Arbeidstilsynet

Orientering, best.nr. 450

Orientering om

Kartlegging og vurdering av eksponering for kjemiske og biologiske forurensninger i arbeidsatmosfæren

Utgitt mars 1995
Direktoratet for arbeidstilsynet
Statens hus, 7468 Trondheim

September 2002
Orienteringen har fått ny tittel og er gjennomgående revidert i henhold til nye standarder. Revisjonen er foretatt i samarbeid med Statens arbeidsmiljøinstitutt.

Desember 2008
Orienteringen har fått ny design. Henvisningene til arbeidsmiljøloven er oppdatert.

Innhold

1 Innledning 5
Regelverket 5
Grenseverdier 6
Varierende faktorer 6
Administrative normer 6
Eksponering for flere stoffer samtidig 7
Stoffer uten administrative normer 7
Forebyggende arbeid 8
2 Kartlegging og vurdering 8
2.1 Innledende vurdering 10
2.2 Forundersøkelse 11
2.3 Detaljert undersøkelse 12
2.3.1 Homogene grupper 13
2.3.2 Måling av spesifikke arbeidsoperasjoner 14
2.3.3 Stasjonære målinger 15
2.3.4 Prøvetaking og analyse 16
2.3.5 Planlegging av målinger 16
2.4 Vurdering av måleresultater 16
2.5 Periodiske målinger 17
2.6 Rapportering 18
3 Måling av forurensninger i arbeidsatmosfære 19
3.1 Generelt 19
3.2 Prøvetakingsprinsipper 19
3.2.1 Personlige prøver 19
3.2.2 Stasjonære prøver 20
3.2.3 Mobile prøver 20
3.2.4 Passiv og aktiv prøvetaking 20
3.2.5 Direktevisende måleinstrumenter 21
3.2.6 Materialprøver 22
3.3 Måling av aerosoler 23
3.3.1 Definisjoner 23
3.3.2 Utstyr for prøvetaking av aerosoler på filter 24
3.3.3 Direktevisende utstyr 26
3.4 Bioaerosoler 26

3.5 Løsemidler og andre flyktige organiske forbindelser 27
3.5.1. Adsorbenter 27
3.5.2 Prøvetaking med adsorpsjonsrør 27
3.5.3 Prøvetaking med dosimetre 28
3.5.4 Direktevisende instrumenter 29
3.6 Uorganiske gasser og damper 29
3.6.1 Prøvetakingsutstyr 29
3.6.2 Direktevisende utstyr 29
3.7 Kombinert prøvetaking 30
4 Evaluering av tiltak 30

Vedlegg 1: Statistisk vurdering av måleresultater 33

Vedlegg 2: Statistisk metode for evaluering av tiltak 37

Vedlegg 3: Definisjoner 40

Referanser 40

Standarder 41

Andre aktuelle publikasjoner fra Arbeidstilsynet 42

1 Innledning

Publikasjonen «Kartlegging og vurdering av eksponering for kjemiske og biologiske forurensninger i arbeidsatmosfæren» gir en orientering om hvordan man går frem for å utføre målinger av kjemiske og biologiske forurensninger i arbeidsatmosfæren og hvordan man vurderer måleresultatene i forhold til administrative normer og grenseverdier. Innholdet er primært ment for fagpersoner med kunnskap om yrkeshygiene. Temaene som er tatt med er ikke dekkende for hele problemkomplekset, men gir en pekepinn om hvilke faktorer man må ta hensyn til for å vurdere eksponeringsrisiko.

Hensikten med kartleggings- og vurderingsprosessen er å identifisere forhold som kan føre til helseskader, slik at skadene kan forebygges. Til det trenger man kunnskap om hvilke kjemiske og biologiske stoffer som kan frigjøres til arbeidsatmosfæren, hvilke helseeffekter stoffene kan forårsake, målemetoder for de aktuelle stoffene, og hvordan eksponering kartlegges og vurderes.

Eksponering for kjemikalier kan gi helseskade etter kort tid, men for mange stoffer kommer virkningen gradvis og snikende, og gir først utslag etter lang tids påvirkning. Helseeffekten er ofte irreversibel og kan i verste fall føre til døden.

Sviktende helse eller invaliditet reduserer livskvaliteten til den enkelte og medfører store økonomiske konsekvenser for samfunnet og for den enkelte virksomhet. Flere virksomheter som har investert i et godt arbeidsmiljø, hevder at det har vært lønnsomt. Investeringen kan bl.a. føre til at sykefraværet går ned, produktiviteten øker, og at forsikringspremier og erstatningskostnader blir lavere fordi risikoen for helseskader er redusert.

Regelverket

Arbeidsmiljøloven (aml), forskrift om vern mot eksponering for kjemikalier på arbeidsplassen (kjemikalieforskriften, best.nr. 566) og forskrift om systematisk helse-, miljø- og sikkerhetsarbeid i virksomheter (internkontrollforskriften, best.nr. 544) stiller krav til virksomheter der giftige og helsefarlige stoffer forekommer.

Loven og forskriftene pålegger arbeidsgiveren å kartlegge helserisiko som skyldes eksponering for giftige og andre helsefarlige stoffer. Kjemikalieforskriften § 15 pålegger arbeidsgiveren å gjennomføre regelmessige målinger dersom hun/han ikke kan dokumentere at forurensningen er på et fullt forsvarlig nivå. Dersom en grenseverdi eller administrativ norm overskrides, skal arbeidsgiveren straks søke etter årsaken til overskridelsen og umiddelbart iverksette forebyg-

gende tiltak og vernetiltak for å bedre situasjonen, jf. kjemikalieforskriften § 17. Arbeidsgiveren skal sørge for at helse- og sikkerhetsrisiko som er forårsaket av farlige kjemikalier, fjernes eller reduseres til et fullt forsvarlig nivå, jf. kjemikalieforskriften § 7.

I forskrift om verne- og helsepersonale (best.nr. 518) stilles det krav til arbeidsgiveren om å skaffe nødvendig verne- og helsepersonale ut fra de særskilte arbeidsmiljøforholdene som skal overvåkes. Ved virksomheter der støy, støv, kjemiske stoffer, biologiske faktorer, inneklima o.a. er aktuelle problemområder, vil det være behov for bistand fra personer med yrkeshygienisk kompetanse.

Grenseverdier

Det er fastsatt grenseverdier for bly, vinylklorid og benzen, jf. § 16 i kjemikalieforskriften (best.nr. 566). Grenseverdiene er juridisk bindende, og verdiene tilsvarer de administrative normene. I denne publikasjonen blir begrepet administrativ norm benyttet når måleresultatene skal vurderes.

Varierende faktorer

Eksponeringen blir påvirket av mange faktorer, f.eks. råvarer, produkter, prosesser, arbeidsoperasjoner, arbeidsvaner, årstidsvariasjoner og meteorologiske forhold. Eksponeringen kan derfor variere fra person til person, selv om de utfører de samme oppgavene, og over kortere og lengre tidsrom – timer, dager, uker og år. Det er viktig å ta hensyn til disse faktorene når man planlegger kartlegginger, slik at vurderingene også blir gyldig fremover i tid.

Administrative normer

Måling av forurensninger i arbeidsatmosfæren er et viktig element i vurderinger av eksponering for helsefarlige stoffer i arbeidsmiljøet. Som grunnlag for vurdering av eksponering, har Arbeidstilsynet utgitt veiledningen Administrative normer for forurensning i arbeidsatmosfære (best.nr. 361). Normene er satt ut fra både tekniske, økonomiske og medisinske vurderinger, og det kan derfor ikke helt utelukkes at helseskader eller ubehag kan oppstå selv om normene overholdes.

Normene angir vanligvis høyeste akseptable gjennomsnittskonsentrasjon målt over et 8-timers skift. Det betyr at kortvarige overskridelser av normene kan forekomme hvis konsentrasjonen for øvrig holdes så lav at gjennomsnittskonsentrasjonen for hele 8-timers perioden er under normen. Det er imidlertid fastsatt grenser for hvor store kortvarige overskridelser kan være. For mer informasjon

om forståelsen av de administrative normene, viser vi til veiledningen Administrative normer for forurensning i arbeidsatmosfære (best.nr. 361).

Målinger av forurensninger i arbeidsatmosfæren beskriver bare eksponeringen som skjer via luftveiene. Dersom opptaket også skjer via f.eks. hud og mage/tarm, må dette tas hensyn til i vurderingen.

Eksponering for flere stoffer samtidig

Eksponeringen er ikke nødvendigvis akseptabel selv om de målte enkeltverdiene ligger under den administrative normen for det enkelte stoffet. Ved eksponering for flere stoffer samtidig, må det vurderes hvordan forurensningene virker samlet (kombinasjonspåvirkning), se kapitlet «Kombinasjonspåvirkning» i best.nr. 361.

Hvis arbeidstakere blir eksponert for mer enn ett stoff, må dette tas hensyn til både ved kartlegging og vurdering av måleresultatene. Ved vurdering av eksponering for flere stoffer samtidig, er det viktig å ha kunnskap om stoffenes helseeffekt og gjensidige påvirkning (toksikologiske data). Stoffer som virker sammen, kan ha additiv effekt (effektene summeres), synergistisk effekt (forsterker hverandres effekt) og antagonistisk effekt (motvirker hverandres effekt). Ofte er slike mekanismer lite kjent. Man må vurdere om det er nødvendig å ta målinger av alle stoffene, eller om ett eller noen få stoffer kan benyttes som indikator for totaleksponeringen. Det er imidlertid viktig å undersøke om stoffet/stoffene er egnet som indikator for samtlige stoffer.

Videre er det nødvendig å vurdere forhold som kan føre til at arbeidstakeren blir utsatt for høyere doser enn vist ved målinger. Dette kan for eksempel forekomme når arbeidstiden er lengre enn 8 timer, eller ved hardt fysisk arbeid som øker opptaket av forurensninger.

Stoffer uten administrative normer

Det er ikke fastsatt administrative normer for alle stoffer. For eksempel er det få klare kriterier for vurdering av biologiske luftforurensninger. For stoffer uten norm må man ved en vurdering av tilgjengelig informasjon komme fram til bedriftsinterne kriterier for akseptabel eksponering. Slik informasjon kan være andre lands yrkeshygieniske grenseverdier, toksikologiske data for stoffene, og sammenligning med andre stoffer som har lignende kjemiske egenskaper. Informasjon kan finnes i vitenskapelig litteratur, og det kan være nyttig å ta kontakt med fagmiljøer med kompetanse på området. For stoffer hvor man ikke har tilstrekkelig kunnskap om helsefaren, bør det gjennomføres arbeidsmiljøtiltak som reduserer eller utelukker eksponering, jf. aml § 4-4 (1) og § 4-5.

Forebyggende arbeid
Virksomhetene skal, uavhengig av målinger, fortløpende arbeide for å redusere eller fjerne forurensninger eller forurensningskilder. Eksponeringen skal holdes på lavest mulig nivå ved å gjennomføre tiltak, som tekniske forbedringer og utskiftning av helseskadelige stoffer, jf. kjemikalieforskriften §§ 1, 7 og 8.

2 Kartlegging og vurdering

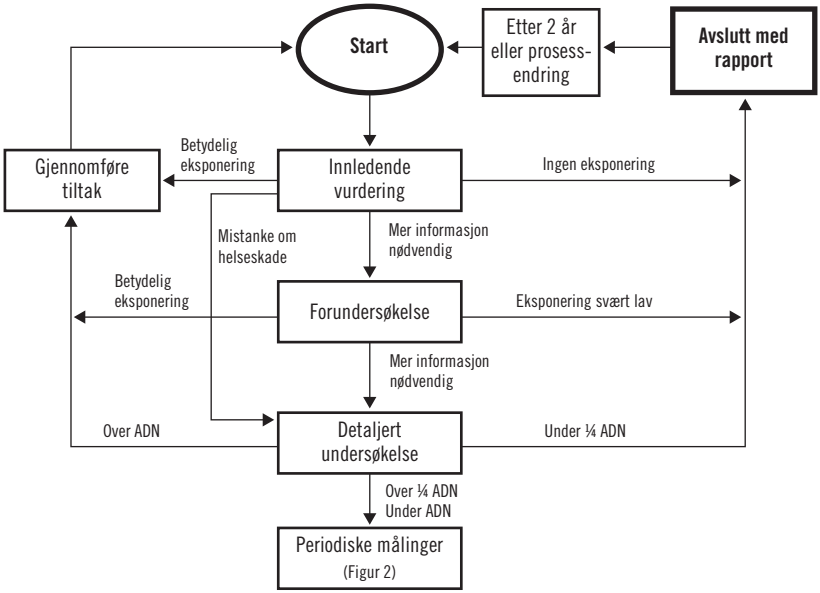
Det er utarbeidet en standard, NS-EN 689 (Veiledning for vurdering av eksponering for kjemiske stoffer ved innåndning og målestrategi for sammenligning med grenseverdier), som skisserer strategier for kartlegging og vurdering av eksponering for forurensninger i arbeidsatmosfæren. I dette kapitlet gis en videre veiledning i kartleggings- og vurderingsprosessen basert på denne standarden.

Kravene til dokumentasjon øker trinnvis i kartleggings- og vurderingsprosessen. Hvor langt en trenger å gå, avhenger av hva som allerede er kjent, og hva som blir avdekket om eksponeringen. Det er viktig å søke råd hos personer med prosesskunnskap/erfaring fra bedriften eller tilsvarende virksomheter.

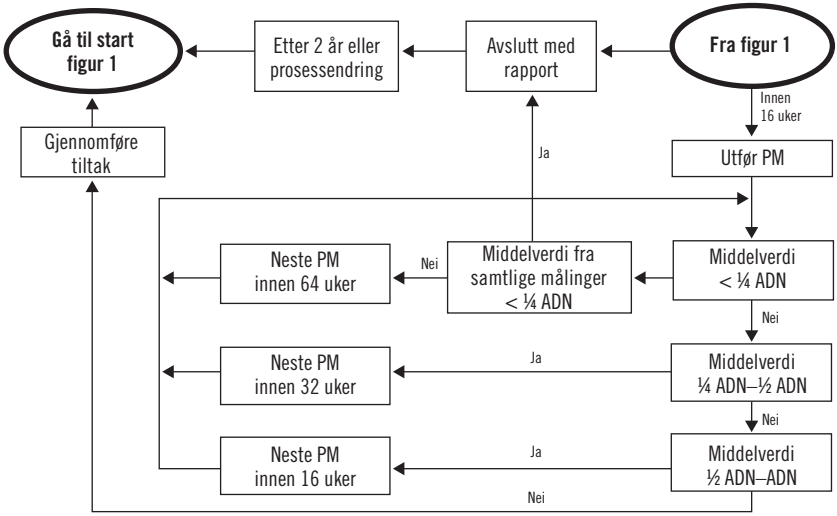
Kartleggings- og vurderingsprosessen, se fig. 1 og 2, består av følgende trinn:

1) innledende vurdering
2) forundersøkelse
3) detaljert undersøkelse
4) periodiske målinger

Etter hvert trinn tas det stilling til om kunnskapsgrunnlaget er tilstrekkelig for å fatte en beslutning, dvs. om eksponeringsnivået er akseptabelt, eller om tiltak må iverksettes, eventuelt om mer informasjon om eksponeringsnivået er nødvendig. Når konklusjonen er at eksponeringsnivået er akseptabelt, avsluttes kartleggingen med en rapport. Hvis forholdene ikke er akseptable, må tiltak iverksettes. Når ingen av de to konklusjonene kan trekkes, går man til neste trinn i prosessen. Forholdene må imidlertid vurderes regelmessig, for eksempel etter 2 år eller ved prosessendring, jf. § 15 i kjemikalieforskriften. Rapporter skal oppbevares lett tilgjengelig i virksomheten. Hvor lenge de skal oppbevares, bør inngå i virksomhetens plan for systematisk helse-, miljø- og sikkerhetsarbeid (internkontroll).



Figur 1. Oversikt over kartleggingsprosessen



Figur 2. Oversikt over periodiske målinger. Periodiske målinger omtales også i pkt. 2.4 og 2.5.

2.1 Innledende vurdering

Den innledende vurderingen skal gi svar på om det er mulig at arbeidstakere blir eksponert for forurensninger i arbeidsatmosfæren.

Følgende forhold som kan føre til eller påvirke eksponering, vurderes:

- Bruk av helsefarlige stoffer
- Dannelse av helsefarlige stoffer som kan frigjøres til arbeidsatmosfæren fra produksjonsprosessen
- Arbeidstakere med plager eller sykdom som kan skyldes eksponering
- Avstand mellom forurensningskilder og arbeidstakere
- Oppholdstid i forurensede soner
- Arbeidstakernes arbeidsvaner
- Arbeidsoperasjoner som rengjøring og vedlikehold (må ikke glemmes!)
- Årstidsvariasjoner
- Ventilasjon
- Bruk av åndedrettsvern
- Fremtidige produksjonsendringer (etter at vurderingen er utført)
- Tidligere målinger og eventuelle endringer i arbeidsprosessen i etterkant av målinger

Etter den innledende vurderingen skal en av følgende konklusjoner trekkes:

Konklusjon	**Konsekvens**
Ingen eksponering foreligger og ingen endringer forventes	Kartleggingen avsluttes med rapport
Betydelig eksponering foreligger	Tiltak og ny kartlegging
Betydelig eksponering og mistanke om at eksponeringen har gitt eller kan føre til helseskade	Detaljert undersøkelse må iverksettes i tillegg til tiltak
Mer informasjon om eksponeringsnivå nødvendig	Fortsett med forundersøkelse

Tabell 1. Konklusjoner og konsekvenser av den innledende vurderingen.

2.2 Forundersøkelse

Hensikten med forundersøkelsen er å skaffe mer informasjon om graden av eksponering som arbeidstakerne blir utsatt for, og spesielt om arbeidsoppgaver med mulig høy eksponering. Følgende informasjon kan benyttes i vurderingen:

- Informasjon fra den innledende vurderingen
- Målinger fra lignende bedrifter eller arbeidsoperasjoner
- Beregninger basert på kvantitative data (for eksempel mengde løsemiddel som brukes i forhold til luftskifte)
- Stikkprøver og målinger nær kilder

Når kvantitativ informasjon ikke er tilgjengelig, må det tas *stikkprøver*. Stikkprøver er enkeltprøver, ofte med relativt kort prøvetakingstid, og kan utføres med enklere målemetoder, for eksempel prøverør og direktevisende utstyr. Stikkprøver kan tas ved:

- Antatt maksimal eksponering («worst case», se tekstboks under)
- Under representative forhold
- Nær emisjonskilden

Etter forundersøkelsen skal en av følgende konklusjoner trekkes:

Konklusjon	**Konsekvens**
Eksponeringen er svært lav og ingen endringer forventes	Kartleggingen avsluttes med rapport
Betydelig eksponering foreligger	Tiltak og ny kartlegging
Mer informasjon om eksponeringsnivå nødvendig	Fortsett med detaljert undersøkelse Ressursene kan benyttes til å gjennomføre tiltak

Tabell 2. Konklusjoner og konsekvenser av forundersøkelsen.

Vurdering av stikkprøvene avhenger av hvordan de er tatt:

Worst case prøver: Verdier større enn 1,5 ganger ADN[1] betyr at eksponeringen er klart over ADN. Verdier mindre enn 1/4 av ADN betyr at eksponeringen er klart under ADN, og at dette også gjelder for andre arbeidstakere i gruppen.

Representative prøver: Verdier større enn ADN betyr at eksponeringen er over ADN, og verdier mindre enn 1/10 av ADN betyr at eksponeringen er langt under ADN.

Målinger nær emisjonskilden: Må vurderes ut fra sannsynligheten for at arbeidstakere kan oppholde seg i sonen.

«Worst case» prøvetaking
Når den innledende undersøkelsen eller forundersøkelsen viser at det finnes arbeidstakere eller oppgaver som antas å ha høyere eksponering enn vanlig, kan prøvetakingen bli utført for slike situasjoner. Når måleverdien(e) er klart under den administrative normen, kan man anta at eksponeringen til andre arbeidstakere og oppgaver ligger like lavt eller lavere. Målinger med direktevisende instrumenter kan være nyttige ved identifisering av «worst case» situasjoner.

2.3 Detaljert undersøkelse

Hensikten med den detaljerte undersøkelsen er å skaffe kvantitative data om arbeidstakernes eksponering for sammenligning med administrative normer og/eller bedriftsinterne normer[2].

Eksponeringen vil variere fra dag til dag og mellom arbeidstakere. Dette kan skyldes forskjeller i arbeidsoppgaver og andre faktorer som bør ha blitt avdekket i den innledende undersøkelsen og forundersøkelsen. Eksponeringsopplysninger om alle eksponerte arbeidstakere er derfor ønskelig, men det er i praksis ikke mulig. Det er derfor utarbeidet en strategi basert på gruppering av arbeidstakere med antatt lik eksponering, såkalte *homogene grupper,* se pkt. 2.3.1. Målinger utført på arbeidstakere i en homogen gruppe, regnes som gyldige for alle medlemmer i gruppen, og man kan klare seg med få målinger på et utvalg av grup-

1 ADN = administrativ norm

2 Bedriftsinterne normer kan etableres for stoffer hvor ingen ADN er fastsatt. For stoffer med ADN kan bedriftsinterne normer settes lavere hvis ADN vurderes som relativt høy.

pemedlemmene. Hvis det ikke er mulig å dele inn arbeidstakerne i homogene grupper, må arbeidstakere velges ut tilfeldig fra hele den eksponerte gruppen. Dette krever imidlertid et uforholdsmessig stort antall prøver.

Vanligvis tas prøver over hele dagen fordi de fleste administrative normene er fastsatt for en 8-timers arbeidsdag. Prøver tatt fra pustesonen gjennom hele arbeidsperioden, gir måleresultater som vanligvis blir ansett som representative for arbeidstakernes eksponering. For å få representative prøver, kan det være en fordel å trekke prøvetakingen ut over tid, fordi mange faktorer som kan påvirke eksponeringsnivået endres over tid. Det er derfor en fordel å foreta målingene med intervaller på f.eks. fra noen uker og opptil et helt år. På den måten er det mulig å fange opp variasjoner som kan være forårsaket av endrede arbeidsoppgaver, råvarer, prosessendringer, vær- og årstidsvariasjoner. Eksponeringen varierer også i løpet av dagen, noe det er spesielt viktig å få kartlagt for stoffer med takverdi[3]. Ved kartlegging av eksponering for stoffer med takverdi må man tilstrebe å måle i de periodene som gir høyest eksponering. Dette kan være vanskelig med metoder basert på oppsamling av forurensningen, og da særlig ved kort eksponeringstid. I slike tilfeller kan man best utføre målinger med direktevisende instrumenter.

2.3.1 Homogene grupper

Det er en fordel hvis man kan dele de eksponerte arbeidstakerne inn i grupper med antatt lik eksponering. Forskjeller i eksponeringsnivåer mellom personer er mindre innen veldefinerte homogene grupper enn for den eksponerte arbeidsstyrken som helhet. En inndeling av arbeidstakere i homogene grupper krever at prosesser, arbeidsoppgaver og omgivelser er eksponeringsmessig like.

Antall personer og prøver

Man anbefaler at målingene blir utført på flest mulig personer og med minst 2 målinger per person. Ved vurdering av homogene grupper bør det tas minst 8 målinger innen hver antatt homogene gruppe ≥ 2 personer. Antall prøver øker med gruppens størrelse, se tabell 3. Hvis gruppen er større enn 5 personer, utføres ikke målinger på alle personer i gruppen, og personer som måles, bør velges ut tilfeldig. I forhold til evaluering av tiltak, kan antall målinger beregnes statistisk, se eksempel 2 i vedlegg 2.

---

3 Takverdi er definert i veiledningen Administrative normer for forurensning i arbeidsatmosfære (best.nr. 361).

	Antall arbeidstakere i homogen gruppe										
	1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7–9**	**10–14**	**15–26**	**27–50**	**>50**
Antall personer det tas prøver av	1	2	3	4	5	5	6	7	8	9	10
Totalt antall prøver	5	8	9	10	10	10	12	14	16	18	20

Tabell 3 Antall personer og antall prøver som inngår i en prøvetakingsstrategi basert på homogene grupper.

Vurdering av homogenitet

Innenfor en homogen gruppe kan eksponeringsmønstrene fremdeles bli gjenstand for tilfeldige og systematiske forskjeller. Det er derfor nødvendig å teste om gruppen er homogen. Homogeniteten kan best undersøkes med statistiske metoder.[4] Man kan eventuelt bruke følgende «tommelfingerregel»: Hvis gjennomsnittseksponeringen (aritmetisk middelverdi) for minst ett av gruppemedlemmene er mindre enn halvparten eller mer enn dobbel så stor som gjennomsnittet for hele gruppen, bør de relevante arbeidsmiljøfaktorene vurderes på nytt med sikte på en videre oppdeling av gruppen.

2.3.2 Måling av spesifikke arbeidsoperasjoner

Det kan være vanskelig å kartlegge eksponeringen til arbeidstakere som utfører ulike eksponerte arbeidsoppgaver i løpet av arbeidsdagen eller har høyt eksponerte arbeidsoppgaver som utføres sjeldent, med strategien som er skissert ovenfor (homogene grupper). Istedenfor kan man måle arbeidstakers eksponering under spesifikke arbeidsoperasjoner. Når en får oversikt over oppgaver og tidsbruken av slike oppgaver, kan eksponeringen beregnes for de ulike kombinasjonene av arbeidsoppgaver som kan forekomme. En annen fordel med denne strategien er at en får informasjon om hvilke arbeidsoperasjoner som gir høyest eksponering. Dette er nyttig informasjon når forebyggende tiltak skal vurderes.

---

4 Måleverdiene log-transformeres først. Med en enveis variansanalyse hvor personer innen gruppen sammenlignes, beregnes varianskomponenter mellom ulike personer innen gruppen og mellom ulike dager (= innen personer). Varianskomponenten mellom personer innen gruppen bør ha en verdi < 1,2 etter tilbake-transformering (dette er et geometrisk standardavvik).

Når spesifikke arbeidsoperasjoner måles, må eksponeringen beregnes på grunnlag av analyseresultater og varigheten til de enkelte arbeidsoppgaver i løpet av skiftet. Forutsatt 8-timers skift der arbeidsoppgave (1, 2, …,i) resulterer i konsentrasjon (C_1, C_2, … C_i) med varighet (T_1, T_2, … T_i) beregnes gjennomsnittlig konsentrasjon med formelen

$$\text{Eksponering} = \frac{C_1T_1 + C_2T_2 + \ldots + C_iT_i}{8\text{h}}$$

Eksempel på bruk av denne formelen, se NS-EN 689, Vedlegg B.

En slik beregning krever data for alle oppgaver hvor arbeidstakeren blir eksponert. Oppgaver bør måles flere ganger (≥ 2), men det er vanskelig å gi noen konkrete anbefalinger utover dette. Ved kartleggingen bør man legge vekt på oppgaver med høy eksponering og/eller lang varighet. Beregnede estimater skal sammenlignes med ADN for et 8-timers arbeidsskift. Formelen ovenfor benyttes også når arbeidstiden overskrider 8 timer (h). Dersom stoffet har en takverdi, må den oppgaven som fører til høyest eksponering legges til grunn for sammenlikningen med ADN.

2.3.3 Stasjonære målinger

Stasjonære målinger kan benyttes istedenfor personlige målinger dersom en arbeidstaker ikke er eksponert for lokale kilder, men hovedsakelig utsettes for den generelle arbeidsatmosfæren. Prøver må bli tatt i pustehøyde og i umiddelbar nærhet av arbeidstakeren. Hvis arbeidstakeren arbeider på flere steder, må målinger utføres i alle relevante områder. Ved tvil velges målestedet der det er størst risiko for eksponering.

Stasjonære målinger er ikke egnet for kartlegging av arbeidstakere med et mobilt arbeidsmønster. Stasjonære målinger kan vanligvis bare sammenlignes med administrative normer når det har vist seg at de er i overensstemmelse med personlige målinger. Stasjonære målinger kan også benyttes for overvåking av arbeidsatmosfæren. Dette er viktig hvis eksponeringen som arbeidstakerne blir utsatt for, også påvirkes av den generelle arbeidsatmosfæren. Eksempel på slik overvåking er bruk av direktevisende måleinstrumenter som koblet sammen med varslingssystemer gir signal når en konsentrasjonsgrense overskrides.

Tiltak som har til hensikt å redusere konsentrasjonen i arbeidsatmosfæren, kan også evalueres med stasjonære målinger. Målinger må da utføres før og etter tiltaket, og nærmest mulig i tid før og etter at tiltaket blir gjennomført. Se kapittel 4.

2.3.4 Prøvetaking og analyse

Analysemetoden stiller krav til prøvetakingsutstyr, prøvetakingstid, lagring, transport m.m. Måling av kjemiske og biologiske agens i luft krever at prøvetakingsvolumet er stort nok til at stoffet kan bestemmes med tilstrekkelig nøyaktighet i forhold til normen (NS-EN 482)[5]. Valg av filter eller adsorbent er ofte kritisk for den etterfølgende analysen. Det er derfor viktig å ta kontakt med et analyselaboratorium for råd og veiledning om prøvetaking og analyse før kartleggingen.

2.3.5 Planlegging av målinger

Et måleprogram bør omfatte opplysninger om:

- Stoffene
- Prosedyren ved prøvetakingen
- Analysemetoden
- Jobbene som skal kartlegges
- Hvor prøvene skal tas
- Varigheten av prøvetakingen
- Når prøvene skal tas og intervall mellom målingene
- Beregninger av eksponering ut fra individuelle måleverdier av spesifikke arbeidsoperasjoner
- Yterligere tekniske instrukser vedrørende målingene

2.4 Vurdering av måleresultater

Når måleresultater skal vurderes i forhold til ADN, må eksponeringen beregnes i samsvar med den tiden som ADN er definert for. Ved varierende prøvetakingstider, for eksempel ved prøvetaking av spesifikke arbeidsoppgaver, blir dette tatt hensyn til ved å tidsveie verdiene, se pkt. 2.3.2. Formelen det vises til i pkt. 2.3.2, kan man ikke uten videre bruke når eksponeringstiden er kort, for eksempel 1 time i løpet av en 8-timers arbeidsdag. I slike tilfeller bør man vurdere å benytte verdier som finnes for kortvarig eksponering, for eksempel verdier beregnet ved bruk av «tommelfingerregelen», se kapitlet «Gjennomsnittsverdier» i best.nr. 361. Hvis stoffet har takverdi, må man ta hensyn til den.

---

5 Angir krav til nøyaktighet av analyser gjennom begrepet «Overall Uncertainty» (Total usikkerhet). Begrepet dekker krav til presisjon og systematiske analysefeil. Kravene gjelder for analysemetoder for gass og aerosoler. Kravene varierer etter hensikten med målingene. Om resultatene skal sammenlignes med ADN, er det større krav til nøyaktighet hvis eksponeringen er nær ADN enn ved lavere nivåer eller ved «worst case» målinger.

Siden ADN ikke skiller klart mellom farlige og ufarlige konsentrasjoner, er målet å ligge så langt under ADN som overhodet mulig. Det er mulig å vurdere gjennomsnittet aritmetisk middelverdi (AM) av en måleserie med ADN.[6] En kan da trekke følgende slutninger:

1) AM > ADN
Normen er overskredet. Årsakene til at ADN er overskredet må identifiseres, og nødvendige tiltak for å bedre situasjonen må iverksettes, jf. kjemikalieforskriften § 17. Eksponeringsvurderingen skal gjentas etter at tiltak er gjennomført.

2) AM < 1/4 ADN og den vil sannsynlig holde seg der over en lengre periode
Eksponeringen er akseptabel. Regelmessige målinger er ikke nødvendig. Det kan være hensiktsmessig å foreta kontrollmålinger for å kunne dokumentere at forurensningen i arbeidsatmosfæren er på et fullt forsvarlig nivå, jf. kjemikalieforskriften § 15.

3) AM > 1/4 ADN, men ikke over ADN
Periodiske målinger er påkrevd, se pkt. 2.5, og tiltak må vurderes, jf. §§ 7 og 15 i kjemikalieforskriften. Årsaken til at enkeltverdier overskrider ADN, bør utredes. Se også figur 1 og 2 i innledningen til kapittel 2. Sammenligning av måleresultatene med ADN kan også utføres med statistiske metoder. Sannsynligheten for at gjennomsnittet overskrider ADN kan da beregnes. Eksempler er vist i vedlegg 1 i denne publikasjonen, og tabell 4 i vedlegg 1 viser en statistisk vurdering av måleresultatene.

2.5 Periodiske målinger

Periodiske målinger utføres når eksponeringen er så høy at faren for overskridelser av ADN er tilstede dersom mindre endringer i eksponeringsmønsteret inntreffer. Hensikten er dermed å overvåke eksponeringen over tid. Målepunkter som er representative for eksponeringen på stedet, velges ut fra den tidligere utførte kartleggingen. Valg av målepunkter krever at man har omfattende kunnskap om hvilke arbeidsoperasjoner/ steder hvor eksponeringen forekommer (prosesskunnskap). Antall prøver og hvor ofte prøvene skal tas, er avhengig av resultatene fra den detaljerte undersøkelsen eller den forrige periodiske under-

6 Vurderingene er basert på statistiske vurderinger, men krever ingen kunnskap om statistiske metoder.

søkelsen. Omfattende prosesskunnskap er nødvendig for å vurdere hvor mange målinger som bør utføres. For å avdekke eventuelle endringer er det viktig at vedtatt prøvetakingsmønster beholdes over tid, at de samme personene overvåkes og at målinger utføres under like betingelser. Figur 2 i innledningen til kapittel 2 viser en strategi for periodiske målinger. Eksempler på antall prøvetakinger er gitt i standard NS-EN 689.

2.6 Rapportering

Eksponeringsvurderingen er ikke avsluttet før det er skrevet en fullstendig rapport. Hensikten med rapporten er å dokumentere forholdene under kartleggingen, måleresultater og vurderingene som er gjort i alle ledd i prosessen (innledende vurdering, forundersøkelse, detaljert undersøkelse, periodiske målinger). Arbeidstilsynet kan i pålegg sette vilkår om at dokumentasjonen skal være skriftlig, jf. aml. § 18-6 (6).

Rapporten bør inneholde:

- Navn på firma og personer som er ansvarlige for undersøkelsen
- Navnet, adressen og organisasjonsnummeret til bedriften hvor kartleggingen er utført
- Bakgrunn og hensikt med undersøkelsen
- Beskrivelse av arbeidsplassen inkludert prosessbetingelser under målingene
- Beskrivelse av stoffer og materialer som brukes, og eventuelle mellomprodukter som dannes
- Dersom målinger er utført, beskrives følgende:
  - Kjemiske og biologiske forurensninger som er målt
  - Prøvetakings- og analysemetoder (inkludert type utstyr/fabrikat)
  - Når ble utstyret kalibrert? (kalibreringssertifikat)
  - Målestrategi med begrunnelse for strategivalg
  - Dato og tidspunkt for målingene
  - Prøvetakingstid
  - Arbeidsoperasjonenes varighet i prøvetakingsperioden
- Arbeidstakerens navn
- Ventilasjon
- Arbeidsoperasjonenes varighet
- Værforhold dersom det er av betydning
- Bruk av åndedrettsvern og hvilken type

- Resultater
- Vurdering av resultatene
- Beskrivelse av eventuelle tiltak med handlingsplan
- Kortfattet sammendrag

3 Måling av forurensninger i arbeidsatmosfære

3.1 Generelt

I dette kapitlet gis en innføring i prøvetakingsteknikker som benyttes ved måling av forurensninger i arbeidsatmosfære. For grundigere gjennomgang henvises til Moen (1992); Mulhausen JR og Damiano (1998); Vincent (1995); og Boleij et al (1995).

Når det gjelder prøver som skal analyseres ved et laboratorium, er det viktig at man tar kontakt med et analyselaboratorium om valg av prøvetakingsutstyr, -metode, -strategi samt analysemetode og -kapasitet.

3.2 Prøvetakingsprinsipper

Yrkeshygieniske målinger brukes for å kartlegge og vurdere det kjemiske arbeidsmiljøet på en arbeidsplass eller ved en bestemt arbeidsoperasjon. Prøvetaking av arbeidsatmosfæren skal gi et bilde av luftkonsentrasjonen av bestemte luftforurensninger (kvantitativ bestemmelse) eller hvilke komponenter som er til stede (kvalitativ bestemmelse).

De to mest brukte metoder for prøvetaking av forurensninger er *personlige prøver* og *stasjonære prøver.* I spesielle tilfeller kan det være aktuelt å benytte *mobile prøver.*

3.2.1 Personlige prøver

Hvis den personlige eksponeringen skal kartlegges, og resultatene skal sammenliknes med administrativ norm, skal det fortrinnsvis benyttes personlige prøver fra arbeidstakerens pustesone. Konsentrasjonen av forurensning i denne luften antas å være representativ for den inhalerte luften.

Hvis man skal bestemme den personlige eksponeringen til en arbeidstaker som benytter åndedrettsvern eller annet ansiktsvern, skal prøvetakingsutstyret plasseres under verneutstyret. Målinger utenfor åndedrettsvernet kan gi informasjon om bruken av det er nødvendig og om mulig eksponering dersom utstyret ikke fungerer.

Ved korttidsmålinger kan prøvetakingsutstyret holdes av en annen person i arbeidstakerens pustesone.

3.2.2 Stasjonære prøver

Stasjonære prøver gir vanligvis ikke et mål på arbeidstakerens personlige eksponering. De kan likevel brukes hvis resultatene gjør det mulig å vurdere arbeidstakers eksponering. I de tilfeller hvor forurensningen i lokalet er homogent fordelt, vil stasjonære målinger kunne være tilstrekkelige. Der forurensninger ikke er homogent fordelt, men kommer fra én eller flere kilder, må målingene foretas ved kildene for å kunne vurderes i forhold til personlig eksponering.

Stasjonære målinger egner seg til overvåking av bakgrunnsverdier, spesielt over tid, til vurdering av tiltak, lekkasjesøking osv. Ved stasjonær prøvetaking monteres prøvetakingsutstyret på faste målesteder på arbeidsplassen eller i arbeidslokalet.

3.2.3 Mobile prøver

I store lokaler kan bakgrunnsnivået variere betydelig. Et gjennomsnittsnivå for slike lokaler kan bestemmes med mobile prøver. Prøvetakingsutstyret transporteres gjennom en rute i arbeidslokalet som representerer sonen(e) hvor arbeidstakere kan oppholde seg.

3.2.4 Passiv og aktiv prøvetaking

For prøvetaking av forurensninger i arbeidsatmosfæren benyttes ofte to prinsipielt forskjellige teknikker: *passiv* og *aktiv* prøvetaking. Aktiv prøvetaking kan benyttes for forurensninger i gass-, væske og fast fase, mens passiv prøvetaking foreløpig er begrenset til forurensninger i gassfase. Passive prøvetakere betegnes som oftest som *dosimetre.*

Passiv prøvetaking med dosimetre

Dosimetre og krav som disse skal oppfylle, er detaljert beskrevet i NS-EN 838. Dosimetre er basert på diffusjon av forurensning gjennom et stillestående luftlag og inn på en adsorbent, en impregnert adsorbent e.l. Dosimetre kan også være basert på diffusjon av forurensning gjennom en membran og inn på en adsorbent eller løsning. Prøvetakere som bygger på diffusjon gjennom en membran, er spesielt nyttige i miljøer hvor den aktuelle forurensningen forekommer i blanding. Årsaken til dette er at membraner kan gjøres mer eller mindre selektive ved å

velge et membranmateriale som er lett gjennomtrengelig for den aktuelle forurensningen, men ugjennomtrengelig for andre komponenter.

En skiller mellom dosimetre hvor resultatet kan avleses direkte, f.eks. ved fargeomslag i indikatorrør, og dosimetre som må analyseres etterpå. Luftkonsentrasjonen (C) beregnes ut fra prøvetiden (t), en dosimeterfaktor (f) som er avhengig av komponent og bestemt av leverandøren, og avlesningen på dosimetret eller resultatet fra den etterfølgende analyse (m) ved hjelp av følgende formel:

$$C = m \cdot f/t$$

Aktiv prøvetaking

En kjent mengde luft blir pumpet gjennom et oppsamlingsmedium ved hjelp av en batteridrevet pumpe (NS-EN 1232) eller en håndpumpe. For prøvetaking av aerosoler benyttes forskjellige typer filtre i filterkassett som oppsamlingsmedium, mens organiske løsemidler og uorganiske gasser kan samles opp på ulike typer adsorbenter (NS-EN 1076).

For mange gasser kan også indikatorrør benyttes (NS-EN 1231).

Enkelte forurensninger kan absorberes i væskeløsninger ved hjelp av gassvaskeflasker, også kalt impingere. Aktiv prøvetaking med oppsamling på filter, adsorbent og impinger, benyttes hovedsakelig til gjennomsnittsmålinger over lang tid (2–8 timer). Indikatorrør er i hovedsak basert på korttidsprøver (3–15 minutter), men de finnes også for langtidsprøver.

Etter analyse beregnes konsentrasjonen (C) av forurensning i luft etter følgende uttrykk:

$$C = \text{masse} / \text{luftvolum}$$

3.2.5 Direktevisende måleinstrumenter

De fleste direktevisende måleinstrumenter har til felles at en sensor produserer et elektrisk signal som måles etter at signalet er forsterket. Direktevisende måleinstrumenter er utviklet for organiske løsemidler, uorganiske gasser og partikler. Det utvikles jevnlig nye typer instrumenter. I slike instrumenter skjer prøvetaking og analyse i ett trinn, og instrumentet viser konsentrasjonen direkte. Dette innebærer at konsentrasjonen kan måles over korte tidsintervaller, ofte mindre enn ett minutt.

Direktevisende instrumenter er derfor spesielt egnet for å følge konsentrasjoner over tid. Det er nyttig for å kunne vurdere forurensninger som kan forårsake akutte helseeffekter. Man kan også studere tidsbegrensede aktiviteter. Resultatene kan ofte lagres fortløpende (logging), og forskjellige estimater kan leses ut etter prøvetaking, som bl.a. middelverdi, maksimums- og minimumsverdi og standardavvik. Instrumentene er ofte utstyrt med en alarm som aktiviseres når en viss verdi overskrides. Måleprinsippene hos mange instrumenttyper og egenskaper er beskrevet i NS-EN 45544-4. De viktigste typene direktevisende instrumenter er sammenfattet i tabell 3.1.

Med bærbare instrumenter kan målinger utføres på mange ulike steder i løpet av kort tid. Bærbare instrumenter er derfor nyttige ved kartlegging av eksponeringskilder i forundersøkelsen (pkt. 2.2) og ved seleksjon av arbeidstakere for eksponeringsmålinger i detaljerte undersøkelser (pkt. 2.3.1).

En svakhet ved flere instrumenter er at de er unøyaktige og mindre spesifikke sammenlignet med de andre metodene som er beskrevet i pkt. 3.3–3.6. Få instrumenter er dessuten utviklet for personbårne målinger, men antallet er økende. Direktevisende instrumenter er spesielt egnet for kartlegging av luftforurensninger i arbeidsatmosfære i forundersøkelsen (pkt. 2.2), og for måling av gasser som har en administrativ norm med takverdi.

Kalibrering av instrumentet er en forutsetning for å få pålitelige måleresultater. Instrumenter som har lav spesifisitet, bør kalibreres i samme atmosfære hvor instrumentet skal brukes, f.eks. ved sammenligning med standardmetoder. Kalibrering av instrumenter beskrives vanligvis i bruksanvisningen, men ofte omtales bare kalibrering av det elektriske systemet. Det er viktig å merke seg at dette ikke er tilstrekkelig, og at instrumenter også må kalibreres i atmosfære med kjent konsentrasjon. NS-EN 45544-4 stiller krav til dokumentasjon om kalibrering og kalibreringsprosedyrer.

Hvis en ønsker å måle relative forskjeller i eksponering, er absolutt kalibrering av mindre betydning, for eksempel ved evaluering av forebyggende tiltak, og ved utvelgelse av grupper for eksponeringsmålinger.

I slike tilfeller er det viktig at målingene utføres over relativt kort tid for å unngå drift i instrumentet.

3.2.6 Materialprøver

Ved orienterende undersøkelser kan det være hensiktsmessig å analysere materialprøver (bulkprøver) for å avklare forekomst av stoffer som er spesielt helsefarlige.

Hvis slike stoffer påvises, må det ofte tas spesielle hensyn når materialet håndteres på arbeidsplassen.

Mest utbredt er undersøkelser av bygningsmaterialer for asbest før saneringseller reparasjonsarbeid settes i gang. Et annet eksempel er midler til sandblåsing som ikke skal inneholde mer enn 1 % krystallinsk silika.

Ellers kan materialprøver være nødvendige i analysen av luftprøver, som ved analyse av oljetåke hvor oljeprøven benyttes som referanse.

3.3 Måling av aerosoler

3.3.1 Definisjoner

Aerosol er i denne sammenhengen en felles betegnelse på finfordelte partikler av fast stoff, væske eller en blanding av fast stoff og væske i luft. *Tåke* og *støv* er generelle betegnelser på aerosoler av henholdsvis væsker og faste stoffer som omfatter alle partikkelstørrelser som har en viss oppholdelsestid i luft. Røyk er betegnelsen på aerosoler av meget små faste partikler som er dannet i kjemiske eller termiske prosesser.

En av faktorene som har betydning for om inhalerte partikler fra en aerosol kan forårsake helseskade, er partikkelstørrelsen. Partikkelstørrelsen er definert ved *partikkelens aerodynamiske diameter,* d_{ae}. Aerodynamisk diameter er avhengig av partikkelens tetthet, form og størrelse, og den tilsvarer diameteren til en sfærisk partikkel med tetthet lik 1 gcm^{-3} og med samme fallhastighet som den aktuelle partikkelen.

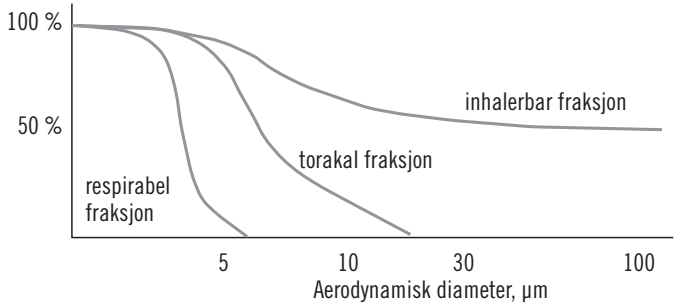
Ved prøvetaking av aerosoler er følgende partikkelfraksjoner av interesse (NS-EN 481):

Inhalerbar fraksjon: Massefraksjonen av det totale antallet luftbårne partikler som kan inhaleres gjennom nese og munn.

Torakal fraksjon: Massefraksjonen av inhalerte partikler som kan passere forbi nese og munn.

Respirabel fraksjon: Massefraksjonen av inhalerte partikler som kan trenge ned til de terminale bronkiolene og lungeblærene.

Fraksjonene er definert med formler som beskriver andelen som inngår i de ulike fraksjonene som funksjon av aerodynamisk diameter. Inhalerbar fraksjon kan som en tilnærmelse beskrives som partikler ≤ 100 µm, torakal fraksjon < 30 µm og respirabel fraksjon < 10 µm.



Figur 3.3.1 Andel av den totale aerosolen som funksjon av partikkelstørrelse som inngår i inhalerbar, torakal og respirabel fraksjon som definert i NS-EN 481.

Ved prøvetaking av aerosoler må en ta hensyn til hvilken av disse fraksjonene som er relevant med tanke på vurdering av helsefare, og velge prøvetakingsutstyr som tilfredsstiller kravene til oppsamlingseffektivitet for de ulike fraksjonene.

3.3.2 Utstyr for prøvetaking av aerosoler på filter

Prøvetakingspumper

Til personlig prøvetaking av forurensninger i arbeidsatmosfære benyttes bærbare pumper hvor en kjent mengde luft blir pumpet gjennom et oppsamlingsmedium. Ved etterfølgende analyser kan konsentrasjonen av forurensninger i luften bestemmes, og for eksempel sammenliknes med administrativ norm for forurensninger i arbeidsatmosfære.

Pumper som skal benyttes ved prøvetaking, skal minimum oppfylle følgende betingelser:

- ha automatisk flowkontroll som holder luftstrømmen konstant selv om undertrykket over filtret endres i prøvetakingsperioden som følge av støvbelastningen
- ha mulighet for justering av luftstrømmen
- ha driftstid på minst to timer, helst åtte timer med fullt oppladde batterier
- være tilnærmet pulseringsfrie

I tillegg er det en fordel at pumpen enten har en indikator som viser funksjonsfeil, eller en automatisk stoppfunksjon slik at den stanser hvis luftstrømmen endres vesentlig i prøvetakingsperioden, og at stopp-tidspunkt registreres.

For nærmere informasjon om krav til pumper henvises det til følgende standarder: NS-EN 1232, NS-EN 12919 og NEK EN 60079-0.

Filterholdere

Valg av filterholdere er avhengig av hvilken aerosolfraksjon man ønsker å ta prøve av. For prøvetaking av inhalerbar fraksjon skal det velges en kassett med oppsamlingseffektivitet som følger konvensjonen for inhalerbar fraksjon, se NS-EN 481.

Ved prøvetaking av respirabel fraksjon kan syklon benyttes. Dette er en foravskiller som fjerner ikke-respirable partikler fra aerosolen. Den respirable fraksjonen samles deretter opp på et filter. Filterholdere skal håndteres og monteres etter anvisning fra leverandør eller laboratorium.

Fastsettelse av administrative normer for aerosoler er ikke basert på spesielle prøvetakingsmetoder. Ved prøvetaking har man tradisjonelt benyttet en tredelt plastkassett med diameter 37 mm eller 25 mm. Disse kassettene har vist seg ikke å tilfredsstille kravene til prøvetaking av inhalerbar fraksjon beskrevet i NS-EN 481. Ved prøvetaking av aerosoler med aerodynamisk diameter > 15 µm, vil den inhalerbare fraksjonen bli underestimert ved bruk av disse tredelte kassettene. Det foreligger imidlertid ikke andre prøvetakingsmetoder som oppfyller kravene i NS-EN 481 for aerosoler med aerodynamisk diameter 15 µm. Det er derfor foreløpig mest korrekt å benytte tradisjonelt utstyr hvis resultatene skal sammenliknes direkte med gjeldende administrative normer. Normene for aerosoler vil gradvis bli vurdert i forhold til NS-EN 481.

Det er viktig å merke seg at prøvetakingskassetter som er utviklet for personlig prøvetaking, ikke nødvendigvis vil ha samme egenskaper når de blir benyttet stasjonært som når de blir benyttet personlig. Dette skyldes aerodynamiske effekter.

Filter

Valg av filtermateriale er avhengig av filterholderens utforming og hvilke analyser som skal utføres. Vanligvis er prøvetakingskassettene utformet for filtre med diameter på 25 mm eller 37 mm. For prøvetaking av fiberholdig støv benyttes filter med rutenett.

Rotameter
Til måling av luftstrømmen gjennom filtret før og etter prøvetaking, kan det benyttes eksternt rotameter som kan avleses med en nøyaktighet på ± 0,1 l/min. Rotameteret skal kalibreres jevnlig mot en standard.

Luftstrømmen som skal benyttes ved prøvetaking, er avhengig av valg av kassettype og skal innstilles etter anvisning fra leverandør eller laboratorium.

3.3.3 Direktevisende utstyr

Det mest utbredte prinsippet for måling av aerosoler med direktevisende utstyr, er basert på lysspredning. Intensiteten av lysspredningen gir et mål for antallet partikler som blir belyst. Egenskaper ved partikler, som størrelse, form, overflatestruktur og optiske egenskaper, influerer på intensiteten av lysspredningen. Fordi administrative normer for aerosoler er basert på masse, må partikkelvekten estimeres fra lysspredning og antatt tetthet. Instrumentene må derfor fortrinnsvis kalibreres med støvtypen som skal måles. Mest praktisk (og antakelig best) er det å utføre kalibreringen ved samtidig prøvetaking på filter i arbeidsmiljøet som skal kartlegges.

En klasse av direktevisende instrumenter for aerosoler er såkalte fotometre. Disse instrumentene underestimerer partikler større enn 10 µm. Denne feilen kan kompenseres hvis det benyttes instrumenter som teller enkeltpartikler og klassifiserer disse etter størrelsen.

Prøvetaking av store partikler er vanskelig med stasjonært utstyr, fordi slike partikler sedimenterer raskt. Konsentrasjonen av store partikler nær stasjonære prøvetakere er som oftest lavere enn i innåndingssonen. Sedimentasjon av store partikler fører også til at støvkonsentrasjonen kan endre seg betydelig over korte avstander og over kort tid.

Egenskapene til direktevisende instrumenter for aerosoler er sammenfattet i Tabell 3.1.

3.4 Bioaerosoler

Mulighetene for vurdering av eksponering for bioaerosoler er begrenset ved at det finnes få normer som kan benyttes. Det finnes normer for trestøv som kan måles ved prøvetaking på filter som ellers for aerosoler. Trestøv bestemmes gravimetrisk, og vurderingen av resultatet hviler på antakelsen om hvilken andel trestøv utgjør av total konsentrasjon på filteret.

Eksponering for mikroorganismer som muggsopp og bakterier, er blitt viet betydelig oppmerksomhet i de siste 10–15 år, men det er ennå langt igjen til en

generell forståelse for hvordan eksponeringsnivåer skal vurderes. Det benyttes mange ulike metoder som også kan gi vesentlig forskjellige svar.

For vurdering av smittefare bør såkalte dyrkningsmetoder benyttes fordi mikroorganismer må være levende for å kunne forårsake infeksjoner. For allergisk og ikke-spesifikk irritasjon er slike metoder mindre egnet. Metoder basert på prøvetaking på filter og analyse med mikroskopi og immunkjemi er tatt i bruk og har vist interessante resultater.

En standard for måling av mikroorganismer og endotoksin (et toksin fra Gram-negative bakterier) i arbeidsatmosfæren er under utarbeiding (NS-EN 13098). Foreløpig er man imidlertid henvist til å sammenligne med eksponeringsmålinger utført i relevante arbeidsmiljø for vurdering av måleresultater og kvalitativ vurdering av eksponering. Arbeidstilsynet har utgitt flere publikasjoner til hjelp ved vurdering av eksponering for bioaerosoler, (best.nr.: 537, 546, 549, 550), se referanselista.

3.5 Løsemidler og andre flyktige organiske forbindelser

3.5.1. Adsorbenter

Den vanligste prøvetakingsmetoden for løsemidler og flyktige organiske forbindelser er oppsamling på en adsorbent ved hjelp av aktiv eller passiv prøvetaking. Aktivt kull er den mest brukte generelle adsorbenten for løsemidler, men det finnes en rekke andre adsorbenter som kan brukes til generelle eller mer spesifikke oppgaver (CEN/TC 137/WG2/N252, CEN/TC 137/WG2/N253).

For oppsamling av reaktive og ustabile forbindelser, som f.eks. formaldehyd, anvendes adsorbsjonstrør som inneholder adsorbent impregnert med et egnet derivatiseringsreagens. Impregnerte filtre kan også benyttes. De reaktive stoffene vil i oppsamlingstrinnet reagere med dette reagenset og danne et stabilt derivat, kjemisorpsjon. Impinger, dvs. gassvaskeflasker med reagensløsning, kan også brukes til prøvetaking, men denne teknikken egner seg best til stasjonære prøver.

3.5.2 Prøvetaking med adsorpsjonsrør

Adsorpsjonsrør – kullrørsmetoden

Prøvetaking av løsemidler og flyktige organiske forbindelser utføres generelt med kullrørsmetoden som anvender adsorpsjonsrør fylt med aktivt kull, for det meste såkalte NIOSH-type kullrør. Disse kullrørene er fylt med to kullseksjoner, en hoveddel og en kontrolldel som analyseres for kontroll av overbelastning. Metoden er nærmere beskrevet i ISO/FDIS 16200-1, som også omfatter andre adsorbenter.

Det finnes enkelte løsemidler hvor andre adsorbenter anbefales. F.eks. anbefales silikagelrør for metanol og N-metyl-2-pyrrolidon. For ketoner er tap under lagring påvist ved oppsamling på kullrør. Dette problemet kan elimineres ved prøvetaking med silikagelrør, men denne adsorbenten har generelt sett lavere kapasitet for løsemidler enn kullrør. I situasjoner med mange og ulike typer løsemidler, kan det derfor være nødvendig å ta prøver parallelt med forskjellige adsorbenter.

Kullrørenes kapasitet varierer med type løsemiddel og hvilken blanding av løsemidler som foreligger. Det er derfor viktig å tilpasse prøvetakingsbetingelsene for å unngå overbelastning av kullrøret, dvs. prøvetakingshastighet og -tid. En prøvetakingshastighet på 50 ml/min er vanlig, og et totalt luftvolum på maksimalt 10–12 liter (3–4 timers prøvetid) anses i de fleste eksponeringssituasjoner passende for å unngå overbelastning. For enkelte polare og svært flyktige forbindelser, f.eks. etanol og eter, kan det være nødvendig med kortere prøvetid for å unngå overbelastning.

Kullrørsmetoden kan også anvendes til korttidsprøver, f.eks. 15 min, hvis ønskelig.

3.5.3 Prøvetaking med dosimetre

Passive prøvetakere benyttes primært til personlige langtidsmålinger. Til oppsamling av løsemidler og flyktige organiske forbindelser er aktivt kull i form av en kullplate eller granulert kull den mest anvendte adsorbenten. Metoden er nærmere beskrevet i ISO/FDIS 16200-2, som også beskriver ulike dosimetre og andre adsorbenter.

Det er to typer passive prøvetakere avhengig av fysisk utforming, en flat type (badge) og en rør-type. Badge-type prøvetakere har en høy oppsamlingshastighet. Luftstrømmer forbi dosimeteroverflaten må ha en hastighet på minimum 5–10 cm/s. Denne typen prøvetakere bør derfor ikke benyttes til stasjonær prøvetaking i områder med lite luftbevegelse, men kan brukes til personlig prøvetaking hvor kroppens naturlige bevegelser gir tilstrekkelig luftbevegelse. Badge-type prøvetakere kan også benyttes til korttidsprøver (15 min.) under forhold hvor man forventer relativt høye konsentrasjoner.

Det finnes badge-type dosimetre med kontrolldel, men en forutsetning for å bruke disse er at hoveddel og kontrolldel fysisk skilles etter endt prøvetaking. Hvis ikke, vil intern diffusjon kunne ødelegge for kontroll av overbelastning.

Rør-type prøvetakere har lave oppsamlingshastigheter, men de krever en minimum luftstrømshastighet forbi dosimetret på bare 0,1 cm/s, og de kan brukes i de fleste målesituasjoner. Denne typen prøvetakere er bare egnet til helskiftprøver.

3.5.4 Direktevisende instrumenter

Det finnes flere typer instrumenter som kan brukes for måling av flyktige organiske forbindelser. Disse er sammenfattet i tabell 3.1.

3.6 Uorganiske gasser og damper

3.6.1 Prøvetakingsutstyr

Dosimetre og indikatorrør

Prinsippet for dosimetre og indikatorrør er beskrevet i pkt. 3.2.4.

Impregnerte filtre

Mange uorganiske gasser kan samles opp på impregnerte filtre. Prinsippet er basert på en kjemisk reaksjon mellom forurensningen og et kjemisk reagens, som danner en stabil forbindelse. Gassfiltre pakkes i vanlige filterkassetter som beskrevet i pkt. 3.3.2.

Impinger (gassvaskeflasker)

Prinsippet for impinger/gassvaskeflasker er beskrevet i pkt. 3.2.4. Dette prøvetakingsutstyret egner seg best til stasjonær prøvetaking.

3.6.2 Direktevisende utstyr

Det mest utbredte prinsippet for måling av uorganiske gasser i arbeidsatmosfæren er basert på en elektrokjemisk reaksjon mellom sensor og gassen. Prinsippet er basert på diffusjon av gassmolekyler over en membran og inn i et kjemisk system hvor det skjer en kjemisk reaksjon.

Mange sensorer er kryssfølsomme overfor enkelte andre gasser. Sensorene skal kalibreres jevnlig mot en kalibreringsgass med kjent konsentrasjon. Sensorene har begrenset levetid, fra måneder til år.

De fleste instrumenter har mulighet for innebygd loggfunksjon og alarmgrenser.

3.7 Kombinert prøvetaking

I enkelte sammenhenger vil det være aktuelt med samtidig prøvetaking av aerosol og damp/gass. Dette gjøres ved seriekobling av aerosolfilter for oppsamling av partikulært materiale og en adsorbent eller gassfilter for oppsamling av damp eller gass.

4 Evaluering av tiltak

Når tiltak skal settes i verk, er det ofte ønskelig å vise at tiltaket har effekt. Dette kan dokumenteres ved å sammenligne eksponeringsnivåene før og etter tiltaket. Under planlegging av denne type målinger, må det tas hensyn til at det kan ha oppstått endringer i prosessen under innføringen av tiltaket. Slike endringer kan være økt eller redusert arbeidsintensitet og produksjon, råstoffer kan endre karakter, og værforholdene kan påvirke materialer og ventilasjonen i bedriften. Det er derfor viktig å sette i verk tiltak som skal evalueres i perioder hvor forholdene forventes å være stabile. Det en fordel hvis undersøkelsene kan utføres så nær hverandre i tid som mulig, fordi endringer i forholdene da blir mindre sannsynlige. Andre kilder til variasjon som det må tas hensyn til, er den tilfeldige dag-til-dag-variasjonen og forskjeller mellom personer.

Hvis en antar at forholdene ikke har endret seg under iverksetting av et tiltak, er det nok å ta hensyn til forskjell i eksponering mellom personer og variasjon mellom dager. For å redusere feilkilden fra personer med forskjellig eksponering, bør man måle eksponering hos de samme personer med like mange målinger før og etter tiltak. Dag-til-dag-variasjonen er en følge av naturlige variasjoner i arbeidsmønsteret. Målingene bør derfor fordeles over flest mulig dager, minimum én uke hvis prøvetakingstiden er 8 timer. Antallet målinger er da avhengig av følgende faktorer:

- målet for den endringen i eksponering en ønsker å påvise
- variabilitet av eksponeringen (dag til dag, person til person)
- sannsynlighet for å ta feil hvis det ikke er en forbedring (type I feil[7])
- sannsynlighet for ta feil hvis det er en forbedring (type II feil).

7 Se statistisk faglitteratur for definisjoner

Hvis det tar for kort tid å sette i verk et tiltak, for eksempel mindre enn 1 time, kan det være effektivt å benytte direktevisende utstyr. Forholdene før og etter tiltak er da ofte sammenlignbare, og en kan måle mange verdier i løpet av relativt kort tid.

I det ovenstående er det tatt utgangspunkt i personlige målinger. Stasjonære målinger kan benyttes hvis tiltak som tar sikte på å senke konsentrasjonen i den generelle arbeidsatmosfæren, ønskes evaluert. Slike vurderinger har imidlertid mindre verdi for arbeidstakere som får en betydelig del av sin eksponering fra punktkilder, så sant ikke stasjonært måleutstyr er plassert i arbeidstakers innåndingssone.

Hvis endringer i forholdene ikke kan unngås, er det viktig å registrere faktorer som en antar har betydning, som dagens produksjon, produksjonsforstyrrelser o.l. Det kan eventuelt være mulig å ta høyde for slike faktorer med statistiske metoder som multippel regresjon og kovariansanalyse. For mer informasjon henvises til statistisk faglitteratur.

Vedlegg 2 gir eksempel på statistisk evaluering av tiltak og beregning av antall prøver.

Analyseprinsipp	Komponenter	Responstid	Selektivitet	Tid mellom kalibrering
Flammeionisasjon	flyktige organiske forbindelser	hurtig	ikke selektiv	uker
Fotoionisasjon	mange flyktige organiske forbindelser	hurtig	begrenset	uker
Elektroncapture	halogenerte flyktige organiske forbindelser	hurtig	ikke mellom komponenter interferens fra oksygen- og nitrogenholdige forbindelser	ikke kjent
Infrarødspektrofotometri	mange flyktige organiske forbindelser og uorganiske gasser	noen sekunder	avhengig av bølgelengde	uker/måneder
Ultrafiolett- og synlig lysfotometri	svoveldioksid, nitrogendioksid, klor, ozon	noen sekunder	avhengig av bølgelengde	uker/måneder
Elektrokjemisk	karbonmonoksid, hydrogensulfid, svoveldioksid, nitrogendioksid, klor, hydrogenklorid	vanligvis > 30 s	begrenset kan økes med selektive membraner	avhengig av komponent
Kolorimetri	mange reaktive flyktige stoffer, isocyanat	noen minutter	avhengig av kjemisk reaksjon	uker
Kjemoluminisens	nitrogenoksider, ozon	sekunder til minutter	høy	uker/måneder
Lysspredning-fotometri	aerosoler	30–60 s	lav sensitivitet for partikler >10 µm avhengig av støvtype	daglig
Lysspredning-partikkeltelling	aerosoler	30–60 s	avhengig av støvtype	daglig

Tabell 3.1 Direktevisende måleinstrumenter: måleprinsipper og egenskaper.

Vedlegg 1: Statistisk vurdering av måleresultater

Nedenfor er noen aktuelle størrelser definert. For nærmere definisjoner og gyldighet, henvises til statistiske bøker. NS-EN 689 gir en del andre eksempler enn det som presenteres her.

Aritmetisk middelverdi:

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^{n} x_i}{n}$$

x_i = *måleresultat*

$\sum_{i=1}^{n} x_i$ = *summen av* $x_1 + x_2 + \cdots + x_n$

n = *antall målinger*

Standardavvik:

$$(SD) = \sqrt{\frac{\sum (x_i - \bar{x})^2}{(n-1)}}$$

x_i = *måleresultat*

$\bar{x}$ = *aritmetisk middelverdi*

n = *antall målinger*

$n-1$ = *antall frihetsgrader*

t-verdi:
Middelverdien kan testes mot en referanseverdi, for eksempel administrativ norm (ADN), ved å beregne t-verdien. Ved hjelp av t-verdien estimeres sannsynlighetsnivået for at eksponeringen er større enn referanseverdien. Dette kan gjøres ved hjelp av tabeller som finnes i de fleste statistikkbøker.

$$t = \frac{\left|\mu - \bar{x}\right|}{(SD)}\sqrt{n}$$

m = *sann verdi / referanseverdi*

$\bar{x}$ = *aritmetisk middelverdi*

(SD) = *beregnet standardavvik*

n = *antall målinger*

Som oftest er måleserier ikke normalfordelte, men såkalte lognormalfordelte. Det vil si at logaritmene følger en normalfordeling. Statistiske beregninger bør da utføres på log-transformerte måledata og administrative normer.

Eksempel 1
Eksponering for sveiserøyk ble målt hos en sveiser over 5 dager med personbåret utstyr med prøvetakingskassett under masken og prøvetakingstid 8 timer. Måleverdiene er (i mg/m³):

3,6
3,0
5,5
4,0
2,2

Forholdene antas å være representative for sveisearbeidet som sveiseren vanligvis utfører. Den administrative normen (ADN) for røyk fra sveising på ulegert stål er 5 mg/m³ (2001). Verdiene er normalfordelte.

Vurdering:
Middelverdien:

$$\bar{x} = \frac{3,6+3,0+5,5+4,0+2,2}{5} = \underline{3,66\,mg/m^3}$$

Standardavviket:

$$(SD) = \sqrt{\frac{(3,6-3,66)^2+(3,0-3,66)^2+(5,5-3,66)^2+(4,0-3,66)^2+(2,2-3,66)^2}{5-1}} = \underline{1,23\ mg/m^3}$$

Middelverdien testes mot ADN (her er μ = ADN) ved å beregne t-verdien:

$$t = \frac{\left|ADN-\bar{x}\right|}{(SD)}\sqrt{n} = \frac{5-3,66}{1,23}\sqrt{5} = \underline{2,44}$$

Antall frihetsgrader: $5-1=\underline{4}$

Fra tabell over t-fordelingen ser man at verdien 2,44 gir en sannsynlighet mellom 2,5 og 5 % for en ensidig test. En del tabeller oppgir t-verdier for tosidige tester. Ved bruk av en slik tabell ville den avleste verdien for 2,44 gi en sannsynlighet mellom 5 og 10 %. Siden vi trenger en ensidig test må sannsynlighetsnivået halveres slik at sannsynligheten vil ligge mellom 2,5 og 5 %.

Ifølge tabell 4 (se under) blir da vurderingen at periodiske målinger er nødvendig.

Sannsynlighet for overskridelse av ADN	Vurdering
≤ 0,1 %	Eksponeringen er akseptabel forutsatt ingen endringer i situasjonen
0,1 % < ADN ≤ 5 %	Periodisk målinger
> 5 %	Normen er overskredet, tiltak og ny kartlegging er nødvendig

Tabell 4

Eksempel 2
En møbelsnekker er eksponert for trestøv fra furu som er målt over 5 dager med personbåret utstyr og prøvetakingstid 8 timer. Måleverdiene er i mg/m³:
0,92 1,02 1,68 1,21 0,54

Forholdene antas å være representative for arbeidet som møbelsnekkeren vanligvis utfører. Den administrative normen for støv fra nordiske treslag er 2 mg/m³ (2001). Verdiene er normalfordelte.

Vurdering:
Middelverdien:

$$\bar{x} = \frac{0,92 + 1,02 + 1,68 + 1,21 + 0,54}{5} = \underline{1,07\, g / m^3}$$

Standardavviket:

$$(SD) = \sqrt{\frac{(0,92-1,07)^2 + (1,02-1,07)^2 + (1,68-1,07)^2 + (1,21-1,07)^2 + (0,54-1,07)^2}{5-1}} = \underline{0,42 g / m^3}$$

t-verdien:

$$t = \frac{|2 - 1{,}07|}{0{,}42}\sqrt{5} = \underline{4{,}95}$$

Verdien 4,95 ligger nær 0,5 % sannsynlighet for en ensidig test. Ifølge tabell 4 blir da vurderingen at periodiske målinger er nødvendige. Hvis fortsatte målinger holder seg på samme nivå, vil t-testen gi lavere sannsynlighetsnivå når antall målinger øker, og vil kunne komme under 0,1 %, som er øvre grense for akseptable forhold (dette skyldes faktoren n i beregningen av t). Siden trestøv er kreftfremkallende, er det bedre å redusere eksponeringen ved tiltak slik at risiko reduseres. Samtidig unngås kostnader med et periodisk måleprogram.

Vedlegg 2: Statistisk metode for evaluering av tiltak

Nedenfor er noen aktuelle størrelser definert. For nærmere definisjoner og gyldighet henvises til statistiske bøker.

Estimering av antall uavhengige målinger er gitt etter følgende uttrykk:

$$n = \frac{(Z_\alpha + Z_\beta)^2 2(SD)^2}{(\mu - \bar{x})^2}$$

Z_α og Z_β *avleses fra tabell over normalfordelingen for* α *og* β
(SD) = «standardavviket»
μ = *referanseverdi*
$\bar{x}$ = *aritmetisk middelverdi*

Beregning av felles standardavvik for 2 måleserier (for eksempel før og etter tiltak), når standardavvikene for de enkelte måleseriene ikke er signifikant forskjellige:

$$(SD)_{felles} = \sqrt{\frac{(n_{før} - 1)(SD)^2_{før} + (n_{etter} - 1)(SD)^2_{etter}}{n_{før} + n_{etter} - 2}}$$

$n_{før}$ = *antall målinger før tiltak*
n_{etter} = *antall målinger etter tiltak*
$(SD)_{før}$ = *beregnet standardavvik før tiltak*
$(SD)_{etter}$ = *beregnet standardavvik etter tiltak*

t-verdien for estimering av sannsynligheten for effekt av tiltak:

$$t = \frac{\left|\bar{x}_{før} - \bar{x}_{etter}\right|}{(SD)_{felles}} \sqrt{\frac{n_{før} n_{etter}}{n_{før} + n_{etter}}}$$

Eksempel 1
Eksponeringen har en middelverdi på 10 mg/m³, standardavviket er 4 mg/m³. En ønsker å redusere eksponeringen med 5 mg/m³. Sannsynligheten for type I feil er 5 % (tosidig test) og sannsynligheten for type II feil er 10 % (ensidig test).

Vurdering:
Sannsynligheten for type I feil er 5 % (tosidig test) $\Rightarrow 2\alpha = 0,05 \Rightarrow \alpha = 0,025$

Sannsynligheten for type II feil er 10 % (ensidig test) $\Rightarrow \beta = 0,1$

Fra tabell over standard normalfordeling finnes

$Z\alpha$ og $Z\beta$ for $(1 - \alpha) = 0{,}975$ og $(1 - \beta) = 0{,}9$:

$Z\alpha = 1{,}96$

$Z\beta = 1{,}28$

Antall målinger (n) som må utføres før og etter tiltak:

$$n = \frac{(1{,}96 + 1{,}28)^2 2 \cdot 4^2}{(5 - 10)^2} = \underline{13{,}4}$$

n = 14 er et minimum estimat fordi måleverdier i små serier (n < 30) følger en t-fordeling som har større spredning enn normalfordelingen. Siden måleserier ofte er log-normalfordelte (skjev fordeling med hale til høyere verdier) bør måleverdiene transformeres ved å ta logaritmer av måleverdiene. Beregningene utføres deretter som vist ovenfor.

Eksempel 2
Eksponering for totalstøv er målt ved fylling av dyrefor over 2 uker før og etter installasjon av punktavsug. Prøvene ble tatt som personbårne prøver over hele arbeidsskift.

Måleverdiene er i mg/m³:

Før	5,7	6,5	4,9	6,1	5,8	6,8	4,4	5,0	6,6	6,0
Etter	3,6	3,2	4,4	2,8	4,0	4,6	3,8	2,4	4,7	5,1

Forholdene og produksjonen har vært tilnærmet lik før og etter tiltaket. Verdiene er normalfordelte.

Vurdering:
Formler for beregning av aritmetisk gjennomsnitt og standardavvik er gitt i vedlegg 1.

Eksponeringen før tiltaket har et aritmetisk gjennomsnitt: $\bar{x}_{før} = 5,78 mg / m^3$

Standardavvik før tiltak: $(SD)_{før} = 0,79 mg / m^3$

Aritmetisk gjennomsnitt etter tiltak: $\bar{x}_{etter} = 3,86 mg / m^3$

Standardavvik etter tiltak: $(SD)_{etter} = 0,87 mg / m^3$

Felles standardavvik for begge måleseriene:

$$(SD)_{felles} = \sqrt{\frac{(10-1)0,79^2 + (10-1)0,87^2}{10+10-2}} = \underline{0,83 mg / m^3}$$

t-verdien blir da:

$$t = \frac{|5,78 - 3,86|}{0,83} \sqrt{\frac{10 \cdot 10}{10+10}} = \underline{5,17}$$

t-verdien gjelder for 20 – 2 = 18 frihetsgrader. En t-tabell viser da at forskjellen er signifikant på < 0,1 % nivå. Konklusjonen er at tiltaket har hatt en påvisbar effekt.

Vedlegg 3: Definisjoner

Fra ISO 5725–1
Nøyaktighet: Overensstemmelse mellom et testresultat og en akseptert referanseverdi.
NB: Nøyaktighet omfatter en kombinasjon av tilfeldige feil og systematiske feil
Presisjon: Nærhet (i) overensstemmelse mellom uavhengige testresultater under-fastsatte betingelser.

Referanser

Best.nr.	Tittel
361	Administrative normer for forurensning i arbeidsatmosfære (veiledning)
518	Forskrift om verne- og helsepersonale
537	Helserisiko ved muggvekst på trelast (orientering)
544	Forskrift om systematisk helse-, miljø- og sikkerhetsarbeid i virksomheter (internkontrollforskriften)
546	Innsamling og håndtering av husholdningsavfall (veiledning)
549	Biologiske faktorer (veiledning)
550	Forskrift om vern av arbeidstakere mot farer ved arbeid med biologiske faktorer
566	Forskrift om vern mot eksponering for kjemikalier på arbeidsplassen

Boleij JSM, Buringh E, Heederik K og Kromhout H: Occupational hygiene of chemical and biological agents, Elsevier, Nederland, 1995, ISBN 0-444-81997-5

Leidel NA, Bush KA og Lynch JR: Occupational exposure sampling strategy manual, US Department of health, education, and welfare. NIOSH, Cincinnati, Ohio, USA, 1977. DHEW (NIOSH) Publication No. 77–173.

Moen BE et al: Håndbok i bedriftshelsetjeneste. Del 2 Kjemiske arbeidsmiljøfaktorer. Universitetet i Bergen, 1992. ISBN 82-91232-02-4

Mulhausen JR og Damiano J: A strategy for assessing and managing occupational exposures, 2nd ed. AIHA Press, American Industrial Hygiene Association, USA, 1998, ISBN 0-932627-86-2

Vincent JH: Aerosol science for industrial hygienists. Pergamon,Elsevioer Science. Ltd., Oxford, UK, 1995, ISBN 00-08-042029-X

Standarder

NS-EN 481 Arbeidsplassluft – Definisjoner av partikkelstørrelse for måling av luftbårne partikler

NS-EN 482 Generelle krav til utførelse av måling av kjemiske midler. (Workplace atmospheres – General requirements for the performance of procedures for the measurement of chemical agents. CEN, Brussels (1994)

NS-EN 689 Arbeidsplassluft – Veiledning for vurdering av eksponering for kjemiske stoffer ved innånding og målestrategi for sammenligning med grenseverdier.

NS-EN 838 Arbeidsplassluft – Diffusive prøvetakere for bestemmelse av gasser og damper – Krav og prøvingsmetoder

NS-EN 1076 Arbeidsplassluft – Pumpedrevne samlerør for bestemmelse av gasser og damper – Krav og prøvingsmetoder

NS-EN 1231 Luftforhold på arbeidsplassen – Måleinnretning med korttidsdetektorer – Krav og prøvingsmetoder

NS-EN 1232 Arbeidsplassluft – Pumper for prøvetaking av kjemiske stoffer – Krav og prøvingsmetoder

NS-EN 12919 Workplace atmospheres – Pumps for sampling of chemicals agents with a volum flow rate over 5 l/min – Requirements and test methods

NS-EN 13098 Workplace atmospheres – Guidelines for measurement of airborne micro-organisms and endotoxin. CEN, European Committee for Standardization, Brussels

NS-EN 45544-4 Workplace atmospheres – Electrical apparatus used for the direct detection and direct concentration measurement of toxic gases and vapours – Part 4: Guide for selection, instalation, use and maintenance

NEK EN 60079-0 Elektrisk utstyr i gasseksplosjonsfarlige omgivelser

ISO 5725-1: Accuracy (trueness and precision) of measurement methods and results – Part 1: General principles and definitions. International Organisation of Standardization, Genève, 1994

ISO/FDIS 16200-1: Workplace air quality – Sampling and analysis of volatile organic compounds by solvent desorption/gas chromatography – Part 1: Pumped sampling method. International Organisation of Standardization, Genève, 2001

ISO/FDIS 16200-2: Workplace air quality – Sampling and analysis of volatile organic compounds by solvent desorption/gas chromatography – Part 2: Diffusive sampling method. International Organisation of Standardization, Genève, 2000

Andre aktuelle publikasjoner fra Arbeidstilsynet

Best.nr.	Tittel
114	Forskrift om arbeid i tanker
231	Forskrift om kullgruvene på Svalbard
235	Forskrift om asbest
366	Arbeid med armert umettet polyester (veiledning)
384	Forskrift om tilsetting av luktstoff til oksygen ved sveising, brenning og varmebehandling
393	Forskrift om arbeid i tankfartøy beskyttet med nøytralgass i lastetankene
441	Forskrift om trykkluftsflasker til dykking og åndedrettsvern. Kontroll, merking og fylling
444	Klima og luftkvalitet på arbeidsplassen (veiledning)
536	Fremstilling og bruk av polyuretanprodukter (Isocyanater) (orientering)
542	Forskrift om arbeid ved avløpsanlegg
547	Forskrift om helse og sikkerhet i forbindelse med bergarbeid
551	Forskrift om sveising, termisk skjæring, termisk sprøyting, kullbu-emeisling, lodding og sliping (varmt arbeid)
558	Forskrift om helse og sikkerhet i forbindelse med boringsrelatert ut-vinningsindustri for landbasert sektor

Statens helsetilsyn har gitt ut publikasjonen «Målemetoder for inneklimaparametre»



Kontakt Arbeidstilsynets svartjeneste
Fagfolk svarer på spørsmål om helse, miljø og sikkerhet på arbeidsplassen, om arbeidsavtaler, arbeidstid, ferie, oppsigelse, kjemisk helsefare, ergonomi, kraner, maskiner, verneombud, mobbing, røyking på arbeidsplassen og mye annet.

Besøk våre nettsider
Her kan du

- finne alle lover og forskrifter vi forvalter
- laste ned kommentarer, veiledninger og annet hjelpemateriell
- finne svar på vanlige spørsmål om arbeidsmiljø og HMS
- bestille publikasjoner og skjema
- lese om kampanjer og artikler om arbeidsmiljø
- se statistikk, pressemeldinger m.m.

Du kan også abonnere på nyheter. Da får du informasjon om regelverk og annet aktuelt stoff om arbeidsmiljø rett til din egen e-postkasse.

Abonner på vårt fagblad Arbeidervern
Her finner du aktuelle artikler om arbeidsmiljøet, om psykososiale forhold, omstilling og HMS. Emnene er belyst gjennom intervjuer og reportasjer. De faste spaltene «Arbeid og helse», «Forskning» og «Jus» tar opp nyttig og populært stoff fra arbeidslivet.
– Troverdig, interessant og viktig, sier våre lesere om bladet i en leserundersøkelse utført av MMI.
Bladet kommer ut 6 ganger i året.

Telefon 815 48 222
www.arbeidstilsynet.no

Publikasjonene bestilles hos:

Gyldendal Akademisk
Postboks 6730 St. Olavs plass
0130 Oslo

Ordretelefon: 23 32 76 61
Ordrefaks: 23 32 76 98
Sentralbord: 22 03 43 00
E-post: kundeservice@gyldendal.no

Publikasjonene kan også bestilles over Internett:

www.gyldendal.no/arbeidsliv eller
www.arbeidstilsynet.no

Arbeidstilsynet

ØT – 1500 – 12.2008