer, N., Sundell, J., Hasselgren, M., Sprengler, J. & Bornehag, C.-G. (2010) Common Household Chemicals and the Allergy Risks in Pre-School Age Children. *PLoS ONE* 5(10): e13423. doi:10.1371/journal.pone.0013423
- Clausen, P.A., Hansen, V., Gunnarsen, L., Afshari, A. & Wolkoff, P. (2004) Emission of di(2-ethylhexyl) phtalate from PVC into air and dust. Emission and sorption experiments. *Environmental Science and Technology* 38, 2531-2537.
- Clausen, P. A. (1993) Emission of Volatile and Semivolatile Organic Compounds from Waterborne Paints – The Effect of the Film Thickness. *Indoor Air* 3, 269-275.
-

- 
- Clausen, P.A., Wolkoff, P., Holst, E. & Nielsen, P.A. (1991) Long-term Emission of Volatile Organic Compounds from Waterborne Paints – Methods of Comparison. *Indoor Air* 4, 562-576.
- Clausen, P.A., Xu, Y., Kofoed-Sørensen, V., Little, J.C. & Wolkoff, P. (2007) The influence of humidity on the emission of di-(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) from vinyl flooring in the emission cell “FLEC”. *Atmospheric Environment* 41, 3217-3224.
- Dally, K.A., Hanrahan, L.P., Woodbury, M.A. & Kanarek, M.S. (1981) Formaldehyde exposure in non-occupational environments. *International Archives of Environmental Health* 36, 277-284.
- Delfino, R.J., Sioutas, C. & Malik, S. (2005) Potential role of Ultrafine Particles in Associations between Airborne Particle Mass and Cardiovascular Health. *Environmental Health Perspectives* 113 (8), 934-946.
- DIM, Dansk Indeklima Mærkning (1994) *Prøvningsstandard til bestemmelse af afgang fra byggevarer*. 1. udgave, godkendt 14. december 1994. Bilag revideret pr. 14. januar 1997. Foreningen Dansk Indeklima Mærkning.
- Dockery, D.W., Pope III, C.A., Xiping, X., Spengler, J.D., Ware, J.H., Fay, M.E., Ferris, B.G. & Speizer, F.E. (1993) An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *The New England Journal of Medicine* 329 (24), 1753-1759.
- Donaldson, K. & Poland, C.A. (2013) Nanotoxicity: Challenging the myth of nano-specific toxicity. *Current Opinion in Biotechnology* 24, 724-734.
- Donaldson, K., Schinwald, A., Murphy, F., Cho, W., Duffin, R., Tran, L. & Poland, C. (2012) The Biologically Effective Dose in Inhalation Nanotoxicology. *Accounts of Chemical Research* 46 (3), 723-732.
- Donaldson, K., & Seaton, A. (2012) A short history of the toxicology of inhaled particles. *Particle and Fibre Toxicology* 9 (13), 1-12.
- ECA, European Collaborative Action (1991) *Effects of indoor air pollution on human health*. Report no. 10, EUR 14086 EN. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- ECA, European Collaborative Action, COST Project 613 (1991) *Guideline for the Characterization of Volatile Organic Compounds, Emitted from Indoor Materials and Products Using Small Test Chambers*. Report No. 8, EUR 13593 EN. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- ECA, European Collaborative Action, COST Project 613 (1990) *Indoor Air Pollution by Formaldehyde in European Countries*. Report No. 7, EUR 13216 EN. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- ECA, European Collaborative Action, COST Project 613 (1989a) *Sick Building Syndrome - A Practical Guide*. Report No. 4, EUR 12294 EN. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
-

- 
- ECA, European Collaborative Action, COST Project 613 (1989b) *Formaldehyde Emission from Wood-Based Materials: Guidelines for the Determination of Steady State Concentrations in Test Chambers*. Report No. 2, EUR 12196 EN. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- ECA, European Collaborative Action, COST Project 613 (1989c) *Strategy for sampling Chemical Substances in Indoor Air*. Report No. 6, EUR 12617 EN. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- ECA, European Collaborative Action, COST Project 613 (1988) *Radon in Indoor Air*. Report No. 1, EUR 11917 EN. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- EPA, Environmental Protection Agency (1989) *Report to Congress on Indoor Air Quality. Volume II: Assessment and Control of Indoor Air Pollution*. Report 400/1-89-001C. Washington.
- EU, European Union (2004) *Directive 2004/42/CE of the European Parliament and of the Council*. L 143/87. Official Journal of the European Union.
- Fan, Z., Weschler, C.J., Han, I.-K. & Zhang, J. (2005) Co-formation of hydroperoxides and ultra-fine particles during the reactions of ozone with a complex VOC mixture under simulated indoor conditions. *Atmospheric Environment* 39, 5171–5182.
- Folkehelseinstituttet. (2015) *Anbefalte faglige normer for inneklima. Revisjon av kunnskapsgrunnlag og normer – 2015*. Rapport 2015 1, 60-66.
- Geier, J., Lessmann, H., Schnuch, A. & Uter, W. (2012) Recent increase in allergic reactions to methylchloroisothiazolinone/methylisothiazolinone: is methylisothiazolinone the culprit? *Contact Dermatitis* 67 (6), 334-341.
- GEOMET (1977) *The status of indoor air pollution research 1976* Final Report. U. S. Environmental Protection Agency. Environmental Monitoring Series. EPA-600/4-77-029.
- Girman, J.R. (1989) Volatile Organic Compounds and Building Bake-Out. *Occupational Medicine: State of the Art Reviews* 4, 695-712.
- Goncalo, M. & Goossens, A. (2013) Whilst Rome burns: the epidemic of contact allergy to methylisothiazolinone. *Contact Dermatitis* 68 (5), 257-258.
- Greenguard (2014) *Certification Program For Chemical Emissions For Building Materials, Finishes And Furnishing*. UL – Underwriters Laboratories 2818.
- Greenguard (2013 a) *Certification Program Method for Measuring and Evaluating Chemical and Particle Emissions From Electronic Equipment Using Dynamic Environmental Chambers*. UL – Underwriters Laboratories 2823.
- Greenguard (2013 b) *Certification Program Method for Measuring and Evaluating Chemical Emissions From Building Materials, Finishes and Furnishings*. UL – Underwriters Laboratories 2821.
-

- 
- Guo, Z., Chang, J.C.S., Sparks, L. & Fortmann, R.C. (1999) Estimation of the rate of VOC emissions from solvent-based indoor coating materials based on product formulation. *Atmospheric Environment* 33, 1205-1215.
- Guo, Z., Tichenor, B.A., Krebs, K.A. & Roache, N.F. (1996) Considerations on revisions of emission testing protocols. *Characterizing sources of indoor air pollution and related sink effects*, 1287, 225-236.
- Guo, Z., Sparks, L.E., Tichenor, B.A. & Chang, J.C.S. (1998) Predicting the emissions of individual VOCs from petroleum-based indoor coatings. *Atmospheric Environment* 32, 2, 231-237.
- Gustafsson, H. (1990) *Kemisk emission från byggnadsmaterial – beskrivning av skadefall, mätteknik och åtgärder*. SP Rapport 1990:25 Swedish National Testing and Research Institute. ISBN 91-7848-231-3.
- Haghighat, F., Lee, C.S. & Ghaly, W.S. (2002) Measurement of diffusion coefficients of VOCs for building materials: review and development of a calculation procedure. *Indoor Air* 12, 81-91.
- Hallin, N. (1975) Arbetshygieniska problem vid måleriarbete – lösningsmedelsångor från olika färgprodukter. Rapport från Bygghälsan. Byggförlaget.
- He, C., Morawska, L., Hitchins, J. & Gilbert, D. (2004) Contribution from indoor sources to particle number and mass concentration in residential houses. *Atmospheric Environment* 38, 3405-3415.
- Hveding, I.G. & Solheim, K. (2014) *Forsøksdesign for vurdering av emisjon til inneklima fra malingsprodukter*. Prosjektoppgave TIØ4521.
- ISO, International Standardization Organization (2011) ISO 16000-6 *Determination of volatile organic compounds in indoor and test chamber air by active sampling on Tenax TA sorbent, thermal desorption and gas chromatography using MS or MS-FID*.
- ISO, International Standardization Organization (2006) ISO 11890-2 *Paints and varnishes – Determination of volatile organic compound (VOC) content – Part 2: Gas-chromatographic method*.
- ISO, International Standardization Organization (2006) ISO 16000-9 *Determination of the emission of volatile organic compounds from building products and furnishing - Emission test chamber method*.
- ISO, International Standardization Organization (2006) ISO 16000-11 *Determination of the emission of volatile organic compounds from building products and furnishing -- Sampling, storage of samples and preparation of test specimens*.
- Jian, R.S., Sung, L.Y. & Lu, C.J. (2014) Measuring real-time concentration trends of individual VOC in an elementary school using a sub-ppb detection  $\mu$ GC and a single GC-MS analysis. *Chemosphere* 99, 261-266.
- Johansson, I. (1978) Determination of organic compounds in indoor air with potential reference to air quality. *Atmospheric Environment* 12, 1371-1377.
-

- 
- Johansson, I. (1982) *Kemiska luftföroreningar inomhus – en litteratursammanställning*. Rapport Nr 6. Statens Miljömedisiska Laboratorium.
- Jotun (2014) Teknisk datablad – SENS Vegg Panel List 10 [PDF] Tilgjengelig fra:  
< [http://www.jotun.com/Datasheets/Download?url=%2FTDS%2FTDS\\_\\_7644\\_\\_SENS%20Vegg%20Panel%20List%2010\\_\\_Nor\\_\\_NO.pdf](http://www.jotun.com/Datasheets/Download?url=%2FTDS%2FTDS__7644__SENS%20Vegg%20Panel%20List%2010__Nor__NO.pdf)> Lastet ned 10.11.2014
- Jørgensen, R.B., Bjørseth, O. & Malvik, B. (1999) Chamber Testing of Adsorption of Volatile Organic Compounds (VOCs) on Material Surfaces. *Indoor Air*, 9: 2-9.
- Jørgensen, R.B., Bjørseth, O. & Malvik, B. (1995) Emission from wall paints – the influence of the wall material. *Proceedings of healthy buildings*. 997 - 983
- Kaae, J. Menné, T. & Thyssen, J.P. (2012) Presumed primary contact sensitization to methylisothiazolinone from paint: a chemical that became airborne. *Contact Dermatitis* 66 (6), 341-342.
- Klepeis, N.E., Nelson, W.C., Ott, W.R., Robinson, J.P., Tsang, A.M., Switzer, P., Behar, J.V., Hern, S.C. & Engelmann, W.H. (2001) The National Human Activity Pattern Survey (NHAPS): a resource for assessing exposure to environmental pollutants. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 11, 231-252.
- Kornum, L.O. (1980) Evaporation and water-dilutable coatings. *Journal of Oil and Color Chemist's Association* 63, 103-123.
- Krebs, K., Lao, H.C., Fortmann, R. & Tichenor, B.A. (1998) *Test Methods for Determining Short and Long Term VOC Emissions from Latex Paint*. United States.
- Kwok, N.H., Lee, S.C., Guo, H. & Hung, W.T. (2003) Substrate effects on VOC emissions from an interior finishing varnish. *Building and Environment* 38, 1019-1026.
- Lamorena, R.B., Jung, S.-G., Bae, G.-N. & Lee, W. (2007) The formation of ultra-fine particles during ozone-initiated oxidations with terpenes emitted from natural paint. *Journal of Hazardous Materials* 141, 245–251.
- Lazaridis, M., Aleksandropoulou, V., Hanssen, J.E., Dye, C., Eleftheriadis, K. & Katsivela, E. (2008) Inorganic and Carbonaceous Components in Indoor/Outdoor Particulate Matter in Two Residential Houses in Oslo, Norway. *Journal of the Air & Waste Management Association* 58 (3), 346-356.
- Lazaridis, M., Serfozo, N., Chatoutsidou, S.E. & Glytsos, T. (2015) New particle formation events arising from painting materials in an indoor microenvironment. *Atmospheric Environment* 102, 86-95.
- Levin, H. (1990) Developing Standard Practices for Materials Emissions Measurements. *Indoor Air Quality Update* 3, 3.
- Levin, H. (1989) Building materials and indoor air quality. *Occupational Medicine: State of the art reviews* 4, 4.
-

- 
- Liu, Z., Ye, W. & Little, J.C. (2013) Predicting emissions of volatile and semivolatile organic compounds from building materials: A review. *Building and Environment* 64, 7–25.
- Locher, W.G. (2007) Max von Pettenkofer (1818-1901) as a Pioneer of Modern Hygiene and Preventive Medicine. *Environmental Health and Preventive Medicine* 12, 238-245.
- Long, C.M., Suh, H.H. & Koutrakis, P. (2000) Characterization of Indoor Particle Sources Using Continuous Mass and Size Monitors. *Journal of the Air & Waste Management Association* 50 (7), 1236- 1250.
- Lundgren, B., Rosell, L., Jonsson, B., Ek-Olausson, B., Sundahl, M. & Sundvall, A. (1999) Exposure to VOC from water based paint in indoor environments, Part 1 Emissions. *Indoor Air* 99, 1, 396-401.
- Lundov, M.L., Kolarik, B., Bossi, R., Gunnarsen, L. & Johansen, J.D. (2014) Emission of Isothiazolinones from Water-Based Paints. *Environmental Science & Technology* 48, 6989-6994.
- Lundov, M.L., Mosbech, H., Thyssen, J.P., Menné, T. & Zachariae, C. (2011) Two cases of airborne contact dermatitis caused by methylisothiazolinone in wall paint. *Contact Dermatitis* 65 (3), 176-179.
- Lundov, M.L., Opstrup, M.S. & Johansen, J.D. (2013) Methylisothiazolinone and other preservatives in plastic emulsions. *Contact Dermatitis* 69 (5), 271-275.
- Matthews, T.G. (1987) Environmental chamber test methodology for characterizing organic vapours from solid emission sources. *Atmospheric Environment* 21, 2, 321-329.
- Miller, F.J., Gardner, D.E., Graham, J.A., Lee Jr., R.E., Wilson, W.E. & Bachmann, J.D. (1979) Size Considerations for Establishing a Standard for Inhalable Particles. *Journal of the Air Pollution Control Association* 29 (6), 610-615.
- Morawska, L., He, C., Johnson, G., Guo, H., Uhde, E. & Ayoko, G. (2009) Ultrafine Particles in Indoor Air of a School: Possible Role of Secondary Organic Aerosols. *Environmental Science and Technology* 43, 9103–9109.
- Morawska, L., Ristovski, Z., Jayaratne, E.R., Keogh, D.U. & Ling, X. (2008) Ambient nano and ultrafine particles from motor vehicle emissions: Characteristics, ambient processing and implications on human exposure. *Atmospheric Environment* 42, 8113–8138.
- Mumford, J.L., He, X.Z., Chapman, R.S., Cao, R.S., Harris, D.B., Li, X.M., Xian, Y.L., Jiang, W.Z., Wu, C.W., Chuang, J.C., Wilson, W.E. & Cooke, M. (1987) Lung cancer and indoor air pollution in Xuan Wei, China. *Science* 235, 217-220.
- Mølhave, L., Bach, B. & Pedersen, O.F. (1984). Human reactions during controlled exposures to low concentrations of organic gases and vapours known as normal indoor air pollutants. *Indoor Air* 3, 431-436.
-

- 
- Mølhave, L. (1982) Indoor air pollution due to organic gases and vapours of solvents in building materials. *Environment International* 8, 117-127.
- Mølhave, L. (1978) Indoor air pollution due to building materials. *Indoor Air 1978*. Univeristy of Aarhus
- Mølhave, L., Møller, J. & Andersen, I. (1979) Luftens indhold af gasarter, dampe og støv i nyere boliger. *Ugeskrift for læger*, 14, 956-960.
- NAAF, Norsk astma- og allergiforbund (2014) Malingskriterier NAAF. Versjon 3.0 [PDF] Tilgjengelig fra: <<http://www.naaf.no/upload/v3.0%20Malingskriterier%20NAAF%202014-oktober17.pdf>> Lastet ned 10.11.2014
- Niu, J.L. & Burnett, J. (2001) Setting up the criteria and credit-awarding scheme for builing interior material selection to achieve better indoor air quality. *Environment International* 26: 7-8, 573-580.
- NKB, Nordic Committee on Building Regulations (1993) *Allergy Hypersensitivity and chemical Substances – Summary and Conclusions – NKB Committee and Work Reports 1993:01E*, ISBN 951-47-8797-X. Helsinki: Painatuskeskus Oy.
- Nordtest (1990) *Nordtest method. Building materials, emission of volatile compounds, chamber method*. Nordtest metode #358 Danish Building Research Insitute. Division of Building Physics. R15-99
- NS, Norsk Standard (2013) NS-EN 16402 *Maling og lakk – bestemmelse av utskillelse av stoffer fra belegg til inneluft – Prøvetaking, kondisjonering og prøving*. EN 16402:2013:E
- Oberdorster, G., Oberdorster, E. & Oberdorster, J. (2005) Nanotoxicology: an emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles. *Environmental Health Perspectives* 113 (7), 825-839.
- Olsen, Y., Karottki, D.G., Jensen, D.M., Bekö, G., Kjeldsen, B.U., Clausen, G., Hersoug, L.-G., Holst, G.J., Wierbicka, A., Sigsgaard, T., Linneberg, A., Møller, P. & Loft, S. (2014) Vascular and lung function related to ultrafine and fine particles exposure assessed by personal and indoor monitoring: a cross-sectional study. *Environmental health* 13 (112), 1-10.
- Palmgren, F. (2009) *Luftforurening med partikler – et sundhedsproblem*. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, Hovedland.
- Pope III, C.A. & Dockery, D.W. (2006) Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *The Journal of the American Medical Association* 56 (6), 709 – 742.
- Pope III, C.A., Burnett, R.T., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Ito, K. & Thurson, G.D. (2002) Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality and Long-term Exposure to Fine Particulate Air Pollution. *The Journal of the American Medical Association* 287 (9), 1132-1141.
-



- 
- Pope III, C.A., Thun, M.J., Namboodiri, M.M., Dockery, D.W., Evans, J.S., Speizer, J.S. & Heath Jr., C.W. (1995) Particulate Air Pollution as a Predictor of Mortality in a Prospective Study of U.S. Adults. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 151, 669-674.
- Rosell, L., Ek-Olausson, Pyykkö, E. & Lundgren, B. (2002) *Emissioner från nymålade ytor I en bostad – Sveff-projektet “Emissioner I vardagen”*. SP-rapport 2002:19. ISBN 91-7848-911-3.
- Saarela, K. (1991) Emissioner från byggnadsmaterial. VTT. Statens tekniska forskningscentral.
- Sardinas, A.V., Most, R.S., Guilietti, M.A. & Honchar, P. (1979) Health effects associated with urea-formaldehyde foam insulation. *Journal of Environmental Health* 41, 270-272.
- Schieweck, A. & Bock, M.C. (2015) Emissions from low-VOC and zero-VOC paints – Valuable alternatives to conventional formulations also for use in sensitive environments? *Building and Environment* 85, 243-252.
- Schripp, T., Salthammer, T., Fauck, C, Bekö, G & Weschler, C.J. (2014) Latex paint as a delivery vehicle for diethylphthalate and di-n-butylphthalate: Predictable boundary layer concentrations and emission rates. *Science of the Total Environment* 494-495, 299-305.
- Seifert, B. (2002) Indoor Pollutants. *Proceedings: Indoor Air 2002*
- Seifert, B. (1992) Guidelines for Material and Product Evaluation. *Annals of the New York Academy of Sciences* 641, 125-136.
- Seifert, B., Ullrich, D. & Nagel, R (1989) Seasonal Variation of Concentrations of Volatile Organic Compounds in Selected German Homes. *Environment International* 15, 397-408.
- Shi, S. & Zhao, B. (2015) Estimating indoor semi-volatile organic compounds (SVOCs) associated with settled dust by an integrated kinetic model accounting for aerosol dynamics. *Atmospheric Environment* 107, 52-61.
- Silva, G.V., Vasconcelos, M.T., Santos, A.M. & Fernandes, E.O. (2003) Comparison of the substrate effect on VOC emissions from water based varnish and latex paint. *Environmental Science and Pollution Research International* 10:4, 209-216.
- Sioutas, C., Delfino R.J. & Singh, M. (2005) Exposure Assessment for Atmospheric Ultrafine Particles (UFPs) and Implications in Epidemiologic Research. *Environmental Health Perspectives* 113 (8), 947-955.
- Soppa, V.J., Schins, R.P.F., Hennig, F., Hellack, B., Quass, U., Kaminski, H., Kuhlbusch, T. A.J., Hoffman, B. & Weinmayr, G. (2014) Respiratory effects of fine and ultrafine particles from indoor sources – A randomized sham-controlled exposure study of healthy volunteers. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 11, 6871-6889.
-

- 
- Sparks, L.E., Tichenor, B.A. & Guo, Z. (1996) Gas-phase mass transfer model for predicting volatile organic compound emission rate from indoor pollutants sources. *Indoor Air* 6, 31-40.
- Sullivan, D.A. (1975) Water and Solvent Evaporation from latex and latex paint films. *Journal of Paint Technology* 47, 60-67.
- Sundin, B. (1978) Formaldehyde emission from particleboard and other building materials. A study from the Scandinavian countries. IN: T.M. Maloney (Ed.) *Proceedings of the WSU Twelfth Annual Particleboard Symposium*. Washington State University.
- Tichenor, B.A. (1992) Characterization Material Sources and Sinks: Current Approaches. *Annals of the New York Academy of Sciences* 641, 63-78.
- Tichenor, B.A. (1987) Organic emission measurements via small chamber testing. *Proceedings of the 4th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, Vol. 1, 8-15.
- Tichenor, B.A. & Guo, Z. (1991) The effect of ventilation on emission rates of wood finishing materials. *Environment International* 17, 317-323.
- Tichenor, B.B., Guo, Z. & Sparks, L.E. (1993) Fundamental mass transfer model for indoor air emissions from surface coatings. *Indoor Air* 3, 263-268.
- Thompson, C.R., Hensel, E.G. & Kats, G. (1973) Outdoor-Indoor Levels of Six Air Pollutants. *Journal of the Air Pollution Control Association* 23:10, 881-886.
- TSI. (2015) FAST MOBILITY PARTICLE SIZER SPECTROMETER 3091. [online] Tilgjengelig fra: [<http://www.tsi.com/fast-mobility-particle-sizer-spectrometer-3091/>] Lastet ned 29.05.15.
- TSI. (2015 b) TSI particle technology. Particle Instruments. [pdf] Tilgjengelig fra: [[http://www.tsi.com/uploadedFiles/\\_Site\\_Root/Products/Literature/Catalogs/P\\_article\\_Catalog\\_Web.pdf](http://www.tsi.com/uploadedFiles/_Site_Root/Products/Literature/Catalogs/P_article_Catalog_Web.pdf)] Lastet ned 29.05.15
- TSI (2014) DustTrak™ DRX Aerosol monitor Model 8533/8534/8533EP. Operation and Service Manual. P/N 6001898, Revision L. December 2014.
- TSI. (2012) Aerosol statistics, Lognormal distributions and  $dN/d\log D_p$ . Application note PR-001 [pdf] Tilgjengelig fra: <<http://www.tsi.com/fast-mobility-particle-sizer-spectrometer-3091/>> Lastet ned 15.05.2015.
- TSI (2009) Fast Mobility Particle Sizer™ Spectrometer Model 3091. Operation and Service Manual. P/N 1980520, Revision C.
- Tucker, W.G. (1990) Building with low-emitting materials and products: Where do we stand? In: *Proceedings of the Fifth International Conference on Indoor Air Quality and Climate* 3, 251-256.
- Van Loy, M.D., Lee, V.C., Gundel, L.A., Daisey, J.M., Sextro, R.G. & Nazaroff, W.W. (1997) Dynamic behavior of semivolatile organic compounds in indoor air. 1. Nicotine in a stainless steel chamber. *Environmental Sciences and Technology* 31, 2554-2561.
-

- 
- Van Netten, C., Shirliffe, C. & Svec, J. (1989) Temperature and Humidity Dependence of Formaldehyde Release from Selected Building Materials. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 42, 558-565.
- Wallace, L. (2006) Indoor Sources of Ultrafine and Accumulation Mode Particles: Size Distributions, Size-Resolved Concentrations, and Source Strengths. *Aerosol Science and Technology* 40 (5), 348-360.
- Wallace, L. & Howard-Reed, C. (2002) Continuous Monitoring of Ultrafine, Fine and Coarse Particles in a Residence for 18 Months in 1999-2000. *Journal of the Air & Waste Management Association* 52 (7), 828-844.
- Wallace, L. & Ott, W. (2010) Personal exposure to ultrafine particles. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 21, 20–30.
- Wallace, L.A., Pellizzari, E. Leaderer, B, Zelon, H. & Sheldon, L. (1987) Emission of volatile organic compounds from building materials and consumer products. *Atmospheric Environment* 21, 385-393.
- Weschler, C.J. (2001) Reactions among indoor pollutants. *The Scientific World* 1, 443–457.
- Weschler, C.J. & Nazaroff, W.W. (2008) Semivolatile organic compounds in indoor environments. *Atmospheric Environment* 42, 9018-9040.
- WHO, World Health Organization (1989) *Indoor Air Quality: Organic Pollutants*. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, Euro Reports and Studies no 111.
- Wolkoff, P. (2003) Trends in Europe to reduce the indoor air pollution of VOCs. *Indoor Air* 13, 5-11.
- Wolkoff, P. (1999) How to measure and evaluate volatile organic compound emissions from building products. A perspective. *The Science of the Total Environment* 227, 197-213.
- Wolkoff, P. (1998) Impact of air velocity, temperature, humidity, and air on long-term VOC emissions from building products. *Atmospheric Environment* 32, 2659-2668.
- Wolkoff, P. (1995) Volatile Organic Compounds – Sources, Measurements, Emissions, and The Impact in Indoor Air Quality. *Indoor Air* supplement 3, 9-73 .
- Wolkoff, P. (1990a) Proposal of methods for developing healthy building materials: laboratory and field experiments. *Environmental Technology* 11, 327-338.
- Wolkoff, P. (1990b) Some guides for measurements of volatile organic compounds indoors. *Environmental Technology* 11, 339-344.
- Wolkoff, P., Clausen, P.A. & Gunnarsen, L. (1993) Documentation of Fields and Laboratory Emission Cell “FLEC” – Identification of Emission Processes from Carpet, Linoleum, Paint, and Sealant by Modeling. *Indoor Air* 3, 291-297.
- Xiong, J., Wang, L., Bai, Y. & Zhang, Y. (2013) Measuring the characteristic parameters of VOC emission from paints. *Building and Environment* 66, 65-71.
-

---

Yocom, J.E., Clink, W.L. & Coté, W.A. (1971) Indoor/Outdoor Air Quality Relationships.  
*Journal of the Air Pollution Control Association* 21:5, 251-259.

Zhang, Q. & Yifang, Z. (2010) Measurements of ultrafine particles and other vehicular pollutants inside school buses in South Texas. *Atmospheric Environment* 44, 253-261.

Zong, Z., Wall, S., Li, Y.Z., Ruiz, J., Adam, H., Badre, C. & Trezzi, F. (2011) New additives to offer freeze-thaw stability and increase open time of low/zero VOC latex paints.  
*Progress in Organic Coatings* 72, 115-119.