



# Metoder for måling av forurensninger i arbeidsatmosfæren

Det er prøvetakings- og analysemetoder for de fleste stoffer som har en fastsatt grenseverdi. Metodene er tilpasset blant annet type stoff og hvilken form og størrelse det forekommer i.

Analysemetode stiller krav til prøvetakingsutstyr, prøvetakingstid, lagring, transport m.m. Måling av kjemiske og biologiske agens i luft krever at prøvetakingsvolumet er stort nok til at stoffet kan bestemmes med tilstrekkelig nøyaktighet i forhold til grenseverdien. Valg av filter eller adsorbent er ofte kritisk for den etterfølgende analysen.

Det er viktig å ta kontakt med et analyselaboratorium for råd og veiledning om prøvetaking og analyse før kartleggingen.

## Prøvetakingsprinsipper

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

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

### Personlige prøver

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

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

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

### Stasjonære prøver

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

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

## Mobile prøver

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

## Passiv og aktiv prøvetaking

For prøvetaking av forurensninger i arbeidsatmosfæren benyttes ofte to prinsipielt forskjellige teknikker: passiv og aktiv prøvetaking. Ved aktiv prøvetaking trekkes luften gjennom et adsorberende medium hvor forurensningene samles opp. Vanligvis benyttes en pumpe til å trekke luften gjennom mediumet, mens man ved passiv prøvetaking ikke benytter pumper, men utnytter diffusionsprosesser. Aktiv prøvetaking kan benyttes for forurensninger i gass-, væske og fast fase, mens passiv prøvetaking foreløpig er begrenset til forurensninger i gassfase. Passive prøvetakere betegnes som oftest som dosimetre. Bruk av direktevisende måleutstyr er normalt aktiv prøvetaking.

## Passiv prøvetaking med dosimetre

Dosimetre er basert på diffusjon av forurensning gjennom et stillestående luftlag og inn på en adsorbent, en impregnert adsorbent e.l. Dosimetre kan også være basert på diffusjon av forurensning gjennom en membran og inn på en adsorbent eller løsning. Prøvetakere som bygger på diffusjon gjennom en membran, er spesielt nyttige i miljøer hvor den aktuelle forurensningen forekommer i blanding.

Årsaken til dette er at membraner kan gjøres mer eller mindre selektive ved å velge et membranmateriale som er lett gjennomtrengelig for den aktuelle forurensningen, men ugjennomtrengelig for andre komponenter.

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

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

## Aktiv prøvetaking

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

For mange gasser kan også indikatorrør benyttes.

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

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

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

## Direktevisende måleinstrumenter

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

Direktevisende instrumenter er derfor spesielt egnet for å følge konsentrasjoner over tid. Det er nyttig for å kunne vurdere forurensninger som kan forårsake akutte helseeffekter. Man kan også studere tidsbegrensede aktiviteter. Resultatene kan ofte lagres fortløpende, og forskjellige estimater kan leses ut etter prøvetaking, som bl.a. middelvei, maksimums- og minimumsverdi og standardavvik. Instrumentene er ofte utstyrt med en alarm som aktiviseres når en viss verdi overskrides.

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

En svakhet ved flere instrumenter er at de er unøyaktige og mindre spesifikke sammenlignet med andre metoder. Få instrumenter er dessuten utviklet for personbårne målinger, men antallet er økende. Direktevisende instrumenter er spesielt egnet for kartlegging av luftforurensninger i arbeidsatmosfære i forundersøkelser, og for måling av gasser som har en administrativ norm med takverdi.

Kalibrering av instrumentet er en forutsetning for å få pålitelige måleresultater. Instrumenter som har lav spesifisitet, bør kalibreres i samme atmosfære hvor instrumentet skal brukes. Kalibrering av instrumenter beskrives vanligvis i bruksanvisningen, men ofte omtales bare kalibrering av det elektriske systemet. Det er viktig å merke seg at dette ikke er tilstrekkelig, og at instrumenter også må kalibreres i atmosfære med kjent konsentrasjon.

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

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

## Materialprøver

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

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

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

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

## Måling av aerosoler (støv, tåke, røyk)

Aerosol er en felles betegnelse på finfordelte partikler av fast stoff, væske eller en blanding av fast stoff og væske i luft.

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

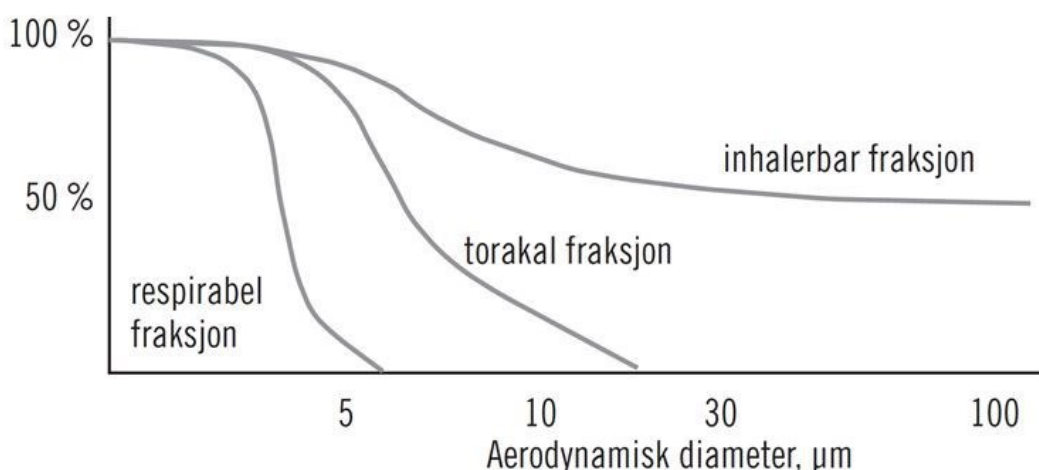
Ved prøvetaking av aerosoler er følgende partikkelfraksjoner av interesse:

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

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

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

Fraksjonene er definert med formler som beskriver andelen som inngår i de ulike fraksjonene som funksjon av aerodynamisk diameter. Inhalerbar fraksjon kan som en tilnærming beskrives som partikler  $\leq 100 \mu\text{m}$ , torakal fraksjon  $< 30 \mu\text{m}$  og respirabel fraksjon  $< 10 \mu\text{m}$ .



Figuren viser andel av den totale aerosolen som funksjon av partikkelstørrelse som inngår i inhalerbar, torakal og respirabel fraksjon som definert i NS-EN 481.

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

## Utstyr for prøvetaking av aerosoler på filter

### Prøvetakingspumper

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

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

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

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

### Filterholdere

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

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

Fastsettelse av grenseverdier for aerosoler er ikke basert på spesielle prøvetakingsmetoder. Ved prøvetaking har man tradisjonelt benyttet en standard metode med tredelt plastkassett med diameter 37 mm eller 25 mm. Disse kassettenes har vist seg ikke å tilfredsstille kravene til prøvetaking av inhalerbar fraksjon beskrevet i NS-EN 481. Ved prøvetaking av aerosoler med aerodynamisk diameter  $> 15 \mu\text{m}$ , vil den inhalerbare fraksjonen bli underestimert ved bruk av disse tredelte kassettenes.

Det foreligger imidlertid ikke andre prøvetakingsmetoder som oppfyller kravene i NS-EN 481 for aerosoler med aerodynamisk diameter  $< 15 \mu\text{m}$ . Det er derfor foreløpig mest korrekt å benytte tradisjonelt utstyr hvis resultatene skal sammenliknes direkte med gjeldende grenseverdier.

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

### Filter

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

## Utstyr for bestemmelse av luftvolum

For nøyе bestemmelse av luftvolum ved prøvetaking måles luftstrømmen gjennom filtret før og etter prøvetaking med et eksternt rotameter som kan avleses med en nøyaktighet på  $\pm 0,1$  l/min.

Rotameteret skal kalibreres jevnlig mot en standard.

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

## Direktevisende utstyr

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

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

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

## Prøvetaking av biologiske faktorer og bioaerosoler

Mulighetene for vurdering av eksponering for biologiske faktorer (agens) og bioaerosoler er begrenset ved at det ikke finnes grenseverdier for vurdering av denne type påvirkning.

For ikke-smittefarlige mikroorganismer som muggsopp og bakterier, kan eksponeringsnivåer bestemmes, men kan ikke vurderes opp mot bestemte tallverdier. Det benyttes ulike metoder med ulike vurderingskriterier som kan gi vesentlig forskjellige svar.

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

NS-EN 13098 og NS-EN 14031 er etablerte standarder for måling av mikroorganismer og endotoksiner (et toksin fra Gram-negative bakterier) i arbeidsatmosfæren

Biologiske faktorer forekommer ofte som aerosoler med biologiske agens bundet til partikler av fast stoff eller væske (eller begge deler). Det finnes en standard som stiller krav til prøvetakingsutstyr for volumetrisk bestemmelse av bioaerosoler og prøvingsmetoder (NS-EN 14583).

Biologiske agens kan være bundet til støv fra plantematerialer som trestøv. Det finnes grenseverdier for trestøv (ulike treslag) som kan måles ved prøvetaking på filter som ellers for aerosoler. Trestøv bestemmes gravimetrisk, og vurderingen av resultatet hviler på antakelsen om hvilken andel trestøv utgjør av total konsentrasjon på filteret.

## **Prøvetaking av løsemidler og andre flyktige organiske forbindelser**

### **Adsorbenter**

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

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

### **Prøvetaking med adsorpsjonsrør**

#### **Adsorpsjonsrør – kullrørsmetoden**

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

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

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

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

### **Prøvetaking med dosimetre**

Passive prøvetakere benyttes primært til personlige langtidsmålinger. Til oppsamling av løsemidler og flyktige organiske forbindelser er aktivt kull i form av en kullplate eller granulert kull den mest anvendte adsorbenten. Metoden er nærmere beskrevet i ISO16200-2, som også beskriver ulike dosimetre og andre adsorbenter.

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

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

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

## Direktevisende instrumenter

Det finnes flere typer instrumenter som kan brukes for måling av flyktige organiske forbindelser.

### Prøvetaking av uorganiske gasser og damper

Prøvetaking med dosimetre og indikatorrør er beskrevet overskriften Prøvetakingsprinsipper. Det samme er prinsippet for impinger (gassvaskeflasker). Dette prøvetakingsutstyret egner seg best til stasjonær prøvetaking.

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

## Kombinert prøvetaking

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