

FORORD

Prøvetaking av helsefarlige kjemikalier er en grunnleggende ferdighet for alle yrkeshygienikere. Det er en nødvendighet for å bestemme mulig eksponering for kjemikalier, og derfor helt avgjørende for risikovurderingene, og dermed prioritering og gjennomføring av tiltak for å hindre at arbeidstakere blir syke eller skadet som følge av kjemikalieeksponering.

Globalt er det stor mangel på yrkeshygienisk kompetanse. For å avhjelpe denne situasjonen noe, ble det i 2009 opprettet en organisasjon for å heve standarden på yrkeshygienisk praksis gjennom å utvikle og gjøre tilgjengelig opplæringsmateriell, og stimulere opplæring og trening i yrkeshygieneferdigheter. The Occupational Hygiene Training Association, OHTA, gjør sitt materiell gratis tilgjengelig gjennom www.OHlearning.com.

Siden 2008 har partene i den norske olje- og gassindustrien jobbet gjennom kjemikalieprosjektet for å gjøre industrien bedre i stand til å håndtere risiko rundt kjemikalier i arbeidsmiljøet. Opplæring er en selvsagt del av dette. Informasjon fra prosjektet er tilgjengelig på www.olf.no/kjemisk

Etter avtale med OHTA, og i samarbeid med Norsk Yrkeshygienisk Forening, har kjemikalieprosjektet gjort denne innføringsboken i prøvetaking av helsefarlige kjemikalier tilgjengelig på norsk.

Med et ønske om at denne kunnskapen i større grad måtte tas i bruk, ikke bare i den norske petroleumsindustrien, men alle steder der kjemikalier blir benyttet.

Jakob Nærheim
Prosjektleder kjemikalieprosjektet

INNHOLDSFORTEGNELSE

FORORD.....	I
INNHOLDSFORTEGNELSE	II
BIDRAGSYTERE	VI
FORKORTELSER.....	VI
1. KURSOVERSIKT	1
1.1 INNLEDNING	1
1.2 FORMÅL MED KURSET.....	1
1.3 LÆRINGSRESULTATER.....	1
1.4 FORMATET PÅ HÅNDBOKEN	1
2. INNFØRING I FYSIOLOGI OG TOKSIKOLOGI.....	2
2.1 MENNESKEKROPPEN.....	3
2.1.1 HJERTE- OG KAR- (SIRKULASJONS-) SYSTEMET	3
2.1.2 LYMFESYSTEMET	3
2.1.3 IMMUNFORSVARET	3
2.1.4 ÅNDEDRETTSSYSTEMET.....	4
2.1.5 FORDØYELSESSYSTEMET.....	4
2.1.6 DET ENDOKRINE SYSTEMET.....	5
2.1.7 HUDEN.....	5
2.1.8 NERVESYSTEMET	6
2.1.9 MUSKULATUREN.....	6
2.1.10 SKJELETTET	7
2.1.11 URINVEIENE.....	7
2.1.12 FORPLANTNINGSSYSTEMET	7
2.2 OPPTAKSVEIER	8
2.3 MÅLORGANER OG -SYSTEMER	9
2.4 DOSE-RESPONSBEGREPET	11
2.4.1 DOSE-RESPONS	13
2.4.2 NIVÅ FOR INGEN PÅVIST SKADELIG EFFEKT.....	13
2.4.3 TERSKELVERDI.....	13
2.4.4 TERSKELVERDI FOR FORGIFTNING.....	15
3. RISIKOVURDERING.....	17
3.1 DEFINISJONER	17
3.1.1 INNLEDNING	17
3.1.2 HELSEFARE	17
3.1.3 EKSPONERING	17
3.1.4 RISIKO	17
3.2 RISIKOVURDERINGSPROSESSEN	19
3.2.1 INNLEDNING	19
3.2.2 INFORMASJON.....	19
3.2.3 KONTROLL AV RISIKO	23
3.2.4 VURDERING AV RISIKO	24
3.2.5 TILTAK.....	27
3.2.6 DOKUMENTASJON	29
3.2.6 STYRING OG LEDELSE	31
4. EKSPONERINGSSTANDARDE / GRENSEVERDIER	33
4.1 PRINSIPPER FOR UTREGNING/FASTSETTING AV STANDARDE.....	33
4.2 GRENSEVERDIER – HELSE BASERTE NORMER	34
4.3 TLV® DEFINISJONER, TERMINOLOGI, ENHETER.....	35
4.3.1 TIDSVEIET GJENNOMSNITT, ADN, TLV-TWA.....	35

4.3.2	KORTTIDSNORM/TLV-STEL	36
	KORTTIDSEKSPONERINGER.....	36
4.3.4	BLANDINGER.....	37
4.3.5	KONSENTRASJONSANGIVELSER - KONVERTERING AV PPM TIL MG/M ³	39
4.4	ANMERKNINGER (NOTASJONER)	40
4.4.1	HUDOPPTAK	40
4.4.2	KREFTFREMKALLENDE STOFFER	40
4.4.5	SENSIBILISERING (ALLERGIFREMKALLENDE).....	42
4.4.6	INDEKSER FOR BIOLOGISK EKSPONERING (BEI®).....	42
4.5	BRUK AV STANDARDER.....	43
4.6	FORLENGEDE / AVVIKENDE ARBEIDSSKIFT	43
4.6.1	"BRIEF OG SCALA"-MODELL.....	43
4.6.2	OSHA-MODELL (DIREKTE PROPORSJONSMODELL).....	44
4.6.3	FARMAKOKINETISK MODELL.....	45
4.7	UTFORDRINGER	45
4.8	BEGRENSNINGER.....	46
4.9	STANDARDER BRUKT I ULIKE LAND.....	46
4.9.1	AUSTRALIA	46
4.9.2	STORBRIANNIA	47
4.9.3	EUROPEISKE GRENSEVERDIER	47
4.9.4	USA – OSHA.....	47
4.9.5	USA - NIOSH	48
4.9.6	USA - AIHA	48
4.9.7	TYSKLAND - MAK-KOMMISJONEN	48
5.	TEORI OG PRAKSIS FOR PRØVETAKING I LUFT	50
5.1	STRATEGIER FOR PRØVETAKING PÅ ARBEIDSPLASSEN	51
5.1.1	STRATEGIER.....	51
5.1.2	KARTLEGGING OG VURDERING.....	53
5.1.4	TOLKING AV RESULTATER.....	63
5.1.5	GRUNNLEGGENDE STATISTISK ANALYSE	64
5.1.6	KVALITETSSIKRING	68
5.2	UFORMING AV KARTLEGGINGEN	69
5.2.1	KVALITATIVE VURDERINGER	69
5.2.2	ANTALL PRØVER.....	71
5.2.3	PRØVETAKINGSMØNSTRE.....	74
5.2.4	PRØVETAKING FOR Å VURDERE AKUTTE ELLER KRONISKE VIRKNINGER	76
5.2.5	DEN PRAKTISKE SIDEN AV PRØVETAKINGSPROGRAMMER	76
5.3	PERSONLIG PRØVETAKING	77
5.3.1	PUSTESONE.....	77
5.3.2	PERSON-TIL-PERSON-VARIASJON	78
5.4	OMRÅDEPRØVETAKING/STASJONÆRE MÅLINGER.....	78
5.4.1	GENERELLE ELLER BAKGRUNNSMÅLINGER	78
5.4.2	PARTIKKELSTØRRELSE	79
5.4.3	KVALITETEN PÅ PUSTELUFT	79
5.5	OVERFLATE- OG ANDRE MÅLINGER	80
5.5.1	MÅLING AV OVERFLATEFORURENSNING	80
5.5.2	MATERIALPRØVER.....	80
5.5.3	HUDEKSPONERING	81
5.6	TRANGE ROM.....	84
5.6.1	IDENTIFISERING AV OG TYPEN HELSEFARER	84
5.6.2	MÅLINGER I TRANGE ROM.....	86
6.	BIOLOGISK OVERVÅKING	88

6.1	GRUNNPRINSIPPER FOR BIOLOGISK OVERVÅKING	89
6.2	DIREKTE BIOLOGISK OVERVÅKING.....	90
6.3	OVERVÅKING AV BIOLOGISK EFFEKT.....	90
6.4	GENERELLE VURDERINGER	90
6.5	BIOLOGISK HALVERINGSTID.....	91
6.6	PRØVETAKINGSTID	91
6.7	VILKÅR FOR URINPRØVER.....	92
6.8	BIOLOGISKE STANDARDER.....	93
6.8.1	INDEKSER FOR BIOLOGISK EKSPONERING	93
6.8.2	ANMERKNINGER.....	94
6.9	KONFIDENSIALITET	95
7.	ANALYSE AV PRØVER.....	96
7.1	INNLEDNING	97
7.2	ANALYSEMETODER.....	97
7.2.1	SPEKTROSKOPI.....	97
7.2.2	KROMATOGRAFI	102
7.2.3	ANDRE ANALYSETEKNIKKER	104
7.2.4	DETEKSJONGRENSER, FØLSOMHET, KJEMISK INTERFERENS	105
7.2.5	KILDER TIL ANALYTISKE METODER / STANDARDER.....	106
7.3	FILTRE.....	107
7.4	LABORATORIEVEKTER	110
7.5	MIKROSKOPI	111
7.6	KVALITETSSIKRING AV ANALYSEN	115
7.6.1	INTERN KVALITETSKONTROLL.....	115
7.6.2	EKSTERN KVALITETSSIKRING	117
8.	PRØVETAKINGSUTSTYR FOR LUFT – STØV, RØYK OG FIBER	118
8.1	INNLEDNING	119
8.2	PRØVETAKINGSPUMPER.....	119
8.3	PRØVETAKINGSENHETER.....	122
8.3.1	DEPONERINGSKURVER	122
8.3.2	PRØVETAKERE.....	124
8.3.3	SPESIELLE PRØVETAKERE.....	129
8.4	PRØVETAKINGSOPPSETT	131
8.5	KALIBRERING AV PRØVETAKINGSUTSTYRET FOR STØV, RØYK OG FIBER.....	134
8.6	UTREGNING AV RESULTATER	139
8.7	DIREKTEVISENDE INSTRUMENTER.....	141
8.8	VEILEDNING FOR UTVELGELSE AV PRØVETAKER	143
9.	PRØVETAKINGSUTSTYR FOR LUFT – DAMP & GASSER.....	144
9.1	INNLEDNING	145
9.2	ØYEBLIKKSPRØVER AV LUFT	145
9.3	AKTIV PRØVETAKING	146
9.3.1	TYPER AV ADSORBSJONSRØR.....	150
9.3.2	ADSORPSJONSRØRS OPPSAMLINGSEFFEKTIVITET.....	154
9.3.3	DESORPSJONSEFFEKTIVITET	155
9.4	PRØVETAKINGSPUMPER.....	155
9.5	BLANDET EKSPONERING FOR FASTE STOFFER/VÆSKE/AEROSL/GASS/DAMP	156
9.6	PASSIVE PRØVETAKERE	157
9.7	UTREGNING AV RESULTATER	159
9.7.1	AKTIV PRØVETAKING.....	159
9.7.2	PASSIV PRØVETAKING.....	160

9.8	DIREKTEVISENDE INSTRUMENTER.....	162
9.8.1	INNLEDNING	162
9.8.2	BEGRENSNINGER	165
9.8.3	VEDLIKEHOLD OG KALIBRERING	166
9.8.4	INSTRUMENTENES EX- SIKKERHET	167
9.8.5	INDIKATORRØR.....	171
10.	FREMLEGGING AV RESULTATER.....	174
	REFERANSER.....	178

BIDRAGSYTERE

Originalversjonen av denne håndboken ble utarbeidet av Brian Davis og John Henderson, School of Health Sciences ved Universitetet i Wollongong, Australia, på vegne av BP. Den er videre oversatt og tilrettelagt for norske forhold av Utdanningsutvalget i Norsk Yrkeshygienisk Forening. En spesiell takk til Berit Bang, Marit Nost Høgseth, Lisbeth Aasmoe, May-Helen Holm, Bjørg Eli Hollund, Kristin Svendsen og Magne Bråtveit som har stått for den siste gjennomgangen av manualen.

Occupational Hygiene Training Association Ltd. vil gjerne takke disse organisasjonene for bidrag til finansiering og utarbeidelse av materialet, og er takknemlig for deres tillatelse til å bruke og tilpasse det.

Vi også fått god hjelp i utarbeidelsen av denne håndboken, og både forfatter og redaktører vil gjerne uttrykke sin takknemlighet til følgende enkeltpersoner og organisasjoner for deres støtte eller bidrag.

3M Aust Pty Limited

AIHA

AIOH

Airmet Scientific Pty Ltd

Ajay Maira

Alan Rogers

BlueScope Steel Pty Ltd

BP International Limited

BOHS

Brian Cox

Coal Mines Technical Services

Diamond Environmental Ltd

DOCEP/WorkSafe WA

Doug Rhodes

Dräger (Aust) Pty Ltd

John Dobbie

Kenelec Scientific Pty Ltd

Laurie Glossop

Markes International Ltd

Megan Tranter

Norsk Yrkeshygienisk Forening

Norges Teknisk Naturvitenskaplige
Universitet (NTNU)

Occupational Hygiene Solutions (OHS)

Oljeindustriens Landsforening (OLF)

Phil Johns

Roger Alesbury

Ron Terpstra

Russell Bond

SKC Inc

Steve Bailey

Terry McDonald

TestSafe Australia

Thermo Fisher Scientific

Tom Kupferer

Trudy Bishop

TSI Incorporated

Supported by



This work is licensed under
a Creative Commons
Attribution-No Derivative
Works Licence

FORKORTELSER

µg	Mikrogram
µg/m ³	Mikrogram per kubikkmeter
µm	Mikrometer
A	Allergifremkallende (notasjon benyttet i ADN)
AAS	Atomabsorpsjonsspektroskopi
ACGIH	American Conference of Governmental Industrial Hygienists
ADN	Administrativ norm (fastsatt av Arbeidstilsynet, Best nr 361)
AIDS	Acquired Immune Deficiency Syndrome
AIHA	American Industrial Hygiene Association
AIOH	Australian Institute of Occupational Hygienists
AK	Akseptkriterie
ALARP	As low as resonable practical
AM	Aritmetisk gjennomsnitt (vanlig gjennomsnitt)
AS	Australsk standard
ATIL	Arbeidstilsynet
BAT	Best available technology (Best tilgjengelig teknologi)
BCIRA	British Cast Iron Research Association
BEI®	Biological Exposure Indices (Indekser for biologisk eksponering)
BIOELV	Binding Occupational Exposure Limit Values (Bindende grenseverdier for yrkeseksponering)
BMGV	Biological Monitoring Guidance Values (Veiledende verdier for biologisk overvåking)
BOHS	British Occupational Hygiene Society
C	Ceiling value (Takverdi – eksponeringsverdi som ikke skal overskrides)
CIS	Konisk inhalerbar prøvetaker
cm	Centimeter
CNS	Sentralnervesystemet
COSHH	Control Of Substances Hazardous to Health (Kontroll med helsefarlige stoffer - brukt om den brittiske Kjemikalieforskriften)
CS ₂	Karbondisulfid
CV	Variasjonskoeffisient
EN	Eksponeringsnivå
ES	Eksponeringsstandard, Eksponeringssenarie (EU-REACH / CLP)
FID	Flammeioniseringsdetektor
g/cm ²	Gram pr. kvadratcentimeter
g/l	Gram pr. liter
GC	Gasskromatografi
GHS	Globalt harmonisert system for klassifisering og merking av kjemikalier
GM	Geometrisk gjennomsnitt
GSD	Geometrisk standardavvik
H	Hudopptak (notasjon benyttet i ADN)
HAZID	Hazard Identification (Fareidentifikasjon)
HAZOP	Hazard and operability study
HEG	Homogen eksponeringsgruppe
HF	Hydrogenfluorsyre
HMS	Helse-, miljø og sikkerhet
HPLC	Høytrykks væskkromatografi
H-setning	Faresetninger jfr CLP (tidligere R-setninger)
IARC	International Agency for Rearch on Cancer (Internasjonalt byrå for kreftforskning – en del av WHO)
ICP	Induktivt koplet plasmaskpektrometri
ILO	International Labour Organization (Internasjonal arbeiderorganisasjon)
IOELV	Indikative grenseverdier for yrkeseksponering

IOM	Institute of Occupational Medicine (privat institutt, Edinburg, UK, http://www.iom-world.org)
IR	Infrarød
ISO	International Organization for Standardization (Organisasjon for internasjonale standarder)
K	Kreftfremkallende (notasjon benyttet i ADN)
L	Liter
L/M	Liter pr. minutt.(l/min)
LD ₅₀	Dødelig dose 50 %
LOD	Level of detection (Deteksjonsgrense)
LOQ	Level of quantification (Kvantiseringsgrense)
M	Mutagen (notasjon benyttet i ADN)
m ³	Kubikkmeter
MCE	Blandet celluloseester
MDA	Metylendianilin
MDHS	Methods for the determination of hazardous substances (Metoder for bestemmelse av farlige kjemikalier)
MEL	Maksimum eksponeringsgrenser
mg/m ³	Milligram pr. kubikkmeter
MHSWR	Management of Health & Safety at Work Regulations (Styring av forskrifter for helse og sikkerhet på arbeidsplassen)
Min	Minutter
ml	Milliliter
MMMF	Man made mineral fiber (Menneskeskapt mineralfiber)
MOCA	Methylen bis-ortokloranilin
MS	Massespektrometer
MSDS	Material safety datasheet (USA) (HMS-datablad)
MSHA	Mine Safety & Health Administration (USA))
MVUE	Beregning av forventningsrettet minimumsforandring
N/A	Ikke relevant
NATA	National Association of Testing Authorities (Australia))
NEG	Nedre eksplosjonsgrense
NIOSH	National Institute of Occupational Safety & Health (USA))
nm	Nanometer
NMAM	NIOSH Manual for analysemetoder
NOAEL	No observable adverse effect level (Nivå for ingen påviste alvorlige effekter)
NOHSC	National Occupational Health & Safety Commission (Australia)
NS	Norsk Standard
NYF	Norsk Yrkeshygienisk Forening
NZS	New Zealand-standard
OEL	Occupational Exposure Limit (Yrkesrelaterte eksponeringsgrenser. I Norge benyttes både Grenseverdier og Administrative normer jfr. Kjemikalieforskriften).
OSHA	Occupational Health & Safety Administration (USA, Amerikanske arbeidstilsynet)
PCB	Polyklorete binfenyler
PCM	Fasekontrastmikroskopi
PEL	Permissible Exposure Limit (Tillatte eksponeringsgrense (OSHA, USA)
PM	Periodisk måling / overvåking
PM10	Particulate Matter < 10µm (Partikler på mindre enn 10 mikrometer)
PNS	Det perifere nervesystem
ppb	Parts pr billion (Am) (Deler pr. milliard (N)) – 10 ⁻⁹
ppm	Parts pr million (Am) (Deler pr. million (N)) – 10 ⁻⁶
ppt	Parts pr trillion (Am) (Deler pr. billion (N)) - 10 ⁻¹²
P-setning	Beskyttelsesetninger jfr CLP (tidligere S-setninger)
PTFE	Polytetrafluoroetylen (Teflon)
PVC	Polyvinylkorid
P	Personlig verneutstyr (Personal Protective Equipment (PPE))

R	Reproduksjonsskadelig (notasjon benyttet i ADN)
REL	Recommended exposure limits (Anbefalt eksponeringsgrense)
RPE	Respiratory Protection Equipment (Åndedrettsvern)
R-setning	Risikosetning (endres til H-setninger under CLP)
S (eller SD)	Standardavvik
SCBA	Self contained breathing apparatus (Trykkløftsflaske)
SEG	Similar exposure group (Grupper med lik eksponering)
SEN	Sensibilisering (tilsvarer A-notasjon i AND)
SIMPEDS	Safety In Mines Personal Environmental Dust Sampler
SiO ₂	Silisiumdioksid
SJA	Sikker jobbanalyse
SMF	Syntetisk mineralfiber
S-setning	Sikkerhetssetning (endres til P-setninger under CLP)
STEL	Short Term Exposure Limit (Korttid eksponeringsgrense / Korttidsnorm, normalt over 15 minutter)
T	Takverdi – eksponeringsverdi som ikke skal overskrides (notasjon anvendt i ADN)
T _½	Halveringstid
TD	Termisk desorpsjon
TDI	Toluen diisocyanat
TEL	Tetraetylblei
TEM	Transmission Electron Microscopy
TEOM	Tapered Element Oscillating Microbalance
TLV®	Threshold limit value. Grenseverdi fastsatt av ACGIH.
TNT	Tri-nitrotoluen
TWA	Time weighted average (Tidsveid gjennomsnitt)
UK	Storbritannia
UKAEA	United Kingdom Atomic Energy Authority (Storbritannias atomenergimyndighet, tilsvarende Strålevernet, www.nrpa.no)
UKAS	Storbritannias akkrediteringstjeneste
UV	Ultrafiolett
WA	Vest-Australia
WEEL	Workplace Environmental Exposure Levels (Eksponeringsnivåer på arbeidsplassen, utarbeidet av AIHA)
WEL	Workplace exposure limits (www.hse.gov.uk/coshh/table1.pdf)
WHO	World Health Organization (Verdens helseorganisasjon)
XRD	Røntgen diffraksjonsspektrometri
XRF	Røntgen fluorescensspektrometri
YL	Yrkeshygienisk luftbehov
Zn	Sink



1. KURSOVERSIKT

1.1 INNLEDNING

Dette kurset er utarbeidet i overensstemmelse med studieplanen for internasjonal modul W501 – Prøvetaking av farlige kjemikalier (inkludert risikovurdering) utgitt av Occupational Hygiene Training Association (OHTA). Materialet bygger på bl.a. tidligere kurs utviklet av den britiske yrkeshygiene foreningen (British Occupational Hygiene Society - BOHS), fakultet for yrkeshygiene. OHTA har tilrettelagt en rekke slike moduler. Ytterligere informasjon finne på www.OHlearning.com.

I den norske utgaven av kursets studenthåndbok er det lagt til noe materiell spesielt for norske forhold. Dette er skrevet i blått.

Denne norske oversettelsen tar utgangspunkt i den engelske versjonen av februar 2009.

1.2 FORMÅL MED KURSET

Å gi studentene god innsikt i teknikkene for å vurdere eksponering for farlige stoffer på arbeidsplassen, samt gi dem en forståelse for hvordan informasjon om eksponering kan brukes til å vurdere risiko.

1.3 LÆRINGSRESULTATER

Etter å ha gjennomgått denne modulen, vil studenten være i stand til å:

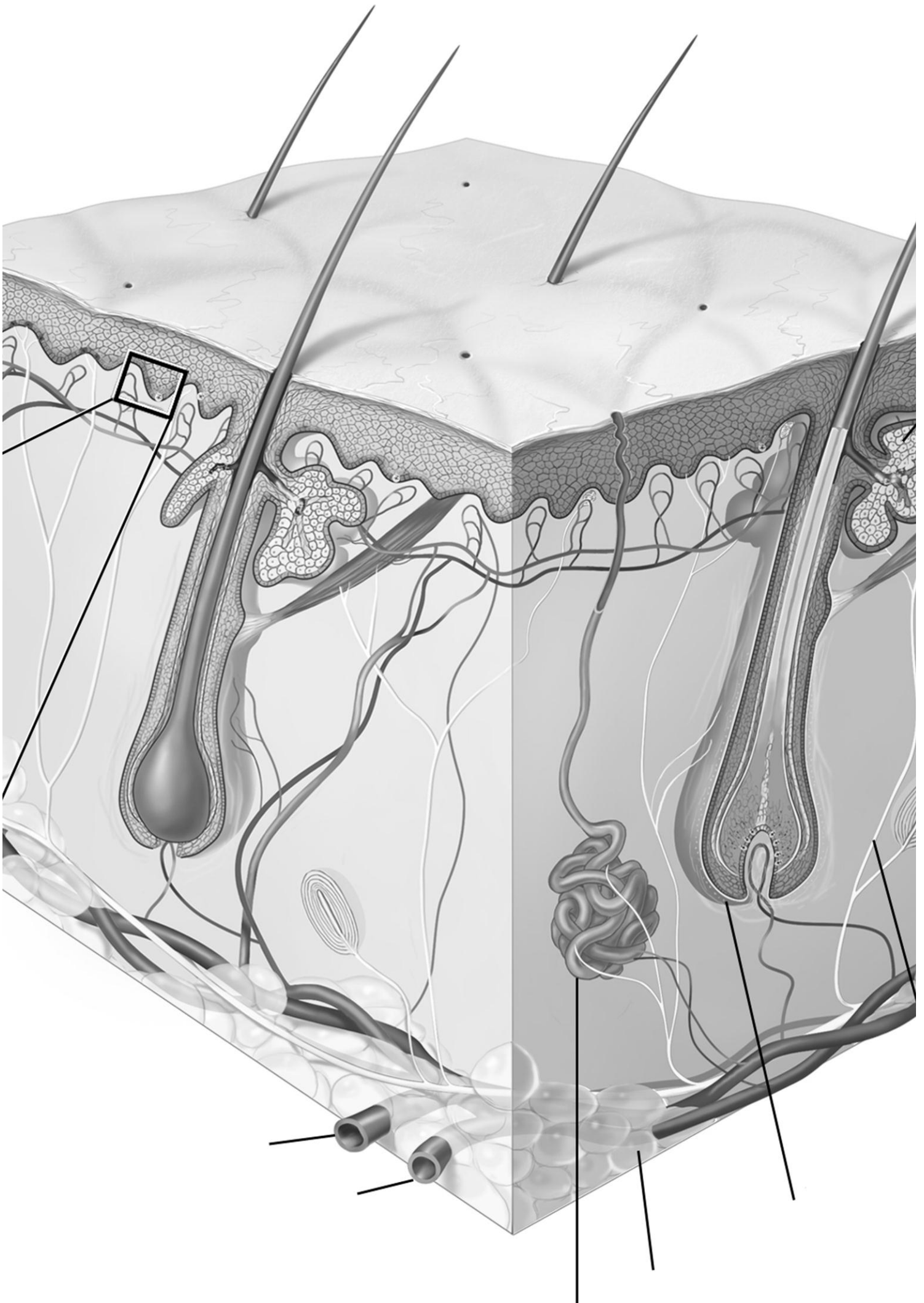
- beskrive og gjennomføre en generell risikovurdering av kjemisk eksponering på arbeidsplassen, inkludert prøvetaking av luftbåren eksponering.
- velge egnet utstyr til å måle spesifikk luftbåren eksponering, og utarbeide en egnet prøvetakingsstrategi.
- fremlegge resultatene i en form som er egnet til vurdering av helserisiko, slik at ledelsen blir i stand til å følge relevant lovgivning.

1.4 FORMATET PÅ HÅNDBOKEN

Denne håndboken er laget spesielt for å følge studieplanen for dette kurset slik den er utgitt av OHTA. På samme måte er materialet avstemt i forhold til power-point presentasjonene for hvert tema, slik at studentene kan følge presentasjonene og diskusjonen for hvert tema.

Vær klar over at det formatet som presenteres i denne håndboken representerer forfatterens synspunkter, og angir ikke en obligatorisk prosess eller et format som strengt må overholdes. Kursholdere som bruker denne håndboken kan godt velge å endre rekkefølgen eller kursmateriellet slik at det passer deres behov. De konkrete eksemplene i boken er kun ment som illustrasjoner, og andre saker som er relevante for en spesiell bransje kan godt brukes i stedet.

Til syvende og sist er målet med denne håndboken å gi deltakerne en innføring i prinsippene for prøvetaking av farlige kjemikalier og veiledning i hvordan disse prinsippene bør anvendes.



2. INNFØRING I FYSIOLOGI OG TOKSIKOLOGI

2.1 MENNESKEKROPPEN

Menneskekroppen har mange ulike organsystemer som påvirker hverandre gjensidig. Det er viktig å ha en viss forståelse for disse systemenes funksjon og egenskaper slik at man gjenkjenner virkningen av eksponering for kjemiske, fysiske og biologiske faktorer.

2.1.1 Hjerte- og kar- (sirkulasjons-) systemet

Hovedkomponentene i hjerte- og karsystemet eller sirkulasjonssystemet er hjertet, blodet og blodkarene. Blodkarene består av arterier, kapillærer og vener.

Arteriene fører det "oksygenholdige" blodet som pumpes fra hjertet, til vevet, og venene fører det "oksygenfattige" blodet tilbake til hjertet. Blodet går fra arteriene til venene gjennom kapillærer som er de tynneste og mest tallrike av blodkarene. Det er i kapillærene utvekslingen av oksygen og andre stoffer foregår.

2.1.2 Lymfesystemet

Lymfesystemet er et komplekst nettverk av lymfatiske organer, lymfeknuter, lymfeganger og lymfekar som produserer og transporterer lymfevæske fra vevet til blodomløpet. Det er også en viktig del av immunforsvaret.

Lymfesystemet har tre hovedfunksjoner:

- fjerning av overskuddsvæske fra kroppsvevet til bakte til blodomløpet
- absorbering av fettsyrer fra tynntarmen, og etterfølgende transport av fett til blodomløpet
- transport og produksjon (celledeling i lymfatisk vev og lymfatiske organer) av immunceller (som lymfocytter, monocytter og såkalte plasmaceller som produserer antistoffer)

2.1.3 Immunforsvaret

Immunforsvaret beskytter kroppen mot infeksjoner ved å danne og opprettholde barrierer som hindrer at mikroorganismer, celler og fremmede stoffer kommer inn i kroppen.

Immunforsvaret - det ytre

Bakterier, virus og sopp som angriper kroppen, møter først det ytre forsvaret. Eksempler på det ytre forsvaret er huden, flerlags epitelceller i tarmen, slimhinnene, spytt, flimmerhår i luftrøret, tårer, voks, pH i skjeden og saltsyre i magesaften.

Immunforsvaret - det indre

Hvis et patogen bryter barrierene og kommer inn i kroppen, møtes det av de **hvite blodcellene** som er det indre immunforsvaret og vi får en immunreaksjon. Alle cellene i immunforsvaret er **spesialiserte** og har ulike oppgaver i forsvaret:

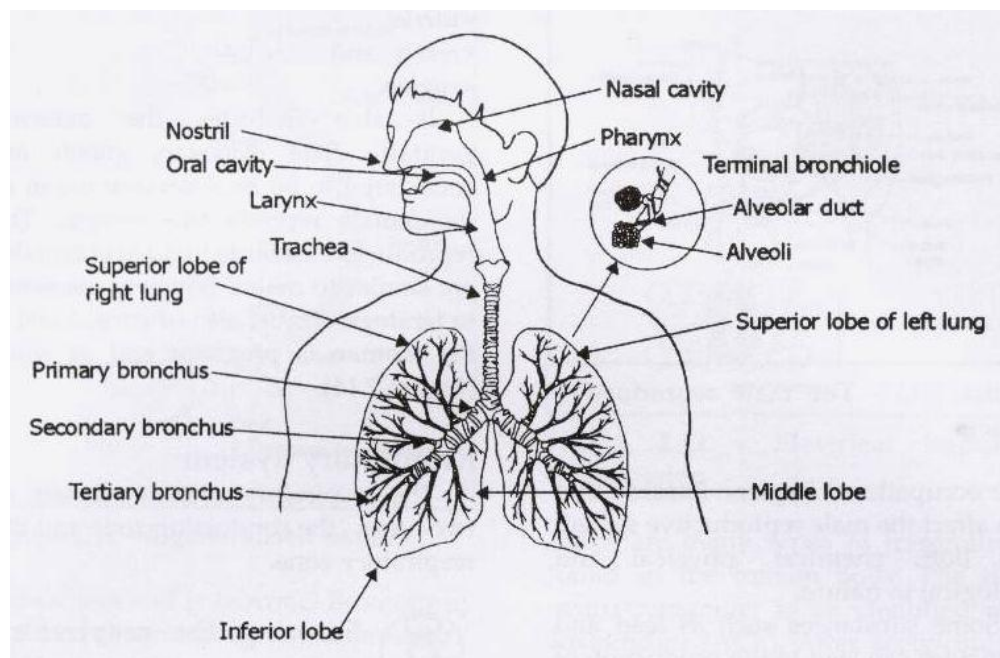
- **Lymfocytter** kan kjenne igjen og oppdage antigener som ikke finnes på kroppens egne celler, altså fremmede antigener

- **B-lymfocytter** lager spesielle **antistoffer** som kan binde seg til de fremmede **antigenene** og forårsake at inntrengerne blir ødelagt. Kan omdannes til **plasmaceller**, som kan danne frie antistoffer
- **T-lymfocytter**, kan legge seg inntil og drepe fremmede celler med molekyler som kan binde antigener på overflaten -såkalte reseptorer.
- **Fagocytter** er hvite blodceller som kan spise opp mikroorganismer og fremmede celler
 - **makrofager**, som er omdannede **monocytter**
 - **granulocytter**

Det foregår et nært samarbeid mellom de ulike celletypene

2.1.4 Åndedrettssystemet

Åndedrettssystemet består av luftveiene, lungene og åndedrettsmuskulaturen som sørger for bevegelse av luft inn og ut av kroppen. Innåndet luft går fra nesen og munnen via svelget og ned og gjennom strupehodet til luftrøret og derfra fortsetter luften ut i **forgreininger** (2 hovedforgreininger (hoved**bronkiene**), et nett av mindre forgreininger (bronkier og **bronkioler**) som ender i flere hundre millioner luftfylte lungeblærer, **alveoler**. Det er i alveoler gassutvekslingen foregår.



(Kilde: Tranter 1999 – Gjengitt med tillatelse)

Figur 2.1 – Åndedrettssystemet

2.1.5 Fordøyelsessystemet

Fordøyelsessystemet tar imot maten, fordøyer den for å trekke ut energi og næringsstoffer til kroppen, og utstøter resten av avfallsstoffene. Det består av:

Øvre fordøyelsessystem – munn, spiserør og mage

Nedre fordøyelsessystem – tynntarm og tykktarm

Beslektede organer, inkludert lever, galleblære og bukspyttkjertel

2.1.6 Det endokrine systemet

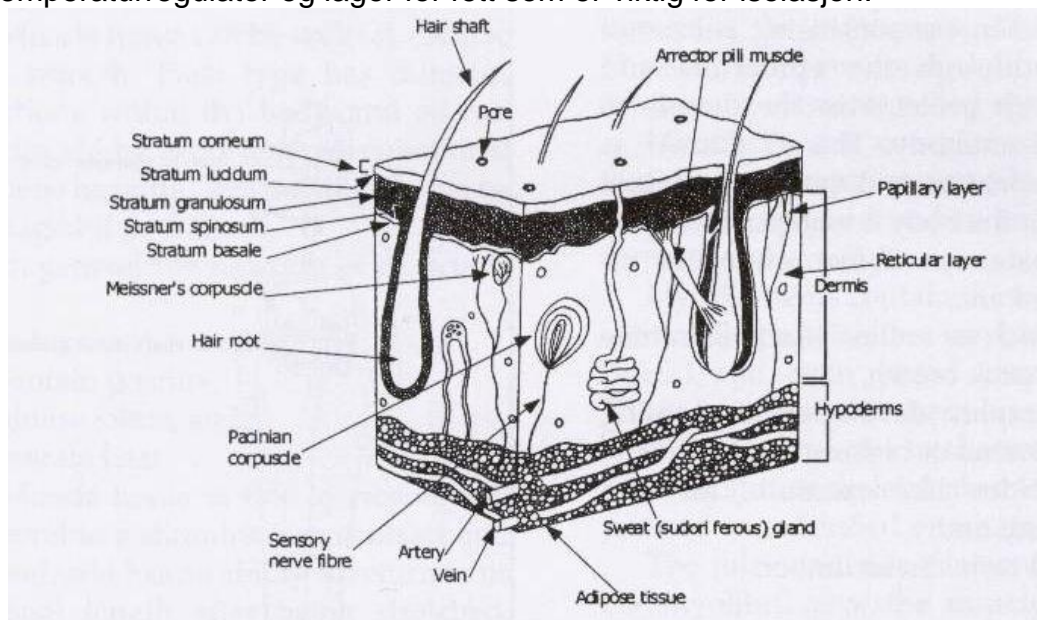
Det endokrine system er et kontrollsystem/signalsystem av hormonproduserende kjertler (endokrine kjertler - kjertler uten utgang) som skiller ut hormoner i blodet eller i intercellulær væsken slik at de kan sirkulere i kroppen via blodomløpet, og kan påvirke fjerntliggende celler i spesielle organer. Noen eksempler på endokrine kjertler er hypofysen, skjoldbruskkjertelen, binyrene, bukspyttkjertelen og eggstokkene.

Hormoner fungerer som signalstoff, og føres med blodomløpet til ulike celler i kroppen som deretter tolker signalene og handler i overensstemmelse med det.

2.1.7 Huden

Huden består av tre hudlag - overhud, lærhud og underhudsvev og tilhørende strukturer som hår, negler og eksokrine kjertler som omfatter svettekjertler, talgkjertler, kjertlene i øret og brystkjertler (melkekjertler).

Huden betegnes ofte som kroppens største organ, og som grensesnitt mot omgivelsene gir den vern mot fysiske farer som varme, stråling og slitasje, kjemikalier og bakterier. Hudens andre viktige funksjoner er å hindre vann og salter fra å lekke ut, omdanning av vitamin D og B, viktig sanseorgan, temperaturregulator og lager for fett som er viktig for isolasjon.



Figur 2.2 – Tegning som viser hudlagene (Kilde: Tranter 1999 – Gjengitt med tillatelse)

2.1.8 Nervesystemet

Nervesystemet blir ofte inndelt i sentralnervesystemet (CNS) og det perifere nervesystemet (PNS). CNS består av hjernen og ryggmargen, og fungerer som kroppens kontrollsenter. PNS består av alle de andre nervene og nervecellene i kroppen som ikke tilhører CNS, og fører elektriske impulser til og fra ryggmargen og hjernen.

Det perifere nervesystemet er inndelt i det **somatiske nervesystemet** og det **autonome nervesystemet**.

Det somatiske nervesystemet koordinerer kroppens bevegelser, og mottar stimuli fra sanseorganer. Det er dette systemet som regulerer aktiviteter som er under bevisst kontroll.

Det autonome nervesystemet er delt i den sympatiske delen, den parasympatiske delen. Det sympatiske nervesystemet reagerer på overhengende fare eller stress, og er ansvarlig for utvidelse av pupillene, økning i hjerterytme og blodtrykk, andre fysiologiske endringer, samt den følelsen av spenning som man opplever på grunn av økningen av adrenalin i systemet. Det parasympatiske nervesystemet kommer til uttrykk når en person hviler eller er avslappet. Det er ansvarlig for bl.a. senkning av hjerterytmen, utvidelse av blodkarene og stimulering av fordøyelses- og de urogenitale systemene.

Nerveimpulser oppstår når en sansecelle utsettes for påvirkninger, eller når en nervecelle stimuleres gjennom en synapse. Da åpner små porer/kanaler i cellemembranen seg og natriumioner (Na^+) strømmer inn og kaliumioner (K^+) strømmer ut. På den måten oppstår det en elektrisk spenning eller et potensial som flytter seg langs membranen

Nervecelle med myelinskjede gjør at ionene bare kan strømme inn og ut der det er åpning i myelinskjeden og nerveimpulsen hopper fra åpning til åpning.

Nerveimpulsene passerer fra en celle til en annen gjennom en synapse (kontakter som leder kjemiske signaler mellom cellene). Når nerveimpuls kommer til enden av nervecellen (aksonet), aktiveres blærer med kjemisk signalstoffer (transmitter-substans). Blærene tømmes og transmitter-substansen diffunderer over spalten og binder seg til reseptorer på neste celle. Det leder til forandringer i cellemembranen som kan fremme eller hemme en impuls i mottakercellen.

2.1.9 Muskulaturen

Muskulaturen er det systemet som gjør at vi kan bevege oss. Det styres av nervesystemet, selv om enkelte muskler (som f. eks. hjertemusklene inne i hjertet) er helt selvstyrte.

Generelt er musklens funksjon å produsere bevegelse, opprettholde holdning, stabilisere ledd og generere varme.

Kroppen har ulike typer muskelvev. Dels **tverrstripete muskulaturen** som deles opp i **skjelettmuskulatur** som er viljestyrt og **hertemuskulatur** som ikke **er viljestyrt**. **Glatt muskulatur** som man finner i de indre organene, er hovedsakelig ikke viljestyrt

Skjelettmuskler er festet til knoklene med sener og annet vev. De omdanner kjemisk energi til kraft. Nerver forbinder musklene til sentralnervesystemet.

2.1.10 Skjelettet

Menneskets skjelett består av 206 enkeltstående eller sammensatte knokler som f. eks. hodeskallen. Skjelettet støttes og suppleres av et av system av sener, muskler, brusk og andre organer.

Knoklenes viktigste funksjon er å støtte kroppen. Det er også her alle blodcellene dannes. Skjelettet er også nødvendig for å beskytte livsviktige organer. Bevegelse er avhengig av skjelettmusklene som er festet til skjelettet med senene. Uten skjelettet ville vi ha ganske begrensede bevegelsesmuligheter. Knoklene fungerer også som en lagringsplass der fett og mineraler, som kalsium og fosfor, kan lagres og hentes ut.

2.1.11 Urinveiene

Urinveiene er det organsystemet som produserer, lagrer og skiller ut urin. Hos mennesker består det av to nyrer, to urinledere, urinblæren, to lukkemuskler og urinrøret.

Nyrene er et av de mange organene (sammen med lungene, tarmene og huden) som er med på å skille ut avfallsstoffer fra organismen. Nyrene er bønneformede organer omtrent på størrelse med et såpestykke. De ligger nesten midtveis nede på ryggraden rett under ribbeina, og de ligger bak fordøyelsesorganene inne i bukhulen. Over hver av nyrene ligger en binyre.

En nyre består av rundt 1 million filtreringsenheter som kalles nefroner. Hver av disse består av en glomerulus, et kuleformet nettverk av kapillærårer, og et nettverk av kanaler. Glomerulus filtrerer blodplasma, og den forurinen som dannes her passerer gjennom kanalsystemet der vann og næringsstoffer reabsorberes under styring av hormoner og det autonome nervesystemet.

Mennesket produserer rundt 1,5 liter urin i løpet av døgnet, men denne mengden varierer med forholdene. Økt væskeinntak gir vanligvis økt urinproduksjonen, mens økt salt inntak, svette og åndedrett kan minske mengden væske som skilles ut gjennom nyrene. Et redusert vanninntak fører også normalt til mindre urinproduksjon. Enkelte medisiner virker direkte eller indirekte inn på urinproduksjonen, f. eks. vandrivende midler.

Nyrene spiller en avgjørende rolle i å regulere elektrolytter (ione-saltbalansen) i blodet (f. eks. natrium, kalium, kalsium.) pH-balansen reguleres ved at overskudd av hydrogenioner (H^+) fjernes fra blodet. Nyrene fjerner også urea (urinstoff), et nitrogenholdig avfallsprodukt fra proteinstoffskiftet fra aminosyrer. Stoffskifteprosessen danner ammoniakk som transporteres via blodet til leveren, og blir avgiftet til et mindre skadelig biprodukt som kalles urea.

2.1.12 Forplantningssystemet

Rollen til de mannlige og kvinnelige forplantningssystemene er å produsere avkom. De mannlige forplantningsorganene inkluderer de sædproduserende kanalene som ligger i testiklene, bitestiklene, sædlederen og urinrøret.

Det kvinnelige forplantningssystemet er innvendige organer som består av eggstokker, eggledere, livmor, livmorhals og vagina.

2.2 OPPTAKSVEIER

Det er fire primære opptaksveier for kjemiske stoffer inn i menneskekroppen:

1. Innånding

Ved lettere fysisk arbeid puster et menneske gjennomsnittlig mellom 1-1,2 m³ luft per time. Både pustefrekvens og volum blir mye høyere ved tung fysisk anstrengelse.

Det er derfor lett å forstå hvorfor innånding er den absolutt vanligste opptaksveien, både på grunn av luftvolumet som kommer i kontakt med de store overflatene og det tynne cellelaget som skiller luften fra blodet i lungene. Innånding er den viktigste opptaksveien for støv, røyk, takepartikler, gasser og damper i kroppen.

2. Opptak via hud (inkludert injeksjon)

Hudabsorpsjon via direkte kontakt med kjemikalier, spesielt organiske løsemidler og organofosfat plantevernmidler, er den nest viktigste opptaksveien inn i kroppen.

3. Øyet

Øyet er relativt sett en mindre opptaksvei, men man bør merke seg at øyet er utsatt for risiko ved direkte kontakt med kjemikalier.

4. Svelging

Menneskets behov på en vanlig dag er rundt 3,4 kg mat og vann (vann fås gjennom maten vi spiser og ved direkte inntak).

Svelging er en relativt lite viktig opptaksvei for kjemikalier på arbeidsplassen. Dette følger vanligvis fra utilsiktet inntak, eller dårlig personhygiene, dvs. ved å spise med skitne hender.

Man bør merke seg at uløselige aerosoler kan svelges og på den måten tas opp i kroppen. I tillegg kan utilsiktet inntak være et resultat av rensemekanismer i de øvre luftveiene, spesielt ved store partikler av giftige stoffer.

2.3 MÅLORGANER OG -SYSTEMER

Det finnes en mengde målorganer for forurensende stoffer i menneskekroppen, f. eks.:

- Hjerte
- Lunger
- Nyrer
- Lever
- Hjerne
- Sentralnervesystemet
- Knokler
- Skjoldbruskkjertel
- Blod

Målorganer defineres som organer der man kan observere kritiske virkninger etter skadelig eksponering. Det finnes mange eksempler på eksponering som kan påvirke flere kritiske organer. Hvilke organer som blir berørt er avhengig av eksponeringsforholdene, samspillet av forsvarsmekanismer og personens mottakelighet, samt vevene i målorganet. Derfor er det nødvendig å vurdere alle potensielle målorganer når man diskuterer effektene.

Definisjonen av "målorgan" må nødvendigvis være bred, og omfatter både organsystemer og vev i tillegg til enkeltorganer.

For eksempel er sentralnervesystemet et målorgan for hydrogensulfid, som angriper nervevev og fører til lammelse av åndedrettet. Asbest fremkaller alvorlig sykdom i lungehinnen (pleura) og bukningen (vevet som danner den indre overflaten av brystveggen og overflaten av lungene, eller den indre overflaten av bukningen og bukorganene). I dette tilfellet er lungehinnen og bukningen målorganene.

En rekke målorganer og deres primære funksjoner finnes i tabell 2.1.

Tabell 2.1 – Målorganer og en oversikt over deres primære funksjoner

MÅLORGAN	VIKTIGSTE FUNKSJONER
Huden	Beskytter mot friksjon, vann-/væsketap, inntrengning av skadelige kjemikalier, termisk isolasjon, selvsmørende ved hjelp av talgkjertler, varmeregulerende ved hjelp av svettekjertler, mottar informasjon fra sansorganer i huden som overføres til sentralnervesystemet via nerveimpulser.
Luftveiene	Utvexling av oksygen og karbondioksid, beskyttelse mot aerosoler, oppvarming, rensing og fukting av innåndet luft, utskilling av gasser, damper.
Blod, plasma, bloddannende organer: blodsystemet	Metabolisme: omdanning av kjemiske stoffer, celledeling av blodceller i beinmargen. Det viktigste transportsystemet for oksygen, karbondioksid, næringsstoffer, hormoner, varme og væske.
Nyrer, urinveier	Utskillelse, ekskresjon: Vann, salter og nitrogenholdige avfallsstoffer (inkl. homeostase) Utskillelse, sekresjon: Hormoner for å styre blodtrykk og produksjonen av rødt blodlegemer Stoffskiftet/metabolisering: Transport og omdannelse av stoffer
Lever	Sekretorisk: a) Galle - inneholder ikke næringsholdige avfallsstoffer, hjelper fordøyelsen b) Heparin - antikoagulant for blod Lagring: a) Vitaminer b) Jern (for hemoglobin) c) Glykogen- energilagringstoff Stoffskiftet/metabolisering: Omdanning og oppbygging
Hjernen og nervesystemet	Informasjonsbehandling og styring av kroppens aktiviteter
Knokler	Støtteramme for bevegelse og beskyttelse. Visse knokler inneholder bloddannende organer, men disse er funksjonsmessig atskilt fra knokkelen).
Fordøyelsessystemet	Inntak av næringsstoffer, fordøyelse, utskillelse av avfallsstoffer, forsvar v.hj.a. magesyrebarriere
Lymfesystem og lymfekar	Drenering av vevsvæske, filtrering, sete for forsvarsprosesser som immunreaksjoner og fagocytose.
Endokrine kjertler	F. eks. hypofysen, skjoldbruskkjertel, biskjoldbruskkjertel og binyrer produserer hormoner - stoffer som har hovedstyringen over funksjoner og prosesser i kroppen.

2.4 DOSE-RESPONSBEGREPET

"Intet stoff er en gift i seg selv, det er dosen som gjør et stoff til en gift."

Paracelsus 1540

Ideelt sett bør en dose defineres som konsentrasjonen av et stoff ved målorganet, der hensyn tas til varighet av stoffkonsentrasjon. Av praktiske hensyn refererer dose til den mengden av et stoff som en person eksponeres for, og er en kombinasjon av mengden eller konsentrasjonen og varigheten av eksponeringen. Eksponering kan skje ved innånding (den vanligste veien), eller hudabsorpsjon (vanlig for visse stoffer).

I et forenklet begrep kan dose uttrykkes som:

Dose = Konsentrasjon av en eksponering x eksponeringens varighet

Denne forenklete likningen tar ikke følgende faktorer med i betraktning:

- dosen kan være mindre enn mengden som inhaleres hvis mesteparten pustes ut uten å bli tatt opp (f. eks. flere gasser).
- tungt fysisk arbeid fører til høyere pustefrekvens enn lettere arbeid, og medfører dermed høyere doser.
- dosen kan være avhengig av om personen puster gjennom munnen eller nesen.
- ytterligere eksponering kan komme fra ikke arbeidsrelaterte kilder (kulldioksid fra røyking).

Effekten kan være alle observerbare biologiske endringer tilknyttet aktuell eksponering. I forholdet mellom dose og effekt ligger det implisitt at effekten er relatert til, og forårsakes av dosen.

Effekten innebærer ikke nødvendigvis en helseskadelig biologisk endring, men omfatter alle biologiske endringer. Visse effekter kan være fordelaktige, og blir først helseskadelige hvis dosen er spesielt høy eller vedvarer over en kritisk tidsperiode.

Typer toksiske effekter kan være akutte, kroniske, lokale og systemiske.

Akutte eller øyeblikkelige effekter oppstår under eller umiddelbart etter eksponering, og varer en kortere tidsperiode. Noen eksempler på akutte effekter er øyeblikkelig øye- eller luftveisreaksjoner ved eksponering for, og innånding av klor, eller brannskader på huden ved direkte kontakt med sterk syre eller base.

Kroniske virkninger er langvarige og kan være permanente, men ikke alltid. Noen eksempler på kroniske effekter er pneumokoniose (støvlunge) etter

langvarig eksponering for kullstøv, og silikose (steinlunge) etter eksponering for kvartsstøv.

Lokale virkninger oppstår på kontaktstedet på kroppen, og systemiske virkninger assosieres med fjerntliggende målorganer (f. eks. bly der hovedopptaksveien er gjennom innånding, men den giftige virkningen er på bloddanning, nervesystem, nyrer og forplantningsfunksjoner).

Ut fra det man vet i dag, synes konsentrasjonen i kritiske organer å være den viktigste parameteren ved estimering av dose. Konsentrasjonen i hele kroppen er ikke et like brukbart kriterium, fordi organene der den største opphopningen skjer ikke nødvendigvis er kritiske organer.

For eksempel absorberer knokler bly, men det kritiske organet er beinmarg som funksjonsmessig er atskilt fra knokkelen som omgir den.

En gang i fremtiden vil det sikkert bli mulig å beregne dosen ut fra konsentrasjoner i celler eller subcellulære fraksjoner - men i dag er dette umulig.

Det er vanskelig å spesifisere effekt, ettersom noen effekter, f. eks. død, er av typen alt eller ingenting, mens andre har en gradering, f. eks. arbeidsrelaterte hørselskader.

Spesifikasjonen kompliseres ytterligere av det faktum at visse effekter av typen alt-eller-ingenenting (f. eks. kreft) kun krever én utløsende faktor. Når de først er utløst, forsetter de sin egen utvikling uavhengig av dosen som utløste dem. På en annen side er mange observerbare og graderbare effekter både ubetydelige og reversible.

Men vanskelighetene slutter ikke her. Spesifiseringen av dosen må ta hensyn til alle mulige eksponeringsmåter, samt ikke-arbeidsrelaterte og arbeidsrelaterte kilder. Når det gjelder metaller som f. eks. bly, er det i de fleste land ikke mulig å unngå inntak gjennom den normale dietten. Eventuell arbeidsrelatert eksponering, hovedsakelig gjennom innånding, blir supplert av den ikke-arbeidsrelaterte dosen. Kombinasjon av de to kan føre til at man når en kritisk konsentrasjon i beinmargen eller andre organer.

2.4.1 Dose-respons

Dose-respons tar utgangspunkt i den andelen av en gruppe som opplever en spesifikk effekt etter at hele gruppen har blitt eksponert for et skadelig agens. Korrelasjonen mellom respons og estimerer for dosen gir et dose-responsforhold som vanligvis uttrykkes som en graf der prosentdelen av gruppa som rammes er på y-aksen, og den estimerte dosen på x-aksen. (figur 2.3)

2.4.2 Nivå for ingen påvist skadelig effekt

Nivå for ingen påvist skadelig effekt (NOAEL, no observed adverse effect level) er begrepet som brukes for å definere den laveste dosen for observert skadelig effekt. Effekter, spesielt skadelige effekter, er vanligvis manifestasjoner av endringer i et organ, og spesielt i organets celler.

I toksikologi er NOAEL den høyeste utprøvde dosen eller konsentrasjonen av et stoff der man ikke finner noen skadelig virkning i den eksponerte forsøksarten (vanligvis dyr eller celler).

Dette nivået blir vanligvis brukt i prosessen med å fastslå et dose-responsforhold, et grunnleggende element i de fleste risikovurderingsstrategier.

Et annet viktig toksikologisk konsept er "Laveste dose med observert skadelig effekt" (LOAEL), eller den laveste dosen eller konsentrasjonen som forårsaker en eventuell observert skadelig effekt. Per definisjon er dermed NOAEL mindre enn LOAEL.

Ettersom disse påvisningene av eksponering og effekt generelt er fastslått i andre arter enn mennesker, brukes forskjellige sikkerhetsfaktorer eller usikkerheter før disse dataene brukes til å fastsette eksponeringsstandarder for arbeidsstedet.

2.4.3 Terskelverdi

Betegnelsen "terskelverdi" brukes innen toksikologi til å beskrive skillelinjen mellom ingen effekt og påvist effekt av eksponering. Det kan ses som maksimumsdosen av et kjemikalium som ikke produserer noen effekt, eller minimumsdosen som produserer en effekt. Alle endringer som kjemikaliet produserer, enten det er gunstig, indifferent (likegyldig) eller helseskadelig, har en terskelverdi.

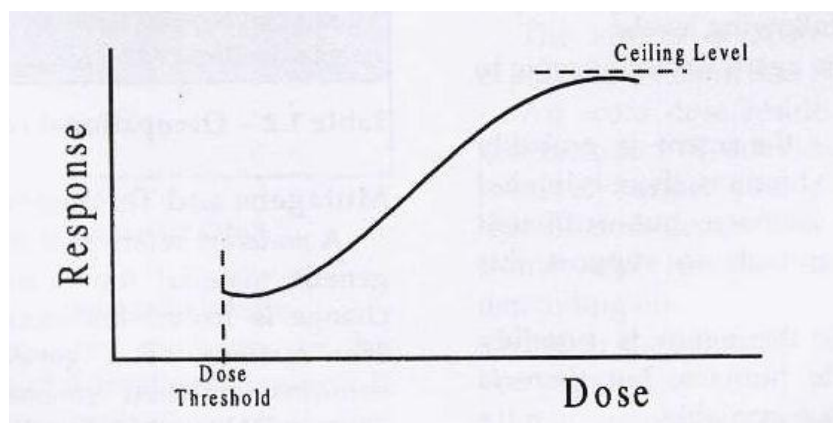
Den nøyaktige terskelverdi for en gitt effekt kan variere - og gjør det vanligvis - innenfor visse grenser avhengig av art, enkeltindivider innen arten, og kanskje også over tid for det samme individ.

Dose-responsforholdet (figur 2.3), illustrerer at for en gitt befolkning eksisterer terskelverdier fordi det kan fastslås gjennom eksperimenter at visse lave eksponeringsnivåer ikke vil fremkalle noen påviselig effekt, og at effekten viser seg ved økning av dosene.

Siden dose-responsforholdet er en sammenhengende kurve, ligger punktet kjent som terskelen/grenseverdien ett eller annet sted mellom manglende effekt (NOAEL) og effekt (LOAEL, der stigningen på kurven begynner).

Det finnes typiske dose-responskurver laget ut fra eksperimentelle data for kronisk toksisitet (giftighet) for en rekke stoffer. Det er svært viktig å vite at en slik kurve er tegnet fra et begrenset antall punkter, ett for hver eksponeringsgruppe i eksperimentet. Jo større antall eksponeringsgrupper, desto høyere antall punkter og dermed større nøyaktighet på kurven som tegnes. Men uten et uendelig antall punkter, kan man ikke vite den nøyaktige formen på dose-responskurven.

Kurven tolkes som følger: Ved kronisk eksponering for økende doser opp til terskelverdien, kan man ikke påvise noen effekt fordi biokjemiske og fysiologiske mekanismer håndterer kjemikalet på en måte som hindrer at effekten oppstår. Ved terskelverdien blir forsvarsmekanismen mettet, eller satt ut av spill for de mer mottakelige personene, og effekten begynner å vise seg. Med økende doser viser et økende antall personer effekten, til man endelig når den dosen der alle individer i befolkningen viser en effekt (taknivået).



(Kilde: Tranter 1999 – Gjengitt med tillatelse)

Figur 2.3 – Dose-responskurve

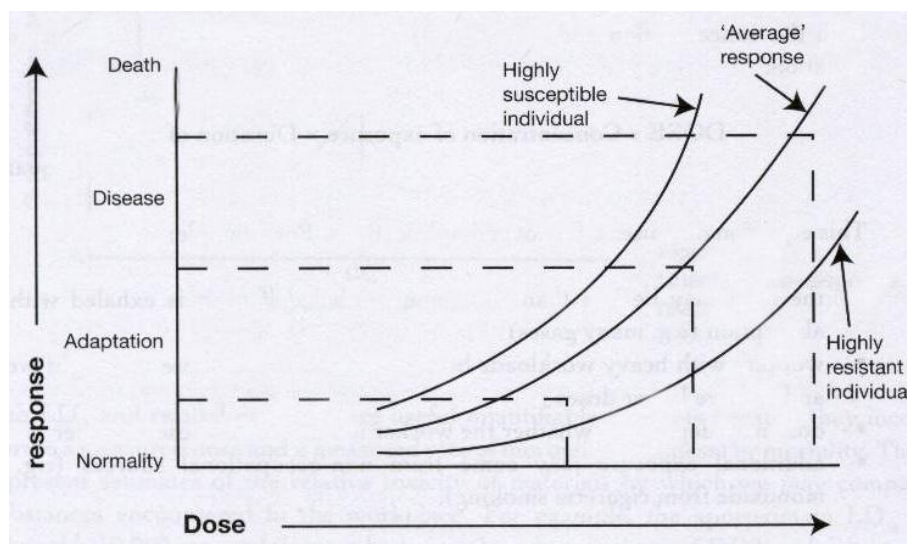
Terskelverdikonseptet er av stor viktighet for toksikologer fordi det gjør det mulig bedømme den potensielle helsefaren, eller mangelen på sådan, for personer som eksponeres for kjemikalier.

Et annet toksikologisk spørsmål relaterer seg til formen på dose-responskurvene for kreftfremkallende stoffer etter hvert som de nærmer seg null-dose. Det faktum at toksikologi ikke klarer å besvare dette spørsmålet gjennom eksperimenter, har ført til en vitenskapelig strid om hvorvidt det finnes en terskelverdi (nivå for ingen effekt) for kreftfremkallende stoffer. Hvis det ikke finnes en terskelverdi, burde forlengelsen av dose-responskurven fra eksperimentene til null effekt gi en linje som løper gjennom origo (nulldose). Hvis det finnes en terskelverdi, ville den forlengede linjen møte abscissen (x-aksen) på et punkt som er større enn nulldose.

I forbindelse med kreftfremkallende stoffer er det viktig å merke seg at det er sjeldent å ha data for annet enn høye doser, så beregningen av formen på den lavere delen av dose-responskurven er ofte meget usikker. Der det ikke kan påvises en terskelverdi, er grensene vanligvis basert på estimert risiko og avhengig av egenskapene til det spesielle stoffet.

Man må være klar over at i alle grupper testobjekter finnes det noen mottakelige individer (hypersensitive) som påvirkes av lave konsentrasjoner av testsubstanser, og at det også finnes noen meget motstandsdyktige individer (hyposensitive) som ikke påvirkes selv av høye konsentrasjoner, men at det er en stor majoritet av "gjennomsnittsindivider" i midten (figur 2.4).

Som følge av dette blir eksponeringsstandarder (administrative normer) ofte basert på dose-responser som gjelder for "gjennomsnittsindivider". Det er viktig å innse at det kan være noen hypersensitive individer i en gruppe, og at de kan få helseskadelige effekter ved eksponeringer som ligger under den satte eksponeringsstandard.



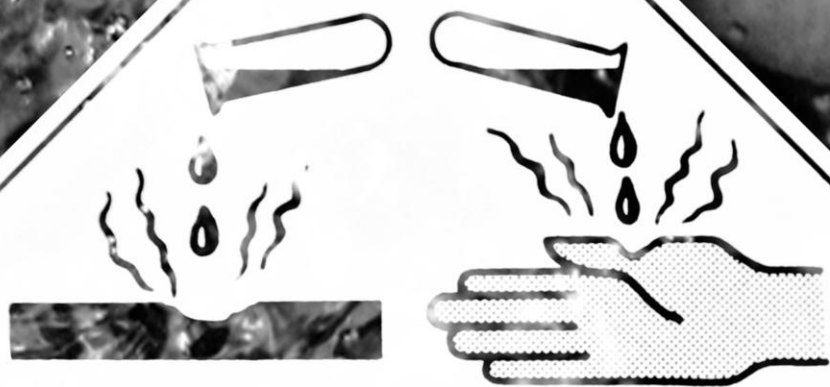
(Kilde: AIOH 2007 – Gjengitt med tillatelse)

Figur 2.4 – Variabilitet i menneskets respons på eksponeringsdose

2.4.4 Terskelverdi for forgiftning

Terskelverdien for forgiftning kan defineres som:

For alle stoffer, uansett hvor giftige de er, finnes det et dosenivå som kalles terskelen for forgiftning. Alle doser under dette nivået er menneskekroppen i stand til å ta i mot og avgifte uten skade. Det er dette prinsippet alle de vesentlige eksponeringsstandardene som brukes innen den vestlige verden er basert på.



CORROSIVE

3. RISIKOVURDERING

3.1 DEFINISJONER

3.1.1 Innledning

Det er fremsatt mange formelle definisjoner av 'risiko' og 'helsefare' som dekker forskjellige situasjoner og fagtradisjoner (dvs. helse, sikkerhet, økonomi og ingeniørarbeid), men de forsøker alle å formidle de samme budskapene.

I denne publikasjonen vil begrepene 'risiko' og 'helsefare' kun bli behandlet i sammenheng med kjemisk risiko, og ikke i et bredere perspektiv. I forbindelse med dette kurset er 'helsefare' og 'risiko' ikke det samme.

3.1.2 Helsefare

'Helsefare' for et kjemisk stoff er potensialet som det stoffet har for å forårsake skade, stoffets iboende fare. Konsentrerte syrer utgjør, for eksempel, en klar helsefare fordi uriktig håndtering av slike kjemikalier kan medføre alvorlige etseskader.

3.1.3 Eksponering

Når det gjelder kjemiske stoffer kan 'eksponering' defineres som muligheten (eller potensialet) for at noen skal komme i kontakt med et stoff ved å puste det inn (inhalering), få det på huden eller i øynene (absorpsjon), eller svelge det (inntak).

Hvis et kjemikalium er totalt innelukket i en prosess (f. eks. et rørverk), er potensialet for at en arbeider eksponeres for kjemikalet lavt (unntatt under vedlikehold, skade på anlegget eller lignende). Hvis kjemikaliet lett kan unnslipe fra prosessen, er imidlertid eksponeringspotensialet høyt.

Det vil alltid være nødvendig å gjennomføre en kartlegging av arbeidsstedet for å få en forståelse av arbeidstakerens faktiske eksponering.

I de fleste av tilfellene vil fokus være på luftbåren eksponering, ettersom dette er den viktigste yrkesmessige opptaksveien i kroppen, men for noen kjemikalier må man vurdere andre opptaksveier (f. eks. hud).

3.1.4 Risiko

Det er sannsynligheten for at stoffet kan forårsake skade eller sykdom under de forhold det brukes, som avgjør risikoen for et kjemisk stoff. Hvis vi, for eksempel, tenker på livreddere (livvakter) på strender som er omgitt av tonnevis av kvartssand, er allikevel forekomsten av silikose hos slike personer utrolig lav. Dette er fordi partikkelstørrelsen på sanden er slik at den ikke inhaleres, og også fordi hver partikkel har en "gammel" overflate som gjør den mindre biologisk aktiv. I dette tilfellet er risikoen lav.

Men hvis den samme sanden knuses eller slipes og brukes f. eks. i bygningsindustrien der arbeiderne puster inn sanden i form av støv, er risikoen mye høyere ettersom materialet inhaleres og er mer biologisk aktivt på grunn av at "ferske" overflater avdekkes.

Generelt sett øker vanligvis helserisikoen med alvorlighetsgraden av helsefare, mengden som brukes og varigheten og frekvensen av eksponeringen.

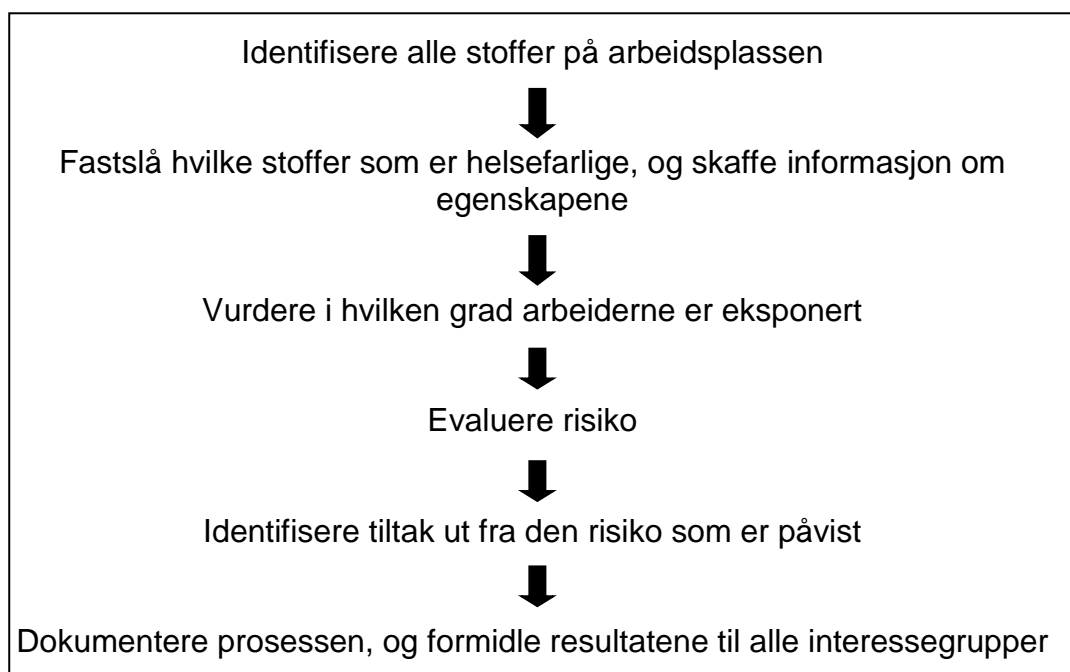
3.2 RISIKOVURDERINGSPROSESSEN

3.2.1 Innledning

Prinsippene for styring av risiko har betydning for alle sektorer i det politiske miljø, forretningslivet og i lokalsamfunnet. I mange tilfeller gjør vi dette som en del av våre daglige aktiviteter (f. eks. når vi kjører til jobb), men risikovurderinger er sentrale i det juridiske rammeverket for helse-miljø og sikkerhetsarbeidet i mange land. Enkelte land har utvidet risikostyringen til yrkeshygieniske forhold for at myndighetene kan kreve risikovurdering av spesifikke helsefarer (f. eks. helsefarlige stoffer).

Generelt følger alle risikovurderinger av helsefarlige stoffer et likt mønster, men tilsynsmyndigheter eller virksomheter kan kreve at man følger en bestemt prosess for å sikre ensartet praksis.

Uten hensyn til disse kravene, er trinnene til en vellykket risikovurdering angitt i figur 3.1.



Figur 3.1 – Risikovurderingsprosess for farlige kjemikalier

3.2.2 Informasjon

Resultatet fra enhver risikovurdering vil i stor grad være avhengig av kvaliteten på, og mengden av informasjon som utgjør basis for risikovurderingsprosessen (dvs. utførlig informasjon av god kvalitet vil sikre at man oppnår en realistisk vurdering av den risikoen som finnes).

Hvor kan man få informasjon om helsefarlige kjemikalier?

Generelt sett vil den viktigste informasjonskilden for kjemikalier være leverandørens Sikkerhetsdatablad og merkelappen som er festet på produktet. Man må imidlertid være varsom ved bruk av leverandørens Sikkerhetsdatablad som informasjonskilde, siden risikoinformasjonen på databladet noen ganger er ufullstendig, unøyaktig eller direkte feilaktig.

De fleste land krever at leverandørene sender med et Sikkerhetsdatablad til sine brukere, og i samsvar med en FN-støttet ordning kommer slik dokumentasjon nå mer og mer i et ensartet format.

En rekke land implementerer GHS (Globally Harmonised System of Classification and Labelling of Chemicals). GHS fastsetter en ensartet måte å klassifisere kjemikalier på, samt gi informasjon til kjemikaliebrukere om de helsefarene de kan bli utsatt for.

GHS-systemet bygger videre på eksisterende nasjonale myndighetspålagte systemer, slik at de skal danne ett samlet internasjonalt system som kan anvendes for en lang rekke kjemikalie- og faretyper. Når GHS er innført vil det:

- styrke vern av helse og miljø gjennom et internasjonalt, omfattende og ensartet system for kommunikasjon av helsefare
- å sørge for at land uten et eksisterende system får anerkjente rammeverk
- å redusere behovet for testing og evaluering av kjemikalier, og
- å legge tilrette for internasjonal handel med kjemikalier der helsefarene er grundig vurdert og påvist på et internasjonalt grunnlag.

Faresymboler er det viktigste kommunikasjonsmiddelet for helsefare i GHS. De er utformet for trykking på kjemikalieetiketter. Faresymbolene gir umiddelbart beskjed om hvilken type helsefare kjemikaliet kan utgjøre.

Det er meningen at faresymbolene skal brukes sammen med andre tilpassede GHS-elementer, som sammen skal formidle informasjon om hvilken type kjemisk helsefare og alvorlighetsgrad som foreligger, og hvordan dette skal håndteres. Du finner eksempler på faresymboler som skal brukes i figur 3.2.

I GHS vil disse faresymbolene bli støttet av helsefareerklæringer som skal erstatte risiko- og sikkerhetssetninger (f. eks. R26 - meget giftig ved innånding, eller S3 - oppbevares på et kjølig sted), som i dag brukes i mange land.

Et betydelig antall land vil innføre GHS-systemet som en viktig del av sitt nasjonale reguleringssystem for kjemikalier.

- I EU implementeres GHS som CLP (Classification, Labelling and Packaging of substances and mixtures). CLP innføres som en forordning og vil bli gjort gjeldende i Norge fra og med 1.12.2010. Med følgende frister:

Nye stoffer:

01.12. 2010	Reklassifisering av stoffer
01.06. 2015	Reklassifisering av stoffblandinger

Allerede produsert / markedsførte:

01.12.2012	Stoffer, ny merking, ny emballering
------------	-------------------------------------



(Kilde: ASCC Information Sheet)

Figur 3.2 – GHS-faresymboler

I noen tilfeller kan det helsefarlige stoffet i en prosess være dannet som følge av prosessen.

Dessuten kan selve prosessen føre til en omdanning av materialet (f. eks. dannelsen av fint støv fra faste materialer, røyk/damp fra oppvarming av et kjemikalium) som kan gi grunn til bekymring.

Her skal det i hht Stoffkartotekforskriften utarbeides et 8 pkt. informasjonsdatabled.

I slike tilfeller det er vanligvis mulig å få nyttig informasjon ved å gjennomføre intervjuer med arbeidstakere, ledere, ingeniører, samt medisinsk personell og sikkerhetspersonell. I tabell 3.1 finner du eksempler på hvilke typer informasjon det er mulig å få i denne prosessen. Tilleggsopplysninger kan også fås fra journaler, standarder fra myndigheter og industrien, samt fra vitenskapelig litteratur.

Tabell 3.1 – Kilder for tilleggsinformasjon

Innsamlingsmetode	Type informasjon
Intervjuer av arbeidstakere, ledere og ingeniører	Arbeidsoppgaver Jobbpraksiser Helseproblemer Prosesser Eksponeringskontroll Vedlikehold Stoffer i omgivelser
Intervjuer med medisinsk- og sikkerhetspersonell	Helseplager Problemmønstre Jobbpraksis/arbeidsmetoder Eksponeringshistorikk Stoffer i omgivelser
<i>Journaler/dokumentasjon:</i> Prosesstandarder Standard driftsprosedyrer Produksjon Personell Medisinsk Tekniske forhold Miljørapporter Flytdiagram for prosess	Historiske forhold Kjemikaliebeholdninger Brukte mengder Arbeidsoppgaver Arbeidshistorikk Ytelsen til tekniske kontrollinstallasjoner Resultater fra tidligere miljøovervåking Resultater fra tidligere biologisk overvåking
Myndighetspålagte og bedriftsinterne standarder	Nåværende eksponeringsgrenser Foreslåtte eksponeringsgrenser
Litteratur	Epidemiologiske studier Toksikologiske studier Framtidige problemstillinger

Erfaringer har lenge vist at den enkle prosessen med å utføre en **befaring på arbeidsstedet** kan gi informasjon som kanskje ikke kommer fram på annen måte. Befaringen (walk through / talk through) innebærer å begynne ved startpunktet for en prosess, og fysisk følge de forskjellige komponentene i prosessen til man kommer til sluttproduktet. For å få noe ut av denne øvelsen, må den gjennomføres sammen med noen som kjenner hvert trinn i prosessen.

Noen grunnleggende observasjoner som kan komme ut av en befarings er:

- a) En forståelse av prosessen
- b) Antall arbeidstakere som er involvert
- c) Materialene (inkl. mengder) som brukes eller håndteres
- d) Kunnskap om reaksjoner og eventuelle omdanninger av materialet
- e) Tekniske kontrolltiltak og effektiviteten av dem

- f) Driftsforhold
- g) Synlige forhold på stedet (støv, damp osv.)
- h) Mulige opptakssveier inn i kroppen
- i) Personlig verneutstyr og bruken av det
- j) En forståelse av tilgrensende virksomhet, f. eks. avfallshåndtering, vedlikeholdsprosedyrer, laboratoriefasiliteter osv.

Informasjonen fra ovennevnte kilder gjør det mulig å vurdere risiko forbundet med bruk av de aktuelle helsefarlige stoffene.

3.2.3 Kontroll av risiko

I Norge har Arbeidstilsynet regulert kontroll med farlige kjemikalier i Arbeidsmiljøloven (AML) og i "Kjemikalieforskriften".

I AML §4-1 heter det:

§ 4-1. Generelle krav til arbeidsmiljøet

(1) Arbeidsmiljøet i virksomheten skal være fullt forsvarlig ut fra en enkeltvis og samlet vurdering av faktorer i arbeidsmiljøet som kan innvirke på arbeidstakernes fysiske og psykiske helse og velferd. Standarden for sikkerhet, helse og arbeidsmiljø skal til enhver tid utvikles og forbedres i samsvar med utviklingen i samfunnet.

Arbeids- og inkluderingsdepartementet legger følgende tolkning til grunn for hva som menes med "Fullt forsvarlig"

<http://www.sph.dep.no/templates/Kapittel.aspx?id=1846>

11.1.4.1 Generelle krav til arbeidsmiljøet

Arbeidsmiljøloven stiller krav om at arbeidsmiljøet skal være «fullt forsvarlig», jf. aml. § 4-1. Begrepet «fullt forsvarlig» innebærer nødvendigvis ikke at all risiko er eliminert. Det loven krever, er derfor i første rekke at virksomheten skal innrettes og arbeidet organiseres på en slik måte at arbeidstakerne er sikret mot skader på liv og helse så langt dette rent praktisk lar seg gjennomføre.

I forhold til for kjemisk arbeidsmiljø vil en eksponering som hver dag ligger under de administrative normer ansees som fullt forsvarlig.

Myndighetene legger i sin tolkning til grunn "... så langt dette rent praktisk lar seg gjennomføre." - hva som rent praksis lar seg gjennomføre er kan utledes ut fra prinsippene for risikoreduksjon slik de er beskrevet i bl.a. Forskrift om helse, miljø og sikkerhet i petroleumsvirksomheten(Rammeforskriften) § 9 "Prinsipper for risikoreduksjon". Her pålegges virksomhetene å redusere risiko basert på følgende fem prinsipper:

- Bruk av best tilgjengelig teknologi (BAT)
- Substitusjon (erstatte helseskadelige produkter / prosesser / utstyr med mindre helsefarlige)
- Der hvor det mangler kunnskap om skal man legge et Førre-var prinsipp til grunn for valg
- Reduksjonen skal reduseres ytterligere så langt det er praktisk mulig (ALARP), med mindre det ikke medfører en

- Ikke en urimelig kostnad (Kost-nytte)

I hht. Kjemikalieforskriften §6 skal arbeidsgiver kartlegge og dokumentere forekomsten av kjemikalier og vurdere enhver risiko for arbeidstakernes helse og sikkerhet forbundet med disse. Risikovurderingen skal i hht. "Kjemikalieforskriften særlig ta hensyn til:

- a) kjemikalienes farlige egenskaper
- b) leverandørens informasjon om risiko for helse, miljø og sikkerhet
- c) forholdene på arbeidsplassen der kjemikaliene forekommer
- d) mengden og bruksmåten av kjemikalier
- e) om arbeidsprosessene og arbeidsutstyret er hensiktsmessig
- f) antall arbeidstakere som antas å bli eksponert
- g) eksponeringens type, nivå, varighet, hyppighet og eksponeringsveier
- h) grenseverdier og administrative normer
- i) effekten av iverksatte og planlagte forebyggende tiltak
- j) konklusjoner fra gjennomførte helseundersøkelser
- k) skader, sykdommer, arbeidsulykker og tilløp til slike ulykker.

Ytterligere opplysninger som er nødvendig må innhentes. Nye arbeidsaktiviteter som omfatter farlige kjemikalier, skal ikke settes i gang før risiko er vurdert og nødvendige forebyggende tiltak er iverksatt. For midlertidige arbeidsplasser gjelder kravet om risikovurdering for alle nye arbeidssteder.

3.2.4 Vurdering av risiko

Når man vurderer risikoen ved farlige stoffer, er det viktig å forstå at det er en rekke faktorer som påvirker risikonivået. Disse er

- a) Hvor mye en arbeider eksponeres for et farlig stoff (eksponering)
- b) Hvordan arbeidstakeren eksponeres for stoffet (innånding, hudkontakt, dvs. inntrengningsvei i kroppen)
- c) Hvor alvorlige er de mulige skadelige helseeffektene (stoffets iboende helsefare)
- d) Varighet og eksponeringsfrekvens (én enkeltstående kort eksponering, eller kontinuerlig eksponering over tid)

Dermed kan risikonivået ved bruk av et helsefarlig stoff (uten kontrolltiltak) uttrykkes som en kombinasjon av stoffets iboende helsefare, og varighet og frekvens av eksponering.

Dvs. risiko (ukontrollert) = helsefare x eksponering

Mao. hvis eksponeringen er null (kontrollert eksponering), vil risikoen være null (kontrollert). På den annen side vil en reduksjon av helsefaren (ved f. eks. å bytte ut det helsefarlige produktet med et som er mindre helsefarlig) også redusere risikoen.

For å kunne anslå risikonivået for et helsefarlig stoff, er det nødvendig å trekke inn all tilgjengelig informasjon om stoffet (iboende fare), bruken av det (mengden som er brukt og kontrolltiltak), samt graden av eksponering.

Før man går til et slikt skritt, kan det være nyttig å forstå hvilke typer risikoanalyser som er mulige. Generelt kan analysen være kvalitativ eller kvantitativ, eller en kombinasjon av disse, avhengig av omstendighetene. I praksis blir kvalitative analyser ofte brukt først for å få en generell indikasjon på risikonivået, og for å trekke frem de største risikoproblemene. Etter en slik prosess kan det være nødvendig (noe det ofte er) å foreta en grundigere, kvantitativ analyse av de viktigste risikospørsmålene.

Eksponeering kan beskrives både på en kvalitativ, semi-kvantitativ, og en kvantitativ måte. I den stegvise tilnærmingen som her er beskrevet vil disse metodene kunne passe inn på følgende måte; hvor den innledende vurdering hovedsakelig er av kvalitativ natur, forundersøkelsen av ordnende (semi-kvantitativ) natur og den detaljerte vurderingen av kvantitativ natur.

Disse typene analyser kan beskrives som følger:

a) *Kvalitativ analyse*

Kvalitative analyser bør bygge på faktainformasjon og data der dette finnes. Kvalitativ analyse bruker ord til å beskrive omfanget av mulige konsekvenser, og sannsynligheten for at slike konsekvenser oppstår. Disse beskrivende skalaene kan tilpasses eller justeres slik at de passer til forholdene, og forskjellige beskrivelser kan brukes på forskjellige risikoer.

Kvalitativ analyse kan brukes:

- som en innledende undersøkelse for å påvise risikoer som krever en mer inngående analyse
- der denne type analyse er egnet for avgjørelser eller,
- der numeriske data eller ressurser er utilstrekkelige for å kunne gjennomføre en kvantitativ analyse.

Eksempler på semi-kvantitative analyser / metodikk er:

COSHH-Essential (<http://www.coshh-essentials.org.uk/>)

Stoffenmanager (<http://www.stoffenmanager.nl>)

ChemiRisk (<http://www.chemirisk.no>)

b) *Kvantitativ analyse*

Kvantitativ analyse bruker numeriske verdier (i stedet for de beskrivende skalaene som brukes i kvalitative og semi-kvantitative analyser) både for konsekvenser og sannsynlighet, og bruker data fra en rekke ulike kilder.

Kvaliteten på analysen er avhengig av hvor nøyaktige og fullstendige de numeriske verdiene er, og gyldigheten av de modellene som brukes.

Konsekvensene kan fastslås ved å modellere resultatene fra en hendelse eller en serie hendelser, eller ved ekstrapolering ut fra eksperimentelle studier eller tidligere data. I noen tilfeller kreves det mer enn én numerisk verdi for å spesifisere konsekvensene for forskjellige tider, steder, grupper eller situasjoner.

Eksempler på type informasjon er gitt i nedenfor (tabell 3.2).

Tabell 3.2. Bruk av ulike metoder for beskrivelse av eksponering for bruk i risikovurdering

	Metode	Produktets fysikalske tilstand	Potensiell eksponering (handling)	Effekt av barrierer	Frekvens og varighet	Målinger
Innledende vurdering	Kvalitativ	x	x			
Forundersøkelse	Semi-kvantitativ	x	x	x	x	
Detaljert vurdering	Kvantitativ	x	x	x	x	x

Basert på kravene i Kjemikalieforskriften er det utviklet flere ulike metoder / verktøy for risikovurdering. Eksempler på disse er:

For en rekke eksponeringssituasjoner / kjemikalier har HSE utarbeidet et generelt risikovurderingsverktøy, "COSHH Essentials: Easy steps to control chemicals". Veiledningen bruker informasjon om stoffets helsefarlige egenskaper, mengden som brukes og eksponeringsberegninger (basert på enkle definisjoner av støv fra faste bestanddeler eller flyktighet for væsker) for å fastslå risikonivået. Prosessen foreslår også tiltak som kan brukes for å kontrollere risikoene og dermed ha eksponeringen under kontroll.

Man finner en gratis versjon av COSHH Essentials på internett, på www.coshh-essentials.org.uk.

Den internasjonale arbeidstakerorganisasjonen (ILO) har en samling verktøy (se punkt 5.2.1) som tilbyr en liknende tilnæringsmåte som UK COSHH Essential-systemet. Man bør merke seg at ingen av disse tilnæringsmåtene er godkjente metoder, men ble utviklet for å hjelpe små og mellomstore bedrifter som vanligvis ikke har tilgang til risikovurderingskompetanse.

Ut fra ovenstående informasjon, er det klart at prosessen med å vurdere risikoen ved å bruke et farlig stoff er avhengig av tilstrekkelig informasjon om helsefarene ved stoffet, samt eksponeringsgraden. De neste kapitlene i denne håndboken drøfter hvordan graden av eksponering for et farlig stoff kan evalueres og vurderes opp mot anerkjente eksponeringsstandarder.

Når man først har fått informasjon om eksponering (ved kvantitativ risikovurdering må denne evalueres slik at det dekker alle situasjoner), kan man få et estimat av risikoen ved å vurdere eksponeringen og de tilhørende helsefarene.

Risikoen kan generelt beskrives som "betydelig" eller "ubetydelig". Risikoen kan anses som "ubetydelig" hvis det er usannsynlig at arbeidet vil påvirke helsen til folk på arbeidsplassen på en ugunstig måte. "Betydelig risiko" betyr at arbeidet *sannsynligvis* vil påvirke helsen til folk på arbeidsplassen på en ugunstig måte. Det ville for eksempel være en "betydelig risiko" hvis:

- eksponeringen er høy, eller stoffet som brukes er meget giftig
- det kan oppstå en farlig reaksjon med andre stoffer eller
- det er rimelig å anta at det kan oppstå lekkasjer eller utslipp av et helsefarlig stoff.

Hvis man fastslår en betydelig risiko, er det viktig at det blir iverksatt tiltak for å sikre at risikoen kontrolleres på en tilfredsstillende måte. I slike tilfeller kan det være nødvendig med ytterligere arbeid for å sikre at kontrolltiltakene implementeres og videreføres. Dette kan omfatte jevnlig overvåking av arbeidsplassen eller de ansattes helse, eller periodisk repetisjon av vurderingen.

3.2.5 Tiltak

Resultatet av risikovurderingen er en liste over risikoer som krever kontrolltiltak, ofte med prioriteringer. Neste trinn i prosessen er å identifisere en rekke tiltak for å minske risikoene, evaluere alternativene, utvikle tekniske løsninger og implementere dem på arbeidsteden.

Utviklingen av alternativer for å kontrollere individuell risiko vil sjelden foregå isolert, og bør være en del av en overordnet strategi. Det er viktig å ha en klar forståelse for viktigheten av at kontrolltiltakene ses i sammenheng.

I planleggingen av kontrollstrategier er det klokt å være fleksibel og forberedt på drøftelser med både interessenter og spesialister. Deltakelse fra arbeiderne er viktig i denne prosessen hvis kontrolltiltakene skal være effektive og varige.

Hvis risikovurderingen påviser en betydelig risiko, er det nødvendig med ytterligere handlinger for å kontrollere risikoen. Slike handlinger kan være:

- **Valg av egnede tiltak for å oppnå kontroll**

Slik tiltak kan være, i prioritert rekkefølge:

- eliminering, -fjerne det helsefarlige stoffet fra arbeidsplassen
- substitusjon, -erstatte det med et mindre helsefarlig stoff
- isolering, -skille de ansatte fra der stoffet brukes
- tekniske tiltak (f. eks. lokale avtrekk, ventilasjonssystemer)
- administrative kontrolltiltak (f. eks. arbeidsprosedyrer utformet spesielt for å forhindre eller minske eksponering for kjemikalier)
- personlig verneutstyr (hansker, vernebriller, åndedrettsvern osv).

Denne tilnæringsmåten kalles "hierarkiet av kontrolltiltak".

Det kan være nødvendig å bruke en kombinasjon av disse kontrolltiltakene for å eliminere eller minske eksponeringen.

For å sikre at man opprettholder tilstrekkelig kontroll, bør alle kontrolltiltak gjennomgås med jevne mellomrom. Rutinesjekker, regelmessig vedlikehold og egnede inspeksjonsprosedyrer er også nødvendig.

- **Introduksjonsprogrammer og opplæring**

Omfanget av opplæring er avhengig av risikonivået. Det kreves mer opplæring av arbeidstakere som er eksponert for en betydelig risiko. Informasjonen som samles inn under risikovurderingen, bør brukes i introduksjonsprogram og opplæring av nyansatte.

- **Bestem hvorvidt det er nødvendig med overvåking av arbeidsplassen**

Det kan være nødvendig med konstant overvåking hvis vurderingen viser at det er usikkerhet om effekten av kontrolltiltakene, eller hvis en svikt i kontrolltiltakene kan føre til alvorlige helseeffekter fordi stoffet er meget giftig, eller den potensielle eksponeringen er høy.

- **Fastslå om det er nødvendig med helseovervåking**

Det er nødvendig med helseovervåking dersom det brukes stoffer som er omfattet av lovpålagte krav til dette.

- det finnes en identifiserbar jobbrelatert sykdom eller ugunstig helseeffekt i forbindelse med et farlig stoff som brukes i arbeidet
- risikovurderingen indikerer at det er sannsynlig at sykdommen eller tilstanden oppstår i forbindelse med arbeidsforholdene, og
- det finnes aksepterte metoder for å oppdage tidlige tegn på sykdommen eller tilstanden.

- **Opprette nødprosedyrer ved behov**

Det bør lages egnede prosedyrer hvis vurderingen viser at det er en risiko for lekkasjer, søl eller andre ukontrollerte utslipp av helsefarlige stoffer. Dette er prosedyrer for forebygging, førstehjelp, nøddusjer og øyeskyllefasiliteter, evakueringsprosedyrer, beredskapsprosedyrer osv.

Arbeidstilsynets forskrifter og (de britiske HSE COSHH-forskriftene) krever at arbeidsgiver skal hindre eksponering for helsefarlige stoffer hvis det er praktisk mulig å gjøre det. Dette kan gjøres ved å:

- endre prosessen eller aktiviteten slik at det helsefarlige stoffet ikke trengs eller genereres
- erstatte det med et sikrere alternativ
- bruke det i en sikrere form, f. eks. som pellets i stedet for pulver

Hvis det ikke er praktisk mulig å forhindre bruk, må arbeidsgiveren kontrollere eksponeringen på en tilfredsstillende måte. Arbeidsgiveren må vurdere å iverksette tiltak som er egnet for aktiviteten og som er i samsvar med risikovurderingen, inkludert ett eller flere av følgende punkter i prioritert rekkefølge:

- bruke egnede arbeidsprosesser, systemer og tekniske kontrolltiltak, og skaffe passende arbeidsutstyr og materialer, For eksempel. bruke prosesser som minimaliserer mengden av det aktuelle helsefarlige stoffet, eller bygg prosessen inn.
- kontrollere eksponeringen ved kilden(feks.lokalt avsug), og redusere antall eksponerte ansatte til et minimum, redusere varigheten av eksponeringen og mengden av helsefarlige stoffer som brukes på arbeidsplassen.
- sørge for personlig verneutstyr (PVU) (f.eks. åndedrettsvern, hansker vernetøy), men kun som en siste utvei, og aldri som erstatning for andre nødvendige kontrolltiltak.

Ovenstående er kun eksempler på hva tilsynsmyndigheter kan kreve av tiltak for å redusere risikoene som er påvist ved bruk av helsefarlige stoffer. Mange andre land har sammenlignbare tilnæringsmåter, men graden av det som kreves er avhengig av myndighetene i det enkelte land.

Det er viktig å forstå at planlegging av beredskapsinnsats er en kritisk funksjon. Personell må ha fått opplæring og være tilstrekkelig i stand til å håndtere alle potensielle betydelige hendelser som risikovurderingsprosessen påviser.

3.2.6 Dokumentasjon

Dokumentasjon av risikovurderinger er et grunnleggende trinn i prosessen, og bør få tilstrekkelig oppmerksomhet. Her er noen av grunnene til å dokumentere hvert trinn i risikovurderingsprosessen:

- a) Vise interessegrupper at prosessen er korrekt gjennomført
- b) Dokumentere en systematisk tilnæringsmåte til risikoidentifikasjon og risikovurdering).
- c) Sørge for at beslutninger og prosesser kan kontrolleres
- d) Gi en oversikt over risikoer, og å utvide organisasjonens kunnskapsdatabase
- e) Sørge for at beslutningstakere i bedriften/organisasjonen får en plan for risikostyring til godkjenning og senere iverksetting
- f) Etablere verktøy for avviksrapportering og granskning
- g) Tilrettelegge for kontinuerlig overvåking og kontroll
- h) Sørge for sporbarhet
- i) Dele og kommunisere informasjon

De fleste organisasjoner velger å dokumentere sine risikovurderinger i et format som personell på stedet kjenner, uansett hvilken risiko som er involvert (dvs. økonomi, helse, produksjon). Fordelen er kjennskap til prosessen, og dette sikrer at detaljeringsnivået i dokumentasjonen er tilstrekkelig til at hele prosessen kan gjennomgås med jevne mellomrom på en effektiv måte.

Innen enkelte områder er det (i lovgivningen) nedfelt spesifikke krav for risikovurderingsprosessen, inkludert nødvendig dokumentasjonsnivå.

3.2.6 Styring og ledelse

I mange land har detaljeringsgraden av lovgivning for yrkeshygiene og sikkerhet blitt mindre. I løpet av de siste 15-20 årene har de fleste lovgivende myndigheter gått i retning av en risikobasert tilnæringsmåte der arbeidsgivere må fastsette risikonivået for alle operasjoner innen sin organisasjon.

De fleste lovgivende myndigheter utarbeider veiledningsmateriell som i det vesentligste definerer minimumsstandarder. Bevisbyrden ligger helt og holdent på arbeidsgiveren når det gjelder å fastsette risikonivået forbundet med en aktivitet.

I store organisasjoner har dette blitt standardpraksis, mens små og mellomstore bedrifter fremdeles sliter med konseptet. Yrkeshygienikere fyller en viktig rolle når det gjelder å fastsette risikonivået på en arbeidsplass gjennom evaluering av helsefare osv.



4. EKSPONERINGSSTANDARDER / GRENSEVERDIER

4.1 PRINSIPPER FOR UTREGNING/FASTSETTING AV STANDARDER

En standard er alle regler, prinsipper eller tiltak som fastsettes av en myndighet. Yrkeshygiene handler om å minske risikoene for dårlig helse forårsaket av arbeidsmiljøet.

"Eksponeeringsstandard" refererer til et eksponeringsnivå av en luftbåren forurensning som ikke vil påføre et friskt voksent menneske skadelige helseeffekter. Resultatene fra luftprøvetaking kan derfor sammenlignes mot disse standardene, og kan brukes som en rettesnor for å bidra til å kontrollere helsefarer.

Det er viktig å huske at det ikke finnes skarpe grenser mellom helseskadelige og ikke helseskadelige konsentrasjoner av ulike agens i arbeidsatmosfæren.

Andre navn for eksponeringsstandarder som er i vanlig bruk rundt om i verden er:

- Threshold Limit Values (TLVs®) (ACGIH, USA)
- Permitted Exposure Level (PEL) (OSHA, USA)
- Exposure Standards (ES)
- Occupational Exposure Limits (OEL)
- Workplace Exposure Limits (WEL) (HSE, UK).
- Workplace Environmental Exposure Levels (WEEL) (AIHA, USA)
- [Administrative normer \(ADN\) for forurensninger i arbeidsatmosfæren \(Arbeidstilsynet, Norge\).](#)

Generelt kan all slik terminologi brukes om hverandre. [Ulike nasjonale myndigheter og organisasjoner har imidlertid lagt ulike kriterier til grunn for fastsettelse av sine yrkeshygieniske standarder. Disse har også endret seg over tid. Det er derfor viktig å vite hvilke standarder som anvendes, bakgrunnen for fastsettelse av verdien og når de ble fastsatt.](#)

I mange tilfeller er eksponeringsstandarder basert på konseptet NOAEL, "nivå med ingen observert skadelig effekt, mens andre er basert på LOAEL, "laveste observerte nivå av skadelig virkning", og noen er vurdert ut fra tilsvarende stoffer med bedre data. Dette er mulig fordi det for mange kjemikalier synes å være en "terskeldose", hvor skadelig virkning ikke er kjent. Epidemiologiske og toksikologiske studier koplet med yrkeshygieniske målinger bidrar til å identifisere denne grensen.

Eksponeeringsstandarder inneholder en sikkerhetsfaktor. Størrelsen på faktoren er basert på mange vurderinger (datakvalitet, eksponeringslengde i studier, eksponeringsveier i studier, virkningens alvorlighetsgrad, arter med tilgjengelig data osv.). Sikkerhetsfaktoren kan variere.

En "eksponeringsstandard" representerer en luftbåren konsentrasjon av et spesifikt stoff i arbeidstakerens pustesone, der eksponeringen etter dagens kunnskap, ikke skal forårsake noen skadelige helsevirkninger eller særlig ubehag for de fleste arbeidstakere.

"Eksponeringsstandardene" kan være av tre typer: Tidsvektet gjennomsnitt (TWA = Time weighted average), kortvarig eksponeringsgrense (STEL = Short term exposure limit), eller "takverdi" (C=ceiling) / "toppverdi" (peak).

Man skal også være klar over at de "eksponeringsstandarder" som er fastsatt for kjemiske stoffer og støv er basert på en rekke faktorer inkludert giftighet, fysiologisk respons (biologisk aktivitet) og ubehagelig lukter, i tillegg til tekniske og økonomiske vurderinger. Her er noen eksempler på slike faktorer:

- Irriterende stoffer-** Evne til å forårsake betennelsesreaksjoner i slimhinnene som de kommer i kontakt med, f. eks. saltsyredamp, ammoniakk, ozon, akrylaldehyd.
- Kvelende stoffer -** Evne å hindre at oksygen transporteres/leveres til vev som for eksempel nitrogen, karbondioksid, helium. Andre kvelende stoffer er stoffer som hindre oksygentransport eller oksygenopptak til vev f. eks. karbonmonoksid, cyanider.
- Anestetika** - Stoffer som demper eller har en bedøvende effekt spesielt på hjernen, f. eks. eter, kloroform.
- Karsinogener** - Kreftfremkallende stoffer som f. eks. asbest, vinylklorid-monomer, benzen.
- Utålelig lukt** - F. eks. merkaptaner
- Giftig effekt** - F. eks. bly, formaldehyd

4.2 GRENSEVERDIER – HELSE BASERTE NORMER

Den mest kjente listen over "eksponeringsstandarder" er Threshold Limit Values (TLVs®) laget av The American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH 2007), og denne listen vil bli brukt som et eksempel i følgende framstilling, fordi de prinsippene som drøftes brukes av mange organisasjoner som fastsetter standarder rundt omkring i verden, også i Norge. I eksemplene som er brukt videre vil vi bruke de norske administrative normene.

"Grenseverdier (TLVs®) viser til luftbårne konsentrasjoner av kjemiske stoffer, og representerer forhold som man antar at *nesten alle* arbeidstakere kan bli eksponert for gjentatte ganger dag etter dag, uten skadelige virkninger i løpet av et arbeidsliv. TLVs® er fastsatt for å beskytte arbeidstakere som er normale, friske, voksne mennesker."

Når man bruker TLVs® må man lese "Documentation of Threshold Limit Values for Chemical Substances and Physical Agents and Biological

Exposure Indices” fra ACGIH for å forsikre seg om at man forstår grunnlaget for fastsettelsen av TLV®.

I TLV®-listen er det en kolonne som skisserer basis- og/eller kritisk(e) effekt(er), og dette er ment som et referansefelt for symptomer på overeksponering, og som en veiledning for å bestemme hvorvidt komponenter med blandet eksponering bør vurderes uavhengig eller samlet. Men bruken av TLV®-kolonnen for basis- og/eller kritisk(e) effekt(er) er ingen erstatning for å lese dokumentasjonen.

ACGIHs TLV-heftet blir oppdatert årlig og inneholder en oversikt over TLV® og BEI®s fastsettelsesprosesser. Den bør leses for ytterligere informasjon.

Våre norske administrative normer (ADN) er bygget på denne typen helsebaserte normer, men hvor det i tillegg er lagt vekt på økonomiske og teknologiske forhold.

4.3 TLV® DEFINISJONER, TERMINOLOGI, ENHETER

Dette finnes tre typer TLV'er®

1. TLV Tidsvektet gjennomsnitt (TLV-TWA)
2. TLV Grense for kortvarig eksponering (TLV-STEL)
3. TLV-C (Takverdi)

4.3.1 Tidsveiet gjennomsnitt, ADN, TLV-TWA

“Gjennomsnittskonsentrasjonen refererer til en konsentrasjon for en vanlig 8-timers arbeidsdag og en 40-timers arbeidsuke, som man mener at nesten alle arbeidstakere kan bli eksponert for gjentatte ganger, dag etter dag, gjennom et arbeidsliv uten skadelig virkning”.

I løpet av denne 8-timers gjennomsnitts-perioden tillates imidlertid perioder over TLV-TWA, forutsatt at disse periodene blir kompensert av tilsvarende perioder under standarden i løpet av arbeidsdagen. Fordi enkelte stoffer kan forårsake akutte helseskader selv etter korte eksponeringstider med høye konsentrasjoner, er det klokt å begrense perioder over TWA-konsentrasjonen. Dessuten er lengden på slike perioder en indikasjon på den virkelige effekten av kontrolltiltak rettet mot utslipp av stoffer fra en prosess.

Tidsvektet gjennomsnittseksponering (TWA) for en åtte timers eksponering kan uttrykkes matematisk slik:

$$\frac{C_1T_1 + C_2T_2 + \dots + C_nT_n}{8}$$

der C_1 er konsentrasjonen for tidsperiode 1, C_2 er konsentrasjon for tidsperiode T2 osv.

Eksempel: Regn ut 8-timers TWA for følgende prøvetakingsperioder

Arbeidsperiode	Eksposering (mg/m ³)	Prøvetakingens varighet (t)
0800 - 1030	0.32	2,5
1045 – 1245	0.07	2
1330 – 1530	0.2	2
1545 – 1715	0.1	1.5

Svar: Antatt eksponering er null i periodene 10.30 til 10.45, 12.45 til 13.30 og 15.30 til 15.45 da arbeidstakeren hadde pause borte fra arbeidsområdet, og ikke ble ansett som eksponert.

$$\begin{aligned}
 8\text{-timers TWA} &= \frac{C_1T_1 + C_2T_2 + \dots + C_nT_n}{8} \\
 &= \frac{(0,32 \times 2,5) + (0,07 \times 2) + (0,2 \times 2) + (0,1 \times 1,5) + (0 \times 1,25)}{8} \\
 &= \frac{0,8 + 0,14 + 0,4 + 0,15 + 0}{8} \\
 &= 0.19 \text{ mg/m}^3
 \end{aligned}$$

4.3.2 Korttidsnorm/TLV-STEL Korttidseksponeringer

I praksis kan den faktiske konsentrasjonen av luftbårne agens variere vesentlig - og gjør det. For mange stoffer med en administrativ norm (TLV-TWA), er det ingen korttidsnorm (TLV-STEL). Men avvik over administrativ norm bør kontrolleres selv om den anbefalte 8-timers gjennomsnittskonsentrasjonen ikke overskrides. Avviksgrensene gjelder for TLV-TWAer som IKKE har TLV-STEL.

Arbeidernes eksponeringsnivåer kan ikke overskride tre ganger TLV-TWA i mer enn 30 minutter totalt i løpet av en arbeidsdag, og må under ingen omstendigheter overstige fem ganger TLV-TWA (tre ganger arbeidsplassens eksponeringsgrense (WEL) i Storbritannia), forutsatt at TLV-TWA ikke overskrides. En prosess anses ikke å være under rimelig kontroll hvis disse nivåene oppstår.

Der det finnes toksikologiske data til å fastsette en TLV-STEL eller TLV-C, har disse verdiene prioritet fremfor avviksgrensene.

I Norge ble det i den første listen over administrative normer utgitt av arbeidstilsynet i 1976/77 ble det foreslått administrative regler for vurdering av korttidseksponering (tommelfingerregler for korttidseksponering). Disse har vært uforandret siden. Disse er ikke helsebaserte og bør anvendes med forsiktighet. Der hvor det foreligger korttidsnormer eller takverdier som er strengere enn disse bør disse anvendes.

Korttidsnorm:

“En 15-minutters gjennomsnittseksposering som ikke bør overskrides på noe tidspunkt i løpet av arbeidsdagen, selv om gjennomsnittet ligger innenfor ADN/TLV-TWA.

TLV-STEL er den konsentrasjonen som man mener at arbeiderne kan eksponeres for kontinuerlig over en kortere tidsperiode uten å oppleve:

- 1. irritasjon*
- 2. kronisk eller irreversibel skade på vev*
- 3. doseavhengig giftig virkning, eller*
- 4. redusert bevissthet tilstrekkelig til å øke sannsynligheten for utilsiktet skade, svekket evne til å redde seg selv, eller vesentlig redusert arbeidseffektivitet.”*

Korttidnormer er ikke en egen, selvstendig veiledning for eksponering, men den utfyller ADN/TLV-TWA der det er anerkjente akutte virkninger av et stoff som primært gir kronisk toksisitet.

Eksponering over ADN/TLV-TWA opp til TWA-STEL bør være under 15 minutter, bør forekomme mindre enn fire ganger om dagen, og det bør være minst 60 minutter mellom hver påfølgende eksponering.

Som en tommelfingerregel for hvor store overskridelser som kan aksepteres i perioder på opptil 15 minutter, legger Arbeidstilsynet i Norge følgende faktorer til grunn.

Område	Kan overskrides med
For normer mindre eller lik 1	200% av normen
For normer over 1 til og med 10	100% av normen
For normer over 10 til og med 100	50% av normen
For normer over 100 til og med 1000	25% av normen

Det forutsettes at gjennomsnittskonsentrasjonen for hele skiftet er under normen

4.3.3 Takverdi/TLV-C

For en del stoffer med fare for akutt forgiftning eller med irriterende ubehagelig virkning er det angitt en maksimalkonsentrasjon som ikke må overskrides. I den norske listen over administrative normer er disse angitt med T

Hvis det ikke er mulig å gjennomføre øyeblikksmålinger, bør det utføres en prøvetaking i den minste tidsperioden som er tilstrekkelig til å oppdage eksponeringer i, eller over takverdien.”

ACGIH mener at TLV'er® basert på fysisk irritasjon ikke bør anses som mindre bindende enn de som er basert på fysisk svekkelse. Det er økende bevis på at fysisk irritasjon kan sette i gang, fremme eller akselerere skadelige helsevirkninger gjennom samspill med andre kjemiske eller biologiske stoffer eller gjennom andre mekanismer.

4.3.4 Blandinger

Hvis to eller flere helsefarlige stoffer har liknende toksikologiske effekter på det samme organet eller organsystemet, bør den primære vurderingen ligge på kombinasjonen av virkningene, ikke på den enkelte.

I mangel av informasjon om det motsatte, bør ulike stoffer betraktes som additive når helsevirkningen og målorganet eller organsystemene er de samme,

Ved å beregne andelen av de ulike stoffenes bidrag i en blanding kan man vurdere om eksponeringen er over eller under administrativ norm:

Eksempel

$$C_1/TLV_1 + C_2/TLV_2 + \dots + C_n/TLV_n \leq 1$$

I tilfelle denne summen overskrider 1, må grenseverdien for blandingseksponeringen vurderes som overskredet (C_1 er den luftbårne konsentrasjonen av stoffet 1 og TLV_1 er den tilsvarende grenseverdien osv.).

Den additive formelen gjelder for samtidige eksponeringer for helsefarlige kjemikaler med TWA, STEL og takverdier.

Eksempel: En arbeiders eksponering for løsningsmidler ble målt i et fullt skift og for en kortvarig eksponering med følgende resultater:

Stoff	Resultater fra et fullt skift ppm	ADN/ TLV-TWA ppm	Resultater korttid ppm	Korttidsnorm TLV-STEL ppm
Aceton	60	125	60	156
Sec-butyl acetat	20	75	40	113
Metyl etyl keton	9	75	40	113

Basert på data fra ACGIHs TLV®s, dokumentasjonen av TL Vs® and BEIs®, viser alle tre stoffer en irriterende virkning på åndedrettssystemet, og effektene vurderes som additive.

Utrekning for et fullt skift:

$$C_1/ADN_1 + C_2/ADN_2 + C_3/ADN_3 \leq 1$$

$$\begin{aligned} \text{derfor} \quad & 60/125 + 20/75 + 9/75 \\ & = 0,48 + 0,27 + 0,12 \\ & = 0,87 \end{aligned}$$

Dette er mindre enn 1 – og dermed overskrides ikke additivgrensen for et fullt skift.

Beregning korttidseksponering:

$$C_1/ADN_1 + C_2/ADN_2 + C_3/ADN_3 \leq 1$$

derfor $40/156 + 60/113 + 40/113$
 $= 0,25 + 0,53 + 0,35$
 $= 1,13$

Dette er større enn 1 – dermed overskrides den kortvarige additive grensen.

* Hvis det ikke finnes en STEL-eksponeringsstandard, er standard tilnæringsmetode å multiplisere TWA-eksponeringsstandard med 5 i mange land, eller 3 i Storbritannia.

4.3.5 Konsentrasjonsangivelser - Konvertering av ppm til mg/m³.

Måleenheten for normene er avhengig av type og fysisk sammensetning av agens.

For aerosoler (støv, tåke/damp og røyk fra bl.a. metallsveisning), måles og uttrykkes grenseverdien vanligvis som vekt i et gitt luftvolum:

vanligvis: mg/m³.

For gasser og damper kan konsentrasjonene i tillegg uttrykkes volumetrisk som et antall volumer av stoff i et antall luftvolumer.

Eksempel: % eller ppm (del pr. million.)

1 liter agens pr. 100 liter luft = 1 %.

1 liter agens pr. 1 000 000 liter luft = 1 del pr. millioner (1 ppm).

NB! 1 ppm = 0,0001 %

Konvertering

Gasser og damp som vanligvis uttrykkes i ppm, kan også uttrykkes gravimetrisk ved hjelp av følgende likning:

$$\text{Konsentrasjon i mg/m}^3 = \frac{\text{Konsentrasjon i ppm} \times \text{molekylvekt}}{24,45}$$

hvor 24,45 = molart luftvolum i liter (ideell gasskonstant) ved STP-forhold (25°C og 1 ATM, Normal temperatur og trykk)

Merk: International Union of Pure & Applied Chemistry (IUPAC) bruker 0° og 100 kPa, mens ACGIH og andre organer bruker 25°C og 1 atmosfære

Hvis temperatur 20° C, ikke 25°C, brukes blir likningen:

$$\text{Konsentrasjon i mg/m}^3 = \frac{\text{Konsentrasjon in ppm} \times \text{molekylvekt}}{24,06}$$

Eksempel: Hva blir konsentrasjon av 5000 ppm karbondioksid i mg/m³ (ved 25°C og 1 atm.)? Molekylvekten av karbondioksid = 44

$$\begin{aligned}\text{Kons (mg/m}^3\text{)} &= \frac{5,000 \times 44}{24.45} \\ &= 9000 \text{ mg/m}^3 \text{ (avrundet til nærmeste } 10 \text{ mg/m}^3\text{)}\end{aligned}$$

4.4 ANMERKNINGER (NOTASJONER)

I tillegg til en tallverdi har enkelte stoffer fått en anmerkning. Anmerkningene er basert på vitenskapelige data som gir holdepunkter for slik vurdering av helseskadelig effekt.

4.4.1 Hudopptak

Hudanmerkninger (H) (Norge) refererer til potensielt betydelige bidrag til samlet eksponering gjennom huden, inkludert slimhinnene og øynene, enten ved kontakt med damp eller, og antakelig viktigere, ved direkte hudkontakt med stoffet. Vanlig hudeksponering kommer fra sprut, eller at man har på seg forurensede klær.

Eksempel:

Organofosfatholdige plantevernmidler som Malathion.

Det er viktig å merke seg at hudanmerkninger ikke tildeles på bakgrunn av skadelige effekter på huden, som irritasjon eller allergisk kontakteksem. Stoffet med hudanmerking er ikke nødvendigvis skadelige for huden.

Bruken av hudbetegnelse er for å varsle leseren om at luftprøvetaking alene ikke er tilstrekkelig til å kvantifisere arbeidernes eksponering. Det kan også være nødvendig med biologisk overvåking i tillegg til endring i arbeidspraksis, inkludert bruk av personlig verneutstyr for å hindre at det oppstår hudabsorpsjon.

Bruken av hudbetegnelse har vært lite konsekvent. Generelt bør alle løsemidler uavhengig av om de har en hudbetegnelse eller ei ansees å kunne tas opp gjennom hud.

4.4.2 Kreftfremkallende stoffer

"Et karsinogen er et stoff som kan forårsake godartet eller ondartet neoplastisk lidelse". Bevismateriale vedrørende kreftfremkallende effekt kommer fra epidemiologi, toksikologi og fra mekanistiske studier.

Det finnes en rekke ulike systemer for klassifisering av kreftfremkallende effekt, og det er viktig å merke seg at klassifiseringen er komplisert, og at det ikke er universell enighet om den. To systemer som er i vanlig bruk er International Agency for Research on Cancer (IARC) og ACGIH.

IARC-monografier for evaluering av kreftfremkallingsrisiko hos mennesker (Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans) er vurdert for over 900

miljøstoffer og eksponeringsomstendigheter. Hver eksponering er klassifisert i én av fem grupper i henhold til styrken i det publiserte bevismaterialet for kreftfremkallende effekt.

Gruppe 1	Kreftfremkallende effekt for mennesker
Gruppe 2A	Sannsynlig kreftfremkallende effekt for mennesker
Gruppe 2B	Mulig kreftfremkallende effekt for mennesker
Gruppe 3	Ikke klassifiserbar mht. kreftfremkallende effekt for mennesker
Gruppe 4	Sannsynligvis ingen kreftfremkallende effekt for mennesker

Du finner den fullstendige listen over agens som er vurdert på <http://monographs.iarc.fr>

ACGIH-systemet bruker følgende betegnelser:

- A1 Bekreftet kreftfremkallende hos mennesker. Stoffet er kreftfremkallende hos mennesker basert på bevismengden fra epidemiologiske studier.
- A2 Mistenkt kreftfremkallende hos mennesker. Data fra mennesker anses å ha tilstrekkelig kvalitet, men er motstridende eller utilstrekkelig til å klassifisere stoffet som bekreftet kreftfremkallende hos mennesker, ELLER stoffet er kreftfremkallende hos forsøksdyr ved dose(r), eksponeringsvei(er), på steder, etter histologisk(e) type(r) eller etter mekanisme(r) som anses relevante i forbindelse med eksponering av arbeidstakere. A2 brukes hovedsakelig når det er begrenset bevis på kreftfremkallende effekt hos mennesker, og tilstrekkelig bevis på kreftfremkallende effekt hos forsøksdyr med relevans til mennesker
- A3 Bekreftet kreftfremkallende effekt på dyr, med ukjent relevans til mennesker. Stoffet er kreftfremkallende i forsøksdyr ved relativt høye doser, etter inntaksvei(er), på sted(er), av histologisk(e) type(r) eller etter mekanisme(r) som kanskje ikke er relevante for eksponering av arbeidstakere. Tilgjengelige epidemiologiske studier bekrefter ikke en økt risiko for kreft hos eksponerte mennesker. Tilgjengelige bevis indikerer ikke at stoffer fremkaller kreft hos mennesker med noen sannsynlighet, unntatt i forbindelse med uvanlige eller usannsynlige opptaksveier eller eksponeringsnivåer.
- A4 Kan ikke klassifiseres som kreftfremkallende hos mennesker. Stoff som gir mistanke om kreftfremkallelse hos mennesker, men som det ikke kan gis en avgjørende vurdering av pga. mangel på data. Laboratorie- eller dyrestudier gir ingen indikasjoner på kreftfremkallende effekt som er tilstrekkelig til å klassifisere stoffet i en av de andre kategoriene.
- A5 Ingen mistanke om kreftfremkallende effekt hos mennesker. Det er ingen mistanke om at stoffet fremkaller kreft hos mennesker, basert på korrekte gjennomførte epidemiologiske studier på mennesker. Disse studiene er fulgt opp over tilstrekkelig lang tid, de har pålitelig eksponeringshistorikk, tilstrekkelig høy dose og tilfredsstillende statistisk tyngde til å trekke den slutningen at stoffene ikke formidler en vesentlig risiko for kreft hos mennesker, ELLER bevis som indikerer mangel på kreftfremkallende effekt hos forsøksdyr understøttes av mekaniske data.

Andre systemer brukes rundt om i verden, og det bør refereres til det systemet som brukes av lokale myndigheter eller standardiseringsorganer.

I de norske administrative normene er disse merket med K.

4.4.3 Arvestoffskadelige stoffer

Stoffer som betraktes som arvestoffskadelige (mutagener) har anmerkningen M (Norge)

4.4.4 Reproduksjonsskadelige stoffer

Stoffer som har vist å kunne være reproduksjonsskadelige har anmerkningen R (Norge). Effekter på reproduksjonen er f.eks. spontanabort, skader på kjønnsceller, problemer med å bli gravid etc.

4.4.5 Sensibilisering (allergifremkallende)

Betegnelsen A (Norge) refererer til muligheten for at kjemikaliet er allergifremkallende. Sensibilisering kan relatere seg til luftveier, hud eller øye eksponering. Når en person først er blitt sensibilisert (følsom), fører etterfølgende eksponering for stoffet, selv meget lave nivåer, til en skadelig allergisk reaksjon.

Eksempel:

Toluene diisocyanate (TDI), som ofte finnes i to-komponentmalinger, er allergifremkallende for luftveiene, og etterfølgende eksponering kan føre til alvorlige astmatiske reaksjoner hos dem som er sensibiliserte.

Når man vurderer stoffer med en anmerkning for allergi, er det viktig å forstå følgende:

1. Arbeidsrelaterte eksponeringsgrenser er ikke ment å verne dem som allerede er sensibiliserte.
2. Ved en slik anmerkning må man slå opp i dokumentasjonen for å forstå hvilken type sensibilisering det dreier seg om.
3. Enkelte organisasjoner (f. eks. AIHA) bruker ulike betegnelser for å angi en spesifikk sensibilisering, f. eks. DSEN for hudallergier, RSEN for åndedrettsallergier.

4.4.6 Indekser for biologisk eksponering (BEI®)

Betegnelsen BEI® angis i TLV-listen dersom en eller flere BEIs® anbefales for stoffet. Man anbefaler biologisk overvåking for slike stoffer for å bestemme eksponering fra alle kilder, inkludert opptak gjennom huden og ikke-yrkesrelaterte eksponeringer.

De fleste BEIs® er basert på en direkte korrelasjon med TLVen® (dvs. konsentrasjonen av en biologisk faktor som kan forventes når den luftbårne konsentrasjonen er på TLV), under forutsetning av at det ikke er noen hudabsorpsjon eller opptak. Ytterligere informasjon finnes i punkt 6.8 i denne håndboken eller i dokumentasjonen for TLVs® og BEIs® for disse stoffene.

Korrekt bruk av BEIs® forutsetter god kjennskap til den tilhørende dokumentasjonen, og kan være nyttig i evalueringen av hvilken eksponering en hendelse faktisk har gitt. Man kan møte noe motstand fra de ansatte ved denne type målinger siden mange BEIs® forutsetter bruk av invasive oppsamlingsmetode (for eksempel blodprøver).

4.5 BRUK AV STANDARDER

Når man måler den luftbårne konsentrasjonen av et stoff, er det viktig at målingen er representativ for arbeidernes faktiske eksponering for dette stoffet. Derfor utføres målinger i arbeidstakerens pustesone. Pustesonen defineres som en hemisfære på 300 mm radius ut fra ansiktet, og måles fra midtpunktet av en linje mellom ørene.

Hvis prøven samles inn på denne måten, kalles det arbeidsrelatert eller personlig prøvetaking, og eksponeringsstandardene for kjemikaliet kan dermed anvendes.

Hvis det utføres en stasjonær- eller områdeprøvetaking, kan resultatene ikke sammenlignes direkte med eksponeringsstandarder, da de ikke er relevante for arbeidstakerens faktiske eksponering eller risiko, [med mindre det er gjort en faglig vurdering av relevansen for personeksponering av de stasjonære målingene.](#)

4.6 FORLENGEDE / AVVIKENDE ARBEIDSSKIFT

Nesten alle arbeidsrelaterte eksponeringsstandarder er basert på forutsetningen om at eksponeringene vil følge en tradisjonell arbeidsuke med en vanlig 8-timers arbeidsdag etterfulgt av 16-timers fri fra eksponering i løpet av en 40-timers arbeidsuke. Det er brukt mange modeller for å justere standardene med tanke på uvanlige eller forlengende arbeidstider. Det ikke nødvendig å justere korttidsnormer og takverdi da disse er knyttet til akutt mer enn til kronisk eksponering.

Man bør merke seg at før man forsøker å justere en eksponeringsstandard, må man forstå grunnlaget standarden,

4.6.1 "Brief og Scala"-modell

Denne modellen, som opprinnelig ble laget i petroleumsindustrien, reduserer 8-timers eksponeringsnorm (OEL=occupational exposure limit) proporsjonalt for både økt eksponering og redusert restitusjonstid. De foreslåtte beregningsmåtene er angitt under.

Daglige justeringer av arbeidsrelaterte eksponeringsgrenser:

$$\text{Daglig reduksjonsfaktor} = \left\{ \frac{8}{td} \times \left[\frac{24 - td}{16} \right] \right\}$$

der td = timer arbeidet pr. dag

Justert eksponeringsgrense = 8 t OEL x Daglig reduksjonsfaktor

Ukentlige justeringer av arbeidsrelaterte eksponeringsgrenser:

$$\text{Ukentlig reduksjonsfaktor} = \left\{ \frac{40}{tu} \times \left[\frac{168 - tu}{128} \right] \right\}$$

der tu = timer arbeidet pr. uke

Justert eksponeringsgrense = 8 t OEL x Ukentlig reduksjonsfaktor

NB: Den justerte eksponeringsgrensen bør regnes ut ved hjelp av hver likning og den mest restriktive verdien brukes som grense.

Eksempel: En arbeider er eksponert for toluen i et 12-timers skift. 8-timers OEL for toluen er 50 ppm (merk: norsk adm. norm for toluen er 25 ppm). Ved hjelp av Brief- og Scala-modellen, regnes den justerte OEL ut

$$\begin{aligned} \text{Justert eksponeringsgrense} &= \frac{8 \times (24 - t) \times \text{OEL}}{16 \times t} \\ &= \frac{8 \times (24 - 12) \times 50 \text{ ppm}}{16 \times 12} \\ &= 25 \text{ ppm} \end{aligned}$$

4.6.2 OSHA-modell (Direkte proporsjonsmodell)

En annen tilnæringsmåte som tidligere ble benyttet av OSHA i USA ([og som fortsatt i hovedsak benyttes i Norge](#)), var å justere den arbeidsrelaterte eksponeringsgrensen direkte til de timene man arbeidet.

Denne typen justering kan være godt egnet for stoffer der eksponeringsgrensen er basert på beregnet økt risiko gjennom hele livet (deler pr. million - år), isteden for en spesifikk terskel for giftvirkning.

For eksempel: Hvis man arbeider et 10-timers skift:

$$\begin{aligned} \text{Justert OEL} &= \text{OEL (8/timers arbeid)} \\ &= \text{OEL} \times \frac{8}{10} \end{aligned}$$

Hvis vi bruker eksemplet i punkt 4.6.1 og anvender OSHA-modellen, vil vi få følgende:

$$\begin{aligned}\text{Justert OEL} &= 50 \times \frac{8}{12} \\ &= 33 \text{ ppm}\end{aligned}$$

Som man kan se er Brief- & Scala-modellen vesentlig mer konservativ enn OSHA-modellen.

4.6.3 Farmakokinetisk modell

Andre, mer komplekse modeller, som f. eks. den farmakokinetiske modellen til Hickey and Reist (1977) er basert på farmakokinetiske forhold som tar hensyn til stoffskiftet, biotransformasjon og ekskresjon. Denne modellen beskrives av formelen

$$\text{Endret TLV} = \text{TLV} \times \frac{[1-e^{-8k}] [1-e^{-120k}]}{[1-e^{-t_1 k}] [1-e^{-t_2 k}]}$$

der

$$\begin{aligned}t_1 &= \text{timer arbeidet pr. dag etter en vanlig timeplan} \\ t_2 &= 24 \text{ x dager arbeidet/uke med uvanlig timeplan} \\ k &= \frac{\ln 2}{t_{1/2}}\end{aligned}$$

(Merk: Hvis halveringstiden ($t_{1/2}$) ikke er kjent, bruk 16 timer)

En inngående forståelse av denne modellen ligger utenfor pensum for dette kurset.

4.7 UTFORDRINGER

Det er viktig å forstå at eksponeringsstandarder ikke er eksakte grenser mellom det ufarlige og farlige konsentrasjoner, men kun retningslinjer som fagpersonell med yrkeshygienisk kompetanse bruker for å vurdere risikoen for potensielle helseproblemer.

Anvendelse av dem i situasjoner utenfor normale forhold som de er laget for, f. eks. forlengede arbeidsøkter, kan gi uriktige vurderinger. Virkninger som synergieffekt, additiv effekt og potensering osv. må vurderes.

Mange nye produkter kommer på markedet hele tiden, og det er umulig for å utarbeide egnede eksponeringsstandarder for alle før de tas i bruk. Med dette i tankene, kan en henvisning til andre sammensetninger av liknende stoffer, sunn fornuft og god arbeidsmiljøpraksis redusere eventuell unødig eksponering.

Man bør merke seg at eksponeringsstandarder, som de norske, vanligvis inneholder en vurdering av mange faktorer, som for eksempel teknisk gjennomførbarhet, økonomisk mulighet, analysegrenser osv. Retningslinjer som ikke er utarbeidet av statlige organer, som f. eks. ACGIH TLVs® og

Workplace Environment Exposure Limits fra AIHA, er vanligvis kun helsebaserte og tar ikke hensyn til andre faktorer. Dermed kan kritikkløs blanding av disse to tilnæringsmåtene være vanskelig.

I Norge er de administrative normene kun anbefalinger og ikke juridisk bindene. I land eller i områder der eksponeringsstandardene brukes som forskriftsmessige grenser, er de naturligvis juridisk bindende og ikke kun retningslinjer.

En enkel rettesnor å følge hvis man ikke kjenner bruken av yrkeshygieniske standarder på arbeidsplassen, er å søke råd hos noen med god profesjonell erfaring på dette området, **før** man tar en beslutning.

4.8 BEGRENSNINGER

Arbeidsrelaterte eksponeringsgrenser, som grenseverdier, gjelder bare for arbeidstakere. Når man setter opp arbeidsrelaterte eksponeringsgrenser forutsettes det at arbeiderne har en rimelig god helse. Industrimiljøer ekskluderer vanligvis de helt unge, de meget gamle og de som ikke kan arbeide pga. sykdom eller fysisk svekkelse og funksjonshemming.

Det er ikke meningen at arbeidsrelaterte eksponeringsgrenser skal gjelde for befolkningen generelt. De er satt for å beskytte arbeidernes helse, og selv om nulleksponering er målet man forsøker å nå, er eksponeringen sannsynligvis høyere, og noen ganger vesentlig høyere enn de som resten av befolkningen utsettes for. De må ikke deles med et vilkårlig tall som f. eks. 100 og gjøres til miljøstandarder eller utslippsgrenser.

I faglitteraturen beskrives arbeidsrelaterte eksponeringsgrenser vanligvis som diffuse linjer mellom sikre og farlige forhold, og de bør ikke brukes av noen som ikke har opplæring innen industri-/arbeidsmiljøfag. Det var aldri meningen at disse skulle være lovpålagte standarder, men dette er tilfellet i enkelte land, og dermed er de juridisk bindende der.

4.9 STANDARDER BRUKT I ULIKE LAND

Mange land har laget sine egne lister over eksponeringsstandarder, og nedenfor finnes en kort oversikt over disse. Det er viktig at man alltid henviser til offentliggjorte lokale eksponeringsstandarder, men hvis det ikke finnes noen kan man godt henviser til en av de mer etablerte listene.

4.9.1 Australia

Det første utgaven av en australsk liste over eksponeringsstandarder ble utgitt i 1990 av WorkSafe Australia under tittelen:

Exposure Standards for Atmospheric Contaminants in the Occupational Environment - Guidance Note and National Exposure Standard.

Denne var basert på ACGIHs TLV®-liste, men hadde også kryssreferanser til eksponeringsstandarder fra Tyskland, Sverige og Storbritannia.

Oppdateringer blir nå offentliggjort på Australian Safety & Compensation Council ASCCs nettsted: www.ascc.gov.au (tilgang sjekket i november 2011). Her finnes det en database med de 696 gjeldende nasjonale eksponeringsstandarder (Hazardous Substances Information System eller HSIS).

Selv om disse standardene ikke automatisk er støttet av lovverket, beveger de forskjellige statene seg mot at disse standardene skal bli enhetlige lover i hele Australia.

4.9.2 Storbritannia

The UK Health & Safety Commission har fastsatt grenser for arbeidsplass eksponering (WEL) for en rekke helsefarlige stoffer som en del av forskriftene Control of Substances Hazardous to Health. WEL erstattet de tidligere vedtatte standarder for arbeidsrelatert eksponering (OES), og maksimums eksponeringsgrenser (MEL).

HSE-publikasjonen EH40 (Workplace Exposure Limits) inneholder listen over stoffer som har fått tildelt WELer, og gir nærmere veiledning i bruken av disse. Dette er maksimale aksepterte eksponeringsnivåer, og bør ikke overskrides. Dessuten bør eksponering reduseres så langt praktisk mulig under grensen ved å anvende prinsippene for god yrkeshygienisk praksis. Listen omfatter 8-timers TWA, STEL, merknadskolonnen som inneholder sikkerhets- og risikouttrykk, pluss anmerkninger for kreftfremkallende-, hud- og luftveisallergener samt veiledning for biologisk overvåking.

4.9.3 Europeiske grenseverdier

Dette finnes to typer verdier for arbeidsrelaterte eksponeringsgrenser i europeisk lovgivning: Veiledende (direktiv 98/24/EC om kjemikalier) og bindende (direktiv 2004/37/EC om kreftfremkallende stoffer og mutagener), og det finnes også biologiske grenseverdier.

I forbindelse med REACH skal produsent / importør selv etablere og dokumentere DNEL (Derived No Effect Level) eller DMEL (Derived Minimum Effect Level) for alle kjemikalier som omsettes på det Europeiske marked. Omsetningsgrenser og farekriterier gjelder for hvilke og når disse skal være på plass. DNEL er terskelverdien hvor man kan anta at det ingen alvorlig effekt vil forekomme. DMEL skal etableres for stoffer hvor man ikke kan anta en nedre effekt terskel (NOAEL). DNEL / DMEL skal etableres for ulike eksponeringsgrupper og for ulike eksponeringsveier.

4.9.4 USA – OSHA

I USA har The Occupational Safety and Health Administration (OSHA) fastsatt tillatte verdier for eksponeringsgrenser (Permissible Exposure Limits - PEL). De fleste av disse er basert på grenseverdiene fra 1968. De har

senere offentliggjort et mindre antall detaljerte forskriftskrav som gjelder for spesielle stoffer som benzen, asbest og vinylklorid. Disse ligger i Title 29 i *US Code of Federal Regulations*. Mer om gjeldende forskrifter finnes på: http://www.access.gpo.gov/nara/cfr/waisidx_06/29cfrv6_06.html (sjekket tilgang 2011)

4.9.5 USA - NIOSH

National Institute of Occupational Safety and Health (NIOSH) i USA har fastsatt anbefalte eksponeringsgrenser (REL).

NIOSH anbefaler standarder for OSHA/MSHA (Mine Safety & Health Administration), og noen av de anbefalte eksponeringsgrensene er lavere enn PEL, TLV osv.

Man bør også merke seg at NIOSH har en ordlyd i sin fullmaktslovgivning som instruerer dem om å anbefale grenser som vil sikre beskyttelse av "alle" arbeidstakere – ikke bare "nesten alle" arbeidstakere. Dette har ført til at mange av deres anbefalinger er lavere enn de som er fastsatt av andre.

NIOSH-listen over anbefalte eksponeringsgrenser finnes på en CD-ROM, eller på <http://www.cdc.gov/niosh> (sjekket tilgang november 2011).

4.9.6 USA - AIHA

Siden 1980 har American Industrial Hygiene Association utarbeidet Workplace Environmental Exposure Levels (WEELs) som, sammen med dokumentasjonen, oppdateres årlig.

WEEL skal gi veiledning om eksponeringsnivåer der det ikke finnes noe juridiske eller lovpålagte grenser, f. eks. for benzylalkohol, butylenoksyd. De inneholder anbefalinger for 8-timers TWA, takgrense og en korttids TWA-grense pluss anmerkninger for hud- og åndedrettsallergi.

AIHA utgir også retningslinjer for beredskapsplanlegging. Disse bør brukes til risikovurderinger i forbindelse med eksponering for utilsiktede utslipp enten på arbeidsplassen eller ellers.

4.9.7 Tyskland - MAK-kommisjonen

Kommisjonen for undersøkelse av helsefarer for kjemiske forbindelser på arbeidsplassen (MAK-kommisjonen) er ansvarlig for å ha oversikt over forskning i forbindelse med kjemiske stoffers helserisiko, og for å informere offentlige myndigheter om dette. Derfor utarbeider MAK-kommisjonen forslag til MAK-verdier (maksimal konsentrasjon på arbeidsplassen) for flyktige/ustabile kjemikalier og støv, BAT-verdier (biologiske toleranseverdier), og utarbeider også prosedyrer for å analysere kjemiske stoffer i luft og biologisk materiale. Stoffer som er kreftfremkallende, som fremkaller kimcellemutasjoner, er allergifremkallende eller som opptas

gjennom huden, samt stoffer som utgjør en risiko for embryo eller foster, klassifiseres i henhold til dette.

Hvert år blir forslagene til MAK- og BAT-verdier og klassifiseringene utgitt i den årlige listen over MAK- og BAT-verdier som forelegges den tyske arbeidsministeren. Departementets komité for helsefarlige stoffer gjennomgår deretter forslagene, og lager en anbefaling for å implementere disse i forskriftene.



5. TEORI OG PRAKSIS FOR PRØVETAKING I LUFT

5.1 STRATEGIER FOR PRØVETAKING PÅ ARBEIDSPLASSEN

5.1.1 Strategier

En strategi for eksponeringsmålinger er å skaffe nok informasjon angående arbeidsplassen. Arbeidsgiver og arbeidstakere kan bruke informasjonen til å påse at ingen på arbeidsplassen, så langt praktisk mulig, påføres skader eller sykdom som følge av eksponering for helsefarlige agens. Andre målsettinger vil for eksempel kunne være:

- grunnleggende kartlegging av eksponeringsnivåer (baseline)
- fastsette eksponering som svar på klager / mistanke om overeksponering,
- dokumentere at eksponering ligger under administrativ norm.
- vurdere effektiviteten av tekniske kontrolltiltak som er installert for å minske arbeidernes eksponering.
- finne de viktigste kildene til eksponering

Det er derfor meget viktig at før prøvetakingsstrategien fastsettes må målet med undersøkelsen være helt klarlagt. Det å samle inn noen få prøver for å se hvor "bra" eller "dårlig" en arbeidsplass er, vil kunne gi et skjevt bilde som ikke avspeiler den virkelige eksponeringen på arbeidsplassen.

Når man utarbeider en prøvetakingsstrategi er det derfor viktig å stille det grunnleggende spørsmål:

"Hvordan vil dataene som genereres fra denne undersøkelsen bli brukt?"

Uten et rimelig svar på dette spørsmålet, blir undersøkelsen kun en samling data "for syns skyld", og er dermed en bortkastet og meningsløs øvelse.

The British Occupational Hygiene Society (BOHS 1993) foreslår også at andre faktorer bør vurderes før man utarbeider et overvåkingsprogram. Disse er:

- Krav om en kvalitativ risikovurdering og en vurdering av arbeidsplassen før man foretar målinger.
- Behovet for å utføre andre målinger enn av luftbårne forurensningskonsentrasjoner, f. eks. overflateprøver for å bestemme hvor rene flatene er slik at man kan vurdere muligheten for hudkontakt, eller målinger av ventilasjonsanleggets effektivitet.
- Eventuelle krav til biologisk overvåking
- Eventuelle krav til overvåking av den totale utførelsen av prosessen eller for revisjon av prosessen.
- Eventuelle andre helsefarer på arbeidsplassen, f. eks. støy eller biologiske farer osv. som kanskje også må vurderes.

- Eventuelle miljørelaterte eller personlige egenskaper hos arbeiderne som kan påvirke målingen.

Først når alle disse faktorene er vurdert, kan det være hensiktsmessig å utarbeide en strategi for prøvetaking av lufteksponering. Da er det riktig å vurdere følgende:

- Hvilken agens er sannsynlig på stedet?
- Hvilke konsentrasjoner forventes?
- Hvilke (eventuelle) kjemiske forbindelser finnes det som kan forstyrre prøvetakingsprosedyren (evt. analysen)?
- Hvilke analysemetoder skal brukes, og hvilke (eventuelle) begrensninger vil disse sette for prøvetakingsteknikkene? Hvilken type prøve(r)? (stasjonær kontra personlig prøvetaking)
- Hvor bør prøvetakingsenheten plasseres?
- Hvor mange prøver bør tas?
- Hvor langt intervall bør det være mellom prøveseriene?
- I hvilke skiftordninger bør de ansattes eksponering bestemmes?
- Hvordan bør prøvene tas?

Ved utviklingen av en prøvetakingsstrategi er det viktig å forstå at variasjonen i arbeidsmiljøet er slik at én universell tilnæringsmåte ikke kan dekke alle mulige situasjoner.

Arbeidsplassens ulike forhold når det gjelder konsentrasjonen og intensiteten av aktiviteter, variasjonen i aktivitetene, variabilitet i eksponeringskilder og påvirkningen fra ukontrollerte faktorer som vindretning, arbeidspraksis osv. fører til at dataene bare kan relateres til den situasjonen som studeres på det tidspunktet den studeres.

Alle eksponeringsvurderinger som er basert på én enkelt arbeider på én enkelt dag vil ha steds- og tidsbetingede feil, og det er lite som knytter dette resultatet til den reelle situasjonen.

Individuelle målinger vil ikke nødvendigvis representere hele gruppen, men ved å ta hensyn til så mange påvirkningsfaktorer som mulig, kan vi sikre at noen vurderinger er vesentlig bedre enn andre.

Andre viktige faktorer som påvirker målingsresultatene:

- Valg av måleutstyr
- Valg av prøvetakingsmetode
- Valg av analysemetode
- Kompetansenivået hos personer som utfører prøvetaking og analyse

Alle ovennevnte faktorer må tas med i vurderingen av en prøvetakingsstrategi. Det er viktig å være klar over at kartlegging av arbeidsplassen ikke i seg selv beskytter noen, men at det kun gir informasjon.

I visse situasjoner kan imidlertid bare selve målingene øke bevisstheten hos arbeidstakerne og ledelsen, noe som ofte medfører tiltak for å redusere eksponering - uansett de faktiske resultatene fra målingene.

Prøvetakingssystemet bør være hensiktsmessig for situasjonen som skal kartlegges, og være en del av en overordnet strategi for yrkeshygienisk overvåking.

Utdypende veiledning om eksponeringsvurdering kan fås fra andre kilder, som f.eks.:

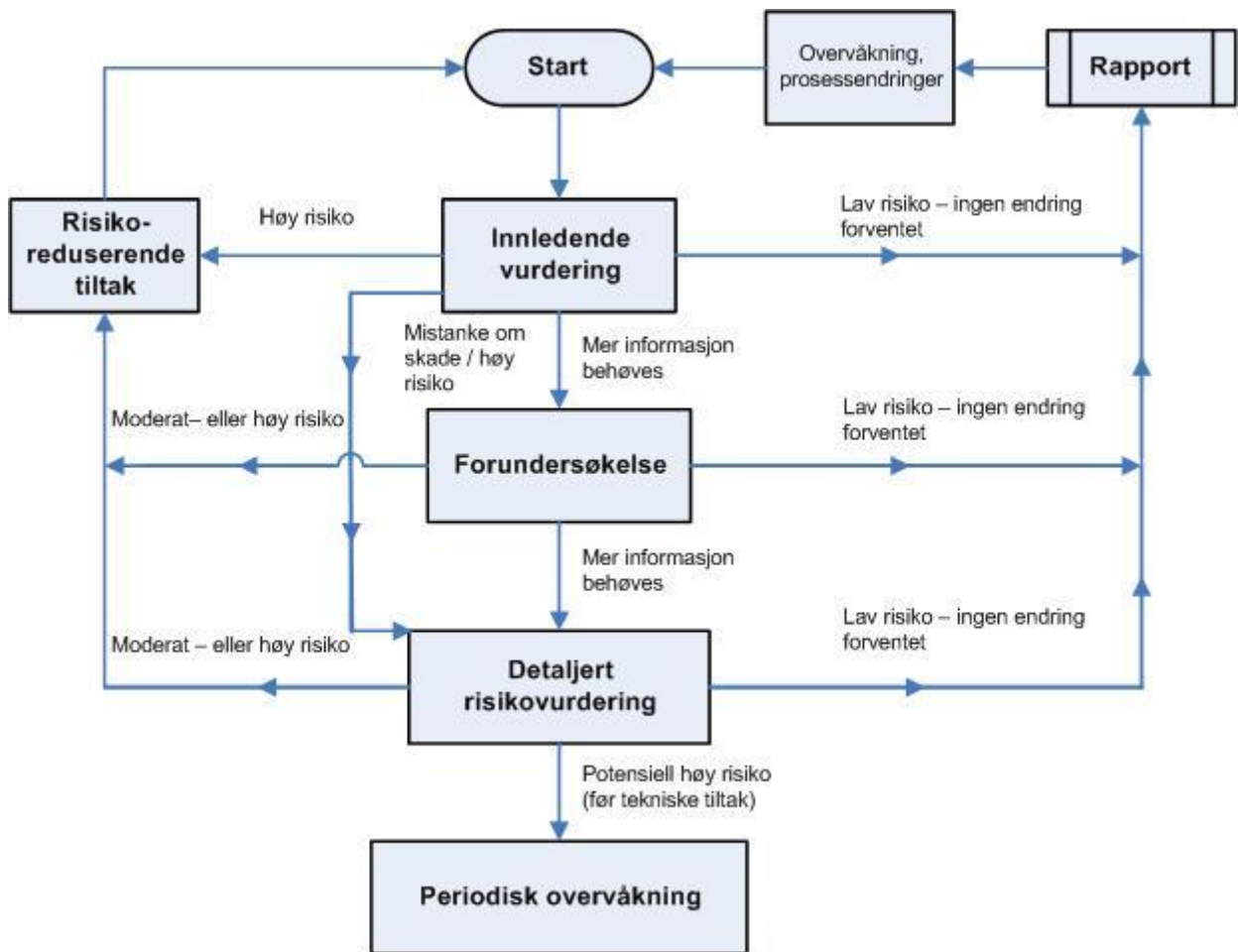
- NS-EN 689 (1996) "*Workplace Atmospheres – Guidance for the Assessment of Exposure by Inhalation to Chemical Agents for Comparison to Limit Values and Measurement Strategy*".
- BOHS/ NVvA: Testing Compliance with Occupational Exposure Limits.
- AIHA: A Strategy for Assessing and Managing Occupational Exposures.
- ATIL Best 450: Kartlegging og vurdering av eksponering for kjemiske stoffer og biologiske forurensninger i arbeidsatmosfæren.
-

5.1.2 Kartlegging og vurdering

Ved risikobasert kartlegging anbefales en tilnærming basert på følgende elementer.

- Innledende vurdering
 - Forundersøkelse
 - Detaljert undersøkelse
 - Periodiske målinger

Selv om navnene på disse elementene kan være forskjellige i de forskjellige land, og noen elementer kan kombineres (f. eks. innledende vurdering og forundersøkelse), er konseptet det samme.



Figur 5.1 Oversikt over kartleggingsprosessen (etter ATIL Best 450)

- ***Innledende vurdering***

I mange situasjoner kalles dette en "befaring", hvor målet er å få tilstrekkelig informasjon til å besvare følgende spørsmål:

- Hva er de potensielle eksponeringene?
- Hvor og når oppstår de?
- Kan eksponeringsfaktorene prioriteres ut fra risiko?
- Er det påkrevd med ytterligere vurdering?
- Hvis det er påkrevd med ytterligere vurdering, hva er den foretrukne tilnæringsmåten?

Som tidligere angitt, er innsamling av tilstrekkelig informasjon til å besvare disse spørsmålene svært viktig. Selv om befaring gir verdifull informasjon om prosessen, (f. eks. materialer som brukes og eksisterende kontrollfunksjoner), kan det være nødvendig å skaffe mer informasjon. Slik informasjon om stoffer som brukes kan omfatte:

- *Fysiske egenskaper.* For eksempel kokepunkt, damptrykk, relativ fordampningshastighet, støvbarhet, fordeling av partikkelstørrelse, evne til sublimering osv.

- *Hvilken form har stoffet?* Er det gass, damp, tåke, røyk, eller hvis det er en aerosol, består den av fiber?
- *Stoffets helsefarlige egenskap.* Dette kan omfatte eventuelle kjente giftige virkninger på mennesker (både akutte og kroniske), andre indikasjoner på giftighet (f. eks. dyrestudier, laboratorietester, strukturelle faktorer osv.), eventuelt spesielt giftig potensial (kreftfremkallende, allergifremkallende i luftveiene, reproduksjonsgiftige osv.) og eventuelle indikasjoner på økt fare i forbindelse med eksponering for blandinger av stoffer.
- *Potensiell eksponering og opptaksvei i kroppen.*
- *Eventuelle effekter på hud* (f. eks. etsing, eksem) eller slimhinner (f. eks. uttørking, irritasjon).
- *Eventuelle tilgjengelige eksponeringsgrenser og dokumentasjonen av disse.*

På dette innledende stadiet av informasjonsinnsamlingen, kan bruk av direktevisende instrumenter eller indikatorrør være nyttige når det gjelder å påvise utslippskilder eller ansatte med potensielt høyt eksponeringsnivå.

Denne informasjonen vil være meget begrenset, og bør bare brukes til å støtte observasjoner. Ved avslutningen av denne informasjonsinnsamlingen, kan det være mulig å foreta en rimelig vurdering av potensiell risiko. Den burde i det minste gi tilstrekkelig informasjon til å avgjøre om det er nødvendig med en grundigere studie, eller hvorvidt en tilnærming for å bestemme eksponering uten målinger kan være akseptabel.

- ***Forundersøkelse***

Det er vanligvis nødvendig med en forundersøkelse hvis én eller flere av følgende situasjoner oppstår:

- Den innledende vurderingen har påvist at det kan være uakseptable eksponeringer på arbeidsplassen.
- Oppstart av en ny prosess.
- Det er gjort betydelige endringer i prosessen, driften eller kontrolltiltakene.
- Det skal utføres uvanlige, sjeldne eller periodevis tilbakevendende prosesser eller operasjoner, f. eks. vedlikehold
- Det er satt en arbeidsrelatert grenseverdi eller administrativ norm der det tidligere ikke fantes en.

En forundersøkelse vil ha begrensede målsettinger, men bør være omfattende nok til å skaffe tilstrekkelig informasjon til å besvare følgende spørsmål:

- Foreligger det et eksponeringsproblem som den innledende vurderingen antyder?
- Er de eksisterende tekniske tiltak eller andre kontrollfunksjoner tilstrekkelige, og vil de fortsette å være det?
- Er det nødvendig med en mer detaljert undersøkelse, og hvilken strategi bør den følge?

I enkelte tilfeller kan en innledende vurdering bli etterfulgt av en detaljert undersøkelse, uten at man går veien om en forundersøkelse.

Et slikt trinn vil være avhengig av hva man fant under den innledende vurderingen, samt kompetansen og erfaringen til den personen som utførte vurderingen.

På dette stadiet må man vurdere fire spørsmål før man går videre. Disse er:

- *Hvem bør måles?*

Spørsmålet om hvem som bør overvåkes kan kun besvares ut fra målsettingen for den foreslåtte undersøkelsen, og detaljene rundt observert arbeidspraksis. Hvis prosessen kun involverer flere arbeidstakere som gjør nøyaktig det samme, er oppgaven relativt enkel, men hvis prosessen involverer et større antall personer som utfører ulike arbeidsoppgaver, blir valget av hvem som skal måles vanskeligere.

I mange forundersøkelser er praksisen å konsentrere seg om de mest ekstreme situasjonene, men det kan være lurt å inkludere noen arbeidstakere som man venter har lavere eksponeringer. Dette gir et nivå av kvalitetskontroll i forhold til den innledende vurderingen og valget av "worst case"-personer som plukkes ut til prøvetaking.

- *Når bør det måles?*

Valget av når målingen skal finne sted er direkte relatert til hvilken prosess eller oppgaver som forårsaker de store eksponeringene. Den andre viktige faktoren som må vurderes er giftigheten av stoffet som er til vurdering.

Hvis det, f. eks., er en akuttvirkende gift, er det viktig å foreta en kortsiktig prøvetaking, mens det for et stoff med kronisk virkning vil være bedre med en lengre prøvetakingsperiode.

Det andre punktet man bør tenke på ved vurderingen av tidspunktet for målingen, er typen eksponeringsstandard som er egnet for den aktuelle agenstypen (f. eks. TWA, STEL, tak eller topp). Disse er vanligvis knyttet til stoffets toksikologiske egenskaper

Som en generell regel er det rimelig å angi at hvis målet for undersøkelsen er å evaluere en arbeiders eksponering under en bestemt oppgave, bør varigheten av overvåkingen være tilsvarende hele eller en representativ del av oppgaven.

- *Hvor bør målingen foregå?*

Kunnskap om at et stoff på arbeidsplassen er knyttet til en spesiell kilde, kan være nyttig når det gjelder å utarbeide et måleprogram. Identifisering av kilden gir prøvetakingsstrategien et element som kan bidra til å bestemme hvilken type målemetode som bør brukes (f. eks. direktevisende instrumenter).

- *Hvordan bør prøvetakingen utføres?*

Valg av prøvetakingsutstyr og analysemetoder vil generelt være en konsekvens av egenskapene til det stoffet som skal undersøkes. Andre forhold som man må ta med i beregningen er:

- * Lovmessige krav
- * Nøyaktigheten og presisjonen som kreves
- * Krav til Ex-sikkerhet
- * Behovet for etterfølgende laboratorieanalyse
- * Transport av prøver til laboratoriet
- * Utstyrets flyttbarhet

Uansett er det klokt å bruke anerkjente prøvetakingsmetoder (f. eks. nasjonale standarder, NIOSH, OSHA, HSE).

Det kan oppstå feil både ved prøvetakingsmetoden og analysemetoden, og dermed kan det som virker som det beste valget ut fra ett bestemt synspunkt, ikke nødvendigvis være det beste fra et annet.

Til syvende og sist vil valget være et kompromiss mellom yrkeshygienikerens erfaring, og kontakten mellom yrkeshygienikeren og det laboratoriet som skal utføre analysen.

BOHS (1993) foreslår at man vurderer følgende når man skal velge prøvetakingsmetode.

- * Er prøvetakeren (og innsamlingsmediet) egnet til innsamling av det aktuelle agens, og er mediet kompatibelt med den etterfølgende analysemetode?
- * Vet man nok om dynamikken i oppsamlingsprosessen til å gjøre rede for eventuelle variabler i utformingen av prøvetakingsprogrammet?

En rekke faktorer kan påvirke valget av prøvetaker og oppsamlingsmedium, men i praksis er de generelt begrenset til:

- * Hva er det best egnede utstyret når det gjelder å samle inn den partikkelstørrelsesfraksjonen for aerosoler som er av interesse? Finnes det veggtag (materialer som klister seg til prøvetakeren og ikke deponerer i filteret), enten inne i prøvetakeren eller i resten av enheten, av en slik størrelsesorden at man må ta hensyn til det?
- * Må man, spesielt for tåke, ta hensyn til eventuelt damptap?
- * For gass- og dampprøver fra en blandet atmosfære, vil en eller flere komponenter adsorberes/absorberes i oppsamlingsmediet? Påvirker tilstedeværelsen av høye vanddampnivåer sorpsjonsegenskapene i prøvetakingsmediet, eller påvirker tilstedeværelsen av partikler oppsamlingsegenskapene på en ugunstig måte?
- * Er oppsamlingsmediets totalkapasitet tilstrekkelig til å håndtere den sannsynlige konsentrasjonen av agens med den prøvetakingshastigheten og prøvetakingsperioden man har tenkt å bruke?

Andre punkter (som f. eks. antall prøver) må behandles, men disse vil bli drøftet i punkt 5.2.2.

- ***Detaljert undersøkelse***

En inngående, detaljert undersøkelse har en klar målsetting som vanligvis er å skaffe pålitelige målinger av personlig eksponering for å sammenligne med eksponeringsstandarder. Videre å trekke konklusjoner angående eksponeringsnivået, og eventuelt å bestemme hvilke tiltak som må iverksettes for å redusere uakseptabel eksponering.

Av denne grunn må resultatene fra en detaljert undersøkelse være representative for personlig eksponering, og personlige prøvetakingsteknikker må vanligvis brukes. Dessuten må det brukes en hensiktsmessig prøvetakingsperiode hvis resultatene skal kunne sammenlignes med en eksponeringsstandard som har en spesifikk referanseperiode.

I tillegg må alle aspekter ved kartleggingen gjennomgås for å sikre at feil som kan påvirke resultatene er minimale. Ofte anvendes statistikkbaserte prøvetakingsteknikker, og det må da foretas en grundig statistisk analyse av dataene.

Spørsmålene: "hvem, når, hvor og hvordan" er sentrale i utviklingen av en effektiv prøvetakingsstrategi.

- ***Periodiske undersøkelser***

Periodiske undersøkelser innebærer periodisk prøvetaking av eksponerte personer (eller tiltak) for å nå forhåndsdefinerte mål.

Slike mål kan være:

- Sjekke effektiviteten av kontrolltiltak
- Sikre samsvar med eksponeringsstandarder og/eller lovgivning
- Oppfylle bedriftsinterne krav
- Skaffe data til epidemiologiske eller andre studier

Uansett grunn, må alle periodiske undersøkelser ta hensyn til, og være utformet på grunnlag av informasjon som er samlet inn i tidligere kartlegginger. De ulike tilnæringsmåtene til periodiske målinger vil bli drøftet i punkt 5.1.3.

Uansett hvilken type undersøkelse som brukes er det viktig å innse at det fremdeles finnes noen problemer. For eksempel gjør prosesser som foregår periodevis med ujevne mellomrom eller på kampanjebasis, det vanskelig å skaffe representative data både for enkeltstoffer, og langt vanskeligere dersom flere stoffer er tilstede.

En annen begrensning er forhold der overskridelser av eksponeringsstandarder vil kunne forårsake alvorlig, muligens irreversibel, akutt effekt. I slike tilfeller er en periodisk måling med en metode der stoffet oppsamles for etterfølgende laboratorieanalyse, åpenbart ikke egnet. Kontinuerlige målinger ved hjelp av direktevisende instrumenter med alarm ville være et bedre alternativ.

Problemstillinger som f. eks. det aktuelle stoffets toksikologi og selve prosessen vil dermed spille en viktig rolle i utformingen av undersøkelsen, og slike faktorer må vurderes når man utarbeider prøvetakingsstrategien.

5.1.3 Periodiske målinger

Når man utarbeider en strategi for periodiske målinger, er det fire problemstillinger som må vurderes. Disse er:

- Hvor ofte skal en måling utføres (frekvens)?
- Prøvetakingsmetodikken
- Antall prøver som trengs for å dekke øvelsens målsetting
- Hvilken type dataanalyse skal foretas

Det finnes ingen faste regler for hyppigheten av målinger, unntatt der det er definert i lokal lovgivning. Det er utarbeidet visse matematiske modeller, men slike modeller er svært avhengig av kvantiteten og kvaliteten på tilgjengelige data.

Til tross for dette finnes det noen enkle retningslinjer som kan brukes til hjelp i beslutningsprosessen for frekvensen av periodiske undersøkelser.

- *Hvor nær er eksponeringsnivået den relevante eksponeringsstandard?*
Etter hvert som eksponeringene nærmer seg eksponerings-standarden, blir det nødvendig med hyppigere målinger (i motsetning til der de er godt under eller langt over eksponeringsstandarden).
- *Hvor effektive er tiltakene?*
I et godt styrt miljø der sannsynligheten for feil i kontrolltiltakene er lav, kan hyppigheten av periodiske målinger minskes.
- *Prosessyklus*
Målingen må tilpasses prosessyklusen. Dette er spesielt viktig i situasjoner der det oppstår periodevis hendelser (f. eks. vedlikeholdsnedstengninger) eller uregelmessige prosessykluser.
- *Eksponeringenes variasjon over tid*
Her må man gjøre vurderinger som tar hensyn til variasjoner i årstider og skift (f. eks. økt produksjon på nattskift).
- *Variasjon i eksponeringens intensitet*
I en prosess med en høy grad av eksponeringsvariabilitet, vil det være nødvendig med flere målinger for å fastslå grunnen til denne variasjonen.

Andre faktorer som må vurderes:

- Endringer i prøvetakingsmetoder
- Endringer i analysemetoder
- Endringer i arbeidernes atferdsmønstre

Slike endringer kan påvirke kartleggingsresultatene fra år til år, og det er nødvendig å ha en viss forståelse for disse spørsmålene hvis man skal sammenlikne data fra forskjellige år.

I de senere år har mange større selskaper innført en statistisk tilnærming til eksponeringsvurdering.

Problemet med hvordan man skal få korrekte (eller mer nøyaktige) målinger av eksponeringer på arbeidsplassen, har vært et diskusjonstema blant yrkeshygienikere i mange år.

I de siste 25 årene har man gått mer over til statistikkbaserte prøvetakingsstrategier der arbeidstakere deles inn i grupper med lik eksponering. Disse kalles "Homogene eller likt eksponerte grupper" (HEG eller SEG), og et statistikkbasert utvalg av arbeidstakere fra hver av disse gruppene prøvetas på et tilfeldig grunnlag over en lengre tidsperiode. I hovedsak plasseres de ansatte i grupper (SEG) ut fra tidligere måledata, eller ved å bruke kunnskap om hva de forskjellige personene arbeider med og hvordan potensielle eksponering er.

Deretter utføres målinger på en rekke personer i hver gruppe, og man forutsetter at måleresultatene er representative for hele gruppen (SEG).

Når man har samlet inn tilstrekkelig med måledata, kan det foretas en statistisk analyse av måleresultatene for å fastslå om nivået er i samsvar med den relevante eksponeringsstandarden, og for å få en indikasjon på variabiliteten av dataene.

Selv om statistikkbasert prøvetaking og påfølgende evaluering av eksponering er meget nyttig for å få et mer nøyaktig bilde av de ansattes eksponeringer, bør ikke dette nødvendigvis anses som den absolutte sannhet.. Det er mange antakelser (og dermed potensielle feil) i slike kartlegginger, men ved kjenne og ha å kontroll over så mange påvirkningsfaktorer som mulig, sikrer man en bedre estimering av eksponeringen.

Der det anses passende, bør det gjennomføres en evaluering av eksponeringen ved hjelp av tilfeldige/randomiserte prøvetakingstrategier som benytter SEG-konseptet. Antall prøver (NIOSH 1977) i hver SEG vil bli bestemt ved hjelp av informasjon som den i Tabell 5.1, og de nøyaktige prøvetakingdagene bør bestemmes ved hjelp av tabeller med tilfeldige tall.

[Se Best 450 for en tilsvarende tilnærming](#)

Tabell 5.1 – NIOSH Rettledning for prøvestørrelse

Antall målinger (n) som anbefales for å inkludere minst en måling blant de høyeste 10 % ($\tau = 0.1$) med 95 % sikkerhet ($\alpha = 0,05$)

Størrelse på homogen gruppe (N)	12	13-14	15-16	17-18	19-21	22-24	25-27	28-31	32-35	36-41	42-50	∞
Nødvendig antall personer det måles på (n)	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	29

Hvis $N \leq 11$, da er $n = N$

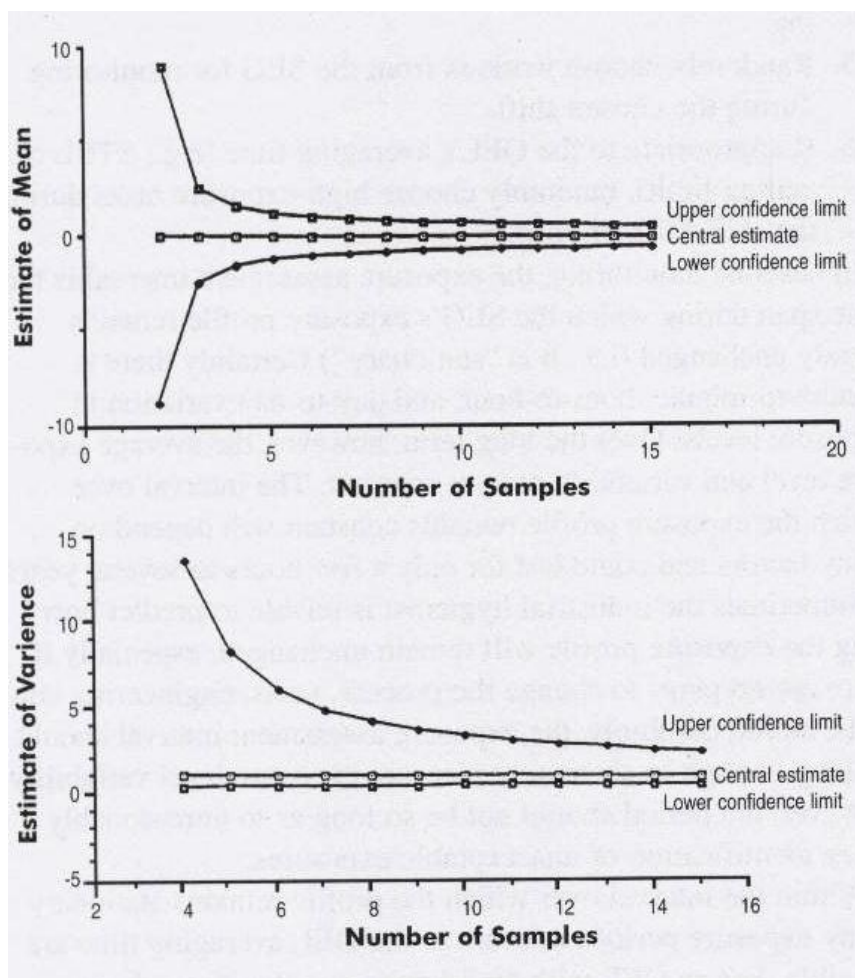
(Kilde: NIOSH 1977)

En slik en tilnærming bør sikre at minst ett resultat er innenfor de høyeste 10 % av eksponeringene med 95 % sikkerhet, og bør tilfredsstillende kravene til en måleserie som skal sammenligne resultatet mot en grenseverdi (samsvarbasert).

Det er viktig å forstå at den informasjonen som finnes i Tabell 5.1 er utformet slik at den oppfyller kravene til samsvarsbaserte prøvetakingsstrategier, som foreslått av NIOSH, og kan dermed føre til oppsamling av flere prøver enn det som er nødvendig for å få en rimelig beregning av eksponeringsprofilen. American Industrial Hygiene Association (AIHA 1998 og 2006) har en mer generell tilnærmingstype som antyder at 6-10 prøver bør være nok til å få et bilde av eksponeringsprofilen.

Når det gjelder et minimumstall for oppsamlede prøver, så gir mindre enn seks (6) prøver i en SEG en stor grad av usikkerhet i eksponeringsprofilen (AIHA 2006). Figur 5.1 viser dette poenget. Enkelte statistikere vil påstå at man bare trenger tre prøver, men et minimum på seks gir bedre sikkerhet og oppfyller minimumskravene til prøver i mange databaserte statistikkprogrammer.

I nyere anbefalinger foreslås minst 2 målinger per person for å få et bilde av dag-til dag variasjoner i eksponering for enkeltarbeidstakere (Se [Bestillingsnummer 450 fra Arbeidstilsynet](#))



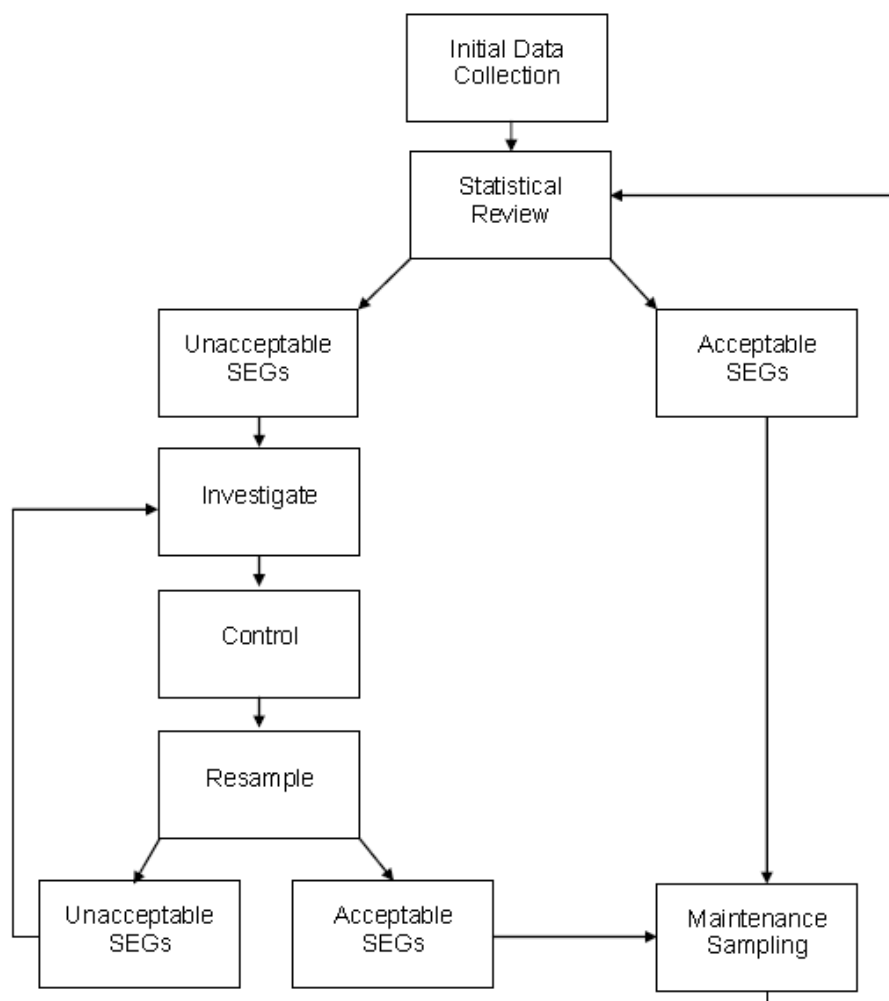
(Kilde: AIHA 1998 – Brukt med tillatelse fra The American Industrial Hygiene Association 2007)

Figur 5.1 – AIHA prøveveileder

Statistisk analyse av data ved hjelp av dataprogrammer gjør vurderingen av data relativt enkel, men yrkeshygienikeren må ta beslutningen om hvilken måleenhet (gjennomsnitt, geometrisk gjennomsnitt, MVUE, 95 persentil, øvre toleransegrense osv.) som bør brukes til å vurdere samsvar med normer (se punkt 5.1.5). Dette vil være avhengig av lovbestemte eller bedriftsinterne krav.

Vanligvis bør prøvetakingsprogrammer utføres slik at værforhold også blir tatt i betraktning.

Når en SEG først er vurdert, bør den følges opp i henhold til flytdiagrammet i Figur 5.2.



Figur 5.2 – Proses for evaluering av uakseptable SEGer (HEGer).

5.1.4 Tolking av resultater

I sin enkleste form er tolkingen av et sett av arbeidsplassmålinger avhengig av det opprinnelige formålet med prøvetakingen.

Hvis den opprinnelige innsamling av data ble gjort for å sammenligne med ADN/TLV, vil denne lovgivningen angi hvordan dataene skal evalueres (f. eks. samsvar med en angitt eksponeringsstandard/grenseverdi/norm). Men hvis det opprinnelige formålet var å oppfylle enten bedriftsinterne krav eller krav for en epidemiologisk undersøkelse, er det nødvendig med en annen tilnæringsmåte. Nedenfor finnes en oversikt over de forskjellige metodene.

- **Samsvarsvurdering med regelverk**

En av de viktige problemstillingene som man må forstå i sammenheng med all kartlegging på arbeidsplassen, er den store graden av variasjon i eksponeringer innen en gruppe arbeidstakere som utfører liknende oppgaver på daglig basis. Denne variasjonen er mye større enn det som kan tilskrives feil i prøvetaking og analyse.

I mange land har metodene for å håndtere denne variasjonen vært å bruke av egnede prøvetakingsstrategier, Hvis, f. eks., alle eksponeringer ligger godt under eksponeringsstandarden (for eksempel $\frac{1}{4}$ av ADN), er prosessen under rimelig kontroll, og bedømmes som akseptabel. Dette betyr ikke at det ikke kan finnes problemer, men i så tilfelle er de vanligvis et resultat av uvanlige omstendigheter (f. eks. vedlikehold). Hvis eksponeringsresultatene ligger under eksponeringsstandarden, men nærmer seg, da krever situasjonen en ytterligere vurdering og kanskje også iverksetting av bedre kontrollrutiner. Men hvis eksponeringene ligger over eller meget nær eksponeringsstandarden, da er prosessen antakelig ute av kontroll, og det bør utarbeides et tiltaksprogram for å styre eksponeringene.

- **Analyse av data som ikke skal sammenlignes med grenseverdi/norm?**

Ved vurdering av prøvetakingsstrategier som ikke sammenligner mot norm, er tolkningen av dataene bare avhengig av endelig bruk. For eksempel krever mange store organisasjoner at deres forretningsenheter gjennomfører rutinemessige kartlegginger og at resultatene av disse brukes til ulike formål. Organisasjoner benytter i økende grad statistikkbaserte prøvetakingsprogrammer, og bruker statistikkverktøy (se punkt 5.1.5) i evalueringen av disse dataene.

Interessant nok finnes det ingen enhetlig tilnæringsmåte innen industrien når det gjelder hvilke statistisk metode som bør brukes. Noen bruker 95 persentilen andre geometrisk gjennomsnitt og noen 95 % øvre sikkerhetsgrense i Minimum Variance Unbiased Estimate (MVUE). Disse målene drøftes i punkt 5.1.5, og viser mangfoldet i tolkningen i industrien.

For epidemiologiske formål innebærer tolkningen av data vanligvis å plassere eksponeringene i bredere grupperinger (f. eks. høy, medium og lav) slik at disse kan knyttes til helseeffekter. Dette betyr vanligvis en komplisert statistisk analyse på gruppebasis som kan være helt annerledes enn tolkningen av individuell eksponering.

Uansett situasjonen, så er tolkningen av eksponeringsdata en viktig oppgave, og bør kun utføres av kvalifiserte eller erfarne folk. Dette betyr ikke at du ikke bør utføre denne oppgaven, men sier bare at hvis du ikke selv har erfaring på dette området, bør du søke råd hos noen som har det.

5.1.5 Grunnleggende statistisk analyse

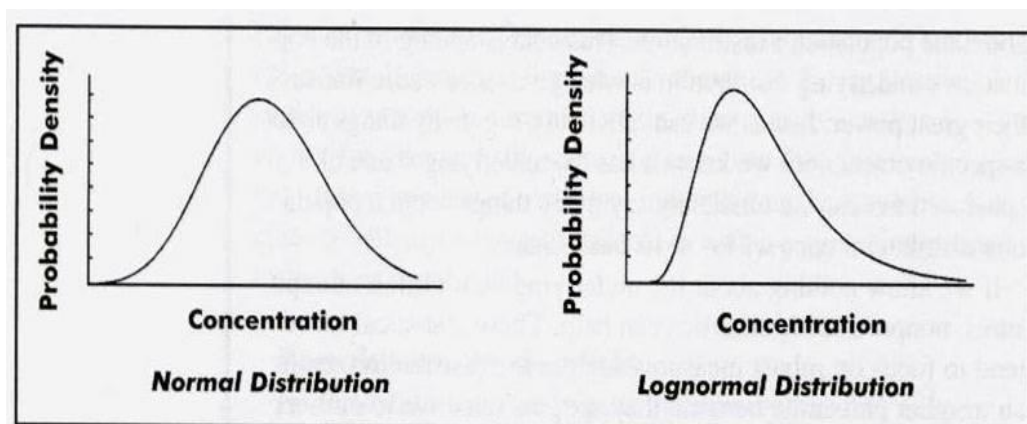
I tolkningen av data, er statistikkverktøy et godt hjelpemiddel, men det er viktig at man forstår det teoretiske grunnlaget og begrensningene for disse.

I mange tilfeller er reglene for å bruke statistiske analyseteknikker for data meget strenge, og kan i praksis være vanskelige å oppfylle. Kravene til stikkprøver kan for eksempel gi utfordringer, spesielt siden få arbeidsprosesser er like fra dag til dag. Ikke desto mindre bør slike krav overholdes så langt det er mulig, og til slutt vil det kreve en viss grad av "profesjonell bedømmelse".

- **Fordeling av data**

En fordeling er en beskrivelse av de relative frekvensene av enkeltverdiene i et datasett. I hovedsak beskriver fordelingen av en samling data hvordan dataene fordeler seg rundt et sentralt punkt.

Man referer oftest til to hovedtyper fordelinger når man gjennomgår yrkeshygiene måledata. Hvis dataene er fordelt jevnt rundt et enkelt sentralt gjennomsnitt (dvs. nesten like mange verdier er over gjennomsnittet som under), betegnes denne type fordeling ofte som "normal", eller gaussisk, selv om det finnes mange symmetriske fordelinger som ikke er normalfordelt. Hvis dataene imidlertid ikke ligger symmetrisk rundt et enkelt sentralt gjennomsnitt, men heller mot én side, blir den ofte behandlet som en log-normal fordeling. Begge disse fordelingstypene er angitt i Figur 5.3.



(Kilde: AIHA 1998 – Brukt med tillatelse fra The American Industrial Hygiene Association 2007)

Figur 5.3 – Normale og log-normale fordelinger

Hver av disse fordelingene kan beskrives statistisk ved hjelp av enkle uttrykk, f. eks. aritmetisk gjennomsnitt (AM) og standardavvik (SD eller s) for en normalfordeling, og geometrisk gjennomsnitt (GM) og geometrisk standardavvik (GSD) for en log-normal fordeling. Mens AM og GM gir oss informasjon om dataenes sentrale tendens, sier SD og GSD noe om spredningen til dataene.

Observasjoner av mange sett av yrkeshygiene data har vist at de vanligvis heller sterkt mot høyre (men ikke alltid). Forenklet sagt er en årsak til dette er at eksponeringer ikke kan være mindre enn null. Derfor

blir den venstre ytterdelen komprimert, mens det teoretisk ikke er noen øvre grense for eksponeringsnivåer på en arbeidsplass.

Dermed er det rimelig å anta at den underliggende fordelingen for data for arbeidsplassseksponering ofte følger den log-normale fordelingen, med mindre det finnes tungtveiende grunner til å tro noe annet. Antakelsen om at et sett data er lognormalt bør imidlertid sjekkes.

- **Statistiske grunnformler**

Følgende enkle formel brukes til å beregne AM og SD for normale fordelinger, og GM og GSD for log-normale fordelinger.

$$\text{AM} = \frac{\sum X_i}{n}$$

$$\text{SD}(s) = \sqrt{\frac{\sum (X_i - \bar{X})^2}{n-1}}$$

der Σ = summen av dataforekomster av X og n er antallet observasjoner

$$\text{GM} = e^{\frac{\sum (\ln X)}{n}}$$

$$\text{GSD} = e^{\sqrt{\frac{\sum (y_i - \bar{y})^2}{n-1}}}$$

der $y = \ln X$ og $n =$ antall observasjoner

Ved tolkning av data kan følgende veiledning være nyttig:

<u>GSD</u>	<u>Slutning</u>
1.0	Ingen spredning. Alle avlesninger har samme verdi
<1.44	Datasettet er tilnærmet normalfordelt
1.5 - 2.0	Meget liten spredning i datasettet
2.0 – 3.5	Moderat spredning i datasettet
> 3.5	Høy spredning i datasettet

- **Andre statistiske mål**

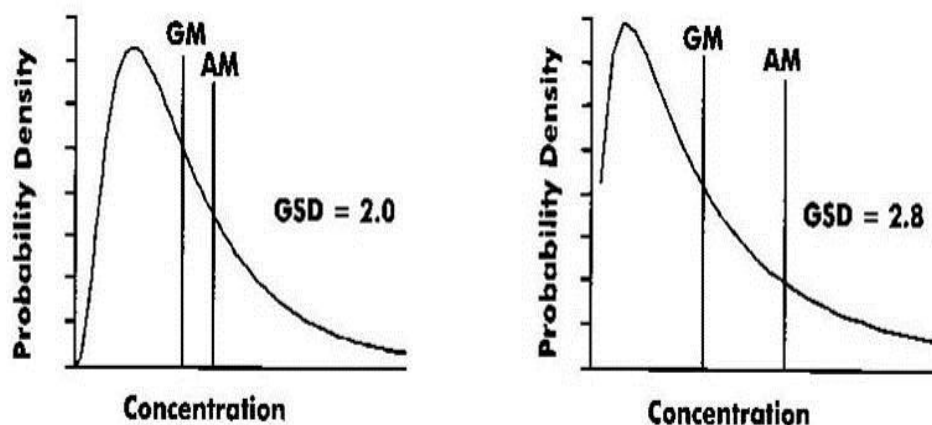
Andre statiske mål i vanlig bruk:

- Øvre og nedre konfidensgrenser
- 95-persentil
- Minimums-variens forventningsrett estimat (MVUE)

Konfidensgrenser gjør det mulig å måle usikkerheten i estimatene som vi beregner (AM eller GM). For eksempel, jo bredere konfidensintervallet er (avstanden mellom øvre og nedre konfidensgrense), desto større usikkerhet knytter det seg til punktestimatet (AM eller GM). Konfidensgrenser regnes vanligvis ut for AM eller GM for å bestemme det området som den "sanne" populasjonsparameteren (AM eller GM) sannsynligvis vil ligge innenfor, med en bestemt grad av sikkerhet (vanligvis 95 %).

Det er spesielt viktig å danne seg et "bilde" av eksponeringsprofilens øvre del når man vurderer helsefarene til stoffer med akutte helseeffekter. Det er også nyttig når man beregner risikoen for avvik i forhold til en eksponeringsstandard: vanligvis brukes 95-persentil kan regnes ut ved hjelp av statistikkprogrammer eller grafikk.

Minimums-variens forventningsrett estimat (MVUE) er nyttig i de tilfellene der dataene blir sterkt påvirket av høye måleresultater. MVUE som er vanskelig å regne ut, er et forventningsrett estimat av det sanne aritmetiske gjennomsnittet for et log-normal datasett.



(Kilde: AIHA 1998 – Brukt med tillatelse fra The American Industrial Hygiene Association 2007)

Figur 5.4 – AM og GM av lognormale fordelinger

- **Log Probability Plots**

Hvis det forventes at data følger en log-normal fordeling, kan dette vises ved hjelp av et sannsynlighetsplott.

Prosesen innebærer å rangere eksponeringsdata fra det laveste til det høyeste, og å gi hver en rank fra 1 (laveste verdi) til den høyeste (n). Plottposisjonen for hver utregnes etter formelen:

$$\text{plottposisjon (\%)} = \frac{\text{Rank}}{n + 1} \times \frac{100}{1}$$

Hvert punkt blir angitt i forhold til sin plottposisjon (%) på et spesielt loggsannsynlighetspapir, og så tegnes den linjen som passer best. Hvis det virkelig er en log-normal fordeling, bør dataene falle på eller nær den rette linjen.

Diagrammer for logsannsynlighet (log probability plot) er nyttige fordi de gir en enkel metode for å bestemme GM og GSD. GM fås ved å lese av konsentrasjonen ved 50 persentilen, mens GSD fås ved å dividere konsentrasjonen av 84 persentilen med 50 persentilen. 95 persentilen (som brukes av noen organisasjoner som et mål på samsvar/sammenligning med grenseverdier eller normer) kan også leses av diagrammet hvis nødvendig. De fleste vanlige programmer på markedet som brukes til arbeidsmiljørelaterte eksponeringsdata har disse mulighetene.

Ovennevnte prosess er også nyttig når man sjekker om personer er satt i riktig gruppe for eksponering (SEG=similar exposure group), som beskrevet i punkt 5.1.4. Dersom det foreligger en blanding av SEGer i datasettet kan man ved slike plott identifisere utenforliggende SEG-grupper som et sett av datapunkter som ligger på en annen rett linje.

5.1.6 Kvalitetssikring

Hvor sikker man kan være på at dataene er fri for målefeil er avhengig av:

- a) En passende akkreditert analysemetode
- b) Bruk av hensiktsmessig prøvetakingsmetodikk, -strategi og utførelse

Å tilfredsstillere bare én av disse faktorene garanterer ikke at resultatene fra en måleserie vil være valide.

Selv om det anvendes et utall kvalitetssikringsordninger over hele verden i forbindelse med analysemetoder og praksis til de laboratoriene som bruker dem, er det ikke utviklet noen ordninger som dekker prøvetakingsmetodikk og praksis for eksponeringsmålinger på arbeidsplassen.

God arbeidsmiljøpraksis tilsier at egne kvalitetskontroller bør være en del av alle eksponeringsmålinger på arbeidsplassen. For eksempel bør

måleprotokollen evalueres og dokumenteres på forhånd, og deretter følges under prøvetakingen. Analysevariasjoner kan vurderes ved hjelp av blindprøver (blanks).

Kvalitetskontroll i felt er vanligvis begrenset til at det tas felt- og blindprøver og at det utføres korrekt kalibrering.

Hvis man ikke følger slike grunnleggende kvalitetskontrollpraksiser, medfører dette at en ikke kan stole på resultatene fra en arbeidsplassevaluering, og er dermed en sløsing med tid og ressurser.

5.2 UFORMING AV KARTLEGGINGEN

5.2.1 Kvalitative vurderinger

I de senere år har konseptet "control banding" fått en fremtredende plass, spesielt i Europa og USA. Det er utarbeidet et 30-talls ulike metoder og verktøy basert på dette konseptet. Det er til dels stor variasjon mellom verktøyene ut fra målgruppe og formål.

Nedenfor vil det bli tatt utgangspunkt i "COSHH-Essential" for å gi et eksempel på dette konseptet.

Konseptet kvalitativ vurdering eller "control banding" ble utviklet sent på 80-tallet av arbeidsmiljøeksperter i farmasøytisk industri. Denne industrien bruker et stort antall kjemiske forbindelser med begrensende data om giftighet. Ekspertene trakk den slutningen at slike forbindelser kunne klassifiseres i bånd/områder etter sin giftighet og etter sitt behov for eksponeringskontroll. Hvert bånd/område ble forbundet med et kontrollskjema/kontrolltiltak.

"Control banding" er en prosess der tiltak, konsentrasjonsnivå og iboende fare knyttes sammen for å vurdere risiko. Det er utarbeidet fire nivå for kontrollbånd/tiltak for kjemikalieeksponering ved innånding:

- Bånd 1 - Bruk av god arbeidsmiljøpraksis og generell ventilasjon
- Bånd 2 - Bruk av lokal avtrekksventilasjon
- Bånd 3 – Innelukking av prosessen
- Bånd 4 - Søke råd hos eksperter

For enkelte aktiviteter, prosesser, oppgaver eller jobber, kan eksperter spesifisere at utstyr for åndedrettsvern (i kombinasjon med andre kontrolltiltak) alltid er nødvendig.

COSHH-Essential fokuserer på ressurser for eksponeringskontroll, og beskriver hvor strengt en risiko må kontrolleres. Dette kvalitative risikovurderingsverktøyet er ment å kunne gi hjelp til små virksomheter gjennom lettfattelig, praktisk tilnærming til valg av kontrolltiltak for helsefarlige eksponeringer på arbeidsplassen.

Prinsippet for kvalitativ vurdering ble først anvendt for farlige kjemikalier, kjemikalieblandinger og avgasser. Prosessen vektlegger de kontrollfunksjonene som trengs for å hindre at helsefarlige stoffer forårsaker skader på mennesker i deres arbeidsmiljø. Jo større potensial for skade, desto større grad av kontroll trengs for å styre situasjonen og gjøre risikoen "akseptabel".

Basisen for disse båndene for kjemikalieeksponering ved innånding er angitt i Tabell 5.2.

Tabell 5.2 – Kontrollbånd (control bands) for kjemikalieeksponering ved innånding.

Bånd nr.	Intervall for eksponeringskonsentrasjon	Helsefarekategori	Kontrolltiltak
1	>1 til 10 mg/m ³ støv >50 til 500 ppm damp	Hud- og øyeirriterende stoffer	Bruk god arbeidsmiljøpraksis og generell ventilasjon
2	>0,11 til 1 mg/m ³ støv >5 til 50 ppm damp	Skadelig ved engangs eksponering	Bruk lokal avsugsventilasjon
3	>0,01 til 0,1 mg/m ³ støv >0,5 til 5 ppm damp	Sterkt irriterende og etsende	Innelukk prosessen
4	<0,01 mg/m ³ støv <0,5 ppm damp	Meget giftig ved enkel eksponering, forplantningsfare, allergifremkallende*	Søk eksperthjelp

* Eksponering for alle konsentrasjoner av allergifremkallende stoffer krever ekspertrådgivning

Denne tilnæringsmåten er utviklet på internettbaserte applikasjoner spesielt for å hjelpe små og mellomstore bedrifter til å foreta risikovurderinger av kjemikalier og kjemikalieblandinger.

En av disse er COSHH Essentials. COSHH Essentials (<http://www.coshh-essentials.org.uk/>) (tilgang sjekket desember 2011) er et kvalitativt vurderingsverktøy som krever fire typer informasjon:

- Type oppgave (f. eks. blanding av væsker, fylling i sekker, manuell rengjøring og desinfeksjon av flater)
- Fareklassifisering basert på sikkerhetsdatabladet (MSDS) som man har fått fra kjemikalieprodusenten eller leverandøren
- Hvor flyktig eller støvete kjemikaliet eller produktet er
- Mengden som brukes til oppgaven (mindre mengde = gram eller milliliter, middels mengde = kilo eller liter, større mengder = tonn eller kubikkmeter)

Systemet vil deretter:

- Identifisere kontrollbåndet (kontrolltilnærming)

- Gi råd om risikostyring for kjemikaliet som brukes i den spesielle oppgaven
- Gi skriftlig veiledning og dokumentasjon etter vurderingen.

Ifølge britisk lovgivning, ligger kontrollplikten for risiko hos arbeidsgiveren. Essentials er en gratistjeneste, og ble utviklet av HSE i samarbeid med britisk industri og fagforeninger.

5.2.2 Antall prøver

Under utarbeidelsen av en prøvetakingsstrategi, dukker alltid spørsmålet "Hvor mange prøver må vi ta for å få representativ og nyttig informasjon?"

Svaret avhenger av hvilken type informasjon man trenger. Noen eksempler kan være:

- **Samsvar** – sammenligning med normer/grenser - Antall nødvendige prøver er noen ganger angitt i lovgivningen slik at valget er gitt. I andre tilfeller er det nødvendig å samle inn nok prøver til å kunne vise samsvar. For svært lave eksponeringsnivåer kan dette i noen tilfelle være noen få prøver, men etter hvert som eksponeringsnivåene nærmer seg eksponeringsstandarden vil det kreves mange flere prøver.
- **Epidemiologi** – Skal det samles inn prøver som skal brukes til epidemiologi bør det samles inn så mye data som mulig, og antallet begrenses vanligvis av tid, budsjetter og ressurser.
- **Bedriftskrav** – Igjen, slike programmer har vanligvis spesifikke krav, men er i mange organisasjoner basert på én eller flere av de statistiske metodene for prøvetaking
- **Sikkerhetsgrad** – I slike tilfeller vil en økt grad av sikkerhet (99 % i motsetning til 95 %) medføre en vesentlig økning i antall prøver.

Noen generelle tommelfingerregler er foreslått (f. eks. 1 av 10 arbeidstakere bør prøvetas, eller minst 3 prøver med en spredning i måleverdi på mindre enn 25 %), men slike tilnæringsmåter bør brukes med forsiktighet siden de i stor grad kan påvirke kvaliteten på dataene.

Grantham (2001) beskriver en rekke andre tilnæringsmetoder. Disse er:

- **Grove overslag av gjennomsnitt og standardavvik for å bestemme hvor mange prøver man skal ta**

Denne tilnærmingen krever noen forberedende data og representeres av formelen

$$\text{Antall prøver} = \left[t_{\text{verdi}} \cdot \frac{\text{CV}}{\quad} \right]^2$$

E

der $t_{\text{verdi}} = t\text{-statistikk for frihetsgrader (antall prøver -1)}$

$$CV = \text{Variasjonskoeffisient} \left[\frac{\text{Grovt standardavvik}}{\text{Grovt gjennomsnitt}} \right]$$

E = Feil som er akseptabel

For eksempel:

Hvis fem målinger har et grovt gjennomsnitt på 60 ppm og standardavvik på 15 ppm, da er

$$CV = \frac{15}{60} = 0,25$$

Antall frihetsgrader = 5-1 = 4, slik at verdien av t - statistisk (fra referansetabeller) = 2,776 (95 % sikkerhet)

Hvis vi forutsetter at den akseptable feilmarginen er 15 % (0,15)

$$\begin{aligned} \text{Antall prøver} &= \left[2,776 \times \frac{0,25}{0,15} \right]^2 \\ &= 4,62^2 \\ &= 21,4 \\ &= 22 \text{ prøver (ca.)} \end{aligned}$$

- **Rappaport og Selvins metode (1987)**

Denne prosessen bestemmer antall prøver som er nødvendig for å teste gjennomsnittseksposeringen for en log-normal fordeling av eksponeringer mot en eksponeringsstandard. Denne metoden krever også noen forberedende data, og vises i Tabell 5.3.

**Tabell 5.3 – Rappaport og Selvins modell for antall prøver
($\alpha = 0,05$, $\beta = 0,10$)**

		GSD				
		1.5	2.0	2.5	3.0	3.5
F	GSD					

0.10	2	6	13	21	30
0.25	3	10	19	30	43
0.50	7	21	41	67	96
0.75	25	82	164	266	384
1.25	25	82	164	266	384
1.50	7	21	41	67	96
2.00	2	6	11	17	24
3.00	1	2	3	5	6

$$\begin{aligned} \text{Der } F &= \frac{\text{Sant prøvegjennomsnitt for eksponeringer}}{\text{Eksponeringsstandard}} \\ &= \frac{\text{Tilnærmet aritmetisk gjennomsnitt}}{\text{Eksponeringsstandard}} \end{aligned}$$

GSD = Geometrisk standardavvik

α = 5 % sjanse for at det hevdes at arbeidsplassen er i samsvar med eksponeringsstandarden, mens den faktisk ikke er det

β = 10 % sjanse for at det ikke hevdes at arbeidsplassen er i samsvar med eksponeringsstandarden, mens den faktisk er det

Tabell 5 er laget på basis av likningene utarbeidet av Rappaport og Selvin (1987), og viser tydelig det faktum at etter hvert som gjennomsnittet for eksponeringene nærmer seg eksponeringsstandarden, trengs det flere prøver for å foreta en nøyaktig bedømmelse av hvorvidt eksponeringsstandarden er overskredet. Hvis gjennomsnittet av eksponeringer ligger godt under eller langt over eksponeringsstandarden, er det tydelig at det trengs færre prøver. Tilsvarende, hvis variabiliteten i dataene øker (økende GSD), trengs det flere prøver for å få en nøyaktig bestemmelse av eksponeringsnivå og sannsynlighet for å overskride norm/standard.

Andre tilnæringsmetoder:

- **NIOSHs samsvarsetode**
Se punkt 5.1.3 for mer informasjon.
- **AIHAs tilnærming**

AIHA (1998 og 2006) antyder at det finnes et krysningspunkt for kost-nytte forhold når det gjelder antall prøver som er nødvendig for å definere en eksponeringsprofil på en tilstrekkelig måte. Færre enn seks (6) målinger gir en god del usikkerhet om eksponeringsprofilen, men selv om mer enn ti (10) gir bedre eksponeringsberegning, er den marginale forbedringen sjelden kostnadseffektiv.

Selv om det er mulig å få et rimelig overslag over en eksponeringsfordeling med 6-10 prøver, kan det være nødvendig med 30 eller flere målinger for å sikre at fordelingen av eksponeringer er godt definert.

5.2.3 Prøvetakingsmønstre

Ved utarbeidelsen av en prøvetakingsstrategi, kan en bestemme seg for et antall ulike prøvetakingsmønstre (Figur 5.5). Disse er vanligvis basert på hvilken komponent det skal måles på, type kartlegging/måling, arbeidsmønstre og prosessvariasjonen. Disse er:

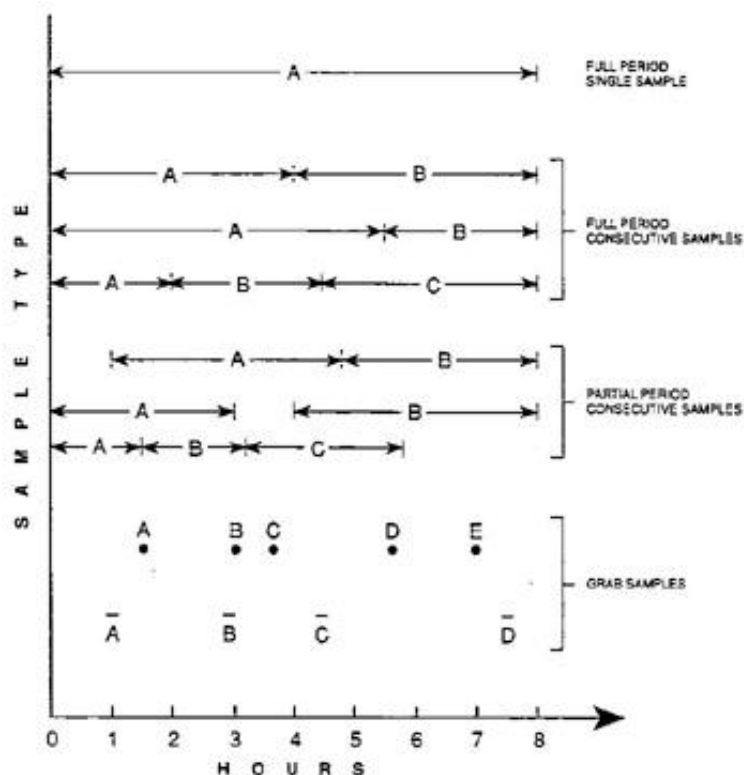
- Stikkprøver
- Fortløpende/påfølgende prøver gjennom en delperiode
- Fortløpende/påfølgende prøver gjennom en hel periode
- Enkeltstående prøver gjennom en hel arbeidsdag/periode

I enkelte land kalles dette:

- Stikkprøvetaking
- Prøvetaking under en arbeidsoppgave
- Korttidsprøvetaking (kortere tid enn oppgaven varer og noen ganger sammenhengende)
- Fullskiftsprøvetaking

Uansett fagterminologien som brukes, er det grunnleggende konseptet likt.

Disse forskjellige tilnæringsmåtene er vist grafisk i Figur 5.5.



(Kilde: NIOSH 1977)

Figur 5.5 – Prøvetakingsmønstre

For å få representative data er det viktig å være klar over at prøvetakingsmetoden som anvendes må ta hensyn til eksponeringsmønsteret til den personen det tas prøver av. I diskusjonen som følger kan "aktuell periode" bety enten den perioden som eksponeringsstandard er basert på (i mange tilfeller 8 timer), men kan også relateres til eksponeringsperioden da oppgaven utføres. Det er derfor opp til den som står for kartleggingen å bedømme hva som er deres "aktuelle periode" for den målingen som gjennomføres.

- **Korttidsprøver** – er prøver som bare varer noen minutter eller sekunder. Disse tas også ved hjelp av direktevisende instrumenter under en forundersøkelse for å identifisere potensielle eksponeringer eller eksponeringskilder.
- **Fortløpende prøver gjennom en delperiode** - består av en eller flere prøver av lik eller ulik varighet som bare dekker en del av den aktuelle perioden. Det største problemet med denne metoden er hvordan man skal beregne eksponeringen som oppsto under den perioden det ikke ble tatt noen prøver. NIOSH (1977) anbefaler at det blir tatt prøver i minst 70-80 % av den fulle perioden.

Noen internasjonale standarder angir at i situasjoner der eksponeringen sannsynligvis er konstant, behøver man bare å ta prøver i 50 % av den fulle perioden. Uansett spiller profesjonell dømmekraft en vesentlig rolle når det gjelder å velge den beste tilnæringsmåten.

- Flere **fortløpende prøver gjennom hele perioden** – disse dekker hele den relevante prøveperioden (dvs. 8 timer for en 8-timers TWA-eksponeringsstandard, eller 15 minutter for en STEL). Denne metoden er meget nyttig i tilfeller der prosessen er periodisk. Den gir ikke bare data om TWA-eksponeringen, men også om variasjonen i eksponeringer i forbindelse med prosessen.
- **Enkeltstående prøver gjennom en hel periode** - utføres normalt for å fastslå den gjennomsnittlige eksponeringen for arbeidstakere i løpet av en normal arbeidsdag.

5.2.4 Prøvetaking for å vurdere akutte eller kroniske virkninger

Toksikologien for bestemte stoffer kan ha en stor betydning for utarbeidelsen av prøvetakingsstrategiene. For eksempel blir det tatt prøver av kronisk virkende stoffer som krystallinsk kvarts over en lengre periode (f. eks. et fullt skift), mens det bør tas prøver av stoffer som virker akutt over en tidsperiode som er i samsvar med takverdi/STEL. Hvis effekten kommer raskt, kan det være hensiktsmessig å bruke direktevisende instrumenter med varsling.

I noen tilfeller kan det være hensiktsmessig å ta prøver både gjennom et fullt skift/hel arbeidsdag og i kortere perioder, siden et stoff kan ha kritisk eksponering både i forhold til hel dag (TWA) og takverdi (STEL) (f. eks. triklor-etylen).

5.2.5 Den praktiske siden av prøvetakingsprogrammer

De foregående delene (se også punkt 5.1.3) beskriver de ulike tilnærmingene til prøvetaking og antall prøver som samles inn, men det finnes også en rekke praktiske problemer som må utredes.

Det første av disse er kostnadseffektivitet. Store statistikkbaserte prøvetakingsstrategier er meget vanskelige å gjennomføre mhp. nødvendig utstyr, nødvendige ressurser til å utføre prøven, samt ubehag for de berørte og prosessforstyrrelse. Derfor er det sjelden at slike programmer gjennomføres utenfor multinasjonale selskaper, og dermed kan man stille spørsmålet: "hva kan vi gjøre innen rimelighetens grenser? "

For eksempel vil en enkeltperson som opererer uten noen assistanse finne det vanskelig å kalibrere, fordele, overvåke og recalibrere mer enn fem prøveoppsamlingsenheter samtidig. Det er derfor viktig at den personen som har ansvar for og gjennomfører målingene vet at det er de riktige personene det gjøres målinger på og at forholdene under prøvetaking overvåkes slik at unormale data kan forklares.

Profesjonell vurderingsevne og erfaring er naturligvis viktige faktorer under slike forhold, men hvis de grunnleggende prinsipper er forstått og riktige metoder anvendes korrekt, kan man få en god vurdering av arbeidstakernes eksponering.

Viktigheten av en god beskrivelse av observasjoner (arbeidspraksis, kontrolltiltak, prosessens støvinnhold osv.) i løpet av målingene kan ikke presiseres godt nok. Det er bedre med færre prøver som kan tolkes tydelig,

enn et større antall prøver med begrensede observasjoner som ikke kan tolkes. Balansegangen mellom det som er rimelig mulig å oppnå og det som er nødvendig for å få et bilde av eksponeringen, må vurderes i hvert enkelt tilfelle. Dessverre er det ofte mangel på godt kvalifiserte folk til å utføre prøvetaking på arbeidsplassen, og dette begrenser mulighetene.

Den siste begrensningen for prøvetakingsprogrammer er i mange tilfeller selve prosessen. I noen situasjoner er ikke arbeidsprosessene (f. eks. periodevise prosesser som utføres sjelden) godt egnet til statistikkbasert tilfeldig prøvetakingsstrategi. Det kreves en vurdering av hver prosess før man kan bestemme hva det er rimelig å oppnå.

5.3 PERSONLIG PRØVETAKING

5.3.1 Pustesone

Den viktigste opptaksveien for mange stoffer inn i kroppen er innånding. Det er derfor logisk at alle eksponeringsberegninger av slike stoffer utføres på et sted som er representativt for arbeidernes normale pustemønstre. Vanligvis blir dette betegnet som "pustesonen", og defineres som:

"En hemisfære med 300 mm radius som strekker seg ut fra ansiktet, og som måles fra midtlinjen mellom ørene."

Prøver som tas i arbeidstakerens pustesone kalles "personlige prøver", og er direkte knyttet til arbeidsplassens eksponeringsstandarder/normer.

Forskning i vindtunneler har vist at plasseringen av prøvetakere kan vise vesentlige konsentrasjonsforskjeller på korte avstander. For å unngå slike variasjoner er det vanlig praksis å feste prøvetakeren på arbeidstakerens jakkeslag, men innenfor pustesonen.

Den andre variabelen i likningen vedrørende plasseringen av prøvetakeren er arbeidstakerens praksis, noe som kan ha en stor innvirkning på eksponeringen. Et slikt tilfelle er når arbeidstakeren stikker hodet inn i et dampfylt rom for å overvåke prosessen.

Slike handlinger kan føre til utrolig høye eksponeringer av kort varighet. Prøvetakeren må plasseres på en slik måte innenfor pustesonen at den samler opp det aktuelle agens.

En måte å overvinne (eller i det minste minske) noen av disse vanskelighetene som i vesentlig grad påvirker eksponeringstopper og andre variasjoner relatert til måten jobben gjøres, er å bruke prøvetakere på begge jakkeslag. Dette gir i det minste en viss beregning av ulikhetene i eksponeringsprofilen over relativt korte avstander.

5.3.2 Person-til-person-variasjon

Konsentrasjonen av forurensende stoffer på arbeidsplasser varierer både med hensyn til tid og rom, og er dermed trolig i kontinuerlig variasjon. Dette skyldes ikke bare endringer i arbeidsoppgaver og prosess, men også ventilasjon, klimaforhold osv.

For arbeiderne kan det mangfold av oppgaver som skal utføres i løpet av en arbeidsdag påvirke eksponeringsmønsteret og konsentrasjonene på en dramatisk måte. I mange tilfeller kan enkeltpersonens tilnærming til samme oppgave (f. eks. skuffing med venstre eller høyre hånd) medføre vesentlige eksponeringsforskjeller mellom arbeidstakere som utfører samme oppgave (noe det ofte også gjør).

Slike faktorer må tas med i vurderingen når man utarbeider en prøvetakingsstrategi, slik at de blir minst mulig utslagsgivende.

5.4 OMRÅDEPRØVETAKING/STASJONÆRE MÅLINGER

5.4.1 Generelle eller bakgrunnsmålinger

Prøver som ikke tas av individer i pustesonen kalles vanligvis for stasjonære (eller område-) prøver. Slike prøver gir normalt ikke godt samsvar med faktiske personeksponeringer, men de kan likevel spille en nyttig rolle. Stasjonære prøver er nyttige til følgende formål:

- Sjekke effekten av kontrollbarrierene
- Som et surrogat for personeksponeringer når det er klarlagt at det er et tydelig samsvar mellom resultatene fra stasjonære prøver og personlige prøver.
- I identifisering og kvantifisering av forurensningskilder på arbeidsplassen, og for avgrensning av områder med uakseptabel forurensing.
- Som en del av prosessen for å vurdere trender i konsentrasjoner på over tid.
- Er noen ganger det eneste realistiske alternativ til målinger når visse typer kontinuerlige målinger er nødvendig.
- Den eneste realistiske metoden for å ta prøver av store luftvolumer (f. eks. overvåking av asbestsanering).

Man bør være klar over at eksponeringsstandarder for arbeidsplasser er knyttet til personlig prøvetaking, og at bruken av stasjonære eller områdeprøver i helsevurderinger generelt ikke er akseptert.

5.4.2 Partikkelstørrelse

Måten partikler fordeler seg på i en luftstrøm er avhengig av de aerodynamiske egenskapene til den aktuelle partikkelen. Når det gjelder støv, har større partikler en tendens til å deponere ganske raskt pga. tyngdekraften, mens mindre partikler ofte holder seg svevende i luften i lengre perioder.

Slike forhold kan direkte tilskrives partiklenes aerodynamiske diameter. Hvis en støvpartikkel har samme fallhastighet i luft som en sfærisk partikkel med tetthet (1 g/cm^3) og en diameter på $1 \mu\text{m}$, anses denne å ha en aerodynamisk diameter på $1 \mu\text{m}$. Dette er uavhengig av partikkelens størrelse, form, tetthet og masse.

Denne definisjonen er grunnleggende for vår forståelse av hvordan partikler avsettes i lungene og luftveiene.

Partikkelstørrelse har også betydning for konsentrasjonen av forskjellige agens. Hvis vi har blandet støv med ulik partikkelstørrelse, er det etter utfelling/deponering ikke uvanlig å finne at konsentrasjonene i luften av en type av støvet (fra en av kildene) har høyere konsentrasjon i en partikkelfraksjon. Dette kan avvike fra hva man ville forventet da forskjellige partikkelstørrelser sedimenterer med forskjellig hastighet.

5.4.3 Kvaliteten på pusteluft

Trykkluft og trykkluftforsynte åndedrettsvern er avhengig av luft som generes med luftkompressorer som kilde. Det er viktig å sørge for at kvaliteten på denne luften kontrolleres med jevne mellomrom for å sjekke at stoffer som karbonmonoksid og oljetåke ikke blir generert av kompressoren ved en feil. Hvis det brukes mye rørverk for å føre pusteluften rundt i et anlegg, er det ikke uvanlig at det oppstår kondens i rørene, noe som fører til korrosjon. Under visse forhold kan slik korrosjon gi en skarp smak på luften.

I de vanligste systemene blir det installert filtre for å kontrollere fukt, oljetåke og karbonmonoksid, men disse har en begrenset levetid og må skiftes ut når de er oppbrukte.

Det er forskjellige tilnæringsmåter til overvåking av disse stoffene i luften, men direktevisende instrumenter har gjort måling av karbonmonoksid på stedet (i prosesslinjen) relativt enkelt.

I moderne systemer er instrumenter for kontinuerlig overvåking av karbonmonoksid og innebygd filtrering vanlige. For eldre systemer kan det være nødvendig å ta prøver av pusteluften ved hjelp av eksterne prosedyrer. I slike tilfeller trekkes luft inn i en gassprøvepose, og herfra trykkes den ut og føres inn i instrumentet (karbonmonoksidmonitor eller indikatorrør) for måling. Prøver av oljetåke tas vanligvis ved å sende et gitt volum luft gjennom et filter med liten porestørrelse. Den oppsamlede oljen blir enten analysert gravimetrisk, eller mer nøyaktig med infrarøde eller gaskromatografiske hjelpemidler.

5.5 OVERFLATE- OG ANDRE MÅLINGER

5.5.1 Måling av overflateforurensning

Hvis det skal utarbeides en omfattende risikovurdering av eksponering for agens på arbeidsplassen, er det viktig at eventuelle bidrag fra overflater også evalueres. Dette vil alltid være avhengig av stoffets giftige egenskaper, og er vanlig praksis i kjernekraftindustrien.

Det anvendes forskjellige metoder for å evaluere overflateforurensning, f. eks. støvsuging, engangs-papirhåndklær og manuelle avtørkingsmetoder. Den manuelle avtørkingsmetoden (også kalt stryking og tørking) er den vanligste, og innebærer at et filterpapir strykes over et gitt område av den forurensete flaten. Deretter analyseres dette for å få en vurdering av avsetningsnivå og type.

En annen metode som har vist gode resultater i laboratorieprøver (Wheeler & Stancliffe 1998) er å bruke tape. Slik tape består av et øvre klart plastskikt, et klebrig mellomskikt og et grunnskikt. Ved å fjerne det øvre klare plastskiktet, kan det klebrige skiktet presses mot en overflate slik at eventuelle forurensninger samles opp.

Andre metoder for å vurdere forurensete overflater innebærer bruk av pH-pinner eller kolorimetriske pads (syre og base), eller instrumenter som f. eks. kvikksølvdetektorer (det høye damptrykket i kvikksølv gjør dette til en spesielt effektiv teknikk).

Spørsmålet om hvorfor man skal foreta en overflateprøve vil stadig dukke opp. Slik prøvetaking (spesielt ved evaluering av forurensete avfallssteder) hjelper til med å identifisere hvilke helsefarer som finnes, og bidrar til bedre beslutninger.

Prøver av overflateforurensning kan påvise lekkasjekilder, og kan bidra til å oppspore spredning av forurensningen. De kan gi en indikasjon på hvordan og hvor det kan oppstå hudkontakt. De er imidlertid ikke et direkte mål på eksponering, og kan ikke uten videre sammenlignes med eventuelle eksponeringsgrenser.

5.5.2 Materialprøver

I mange tilfeller vil det være nødvendig å samle inn noen materialprøver for å påvise hvilke stoffer som sannsynligvis kan finnes på arbeidsplassen. Dette er vanligvis tilfellet når det gjelder påvisning av asbest, der forekomsten og typen av asbest identifiseres ved spredningsfarging eller andre teknikker.

De samme prinsippene kan anvendes for andre ukjente stoffer som finnes på arbeidsplassene. Før man utarbeider et overvåkingsprogram, kan materialprøver av et ukjent materiale sendes til et laboratorium for analyse for å sjekke det bestemte stoffet som finnes der, og for å sjekke eventuelle forurensninger som kan gripe forstyrrende inn i visse analysemetoder.

Resultatene kan gi en indikasjon om hvilken type overvåkingsstrategi som er nødvendig.

5.5.3 Hudeksponering

Hudeksponering kan utgjøre en viktig eksponeringsvei for enkelte forurensende stoffer. Dette er spesielt tilfelle for pesticider/plantevernmidler, men også andre forbindelser kan bli absorbert via hud.

Evalueringsmetoder for hudeksponering er grovt kategorisert i direkte og indirekte metoder.

- **Direkte**
Direkte medier vurderer hva som avsettes på huden. Den vanligste direkte metoden er bruk av huddosemåler/dosimeter i form av lapper. Andre direkte evalueringsmetoder omfatter hudvaskemidler og tørkepapir, og videopåvisning av fluorescerende sporstoffer.
- **Indirekte**
Indirekte metoder innebærer hovedsakelig å måle biologisk respons, som f. eks. kolinesteraseaktivitet i blod eller urinutskillelse, men omfatter også måling av overflateforurensing.

I motsetning til luftprøvetaking, og til og med biologisk overvåking, er huddosemåling ikke en enkel eller rutinemessig prosedyre.

En person som anvender huddosemålere bør få grundig opplæring i plassering og innhenting av dosemålerne, samt registrering av observasjoner og annen informasjon om aktiviteten.

Hver lapp-dosemåler "patch-dose sampler" er en "sandwich" som holder en passiv matriks (som likner en bomullssvamp), beskyttet mot svette fra huden. Enten én eller to sett med lapper kan brukes. De viktigste er de som plasseres mot huden under klærne. Man tror at det oppstår feil hvis lappene festes til innsiden av klær som beveger seg fritt i forhold til huden.

Slike lapper vil verken samle opp forurensinger som når huden ved å trenge gjennom åpninger (f. eks. hals, ermer, mansjetter), eller bli påvirket av luftbevegelsen som fører forurensningen gjennom vevingen i stoffet. Et annet sett med lapper kan plasseres utenpå klærne. Det er også viktig at det ikke plasseres en innvendig lapp rett under en utvendig.

Etter at lappene har vært eksponert, vanligvis i løpet av en arbeidsdag eller arbeidsoperasjon, fjernes de varsomt og gjøres klar til ekstraksjon (kvantitativ fjerning av kjemikalien fra oppsamlingsmatriksen). Ekstraktet blir analysert for mengde kjemikalie.

Kroppsdekkende dosemålere er vanligvis et sett langt bomullsundertøy. Dette vil ta hensyn til ikke-ensartede avsetninger på en kroppsdel, men påvirkes negativt av mangel på en barriere mellom huden og dosemåleren, og kan være varmt å ha på seg. Etter bruk, kan den kroppsdekkende

dosemåleren deles opp i mindre deler, for vurdering av eksponering av enkelte kroppsdeler.

I likhet med alle andre metoder for vurdering av hudeksponering, har lapper "hud-dosemålerne" sine begrensninger. En av de viktigste begrensningene (som ikke gjelder bare hud-dosemålere) er vanskeligheten med å samle opp avsetninger av flyktige kjemikaler på en nøyaktig måte.

Biologisk overvåking for å vurdere hudeksponering er en vanlig teknikk (f. eks. kolinesteraseaktivitet i blodet i forbindelse med plantevernmidler), men blodprøvetaking kan, med mindre man anvender korrekte prøveoppsamlingsteknikker, grovt undervurdere eksponering. I slike tilfeller kan hud-dosemålere (lapper) være et godt alternativ.

I andre tilfeller (tetraetylbley), der hudabsorpsjon er en betydelig eksponeringsvei, kan en kombinasjon av miljøovervåking og biologisk overvåking gi det mest nøyaktige bildet av arbeidstakeres eksponering.

Uansett forholdene, bør hudeksponering kun foretas av personer som er kompetente og har erfaring i relevante måleteknikker.

Verktøykasse for vurdering og styring av hudrisiko - RISKOFDERM

Det europeiske forskningsprosjektet RISKODERM - Risk Assessment of Occupational Dermal Exposure - har utviklet en konseptmodell for hudrisikovurdering, og en enkelt verktøykasse for vurdering og styring av helseisiko i forbindelse med hudeksponering. Denne gjennomgår for tiden en endelig evaluering.

Verktøyene ble konstruert ved å analysere de viktigste avgjørende faktorene for hudfare og (for å) kontrollere eksponering. Resultatene ble kombinert i et beslutningstre. Verktøyene viser ikke alle detaljer ved vurderingen, men stiller brukeren en rekke spørsmål som oversettes av systemet til fare- og eksponeringskategorier som så angir forskjellige kontrollstrategier.

Helsefare

Brukeren blir bedt om å skrive inn identifikasjonen på kjemikaliet og risikosegningene, samt eventuell annen informasjon som f. eks. pH og kjemikaliets fysiske tilstand.

Informasjonen oversettes til to helsefarekategorier - én som gjelder lokale virkninger, og en annen som gjelder virkninger på systemet etter opptak gjennom huden. Helsefarene rangeres som ubetydelig, lav, moderat, høy, meget høy eller ekstrem.

Eksponering

Brukeren blir bedt om å legge inn informasjon for å identifisere arbeidsstedet eller prosessen som vurderes, og hvilken av beskrivelsene i forbindelse med hudeksponering som best passer til underkategorien for eksponering for faste stoffer eller væsker:

- Håndtering av forurensede gjenstander – faste eller flytende
- Manuell spredning – fast eller flytende
- Spredning via håndverktøy – fast eller flytende
- Sprøyting - fast eller flytende
- Nedsenking – fast eller flytende
- Mekanisk behandling – fast eller flytende

Basert på informasjonen som blir angitt, vil verktøyet ved bruk av forhåndsvurderte eksponeringsfaktorer, samt varighet av kontakt og areal av eksponert hud beregne et eksponeringstall både lokalt og systemisk pga opptak via hud. De aktuelle eksponeringstallene blir deretter sammen med informasjon om helsefare benyttet til å rangere behov for kontrolltiltak. Disse varierer fra "ingen tiltak nødvendig", til "finn erstatningsstoffer" og "stopp arbeidet".

Verktøyet er et forsøk på å tilpasse elementer av eksakt vitenskap til en situasjon der de nødvendige inndata er av begrenset kvalitet og kun er estimater. Formålet er å sette brukeren i stand til å beregne størrelsesordenen på helsefare, eksponering og risiko, og å oppmuntre brukeren til å ta seg av problemer rundt hudfare, eksponering og kontroll.

RISKODERM-prosjektet har vært gjenstand for betydelig diskusjon. Mer om dette finnes i en oversikt av Oppl et al (2003).

5.6 TRANGE ROM

5.6.1 Identifisering av og typen helsefarer

Trange rom har ulike juridiske definisjoner i ulike deler av verden, og selv om en komplett liste over slike definisjoner ikke er hensiktsmessig for dette kurset, inneholder de alle samme (eller liknende) nøkkelementer. Disse er:

- Det er innelukkede eller delvis innelukkende områder med atmosfærisk trykk når de er i bruk.
- Kan mangle eller ha for mye oksygen.
- Kan ha en atmosfære med potensielt skadelige forurensingsnivåer.
- Kan inneholde et produkt som kan føre til at man blir begravd/druknet.
- Kan ha begrensede inn-/utgangsmuligheter.

Noen eksempler på trange rom er:

- Lagertanker, kjeler, siloer, trykkbeholdere osv.
- Sjakter, rør, kloakkledninger, kanaler osv.

Et trangt rom bestemmes delvis av farene ved å gå inn i et slikt rom, og ikke bare av de fysiske omgivelsene.

Tilstedeværelse av kjemiske stoffer (alene eller i kombinasjon) kan utgjøre en risiko for personell i trange rom som ellers ikke ville finnes i en vanlig situasjon.

Noen av de helsefarene som kan være knyttet til arbeid i trange rom er:

- **Helsefarlige stoffer**
Dette omfatter bruk av kjemikalier, tidligere lagrede stoffer eller biprodukter av disse (f.eks. H₂S fra råtnende plantemateriale), sveiserøyk, maling osv.
- **Brannfarlig atmosfære**
Dette omfatter gass, damp og støv som finnes i det eksplosive spekteret.
- **Usikre oksygenivåer**
Dette omfatter oksygenfattige atmosfærer som følge av oksidasjon, forbrenning, fortrenning, absorpsjon, oksygenforbruk i en prosess, og for mye oksygen som følge av en lekkasje i en oksygenforsyningsdel, oksy-propanskjæring, oksygeninjeksjon og bruk av kjemikalier som frigir oksygen (f. eks. hydrogenperoksid).

- **Begravning/drukning**
Kvelning forårsaket av at lagrede materialer drukner/begraver arbeidstakeren inne i det trange rommet.
- **Fysiske og andre faktorer**
Dette omfatter manuell håndtering, antennelsesfarer, mekaniske farer, støy, stråling, biologiske helsefarer og varmpåkjenning.

5.6.2 Målinger i trange rom

Man bør aldri stole på menneskelig sanser når det gjelder å bestemme om atmosfæren inne i et trangt rom er sikker. Mange giftige gasser og damper (som f. eks. karbonmonoksid) kan ikke ses eller luktes. Oksygenivået kan heller ikke fastsettes nøyaktig uten passende instrumenter.

Ettersom prosedyrer for tillatelse til å gå inn i trange rom alltid krever en risikovurdering, bør denne prosessen sikre at det finnes hensiktsmessige ordninger på plass for å teste atmosfæren inne i det trange rommet.

Der det er aktuelt, bør atmosfæren testes med tanke på:

- oksygeninnhold og/eller
- luftbårne konsentrasjoner av brannfarlige agens og/eller
- luftbåren konsentrasjon av potensielt skadelig agens.

Den vanlige metoden for prøvetaking av luft for å vurdere risikoen for skadelige helseeffekter, er å teste for bestemte stoffer med et passende bærbart analyseapparat. Det finnes mange ulike typer analyseapparater, men resultatene er bare så gode som operatørens kompetanse og vedlikeholdet av apparatet. Et eksplosimeter, som brukes til å måle prosenten for den nedre eksplosjonsgrensen (LEL) i et lukket rom, bør testes i forhold til en kjent standardgass både før og etter en test for entring av et trangt rom for å sikre nøyaktig avlesning. Man bør merke seg at en avlesning under LEL allikevel kan bety at hundrevis eller til og med tusenvis av ppm av forurensende stoff er til stede i atmosfæren.

Instrumenter for å teste atmosfæren i et trangt rom bør velges ut fra deres evne til å måle helsefarlige konsentrasjoner, og bør kalibreres i henhold til fabrikantens retningslinjer eller manualer.

Hvis atmosfærer som det skal tas prøver av er potensielt eksplosive, er det nødvendig med overvåkingsutstyr som er Ex-sikkert. Innledende måling bør utføres fra utsiden av det trange rommet ved å føre inn en prøvesensor i et passende utvalg åpninger. Teleskopsensorer eller sensorer festet til en kabel kan brukes for å nå fjernere områder.

Noen gasser eller damper er tyngre enn luft (f.eks. hydrogensulfid), og vil i uventilerte områder legge seg på bunnen av det lukkede rommet. Noen gasser er også lettere enn luft (f. eks. metan), og legger seg øverst i det lukkede området. Siden forurensende stoffer kan avsettes på ulike nivåer, bør det også tas prøver av øvre, midtre og nedre del av rommet. Det bør også tas prøver av horisontale områder i hele rommets lengde med jevne mellomrom. Prøvetakingen bør foregå slik at den gjenspeiler forholdene inne i det lukkede rommet på en nøyaktig måte.

Når man vurderer en egnet tid for prøvetaking av atmosfæren, må man være klar over at med mindre prøvetakingen foretas umiddelbart før man går inn, er resultatene kanskje ikke relevante og det kan muligens være usikre forhold.

Selv om tester før entring indikerer hvorvidt atmosfæren i det trange rommet er godkjent for entring, kan de atmosfæriske forholdene i det trange rommet endre seg, og atmosfæren bør derfor testes på nytt i løpet av arbeidsdagen.

Testing av atmosfæren inne i det trange rommet mens det foregår arbeid der vil indikere hvorvidt ventilasjonssystemet er tilstrekkelig eller ikke, eller om arbeidsprosessene gjør atmosfæren usikker.

Kontinuerlige monitorer gir konstant overvåking av atmosfæriske forhold i et trangt rom. Personlige direktevisende monitorer kan brukes til en første testing av området, og de kan bæres av en ansatt under arbeidet for å oppdage atmosfæriske endringer under arbeidet. Disse monitorene bør utstyres med visuelle varsler og lydsignaler for å advare de ansatte om eventuell fare og behovet for ytterligere tiltak, som fastsatt i prosedyren for entring og arbeidstillatelse.

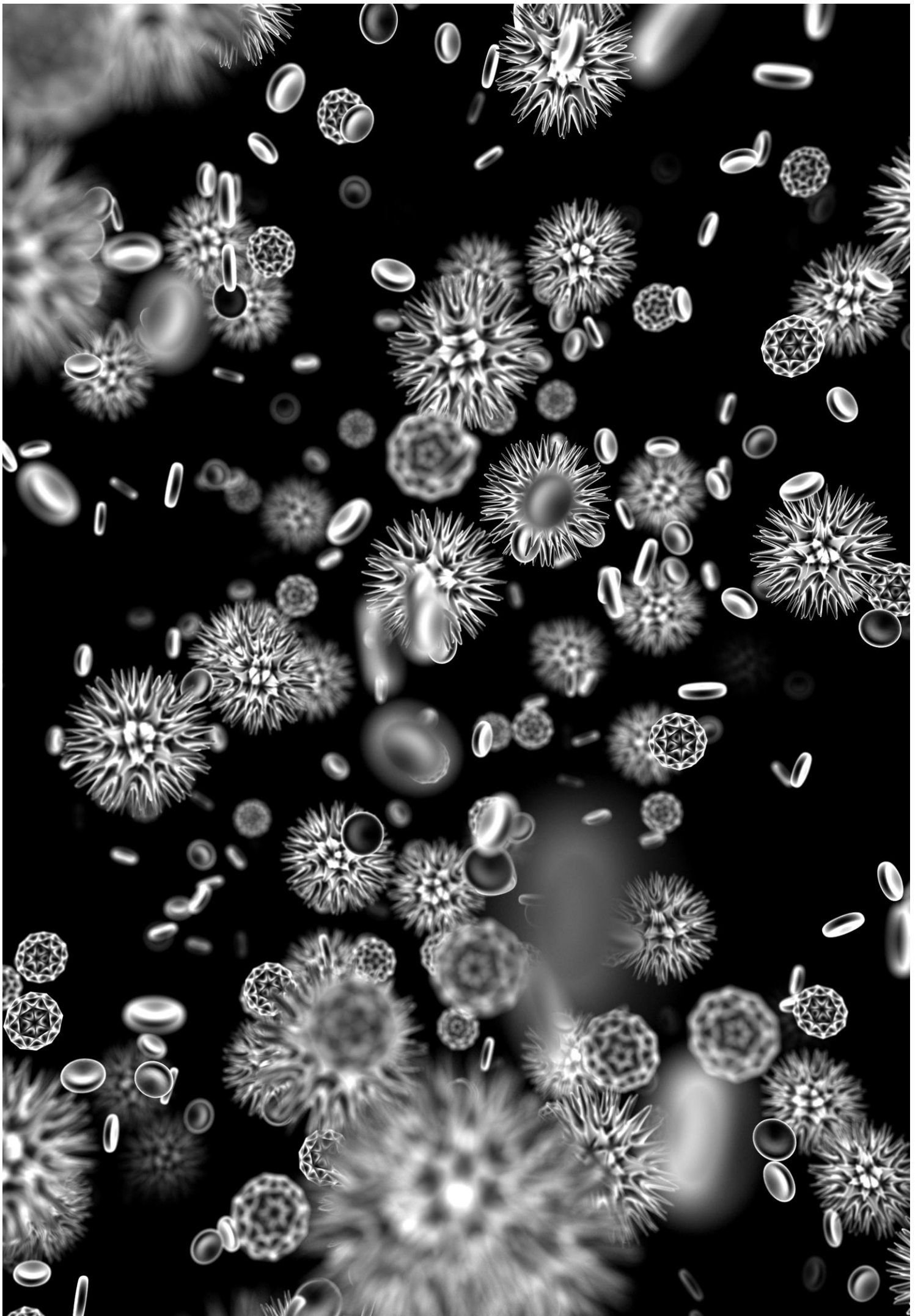
Ny testing og kontinuerlig overvåking av atmosfæren kan bli nødvendig:

- hvis risikovurderingen fastslår det
- den innledende testingen av atmosfæren påviser det
- på grunn av muligheten for senere generering av helsefarlige stoffer fra diverse materialer. Slike materialer kan være slam, avleiring eller andre avsetninger, murverk og væskefeller. Der helsefarlige stoffet kan frigis hvis det omrøres eller hvis det kommer varme til. Hvis det slippes ut helseskadelig agens, bør kontrolltiltakene være basert på forutsetningen at eventuelle ytterligere forstyrrelse av slammet vil frigi mer damp
- pga. arbeidet som foretas i området. Varme eller damper fra prosesser som sveising kan for eksempel raskt bygge seg opp i et lukket rom.

Uansett hvilken type instrumenter som brukes for å vurdere atmosfæren i et trangt rom (eller alle andre arbeidsplasser), er det viktig at operatøren klart forstår utstyrets begrensninger. For eksempel viser et eksplosimeter ulik følsomhet overfor ulike brennbare gasser eller damper, og bør derfor kalibreres med kjente konsentrasjoner av den type gass eller damp som finnes i den atmosfæren som skal vurderes, for gi nøyaktige resultater.

De fleste kjemikaliesensorer som brukes til måling av forurensende gasser er også utstyrt med filtre for å minske kryssfølsomhet for andre stoffer. Disse filterne må erstattes i overensstemmelse med fabrikantens instruksjoner, og instrumentoperatøren må kjenne godt til de potensielle problemene med kryssfølsomhet.

Man bør også merke seg at overvåking og prøvetaking aldri er en erstatning for isolering av det lukkede rommet mot eventuelle eksterne kilder for helsefarlige materialer.



6. BIOLOGISK OVERVÅKING

6.1 GRUNNPRINSIPPER FOR BIOLOGISK OVERVÅKING

Overvåking av luften på arbeidsplassen og en sammenligning av resultatene med eksponeringsstandarder gir informasjon om arbeidernes antatte eksponering der det er fare for opptak gjennom inhalasjon. Det gir ikke informasjon om andre eksponeringsveier som hudabsorpsjon, oralt inntak og ikke-arbeidsrelatert eksponering.

Biologisk eksponeringsovervåking, eller biologisk testing, er en måte å fastslå hvor mye av et bestemt stoff som faktisk har kommet inn i kroppen og blir tatt opp via alle opptaksveiene. En rekke stoffer kan måles på denne måten. Fordelene er:

- Det gir tilleggsopplysninger der det finnes en inhalasjonsfare
- Det kan brukes der den viktigste eksponeringsveien ikke er inhalasjon
- Det kan understreke mangler i bruk av personlig verneutstyr, dvs. åndedrettsvern, hansker, og/eller verneklær
- Det gir bevismateriale til medisinsk vurdering

Biologisk overvåking er ett av de tre verktøyene som brukes til å forhindre sykdom som følge av helsefarlige stoffer i arbeidsmiljøet. De andre to er arbeidsmiljø- eller miljøovervåking og helseovervåking.

Biologisk overvåking innebærer en vurdering av eksponering for kjemikalier (stoffer) som finnes på arbeidsplassen, gjennom måling av aktuelle faktorer i biologiske prøver fra utsatte arbeidstakere. I de fleste tilfeller kommer den prøven som brukes til biologisk overvåking fra urin, blod eller utåndet luft.

Risikoen i forbindelse med å skaffe og håndtere kroppsvæsker i forbindelse med potensiell eksponering for mulige patogener, f. eks. HIV, hepatitt, virus osv., må også vurderes.

I mange land kan bare en kvalifisert lege eller sykepleier ta slike prøver. Man må også søke råd lokalt før gjennomføring av slikt arbeid.

Biologisk overvåking kan deles inn i:

- Direkte biologisk overvåking, også kalt biologisk overvåking av eksponering
- Overvåking av biologisk effekt

6.2 DIREKTE BIOLOGISK OVERVÅKING

Formålet med direkte overvåking er å vurdere helserisikoen gjennom evaluering av opptatt dose av aktuelt kjemikalium, i den hensikt å sikre at eksponering ikke når nivåer som kan forårsake skadelige virkninger.

En direkte analyse av det aktuelle stoffet foretas i prøver av:

Blod – f. eks. i forbindelse med bly og kvikksølv

Urin – f. eks. i forbindelse med kadmium og MOCA (metylen bis ortokloroanilin)

Hår og negler - f. eks. i forbindelse med arsenikk

Morsmelk og kroppsfett – f. eks. i forbindelse med plantevernmidler og polyklorerte binfenyler (PCB)

Utåndingsluft – f. eks. i forbindelse med karbonmonoksid og organiske løsemidler - som benzen.

ELLER analyse av metabolitter blod eller urin, f.eks.:

Blod – karboksylhaemoglobin fra karbonmonoksid

Urin – mandelsyre fra styren

6.3 OVERVÅKING AV BIOLOGISK EFFEKT

Overvåking av biologisk effekt tar sikte på å identifisere tidlige og reversible biokjemiske endringer som stammer fra eksponeringer, f. eks. der ingen skadelige virkninger har oppstått, men der det er en eller flere målbare biokjemiske endringer. Graden av endring er mindre enn den som fører til skade, og assosieres ikke med en kjent irreversibel patologisk effekt.

Noen eksempler på overvåking av biologisk effekt er:

- Sinkprotoporfyrin i blod – disse nivåene øker med eksponering for bly, fordi bly hemmer biosyntesen av heme (som er en del av hemoglobinet)
- Kolinesteraseaktivitet i røde blodlegemer og plasma – eksponering for organofosfat plantevernmidler undertrykker kolinesteraseaktiviteten

Overvåking av biologisk effekt er ikke en helseovervåking der personer med tidlige tegn på skadelige helsevirkninger blir identifisert.

6.4 GENERELLE VURDERINGER

Omfanget og hastigheten av absorpsjon av et kjemikalium etter eksponering er avhengig av kjemikalietts egenskaper, spesielt løselighet i lipider og vann, og eksponeringsmåten. Når et kjemikalium først er absorbert, fordeles det og sprer seg til ulike typer vev avhengig av hvor mottakelig vevet er pga. variasjoner i pH, permeabilitet osv. Svært vannløselige kjemikalier kan fordele seg i hele kroppsvæsken, mens lipofil væske (som tiltrekker seg ikke-polare organiske stoffer som fett og oljer), kan konsentrere seg i kroppsfett eller annet fettholdig vev som f. eks. hjernen.

Tap av kjemikaliet fra kroppen eller eliminering, avhenger av metabolisme og utskillelse. Kjemikalier kan skilles ut på utallige måter, inkludert via ekskrementer, urin, utånding, svette og amming.

Et kjemikalium kan utskilles fra kroppen uten metabolisering, dvs. det spesielle kjemikaliet kan måles direkte. I andre tilfeller kan kjemikaliet metaboliseres gjennom oksidasjon, reduksjon, hydrolyse eller en kombinasjon av disse, etterfulgt av ofte meget komplekse biokjemiske reaksjoner i kroppen. Derfor er valg av eksponeringsindikator, og til og med tidspunktet for når prøven skal tas, avgjørende.

6.5 BIOLOGISK HALVERINGSTID

Den biologiske halveringstiden til et stoff er den tiden det tar før halvparten av stoffet er fjernet fra kroppen enten gjennom en fysisk eller kjemisk prosess. Halveringstiden for forskjellige stoffer varierer i stor grad, og viktigheten av korrekt prøvetakingstid kan derfor ikke understrekes godt nok.

6.6 PRØVETAKINGSTID

Tidspunktet for å ta biologiske prøver kan være meget viktig. Stoffet som er absorbert i kroppen fjernes med ulike utskillingshastigheter. Konsentrasjonen av visse avgjørende elementer kan endre seg raskt, så i slike tilfelle må tiden for prøvetaking overholdes og registreres omhyggelig. På den annen side trenger kanskje ikke et stoff som akkumuleres sakte noe bestemt tidspunkt for prøvetaking.

Praktisk veiledning om tolkning av prøvetakingstid finnes i ACGIH (2007). Selv om ACGIH gir de anbefalinger som er angitt i Tabell 6.1., er det viktig å være klar over at denne informasjonen kun er veiledende, og at en forståelse av egenskapene til stoffet som overvåkes er avgjørende for å oppnå nøyaktige resultater.

Tabell 6.1 – Anbefalte prøvetakingstidspunkt

Prøvetakingstidspunkt	Anbefalt oppsamling
Før skiftet	16 timer etter at eksponeringen opphører
Under skiftet	Minst to timer etter eksponering
Ved skiftets slutt	Så raskt som mulig etter at eksponeringen opphører
Slutten av arbeidsuken	Etter fire eller fem arbeidsdager med eksponering
Skjønnsmessig	Når som helst

Storbritannias Health & Safety Executive (HSE) bruker i Guidance Note EH56 "Biological Monitoring for Chemical Exposures in the Workplace (HSE 1992) følgende (Tabell 6.2) for å gi råd om tidspunktet for innsamling av prøver.

Tabell 6.2 – Optimalt tidspunkt for oppsamling av prøver

Halveringstid	Optimalt tidspunkt for prøvetaking
<2 timer	Konsentrasjon endrer seg for raskt– lite egnet
2 til 10 timer	Slutten av skift eller neste morgen
10 til 100 timer	Slutten av skiftet på slutten av uken
>100 timer	Stikkprøver er akseptabelt

(Kilde: HSE– Gjengitt med tillatelse)

6.7 VILKÅR FOR URINPRØVER

Konsentrasjonen av urin kan ha en markert virkning på analyseresultatene for forurensingen. Prøveresultatene kan korrigeres for urinkonsentrasjon på to måter: ved å justere for prøvens spesifikke vekt, eller ved å korrigere for kreatininnivået i urinen, siden kreatininutskillelse fra kroppen skjer naturlig i en nesten konstant hastighet. Verdens helseorganisasjon har vedtatt følgende retningslinjer for akseptable grenseverdier til hjelp i å løse problemstillingene i forbindelse med meget utvannete og meget konsentrerte urinprøver:

Kreatininkonsentrasjon: >0.3 g/L og <3 g/L
eller
Spesifikk vekt: >1,010 og <1,030

Prøver som ligger utenfor disse retningslinjene bør kastes, og ny prøve bør tas.

Noen BEIs® for komponenter der konsentrasjonen er avhengig av urinproduksjonen, uttrykkes i forhold til kreatininkonsentrasjonen. For andre komponenter er det ikke hensiktsmessig å korrigere for urinproduksjon.

6.8 BIOLOGISKE STANDARDER

6.8.1 Indekser for biologisk eksponering

Resultatene fra biologisk overvåking kan sammenlignes med biologiske eksponeringsindekser eller BEIs®. Hovedkilden for BEIs® er ACGIHs håndbok *Threshold Limit Values and for Chemical Substances and Physical Agents and Biological Exposure Indices* (ACGIH 2006).

Biologiske eksponeringsindekser (BEIs®) er veiledende verdier for å vurdere biologiske overvåkingsresultater. På samme måte som for TLVs®, skal BEIs® brukes som retningslinjer i evalueringen av arbeidsmiljøhelsefarer. BEIs® setter ikke et skarpt skille mellom helsefarlige og ikke-helsefarlige eksponeringer. På grunn av ofte varierende konsentrasjon i biologiske prøver, må man være varsom og omhyggelig i tolkningen av resultatene fra én enkelt prøve.

BEIs® gjelder 8-timers eksponering, fem dager i uken. Imidlertid blir endrede og forlengede skift ofte brukt i industrien. BEI®-komiteen anbefaler IKKE justering eller bruk av korrigerende faktor for BEIs®.

BEIs® bør kun brukes av erfarent yrkeshygienepersonell sammen med den tilhørende dokumentasjonen. BEIene® er retningslinjer for kontroll av potensielle helsefarer for arbeidstakere, og verdiene er ikke hensiktsmessige for allmennheten eller ikke-arbeidsrelatert eksponering. Ved anvendelsen av BEIs®, må man slå opp i gjeldende utgave av dokumentasjonen for grenseverdier og biologiske indekser fra ACGIH®.

6.8.2 Anmerkninger

En notasjon er en betegnelse som fremkommer som en del av den vedtatte BEI®-verdien for å gi tilleggsinformasjon om det spesielle kjemikalet:

“B” = Bakgrunn

Komponenten/stoffet kan være tilstede i biologiske prøver innsamlet fra prøvepersoner som er ikke er arbeidsmessig eksponert, med en konsentrasjon som vil kunne påvirke tolkningen av resultatet.

“Nq” = Ikke-kvantitativ

Biologisk overvåking kan vurderes for denne komponenten, men én bestemt BEI® har ikke blitt satt på grunn av utilstrekkelige data.

“Ns” = Ikke spesifikk

Komponenten er ikke spesifikk, da den også kan observeres etter eksponering for andre kjemikalier.

“Sq” = Semi-kvantitativ

Komponenten er en indikator på eksponering for kjemikalet, men den kvantitative tolkningen av målingen er flertydig. Disse komponentene bør brukes som en utvelgelsestest hvis en kvantitativ test ikke er praktisk mulig, eller som en bekreftende test hvis den kvantitative testen ikke er spesifikk, og opprinnelsen til komponenten er tvilsom.

6.9 KONFIDENSIALITET

Det finnes flere problemstillinger rundt etikk og konfidensialitet som må vurderes og utredes før man starter et biologisk overvåkingsprogram.

- Metoden bør være hensiktsmessig i forhold til kravene i undersøkelsen.
- Prosedyrene bør ikke true deltakerens helse.
- Risikoen ved å bruke invasive(stikke) metoder må oppveies av fordelene.
- Man må få et kvalifisert samtykke fra deltakeren. Deltakeren skal kun gi dette samtykket hvis vedkommende ikke frykter gjengjeldelse ved ikke å gi et slikt samtykke.
- Resultater fra overvåkingen bør holdes hemmelig, og kun deles med arbeidshelsepersonell og deltakeren.



7. ANALYSE AV PRØVER

7.1 INNLEDNING

Analyse av arbeidsmiljøprøver kan gjøres på arbeidsplassen ved hjelp av et direktevisende instrument. Alternativt blir en prøve ofte innhentet på arbeidsplassen og deretter sendt til et laboratorium for analyse. Denne analysen kan variere fra en relativt enkel veiing av støv/aerosol på et filter, til bestemmelse av et metall ved hjelp et induktivt koplet plasm-spektrometer (ICP), eller bruk av en gasskromatograf tilknyttet et massespektrometer til bestemmelse av et organisk løsningsmiddel.

I de fleste tilfeller utfører ikke yrkeshygienikeren laboratorieanalysen, men det er nødvendig med en viss grunnleggende forståelse for det for å kunne:

- Velge en passende prøvetakings- og analysemetode
- Kommunisere med analyselaboratoriet
- Forstå prinsippene for et direktevisende instrument
- Foreta en vurdering av resultatenes pålitelighet

7.2 ANALYSEMETODER

Analysetypene kan vanligvis deles inn i to hovedtyper

- Spektroskopi
 - Atom
 - Molekylær
- Kromatografi

7.2.1 Spektroskopi

Det grunnleggende prinsippet for spektroskopi er at alle elementer eller kjemiske forbindelser absorberer eller avgir elektromagnetisk stråling ved bestemte frekvenser. Når en prøve bestråles ved en bestemt frekvens for et spesielt element, vil mengden stråling som absorberes eller avgis være proporsjonal med konsentrasjonen av det elementet som eventuelt finnes i prøven.

a) *Atomspektrometri*

Brukes vanligvis til analyse av metaller. Prøver samles vanligvis opp ved hjelp av konvensjonelle prøvetakingsmetoder på filtre, gassvaskeflasker (impinger) eller ved adsorpsjon på et fast stoff. Prøvene blir deretter preparert etter passende metode for analyse.

- *Flammeatomabsorpsjonsspektrometri (AAS)*

Prøven i løsningen blir atomisert med flamme, og absorpsjonen av en bestemt lysbølgelengde fra den hule katodelampen i flammen blir målt for å kvantifisere elementet. Denne teknikken brukes vanligvis for analyse av rundt 60 metaller.



(Kilde: BP International)

Figur 7.1 – Skjematisk fremstilling av et atomabsorpsjonsspektrometer



(Kilde: University of Wollongong)

Figur 7.2 – Atom-absorpsjonsspektrometer

- *Hydridgenerering*

Arsenikk og selen har dårlig følsomhet, og må analyseres på spesielle måter. Arsenikk og selen blir konvertert til sine respektive hydrider AsH_3 og H_2Se . Når disse hydridene sveipes gjennom flammen eller gjennom en oppvarmet kvartscelle fører det til økt følsomhet.

b) ***Flammeløs atomabsorpsjon***

ASS er ikke sensitiv nok til analyse av lave metallkonsentrasjoner i biologiske prøver som f. eks. blod. Ved ASS går det en høy strømningsrate av prøvemateriale gjennom flammen, og det kreves en mer følsom metode med bruk av mindre materiale.

- *Grafittbrenner*

Atomisering av elementer uten bruk av flamme kan oppnås ved bruk av elektrisitet (elektrotermisk atomisering). Prøven plasseres inne i et hult grafittrør, og en rask oppvarming av røret med elektrisk strøm fører til atomisering av prøven.



(Kilde: University of Wollongong)

Figur 7.3 – Grafittbrenner AAS

- *Kalddampgenerering*

Denne teknikken brukes til analyse av kvikksølv på grunn av kvikksølvets flyktighet ved romtemperatur. Kvikksølvforbindelser blir redusert til metallisk kvikksølv, og kvikksølvdamper transporteres til absorpsjonscellen av en gasstrøm for bestemmelse.

c) ***Atomemisjon spektrometri***

Denne teknikken er også basert på flammeatomisering av et element, men ser på utslippet av energi når det stimulerte elementet går tilbake til sin grunntilstand.

- *Flammeemisjon*

Vanlige elementer for denne teknikken er alkalisk stoff og enkelte alkaliske jordmetaller, f.eks. natrium og kalium.

- *Induktivt koplet plasmaspektrometri (ICP)*

Ved bruk av gassplasma, kan man få temperaturer opp til 10 000°C, noe som fører til en stor økning av eksiterte atomer og dermed økt sensitivitet. Plasma består av en sky av svært eksiterte ioner, elektroner og nøytrale partikler. I ICP er gassen som brukes vanligvis argon fordi det lett lar seg ionisere med elektromagnetiske felt i det radiofrekvente området.

Siden alle elementer i en prøve sender ut sine karakteristiske bølgelengder samtidig, er det mulig å måle et stort antall elementer, opp til 60, samtidig eller sekvensielt.

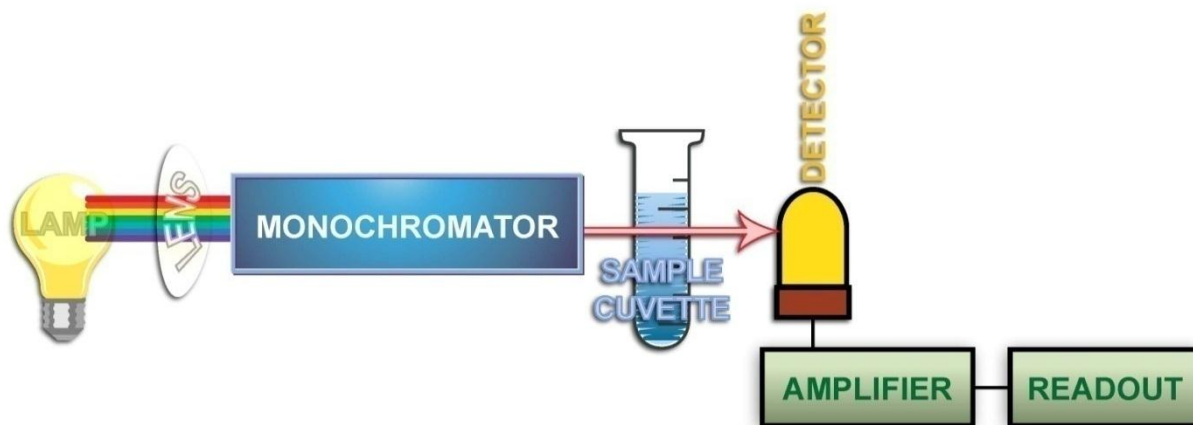
Scannings-ICPen har en klar fordel i forhold til AAS, i og med at det brukes en separat lampe for hvert bestemte element i AAS, mens opp til 60 elementer kan analyseres med ICP ut fra samme prøve.

d) ***Molekylærspetrofotometri***

- *UV-synlig spektrometri*

Denne teknikken brukes til metaller eller organiske forbindelser. Prøvene kan samles inn etter konvensjonelle prøvetakingsmetoder på filtre.

Prinsippet for metoden er basert på absorpsjon av ultrafiolett og synlig stråling ved eksitasjon av bindingselektroner i molekyler.



(Kilde: BP International)

Figur 7.4 - Skjematisk fremstilling av et enkeltstråle UV-Vis-spektrofotometer

De fleste kjemikalier absorberer UV og synlig stråling, og kan dermed kvantifiseres, f. eks. olje. For ikke-absorberende forbindelser, kan en reaksjon med en fargeproduserende reagens (en kromofor) gi denne kvantifiseringen, f. eks. reaksjonen mellom seksverdig krom og s-difenyl karbasid for å fremstille et rødt kompleks med en absorpsjonstopp på 540 nm.

- *IR-spektrofotometri*

Infrarød spektrometri er en metode å identifisere rene stoffer. Alle molekyltyper har sitt eget unike absorpsjonsspekter, og dette kan utnyttes i kvantifiseringen av molekylet.

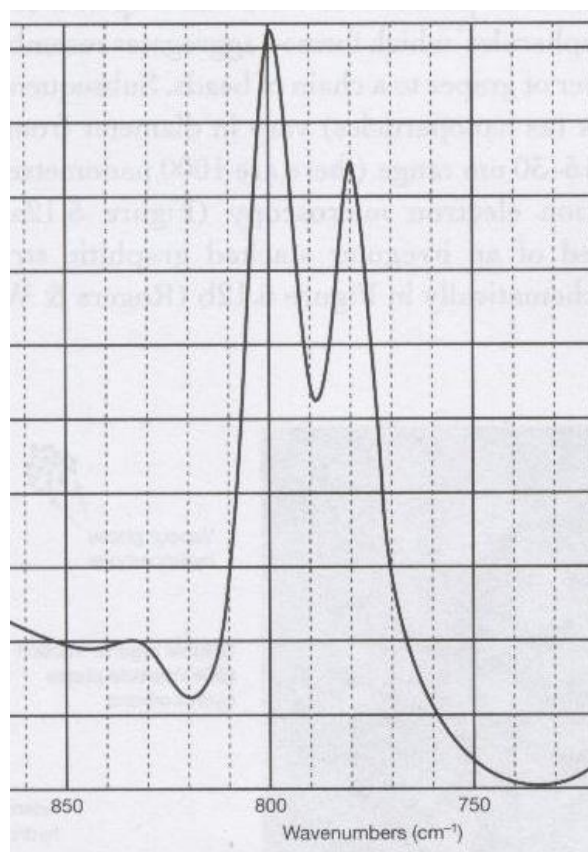
Absorpsjon eller emisjon av infrarød stråling fører til endringer i vibrasjons- eller rotasjonsmønsteret i et molekyl. Det antall måter som et molekyl kan absorbere energi på er relatert til det antall atomer og antall bindinger det inneholder. IR er spesielt egnet for organiske stoffer og metallkomplekser med kovalente bindinger.

IR-spekteret for kvarts vises i Figur 7.5. Legg merke til den karakteristiske "kvartsdubletten" ved bølglengde 798 og 779 cm^{-1} .

Det viktigste anvendelsesområdet for IR-spektrofotometri er identifisering og overvåking av gass og damp ved hjelp av bærbare instrumenter, og til måling av kvarts i støv.

- *Molekylær fluorescens*

Fluorescens er én av måtene et molekyl returnerer til sin grunntilstand på etter eksitasjon. Det innebærer utslipp av stråling i karakteristiske bølglengder for det spesielle molekylet, og er forskjellig fra de eksiterende bølglengdene. Denne metoden kan brukes til å måle forbindelser med fluorescens, som f. eks. aromatiske hydrokarboner.



(Kilde: University of Wollongong)

Figur 7.5 – IR-spekteret for kvarts

7.2.2 Kromatografi

Kromatografi er en separasjonsmetode som bygger på forskjeller i fordeling mellom en mobil fase og en stasjonær fase, og separerer derved komponentene i en blanding.

En kolonne inneholder den stasjonære fasen, og den mobile fasen bærer prøven gjennom den. Prøvekomponenter som løser seg i den stasjonære fasen bruker lengre tid igjennom kolonnen og separeres derfor fra komponenter som hovedsakelig forblir i den mobile fasen som passerer gjennom kolonnen raskere.

Dette finnes en rekke forskjellige kromatografiteknikker:

- **Gasskromatografi (GC)**
Brukes på flyktige organiske forbindelser. Den mobile fasen er en gass, og den stasjonære fasen er vanligvis en væske med støtte av faste bestanddeler, eller noen ganger en fast adsorbent.
- **Høyytelseres væskekromatografi (HPLC)**
En variant av væskekromatografi som bruker høytrykkspumper til å øke effektiviteten av separasjonen.

Etter hvert som komponentene vaskes ut av kolonnen, kan de kvantifiseres av en sensor, og/eller samles opp for ytterligere analyse. Et analyseinstrument kan koples til en separasjonsmetode for "online" analyse, og omfatter gass- og væskerkromatografi med massespektrometri.



(Kilde: University of Wollongong)

Figur 7.6 – Gasskromatograf



(Kilde: University of Wollongong)

Figur 7.7 – Gasskromatograf massespektrometer

7.2.3 Andre analyseteknikker

- **Røntgendiffraksjon**

Røntgendiffraksjon (XRD) kan bidra til å påvise og kvantifisere krystallinske stoffer. Det kan imidlertid ikke gi informasjon om elementene som finnes i prøven. Et eksempel på bruk av XRD er analyse av materialer som inneholder silisium og oksygen:

- Kvarts (SiO_2) har en TLV på $0,1 \text{ mg/m}^3$ (respirabel fraksjon)
- Kaolin er et hydratisert aluminiumsilikat $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH}_4)$ som har en TLV på 10 mg/m^3 (inhalerbar)
- Amorf silika har en TLV på 10 mg/m^3

- **Røntgenfluorescens**

Røntgenfluorescens (XRF) brukes utstrakt til påvisning av elementer. Absorpsjonen av røntgenstråler produserer et eksitert atom som returnerer til sin grunntilstand via en rekke elektronsprang. Disse overgangene følges av et utslipp (fluorescens) av røntgenstråling som er karakteristisk for dette elementet.

Instrumenter med flere kanaler gjør det mulig å analysere opp til 24 elementer samtidig for ulike typer prøver som aske, malm, mineraler, keramikk, legeringer og metaller.

- **Masserespektroskopi**

Denne teknikken baserer seg på en omdanning av en prøve til ioner i gassform, og separasjonen av dem på grunnlag av forholdet mellom ladning og masse. Dette gir både kvalitativ og kvantitativ informasjon.

De spektre man får er relativt enkle å tolke, siden de gir informasjon basert på massen av komponenter og den totale molekylvekten av forbindelsen.

7.2.4 Deteksjonsgrenser, følsomhet, kjemisk interferens

Det er viktig at yrkeshygienikeren, FØR prøvetakingen, snakker med laboratoriet som skal utføre analysen.

- **Deteksjonsgrenser**

En av de viktigste tingene å vite fra laboratoriet er hva som er deteksjonsgrensen (LOD, Limit of detection) for metoden. En må kjenne til det minste prøvevolumet slik at prøvetakingstiden kan beregnes. Det kan være umulig å samle inn nok materiale i løpet av en 15-minutters periode til å utføre en etterfølgende analyse. Ideelt sett bør grensen for deteksjon være lavere enn 1/10 av eksponeringsstandard/normen.

Eksempel:

Prøvetakingens lufthastighet 2 l/min.

Deteksjonsgrense 10 µg

Hvis TLV er 0,1 mg/m³

Minimums prøvetakingstid = $\frac{10 \times \text{deteksjonsgrense}}{\text{yrkeshyg. standard} \times \text{lufthastigheten}}$

$$= \frac{10 \times 10 \mu\text{g}}{100 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times 2 \times 10^{-3} \text{m}^3/\text{min}}$$

$$= 500 \text{ min.}$$

dvs. det er nødvendig med fullskiftprøve

På tilsvarende måte har også hver laboratorieanalysemetode sin egen deteksjonsgrense som må vurderes for prøvetakingen.

- **Metodefølsomhet**

Dekker analysemetoden det relevante konsentrasjonsspekteret? Enkelte analysemetoder har kanskje ikke tilstrekkelige nedre deteksjonsgrenser til å måle kortvarige eksponeringer. Finnes det en annen metode som kan brukes for å få bedre følsomhet, f. eks. bruk av ICP i stedet for AAS for analyse av metaller?

- **Kjemikalieinterferens**

Hvilke andre stoffer finnes sannsynligvis i prøven, og er det sannsynlig at de vil påvirke den foreslåtte analysemetoden?

For eksempel, hvis det tas prøver av en sveiser med tanke på "sveiserøyk", vil gravimetrisk bestemmelse, dvs. filterveiing, gi galt resultat hvis det også genereres slipestøv i prøvetakingsperioden. Dette er særlig et problem hvis det kreves en bestemmelse av de enkelte komponentene i røyken.

7.2.5 Kilder til analytiske metoder / standarder

Det finnes en rekke anerkjente kilder til standard og anerkjente metoder som brukes til analyse av forurensningene på arbeidsplassen. Disse er:

- NIOSH Manual of Analytical Methods (NMAM) – en samling av mer enn 1 700 metoder for prøvetaking og analyse av forurensende stoffer i luften på en arbeidsplass og i blodet. Tilgjengelig på nettet: <http://www.cdc.gov/niosh/docs/2003-154/method-i.html> (tilgang november 2011)
- Britiske HMS-metoder for bestemmelse av helsefarlige stoffer (MDHS-serier), over 100 metoder tilgjengelige på nettet på: <http://www.hse.gov.uk/pubns/mdhs/> (tilgang november 2011)
- OSHA – Standardmetoder for prøvetaking www.osha.gov/dts/osta/otm/otm_toc.html(tilgang november 2011)
- ISO – Standardmetoder for prøvetaking og analyse www.iso.org/iso/en/ISOOnline.frontpage(tilgang november 2011)
- Nasjonal standard - En rekke standarder for prøvetaking av støv som respirabelt og grovstøv, sveiserøyk og organisk damp finnes hos organisasjoner for nasjonale standarder i en rekke land.
- SKC Inc Comprehensive Catalog and Sampling Guide – årlig publikasjon, og også tilgjengelig på deres hjemmeside www.skcinc.com (tilgang november 2011) gir referanser til metoden, prøvetakingsparameter, analyse og utstyr for mer enn 2 500 spesifikke forbindelser.

7.3 FILTRE

Mange analysemetoder som brukes til overvåking på arbeidsplassen, krever bruk av forskjellige filtertyper for å separere de relevante forurensningene.

Valg av oppsamlingsmedium dikteres vanligvis av valg av prøvetakingsinstrument og analytiske vurderinger. Generelt er det tre typer mekanismer som oppfanger partikler under filtrering. Disse er:

- Intersepsjon (oppsamling) - Intersepsjon vil si at partikkelen som følge av sin størrelse blir sittende fast i porene i filteret
- Impaksjon (treghetskrefter) - Dette oppstår når luftstrømmen skifter retning, og krever høye hastigheter og tett fiberpakning i filterene. Som følge av sin masse vil partiklene ha en tendens til å gå rett frem når luftstrømmen svinger. Dette kan føre til at partikkelen fanges i filteret.
- Diffusjon - Oppstår med meget fine partikler som har en uregelmessig, tilfeldig bevegelse, og opptrer ved lave strømningsrater og hjelpes av elektrostatiske krefter.

Det er en rekke egenskaper som er ønskelige (men ikke alltid tilstede) i filtermedier. Disse er:

- Høy oppsamlingseffektivitet
- Håndterbar motstand (spesielt etterhvert som belastningen på filteret øker)
- Lavt opptak eller tap av fuktighet
- Lave elektrostatiske egenskaper
- Kompatibilitet med den valgte analyseteknikken
- Lav kostnad

Alle disse egenskapene finnes ikke i ett filter, så valg av ett spesielt filtermedium for én spesiell måleserie blir vanligvis et kompromiss.

Tabell 7.1 hjelper til med å velge riktig filter for spesielle forurensninger, men lokale eller lovpålagte krav kan gjøre det nødvendig å bruke et annet alternativ.

Tabell 7.1 – Guide til valg av filter

Materiale	Viktige egenskaper	Anvendelse for luftprøvetaking
Blandet celluloseester	Hydrofil (vannbindende) Lett oppløselig for atomabsorpsjonsanalyse Kan lett gjøres gjennomsiktig for gjennomfallende lysmikroskopi Løser seg opp og klarer lett	Metallstøvanalyse Asbest og syntetiske fibre
Polyvinylklorid (Ren homopolymer) (PVC)	Hydrofobisk Ikke-oksyderende overflate Silika-fri Lav aske Lav tomvekt for gravimetrisk analyse	Gravimetrisk analyse av støv Seksverdig krom Kvartsanalyse med IR-spektrofotometri
Polytetrafluoreten (Teflon)	Hydrofobisk Inaktiv i forhold til løsninger, syrer og baser	Alkalisk støv PAH, Plantevernmidler Isocyanater
Polycarbonat	Hydrofobisk Mikroskopisk glatt overflate Rette gjennomgående porer Ekstremt tynn (10 – 20 µm) og gjennomsiktig	Scanning elektronmikroskopi Asbestfibre
Sølv	God løsemiddelkompatibilitet Høyere temperaturløselighet Autoklav Enhetlig porøsitet og tykkelse	Brom Asbest med TEM Silika med røntgenstrålediffraksjon

Materiale	Viktige egenskaper	Anvendelse for luftprøvetaking
Glassfiber (MMMF)	Delvis hydrofobisk Høyere temperaturløstoleranse Autoklav Høy tilbakeholdelse av partikler	Plantevernmidler Grov gravimetrisk analyse Isocyanater Etylenglykol Oljetåke
Kvarts	Lavt nivå av metallinnhold Høy temperatur, 300°C	PM10 Diesel i partikkelform
Cellulose	Enhetlig styrke Uten aske (type 40)	AAS HPCL

(Kilde: SKC Inc – Gjengitt med tillatelse)

Til tross for informasjonen i Tabell 7.1 velger mange yrkeshygienikere ikke å bruke blandede celluloseesterfiltre for metallrøyk - metallstøvanalyse på grunn av de dårlige elektrostatiske egenskapene som gjør dem vanskelige å veie. Alternativer som ofte brukes er glassfiber og polyvinylklorid.

Et aspekt ved valg av filter som noen ganger er forvirrende, gjelder porestørrelse. Når man tar prøver av respirabelt støv (50 % cut ved 4 µm), er det ikke uvanlig å bruke et filter (PVC) med en nominell porestørrelse på 5 µm. Dette virker ulogisk, men det er mulig på grunn av at konstruksjonen av de fleste membranfiltre er slik at luften følger en snirklete bane, og dermed er oppsamling av aerosoler langt under 1 µm vanlig. Det eneste unntaket er polycarbonatfiltre, som har boret hull tvers gjennom filteret i stedet for den innviklede banen.

For noen stoffer kan det være nødvendig å bruke et filter som er impregnert med et stabiliserende stoff eller en tilleggsadsorbent der forurensingen kan finnes i gassform, eller både som små partikler og gass.

Eksempler på dette er:

- Glutaraldehyd - Glassfiber (MMMF)-filter impregnert med 2,4 – dinitrophenylhydrazin
- Fluor - PTFE (teflon) membranfilter med natriumkarbonat-behandlet støttelapp av cellulose

Disse eksemplene viser behovet for god kommunikasjon med det laboratoriet som utfører analysen før prøvetakingen.

To andre egenskaper ved filter er viktige, og kan føre til betydelig feil i gravimetrisk analyse hvis de ikke vurderes. Det er fuktighet og elektrostatisk

lading. For noen filtre (spesielt membranfiltre) kan absorpsjon eller tap av fukt være betydelig. Dette kan korrigeres for av likevektsprosessen. Denne prosessen krever at prøvefiltre og et passende antall tomme filtre plasseres i rene beholdere med lokkene litt åpne i det rommet der de skal veies. De etterlates der i en passende tidsperiode slik at de kommer i likevekt med vektrommets atmosfære (over natten, men dette kan avhenge av filtertypen) før veiing.

På slutten av prøvetakingen gjentas prosessen, og det gjøres en korleksjon for eventuell forøkelse eller tap av masse i de tomme filtrene (dette burde være minimalt hvis atmosfæren i vektrommet er godt kontrollert).

Det andre kritiske problemet er elektrostatisk ladning. Dette kan løses ved å bruke en statisk eliminator (vanligvis en Americium 241- eller Polonium 210-type). En høyspennings statisk eliminator kan brukes, men man bør forsikre seg om at den ikke stikker hull i filteret.

Et siste aspekt som må vurderes er transporten av støvfiltrene etter innsamlingen. Erfaring har vist at støvlagene i filteret er skjøre, og eventuelle støt eller vibrasjon kan forårsake tap av materiale hvis det ikke tas noen forholdsregler.

Den beste metoden er personlig overlevering, men hvis dette ikke er mulig bør filtrene pakkes på en slik måte at normale støt under transporten ikke forårsaker tap av materiale.

7.4 LABORATORIEVEKTER

Selv om veiing oftest betraktes som det enkleste av analyseverktøyene, er det en rekke feilkilder som må vurderes.

Den som analyserer veier ofte materialmengder på under et milligram, og man må være varsom under forberedelsen av både filter/og prøvetaker samt ved ny veiing av filter etter prøvetaking.

Utilstrekkelig prøvetakingstid kan bety at det ikke er samlet opp nok materiale, og at det ikke oppdages med mindre man bruker en passende laboratorievekt.

Kalibrering av mikrovekten er et viktig punkt, og følgende utdrag fra AS3640 kan brukes som en veiledning til hva som kreves.

"Nøyaktigheten av den mikrovekten som brukes i de gravimetriske målingene skal kontrolleres på følgende måte:

- a) *Reperterbarhet*
Hver 6. måned skal det utføres en passende reperterbarhetstest av mikrovekten.
- b) *Før hver veiing*
Før veiing av filtrene –

- i) sjekk vekten med en referansevekt med full eller nesten full elektrisk kapasitet, og
 - ii) sjekk lineariteten av vekten innen eller i nærheten av arbeidsområdet.
- c) *Ved hver veiesesjon*
Når man veier filtre –
- i) utfør en nullsjekk etter hver vektbestemmelse av prøve-/tomt filter, og
 - ii) verifiser at de elektrostatiske effektene er ubetydelige ved å gjenta prøveveilingen.
- d) *Etter hver veiesesjon*
Sjekk kalibreringen av vekten med en referansevekt med full eller nesten full elektrisk kapasitet.
- e) *Lange veiesesjoner*
Hvis en rekke filtre blir veiet, skal nøyaktigheten av mikrovekten sjekkes med jevne mellomrom under prosedyren.

7.5 MIKROSKOPI

Mikroskopi, eller for å være mer korrekt, polarisert lysmikroskopi, er sammen med dispergeringsfarging den teknikken som brukes for identifiseringens mens fasekontrastmikroskopi benyttes for fibertelling.

Fibre er nål- eller trådliknende partikler med et bestemt forhold mellom lengde og bredde. Noen eksempler på fibre er asbest, glassfiber, steinull og keramiske fibre.

Overvåking med hensyn på asbestfibre utføres ved hjelp av passende standardmetoder som f. eks.:

- Bestemmelse av luftbårne fiber: anbefalt metode er fasekontrast optisk mikroskopi (membranfiltermetode) offentliggjort av WHO (1997)
- NIOSH-metode 7400 Asbest og andre fibre med PCM
- HSG 248 – Vedlegg 1: Fiber i luft: Prøvetaking og evaluering med fasekontrastmikroskopi (Storbritannia)
- NOHSC-kode Asbest: Code of Practice og Guidance Note eller Membrane Filter Method for Estimating Airborne Asbestos Dust (Australia))

Mikroskopi bør kun utføres av opplært og godkjent personell. Slikt personell deltar vanligvis jevnlig i et internt laboratoriekontrollsystem for å opprettholde sin kompetanse, og for å bekrefte at de overholder internasjonale standarder.

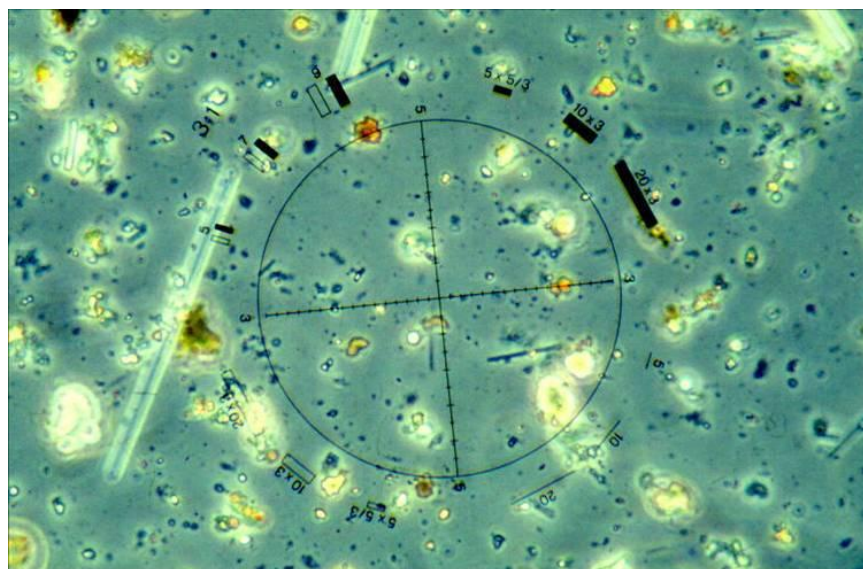
Prinsippet for metoden er at luftprøver samles inn på celluloseester eller et cellulosenitratfilter med rutenett montert i en asbestprøvetaker.

Etter prøvetakingen, monteres filtrene på en mikroskopglassplate ved å presse membranen sammen ved hjelp av acetondamp som gjør den transparent. Glyceroltriacetat tilsettes glassplaten slik at man får et passende medium for å se fibrene.



(Kilde: University of Wollongong)

Figur 7.8 – Prøvetakingsholder for asbestfibre

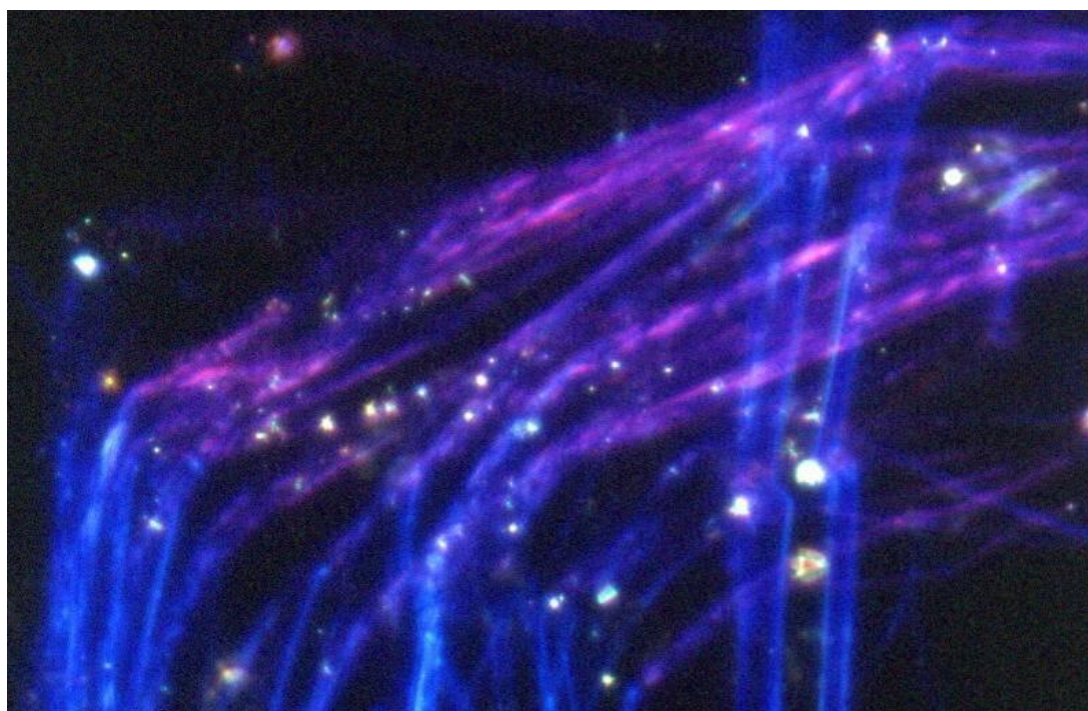


(Kilde: A Rogers – Gjengitt med tillatelse)

Figur 7.9 – Fasekontrastmikroskopi – amosittfiber & syntetiske mineral fibre

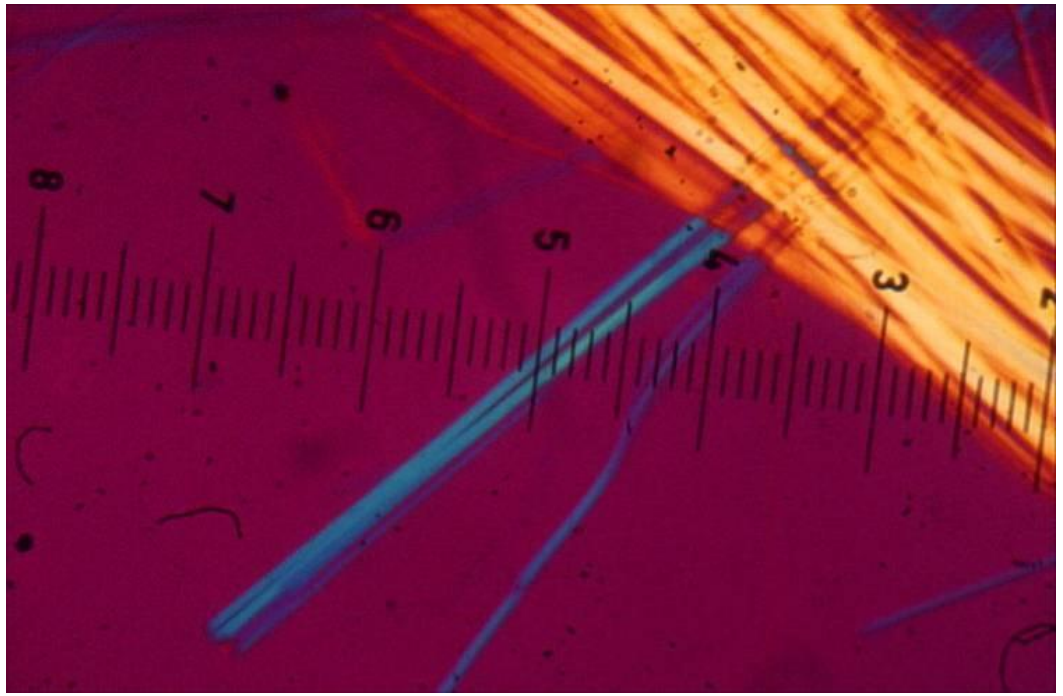
Fibrene blir deretter telt ved hjelp av fasekontrastmikroskopi etter standard fibertellingsregler. Resultatene uttrykkes som antall fiber/ml luft.

Det andre analyseområdet for asbestfibre er påvisning i bulkmaterialer. Dette innebærer oppløsning av fiber i væske med kjent brytningsindeks, og observasjon av fargene som vises under polarisert lys ved forskjellige retninger på fibre. En variant av mikroskopkonfigurasjoner kombinert med dispergeringsfarging kan brukes. Denne teknikken er både rask og følsom hvis den brukes av en kompetent operatør. Figur 7.10 viser krysotil ved hjelp av dispergeringsfarging, og Figur 7.11 viser brun asbest, men med rød retardering av første orden.



(Kilde: A Rogers –Gjengitt med tillatelse)

Figur 7.10 – Krysotil



(Kilde: A Rogers –Gjengitt med tillatelse)

Figur 7.11 – Amositt (Rød retardering av første orden)

7.6 KVALITETSSIKRING AV ANALYSEN

7.6.1 Intern kvalitetskontroll

Den interne kvalitetskontrollprosessen er samlingen av prosedyrer som et laboratorium anvender for å vurdere om resultatene fra hvert sett av tester er konsistente. Det kan ofte være vanskelig å kvalitetskontrollere arbeidsmiljøprøver, pga. de meget lave nivåene som måles, innvirkning fra prøvetakingsmediet, interferens, ufullstendig utvinning, nedbryting under lagring og transport osv. Prosedyrene som vanligvis brukes omfatter metodevalidering, bruk av standarder, blindprøver og kontroller, diagrammer for utvinning og kvalitetskontroll.

- **Metodevalidering**

Før bruk kan en analysemetode valideres for å sikre at den er tilstrekkelig nøyaktig og presis.

Nøyaktigheten kan testes ved å analysere kjente konsentrasjoner av analyse materialet, f. eks. ved å tilsette kjente mengder av en løsning i kullrør, gjenvinne det og analysere det ved hjelp av gasskromatografi, eller ved å tilsette bly til blod eller urinprøver, for eksempel, og analysere ved hjelp av atomabsorpsjon. Gjenvinningen av analyse materialet er den prosentdelen av det tilsatte analyse materialet som gjenvinnes, dvs. målt i analysen.

Presisjonen bestemmes ved å analysere nok reproduerte prøver til å foreta en beregning av standardavviket eller variasjonskoeffisienten. Man bør velge flere forskjellige konsentrasjoner innenfor området.

Måleområdet er en rettledning om det vanlige operasjonsområdet for metoden. I den nedre delen innebærer dette et estimat av deteksjonsgrensen (LOD) og kvantifiseringsgrensen (LOQ).

Andre faktorer som bør vurderes er:

- Stoffe som kan gi interferens
- Kapasiteten til oppsamlingsmediet (dvs. gjennomslagsvolum for adsorbenttrøret)
- Prøvestabilitet
- Kritiske trinn i analysen der man må være ekstra varsomme

Det finnes godt etablerte og validerte metoder for mange vanlige kjemikalier.

- **Standarder**

Standard reagensmidler er kjemikalier med kjent renhetsgrad og sammensetning. Disse materialene fås ofte fra eksterne byråer, f. eks. standard referansematerialer fra det amerikanske National Bureau of Standards.

Kalibreringsstandarder. Dette er referansestandarder som alle test- og kontrollprøver sammenlignes med.

Hvis det utarbeides standard kalibreringskurver, bør det brukes minst 5 punkter, og det bør foretas en passende regresjonsanalyse for å sikre gyldigheten av kalibreringskurven.

- **Blindprøver**

Det bør innleveres feltblindprøver sammen med feltprøvene for å fastslå om det har oppstått forurensing under håndtering og lagring av prøvene. Blindprøven behandles på samme måte som feltprøven, men uten at luft suges gjennom den.

Blindprøver med reagensmiddel brukes i laboratoriet for å korrigere for eventuelle bidrag fra laboratoriereagensmidler som er brukt i analysen.

- **Kontrollmaterialer**

Disse er analysert tidligere, og blir analysert sammen med testprøvene for å foreta en sammenligning mellom de faktiske og forventede resultatene.

- **Gjenvinning**

Gjenvinning bør vurderes både som en del av metodevalideringsprosessen, men også på kontinuerlig basis som en del av kvalitetskontrollprosessen.

- **Duplikater**

Duplikatprøver, f. eks. fra felt, kan være nyttig i vurderingen av prøvetakingen. Duplikatanalyse, som to kromatografiinjeksjoner fra en luftprøve kan si noe om analysens repeterbarhet.

- **Diagrammer for kvalitetskontroll**

Disse kan være et middel til å påvise påliteligheten i metodene, og til å identifisere tendenser eller periodiske endringer i laboratorieytelse.

7.6.2 Ekstern kvalitetssikring

- **Ordninger for kontroll av analysetjenester**

Mange land har interne ordninger for laboratorietesting (interkalibrering), og noen av disse er internasjonale:

- NIOSH - Proficiency Analytical Testing (PAT) – løsninger med kull, asbest, kvarts og metall på filtre
- UK HSE – Workplace Analysis Scheme for Proficiency (WASP) – løsninger med kull, metaller på filtre

Dette innebærer at et utenforstående byrå fordeler kontrollprøver til laboratoriene. Dette materialet blir analysert, og resultatene returnert til det koordinerende organ for statistisk analyse.

- **Laboratorieakkreditering**

Hensikten med akkreditering er å sikre at laboratoriets resultater er pålitelige. Et laboratorium som søker om akkreditering blir oppsøkt av representanter fra et godkjenningsbyrå (i Norge: Norsk Akkreditering) som undersøker og evaluerer alle aspekter ved laboratoriets drift, inkl. personalets kvalifikasjoner og erfaring, kvalitet, kalibrering og vedlikehold av instrumenter, innkvartering, laboratoriepraksis inkl. behandling av prøver, kvalitetskontroll, registrering og rapportering, samt de testmetoder som brukes. Hvis man er fornøyd, innvilges en godkjenning til å utføre den type analyse man søker om.

Liknende ordninger, dvs. UKAS i Storbritannia, AIHA-programmet i USA og NATA i Australia følger alle de prinsippene som er skissert over.



8. PRØVETAKINGSUTSTYR FOR LUFT – STØV, RØYK OG FIBER

8.1 INNLEDNING

Støv, inkludert røyk og fiber i arbeidsmiljøet kan beskrives som luftbårne partikler som kan være helsefarlige, og er et av de vanligste problemene på arbeidsplassene. Støv omfatter vanligvis faste partikler som generelt er større enn 0,5 µm, og som dannes ved knusing eller andre krefter på et materiale (som kan være naturlig eller syntetisk). Røyk produseres ved kondensering av fordampede materialer (vanligvis metaller), og består av partikler som vanligvis er mindre enn 0,05 µm i størrelse, og som har en tendens til å klumpe seg sammen (agglomerere). Fibre er enten naturlige (f. eks. asbest) eller syntetiske materialer (f. eks. glassull). De er trådlignende og er tre eller flere ganger lengre enn bredden.

Partikler er en fellesbetegnelse brukt til å referere til aerosoler i partikkelform, som f. eks. støv, røyk og tåke.

Fra et helsesynspunkt er de to viktigste faktorene ved vurderingen av eksponering for støv, røyk eller fiber den kjemiske sammensetningen av materialet (iboende fare) og partikkelstørrelsen (hvor de avsettes i kroppen).

Når man skal måle arbeidernes eksponering for støv, røyk eller fiber, kan man i de fleste tilfellene anvende to ulike tilnæringsmåter. Dette er filterprøver og direktevisende instrumenter, og begge har sine fordeler og ulemper. Den vanligste metoden for å måle eksponering på arbeidsplassen er imidlertid bruk av filterprøver.

8.2 PRØVETAKINGSPUMPER

Det er mange kommersielt tilgjengelige prøvetakingspumper som er konstruert for bruk med passende oppsamlingsenheter for prøvetaking av støv, røyk og fiber i et arbeidsmiljø. Noen opererer med fast strømtilførsel, men de fleste er små batteridrevne pumper som arbeidstakeren kan ha på seg.

Disse pumpene kan operere ved lufthastigheter på mellom 0,5 til 5 liter/minutt (l/min.), men de fleste prøvetakinger av partikler utføres ved lufthastigheter på mellom 1,0 og 2,5 l/min.

Selv om det ikke finnes noen definert liste over krav til en prøvetakingspumpe, gir følgende liste noen egenskaper som man finner meget nyttige ved prøvetaking av partikler.

- *Automatisk lufthastighetskontroll:* En stabil luftstrøm er viktig ettersom denne verdien brukes i utregningen av eksponering. Automatisk lufthastighetskontroll sikrer at lufthastigheten holder seg konstant etterhvert som prøven avsettes på filteret og dermed skaper et mottrykk i pumpen.

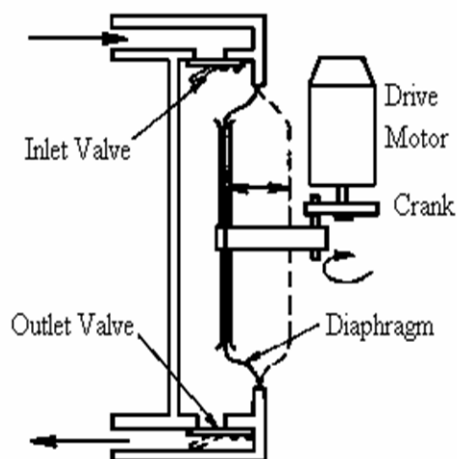
- *Pulseringsdemping:* Dette er viktig ved prøvetaking med en størrelse-selektiv enhet (f. eks. syklon), siden variasjoner i lufthastigheten endrer prøvetakingsenhetens kuttpunkt for partikkelstørrelse. Det er nødvendig med pulseringsdemping på membranpumper og stempelpumper, men ikke på pumper med roterende vifter (Tabell 8.1).
- *Kapasitet nok til å operere med et rimelig mottrykk:* Etterhvert som materialet akkumuleres på oppsamlingsfilteret, vil mottrykket i prøvepumpen også øke.
- *Mulighet til sette lufthastigheter over et rimelig hastighetsspekter:* Nødvendig, fordi ikke alle prøvetakere opererer med samme lufthastighet.
- *God batterikapasitet:* Dette sikrer kontinuerlig drift gjennom hele arbeidsskiftet.
- *Ekspløsjons-sikkerhet:* Dette er et obligatorisk krav for de pumpene som brukes på arbeidsplasser der det finnes ekspløsjonsfare (f. eks. i kullgruver og oljeraffinerier).

Historisk sett har tre forskjellige typer driftssystemer blitt brukt i prøvetakingspumper (membran, stempel og rotasjonsskovel), og alle har sine fordeler og ulemper (Tabell 8.1).

Tabell 8.1 – Fordeler & ulemper ved ulike pumpesystemer

	Membran	Stempel	Roterende vifte
Strømforbruk	Lavt	Middels	Høyt
Batteristørrelse	Liten	Middels	Stor
Vekt	Lav	Middels	Høy
Reparasjoner	Enkelt	Vanskelig	Moderat
Kostnad	Billig	Høy	Middels
Strømnings- letthet	Sterkt pulserende	Mildt pulserende	Jevn
Grenser for trykkfall	Ca. 5 kPa	Ingen	Ingen
Ventilproblemer	Kan lekke	Kan lekke	Ingen (ingen ventiler)

I løpet av de siste 10 årene har membranopererte prøvetakingspumper blitt mer vanlige, og de opererer som vist på Figur 8.1.



(Kilde: BOHS – Gjengitt med tillatelse)

Figur 8.1 – Tegning av en membranprøvetakingspumpe

Uansett hvilken type prøvetakingspumpe som brukes, er det flere faktorer som må vurderes og håndteres på en god måte for å oppnå nøyaktige resultater. Dette er:

- *Vedlikehold:* Alle prøvetakingspumper må holdes i god driftsmessig stand. Dette innebærer å sørge for at det automatiske systemet for lufthastighetskompensasjon fungerer korrekt, og at de innvendige prosessfiltrene (som beskytter membranen) ikke påfører systemet unødig mottrykk. Fabrikantens instruksjoner bør inneholde en veiledning for korrekt vedlikehold som må utføres, og hvor ofte.
- *Batterilading:* Enkelte batterityper (f. eks. nikkell-kadmium) har en uvanlig egenskap i og med at hvis de opererer i korte perioder og lades opp, utvikler de en "minneeffekt" slik at de kun kan operere i en kort periode. Dette kan overvinnes ved å "syklusjøre" batteriet, dvs. bruke det til det nesten er utladet og deretter lade det. Dette bør gjentas flere ganger. Hvis batteriet etter denne prosessen fremdeles har en "minneeffekt", bør et nytt batteri installeres. Denne effekten er mindre vanlig i nikkellhydrid batterier.

Moderne ladere er konstruert for å justere strømmen til batteriet slik at de ikke overlades, men opprettholder en liten strøm lading slik at de er klar til øyeblikkelig bruk. Noen har også en utladings-/oppladingsmulighet som letter "syklusjoring" av batteriene.

- *Interne lufthastighetsmålere:* De fleste prøvetakingspumper som har innbygde lufthastighetsmålere har en alvorlig konstruksjonsfeil, og bør ikke brukes for nøyaktig måling av lufthastigheten. Kalibrering med en hensiktsmessig ekstern lufthastighetsmåler er alltid nødvendig.

8.3 PRØVETAKINGSENHETER

8.3.1 Deponeringskurver

Den fraksjonen av luftbårne partikler som kan inhaleres i menneskekroppen er avhengig av partiklenes egenskaper, hastigheten og retningen på luftbevegelsen nær kroppen, pustefrekvensen og hvorvidt pustingene foregår gjennom nesen eller munnen. Inhalerte partikler kan deretter avsettes et sted i luftveiene (avhengig av størrelse), eller de pustes ut igjen.

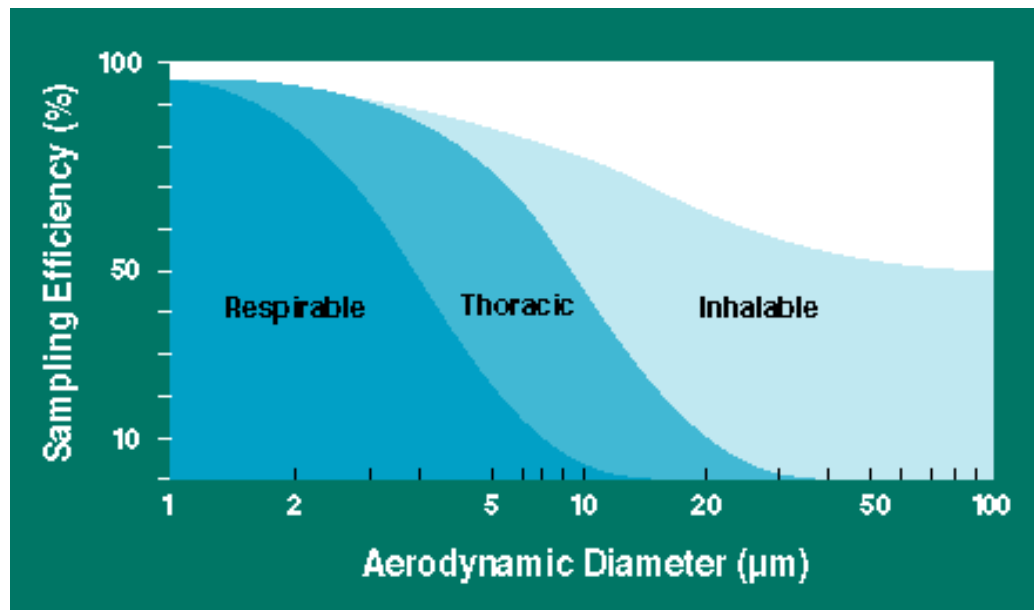
Den internasjonale standardiseringsorganisasjonen (ISO 1995) har definert kriterier for bruk i vurderingen av mulige helseeffekter av luftbårne partikler på arbeidsplassen. Kriteriene er definert for inhalerbar-, torakal- og respirabel fraksjon. Disse er som følger:

- *Inhalerbar:* Massefraksjonen av totale luftbårne partikler som inhaleres gjennom nese og munn.
Som en tilnærming kan den inhalerbare fraksjonen beskrives som partikler $\leq 100 \mu\text{m}$, men det kan omfatte noen større partikler.
- *Torakal:* Massefraksjonen av inhalerte partikler som trenger forbi strupehodet.
Tilnærmet kan man si at torakal fraksjonen omfatter partikler på $<30 \mu\text{m}$. Partikkelstørrelsen tilsvarer fraksjonen av den totale aerosolen som har et 50 % "cut-off" ved en aerodynamisk diameter på $10 \mu\text{m}$.
- *Respirabel:* Massefraksjonen av inhalerte partikler som kan trenge ned til de terminale bronkiolene og lungeblærene.

Tilnærmet kan man si at den respirable fraksjonen omfatter partikler på $<10 \mu\text{m}$. Partikkelstørrelsen svarer til 50 % "cut-off" ved en aerodynamisk diameter på $4 \mu\text{m}$.

I løpet av årene har ulike terminologi blitt brukt i litteraturen (f.eks. "kan innåndes", "totalt inhalert", "total"), og selv om dette fremdeles finnes i enkelte land, er det generell enighet om at ISOs fagterminologi (ISO 1995) er den mest hensiktsmessige.

De ulike størrelsesfraksjonene kan best beskrives grafisk, som man kan se av Figur 8.2.



(Kilde: TSI Inc – Gjengitt med tillatelse)

Figur 8.2 – ISOs størrelsesfraksjoner for partikler

Deponeringskurvene i figur 8.2 knytter prøvetakingsutstyrets egenskaper, opp mot hvor i luftveiene en forurensing antas å deponere, noe som er nødvendig for å kunne vurdere en potensiell helserisiko.

Vi kan, f. eks. vurdere to typer støv som er vanlige i det internasjonale gruvemiljøet, kull- og blystøv. Hvis vi først vurderer helseeffektene for hver av dem:

- **Kullstøv:** Forårsaker åndedrettssykdommen "støvlunge" (pneumokoniose), der normalt lungevev blir erstattet av fibrøst arrvev pga. langvarig inhalering av kullstøv.
- **Blystøv:** Bly er en systemgift som settes i forbindelse med nedsatt nyrefunksjon, forhøyet blodtrykk og sædforandringer. Historisk sett har bly hatt størst giftig virkning på blodsystemet, og har ført til blodmangel.

Disse to typene støv virker tydeligvis inn på to atskilte målorganer (lunger og blod), og dermed må det tas prøver på ulike måter.

For kullstøv er det viktig å samle inn den respirable fraksjonen, og for blystøv er det viktig å samle inn den inhalerbare fraksjonen.

8.3.2 Prøvetakere

Som et resultat av ulike fraksjonsdefinisjoner, er det utviklet en rekke prøvetakere som er kommersielt tilgjengelige. Når disse opereres ved en bestemt lufthastighet, samler de inn én eller flere av de størrelsesfraksjonene som er angitt i punkt 8.3.1.

Vanlige prøvetakere:

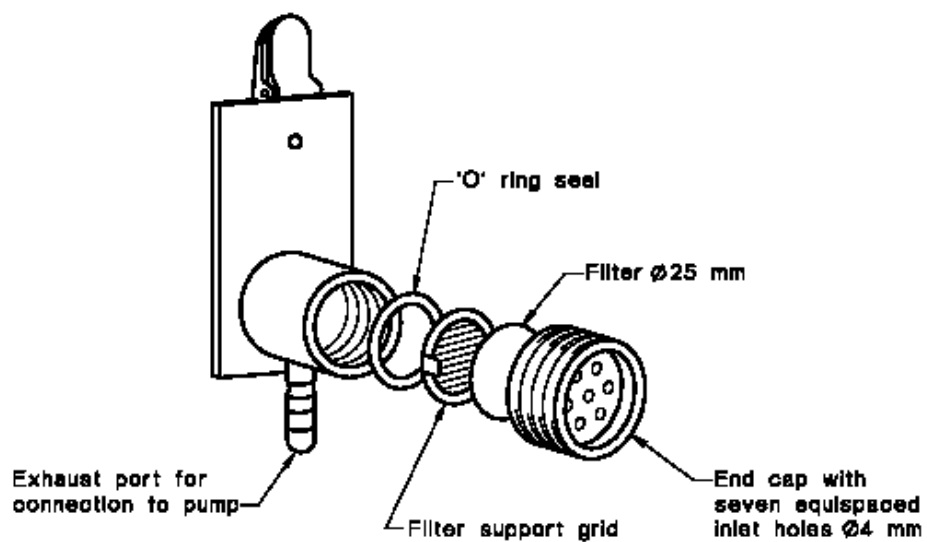
- **Inhalerbart støv**
 - *IOM prøvetaker*: Denne enheten (Figur 8.3) er utviklet av det britiske Institute of Occupational Medicine (IOM), og består av en enkelt åpning og et filter inne i en kassett. Prøvetakeren krever en prøvetakingspumpe som opererer ved 2 l/min og et passende filter.
 - *Storbritannias Atomic Energy Authorities (UKAEA) 7-hulls prøvetaker*: Enheten (Figur 8.4) omfatter en filterholder med flere åpninger (7 hull), og krever en prøvetakingspumpe som opererer ved 2 l/min.
 - *Konisk inhalerbar prøvetaker (CIS)*: Denne enheten (Figur 8.5) ble utviklet i Tyskland og er kjent som enten CIS- eller GSP-prøvetaker. Den krever en prøvetakingspumpe som opererer ved 3,5 l/min. Denne enheten kan også brukes med porøse skumplugger og spesielle kassetter for prøvetaking av respirabel eller torakale fraksjon.
 - *SKC Button-prøvetaker*: Denne enheten (Figur 8.6) ble opprinnelig utviklet for oppsamling av inhalerbart organisk støv, og man har funnet at den følger ISOs prøvetakingkriterier meget nært for inhalerbart støv når den opereres ved en lufthastighet på 4 l/min.
 - *Tre-lags plastkassett*: Den metoden som er mest vanlig i USA er et 37 mm membranfilter som er satt inn i en plastkassett (Figur 8.7) for å måle "totalt inhalert støv". Det er viktig å forstå at dette ikke tilsvarer ISO-definisjonen, og at denne enheten derfor ikke bør brukes til å ta prøver i overensstemmelse med ISO-kriteriene.

Gjennom årene har det vært foretatt en rekke komparative undersøkelser som involverer noen eller alle instrumentene som er nevnt ovenfor. Generelt sett har det vist seg at IOM-prøvetakeren har gitt det beste samsvaret med ISO-kriteriene for inhalerbart støv på det bredeste spekteret av arbeidsplassforhold, og er derfor den fortrukne metoden for prøvetaking av inhalerbart støv i mange (men ikke alle) land.



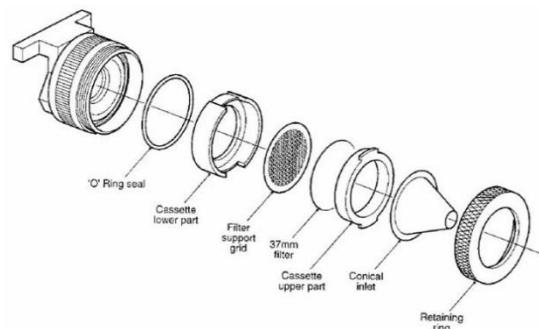
(Kilde: University of Wollongong)

Figur 8.3 – IOM-prøvetaker



(Kilde: HSE- Gjengitt med tillatelse)

Figur 8.4 – UKAEA 7-hulls prøvetaker



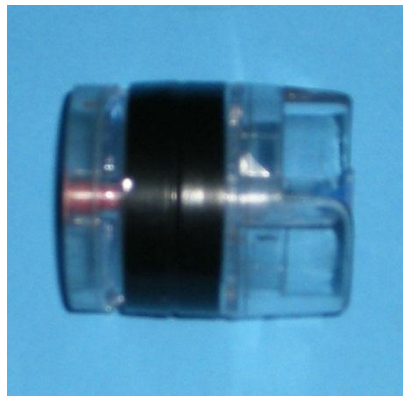
(Kilde: HSE- Gjengitt med tillatelse)

Figur 8.5 – CIS-prøvetaker



(Kilde: SKC- Gjengitt med tillatelse)

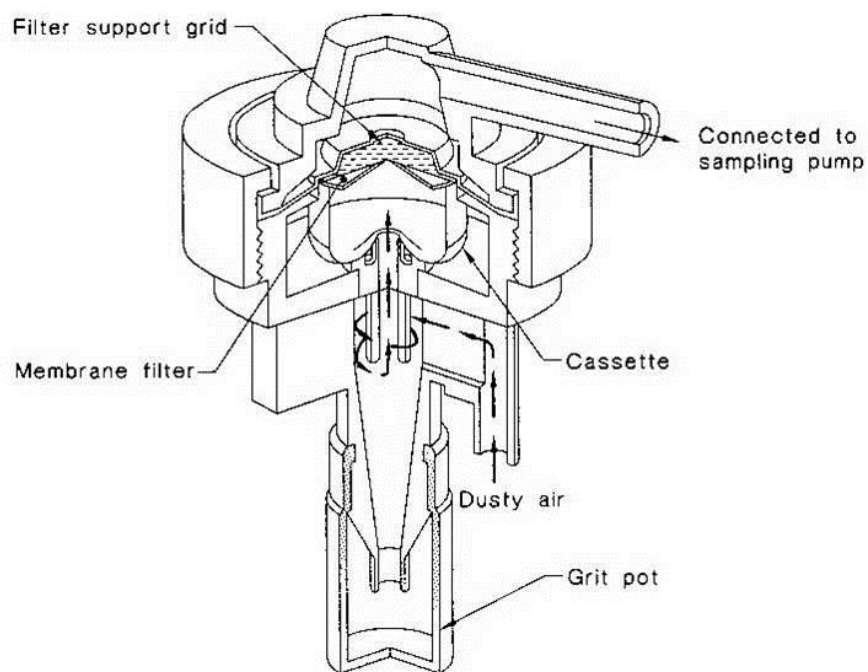
Figur 8.6 – SKC Button-prøvetaker



(Kilde: University of Wollongong)

Figur 8.7 – Trelags plastkassett

- **Respirabelt støv**
 - **Miniatyrsyklon:** Det er utviklet en rekke miniatyrsykloner i løpet av de siste 30-talls år (BCIRA, SIMPEDS, Dorr-Oliver, aluminium), og alle disse fungerer etter samme prinsipp (Figur 8.8), men ved forskjellige lufthastigheter. I alle tilfellene (uansett lufthastighet) kreves det en jevn lufthastighet hvis sentrifugen selektivt skal kunne adskille størrelsen på aerosolprøven ved den korrekte cut off (dvs. 50 % andel ved 4 μm). Lufthastighetene for de mest brukte sykloner er angitt i Tabell 8.2.



(Kilde: HSE- Gjengitt med tillatelse)

Figur 8.8 – Oppbygning av en miniatyrsyklon

Tabell 8.2 – Angitte lufthastigheter for størrelsesselektive prøvetakere

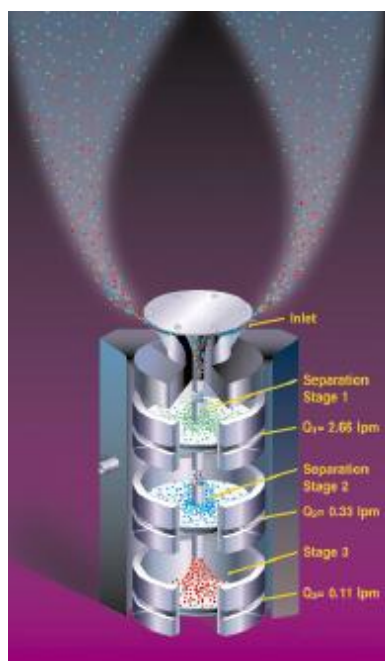
Størrelsesselektiv prøvetaker	Angitt lufthastighet (l/min.)
BCIRA-sentrifuge	2,2
SIMPEDS-sentrifuge	2,2
Aluminiumssentrifuge	2,5
10 mm Nylonsentrifuge (Dorr-Oliver)	1,7

- **Torakalt-støv:** Mange forskjellige metoder er tatt i bruk for å forsøke å måle torakal fraksjon av en aerosol. En enhet, "Respicon" (Figur 8.9), er en flerfaset virtuell impaktor som fanger opp de ulike aerosol-fraksjonene på egne oppsamlingsfiltre med diameter på 37 mm (Figur 8.10). Det krever en prøvetakingspumpe som opererer ved 3,1 l/min.



(Kilde: TSI Inc – Gjengitt med tillatelse)

Figur 8.9 – Prøvetaker av type Respicon



(Kilde: TSI Inc – Gjengitt med tillatelse)

Figur 8.10 – Modell av Respicon impaktor

Den andre metoden for måling av torakal-fraksjonen er bruk av polyuretan skumfiltre som er spesielt konstruert for å skille de enkelte fraksjonene. Disse skumfiltrene kan settes inn i enten CIS- eller IOM-prøvetakere slik at det fungerer som adskillelesenheter basert på størrelse og der de enkelte støvfraksjonene samles på membranfiltre.

En tredje enhet som kalles CIP 10, er utviklet i Frankrike av det franske nasjonalinstituttet for forskning og sikkerhet. Apparatet er basert på en ny separasjonsmetode og bruker ringformet impaksjon inne i et roterende kabinett som inneholder et miniatyrfilter av polyuretanskum.

Enheten fås i tre varianter avhengig av hvilken type størrelsesvelger som er installert. Både de respirable- og inhalerbare versjonene opererer ved en strømningshastighet på 10 l/min., mens torakalversjonen opererer ved 7 l/min.

8.3.3 Spesielle prøvetakere

For enkelte aerosoler er det utviklet spesielle prøvetakere, eller de er blitt spesialutviklet. Disse er:

- **Asbest og syntetiske fibre**

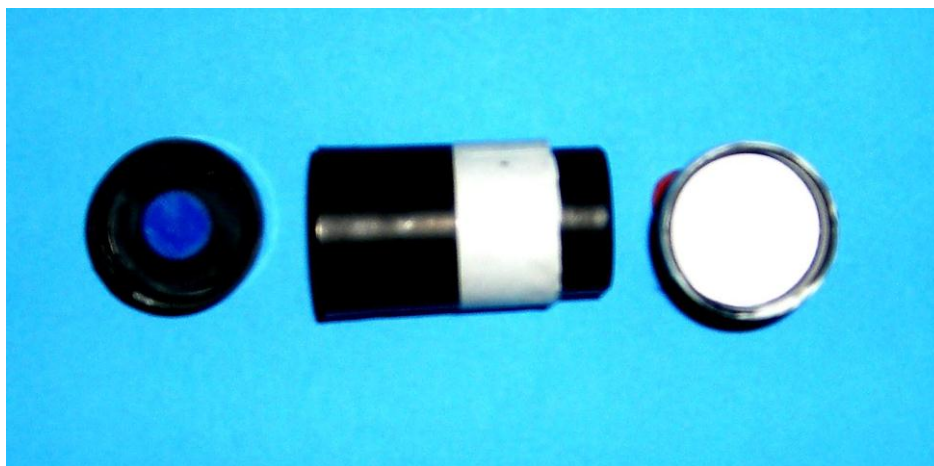
Prøvetaking av asbest eller syntetiske mineralfiber blir vanligvis utført ved hjelp av en åpen kassett med en elektrisk ledende vegg. Den opprinnelige konstruksjonen var laget av metall (Figur 8.11), men i de senere år har det blitt vanlig med en grafittimpregnert plastkassett i tre deler (Figur 8.12). Et 0,8 μm (1,2 μm brukes i noen land) membranfilter av blandet celluloseester blir brukt til å samle opp fibrene. Fordelen er at de kan oppløses av acetondamp på et senere tidspunkt i analyseprosessen.

Prøvetakingshastigheter på mellom 1 og 4 l/min. brukes vanligvis (i noen land ligger lufthastigheten på mellom 8 og 15 l/min.), avhengig av hvilken type prøvetaking som utføres (vurdering av eksponering på arbeidsplassen eller kontrollovervåking etter sanering).



(Kilde: Gully Howard Technical – Gjengitt med tillatelse)

Figur 8.11 – Metallhette og prøvetaker for fiberprøver



(Kilde: University of Wollongong)

Figur 8.12 – Ledende plastikkassett i tre deler for fiberprøvetaking

- **Dieselpartikler**

Utviklingen av en kommersiell, prøvetaker tilpasset for dieselpartikler fant ikke sted før i de siste 10 år. Før denne tid skjedde all prøvetaking av denne forurensningen ved hjelp av forskningsprøvetakere som var dyre og kompliserte.

Den nåværende kommersielle enheten (Figur 8.13) består av en kassett som inneholder en spesiell integrert impaktor som skiller vekk partikler på $>1 \mu\text{m}$. Ved forhold der dieselpartikler er den eneste forurensningen som er tilstede, er en slik separasjon ikke viktig, men på mange arbeidsplasser kan det forekomme annet støv. Dette er spesielt tilfelle i kullgruver der kullstøvet i prøvene må skilles fra dieselpartiklene før analysen. Kassetten inneholder også et varmebehandlet kvartsfiltet til hjelp i analyseprosessen. Kassetten kan enten brukes med eller uten en syklon, men syklonen er nødvendig hvis det finnes store mengder støv som eventuelt kan overbelaste impaktoren.



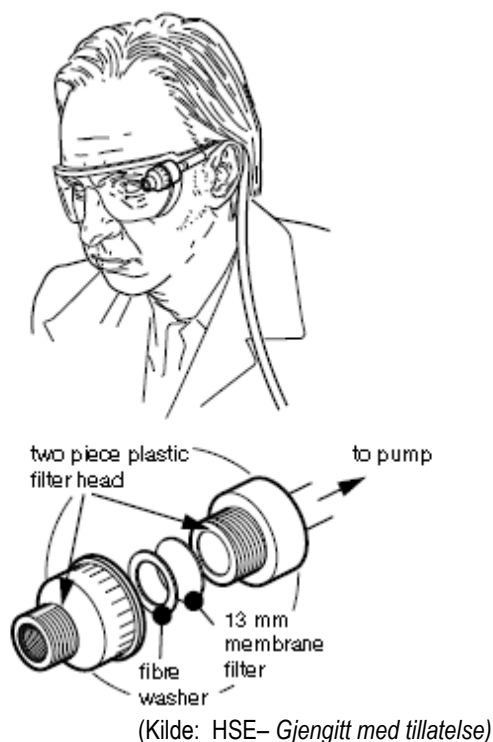
(Kilde: SKC Inc – Gjengitt med tillatelse)

Figur 8.13– Dieselpartikkelkassett

- **Harpiksbasert lodde-flux-røyk**

Storbritannias Health & Safety Executive har angitt en unik metode for prøvetaking av kolofoniumsyre i kolofonium loddepulverrøyk (MDHS 83/2).

I dette tilfellet utføres prøvetakingen ved hjelp av en 13 mm prøvetaker av typen Millipore Swinnex som inneholder et blandet celluloseesterfilter med 5 µm porestørrelse. Prøvetakingshastighet mellom 1 og 2 l/min. anbefales, avhengig av mengden røyk i atmosfæren. Prøvetakeren er festet til arbeidstakerens sikkerhetsbriller som vist på Figur 8.14.



Figur 8.14 – Prøvetaking av harpiksbasert lodde-flux-røyk

Det finnes utvilsomt mange flere spesielle prøvetakere i bruk rundt om i verden, men bruken av dem er sannsynligvis lokale pga. historiske eller lovpålagte krav. Det er derfor viktig at praktiserende yrkeshygienikere gjør seg kjent med eventuelle slike lokale krav.

8.4 PRØVETAKINGSOPPSETT

Etter at man har valgt den mest hensiktsmessige prøvetakeren, prøvepumpen og filteret, har tiden kommet til å kople alle disse delene sammen til det som kalles "prøvetakingsoppsett".

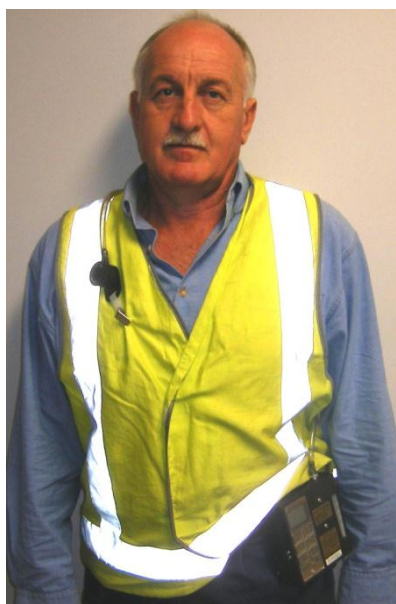
De enkelte komponentene i et prøvetakings oppsett for respirabelt støv ved hjelp av en miniatyrsvyklon er vist i Figur 8.15.



(Kilde: University of Wollongong)

Figur 8.15 – Prøvetakingsoppsett for respirabelt støv

Liknende prøvetakingsystemer kan konstrueres for inhalerbart støv, dieselpartikler og organisk damp ved hjelp av de riktige komponentene for hver av disse. Å feste prøvetakingsoppsettet til en arbeider betyr vanligvis å plassere pumpen i arbeidstakerens belte (eller i en lomme hvis det er en miniatyrrampe), og deretter feste prøvetakeren i arbeidstakerens pustesone (Figur 8.16) Hvis arbeidstakeren ikke har noe belte, kan han ha på seg en passende sele eller ryggsekk hvor utstyret kan festes.



(Kilde: University of Wollongong)

Figur 8.16 – Prøvetakingsoppsett festet på en arbeider

I enkelte tilfeller må man være spesielt omhyggelig når man fester prøvetakeren. Ett slikt tilfelle er når man tar prøver av sveiserøyk der prøvetakeren må plasseres under sveiserens åndedrettsvern - dette fordi eksponeringsnivået for forurensningsstoffet utenfor åndedrettsvernet er betydelig høyere enn innenfor.

Når prøvetakingssystemet er festet til arbeidstakeren, notér tidspunktet og andre relevante data (se punkt 8.5 når det gjelder kalibrering av pumper før

bruk). Sjekk prøvetakeren og pumpen jevnlig under prøvetakingen for å forsikre deg om at utstyret fremdeles fungerer. Mål om nødvendig på nytt og juster lufthastigheten (dette skulle ikke være nødvendig med prøvetakingspumper av god kvalitet og som er godt vedlikeholdt). På slutten av prøvetakingsperioden, fjernes prøvetakingsutstyret varsomt (og registrer tiden), og prøvetakingspumpen kalibreres på nytt i et støvfritt område. Prøven bør anses ugyldig hvis lufthastighetene før og etter prøvetakingen varierer med mer enn $\pm 5\%$. Enkelte internasjonale standarder indikerer at lufthastighetene før og etter prøvetaking kan variere med $\pm 10\%$, men de fleste yrkeshygienikere anser dette å være for høyt. Oppsamlingsfilteret (eller filterkassetten) bør deretter fjernes fra prøvetakeren, og enten veies på nytt på stedet, eller transporteres til et laboratorium for ny veiing (se punktene 7.3 og 7.4).

Når all informasjon foreligger (f. eks, støvmassen på filteret, pumpens lufthastighet og varigheten av prøvetakingen), kan den faktiske konsentrasjonen på arbeidsplassen regnes ut (punkt 8.6).

8.5 KALIBRERING AV PRØVETAKINGSUTSTYRET FOR STØV, RØYK OG FIBER

Nøyaktig analyse av atmosfæriske støvkonsentrasjoner er avhengig av massen av støv-, røyk- eller fiber på oppsamlingsmediene (enten gravimetrisk, kjemisk analyse eller mikroskopi), og det totale luftvolumet som det er tatt prøver av (dvs. total mengde av prøveluften i m³).

Ved kalibrering av prøvetakingspumper (og annet prøvetakingsutstyr), må man kunne vise tilbake til anerkjente standard målemetoder.

Dette ivaretas vanligvis ved at man bruker en primær og en sekundær standard. En primær standard er en som er direkte sporbar til en nasjonal standard, og en sekundær standard er en som må kalibreres med jevne mellomrom i forhold til en primær standard. Eksempler på slike standarder som er i vanlig bruk innen yrkeshygienisk prøvetaking er:

- **Primærstandarder**

Såpefilmmålere
Våttest gassmålere
Bell-spirometer

- **Sekundærstandard**

Elektroniske målere*
Rotameterer
Magnehelic målere

* I noen land anses enkelte spesielle typer elektronmålere som primærstandarder (f. eks. BIOS friksjonsfri stempel), men dette er tredjeparts akkrediteringsorganer som andre land ikke er enige i.

Primærstandarder passer vanligvis ikke til feltmålinger, og det er derfor vanlig praksis å bruke en kalibrert sekundærstandard.

Eksempler på primær- og sekundærstandarder for luftstrømningsmåling er vist i Figur 8.17 – 8.19.



(Kilde: SKC– Gjengitt med tillatelse)

Figur 8.17 – Såpefilmmåler



(Kilde: University of Wollongong)

Figur 8.18 – Elektronisk måler



(Kilde: SKC– Gjengitt med tillatelse)

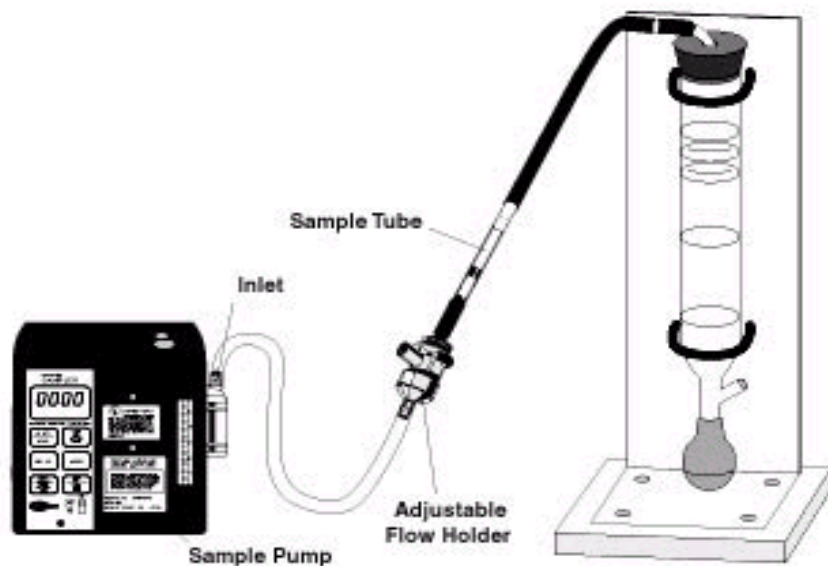
Figur 8.19 – Rotameter

Ved måling av luftstrøm, må følgende punkter vurderes.

1. Kalibrer alltid en prøvetakingspumpe ved hjelp av en prøvetaker som er identisk med den som brukes i felten.

2. Gi prøvetakingspumpen mulighet til å stabilisere seg i minst fem minutter etter at den er skrudd på, og juster lufthastighet til den nødvendige lufthastigheten.
3. Mål pumpens lufthastighet inntil tre fortløpende resultater ligger innenfor $\pm 1\%$ av gjennomsnittet. (Dette er kanskje ikke mulig hvis man bruker rotameterer, men oppnås enkelt med elektroniske eller såpefilmmålere). Regn ut gjennomsnittsverdien for de tre fortløpende resultatene, og bruk dette i utregningen av den totale lufthastigheten (punkt 8.6).
4. Det er også viktig å være klar over endringer i klimaforholdene som kan påvirke nøyaktigheten av kalibreringsenheten på en negativ måte. Slike faktorer kan være:
 - Fastsettelse av lufthastighet gjort i høyder over havet som skiller seg mer enn 500 m fra den forrige kalibreringen.
 - Temperatur som skiller seg mer enn 15°C fra den forrige kalibreringen.

Eksempler på prøvetakingsystemer som kalibreres med en såpefilmmåler og en elektronisk måler finnes i figurene 8.20 og 8.21.



(Kilde: SKC- Gjengitt med tillatelse)

Figur 8.20 – Kalibrering ved hjelp av en såpefilmmåler



(Kilde: University of Wollongong)

Figur 8.21 – Kalibrering ved hjælp av en elektronisk måler

Følgende forslag til kalibreringsplan for prøveutstyr er kun en veiledning, og man bør samrå seg med nasjonale standarder eller lokal lovgiving.

Punkt	Maksimumsperiode mellom fortløpende kalibreringer	Merknader
Pumper	Ved bruk	Før og etter måling
Pumper - Direkte automatisk strømningskontroll	12 måneder til å begynne med, men etter fortløpende tester (dvs.to år) med resultater innenfor $\pm 5\%$ av forventet resultat, kan intervallet forlenges til tre år.	Konstant strømningskompensasjon
- Indirekte automatisk strømningskontroll	Seks måneder til å begynne med, men etter tre fortløpende tester (dvs. 12 måneder) som viser resultater innenfor $\pm 5\%$ av forventet resultat, kan intervallet forlenges til 12 måneder.	Konstant strømningskompensasjon
Rotameter	Månedlig i tre måneder, og hvis målingene da ligger innenfor $\pm 3\%$ av forventet resultat kan intervallet forlenges (ett år for liten kaliber og to år for stor kaliber).	Kalibrert mot en primær strømningsmåler med flere bruksområder
Såpefilmmåler	Ved anskaffelse	Sjekk volummerker
Elektroniske målere	Månedlig i tre måneder, og hvis målingene da ligger innenfor $\pm 3\%$ av forventet resultat, kan intervallet forlenges til seks måneder.	Kalibrert mot en primær strømningsmåler med flere bruksområder
Stoppeklokke	Hver sjettede måned	Mot et nasjonalt tidssystem (telefonur) i minst én time.
Vekter (elektroniske)	En måned Seks måneder 12 måneder 36 måneder	Énpunktssjekk Repeterbarhetssjekk Service Full kalibrering av en eksternt akkreditert kalibreringsmyndighet.

Selv om ovennevnte anbefalinger kan virke altfor konservative, representerer de den beste praksis slik det er angitt av en gruppe erfarne yrkeshygienikere. Ved å overholde denne kalibreringsplanen, vil man oppfylle de fleste lovpålagte krav.

8.6 UTREGNING AV RESULTATER

Som antydnet i punkt 8.5, er det to opplysninger som er nødvendig for å bestemme den atmosfæriske konsentrasjonen av støv, røyk eller fiber i atmosfæren på arbeidsplassen. Dette er mengden av stoff på innsamlingsmediet (filteret), og totalvolumet av luften det er tatt prøve av.

Utregningen av fiberresultatene er komplisert og ligger utenfor innholdet av dette kurset, men utregningen for støv og røyk følger nedenfor.

- **Utregning av totalvolum for prøvetatt luft**

Hvis vi kjenner lufthastigheten på en prøvetakingspumpe (som angitt i punkt 8.5) og tiden for prøvetakingen, kan vi regne ut den totale luftmengden som det ble tatt prøve av. Hvis, for eksempel, lufthastigheten var 2,2 l/min. og prøvetakingen varte i 7 timer og 42 minutter, får vi følgende utregning:

$$\begin{aligned}\text{Volum (liter)} &= 2,2 \times 462 \\ &= 1\,016,4 \\ \\ \text{Volum (m}^3\text{)} &= \frac{1\,016,4}{1\,000} \\ &= 1,0164 \quad (\text{Merk: } 1\text{ m}^3 = 1000\text{ L})\end{aligned}$$

- **Beregning av masse på filter**

Hvis vi, for eksempel, tar prøve av respirabelt eller inhalerbart støv og analyserer med gravimetri, kan vi fastslå den totale mengden av støv på filteret (vanligvis i mg). Dette gjøres ved å trekke filterets opprinnelige vekt fra vekten etter veiing av filteret etter prøvetaking, og korrigere for fuktighet vha. en blindprøvekorrigering. Dermed er vekten av støvet på filteret:

$$\text{Masse (mg)} = \text{vekt av filter etter} - \text{vekt av filter og etter prøvetaking (mg)} - \text{korrigerings (mg)}$$

Hvis forhåndsvekten av filteret var 5,76 mg og vekten etterpå var 7,84 og korrigering var -0,01 mg, er:

$$\begin{aligned}\text{Korrigert masse på filteret (mg)} &= 7,84 - 5,76 - (-0,01) \\ &= 2,08 - (-0,01) \\ &= 2,08 + 0,01 \\ &= 2,09\end{aligned}$$

og konsentrasjonen av støv i atmosfæren ville derfor være:

$$2,09$$

$$\begin{aligned} \text{Konsentrasjon (mg/m}^3\text{)} &= \frac{\quad}{1.0164} \\ &= 2.056 \\ &= 2.1^* \end{aligned}$$

* (Avrundet avhengig av usikkerheten rundt vekten som er brukt i henhold til AS 3640 - som i dette tilfellet var en fempunkts mikrovekt.)

Hvis det ble foretatt en etterfølgende analyse etter et bestemt stoff, er utregningen avhengig av konsentrasjonen av stoffet på filteret.

Hvis, for eksempel, en prøve av inhalerbart støv blir analysert for sink (Zn) og mengden på filteret ble funnet å være 256 µg (dvs. 0,256 mg), vil konsentrasjonen av Zn i arbeidsatmosfæren være:

$$\begin{aligned} \text{Zn (mg/m}^3\text{)} &= \frac{0.256}{1.0164} \\ &= 0.252 \\ &= 0.25^* \end{aligned}$$

* (Avrundet på grunnlag av nøyaktigheten av analysemetoden)

8.7 DIREKTEVISENDE INSTRUMENTER

Selv om bruken av direktevisende instrumenter for måling av gass og damp er vanlig, gjelder dette ikke for overvåking av støv. I løpet av de siste 40 år har det kommet et utall enheter på markedet, men de har hatt meget begrensede bruksområder, og vanligvis i meget spesifikke situasjoner.

En type direktevisende utstyr som har hatt en viss suksess er basert på prinsippet om en laserlysmåler som oppdager lys som spres når lyset treffer støvpartikler. En slik enhet vises i Figur 8.22, og dette spesielle instrumentet kan være meget nyttig for å evaluere kontrollrutiner på en arbeidsplass og for å bestemme kilder. Dessverre overestimerer de fleste optikkbaserte instrumenter støvmengden på steder med høy fuktighet (f. eks. spray og vanntåke), og dette gjør i mange tilfeller anvendelsen av dem svært begrenset.



(Kilde: TSI Inc – Gjengitt med tillatelse)

Figur 8.22 – Dust Trak

Et laserspredningsinstrument reagerer mer på størrelsen, formen og reflektiviteten av de luftbårne partiklene enn på massen. Enkelte instrumenter kan vise masse, men dette er bare nøyaktig hvis de kalibreres for det spesielle støvet.

I de senere år har utvikling av en Personal Dust Monitor (PDM) for den amerikanske kullgruveindustrien endret denne situasjonen. Denne enheten (Figur 8.23) er basert på samme prinsipp som den koniske elementpendelmikrovekten (TEOM), og har et innvendig varmeelement som takler fuktproblemene. Testene så langt har vist resultater som er sammenlignbare med dagens prøvetakingspraksis, og virker som et betydelig gjennombrudd.

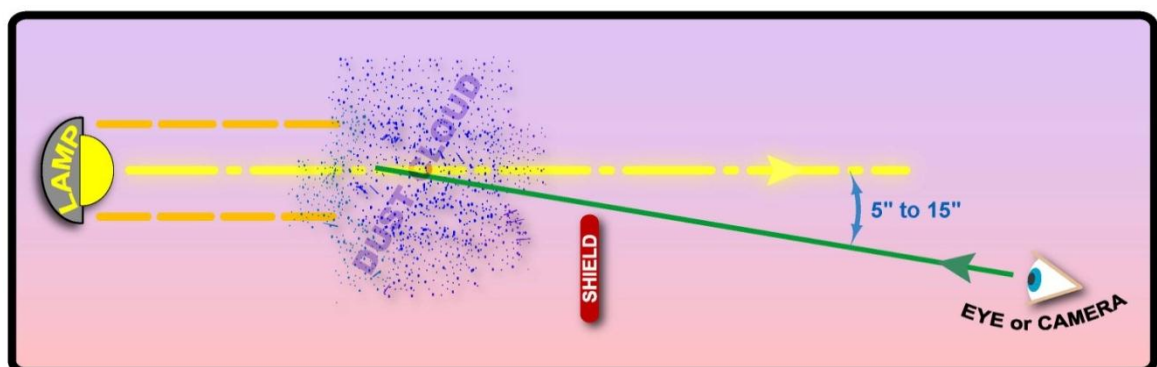


(Kilde: Thermo Fisher Scientific – Gjengitt med tillatelse)

Figur 8.23 – Personal Dust Monitor

En enhet som ikke er et direktevisende instrument, men har en verdi når det gjelder å markere forekomsten av støvpartikler er "Dust Lamp". Anvendelsen av denne enheten er godt forklart i MDHS 82, og er basert på "Tyndall-effekten" som ble oppdaget av John Tyndall midt på 1800-tallet.

I hovedsak sendes en klar lysstråle gjennom et område der man antar at det kan forekomme en partikkelsky. Eventuelle partikler som finnes der spalter opp det innfallende lyset, og en observatør som ser opp på strålen til lyskilden (i en vinkel på rundt 5 - 15°) kan se støvpartiklene. Prosessen er beskrevet skjematisk i Figur 8.24, og kan være et nyttig verktøy hvis det koples til foto- eller digitalt videoutstyr.



(Kilde: HSE– Gjengitt med tillatelse)

Figur 8.24 – Prinsipp for Dust Lamp

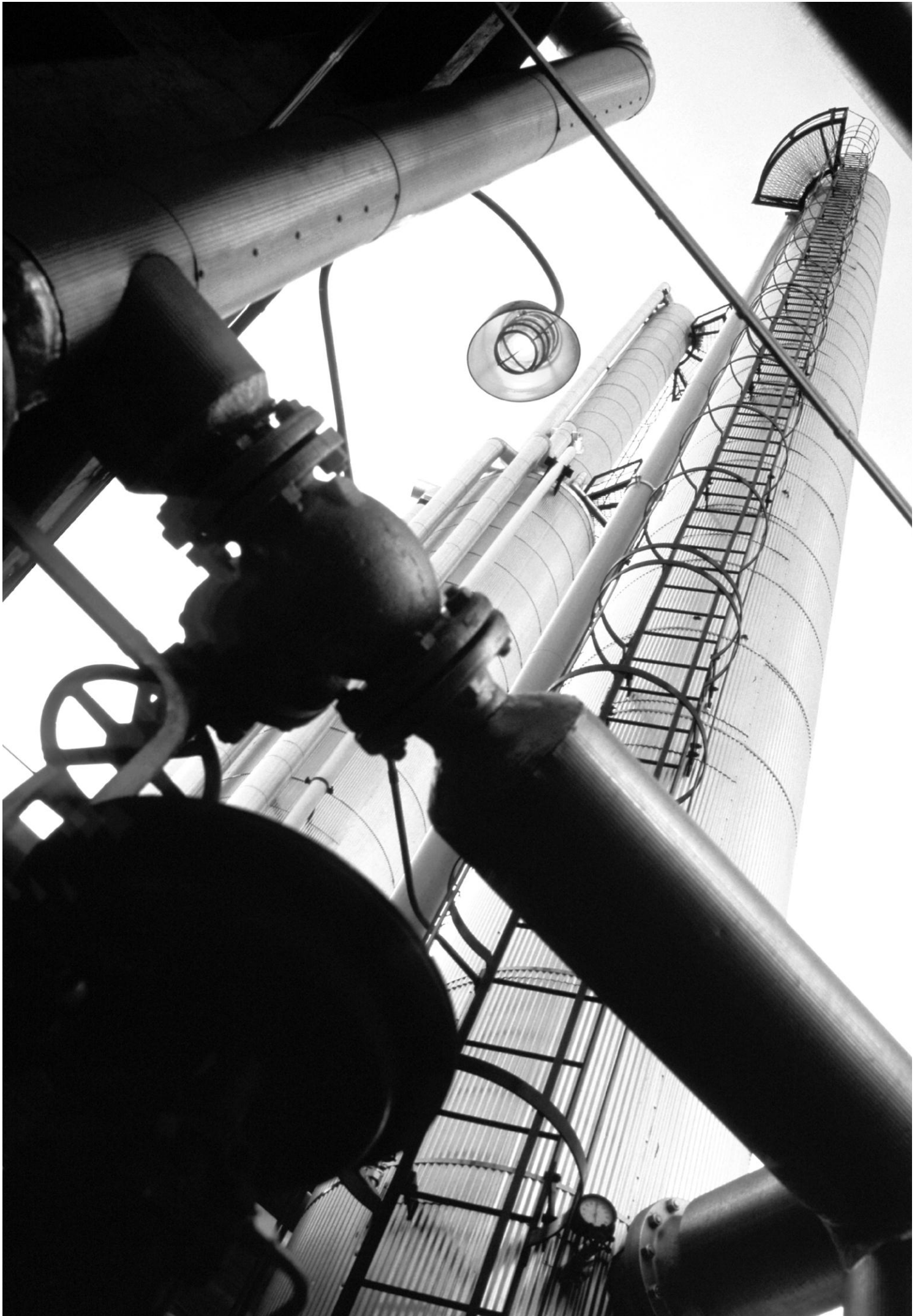
Denne enheten er tatt med for å vise hvordan en enkel lysstråle kan brukes til å undersøke mulige kilder til støveksposering, men som med de fleste andre ting er det nødvendig med et visst kunnskapsnivå og ferdighet for å få gode resultater.

8.8

VEILEDNING FOR UTVELGELSE AV PRØVETAKER

Følgende informasjon er tatt med for å gi en grunnleggende veiledning i valg av passende prøvetaker, oppsamlingsmedium og lufthastighet for en rekke stoffer.

Forurensningsstoff	Prøvetaker	Oppsamlingsmedium	Vanlig strømnings-hastighet (l/min.)
Asbest og syntetiske mineralfibre	Åpen filterholder med ledende vegg (tredekket kassett) Filtre med rutenett	Blandet celluloseester membranfilter (0,8 µm porestørrelse.)	1 – 4 (8 – 16 brukt i Storbritannia)
Respirabelt støv (inkludert innåndet kvarts)	Miniatyrsyklon	PVC (5,0 µm porestørrelse)	1,7 – 2,5 avhengig av sentrifugetype
Inhalert støv	IOM (eller tilsvarende)	PVC (5,0 µm porestørrelse) eller glassfiber	2 (kan etterpå analyseres for metaller osv.)
Sveise- og annen metallrøyk	IOM (eller tilsvarende)	PVC (0,8 µm porestørrelse)	2
Kolofonium loddefluksrøyk	Millipore, Swinnex	Blandet celluloseester membranfilter (5,0 µm porestørrelse)	1 - 2 avhengig av røykmengden i atmosfæren



9. PRØVETAKINGSUTSTYR FOR LUFT – DAMP & GASSER

9.1 INNLEDNING

En enkel definisjon av gass og damp er:

Gass – et luftliknende stoff. Det er verken fast eller flytende i romtemperatur.

Damp – en gassform av et stoff som er fast eller flytende i romtemperatur.

Gasser er formløse væsker som ekspanderer slik at de opptar plassen eller området de er innenfor. Noen eksempler er nitrogen, oksygen, klor og ammoniakk. Damp er gassformen til et stoff som normalt er fast eller flytende ved romtemperatur og normalt trykk. Eksempel: organiske løsningsmidler gir damp i luften ved fordampning, oppvarming eller sprøyting.

Prøvetaking eller overvåking kan foretas ved hjelp av to hovedmetoder:

- Prøvetaking med etterfølgende laboratorieanalyse
- Instrumenter for direkte avlesing til bruk på arbeidsplassen

9.2 ØYEBLIKKSPRØVER AV LUFT

Luften kan samles passivt i en beholder (dvs. ved å tømme beholderen før prøvetakingen), eller aktivt (f. eks. ved å bruke en pumpe). Beholderen blir deretter forseglet og transportert til laboratoriet for analyse. Prøven kalles "prøve av luft" eller "øyeblikksprøve", og forbindelsene forblir i omgivelsesluften inn i beholderen. Metoden blir ofte brukt der konsentrasjonen av et stoff er konstant, eller der man trenger å måle toppkonsentrasjoner. Metoden kan også brukes til å identifisere ukjente elementer, og til å evaluere kilder til forurensinger. Prøvene samles vanligvis inn i løpet av en kort tidsperiode som varer fra et par sekunder til flere minutter.

Som regel er det best å ta prøver av hele luftvolumet når målforbindelsene er kjemisk stabile og har et dampprykk som er større enn 0,1 torr ved 25 °C og 760 mmHg. Gjenvinningen er svært avhengig av fuktigheten i prøven, den kjemiske aktiviteten i prøvematriksen og stabiliteten i beholderen.

De vanligste typer beholdere som brukes til prøver av luftvolumet er rustfrie stålsylindere, luftprøveposer, gassflasker og til og med gassprøyter.

- **Sylindere**

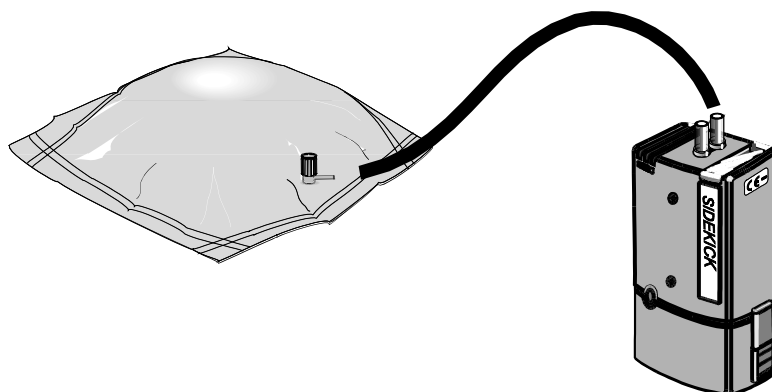
Sylindere kan være kuleformede eller sylindriske, og lages vanligvis av rustfritt stål. Disse har best stabilitet, holder analysetiden, og er robuste nok til feltbruk. De krever ikke bruk av prøvetakingspumpe. En Summasylinder er en rustfri stålbekholder som har innvendige flater som er spesialbehandlet ved hjelp av "summa"-prosessen. Denne prosessen gjøres for å skape en flate som er nesten kjemisk stabil. Dette er viktig

for at det ikke skal skje kjemiske reaksjoner i beholderen og for å øke gjenvinning av innsamlet materiale.

Sylindere tømmeres ved hjelp av vakuüm før bruk. Ved å åpne ventilen strømmer luften inn og fyller beholderen. Deretter stenges ventilen og sylindere sendes tilbake til laboratoriet for analyse. Sylindere har et volum som spenner fra mindre enn 1 liter til rundt 10 liter. Sylindere må rengjøres før bruk, og graden av påkrevd rengjøring (10 % eller 100 %) er avhengig av analysekravene for prøvetakingen, og kan som en regel brukes ned til ppb-området.

- **Gassprøveposer**

Gassposer er relativt rimelige, kan enkelt fraktes til prøvestedet, fylles i løpet av noen sekunder og sendes enkelt til laboratoriet for analyse. Gassposer finnes i forskjellige størrelser opp til 250 liter, men prøveposer for arbeidsmiljømessige formål er vanligvis mellom 5 og 15 liter. Posene lages av flere forskjellige materialer inkludert polyester, polyvinylidenklorid, teflon (polytetrafluoreten), og tedlar (polyvinylfluorid). De består ofte av to filmer, eller lamineres med aluminium for å redusere inntrengingen gjennom veggene. Tap av prøver og adsorpsjon på pose materialet er et problem, og prøver bør analyseres så snart som mulig etter oppsamling. Nivåer ned til ppm-området kan måles ved hjelp av gassprøveposer.



(Kilde: SKC Inc – Gjengitt med tillatelse)

Figur 9.1 – Luftprøvepose som fylles med pumpe

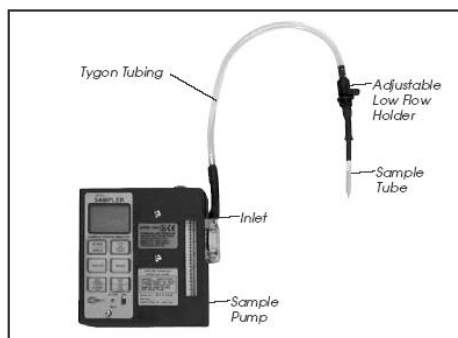
Gassflasker eller gassprøyter har også vært brukt tidligere, men bruken av disse har vanligvis blitt erstattet av andre prøvetakingsmetoder.

9.3 **AKTIV PRØVETAKING**

Aktiv prøvetaking betyr at luft trekkes gjennom et adsorberende medium, og forurensningene blir samlet opp. Aktiv prøvetaking benytter vanligvis en kalibrert batteridrevet prøvetakingspumpe som er koplet med et fleksibelt slangeopplegg til et fast sorbenttrør eller til en reagensoppløsning i en impinger (gassvaskeflaske) eller en annet liknende oppsamlingsenhet. Et gitt

luftvolum trekkes så gjennom røret eller oppsamlingsenheten, og forurensningene samles opp av prøvetakingsmediet.

Hvis den endelige lufthastigheten skiller seg fra den opprinnelige med mer enn $\pm 10\%$ (Australia), $\pm 5\%$ (Storbritannia), bør prøven forkastes og tas på nytt. Ulikheten i lufthastighet som brukes i australske standarder (10 %) vurderes som for høy av mange yrkeshygienikere, og en verdi på 5 % representerer beste praksis.



(Kilde: SKC Inc – Gjengitt med tillatelse)

Figur 9.2 – Prøvetakingssystem med justerbar holder for lav lufthastighet



(Kilde: 3M Australia – Gjengitt med tillatelse)

Figur 9.3 – Personlig prøvetaking med oppsamling vha. sorbentrør

Denne oppsamlingsprosessen brukes både med absorpsjon/derivatisering og adsorpsjonsteknikker som beskrevet under:

- **Absorpsjon/derivatisasjon**

Absorpsjon (eller oppløsning) er den teknikken der gass eller damp samles opp ved at den passerer gjennom en væske og samles opp ved oppløsning i væsken. Det finnes en rekke mekanismer der gassen eller dampen samles opp ved en reaksjon med væsken, og disse kan omfatte derivatisering, oksydasjon, nøytralisering og flere andre.

Gassen trekkes vanligvis gjennom oppsamlingsenheten(e), Figur 9.4, ved hjelp av en prøvetakingspumpe koplest til:

- et miniatyrimping (gassvaskeflaske)
- en gassvaskeflaske, eller
- gassvaskeflaske med filter av sintret glass

Oppsamlingseffektiviteten for disse tre ulike enhetene er avhengig av størrelsen og antall bobler, dvs. overflateområdet som produseres i væsken, væskevolumet, lufthastigheten og reaksjonstiden. Noen ganger blir gassvaskeflaskene seriekoplest for å øke effektiviteten, og for å samle opp eventuelle væskerester.



(Kilde: University of Wollongong)

Figur 9.4 – Miniatyrimpingere (gassvaskeflasker)

Disse enhetene har en rekke ulemper, inkludert behovet for å holde enheten horisontalt for å forhindre tap av væske til atmosfæren eller inn i pumpen. Dette kan gjøre personlig prøvetaking ganske vanskelig, men teknikken kan brukes for en rekke forurensninger inkludert:

- Formaldehyd oppsamlet i vann eller i bisulfatløsning
- Oksyder av nitrogen oppsamlet i sulfanilsyre
- Ozon oppsamlet i kaliumjodløsning
- Toluen diisocyanater oppsamlet i 1-(2-metoksifenyl) - piperazin i toluen

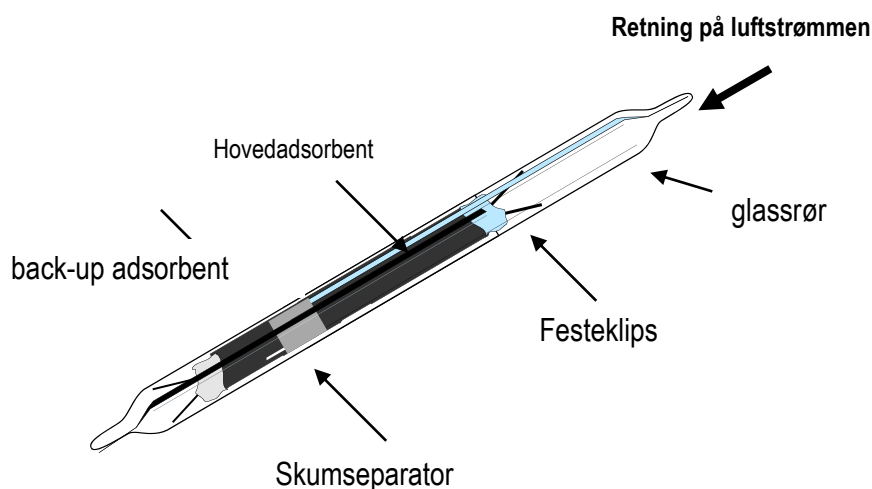
NB!: Bruk av væskeutskillermetoder er stort sett erstattet av bruk av behandlede eller impregnerte filter, f. eks. for isocyanater.

- **Adsorpsjon**

Adsorpsjon er den teknikken der gass eller damp oppsamles ved å la dem passere over overflaten på et fast oppsugende medium (sorbent), som f. eks. aktivt kull, silikagel, porøs polymer og molekylsiler, slik at de holdes tilbake der.

Adsorpsjonsmaterialer er vanligvis pakket i et glassrør som vist på Figur 9.5. Umiddelbart før bruk blir begge ender av glassrøret forsiktig brukket av, og røret koples til prøvetakingsutstyret. Den trykte pilen på prøverøret viser retningen på luftstrømmen og skal peke mot pumpen. Hvis det ikke er noen pil på røret, sett røret med reservesorbenten (dvs. backup-delen) inn i rørholderen slik at luftstrømmen går gjennom hovedadsorbenten først.

Etter prøvetakingen blir rørene kapslet og sendt til laboratoriet for analyse. Migrasjon/vandring av forurensningsstoffet fra hovedadsorbenten til backup-delen kan forekomme ved romtemperatur. Feltprøver bør også oppbevares kjølig, f. eks. ved bruk av tørris i en isolert beholder, og deretter lagres under kjøling i laboratoriet. Det oppsamlede materialet blir fraskilt adsorbenten i laboratoriet ved hjelp av løsninger som karbondisulfid, ved vakuum, eller ved termisk desorpsjon før analyse



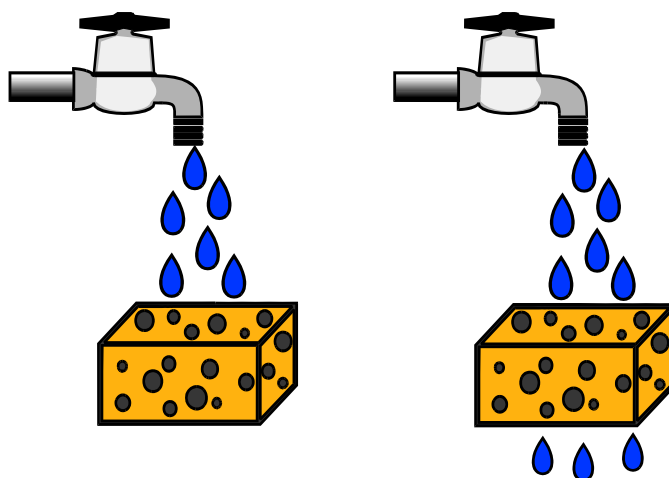
(Kilde: SKC Inc – Gjengitt med tillatelse)

Figur 9.5 – Adsorbentrør

Oppsamlingseffektiviteten påvirkes av temperatur, fuktighet, lufthastighet, forekomsten av andre stoffer og gjennombrudd.

- **Gjennombrudd**

Når en sorbent har nådd full kapasitet/er fullt, oppstår det gjennombrudd. Gjennombrudd er når røret blir fullt og frigjør det oppsamlede materialet som så går tapt i luften som kommer ut av røret. Gjennombrudd av stoff gjennom adsorbentmassen kan oppstå hvis lufthastighetene er for høye, hvis konsentrasjonene er så høye at prøvolumet som oppsamles er for stort, eller hvis stoffet ikke holdes effektivt tilbake på oppsamlingsmediet. Man kan kontrollere gjennombrudd ved å bruke et glassrør med to sorbentmasser, hovedsorbentmassen og en backupmasse. NIOSH luftprøve manual angir at gjennombrudd av et stoff gjennom en sorbent har skjedd når konsentrasjonen i backupdelen overstiger 20 % av konsentrasjonen i forreste del.



(Kilde: SKC Inc – Gjengitt med tillatelse)

Figur 9.6 – Gjennombrudd

9.3.1 Typer av adsorbsjonsrør

- **Aktivt kull**

Aktivt kull utvinnes vanligvis av kokosskall eller kull. Det knuses og behandles ved høye temperaturer og lave oksygenivåer, som skaper et omfattende nett av innvendige porer med et meget stort overflateareal. Det er ikke-polart og absorberer heller organisk damp enn polare molekyler. Det er derfor et utmerket oppsugingsmateriale for en hel rekke vanlige organiske løsningsmidler som f. eks. hydrokarboner, klorerte hydrokarboner, ketoner, estere og eter.

Aktivt kull har imidlertid dårlige gjenvinningsegenskaper for reaktive forbindelser, noen polare forbindelser som aminer, fenoler, aldehyder, lavmolekylære alkoholer, forbindelser med lavt kokepunkt som f. eks. ammoniakk, etylen og metylenklorid, og da må andre sorbenter benyttes.

- **Silikagel**

Silikagel brukes ofte for polare stoffer som glutaraldehyd, aminer og visse uorganiske stoffer som er vanskelige å gjenvinne fra kull. En ulempe med silikagel er at den adsorberer vanddamp som kan forskyve andre polare stoffer fra overflaten. Prøvevolumer må derfor kanskje reduseres når man tar prøver i miljøer med høy fuktighet. Ved bruk av silikagel, brukes polare løsninger som vann og metanol til gjenvinning av oppsamlet materiale.

- **Porøse polymerer**

Det finnes en rekke kommersielle porøse polymerer som brukes der gass og damp enten ikke oppsamles effektivt ved hjelp av aktivt kull, eller der det er dårlig gjenvinning. Noen eksempler:

Tenax - for forurensninger med lave nivå

XAD 1 - for plantevernmidler

Chromosorb - plantevernmidler

Porapaks - har polare egenskaper

Andre faste prøvetakingsmedier for gasser og damper er:

Molekylsiler

Florisil for PCBer

Polyuretanskum (PUF) for plantevernmidler, PNAer

Man kan søke spesielle råd for standardiserte prøvetakingsmetoder hos internasjonalt anerkjente testmyndigheter som NIOSH, OSHA, HSE, eller lokale standardiseringsorganisasjoner og industriveiledere (SKC 2006) for aktuelle forurensende stoffer.

- **Termisk desorpsjon**

Prøvetaking med pumper og glassrør pakket med kull, etterfulgt av karbondisulfidgjenvinning (CS_2) og gaskromatografianalyse (GC) ble utviklet for flyktige organiske forbindelser på 1970-tallet. Dette brukes fremdeles til vurdering av personeksposering, dvs. arbeidsmiljø- og skorsteinsutslipptesting, men er i noen grad begrenset mht. følsomhet, og etterfølges, spesielt i Europa, til en viss grad av termisk desorpsjon (gjenvinning) av følgende grunner:

- **Følsomhet**

Gjenvinning av løsningsmidler krever fortykning med minst 1 til 2 ml CS_2 etterfulgt av injisering av kun 1 μ l ekstrakt inn i GC. Dermed får man 10^3 uttynning av prøven helt i begynnelsen av prosessen. Andre faktorer som begrenser følsomheten er forhold ved løsemiddelet, (som maskering av flyktige stoffer som skal analyseres), samt lav gjenvinningseffektivitet. Og omvendt, TD gir full overføring av alle stoffer som skal analyseres til det analytiske systemet uten noen fortykning eller forstyrrelser av løsningen. TDs deteksjonsgrense er vanligvis 10^3 til 10^4 høyere enn tilsvarende metoder for gjenvinning ved bruk av løsningsmidler og

gjør det mulig å bestemme luftkonsentrasjoner på ppt/ppb-nivåer, samt høyere ppm-konsentrasjoner (og %-nivå).

Til sammenlikning er kullmetoder/CS₂-metoder alltid begrenset til konsentrasjoner som er >0,1 ppm.

- **Gjenvinningseffektivitet (desorpsjon)**

Termisk gjenvinningseffektivitet er lett å bekrefte, og ligger alltid over 95 %, uavhengig av omgivelsesforholdene og analysemetode- polar/apolare, flyktige/halv-flyktige osv. Gjenvinningseffektiviteten av kull-/CS₂-utskillellesmetoder ligger normalt i størrelsesorden 80 % ved de beste forhold. Dessuten er kull hydrofilt og adsorberer vann fra fuktig luft. Hvis det finnes vann, kan dette redusere gjenvinningseffektiviteten (f. eks. 20-30 %), spesielt for polare forbindelser.

- **Repeterbarhet**

Som beskrevet ovenfor er gjenvinningseffektiviteten ved bruk av løsningsmidler vanligvis lavere enn for TD, og kan variere fra 20 til 80 %, avhengig av målanalyten og atmosfærisk fuktighet. Dette har stor betydning for repeterbarhet. Andre problemer er fordampingen av CS₂ under prøveforberedelsene, og absorpsjonen inn i gummimaterialet til autoprøvetakerens ampullehetter.

- **Analytisk ytelse**

Opprinnelig var kull-/CS₂-metoder ment til bruk med pakket kolonne og GC-teknologi med FID-deteksjon. I dette tilfellet blir begrensningene ved CS₂ minimale pga. sin meget lave respons på FID. Men også under disse forholdene bidrar både urenheter i løsningen, løsningsrelaterte grunnlinjeforstyrrelser og den store fortynningsfaktoren til metodens begrensede følsomhet for luftkonsentrasjoner på ppm-nivå. Med preferanse for GCer med massespektrometerdetektorer (MS-detektorer), har CS₂ ytterligere begrensninger. Det genererer en stor respons på MSen, og krever ofte deaktivering av detektorionisatorene til etter at løsningen har passert helt gjennom systemet. Dette innebærer at forbindelser som vaskes ut sammen med løsningen ikke blir målt i det hele tatt.

- **Termiske desorpsjonsrør**

"Industristandarden" for TD rør er 6,4 mm ytre diameter x 88.9 mm lange rustfrie stål sorbentrør som er forhåndfylt med den relevante sorbent. I tillegg er det vanlig praksis med et 6,4 mm messing lagringslokk av typen SwageLok (utstyrt med et PTFE-beslag) i den enden av røret som det ikke skal tas prøver av, og et diffusjonslokk i enden av røret.

Man må velge en passende sorbent for forbindelsen eller blandingen som det skal tas prøver av. Hvis det er nødvendig med mer enn en sorbent (pga. den aktuelle forbindelsens ulike grader av flyktighet), bør to eller flere prøvetakere fylt med ulike sorbenter eksponeres samtidig.

Det er svært viktig at rørene blir behandlet før de brukes til prøveoppsamling. Når prøvetaking og analyse er avsluttet, bør lagringslokkene av messing settes tilbake på rørene så snart som mulig, og rørene bør settes tilbake i rene omgivelser for oppbevaring.

Man bør skaffe seg spesifikk informasjon fra fabrikanten om bl.a. generell håndtering av TD-rør, valg av sorbent, behandling av rørene og kort- og langsiktig lagring av rør etter prøvetaking.



(Kilde: Markes International Ltd – Gjengitt med tillatelse)

Figur 9.7 – Vanlige termiske desorpsjonsrør



(Kilde: Markes International Ltd – Gjengitt med tillatelse)

Figur 9.8– Termisk desorpsjonsenhet med GC/MS

9.3.2 Adsorpsjonsrørs oppsamlingseffektivitet

Faktorer som kan påvirke oppsamlingseffektiviteten av adsorpsjonsrør er:

Temperatur – adsorpsjon er en eksoterm prosess og blir redusert ved høyere temperaturer. Enkelte forbindelser kan vandre gjennom sorbentmassen, og prøven bør lagres kjølig/kaldt i en kjøleboks, kjøleskap eller fryser etter prøvetakingen.

Luftfuktighet – kull har en stor affinitet til vanndamp, og dette reduserer kulletts evne til å samle inn andre forurensninger.

Prøvetakingens lufthastighet - hvis prøvetakingspumpens lufthastighet er for høy, blir det ikke nok tid til at sorbenten kan fjerne de aktuelle stoffene, og dette fører til oppsamlingstap.

Kanalisering – hvis sorbentrøret er fylt på feil måte, kan det dannes kanaler eller huller i massen som gassene kan strømme gjennom. Dermed kommer gassen ikke i kontakt med og blir ikke adsorbent på overflaten av sorbenten.

Overfylling av sorbentrør kan forekomme hvis konsentrasjoner/prøvetakingstider er for lange, eller at det finnes andre forurensninger, inkludert vanndamp, som opptar plassen på adsorbenten.

Man bør sjekke fabrikantenes informasjon og standard prøvetakingsmetoder, f. eks. NIOSH, OSHA, HSE, ISO Standards Australia osv. for nærmere detaljer vedrørende prøvetaking for ett bestemt stoff.

9.3.3 Desorpsjonseffektivitet

Selv om adsorpsjon av et stoff fra atmosfæren i en spesiell type rør er en meget effektiv måte å samle opp stoffer på, oppstår det vanskeligheter i laboratorieanalysen når analyse materialet/stoffet skal gjenvinnes fra røret.

I hovedsak er det slik at noe av materialet som er oppsamlet fra atmosfæren ikke kan gjenvinnes fra røret, og hvis det ikke tas hensyn til dette i utregningen av eksponering, vil det føre til feil. For å kompensere for dette, må det fastsettes en "desorpsjonseffektivitet" for hver ladning rør. Det finnes flere ulike metoder å gjøre dette på, men den vanlige metoden er å fylle et antall rør fra en ladning med varierende mengder av det aktuelle stoffet, og deretter behandle rørene som normalt. Den prosentandelen som gjenvinnes (f. eks. 80 % eller 0,8) anses som desorpsjonseffektiviteten for den spesielle ladningen med rør, og for det spesielle stoffet.

Det er viktig at laboratoriet forstår bakgrunnen for denne prosessen, og at de er kjent med passende metoder for å fastsette slike verdier. I enkelte tilfeller angir fabrikantene en liste over tall for desorpsjonseffektivitet for vanlige stoffer, og dette kan være en nyttig veiledning for laboratoriet.

9.4 PRØVETAKINGSPUMPER

Driften av de ulike typer prøvetakingspumper er behandlet i punkt 8.2. Den største forskjellen mellom prøvetakingspumper som brukes til innsamling av støv og damp, er den operasjonelle lufthastigheten. For prøvetaking av de fleste typer organisk damp er den påkrevde lufthastigheten vanligvis 20-200 ml/min., noe som i vanlig terminologi betegnes som "lav hastighet".

Den andre viktige forskjellen gjelder pulsering. I prøvetaking av organisk damp er det totalvolumet av luft som samles som er viktig, ikke behovet for å opprettholde en lav pulseringsstrøm. Derfor har noen pumper med lav lufthastighet ikke de samme avanserte strømningskontrollsystemer som pumper for støvinnnsamling. Prøvetakingshastigheter før og etter bør ikke variere med mer enn ± 5 %. Hvis hastigheten ligger utenfor det anbefalte området, bør prøven anses som ugyldig.

Når det gjelder oppsamling av gasser, er det vanligvis påkrevd med lufthastigheter på rundt én liter/min., og dette kan oppnås ved å "strupe ned" en støvpumpe, forutsatt at den har et avløp for oppsamling av gassen i en Tedlar-pose el.l.

BLANDET EKSPONERING FOR FASTE STOFFER/VÆSKE/AEROSOL/GASS/DAMP

Hvis forurensningene forekommer som en blanding av faste stoffer, væske, aerosol og partikler i gass- eller dampform, må man være klar over at nivåene kan undervurderes. Her er tre eksempler som belyser problemer i forbindelse med prøvetaking av blandet eksponering:

Eksempel 1

Den tradisjonelle metoden for prøvetaking og måling av utslipp fra koksovner var å samle inn og analysere den "delen av den totale partikkelmassen oppsamlet på et membranfilter som løses i benzen". Det har imidlertid vist seg at de polyaromatiske hydrokarbonene som slippes ut fra koksovner finnes i en blanding av partikkel- og en dampform, og dermed førte prøvetakingen av kun partiklene til at man undervurderte konsentrasjonen av total PAH.

Det er nå utviklet prøvetakere som har et sorbentlag bak partikkelfilteret som samler opp damp som passerer gjennom membranfilteret.

Eksempel 2

Praktiske problemer rundt bruken av impinger (gassvaskeflaske)er (f. eks. væsketap pga. fordamping av løsninger, prøverester og væskespill, nødvendigheten av å holde prøvetakeren vertikalt, samt brekkasje av glasskomponenter) førte til utviklingen av impregnerte filtre for å bidra til å løse disse problemene for stoffer som isocyanater, formaldehyd og glutaraldehyd.

Men under sprøyting av "to-komponent" isocyanat som inneholder maling, kan isocyanatene forekomme i både partikkel- og dampform. Partikler reagerer muligens ikke fullstendig med det impregnerte filteret. På samme måte blir kanskje ikke små partikler oppsamlet effektivt bare med en impinger. For å overvinne disse potensielle prøvetakingsproblemer, kan det brukes et prøvetakingssystem som består av en impinger etterfulgt av et impregnert filter.

Eksempel 3

Ved, f. eks. smelting av aluminium kan fluorider/fluorforbindelser forekomme som partikler, som hydrogenfluorsyretåke eller som gassholdig hydrogenfluorid som det må tas prøve av separat for å bestemme hydrogenfluorid og fluorforbindelser i luft.

Prøver tas ved å trekke et målt luftvolum gjennom et PTFE-membran (Teflon-membran) og et natriumkarbonatimpregnert papir pad montert på en inhalerbar prøvetaker. PTFE-filteret fjerner de små fluoridpartiklene, mens det natriumkarbonatimpregnerte papiret samler opp hydrogenfluoridet. Hydrogenfluoridtåke blir ikke holdt tilbake i filteret, så dette blir også samlet opp av det natriumkarbonatimpregnerte "padet".

9.6 PASSIVE PRØVETAKERE

Passiv prøvetaking er oppsamling av luftbårne gasser og damper uten aktiv bruk av en luftprøvetakingspumpe. Hastigheten er bestemt av diffusjon gjennom et luftfylt rom, eller gjennom en membran.

Diffusjon er den naturlige prosessen der gasser og damper strømmer fra en høyere konsentrasjon til en lavere uten bruk av pumpe. De fleste diffusjons- eller passive prøvetakere opererer etter prinsippet om gasdiffusjon gjennom et gjennomtrengelig membran (AS 2986). Ficks første diffusjonslov kan anvendes for opptak av adsorbent gass/damp:

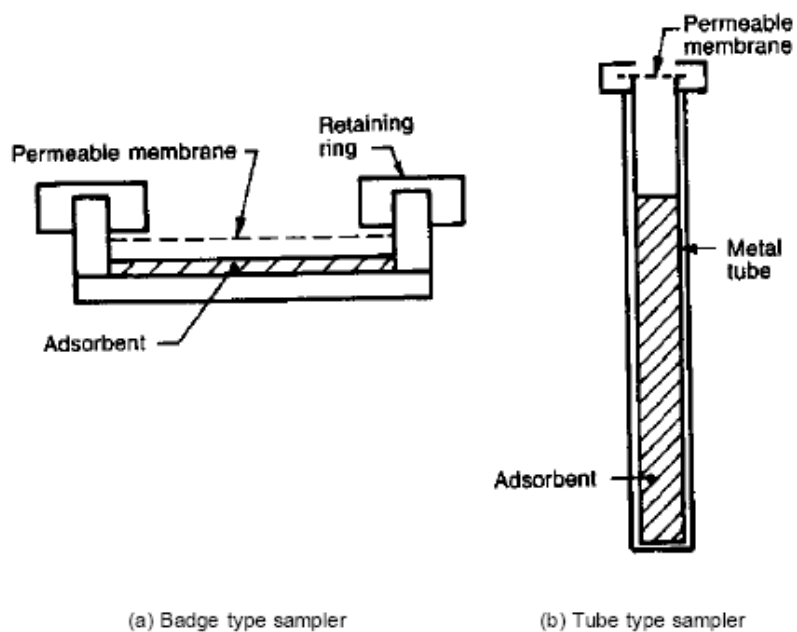
$$\frac{m}{t} = \frac{AD}{l} (c - c_0)$$

- der
- m = innsamlet masse gass/damp i gram
 - t = prøvetakingstid i sekunder
 - A = tverrsnittet av diffusjonskammeret i cm².
 - D = diffusjonskoeffisient for gass/damp i luft i cm² per sekund - fås fra fabrikanten av prøvetakeren for et bestemt kjemikalium.
 - L = lengden på diffusjonsbanen i cm (fra den porøse membranen til prøvetakeren)
 - c. = konsentrasjonen av gass/damp i omgivelsesluft i gram per cm³
 - c₀ = konsentrasjon av gass/damp like over adsorbentoverflaten i gram per cm³

Av likningen over ser vi at hvis c₀ er null (dvs. oppsamlingsmediet er effektivt), er masseoverføringen eller oppsamlingsgrad proporsjonal med luftkonsentrasjonen c.

Oppsamlingseffektiviteten av en diffusjonsprøvetaker er avhengig av diffusjonskoeffisienten av gass/damp og prøvetakerens geometri. 3M, SKCs og Dräger ORSAs prøvetakere har diffusjonsbanen aksialt til sorbenten, mens diffusjonsbanen til Radiello er radialt til sorbentoverflaten. Derfor har hver gass/damp en egen unik, fast oppsamlingseffektivitet for hvert prøvetakermerke.

Oppsamlingseffektiviteten forblir konstant så lenge adsorbenten ikke mettes, og så lenge en tilstrekkelig luftstrøm opprettholdes på overflaten av prøvetakeren. Fabrikanten av prøvetakere skaffer informasjon om oppsamlingseffektivitet og kapasitet.



(Kilde: HSE- Gjengitt med tillatelse)

Figur 9.9 – Vanlige passive prøvetakere



(Kilde: 3M Australia – Gjengitt med tillatelse)

Figur 9.10 – 3M Diffusjonsprøvetaker/dosimeter

Organiske dampdosimetre blir vanligvis fylt med aktivt kull. Stoffer som det kan tas aktivt prøver av med et kullrør, kan det vanligvis også tas prøver av med en diffusjonsprøvetaker.

På samme måte kan kull og andre adsorbenter behandles med kjemiske stoffer som bruker kjemisk sorpsjon til å samle opp stoffer som adsorberes dårlig eller gir lav gjenvinning ved analyse med aktivt kull. For eksempel kan en fast adsorbent behandles med 2-(hydroxymethyl) piperidin og brukes til prøvetaking av formaldehyd, eller aktivt kull kan behandles med en bromforbindelse og brukes til prøvetaking av etylenoksid. Andre diffusjonsprøvetakere er utviklet for uorganisk kvikksølv, og i den senere tid for aminer.

Diffusjonsprøvetakere oppfyller kravet til, eller gir bedre nøyaktighet enn $\pm 25\%$ ved 95 % sikkerhet for mange stoffer på arbeidsplasser. Disse er enkle og lette å bruke, og krever ikke bruk av prøvetakingspumper, batterier eller kalibrering. De er lette i vekt og kan rett og slett festes på arbeidstakerens krage for personlig prøvetaking (TWA eller STEL), eller de kan brukes for stasjonær prøvetaking så lenge det finnes en tilstrekkelig luftstrøm.

Hvis de brukes til overvåking av områder eller statistisk prøvetaking, bør de plasseres åpent og vekk fra hjørner der luftbevegelsen er minst 0,13 m/sek i alle retninger.

Noen av ulempene ved diffusjonsprøvetakere er at de ikke kan brukes til alle typer prøver. De kan f. eks. ikke brukes til prøver av organiske stoffer med lavt damptrykk som glutaraldehyd, reaktive forbindelser som fenoler eller aldehyder. Diffusjonsprøvetakere med kull har de samme fuktighets- og gjenvinningsproblemene som forekommer ved bruk av rør for aktiv prøvetaking. I tillegg kan det forekomme unøyaktigheter ved vindhastigheter på $>2,5$ m/s ved noen prøvetakere (avhengig av konstruksjon). Prøvetakingsraten angis av fabrikanten og er forskjellig for hver forbindelse. Selv om noen diffusjonsprøvetakere har en backup-del, kan det være vanskelig å vite om det forekommer gjennombrudd, spesielt i forbindelse med de mer flyktige forbindelsene, som metylenklorid.

Man bør sjekke fabrikantenes informasjon og standard prøvetakingsmetoder, f. eks. NIOSH, OSHA, HSE, ISO Standards Australia osv. for nærmere detaljer vedrørende prøvetaking for det spesielle stoffet.

9.7 UTREGNING AV RESULTATER

9.7.1 Aktiv prøvetaking

To komponenter er nødvendig for å fastslå den atmosfæriske konsentrasjonen av gass og damp i lufta på arbeidsplassen. Dette er konsentrasjonen av stoffet på oppsamlingsmediet og totalvolumet av prøvetatt luft.

- **Utrekning av totalt volum av prøvetatt luft**
Hvis vi kjenner lufthastigheten på en prøvetakingspumpe (som angitt i punkt 8.5) og tiden for prøvetakingen, kan vi regne ut den totale luftmengden som det er tatt prøve av. For eksempel, hvis lufthastigheten var 100 ml/min. og prøvetakingen ble utført i fem timer, kan vi gjøre følgende utregning:

$$\begin{aligned}\text{Volum (liter)} &= \text{prøvetakingstid (i min)} \times \text{lufthastighet (i ml/min)} \\ &= 5 \times 60 \times 100 / 1000 \\ &= 30\end{aligned}$$

$$\begin{aligned}\text{Volum (m}^3\text{)} &= 0,030 \\ (\text{1m}^3 &= 1000 \text{ l})\end{aligned}$$

- **Utregning av masse på prøvetakingsmedier**

Hvis laboratorieanalysen fører til at 6,3 µg toluen som måles på et kullrør med en antatt desorpsjonseffektivitet på 100 % og null gjennombrudd og null på blindprøven, er

$$\begin{aligned} \text{Masse (mg) av toluen} &= \frac{6,3 \mu\text{g}}{1000} \\ &= 0,0063 \end{aligned}$$

- **Utregning av konsentrasjon**

Ved hjelp av formelen

$$\text{Kons. (mg/m}^3\text{)} = \frac{M_F + M_R - M_B}{D \times V}$$

der M_F = masse av analysemateriale i hoveddelen (mg)
 M_R = masse av analysemateriale i backup-delen (mg)
 M_B = masse på blindprøven
 D = desorpsjonseffektivitet (som en brøkdel)
 V = volum i m³

$$\begin{aligned} \text{Konsentrasjon av toluen mg/m}^3 &= \frac{0,0063}{1 \times 0,03} \\ &= 0,21 \end{aligned}$$

9.7.2 Passiv prøvetaking

Den tidsvektede gjennomsnittskonsentrasjonen (TWA) av det miljøet det tas prøver av kan regnes ut ved at man kjenner lengden på prøvetakingsperioden, vekten på stoffet man måler (denne må man få fra laboratoriet som analyserer prøven), gjenvinningskoeffisienten og en utregningskonstant, enten A eller B. Utregningskonstanten "A" brukes til å regne ut konsentrasjonen når den uttrykkes i milligram per kubikkmeter (mg/m³), og konstant "B" når den uttrykkes i delenheter per million (ppm).

NB! Disse utregningskonstantene fastsettes og skaffes av en bestemt fabrikant til bruk for bestemte stoffer som det tas prøver av med deres spesielle prøvetaker.

$$A = \frac{1000}{\text{Prøvetakingshastighet}}$$

$$B = \frac{1000 \times 24,45}{\text{Prøvetakingshastighet} \times \text{Molekylvekt}}$$

Lufttemperatur vil påvirke prøvetakingsraten for diffusjonsprøvetakeren til en viss grad. Uttrykkene kan multipliseres med en temperaturkorrigeringsfaktor for prøver som tas ved andre temperaturer enn 25°C. Det er ikke nødvendig med noen korrigering for trykkforskjeller.

Tabell 9.1 – Korreksjonsfaktorer for prøvetakingstemperatur

(°C)	(°F)	Korreksjonsfaktor
44	111	0.97
37	99	0.98
31	88	0.99
25	77	1.00
19	66	1.01
13	55	1.02
7	45	1.03
2	36	1.04
-3	27	1.05
-8	18	1.06

(Kilde: 3M – Gjengitt med tillatelse)

Eksempel - Prosedyre for 3Ms prøvetaker for organisk damp

Tidsvektet gjennomsnittskonsentrasjon for damp/gass i mg/m^3 kan regnes ut etter følgende uttrykk:

$$C \text{ (mg/m}^3\text{)} = \frac{V \text{ (mikrogram)} \times A}{r \times t \text{ (minutter)}}$$

Tidsvektet gjennomsnittskonsentrasjon for damp i ppm kan regnes ut etter følgende uttrykk:

$$C \text{ (ppm)} = \frac{V \text{ (mikrogram)} \times B}{r \times t \text{ (minutter)}}$$

Eksempler på utregninger

Damp/stoff:		Benzen
Prøvetakingstiden (t)		420 minutter
Temperatur (T)		75 °F
Utregningskonstant	A	28,2
	B	8,82

Utregningskonstanten "A" brukes til å regne ut konsentrasjonen når den uttrykkes i milligram per kubikkmeter (mg/m³), og konstant "B" når den uttrykkes i delenheter per million (ppm).

Vekt på forurensningsstoff (V) 27,2µg
 Gjenvinningskoeffisient (r) 0,97

$$C \text{ (mg/m}^3\text{)} = \frac{27,2 \times 28,2}{0,97 \times 420}$$

$$= 1,88 \text{ mg/m}^3$$

$$C \text{ (ppm)} = \frac{27,2 \times 8,82}{0,97 \times 420}$$

$$= 0.59 \text{ ppm}$$

9.8 DIREKTEVISENDE INSTRUMENTER

9.8.1 Innledning

Det er gjort betydelig fremskritt på dette området av arbeidsmiljøovervåking i det siste 10 til 20 år. Tidligere var det store, omfangsrige instrumenter som ikke egnede seg til personlig overvåking, men med de teknologiske fremskrittene kan de nå bæres som personlige enheter for et stadig økende antall gasser og damper.

Instrumenter for direkte avlesing muliggjør sannstidsmålinger av gasser, damper og aerosoler. Mange fås med dataloggingsmuligheter som gjør det mulig å analysere øyeblikksverdier (sekunder), kortvarige 15-minutters STEL-konsentrasjoner og 8-timers TWA-konsentrasjoner av et bestemt stoff.

Gass- eller dampmonitorer kan måle:

- En enkelt gass eller damp
- Spesifikke sammensatte gasser og damper
- Sammensatte gasser og damper uten å differensiere mellom dem

Bruken av disse direktevisende instrumentene kan bl.a. være:

- Der man trenger øyeblikkelige data
- Personlig eksponeringsovervåking
- Bidra til å utvikle omfattende evalueringsprogrammer
- Evaluere effektiviteten av tiltak
- Beredskapsrespons
- I lukkede rom
- For kjemikalier som det er vanskelig å ta prøver av
- Sammensatte sensorer/sammensatte alarmer
- Stasjonære installasjoner både for registrering av eksponeringsnivåer, og tilkople en alarm for å indikere helsefarlige nivåer
- Testing av funksjon av utstyr
- Videoovervåking osv.

Noen vanlig brukte instrumenter for direkte avlesing er angitt i Tabell 9.2. Det vil bli en drøfting av noen av disse instrumentene under den praktiske sesjonen.

Tabell 9.2 – Vanlig brukte direktevisende instrumenter for gasser og damper

Instrument	Bruk	Driftsprinsipp	Området
Detektorer for brennbar gass	Brennbare gasser og damp – uspesifikke.	Varmetråder - testgassen passerer over en varmetråd (noen ganger med en katalysator) Testgassen brenner og endrer temperaturen på filamentet/tråden, og den elektriske motstanden måles.	Måler vanligvis prosentandel av nedre eksplosjonsgrense. Enkelte modeller måler ned til ppm.
Indikatorrør	Forskjellige gasser og damper, inkludert formaldehyd, hydrogensulfid, svoveldioksid, toluendiisocyanat - spesifikke.	Reaksjon på testgassen med et kjemisk reagensmiddel (enten som en væske eller i noen tilfeller et impregnert papir eller tape), måling av fargen som fremkommer.	Varierende
Elektrokjemiske sensorer	Karbonmonoksid, nitrogenoksid, nitrogendioksid, hydrogensulfid, svoveldioksid, - spesifikke.	Kjemisk oksydasjon av testgass	1 til 3000 ppm
Infrarøde gassanalysator	Organiske og uorganiske gasser og damper – spesifikke.	Måler infrarød absorbans av testgass.	Nivåer under ppm og lave prosentandeler.
Metalloksydsensorer	Hydrogensulfid, nitro, amin, alkohol og halogenholdige hydrokarboner.	Metalloksydsensor blir kjemisk redusert av testgassen som øker dens elektriske motstand.	1 til 50 ppm
Termiske ledesensorer	Karbonmonoksid, karbondioksid, nitrogen, oksygen, metan, etan, propan og butan.	Bruker spesifikk forbrenningsvarme fra en gass eller damp	Prosentandel
Bærbare gasskromatografer	Organiske og uorganiske gasser og damp – spesifikke.	Bruker en fylt kolonne til å separere komplekse blandinger av gass. Tilgjengelige detektorer omfatter flammeionisering, elektron capture, termisk ledeevne, flammefotometri og fotoionisering.	0,1 til 10 000 ppm

9.8.2 Begrensninger

Noen av ulempene og/eller begrensningene ved direktevisende instrumenter er:

- Ofte dyre i innkjøp
- Trenger hyppig og regelmessig kalibrering
- Mangel på selektivitet
- Påvirkning av forstyrrende elementer
- Kryssfølsomhet
- Behov for instrumenter med Ex-sikkerhet i mange situasjoner
- Batterienes levetid
- Sensorer (endelig levetid, begrenset måleområde)

Fordelene og ulempene ved hver instrumenttype må vurderes ut fra det spesielle behovet for måling av bestemte gasser og damper på arbeidsplassen.

Av nedenstående eksempel kan man få en forståelse av problemene som kan oppstå fra kryssfølsomheten i sensorer,

Hvis vi, f. eks., har en elektrokjemisk celle som er konstruert for å måle karbonmonoksid, og tilfører 100 ppm av følgende gasser over cellen, vil vi vanligvis få disse karbonmonoksid-resultatene på instrumentet:

Hydrogensulfid	≈ 315 ppm
Svoveldioksid	≈ 50 ppm
Nitrogenoksid	≈ 30 ppm
Nitrogendioksid	≈ -55 ppm
Klor	≈ -30 ppm
Hydrogen	<40 ppm
Hydrogencyanid	≈ 40 ppm
Etan	≈ 90 ppm

Slike falske positive eller falske negative resultater kan føre til en mangel på tillit til instrumentet, slik at man ignorerer alarmer når man burde ha vært oppmerksom på dem.

For å overvinne dette problemet, plasserer fabrikantene et filter i sensoren, og det fører vanligvis til følgende endringer:

	Ufiltrert	Filtrert
Hydrogensulfid	≈ 315 ppm	<10 ppm
Svoveldioksid	≈ 50 ppm	<5 ppm
Nitrogenoksid	≈ 30 ppm	<10 ppm
Nitrogendioksid	≈ -55 ppm	-15 ppm
Klor	≈ -30 ppm	<-5 ppm
Hydrogen	<40 ppm	<40 ppm
Hydrogen	≈ 40 ppm	<15 ppm
Etan	≈ 90 ppm	<50 ppm

Det er naturligvis viktig at disse filtrene vedlikeholdes, og at de som bruker enheten på arbeidsplassen forstår begrensningene.

9.8.3 Vedlikehold og kalibrering

Resultater fra direktevisende instrumenter er bare så gode som vedlikeholdet og kalibreringen av utstyret, og resultatene blir deretter. En metode som brukes i gruveindustrien, og som også har funnet sin bruk i industrien generelt, er å fastsette krav og ansvar for undersøkelse og kalibrering av ulike utstyrsklasser basert på bruken av dem.

Gruppe I Alt utstyr som opereres for hånd eller er bærbart

1a - gir en proporsjonal indikasjon på faktisk gasskonsentrasjonen

1b – gir en alarmindikasjon på faktisk gasskonsentrasjon

Gruppe II Tøffe bruksforhold for utstyret, f. eks. montert på driftsutstyr som kan medføre vibrasjon og høye nivåer av støv og vannvibrasjon

Gruppe III Utstyr installert på et fast sted for lengre tidsperioder med lokal avlesning av konsentrasjon

Gruppe IV Utstyr som er permanent installert med fjernavlesning av konsentrasjonen

Tabell 9.3 – Forslag til tidsskjema for undersøkelse av utstyr

Gruppe	Gruppetype	Foreslått undersøkelses- og vedlikeholdstider*
Ia	Håndoperert/bærbar	Hvert skift/ eller før bruk Ukentlig kalibrering Halvårlig service
Ib	Håndoperert/ bærbar med alarmer	Skift/ eller før bruk Ukentlig kalibrering Halvårlig service
II	Montert på maskin	Skift/ eller før bruk Null – Ukentlig Kalibrering – Ukentlig Alarm - Ukentlig Bytting – Ukentlig Halvårlig service Overhaling - Hvert fjerde år
III	Underjordisk montert	Status – Daglig System – Daglig Etter flytting Bytting – Månedlig Årlig service
IVa	Overflatemontert	Status - Daglig System – Månedlig Årlig service
IVb, IVc	Overflatemontert	Status – Daglig System – Månedlig Linjeintegritet – Månedlig Årlig service

* Daglig – vanligvis av bruker
Ukentlig – vanligvis av vedlikeholdspersonell / avdeling
Månedlig – vanligvis av vedlikeholdspersonell / avdeling
Årlig – vanligvis av ekstern myndighet

9.8.4 Instrumentenes Ex- sikkerhet

Den internasjonale elektrotekniske kommisjonsordningen for standardrelatert utstyr til bruk i eksplosive atmosfærer er kjent som IECEx.

Det har over hele verden vært en generell interesse for innføring av IECEx-standarter fra de ulike standardiseringsorganisasjoner, bl. a. i Europa inkl. Storbritannia, Sør-Afrika, USA, Canada, Asia, Australia og New Zealand.

Dette gjelder spesielt 60079-seriene for gasser og damp, og 61241-seriene for støv,

Dagens moderne industriautomatisering har betydd et økt behov for bruk av utstyr innen Eksplosiv- eller Ex-områdene. Slikt utstyr har betegnelsen "Ex-utstyr" og finnes i områder som f. eks.:

- Fyllestasjoner for motorisert utstyr eller bensinstasjoner
- Oljeraffinerier, rigger og prosessanlegg
- Kjemiske prosessanlegg
- Trykkeriindustrien, papir og tekstiler
- Operasjonssaler
- Drivstoffylling av luftfartøy og i hangarer
- Overflatebehandlingsindustrien
- Underjordiske kullgruver
- Kloakkbehandlingsanlegg
- Gassrørledninger og distribusjonssentre
- Håndtering og lagring av korn
- Trebearbeidingsområder
- Sukkerraffinerier
- Sliping av metallflater, spesielt aluminiumsstøv og -partikler

En eksplosjon kan bare oppstå hvis følgende tre faktorer er tilstede:

- Et brennbart stoff
- Oksygen
- En tennkilde

En eksplosjon oppstår kun hvis blandingen av stoff-luft ligger innenfor et visst konsentrasjonsområde - eksplosjonsgrensene.

Eksplosjonsvern

Hierarkiet for eksplosjonsvern er:

- Redusere eller unngå bruk av brennbare stoffer
- Tillat ikke utslipp av brennbare stoffer slik at det dannes potensielt eksplosive atmosfærer.
- Fjern antenneskilder fra den potensielt eksplosive atmosfæren
- Bruk hensiktsmessig konstruert utstyr som reduserer sannsynligheten for å forårsake en eksplosjon.
- Sørg for tiltak som reduserer effekten av eksplosjoner

EICEx-standarden gir veiledning om valg av passende utstyr basert på følgende prosesser:

Klassifisering av soner

Først er det nødvendig å identifisere sannsynligheten for at det finnes en eksplosiv atmosfære. Den eksplosive atmosfæren kan være forårsaket av en brennbar væske, gass eller damp, eller av at det finnes brennbart svevestøv eller støvlag, eller en kombinasjon av støv- eller gasseksplosive atmosfærer.

Gasser, damp, tåke	Støv	Eksplosiv atmosfære finnes
Sone 0	Sone 20	Mesteparten av tiden
Sone 1	Sone 21	Enkelte ganger
Sone 2	Sone 22	Sjelden eller kortsiktig

(Kilde: TestSafe – Gjengitt med tillatelse)

Området kan også klassifiseres som "sikkert område" hvis man ikke forventer at det eksplosive materialet finnes i mengder som medfører eksplosjonsfare.

Eksplosjonsgrupper

Når det foretas en soneklassifisering, blir eksplosjonsfaren vurdert, og det eksplosjonssikre elektriske utstyret blir inndelt i to grupper avhengig av hvor det brukes:

- I utstyr brukt i underjordisk gruvedrift – eksplosive stoffer er hovedsakelig metan og kullstøv
- II utstyr brukt i andre eksplosjonsfarlige områder, dvs. industrier inndelt i ytterligere undergrupper til gruppe II etter typen eksplosive stoffer som finnes der:
 - IIA – minst lettantennelige gasser som propan og benzen
 - IIB - mer lettantennelige gasser som etylen og diethyleter
 - IIC - svært lettantennelig gasser som hydrogen og acetylen

Temperaturklasser

For å forhindre at varme flater på elektrisk utstyr antennes, må den maksimale overflatetemperaturen på elektrisk utstyr som eksponeres for gass ikke overstige antennelsestemperaturen på gassene som kan forekomme i området.

Elektrisk utstyr i klasse I krever at temperaturen på de komponenter og flater som eksponeres for støv og metan er begrenset til under 150°C. Der komponenter og flater er beskyttet fra støvinntrænging, kan

maksimumstemperaturen på slike komponenter være høyere, men den må være under 450°C.

For elektrisk apparatur i klasse II, må den maksimale overflatetemperaturen ikke overstige verdiene i Tabell 9.4 som tilsvarer temperaturklassen for utstyret. For letthets skyld kan en gass eller damp tildeles en temperaturklasse basert på sin antennelsestemperatur.

Tabell 9.4 – Maksimal overflatetemperatur / antenningstemperatur

Temp. klasse	Utstyrets maksimale tillatte overflatetemp. (°C)
T1	450
T2	300
T3	200
T4	135
T5	100
T6	85

(Kilde: TestSafe – Gjengitt med tillatelse)

Beskyttelsesnivåer og anvendelsessoner

Ex-sikkerhet har tre beskyttelsesnivåer:

"ia" - betyr at beskyttelsestypen "egensikkerhet" (ingen utslipp av gnistenergi eller termisk energi som kan forårsake antenning) opprettholdes med opp til to feil.

"ib" - betyr at egensikkerheten opprettholdes med opp til én feil

"ic" - betyr at egensikkerhet opprettholdes men det er ingen krav til feilmargin

Sikkerhetsfaktorer anvendes og utstyret blir evaluert med tanke på gnist- og termisk antennelsesenergi etter feilmargin.

Beskyttelsesnivå	Passende for
"ia"	Soner 0, 20
"ib"	Soner 1, 21
"ic"	Soner 2, 22

(Kilde: TestSafe – Gjengitt med tillatelse)

I områder der det kan oppstå eksplosive atmosfærer til tross for at det er iverksatt vernetiltak, kan det bare brukes eksplosjonssikkert utstyr.

Eksplosjonssikkert utstyr kan lages til beskyttelsesnivåer av type IEC som er underlagt kravene i sine egne spesifikke standarder. Ex-sikkerhet, flammesikre, økt sikkerhet, innkapsling osv. er noen av de vanligste typene beskyttelse som brukes for eksplosjonssikkert elektrisk utstyr.

EX-merkingsetikett

Kun utstyr som er riktig sertifisert og merket kan brukes i eksplosjonsfarlige områder. Brukere av elektrisk utstyr må påse at utstyret er i samsvar med relevante forskrifter og lokale standarder.

Informasjon om navnet på fabrikanten, modellnummer, Ex-kode og sertifikatnummer er festet til utstyret.

Et eksempel er:

Smith Electronics

Model TRE

Ex ia IIC T4

Cert 098X

Serienummer 8765

"ia"- utstyr egner seg for anvendelse i sone 0

IIC utstyret som egner seg for gruppene IIA, IIB, IIC

T4 utstyret passer for gasser med automatiske antennelsestemperaturer høyere enn 135°C.

Ytterligere og mer detaljert informasjon til bruk for gassdeteksjonsutstyr i potensielt eksplosive atmosfærer får man fra de forskjellige nasjonale standardiserings- og sertifiseringsorganer. Dette gjelder inkludert klassifisering av soner, eksplosjonsgrupper, temperaturklasser, hvilken type beskyttelse utstyret gir, kravene til sertifisering og merking.

9.8.5 Indikatorrør

Indikatorrør blir brukt i stor utstrekning for å få en første indikasjon på tilstedeværelsen av gass og damp på en arbeidsplass.

Bruken av indikatorrør er basert på fargeendringen i et bestemt reaksjonsstoff når det kommer i kontakt med en spesiell gass. Det som er mest brukt er rør som inneholder et fast reaksjonsstoff og et kjent luftvolum som trekkes gjennom røret ved hjelp av en manuell pumpe. Konsentrasjonen av det bestemte forurensende stoffet - hvis det finnes - kan bestemmes ved fargeomslag.



(Kilde: Dräger Safety – Gjengitt med tillatelse)

Figur 9.11 – Gassdetektorpumpe

Stoffets omdanning i røret er proporsjonal med massen av reaktiv gass. Generelt er det mulig å påvise stoffet som lengden på en fargesøyle. Når det ikke er praktisk mulig med en indikasjon basert på lengden av fargesøylene, blir indikasjonen basert på tolkningen av fargeintensiteten i henhold til en gitt referansestandard eller fastsatte standarder.

Nøyaktigheten på indikatorrør er avhengig av flere forskjellige faktorer, f. eks. prøvepumpevolumet, effektiviteten på den kjemiske reaksjonen, fuktighet, temperatur, fabrikantens kalibrering av graderingene og tolkningen av lengden eller fargen på fargesøylene, og angis vanligvis som 10 - 30 %.



(Kilde: Dräger Safety – Gjengitt med tillatelse)

Figur 9.12 – Nytt og brukt indikatorrør

Indikatorrør med direkte visning kan fås fra flere forskjellige fabrikanter, inkludert Dräger, Kitagawa, Gastech og MSA, for stikkprøver eller kortvarige målinger (sekunder til minutter) av rundt 300 gasser. Man bør merke seg at

rørene fra en fabrikant IKKE KAN brukes sammen med pumpen fra en annen fabrikant.

Det finnes også langtids indikatorrør for direktevisning som bruker batteridrevne lavstrømningspumper eller diffusjonsmerker for mer langvarige målinger fra 1 til 4 timer.

Noen av fordelene ved indikatorrør for direktevisning er:

- Relativt rimelige og billige i bruk
- Et bredt spekter av gasser og damper
- Øyeblikkelige resultater
- Ingen kostbare laboratoriekostnader
- Kan brukes til stikkprøver
- Ikke behov for kalibrering (rørene er forhåndskalibrert)
- Ikke behov for lading eller elektrisk strøm under drift

Men man må også merke seg begrensningen ved slike enheter, og disse er f. eks.:

- Forstyrrelser fra andre tilstedeværende stoffer (krysssensitiviteter)
- Man må velge riktig rør og korrekt måleområde for røret
- Resultatene bør ikke sammenlignes med TWA
- Korrekte lagringskrav
- Begrenset holdbarhetstid på rørene

Før man velger og/eller bruker et indikatorrør, må man lese fabrikantens instruksjoner for røret slik at man er sikker på både å velge riktig rør og at dette brukes korrekt, og at virkningen av en eventuell forstyrrelse er kjent og forstått før målingene utføres.

10. FREMLEGGING AV RESULTATER

Rapportering av data i et hensiktsmessig format er like viktig som å samle inn de faktiske resultatene. Som en del av rapporteringsprosessen er det viktig å identifisere de interessegruppene som skal ha en rapport på et tidlig tidspunkt. Interessegruppene vil generelt omfatte:

- a) Den eventuelle personen som det ble tatt prøver av. Hvis en person ble pålagt å ha på seg en prøvetaker har vedkommende rett til å få vite resultatene fra prøvetakingen. Denne prosessen kan foregå på forskjellige måter, men erfaring viser at bare å sende personen et ark med resultatene uten noen nærmere forklaring kan føre til feiltolkning og unødig engstelse. Om mulig bør resultatene fremlegges av en person som kjenner tolkningen av dem, slik at eventuelle spørsmål kan besvares.
- b) Ledelsen eller personen/gruppen som har bedt om undersøkelsen.
- c) Myndighetene - hvis de er involvert i prøvetakingen.
- d) Ansatterepresentanter (fagforeninger) - hvis de er involvert i prosessen.

En gjennomgang av enkelte nasjonale standarder (f. eks. NS-EN689, AS2985) krever en litt annen tilnærming til den informasjonen som kreves i en rapport.

NS-EN689 krever følgende:

"Det skal skrives rapporter fra arbeidsmiljørelaterte eksponeringsvurderinger og eventuelle periodevise målinger. Hver rapport bør oppgi begrunnelsen for de prosedyrene som er valgt på den bestemte arbeidsplassen.

Rapporten må inneholde:

- navnet på personen(e) eller institusjonene som foretar vurderingen og målingene
- navnet på de stoffene som vurderes
- navn og adresse på selskapet
- beskrivelse av arbeidsplassfaktorer, inkludert arbeidsforholdene under målingene
- formålet med måleprosedyren/prøvetakingsstrategien
- måleprosedyren
- tidsplanen (dato, begynnelse og slutt på prøvetakingen)
- eksponeringsnivå på arbeidsplassen
- alle hendelser eller faktorer som bidrar til å påvirke resultatene i noen grad
- eventuell informasjon vedrørende kvalitetssikring
- resultater for sammenlikningen med grenseverdien

AS2985 krever følgende:

"Testrapporten skal omfatte:

- a) Identifisering av prøven, enten i form av navn på personen som bærer prøvetakeren eller plasseringen av den.
- b) Aktiviteter som utføres under prøvetaking.
- c) Eventuelt personlig verneutstyr som er brukt.
- d) Navn på institusjon eller person som utfører testen.
- e) Dato for når testen ble utført og varighet av prøvetakingen.
- f) Hvis usikkerheter ikke utledes formelt, bør konsentrasjonen rapporteres med to desimaler og tre signifikante tall for seks-punkts mikrovæker for prøveperioder på mer enn 60 minutter, og med én desimal og to signifikante tall for fem-punkts mikrovæker.
- g) Nettovekten av støv på filteret.
- h) Identiteten på eventuelt referansemateriale som er brukt til hjelp i valideringen av testresultatene.
- i) Eventuelle observasjoner enten av prøven eller ved gjennomføringen av prøvetakingen som kan bidra til korrekt tolking av testresultatene.
- j) Referanser til testmetoden som er brukt."

Selv om hver enkelt av disse punktene gir en slags "laboratorierapport" om de innsamlede prøvene, gir de ikke hver for seg tilstrekkelig informasjon til å kunne vurderes som hensiktsmessige arbeidsmiljørapporter.

En velbegrunnet arbeidsmiljørapport bør skrives i et lettfattelig språk, bør ta opp alle spørsmål relatert til det opprinnelige arbeidsområdet. Den bør også kunne overbevise en erfaren yrkeshygieniker om at arbeidet er godt utført og at man har trukket de riktige konklusjonene.

En nasjonalt yrkeshygieneorganisasjon har laget en veiledning (AIOH 2006) for sine medlemmer, og foreslår at en vanlig rapport bør inneholde følgende:

- Kort sammendrag
- Tittel
- Innledning
- Prosessbeskrivelse
- Metoder og målinger
- Resultater og drøftinger
- Konklusjoner og anbefalinger

Forskjellen mellom denne tilnæringsmåten og den som de to standardiseringsforbundene bruker er et større fokus på:

- a) Prosessbeskrivelse
- b) Resultater og drøftinger
- c) Konklusjoner og anbefalinger

AIOH (2006) beskriver kravene for hver av disse delene, og dette gjengis med tillatelse nedenfor:

Prosessbeskrivelse

Hvis det foretas en undersøkelse av et område, anlegg eller prosess, bør følgende beskrives:

- Området/anlegget/prosessen som undersøkes, dvs. *"det ble foretatt en undersøkelse av området som kalles kaldpresse eller CP"*.
- Forholdene på det aktuelle tidspunkt (dvs. personell, prosessforhold, risikokontrollfunksjoner/tiltak som er på plass), f. eks. *"vanlig operatør ikke tilgjengelig", "nedstenging", "verst tenkelig tilfelle, ingen kontrollfunksjoner", "som normalt, antatt å være en representativ arbeidsdag", "kun Blender nr. 2 var i drift", "annet verneutstyr enn overaller ble brukt"*.
- Identifiser alle undersøkte punkter, f. eks. *"Verktøysjef/Boresjef serienummer123", "maskin kalt varmblokkherder"*
- Antall ansatte, varighet av arbeidsskiftet, og frekvens og varighet av arbeidsoppgaver, f. eks. *"9 ansatte arbeider en 8-timers arbeidsdag, 5 dager i uken, en sjelden gang med 2 timer overtid", "det tar rundt 30 minutter å åpne og helle fem poser daglig"*.

Diagrammer og fotografier er nyttige for å beskrive prøvetakingsstedet og -forholdene.

Resultater og drøftinger

- Resultatene kan fremlegges i selve rapportteksten eller som vedlegg. Informasjonsnivået, når man tar hensyn til hvor kompliserte prosessene, oppgavene og risikoene er, bør tilfredsstillende en teknisk leder, men ikke komplisere rapporten unødige. Resultatene bør være sporbare til de opprinnelige feltnotatene for verifisering av støttestandarder (f. eks. påvisning av utstyr som er brukt, kalibrering osv.) hvis dette skulle være nødvendig.
- Resultater fra personlig prøvetaking bør sammenliknes med relevant eksponeringsstandard. Hvis det ikke finnes noen relevant eksponeringsstandard, er det nødvendig å enten modifisere eller tilpasse eksisterende retningslinjer, eller utvikle nye. Logikken bak retningslinjene bør også fremlegges.

f.eks. for luftbårne forurensningsstoffer

- a) *tidsvektet gjennomsnitt (TWA), og kortvarige overskridelsesgrenser (STEL), eller*
- b) *TWA og generelle overskridelsesgrenser (hvis det ikke er fastsatt noen STEL), eller*
- c) *topp-/takverdigranser.*

- Resultater bør sammenliknes med eventuelle tidligere undersøkelser i lokalene og eventuelle data fra liknende lokaler, f. eks. *"... Prosessen ga resultater som tilsvarer andre belegningsoperasjoner."* En forklaring på generelle trender, og uvanlig høye eller lave eksponeringer bør inkluderes.
- Risikonivået bør fastslås (fortrinnsvis kvantitativt) for å gjøre det mulig å vurdere kontrolltiltakenes tilstrekkelighet og prioriteringen av ytterligere kontrolltiltak.

Konklusjoner og anbefalinger

Det bør trekkes konklusjoner om hvorvidt den/de relevante eksponeringsstandardene er oversteget, og om arbeidet kunne skade den ansattes helse, f. eks. *"Det er sannsynlig at eksponering overstiger eller kan komme til å overstige eksponeringsstandard, og det er sannsynligvis en betydelig risiko", "Man antar at eksponeringene ikke kommer til å nærme seg eksponeringsstandard, og risikoen er ikke vesentlig", "Risikoen er usikker pga. kunnskapsnivået (eller eksponeringsnivået)".*

Man kan også gjerne trekke konklusjoner om kontrolltiltakenes tilstrekkelighet og eventuelle anbefale ytterligere praktiske tiltak for å eliminere eller redusere den vurderte risikoen så langt det er praktisk mulig, f. eks. *"eksisterende kontrollfunksjoner er tilstrekkelige hvis de opprettholdes", "eksisterende kontrollfunksjoner er ikke tilstrekkelige og må oppgraderes".*

Man bør velge anbefalinger ved hjelp av hierarkiet for kontrolltilnærming/tiltak (der personlig verneutstyr er siste utvei), og det bør gis en veiledning om en passende tidsramme for implementering (f. eks. haster, kort, middels eller lang sikt), f. eks. *"Midlertidig stans av arbeidet på nr. 123-prosessen til utbedringstiltak (se nedenfor) er iverksatt", "Personlig verneutstyr er et kortsiktig, midlertidig tiltak. På lenger sikt må det konstrueres kontrolltiltak ...", "Det bør iverksettes et forebyggende vedlikeholdsprogram så snart som praktisk mulig", "Jevnlige gjennomganger bør gjennomføres minst én gang i året for å fastslå om det er nødvendig å modifisere kontrolltiltakene".*

Anbefalinger som stammer fra lovpålagte krav eller liknende retningslinjer bør henvise til det eller de aktuelle kildedokumentene, f. eks. *"xxx Arbeidsmiljø og sikkerhets(støy)forskrifter av 1992 krever at ...", "xxx Standard 4114 Avlukker for sprøytemaling angir at en minimumshastighet på ...".*

AIOHs tilnærming gir leseren mer informasjon og flere alternativer hvis kontrolltiltak er nødvendige. Denne tilnærmingmåten er kun et forslag til rapportarbeid, og de enkelte organisasjoner vil antakelig ha sine egne tilnærmingmåter. Det grunnleggende i alle saker er at informasjonen som samles inn og vurderes blir kommunisert til alle involverte interessenter på en måte og i et format som dekker deres behov eller forventninger. I nesten alle tilfeller vil dette være forskjellig for hver av interessentene.

REFERANSER

ACGIH (2007): Threshold limit values for chemical substances and physical agents and biological exposure indices. ACGIH, 2007

AIHA (1991): A strategy for occupational exposure assessment. AIHA, 1991

AIHA (1998): A strategy for assessing and managing occupational exposures 2nd Edn. AIHA, 1998

AIHA (2006): A strategy for assessing and managing occupational exposures 3rd Edn. AIHA, 2006

AIOH (2006): Guideline for writing occupational hygiene reports. Australian Institute of Occupational Hygienists 2006; www.aioh.org.au (tilgang desember 2011)

AIOH (2007): Principles of Occupational Health & Hygiene. AIOH, 2007

AS2290: Electrical equipment for coal mines – Maintenance and overhaul. Part 3: Maintenance of gas detecting and monitoring equipment. Australian Standard 2290.3, 1990

AS2985: Workplace atmospheres – Method for sampling and gravimetric determination of respirable dust. Australian Standard 2985, 2004

AS2986: Workplace atmospheres – Sampling and analysis of volatile organic compounds by solvent desorption gas chromatography. Part 1: Pumped sampling method, Part 2: Diffusive sampling method. Australian Standard 2986, 2003

AS3640: Workplace atmospheres – Method for sampling and gravimetric determination of inhalable dust. Australian Standard 3640, 2004

AS3853: Health and safety in welding and allied processes – Sampling of airborne particles and gases in the operator's breathing zone. Australian Standard 3853.1, 2006

AS/NZ4360: Risk management. Australian and New Zealand Standard 4360, 2004

BOHS (1993): Sampling strategies for airborne contaminants in the workplace. BOHS Technical Guide No.11, 1993

BSEN689 (1996): Workplace atmospheres – Guidance for the assessment of exposure by inhalation to chemical agents for comparison with limit values and measurement strategy. British and European standard 689, 1996

COSHH Regulations (2002): The control of substances hazardous to health regulations 2002 (as amended). Approved Code of Practice and Guidance L5 (5th Edn), HSE Books, 2005

Dost, A.A. (1996): Monitoring surface and airborne inorganic contamination in the workplace by a field portable x-ray fluorescence spectrometer. *Ann. Occup. Hyg. J.* 5, 589-610

Grantham, D. (2001): Simplified Monitoring Strategies. AIOH, November 2001

Hickey, J.L. & Reist, P.C., (1977): Application of occupational exposure limits to unusual work schedules. *AIHA Journal* 38(ii): 613-621, 1977

HMS

(1992): Biological Monitoring for Chemical Exposures in the Workplace. Guidance Note EH56

ISO (1995): Air quality – Particle size fraction definitions for health related sampling. International Standards Organisation, 1995

MDHS 35/2: Hydrogen fluoride and fluorides in air. Methods for the determination of hazardous substances. HSE, April 1998

MDHS 82: The dust lamp. Methods for the determination of hazardous substances. HSE, March 1997.

MDHS 83/2: Resin acids in rosin (colophony) solder flux fume. Methods for the determination of hazardous substances. HSE, July 2006

NIOSH (1977): Occupational exposure sampling strategy manual. NIOSH January 1977

Oppl, R. Kalberlah, F, Evans, P.G. & Van Hemmem, J.J. (2003): A Toolkit for Dermal Risk Assessment and management: An Overview. *Ann. Occup. Hyg. Vol.47, No.8, 629-640, 2003*

Ottoboni, M.A., (1997): The dose makes the poison: A plain English guide to toxicology, 2nd Edition

Rappaport, S.M. and Selvin, S. (1987): A method for evaluating mean exposure from a lognormal distribution. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* 48, 374-379

Rappaport, S.M., Selvin, S. and Roach, S.A. (1988): A strategy for assessing exposures with reference to multiple exposure limits. *App. Ind. Hyg. J.* 3, 310

SKC (2006): SKC Inc comprehensive catalog and sampling guide; www.skcinc.com (tilgang desember 2011)

Tranter, M. (1999): Occupational Hygiene and Risk Assessment

Tranter, M. (2004): Occupational Hygiene and Risk Management, 2nd Edn

Western Australia Department of Mines & Energy (1999): Adjustment of exposure standards for extended workshifts. Document No. ZME263AA, March 1999

http://www.dmp.wa.gov.au/documents/Guidelines/MSH_G_AdjustmentOfExposureStandardsForExtendedWorkshifts.pdf (tilgang desember 2011)

Wheeler, J.P. and Stancliffe, J.D. (1998): Comparison of methods for monitoring solid particulate surface contamination in the workplace. Ann. Occup. Hyg. J. 7, 477-488

WHO (1997): Determination of Airborne Fibre Number Concentrations: A recommended method by phase contrast optical microscopy (membrane filter method) published by the WHO (1997)