

DIN ISO 16000-34

Diese Norm ist Bestandteil des VDI/DIN-Handbuches Reinhaltung der Luft, Band 5.

ICS 13.040.20

Einsprüche bis 2017-05-31

Entwurf

**Innenraumluftverunreinigungen –
Teil 34: Strategien zur Messung von Schwebstoffen
(ISO/DIS 16000-34:2017);
Text Deutsch und Englisch**

Indoor air –

Part 34: Strategies for the measurement of airborne particles (ISO/DIS 16000-34:2017);
Text in German and English

Air intérieur –

Partie 34: Stratégie pour la mesure des particules en suspension (ISO/DIS 16000-34:2017);
Texte en allemand et anglais

Anwendungswarnvermerk

Dieser Norm-Entwurf mit Erscheinungsdatum 2017-03-31 wird der Öffentlichkeit zur Prüfung und Stellungnahme vorgelegt.

Weil die beabsichtigte Norm von der vorliegenden Fassung abweichen kann, ist die Anwendung dieses Entwurfs besonders zu vereinbaren.

Stellungnahmen werden erbeten

- vorzugsweise online im Norm-Entwurfs-Portal von DIN unter www.din.de/go/entwuerfe bzw. für Norm-Entwürfe der DKE auch im Norm-Entwurfs-Portal der DKE unter www.entwuerfe.normenbibliothek.de, sofern dort wiedergegeben;
- oder als Datei per E-Mail an krdl@din.de möglichst in Form einer Tabelle. Die Vorlage dieser Tabelle kann im Internet unter www.din.de/go/stellungnahmen-norm-entwuerfe oder für Stellungnahmen zu Norm-Entwürfen der DKE unter www.dke.de/stellungnahme abgerufen werden;
- oder in Papierform an die VDI/DIN-Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) - Normenausschuss, 40002 Düsseldorf, Postfach 10 11 39, VDI-Platz 1, 40468 Düsseldorf.

Die Empfänger dieses Norm-Entwurfs werden gebeten, mit ihren Kommentaren jegliche relevanten Patentrechte, die sie kennen, mitzuteilen und unterstützende Dokumentationen zur Verfügung zu stellen.

Gesamtumfang 117 Seiten

VDI/DIN-Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) - Normenausschuss

Inhalt

	Seite
Nationales Vorwort.....	4
Einleitung	12
1 Anwendungsbereich.....	13
2 Normative Verweisungen	13
3 Begriffe	13
4 Ursprung, Eigenschaften und gesundheitliche Implikationen von luftgetragenen Partikeln	16
4.1 Ursprung und Eigenschaften	16
4.2 Gesundheitliche Bedeutung.....	16
5 Quellen von Innenraumpartikeln und Partikeldynamik in Innenräumen	18
5.1 Quellen für Innenraumpartikel.....	18
5.1.1 Typische Innenraumquellen	18
5.1.2 Einfluss der Räumlichkeiten	19
5.1.3 Konzentration und Größenbereich.....	19
5.2 Partikeldynamik in Innenräumen.....	20
5.2.1 Partikelsenken	20
5.2.2 Variationen des Partikelspektrums	21
5.2.3 Auswirkung von Klimaanlage	21
5.2.4 Raumnutzungsbedingungen.....	21
6 Messverfahren für luftgetragene Partikel in Innenräumen	21
6.1 Allgemeines	21
6.2 Beschreibung etablierter Verfahren	22
6.2.1 Impaktor	23
6.2.2 Zyklon	25
6.2.3 Streulichtfotometrie.....	25
6.2.4 Optisches Aerosol-Spektrometer.....	26
6.2.5 Time-of-flight-Spektrometer	27
6.2.6 Kondensationspartikelzähler	27
6.2.7 Vergrößerungsstufe	28
6.2.8 Aerosol-Elektrometer	29
6.2.9 Partikelgrößenpektrometer	29
6.2.10 Oszillations-Mikrowaage	30
6.2.11 Fast response Aerosolspektrometer + Impaktor (FRAS+I)	31
6.2.12 Optische Mikroskopie	31
6.2.13 Rasterelektronenmikroskop.....	32
6.2.14 Transmissionselektronenmikroskopie (TEM)	32
6.2.15 Aerosol-Partikelmassenspektrometer (AMS).....	33
6.2.16 Beta Attenuation Monitor (BAM).....	33
6.2.17 Fast response Aerosolspektrometer (FRAS)	34
7 Allgemeine Probenahme-Empfehlungen.....	34
7.1 Instrumente und Probenahmesystem	35
7.2 Messpunkt	35
7.3 Messzeit und Messdauer	35
7.4 Geschätzte Konzentrationsskala (Mindestwert, Höchstwert, Genauigkeit).....	36

7.5	Hintergrundkonzentration	36
7.6	Auswirkung der Außenluftqualität	37
7.7	Auswirkung der Raumbedingungen.....	37
7.8	Auswirkung der Messung.....	38
8	Messstrategie zur Bestimmung von Schwebstoffen in Innenräumen.....	38
8.1	Vorbereitende Arbeiten – Definition des Messziels und Liste allgemeiner Informationen	38
8.1.1	Erklärung über den Zweck der Messung	39
8.1.2	Liste der erwarteten Hauptquellen	39
8.1.3	Zeitliche Wirkungen.....	39
8.1.4	Beschreibung des Innenraums.....	40
8.2	Sichtprüfung des Raums – Definition der Messplanung und -strategie	40
8.3	Vorläufige Messung.....	41
8.4	Messverfahren.....	42
8.4.1	Verfahren zur Bestimmung des Hintergrunds	42
8.4.2	Verfahren zur Schätzung des Einflusses der Außenluftkonzentration (Umgebungsluft)	43
8.4.3	Verfahren zur Identifizierung der Hauptquellen in einem Raum	44
8.4.4	Verfahren zur Messung der durchschnittlichen und zeitbereinigten Emission einer bestimmten Quelle.....	45
8.4.5	Verfahren zur Schätzung der Effizienz von Eindämmungsverfahren (d. h. Filterung durch die Klimaanlage).....	47
9	Unsicherheitsbewertung	48
10	Bewertung und Angabe der Ergebnisse	48
11	Dokumentation	49
12	Qualitätssicherung.....	49
12.1	Leistungsspezifikationen.....	49
12.2	Qualitätssicherung bei der Bestimmung der Partikelanzahlkonzentrationen	50
12.2.1	Probenahme-Volumenstrom.....	50
12.2.2	Prüfen der Geräteparameter.....	51
12.3	Qualitätssicherung bei der Bestimmung der Partikelmassenkonzentrationen	51
12.3.1	Berechnung der Massenkonzentration auf der Grundlage der gemessenen Zahlenkonzentration	51
12.3.2	Gravimetrische Massenkonzentrationsmessung	51
Anhang A (normativ)	Protokoll für die Messung von Innenraum-Schwebstoffen	52
Anhang B (informativ)	Referenzfallstudien – Beispiele für während Aktivitäten der Raumbenutzer angetroffener Partikelkonzentrationen	57
Literaturhinweise.....		60

Nationales Vorwort

Internationale Technische Regelsetzung zum Innenraumluftbereich

ISO 16000-34 wurde von der Arbeitsgruppe ISO/TC 146/SC 6/WG 21, „Strategies for the measurement of airborne particles“, des Technischen Komitees ISO/TC 146, „Air quality“, Subcommittee (SC 6), „Indoor air“, erarbeitet. Das Sekretariat der WG 21 liegt bei Deutschland. An der Erstellung dieser Norm war der Fachbereich IV „Umweltmesstechnik“ der VDI/DIN-Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) – Normenausschuss maßgeblich beteiligt.

Für die im Abschnitt 2 zitierten Internationalen Normen wird im Folgenden auf die entsprechenden Deutschen Normen hingewiesen:

ISO 16000-1 siehe DIN EN ISO 16000-1

Nationale Technische Regelsetzung zum Innenraumluftbereich

DIN ISO bzw. DIN EN ISO 16000 mit dem allgemeinen Titel Innenraumluftverunreinigungen besteht aus folgenden Teilen:

- DIN EN ISO 16000-1, Allgemeine Aspekte der Probenahmestrategie
- DIN EN ISO 16000-2, Probenahmestrategie für Formaldehyd
- DIN ISO 16000-3, Messen von Formaldehyd und anderen Carbonylverbindungen in der Innenraumluft und in Prüfkammern — Probenahme mit einer Pumpe
- DIN ISO 16000-4, Bestimmung von Formaldehyd — Probenahme mit Passivsammlern
- DIN EN ISO 16000-5, Probenahmestrategie für flüchtige organische Verbindungen (VOC)
- DIN ISO 16000-6, Bestimmung von VOC in der Innenraumluft und in Prüfkammern, Probenahme auf Tenax TA®, thermische Desorption und Gaschromatographie mit MS oder MS-FID
- DIN EN ISO 16000-7, Probenahmestrategie zur Bestimmung luftgetragener Asbestfaserkonzentrationen
- DIN ISO 16000-8, Bestimmung des lokalen Alters der Luft in Gebäuden zur Charakterisierung der Lüftungsbedingungen
- DIN EN ISO 16000-9, Bestimmung der Emission von flüchtigen organischen Verbindungen aus Bauprodukten und Einrichtungsgegenständen — Emissionsprüfkammer-Verfahren
- DIN EN ISO 16000-10, Bestimmung der Emission von flüchtigen organischen Verbindungen aus Bauprodukten und Einrichtungsgegenständen — Emissionsprüfzellen-Verfahren
- DIN EN ISO 16000-11, Bestimmung der Emission von flüchtigen organischen Verbindungen aus Bauprodukten und Einrichtungsgegenständen — Probenahme, Lagerung der Proben und Vorbereitung der Prüfstücke
- DIN EN ISO 16000-12, Probenahmestrategie für polychlorierte Biphenyle (PCB), polychlorierte Dibenzo-p-dioxine (PCDD), polychlorierte Dibenzofurane (PCDF) und polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH)
- DIN ISO 16000-13, Bestimmung der Summe gasförmiger und partikelgebundener dioxin-ähnlicher polychlorierter Biphenyle (PCB) und polychlorierter Dibenzo-p-dioxine/Dibenzofurane (PCDD/PCDF) — Probenahme auf Filtern mit nachgeschalteten Sorbenzien

- DIN ISO 16000-14, Bestimmung der Summe gasförmiger und partikelgebundener polychlorierter dioxin-ähnlicher Biphenyle (PCB) und polychlorierter Dibenzo-p-dioxine/Dibenzofurane (PCDD/PCDF) — Extraktion, Reinigung und Analyse mit hochauflösender Gaschromatographie und Massenspektrometrie
- DIN EN ISO 16000-15, Probenahmestrategie für Stickstoffdioxid (NO₂)
- DIN ISO 16000-16, Nachweis und Zählung von Schimmelpilzen — Probenahme durch Filtration
- DIN ISO 16000-17, Nachweis und Zählung von Schimmelpilzen — Kultivierungsverfahren
- DIN ISO 16000-18, Nachweis und Zählung von Schimmelpilzen — Probenahme durch Impaktion
- DIN ISO 16000-19, Probenahmestrategie für Schimmelpilze
- DIN ISO 16000-20, Nachweis und Zählung von Schimmelpilzen — Bestimmung der Gesamtsporenanzahl
- DIN ISO 16000-21, Nachweis und Zählung von Schimmelpilzen — Probenahme von Materialien
- DIN ISO 16000-23, Leistungsprüfung zur Beurteilung der Konzentrationsminderung von Formaldehyd durch sorbierende Baumaterialien
- DIN ISO 16000-24, Leistungsprüfung zur Beurteilung der Konzentrationsminderung von flüchtigen organischen (ohne Formaldehyd) durch sorbierende Baumaterialien
- DIN ISO 16000-25, Bestimmung der Emission von schwerflüchtigen organischen Verbindungen aus Bauprodukten — Mikro-Prüfkammerverfahren
- DIN ISO 16000-26, Probenahmestrategie für Kohlendioxid (CO₂)
- DIN ISO 16000-27, Standardverfahren für die quantitative Analyse von Asbestfasern in abgelagertem Staub
- DIN ISO 16000-28, Bestimmung der Geruchsstoffemissionen aus Bauprodukten mit einer Emissionsprüfkammer
- DIN ISO 16000-29, Prüfverfahren für VOC Detektoren
- DIN ISO 16000-30, Sensorische Prüfung der Innenraumluft
- DIN ISO 16000-31, Bestimmung von Flamschutzmitteln und Weichmachern auf der Basis phosphororganischer Verbindungen — Phosphorsäureester
- DIN ISO 16000-32, Untersuchung von Gebäuden auf Schadstoffe

Weiterhin wird auf

DIN EN ISO 16017-1, Innenraumluft, Außenluft und Luft am Arbeitsplatz — Probenahme und Analyse flüchtiger organischer Verbindungen durch Sorptionsröhrchen/thermische Desorption/Kapillar-Gaschromatographie — Teil 1: Probenahme mit einer Pumpe

und

DIN EN ISO 16017-2, Innenraumluft, Außenluft und Luft am Arbeitsplatz — Probenahme und Analyse flüchtiger organischer Verbindungen durch Sorptionsröhrchen/thermische Desorption/Kapillar-Gaschromatographie — Teil 2: Probenahme mit Passivsammelern

hingewiesen, in denen VOC-Messungen beschrieben werden.

Um Zweifelsfälle in der Übersetzung auszuschließen, ist die englische Originalfassung der ISO/DIS 16000-34 entsprechend der diesbezüglich durch ISO erteilten Erlaubnis beigelegt. Die Nutzungsbedingungen für den deutschen Text der Norm gelten gleichermaßen auch für den englischen ISO-Text.

Nationaler Anhang NA (informativ)

Literaturhinweise

DIN 70010, *Systematik der Straßenfahrzeuge — Begriffe für Kraftfahrzeuge, Fahrzeugkombinationen und Anhängerfahrzeuge*

DIN EN 14412, *Innenraumluftqualität — Passivsammler zur Bestimmung der Konzentrationen von Gasen und Dämpfen — Anleitung zur Auswahl, Anwendung und Handhabung*

DIN EN ISO 9169, *Luftbeschaffenheit — Definition und Ermittlung von Verfahrenskenngrößen einer automatischen Messeinrichtung*

DIN EN ISO 16000-9, *Innenraumluftverunreinigungen — Teil 9: Bestimmung der Emission von flüchtigen organischen Verbindungen aus Bauprodukten und Einrichtungsgegenständen — Emissionsprüfkammer-Verfahren*

DIN EN ISO 16000-11, *Innenraumluftverunreinigungen — Teil 11: Bestimmung der Emission von flüchtigen organischen Verbindungen aus Bauprodukten und Einrichtungsgegenständen — Probenahme, Lagerung der Proben und Vorbereitung der Prüfstücke*

DIN EN ISO 16017-1, *Innenraumluft, Außenluft und Luft am Arbeitsplatz — Probenahme und Analyse flüchtiger organischer Verbindungen durch Sorptionsröhrchen/thermische Desorption/Kapillargaschromatographie — Teil 1: Probenahme mit einer Pumpe*

DIN EN ISO 16017-2, *Innenraumluft, Außenluft und Luft am Arbeitsplatz — Probenahme und Analyse flüchtiger organischer Verbindungen durch Sorptionsröhrchen/thermische Desorption/Kapillargaschromatographie — Teil 2: Probenahme mit Passivsammlern*

DIN EN ISO/IEC 17025, *Allgemeine Anforderungen an die Kompetenz von Prüf- und Kalibrierlaboratorien*

DIN ISO 12884, *Außenluft — Bestimmung der Summe gasförmiger und partikelgebundener polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe — Probenahme auf Filtern mit nachgeschalteten Sorbenzien und anschließender gaschromatographischer/massenspektrometrischer Analyse*

DIN ISO 16000-3, *Innenraumluftverunreinigungen — Teil 3: Messen von Formaldehyd und anderen Carbonylverbindungen in der Innenraumluft und in Prüfkammern — Probenahme mit einer Pumpe*

DIN ISO 16000-6, *Innenraumluftverunreinigungen — Teil 6: Bestimmung von VOC in der Innenraumluft und in Prüfkammern, Probenahme auf Tenax TA®, thermische Desorption und Gaschromatographie mit MS oder MS-FID*

DIN ISO 16362, *Außenluft — Bestimmung partikelgebundener aromatischer Kohlenwasserstoffe mit Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie*

DIN V EN V 13005, *Leitfaden zur Angabe der Unsicherheit beim Messen*

VDA 276, *Bestimmung organischer Emissionen aus Bauteilen für den Kfz-Innenraum mit einer 1 m³-Prüfkammer*

VDA 277, *Nichtmetallische Werkstoffe der Kfz-Innenausstattung — Bestimmung der Emission organischer Verbindungen*

VDA 278, *Thermodesorptionsanalyse organischer Emissionen zur Charakterisierung von nichtmetallischen Kfz-Werkstoffen*

VDI 2464 Blatt 1, *Messen von Immissionen — Messen von Innenraumluft — Messen von polychlorierten Biphenylen (PCB) — GC/MS-Verfahren für PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180*

VDI 2464 Blatt 2, *Messen von Immissionen — Messen von Innenraumluft — Messen von polychlorierten Biphenylen (PCB) — HR-GC/HR-MS-Verfahren für coplanare PCB*

VDI 2464 Blatt 3, *Messen von Immissionen — Messen von Innenraumluft — Messen von polybromierten Diphenylethern, Hexabromcyclododecan und Hexabrombenzol*

VDI 3484 Blatt 1, *Messen von gasförmigen Immissionen — Messen von Innenraumluftverunreinigungen — Messen von Prüfgasen — Bestimmung der Formaldehydkonzentration nach dem Sulfit-Pararosanilin-Verfahren*

VDI 3484 Blatt 2, *Messen von gasförmigen Immissionen — Messen von Innenraumluftverunreinigungen — Bestimmung der Formaldehydkonzentration nach der Acetylaceton-Methode*

VDI 3498 Blatt 1, *Messen von Immissionen — Messen von Innenraumluft — Messen von polychlorierten Dibenzo-p-dioxinen und Dibenzofuranen — Verfahren mit großem Filter*

VDI 3498 Blatt 2, *Messen von Immissionen — Messen von Innenraumluft — Messen von polychlorierten Dibenzo-p-dioxinen und Dibenzofuranen — Verfahren mit kleinem Filter*

VDI 4252 Blatt 2, *Erfassen luftgetragener Mikroorganismen und Viren in der Außenluft – Aktive Probenahme von Bioaerosolen — Abscheidung von luftgetragenen Schimmelpilzen auf Gelantine/Polycarbonat-Filtern*

VDI 4253 Blatt 2, *Erfassen luftgetragener Mikroorganismen und Viren in der Außenluft – Verfahren zum kulturellen Nachweis der Schimmelpilz-Konzentrationen in der Luft — Indirektes Verfahren nach Probenahme auf Gelantine/Polycarbonat-Filtern*

VDI 4300 Blatt 1, *Messen von Innenraumluftverunreinigungen — Allgemeine Aspekte der Messstrategie*

VDI 4300 Blatt 2, *Messen von Innenraumluftverunreinigungen — Messstrategie für polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH), polychlorierte Dibenzo-p-dioxine (PCDD), polychlorierte Dibenzofurane (PCDF) und polychlorierte Biphenyle (PCB)*

VDI 4300 Blatt 4, *Messen von Innenraumluftverunreinigungen — Messstrategie für Pentachlorphenol (PCP) und γ -Hexachlorcyclohexan (Lindan) in der Innenraumluft*

VDI 4300 Blatt 5, *Messen von Innenraumluftverunreinigungen — Messstrategie für Stickstoffdioxid (NO₂)*

VDI 4300 Blatt 6, *Messen von Innenraumluftverunreinigungen — Messstrategie für flüchtige organische Verbindungen (VOC)*

VDI 4300 Blatt 7, *Messen von Innenraumluftverunreinigungen — Bestimmung der Luftwechselzahl in Innenräumen*

VDI 4300 Blatt 8, *Messen von Innenraumluftverunreinigungen — Probenahme von Hausstaub*

VDI 4300 Blatt 9, *Messen von Innenraumluftverunreinigungen — Messstrategie für Kohlendioxid (CO₂)*

VDI 4300 Blatt 10, *Messen von Innenraumluftverunreinigungen — Messstrategie zum Nachweis von Schimmelpilzen im Innenraum*

VDI 4301 Blatt 1, *Messen von Innenraumluchtverunreinigungen — Messen der Stickstoffdioxidkonzentration — Manuelles photometrisches Verfahren (Saltzman)*

VDI 4301 Blatt 2, *Messen von Innenraumluchtverunreinigungen — Messen von Pentachlorphenol (PCP) und γ -Hexachlorcyclohexan (Lindan) — GC/MS-Verfahren*

VDI 4301 Blatt 3, *Messen von Innenraumluchtverunreinigungen — Messen von Pentachlorphenol (PCP) und γ -Hexachlorcyclohexan (Lindan) — GC/ECD-Verfahren*

VDI 4301 Blatt 4, *Messen von Innenraumluchtverunreinigungen — Messen von Pyrethroiden und Piperonylbutoxid in Luft, Hausstaub und Lösemittel-Wischproben*

VDI 4301 Blatt 5, *Messen von Innenraumluchtverunreinigungen — Messen von Flammschutzmitteln und Weichmachern auf Basis phosphororganischer Verbindungen — Phosphorsäureester*

VDI 4301 Blatt 6, *Messen von Innenraumluchtverunreinigungen — Messen von Phthalaten mit GC/MS*

VDI 4300 Blatt 11, *Messen von Innenraumluchtverunreinigungen — Messstrategie für die Erfassung von luftgetragenen Partikeln im Innenraum — PM_{2,5}-Fraktion*

Folgende VDI-Richtlinie ist in Vorbereitung:

VDI 4301 Blatt 7, *Messen von Innenraumluchtverunreinigungen — Messen von Carbonsäuren*

Innenraumluftverunreinigungen — Teil 34: Strategien zur Messung von Schwebstoffen

Vorwort

Die ISO (Internationale Organisation für Normung) ist die weltweite Vereinigung nationaler Normungsinstitute (ISO-Mitgliedskörperschaften). Die Erarbeitung Internationaler Normen obliegt den Technischen Komitees der ISO. Jede Mitgliedskörperschaft, die sich für ein Thema interessiert, für das ein Technisches Komitee eingesetzt wurde, ist berechtigt, in diesem Komitee mitzuarbeiten. Internationale (staatliche und nichtstaatliche) Organisationen, die mit der ISO in Verbindung stehen, sind an den Arbeiten ebenfalls beteiligt. Die ISO arbeitet bei allen Angelegenheiten der elektrotechnischen Normung eng mit der Internationalen Elektrotechnischen Kommission (IEC) zusammen.

Die Verfahren, die bei der Entwicklung dieses Dokuments angewendet wurden und die für die weitere Pflege vorgesehen sind, werden in den ISO/IEC-Direktiven, Teil 1 beschrieben. Insbesondere die für die verschiedenen ISO-Dokumentenarten notwendigen Annahmekriterien sollten beachtet werden. Dieses Dokument wurde in Übereinstimmung mit den Gestaltungsregeln der ISO/IEC-Direktiven, Teil 2 erarbeitet (siehe www.iso.org/directives).

Es wird auf die Möglichkeit hingewiesen, dass einige Elemente dieses Dokuments Patentrechte berühren können. ISO ist nicht dafür verantwortlich, einige oder alle diesbezüglichen Patentrechte zu ermitteln. Details zu allen während der Entwicklung des Dokuments identifizierten Patentrechten finden sich in der Einleitung und/oder in der ISO-Liste der empfangenen Patenterklärungen (siehe www.iso.org/patents).

Alle in diesem Dokument verwendete Handelsnamen werden als Information zum Nutzen der Anwender angegeben und stellen keine Empfehlung dar.

Eine Erläuterung der Bedeutung ISO-spezifischer Benennungen und Ausdrücke, die sich auf Konformitätsbewertungen beziehen, sowie Informationen über die Beachtung der WTO-Grundsätze zu technischen Handelshemmnissen (TBT, en: Technical Barriers to Trade) durch ISO enthält der folgende Link: www.iso.org/iso/foreword.html.

ISO 16000 besteht aus den folgenden Teilen.

- Teil 1: Allgemeine Aspekte der Probenahmestrategie
- Teil 2: Probenahmestrategie für Formaldehyd
- Teil 3: Messen von Formaldehyd und anderen Carbonylverbindungen in der Innenraumluft und in Prüfkammern — Probenahme mit einer Pumpe
- Teil 4: Bestimmung von Formaldehyd — Probenahme mit Passivsammlern
- Teil 5: Probenahmestrategie für flüchtige organische Verbindungen (VOC)
- Teil 6: Bestimmung von VOC in der Innenraumluft und in Prüfkammern, Probenahme auf Tenax TA®, thermische Desorption und Gaschromatographie mit MS oder MS-FID
- Teil 7: Probenahmestrategie zur Bestimmung luftgetragener Asbestfaserkonzentrationen
- Teil 8: Bestimmung des lokalen Alters der Luft in Gebäuden zur Charakterisierung der Lüftungsbedingungen

- Teil 9: Bestimmung der Emission von flüchtigen organischen Verbindungen aus Bauprodukten und Einrichtungsgegenständen — Emissionsprüfkammer-Verfahren
- Teil 10: Bestimmung der Emission von flüchtigen organischen Verbindungen aus Bauprodukten und Einrichtungsgegenständen — Emissionsprüfzellen-Verfahren
- Teil 11: Bestimmung der Emission von flüchtigen organischen Verbindungen aus Bauprodukten und Einrichtungsgegenständen — Probenahme, Lagerung der Proben und Vorbereitung der Prüfstücke
- Teil 12: Probenahmestrategie für polychlorierte Biphenyle (PCB), polychlorierte Dibenzo-p-dioxine (PCDD), polychlorierte Dibenzofurane (PCDF) und polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH)
- Teil 13: Bestimmung der Summe gasförmiger und partikelgebundener dioxin-ähnlicher Biphenyle (PCB) und polychlorierter Dibenzo-p-dioxine/Dibenzofurane (PCDD/PCDF) — Probenahme auf Filtern mit nachgeschalteten Sorbenzien
- Teil 14: Bestimmung der Summe gasförmiger und partikelgebundener polychlorierter dioxin-ähnlicher Biphenyle (PCB) und polychlorierter Dibenzo-p-dioxine/Dibenzofurane (PCDD/PCDF) — Extraktion, Reinigung und Analyse mit hochauflösender Gaschromatographie und Massenspektrometrie
- Teil 15: Probenahmestrategie für Stickstoffdioxid (NO₂)
- Teil 16: Nachweis und Zählung von Schimmelpilzen — Probenahme durch Filtration
- Teil 17: Nachweis und Zählung von Schimmelpilzen — Kultivierungsverfahren
- Teil 18: Nachweis und Zählung von Schimmelpilzen — Probenahme durch Impaktion
- Teil 19: Probenahmestrategie für Schimmelpilze
- Teil 21: Nachweis und Zählung von Schimmelpilzen — Probenahme von Materialien
- Teil 23: Leistungsprüfung zur Beurteilung der Konzentrationsminderung von Formaldehyd durch sorbierende Baumaterialien
- Teil 24: Leistungsprüfung zur Beurteilung der Konzentrationsminderung von flüchtigen organischen Verbindungen (ohne Formaldehyd) durch sorbierende Baumaterialien
- Teil 25: Bestimmung der Emission von schwerflüchtigen organischen Verbindungen aus Bauprodukten — Mikro-Prüfkammerv Verfahren
- Teil 26: Probenahmestrategie für Kohlendioxid (CO₂)
- Teil 27: Bestimmung von abgelagerten Faserstäuben auf Oberflächen mittels REM (Rasterelektronenmikroskopie) (direkte Methode)
- Teil 28: Bestimmung der Geruchsstoffemissionen aus Bauprodukten mit einer Emissionsprüfkammer
- Teil 29: Prüfverfahren für VOC-Detektoren
- Teil 30: Sensorische Prüfung der Innenraumluft
- Teil 31: Bestimmung von Flammschutzmitteln und Weichmachern auf der Basis phosphororganischer Verbindungen — Phosphorsäureester
- Teil 32: Untersuchung von Gebäuden auf Schadstoffe

Die folgenden Teile sind geplant:

- Teil 33: Bestimmung von Phthalaten mit Gaschromatographie/Massenspektrometrie (GC/MS)
- Teil 34: Strategien zur Messung von Schwebstoffen
- Teil 35: Measurement of polybrominated diphenylether, hexabromocyclododecane and hexabromobenzene
- Teil 36: Standard method for assessing the reduction rate of culturable airborne bacteria by air purifiers using a test chamber
- Teil 37: Strategies for the measurement of PM 2.5
- Teil 38 Determination of amines in indoor and test chamber air — Active sampling on samplers containing phosphoric acid impregnated filters
- Teil 39: Determination of amines in indoor and test chamber air — Analysis of amines by means of high-performance liquid chromatography (HPLC) coupled tandem mass spectrometry (MS MS)
- Teil 40: Indoor Air Quality Management System

Einleitung

Schwebstaubpartikel (allgemein auch als „Feinstaub“ bekannt) spielen nicht nur in Außenbereichen, sondern auch im Bereich der Hygiene, insbesondere in Innenräumen, eine wichtige Rolle. Menschen in Industrieländern verbringen die meiste Zeit des Tages in Innenräumen. Partikel werden entweder von außen in Innenräume getragen oder stammen direkt aus Quellen in Innenräumen wie etwa Rauchen, Hausarbeit und Heimwerken, brennenden Kerzen, Holzverbrennung in Wohnräumen, Kochen, der Benutzung von Druckern usw. Die Konzentration, Zusammensetzung und Korngrößenverteilung von luftgetragenen Partikeln in Innenräumen richtet sich in hohem Maße nach Parametern wie den im Raum vorhandenen Quellen, der Raumgröße, der relativen Luftfeuchtigkeit, der Luftaustauschrate, den Luftströmungsbedingungen und der Senkenwirkung auf Oberflächen (z. B. Wände, Decken, Bodenbeläge, Möbel). Darüber hinaus werden bereits sedimentierte Partikel vorübergehend durch verschiedene Aktivitäten erneut durch die Luft transportiert und können eingeatmet werden. Je nach Einzelfall kann all dies zu einem sehr unterschiedlichen Maß an Feinstaubverschmutzung in Innenräumen führen, dessen Auswirkung auf die Gesundheit nicht leicht zu bestätigen oder zu beurteilen ist.

Die folgenden Räume gelten für die Normenreihe ISO 16000 als Innenräume: Wohnräume mit Wohnzimmern, Schlafzimmern, Arbeitszimmern, Sporträumen, Keller, Küchen und Badezimmern; Arbeitsbereiche oder Arbeitsplätze in Gebäuden, die nicht den Industriesicherheitsvorschriften für Verschmutzung durch Schwebstoffe unterliegen (z. B. Büro- und Geschäftsräume); öffentliche Gebäude (z. B. Restaurants, Theater, Kinos und andere Funktionsräume) sowie Fahrgasträume in Fahrzeugen und allen öffentlichen Verkehrsmitteln (Busse, Eisenbahnen und Flugzeuge).

Epidemiologische und toxikologische Erkenntnisse deuten darauf hin, dass die Einflussfaktoren für die gesundheitliche Auswirkung eng mit den Sub-Mikron-Partikeln verbunden sind (Pope and Dockery 2006). Ultrafeine Partikel (UFP) können in der Tat aufgrund ihrer geringen Größe tief in den Körper eindringen und zur Schädigung der Gesundheit beitragen.

Diese Internationale Norm beschreibt die allgemeinen Strategien zur Messung von luftgetragenen Partikeln einschließlich PM₁₀, PM_{2,5}, PM₁ und UFP. Die Grundlagen der verfügbaren Technologie werden beschrieben und so verglichen, dass Anwender das beste Verfahren für ihre vorgesehene Anwendung auswählen können. Anforderungen an Probenahmeverfahren werden beschrieben. Darüber hinaus werden wichtige Faktoren, die Anwender berücksichtigen sollten, aufgelistet.

1 Anwendungsbereich

Dieser Teil der ISO 16000-er Reihe legt die allgemeinen Strategien zur Bestimmung der Konzentration von Schwebstoffen in Innenräumen fest. Für dieses Dokument wird der Größenbereich von 1 nm bis 100 µm berücksichtigt.

Darüber hinaus beschreibt das Dokument Verfahren zur Identifizierung typischer Partikelquellen in Innenräumen und bietet allgemeine Empfehlungen für repräsentative Probenahmen aus dem Innenraum.

Abschnitt 5 beschreibt die Hauptquellen für Partikel in Innenräumen und ihre Dynamik. Abschnitt 6 beschreibt verschiedene Messverfahren mit ihren Vor- und Nachteilen sowie den Anwendungsbereichen in Innenräumen. Abschnitt 7 enthält einige allgemeine Empfehlungen zur Probenahme. Abschnitt 8 beschreibt die Messstrategien zur Bestimmung von luftgetragenen Partikeln in Innenräumen und Anhang B bietet eine Liste von Referenzfallstudien mit spezifischeren Probenahme-Empfehlungen.

Weitere Dokumente der Normenreihe ISO 16000 werden sich auf die Partikelfraktion beziehen und spezielle Empfehlungen für ihre Messung enthalten.

Die Bestimmung der Messunsicherheit (Abschnitt 9) und die Mindestberichtsanforderungen sind ebenfalls Gegenstand dieser Norm.

Diese Internationale Norm behandelt nicht die Bestimmung von Bio-Aerosolen oder die chemische Charakterisierung von Partikeln. Für die Messung und Beurteilung der Staubzusammensetzung wird auf die entsprechenden technischen Vorschriften in der Internationalen Normenreihe ISO 16000 verwiesen.

Diese Internationale Norm behandelt nicht Fahrgasträume in Fahrzeugen und öffentlichen Verkehrsmitteln.

2 Normative Verweisungen

Die folgenden Dokumente, die in diesem Dokument teilweise oder als Ganzes zitiert werden, sind für die Anwendung dieses Dokuments erforderlich. Bei datierten Verweisungen gilt nur die in Bezug genommene Ausgabe. Bei undatierten Verweisungen gilt die letzte Ausgabe des in Bezug genommenen Dokuments (einschließlich aller Änderungen).

ISO 16000-1, *Indoor air — Part 1: General aspects of sampling strategy*

3 Begriffe

Für die Anwendung dieses Dokuments gelten die folgenden Begriffe

3.1

äquivalenter Durchmesser

Durchmesser eines kugelförmigen Partikels mit denselben geometrischen, optischen, elektrischen und aerodynamischen Eigenschaften wie das untersuchte Partikel.

[QUELLE: ISO 4225]

3.2

aerodynamischer Durchmesser

Durchmesser einer Kugel mit einer Dichte von 1 g cm⁻³ mit derselben Endgeschwindigkeit aufgrund von Gravitationskräften in ruhiger Luft wie das Partikel unter den vorherrschenden Temperatur-, Druck- und relativen Luftfeuchtigkeitsbedingungen

[QUELLE: ISO 7708]

Anmerkung 1 zum Begriff: Der aerodynamische Durchmesser wird anhand der folgenden Formel berechnet:

$$D_a = D_p \sqrt{\frac{1}{\chi} \sqrt{\frac{\rho_p}{\rho_0}}} \quad (1)$$

Dabei ist

D_a der aerodynamische Durchmesser;

D_p der Partikeldurchmesser;

ρ_p die Partikeldichte;

ρ_0 die Standarddichte;

χ der Formfaktor.

Anmerkung 2 zum Begriff: Der Formfaktor beschreibt, in welchem Maß die Widerstandskraft eines unregelmäßig geformten Partikels größer ist als bei einer Kugel mit demselben Volumen [1].

Anmerkung 3 zum Begriff: Der aerodynamische Durchmesser bestimmt die Sedimentierungs- und Trennungseigenschaften von Partikeln in Impaktoren. Dies ist auch für das Eindringverhalten und die Bindung der Partikel im menschlichen Körper von besonderer Bedeutung.

Anmerkung 4 zum Begriff: Je nach Messverfahren werden verschiedene Definitionen für den Partikeldurchmesser verwendet. Diese verschiedenen Durchmesser sind nur indirekt vergleichbar, da unterschiedliche Partikeleigenschaften gemessen werden, wie etwa der geometrische Durchmesser, der Durchmesser gemäß der dielektrischen Beweglichkeit und der Durchmesser auf der Grundlage der Lichtstreuungseigenschaften.

3.3

Aerosol

eine Suspension in einem gasförmigen Medium aus Festpartikeln, flüssigen Partikeln oder festen und flüssigen Partikeln mit einer vernachlässigbaren Fallgeschwindigkeit

[QUELLE: ISO 23210]

3.4

Anzahlkonzentration

Anzahl der Partikel pro Volumenelement des Trägergases (Luft)

[QUELLE: EN 1822-1]

3.5

coarse mode

Partikelfraktion mit einem Durchmesser von mehr als 2,5 µm

Anmerkung 1 zum Begriff: coarse mode-Partikel bestehen im Wesentlichen aus mechanischem Abrieb und aufgewirbeltem Sediment und Bodestaub.

3.6

Feinstaub

Fraktion luftgetragener Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser unter 10 µm

[QUELLE: EN 15445]

Anmerkung 1 zum Begriff: Diese Internationale Norm behandelt die PM_{2,5}-Feinstaubfraktion.

3.7

fein

Partikelfraktion mit einem Durchmesser unter 2,5 µm

Anmerkung 1 zum Begriff: Feinmodus-Partikel werden hauptsächlich aus Gasen und weiterhin durch Nukleierung und Kondensation gebildet.

3.8

Massenkonzentration c

Verhältnis der Masse m des gemessenen Elements zum Gasvolumen V

$$c = \frac{m}{V} \quad (2)$$

[QUELLE: EN 15259]

3.9

Partikel

kleine diskrete Masse aus Fest- oder Flüssigstoff

[QUELLE: ISO 29464]

3.10

Partikelkonzentration

Anzahl der Partikel pro Volumeneinheit der Flüssigkeit

[QUELLE: ISO 29464]

3.11

PM_{2,5}

Fraktion luftgetragener Partikel, die durch einen größenselektiven Prüfkopf mit einer Trennungseffizienz von 50 % mit einem aerodynamischen Durchmesser von 2,5 µm geht

[QUELLE: EN 12341]

3.12

PM₁₀

Fraktion luftgetragener Partikel, die durch einen größenselektiven Prüfkopf mit einer Trennungseffizienz von 50 % mit einem aerodynamischen Durchmesser von 10 µm geht

[QUELLE: EN 12341]

3.13

luftgetragene Partikel

alle luftgetragenen Partikel in einem unberührten Luftvolumen

[QUELLE: EN 12341]

3.14

Trenndurchmesser ("cut-off")

aerodynamischer Durchmesser, ab dem eine Impaktorphase eine Trennungseffizienz von 50 % hat

[QUELLE: ISO 23210]

3.15

Feinstpartikel (UFP)

Partikelfraktion mit einem Durchmesser unter 100 nm

3.16

Volumenkonzentration

Gesamtvolumen aller verteilten Partikel pro Volumeneinheit des Trägergases

4 Ursprung, Eigenschaften und gesundheitliche Implikationen von luftgetragenen Partikeln

4.1 Ursprung und Eigenschaften

Luftgetragene feste und flüssige Partikel wie etwa in Form von Staub, Rauch, Sprühnebel und Nebel sind seit jeher Bestandteil der Atmosphäre und werden gemeinschaftlich als Aerosol bezeichnet. Natürliche Quellen, die zur Freisetzung primärer Partikel in der Luft beitragen, sind beispielsweise Ozeane, Wüsten, Pflanzen, Vulkanausbrüche, Erosionen und Feuer. Darüber hinaus führt atmosphärische Fotochemie biogener flüchtiger organischer Verbindungen (bekannt als Vorläuforgase wie etwa Isopren und Monoterpene) zur Generierung sekundärer Partikel. Der Anteil primärer und sekundärer anthropogener Partikel am atmosphärischen Partikelspektrum steigt seit einigen Jahren. Durch industrielle Prozesse und die Verbrennung fossiler Ölprodukte sowie Steinkohle, Braunkohle und Biomasse gelangen große Mengen Kohlendioxid, Kohlenmonoxid, Stickstoffdioxid, Schwefeldioxid, organischer und elementarer Kohlenstoff sowie andere Gase und Partikel in die Troposphäre. Laut WHO (Weltgesundheitsorganisation) umfassen die Quellen hoher Konzentrationen anthropogener Partikel insbesondere Verbrennungsprozesse und fotochemische Reaktionen aus anthropogenen Vorläuforgasen [2]. Abriebs- und Aufwirbelungsprozesse (z. B. aus der Schüttguttransportindustrie, der Landwirtschaft und der Bauindustrie) können ebenfalls zur Feinstaubverschmutzung und insbesondere durch gröbere Partikelfraktionen (coarse mode) beitragen.

Die Wechselwirkung zwischen natürlichen und anthropogenen Aerosolen aus lokalen, regionalen und entfernten Quellen führen zu einem Umgebungsaerosol, dessen Zusammensetzung erheblichen räumlichen und zeitlichen Schwankungen unterliegt. Umgebungsaerosol in Städten wird oftmals als urbanes Aerosol bezeichnet.

Das Umgebungsaerosol besteht aus verschiedenen Partikelgrößen, d. h. Ultrafein-, Fein- und Grobpartikeln. Die chemische Zusammensetzung kann je nach Quelle und Transportbedingungen erheblich variieren [3]. In der Umgebung industrieller Anlagen werden manchmal erhöhte Elementkonzentrationen gemessen. Partikel mit einem Durchmesser von < 50 nm bestehen im Wesentlichen aus organischen Verbindungen mit geringer Flüchtigkeit.

Das dynamische Verhalten von Aerosolen hängt immer von den Eigenschaften der Aerosolpartikel selbst und den Eigenschaften der Umgebung einschließlich potenzieller Senken ab. Dies ist ein dynamisches System, das konstanten Veränderungen durch verschiedene physikalische und chemische Prozesse unterliegt, die darüber hinaus charakteristisch für Fraktionen unterschiedlicher Größe im gesamten Aerosol sind. Nukleierung führt zu Partikeln mit Durchmessern von einigen Nanometern (Nukleierungsmodus). Kondensation und Koagulation führen zu weiteren Wachstumsprozessen (Akkumulationsmodus). Abriebs- und Aufwirbelungsprozesse erzeugen bestimmte Partikel im größeren Partikelgrößenbereich (coarse modes) [1; 5].

Luftgetragene Partikel sind daher ein Gemisch aus verschiedenen luftverunreinigenden Stoffen mit sehr unterschiedlicher Form, Größe, chemischer Zusammensetzung und physikalischen Eigenschaften. Die Messung von luftgetragenen Partikeln ist daher schwierig und der Markt bietet eine Vielzahl unterschiedlicher Verfahren. Die Autoren kritisierten in Anbetracht der Ergebnisse insbesondere die schlechte Vergleichbarkeit der Partikelmessverfahren aufgrund fehlender Normen.

4.2 Gesundheitliche Bedeutung

Aufgrund epidemiologischer Studien wird seit vielen Jahren angenommen, dass die Feinstaubverschmutzung der Umgebungsluft zu gesundheitlichen Problemen führen kann, ohne dass hierfür bisher relevante Schwellenwerte ermittelt wurden [6]. Allgemein wird von einem linearen Dosis-Wirkungs-Verhältnis ausgegangen. Mit dem Inkrafttreten der EG-Luftqualitätsrichtlinie (1999/30/EG) im Jahr 2005 rückte dieses Thema in den Mittelpunkt der öffentlichen Aufmerksamkeit. Diese Richtlinie sieht Grenzwerte für den täglichen und jährlichen Mittelwert von PM_{10} in der Umgebungsluft vor. Für die $PM_{2,5}$ -Fraktion legt die Ergänzung dieser Richtlinie (2008/50/EG) einen Jahresmittelwert von $25 \mu g m^{-3}$ als Sollwert ab 2010

und Grenzwert ab 2015 fest, der ab 2020 auf $20 \mu\text{g m}^{-3}$ zu senken ist. Die PM_{10} -Grenzwerte bleiben in der neuen Version unverändert (24-Stunden-Mittelwert: $50 \mu\text{g m}^{-3}$, der 35-mal pro Jahr überschritten werden darf, Jahresmittelwert: $40 \mu\text{g m}^{-3}$). Der aktuelle in der EG-Luftqualitätsrichtlinie festgelegte Grenzwert für PM_{10} stellt im Hinblick auf die Art, das Niveau und die Messstrategie einen Grundsatz zur Begrenzung der Gesundheitsrisiken durch Feinstaub in der Umgebungsluft dar.

Die 2006 von der WHO vorgeschlagenen vorübergehenden Werte und Sollwerte für Feinstaub in der Umgebungsluft können im Prinzip auch auf Innenräume angewendet werden [2]. Dieser WHO-Vorschlag bezieht sich jedoch hauptsächlich auf durch Verbrennungsquellen emittierte Partikel. Hierbei handelt sich größtenteils um Partikel der Fraktion $\text{PM}_{2,5}$.

Epidemiologische Studien zeigen, dass hohe Feinstaubkonzentrationen in der Umgebungsluft mit gesundheitlichen Konsequenzen wie etwa Schädigungen des Herz-Kreislauf-Systems und der Atemwege sowie einer erhöhten Morbiditäts- und Mortalitätsrate verbunden sind [7]. Eine zusammenfassende Analyse europäischer Zeitreihen- und Panel-Studien zur Auswirkung von Partikeln in der Umgebungsluft aus dem Jahr 2004 im Auftrag der WHO ergab ein statistisch signifikant erhöhtes Risiko im Hinblick auf die Gesamtmortalitätsrate, d. h. die durch Atemwegserkrankungen und Herz-Kreislauf-Erkrankungen in allen Altersgruppen verursachte Mortalität und die Zahl der Krankenhausaufenthalte von älteren Patienten aufgrund Atemwegserkrankungen ohne Husten und die Einnahme von Asthma-Medikamenten [8]. Aufgrund dessen wurden Grenzwerte für die Feinstaubkonzentration in der Umgebungsluft entwickelt. Im Gegensatz zu der Anzahl der Studien, die die Wirkung von Aerosolen in der Umgebungsluft auf die menschliche Gesundheit beschreiben, bestehen bisher nur wenige Studien zur Innenraumluft [9].

Die WHO empfiehlt eine Minimierung der Feinstaubbelastung in Innenräumen. Eine Beurteilung der Auswirkungen auf die Gesundheit ist derzeit kaum möglich.

In Anbetracht dieser Aspekte können die folgenden Aussagen zu den gesundheitlichen Implikationen des Feinstaubes in der Innenraumluft getroffen werden:

- Weder die Immissionsgrenzwerte der EG-Richtlinie 1999/30/EG noch die von der WHO [2] vorgeschlagenen Jahres- oder täglichen Mittelwerte für PM_{10} in der Umgebungsluft können zur Beurteilung der Innenraumluft herangezogen werden.
- In Abwesenheit spezifischer Innenraum-Staubquellen werden die Konzentrationen von $\text{PM}_{2,5}$ in Gebäuden im Wesentlichen auf der Grundlage des Feinstaubes in der Umgebungsluft und durch Aufwirbelung bestimmt [10]. Es erscheint daher sinnvoll, den von der WHO abgeleiteten täglichen Mittelwert für $\text{PM}_{2,5}$ für Gebäude ohne spezielle Innenraumquellen als Richtwert zu verwenden.
- Der vorgenannte WHO-Bewertungsstandard, der sich nur auf $\text{PM}_{2,5}$ bezieht, kann jedoch nicht sinnvoll auf Innenräume wie Küchen, Keller, Räume, in denen handwerkliche Aktivitäten oder Hobbys ausgeübt oder öffentliche Einrichtungen übertragen werden.
- Die derzeitige Abwesenheit geeigneter Bewertungsstandards, die für alle Innenräume und Partikelgrößen gelten, bedeutet jedoch nicht, dass Feinstaub in der Innenraumluft als „nicht gesundheitsschädlich“ bewertet werden sollte. Solange keine gültige Bewertung in Form von Leit- oder Grenzwerten möglich ist, sollten aus Gründen der Vorsicht grundsätzliche Verfahren zur Verbesserung der Innenraum-Luftqualität implementiert werden. In vielen Fällen könnten auch geeignete Belüftungsverfahren zur Reduzierung des Feinstaubproblems beitragen.

Bei der Erwägung der gesundheitlichen Implikationen der Partikelbelastung in Innenräumen sollten nicht nur die Partikelgröße, sondern auch die chemische Zusammensetzung und die Morphologie der Partikel berücksichtigt werden. Diese Richtlinie behandelt nicht die Bestimmung dieser Parameter.

5 Quellen von Innenraumpartikeln und Partikeldynamik in Innenräumen

Feinstaubkonzentrationen in Innenräumen können aus dauerhaften Quellen (z. B. Umgebungsluft, Heizung) oder nicht-dauerhaften Quellen (z. B. Kochen, Rauchen, brennende Kerzen, Drucker) stammen. Aufgrund der verschiedenen Standorte und Dynamiken dieser Quellen können Größe, Verteilung und Zusammensetzung von Innenraumpartikeln erheblich schwanken. Die nachfolgend erwähnten Prozesse sind von besonderer Bedeutung. Alle Prozesse gemeinsam induzieren und bestimmen die Dynamik des Innenraumpartikelspektrums [11] (siehe Bild 1).

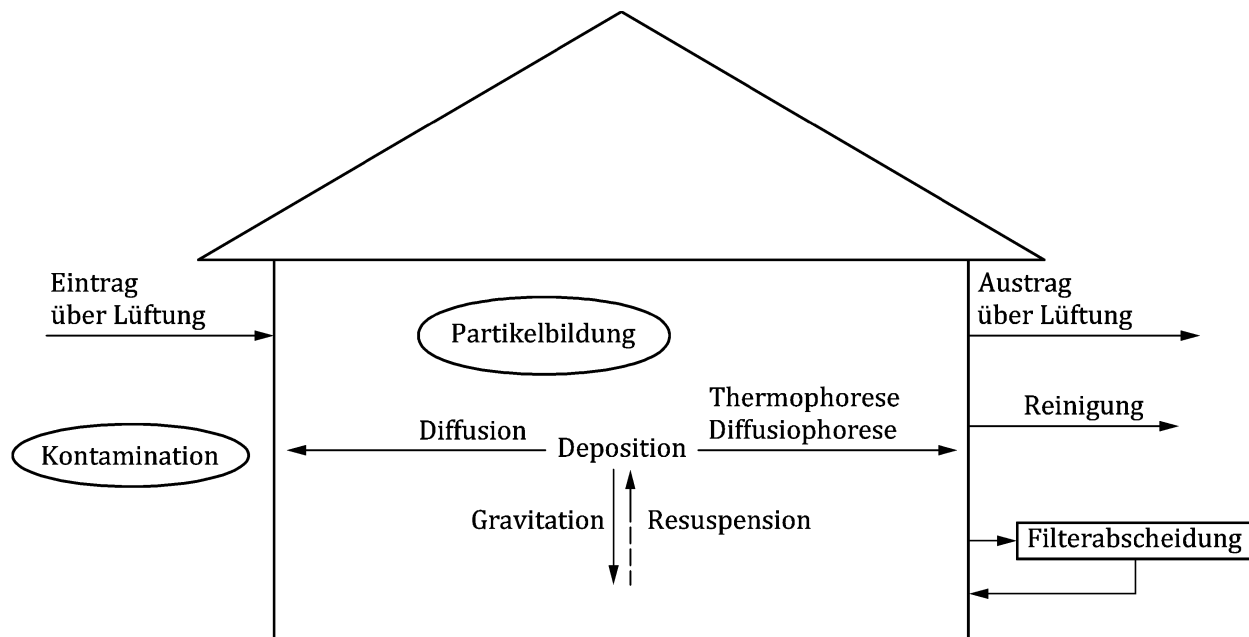


Bild 1 — Partikelbildung und -dynamik in Innenräumen [entnommen aus 12]

5.1 Quellen für Innenraumpartikel

5.1.1 Typische Innenraumquellen

Die Hauptpartikelquellen in Innenräumen sind:

- Eindringen von Aerosolen aus Außenbereichen durch Fenster, Türen und Gebäudehüllen. Im Fall einer hohen Luftaustauschrate besteht eine sehr hohe Wahrscheinlichkeit, dass Partikel aus der Umgebungsluft in das Gebäude eindringen. Diese Wahrscheinlichkeit nimmt mit Reduzierung der Luftaustauschrate ab [13]. Die Anwesenheit von Klimaanlage und damit verbundenen Luftfiltersystemen hat natürlich einen erheblichen Einfluss. Der Anteil von Umgebungsluft-Aerosolen in Innenräumen (selbst bei geschlossenen Fenstern) hängt von der Partikelgröße ab und ist bei Partikeln im Bereich von ca. 0,3 µm am höchsten [14].
- Verbrennungsprozesse wie etwa Rauchen, brennende Kerzen, offenes Feuer, Kamine, Räucherstäbchen
- Aktivitäten wie Kochen, Putzen, Hobbys, Heimwerken, Textilabrieb, Benutzung von Haushalts- und Bürogeräten
- Menschen und Haustiere (Hautschuppen und Haarpartikel), Mikroorganismen (Schimmel, Bakterien, Zellfragmente usw.), Pollen und andere Allergene
- Partikel-Neubildung durch physikalisch-chemische Reaktionen flüchtiger organischer Verbindungen (VOC) wie etwa Ozon-Terpen-Reaktion
- Resuspension sedimentierter Partikel: verschiedene Aktivitäten können zu einem Aufwirbeln der Partikel von Oberflächen im Raum führen.

5.1.2 Einfluss der Räumlichkeiten

Es gibt zahlreiche unterschiedliche Partikelquellen in Innenräumen. In genutzten Räumen werden Innenraum-Aerosole oftmals durch Innenraumquellen beeinflusst, die sich entweder in dem untersuchten Raum oder in benachbarten Räumen befinden können. Anhang B enthält eine nicht erschöpfende Liste mit Fallstudien, die als gute Anregungsquelle für die Anwendung je nach angestrebtem Zweck dienen können. Die nachfolgende Liste enthält einige typische Quellen, die in verschiedenen Arten von Räumen zu finden sind und ebenfalls erwogen werden sollten:

a) Typische Quellen in Wohnräumen:

- Kochen, Heizen, Rauchen, Kerzen, Kamine, Duftölbrenner
- Körperpflege- und Reinigungsprodukte (Sprays)
- Elektrogeräte (Kühlschränke, Staubsauger)
- Menschen, Haustiere
- Abrieb von Textilien und Textil-Bodenbelägen

b) Typische Quellen in Büroräumen:

- Büromaschinen (Drucker, Kopierer, Computer)
- Klimaanlage
- Menschen
- Externe Einflüsse (Rauchen, angrenzende Produktionsräume)
- Abrieb von Textilien und Textil-Bodenbelägen

c) Typische Quellen in Kindergärten und Schulen:

- Menschliche und äußere Partikel, die mit der Kleidung hereingetragen werden (z. B. Tierhaare)
- Aktivitäten (Kochen, künstlerische Aktivitäten, Handwerksarbeiten)
- Elektrogeräte (Drucker, Kopierer, Computer)
- Sitzzecken
- Tiere
- Klimaanlage, sofern vorhanden

5.1.3 Konzentration und Größenbereich

Luftgetragene Partikel in Innenräumen umfassen einen breiten Größenbereich von wenigen Nanometern bis zu 100 µm. Die Partikelgröße wird erheblich durch den Ursprung des Partikels, aber auch durch die chemische und physikalische Reaktion nach der Entstehung beeinflusst. Bild 2 bietet eine nicht erschöpfende Liste typischer Innenraumquellen für Schwebstoffe mit den typischen Größenbereichen.

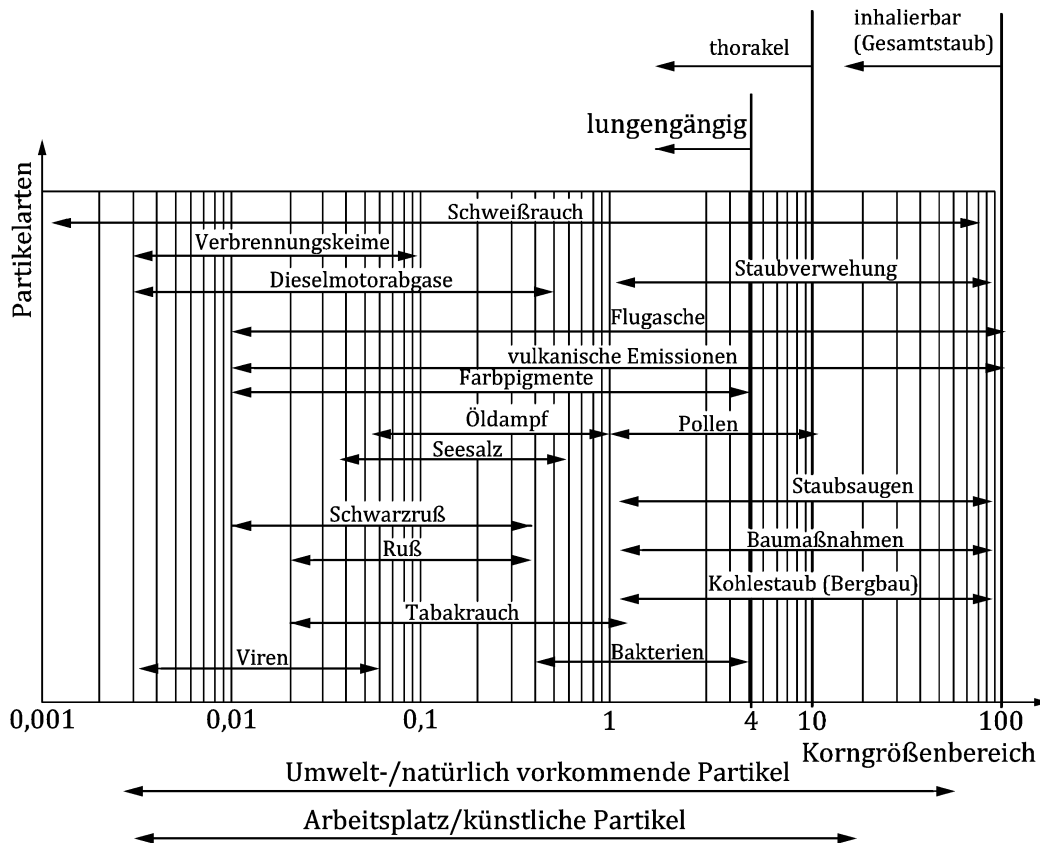


Bild 2 — Quellen von Innenraum-Schwebstoffen

Die berechnete Konzentration hängt von zahlreichen Faktoren wie etwa *unter anderem* der Intensität der Quelle, der Art, Eigenschaften, Intensität und Häufigkeit der Nutzung, dem Abstand zwischen der Quelle und dem Messgerät sowie den spezifischen Eigenschaften des Raums und hier insbesondere der Belüftungsrate ab. Die Angabe empirischer Bereiche möglicher Konzentrationswerte durch Innenraumluft-Messungen in Wohnräumen ist daher äußerst schwierig. Schlussfolgerungen über Hygienrisiken in Verbindung mit den gemessenen Partikelzahlen zu ziehen, ist ebenfalls recht schwierig und sollte nur erfolgen, wenn alle Parameter berücksichtigt wurden. Literatur zu den spezifischen Aktivitäten oder dem Untersuchungszweck ist verfügbar. Einige Beispiele sind in Anhang B aufgelistet. Die im Rahmen dieser Studie erhaltenen Werte können Experten und/oder Messinstituten in Zukunft bei Feinstaubmessungen durch korrekte Auswahl des effektiven Messbereichs unterstützen.

5.2 Partikeldynamik in Innenräumen

5.2.1 Partikelsenken

Die Hauptsinken für Partikel in Innenräumen sind:

- Ablagerung von Partikeln auf Innenraumflächen. Partikel im Größenbereich um 0,1 µm weisen die geringsten Ablagerungsraten auf, wohingegen kleinere und größere Partikel eine wesentliche höhere Ablagerungsrate haben. Dieser Prozess wird in hohem Maße beispielsweise von Luftbewegungen im Raum, den Möbeln und der Art der Oberflächen im Raum beeinflusst [15]. Es ist wichtig, zwischen den Prozessen der Sedimentation, der Impaktion und der Diffusion zu unterscheiden [16]. Diese Prozesse reduzieren die Anzahl, die Masse, das Volumen und die Oberflächenkonzentration.
- Bestimmte bauliche, physikalische und klimatische Bedingungen können die Konzentration der Partikel in der Innenraumluft durch ihre Ablagerung auf Oberflächen reduzieren (Senkenwirkung). Dies liegt an dynamischen Aerosolprozessen, die als Thermophorese und Elektrophorese bezeichnet werden [17]. Diese Prozesse führen zur Ablagerung kleiner Partikel mit aerodynamischen Durchmessern von weniger als 1 µm auf Oberflächen.

5.2.2 Variationen des Partikelspektrums

Wie bereits erwähnt, tritt nach der Partikelemission aus der Quelle eine physikalische und chemische Reaktion auf, die eine wesentliche Auswirkung auf die Partikelgröße hat. Die Ablagerung kleinerer Partikel auf der Oberfläche größerer Partikel und die Verschmelzung kleinerer Partikel zu größeren Partikeln (Koagulation) kann die Partikelanzahlkonzentration reduzieren ohne die Gesamt-Massenkonzentration zu verändern. Wenn solche Wachstumsprozesse Partikel über dem Trenndurchmesser der gemessenen Massenfraktion produzieren, wie etwa im Fall von $PM_{2,5}$ -Partikeln $> 2,5 \mu m$, führt dies ebenfalls zu einer Reduzierung der Massenkonzentration dieser Fraktion. Die Anbindung von Verbindungen mit geringer Flüchtigkeit an Partikel ändert nicht die Anzahlkonzentration.

Darüber hinaus wird eine sekundäre Partikelbildung aus Vorläufergasen beobachtet und das Partikelspektrum daher durch den Abstand zwischen der Quelle und dem Messort sowie durch die Anwesenheit anderer Quellen in dem Raum aufgrund der Kreuzreaktion zwischen den verschiedenen emittierten Stoffen beeinflusst.

5.2.3 Auswirkung von Klimaanlage

Klimaanlagen beeinflussen die Innenraum-Partikelkonzentration und -dynamik beispielsweise durch Luftkanäle, Filterung sowie Strömungs- und Austrittsgeschwindigkeit der Luft. Falsch installierte oder gewartete Systeme können die Partikelbelastung des Raums erhöhen.

5.2.4 Raumnutzungsbedingungen

Die überwiegend diskontinuierliche und benutzerabhängige Feinstaubbelastung in Innenräumen kann in zwei Gruppen unterteilt werden. Einerseits zählen hierzu konkret klassifizierbare Quellen, die aus der Nutzung einzelner Geräte oder Einrichtungsgegenstände resultieren. Darüber hinaus gibt es „diffuse“ Quellen, die von den Benutzern selbst ausgehen. Hierzu zählen üblicherweise Feinstäube, die von Menschen/Benutzern und ihrer Kleidung hereingetragen werden. Die Summe dieser Quellen bestimmt die zu einem gegebenen Zeitpunkt in der Luft gemessene Feinstaubkonzentration.

Die Quellen und ihre hochvariablen Einflüsse auf die Feinstaubkonzentration in der Innenraumluft ermöglichen keine konsistente Festlegung von Messbedingungen. Das Messverfahren sollte daher anhand der Aufgabe und Situation in jedem Einzelfall abgeleitet und begründet werden. Diese Begründung sollte in dem Prüfbericht zusammen mit dem gewählten Messverfahren und den Probenahmebedingungen protokolliert werden (siehe EN ISO 16000-1, Abschnitt 4). Andere Parameter wie etwa in Bezug auf die Belüftung gemäß anderen Spezifikationen (z. B. Arbeitsstättenverordnung [18]) sollten berücksichtigt werden. Dementsprechend kann auch kein „Standardszenario“ definiert werden.

6 Messverfahren für luftgetragene Partikel in Innenräumen

6.1 Allgemeines

Für die Messung von luftgetragenen Partikeln in Innenräumen steht eine Vielzahl sich ergänzender Messverfahren zur Verfügung [19; 20].

Anhand der verschiedenen Verfahren werden die folgenden gemessenen Variablen entweder als integrale oder größenbereinigte Mengen bestimmt:

- Partikelmassenkonzentration
- Partikelanzahlkonzentration
- Partikeloberflächenkonzentration
- Partikelvolumenkonzentration

Diese Variablen werden entweder direkt gemessen oder auf der Grundlage der gemessenen Werte berechnet. Wenn im letzteren Fall beispielsweise die Oberflächenkonzentration aus der Anzahlkonzentration der verschiedenen Partikelgrößenfraktionen berechnet wird, muss geprüft werden, ob das Berechnungsverfahren für die vorgesehene Aufgabe plausibel ist.

ANMERKUNG Die Schätzung der Massenkonzentration aus der Anzahlkonzentration ist nur möglich, wenn die räumliche Partikelgrößenverteilung und die Dichte der Partikel bekannt sind (siehe Abschnitt 7).

Fein- und Ultrafeinpartikel (unter 1 µm) können besser durch die Anzahl- oder Oberflächenkonzentration als durch die Massenkonzentration charakterisiert werden. Größere Partikel mit einer Größe von mehr als 1 µm können durch die Massenkonzentration und die Anzahlkonzentration charakterisiert werden.

Partikel können anhand unterschiedlicher physikalischer Grundsätze (optischer Durchmesser, aerodynamischer Durchmesser oder elektrische Mobilität der Partikel) in verschiedene Größenklassen unterteilt werden. Durch verschiedene Instrumente auf der Grundlage verschiedener Verfahren erhaltene Ergebnisse werden daher grundsätzlich unterschiedlich sein. Bei dem Vergleich von durch unterschiedliche Messverfahren erhaltenen Ergebnissen ist daher besondere Vorsicht geboten.

6.2 Beschreibung etablierter Verfahren

Bild 3 bietet eine Übersicht der am häufigsten für Innenraummessungen verwendeten etablierten Verfahren und kann bei der Auswahl des am besten für die jeweilige Anwendung geeigneten Verfahrens helfen.

Die Auswahl basiert auf der betreffenden Größe, aber auch auf der gesammelten Volumenstromrate und der geforderten Mindesterkennungsgrenze und der zeitlichen Auflösung.

ANMERKUNG Einzelpartikelmessungen sind genauer und eignen sich für die Messung bei geringer Konzentration oder wenn eine schnelle Reaktionszeit erforderlich ist. Bei anderen Instrumenten sollten Partikel zunächst akkumuliert werden, bevor sie erkannt werden können. Einige Messverfahren ermöglichen sehr zeitnahe Messungen oder Messungen innerhalb eines sehr kurzen Zeitraums (üblicherweise weniger als 1 Sekunde für ein LSAS; 5 bis 10 Minuten für ein DMAS). Andere Verfahren erfordern die Sammlung von Partikeln über einen langen Zeitraum, üblicherweise 24 Stunden, und bieten daher nur Informationen zu einem langen Gesamtzeitraum. Verfahren, die eine Erfassung über einen langen Zeitraum erfordern, sind grundsätzlich weniger genau und erfordern die Sammlung einer größeren Menge als andere Messverfahren.

Die Kurzbeschreibungen aller in Bild 3 aufgelisteten Verfahren sowie ihre Leistungsfähigkeit und Beschränkungen werden zusammenfassend in Abschnitt 6.2.1 bis 6.2.17 beschrieben. Vor der Anwendung eines Instruments sollte die genaue Beschreibung des Verfahrens in den jeweiligen Richtlinien nachgelesen werden, sofern vorhanden. Bestimmte Internationale Normen der Normenreihe ISO 16000 bieten eine ausführliche Beschreibung der aufgelisteten Verfahren

		Äquivalentdurchmesser (µm)					Messgröße	Unterer Grenzwert	Oberer Grenzwert	Probenfluss	Typische Zeit- auflösung oder Probenahmezeit	Kalibrierung	Nachweisbarkeit	Standards										
		keine Größenbestimmung	Elektrische Mobilität	Trägheit	optisch	Aerodynamische Mobilität								ISO 27891	ISO 15900	ISO 21501-1	ISO 29904	TR 27628	ISO 11808	ISO TR 25597	ISO TR 13271	Nachweisbarkeit	Nachweisbarkeit	Nachweisbarkeit
Echtzeitmessung von Aerosol	Einzelne Partikel	CPC						N	0,1 cm ⁻³	E7 cm ⁻³	<1,5 l/min	1 s	X	X	X	X								X
		CPC for UFP						N	0,1 cm ⁻³	E7 cm ⁻³	<1,5 l/min	1 s	X	X	X	X								X
		TOF-AS						N, SD			<1 l/min	>1 s												
		LSAS monochromatisch						N, SD	>1 cm ⁻³	E7 cm ⁻³	<5 l/min	>5 s	X	X		X								
		LSAS polychromatisch						N, SD	>1 cm ⁻³	E7 cm ⁻³	<5 l/min	>5 s	X	X										
		LSAS + CPC						N, SD	>1 cm ⁻³	E7 cm ⁻³	<1,5 l/min	>5 s												
	Partiell-kollektive	AMS						M, SD	n.a.		n.a.	>1 s												
		DMAS + CPC						N, SD	Abhängig vom Zähler		<1,5 l/min	~60 s		X	X	X								
		Photometer						M	0,01 mg/cm ³	100 mg/cm ³	<30 l/min	~1 s		X										
		FCAE						N	~375 cm ⁻³ (1)	~4E5 cm ⁻³ (1)	<5 l/min	1 s	X		X									
		FRAS						N, SD	<100 cm ⁻³	E7 cm ⁻³	~10 l/min	1 s												
		FRAS + Impaktor						N, SD, M	~375 cm ⁻³ (1)	~4E5 cm ⁻³ (1)	10 l/min	1 s												
	Analyse von auf Trägern gesammelten Partikeln	Gravimetrie	AMM						M	0,1 µg/m ³	<100 mg/m ³	~1-3 m ³ /min	> 60 s(2)											
Kaskaden-Impaktor								M, SD	Abhängig von der Mikrowaage		<30 l/min	> 1 h(2)						X			X			
Nanosammler								M	Abhängig von der Mikrowaage		<5 l/min	> 1 h(2)												
Zyklon								M	Abhängig von der Mikrowaage		~20 l/min	> 1 h(2)												
OMB								M	0,06 µg/m ³	<5 g/m ³	~3 l/min	1 h-24 h(2)						X		X				
Filter								M	Abhängig von der Mikrowaage		n.a.	1 h-24 h(2)												
Licht-abschwächung		Photometer + Filter						M	Abhängig von der Mikrowaage		n.a.	(2)												
		BRA						M	0,4 µg/cm ³	<1 mg/m ³	<3 m ³ /min	(2)									X			
Abschwächung von Beta-Strahlen		OM						SD	n.a.		n.a.	n.a.												
		SEM						SD	n.a.		n.a.	n.a.												
		TEM						SD	n.a.		n.a.	n.a.												
		STM						SD	n.a.		n.a.	n.a.										X		X

Bild 3 — Übersicht der Partikelmessverfahren

ANMERKUNG Bild 3 enthält allgemeine Angaben zu häufig verwendeten handelsüblichen Instrumenten. Benutzer müssen die genauen Werte dem jeweiligen Instrumentenhandbuch entnehmen.

6.2.1 Impaktor

6.2.1.1 Messprinzip

Impaktoren sind ein Subtyp der Massenkraftsichter. Der Impaktor besteht aus einem Probegasstrahl, der auf eine flache Platte auftrifft.

Das Substrat wird vor und nach der Sammlung der Partikel gravimetrisch gemessen, um die Partikelmasse zu bestimmen. Die Dauer der Probenahme richtet sich nach der Konzentration der Partikel und der Durchflussrate des Impaktors.

Die erfassten Partikel können anhand verschiedener Verfahren je nach Zweck der Messung (gravimetrisch, optisch, elektrisch usw.) gemessen werden

Einstufiger Impaktor

Ein aus einer Düse, die einen Strahl mit hoher Geschwindigkeit gegen eine feste Oberfläche lenkt, bestehender einstufiger Impaktor kann Partikel, die größer als die Grenzwertgröße (z. B. PM₁₀ oder PM_{2,5}) des Impaktors sind, auf die Oberfläche prallen lassen, sodass diese aus dem schwebenden Luftstrom entfernt werden (Fuchs, 1978). Kleinere Partikel folgen dem Luftstrom und werden nicht erfasst. Die Aufprallfläche ist üblicherweise mit einem haftenden Substrat (gefettete Aluminiumfolie, geeignete Faserfilter usw.) beschichtet.

Mehrstufen-Impaktor (Kaskadenimpaktor)

Bei Verwendung mehrerer Impaktorstufen mit progressiv kleineren Grenzwertgrößen in Reihe kann die Probe in mehrere Größenfraktionen (typischerweise 3 bis 15) unterteilt und somit zur Bestimmung der Partikelgrößenverteilung genutzt werden.

Niederdruck-Impaktor

Die Grenzwertgröße des herkömmlichen Impaktors ist durch den Durchmesser der Düse und den Druckabfall im Impaktor beschränkt. Der geringere Trenndurchmesser (D50 %) des herkömmlichen, nicht komprimierbaren Strömungs-Impaktors beträgt ca. 0,3 µm. Der Trenndurchmesser kann durch den Betrieb des Impaktors bei niedrigem Druck auf wenige Nanometer reduziert werden.

6.2.1.2 Leistungsfähigkeit des Verfahrens

In Umgebungsluft dient das gravimetrische Verfahren als Referenzverfahren für die Messung der Partikelmassenkonzentration (PM₁₀, PM_{2,5} - Europäische Norm EN 12341).

Für die Innenraumluft ist das gravimetrische Verfahren ebenfalls das Referenzverfahren zur Messung der Partikelmassenkonzentration von PM_{2,5} (ISO 16000-37).

Entsprechend genormte handelsübliche Messgeräte stehen zur Verfügung.

Da die Probe auf einem Substrat erfasst wird, ist darüber hinaus bis zu einem gewissen Grad eine Untersuchung der spezifizierten Partikelgrößenfraktionen möglich. Wenn zudem ausreichend effektive Erkennungs- und Identifizierungsverfahren verwendet werden (SEM, IR, Mikrosondenverfahren, mikroskopische und chemische Analyseverfahren), können die Zusammensetzung oder andere kennzeichnende Eigenschaften, möglicherweise einschließlich der einzelner Feinstaubpartikel, auf dem mit Staub bedeckten Substrat detektiert werden.

6.2.1.3 Beschränkungen des Verfahrens

Die bekannten Beschränkungen von Impaktoren umfassen das Problem des Abprallens von Partikeln und das erneute Aufströmen (Marple und Willeke 1976). Es wird empfohlen, gefettete Substrate zu verwenden, um das Abprallen und erneute Aufströmen von Partikeln zu vermeiden.

Das gravimetrische Verfahren ist eine Zeit integrierendes Verfahren. Innerhalb des Probenahme-Intervalls (meistens 24 Stunden oder mehr) können keine Schlussfolgerungen zu vorübergehenden Veränderungen der Massenkonzentration gezogen werden.

Während der Probenahme partikelgebundener flüchtiger Verbindungen kann Desorption auftreten. Wenn das Verfahren für diesen Zweck verwendet wird, muss ein geeigneter Gasphasenfilter hinter dem Partikelfilter platziert werden. Diese Desorption wird unter Niederdruckbedingungen verstärkt. Für Niederdruck-Impaktoren sollte die Probenahmedauer daher möglichst gering gehalten werden, wenn die Probe hochflüchtige Verbindungen enthält, um Verdunstung zu vermeiden. Ein geeigneter Gasphasenfilter könnte außerdem hinter dem Partikelfilter platziert werden.

Gravimetrische Messverfahren sind nicht geräuschlos, da üblicherweise mehrere Kubikmeter Luft über eine Pumpe gezogen werden. In Wohnräumen besteht oftmals das Problem der Akzeptanz durch den Bewohner, wenn das Gerät über einen längeren Zeitraum betrieben wird.

6.2.1.4 Angaben zur Ausführung des Verfahrens

Die Europäische Norm EN 12341 beschreibt nachverfolgbare validierte Verfahren zur Bestimmung der Partikelmassenkonzentrationen. Ausgehend von einer Messdauer von 24 Stunden und einem Volumenstrom von 2,3 m³/h kann die Partikelmassenkonzentration oder die Massenkonzentration von Partikelfractionen quantitativ aus ca. 3 µg/m³ ermittelt werden (die Erkennungsgrenze des Standardmessverfahrens gemäß EN 12341 beträgt 1 µg/m³). Daten zu Messfehlern sollten in den vorgenannten Richtlinien und Normen nachgelesen werden.

Aufgrund der relativ hohen Unsicherheit ist Wiegen für Fein- und Ultrafeinpartikel nicht geeignet, da es nicht möglich ist, eine ausreichende Masse der Probe zu erfassen. Für die Fein- und Ultrafeinpartikelfraktion werden daher andere Erkennungsverfahren (optisch, elektrisch usw.) verwendet. Da all diesen Verfahren eine gewisse relative Unsicherheit zu eigen ist, sollten bestimmte Maßnahmen zur Vermeidung von Verlusten in dem Probenahmesystem und dem Prüfkopf getroffen werden.

6.2.2 Zyklon

6.2.2.1 Messprinzip

In einem Zyklon tritt die gesammelte Luft tangential in eine kegelförmige Zyklonkammer ein und bildet dort einen Wirbel. Durch den entstehenden Wirbel prallen Partikel mit ausreichender Trägheit auf die Kammerwände auf und fallen von dort in einen Sammelbecher während die kleineren Partikel weiterhin dem Luftstrom folgen und von einem Backup-Filter erfasst werden.

6.2.2.2 Leistungsfähigkeit des Verfahrens

Der Hauptvorteil dieses Verfahrens besteht darin, dass dieses bei hohen Konzentrationen angewendet werden kann.

Dieses Verfahren wird meistens als Vorabscheider verwendet, um die grobe Fraktion vor der Analyse der Feinpartikelfraktion durch ein anderes Verfahren zu entfernen.

Mehrere Zykclone können in Reihe geschaltet verwendet werden (allgemein begrenzt auf zwei Zykclone), um andere Fraktionen zu erfassen (d. h. PM_{10} und $PM_{2,5}$).

6.2.2.3 Beschränkungen des Verfahrens

Da es schwierig ist, Staub aus dem Becher ohne Verlust oder Kontamination zu erfassen, wird dieses Verfahrens allgemein nur für höhere Konzentrationen verwendet und führt zu einer höheren Unsicherheit als beispielsweise der Impaktor.

Die Grenzwertgröße ist allgemein aus physikalischen Gründen auf $1\ \mu m$ beschränkt und das Verfahren wird daher nicht für Fein- und Ultrafeinpartikel verwendet.

6.2.3 Streulichtfotometrie

6.2.3.1 Messprinzip

Die Streulichtfotometrie ist ein indirektes Verfahren zur Messung der Konzentration von luftgetragenen Partikeln. Das von allen Partikeln emittierte Streulicht in einem optisch gebündelten, illuminierten Volumen in einen festen Winkelbereich (der Streuwinkel liegt üblicherweise zwischen 50° und 90°) wird als elektrisches Signal proportional zur Konzentration erkannt. Die Intensität des Streulichts gilt als Messwert der Anzahl-, Massen- oder Volumenkonzentration je nach Kalibrierung und Art des verwendeten Geräts.

Die meisten handelsüblichen Geräte ermöglichen durch die Verwendung einer Analysesoftware ebenfalls eine Schätzung der Massenkonzentrationen. Normalerweise wird eine ideale Kugelform der Partikel angenommen und auf der Grundlage einer angenommenen Dichte in Masse umgerechnet (diese Bezugsvariablen sollten bei der Angabe der Ergebnisse dokumentiert werden, siehe Abschnitt 7). Bei der Umrechnung der Anzahlkonzentration in die Massenkonzentration sollte darüber hinaus die Partikelform berücksichtigt werden (siehe auch Anmerkung in der Einleitung zu Abschnitt 6).

Anzahl- und Massenkonzentration erfordern gleichermaßen eine Kalibrierung, bevor diese Werte mit dem Fotometersignal korreliert werden können. Die Größenverteilung des Aerosols und die optischen Eigenschaften der einzelnen Partikel haben einen erheblichen Einfluss auf die gemessenen Werte. Eine Kalibrierung ist mithilfe von Prüfaerosolen mit vergleichbarer Größenverteilung und optischen Eigenschaften durchzuführen.

Je nach Art des Geräts kann die Messung bestimmter Fraktionen durch Vorabscheidung oder Verwendung unterschiedlicher Wellenlängen erfolgen.

6.2.3.2 Leistungsfähigkeit des Verfahrens

Die Streulichtfotometrie ermöglicht eine präzise Zeitauflösung. Dies ist beispielsweise wünschenswert zur Bestimmung hoher Konzentrationsspitzen oder im Fall intermittierender Emissionsquellen (Drucker, Toaster usw.). Darüber hinaus eignet sich dieses Verfahren zur Bestimmung geringer Konzentrationen. Die untere Erkennungsgrenze hängt in hohem Maß von der Partikelgröße ab – je größer die Partikel, desto geringer ist die erkennbare Konzentration. Einige Gerätetypen ermöglichen die Staubprobenahme und weitere Analyse durch einen nachgeschalteten Filter. Dies ist jedoch nicht mit dem in Abschnitt 6.1 beschriebenen gravimetrischen Verfahren vergleichbar.

6.2.3.3 Beschränkungen des Verfahrens

In der Streulichtfotometrie sind die als im Hinblick auf ihre Masse am höchsten bewerteten Partikel jene Partikel, deren Durchmesser in demselben Größenbereich liegt wie die für die Erkennung verwendete Wellenlänge. Für die Wellenlänge im sichtbaren Spektrum und den Nahinfrarotbereich liegt die maximale Empfindlichkeit im Bereich zwischen 0,5 µm und 1 µm (Partikeldurchmesser im gleichen Größenbereich wie die Wellenlänge). Partikel von < 0,3 µm (z. B. Ruß im Nukleierungsmodus) werden üblicherweise kaum erkannt.

Da die Partikelzahlen und die Partikelmasse aus dem Streulichtsignal abgeleitet werden, hängen die Ergebnisse von den getroffenen Annahmen bezüglich der physikalischen Eigenschaften der Partikel und den von der Analyse-Software verwendeten Algorithmen ab.

Aufgrund ihrer relativ geringen Empfindlichkeit sind Streulichtfotometer nur begrenzt für die Bestimmung sehr geringer Partikelkonzentrationen in Innenraumluft geeignet.

6.2.4 Optisches Aerosol-Spektrometer

6.2.4.1 Messprinzip

Das Funktionsprinzip eines optischen Aerosol-Spektrometers (LSAS: Lichtstreuendes Aerosol-Spektrometer) basiert auf Partikeln, die einzeln durch ein stark beleuchtetes Volumen geleitet werden [ISO 21501-1]. Das von den Partikeln gestreute Licht wird durch geeignete Instrumente gemessen. Die Intensität des Streulichts ist ein Messwert für die Partikelgröße. Der effektive Messbereich eines optischen Aerosol-Spektrometers kann je nach verwendetem Gerät bei optischen Partikeldurchmessern zwischen 0,06 µm und 100 µm liegen. Im Allgemeinen liegt der abgedeckte Mindestbereich zwischen 0,3 µm und 30 µm. Bei einem bekannten Probenvolumenstrom und einer definierten Messdauer wird die Partikelanzahlkonzentration aus der Anzahl der gezählten gestreuten Lichtimpulse abgeleitet. Für optische Aerosol-Spektrometer werden monochrome (z. B. Laserdioden, Laser) und polychrome (z. B. Weißlichtdioden) Lichtquellen verwendet. Die Anwendung eines kontinuierlich zählenden Messprinzips setzt voraus, dass jeweils nur ein Partikel in dem untersuchten Volumen anwesend sein kann. Die Stärke des Streulichtimpulses richtet sich nicht nur nach der Größe, sondern auch dem Material, der Form und der Morphologie des Partikels. Die erforderliche Kalibrierung erfolgt üblicherweise mithilfe von Latexpartikeln in einer definierten Größe als Prüfaerosol.

Die Analyse-Software ermöglicht zudem eine Schätzung der Massenkonzentration. Normalerweise wird eine ideale Kugelform der Partikel angenommen und auf der Grundlage einer angenommenen Dichte in Masse umgerechnet (diese Bezugsvariablen sollten bei der Angabe der Ergebnisse dokumentiert werden, siehe Abschnitt 8).

6.2.4.2 Leistungsfähigkeit des Verfahrens

Optische Aerosol-Spektrometer ermöglichen die kontinuierliche Messung der Partikelanzahl- und Partikelgrößenverteilungen mit hoher Zeitauflösung. Darüber hinaus ermöglichen diese Geräte die Bestimmung der Partikelanzahl in separaten Größenfraktionen. Durch die Hinzufügung eines nachgeschalteten Filters ermöglichen einige Gerätetypen Staubprobenahmen und weitere Analysen. Das Gerät trennt jedoch nicht luftgetragene Partikel in separate Fraktionen gemäß des in Abschnitt 6 beschriebenen Verfahrens, sondern sammelt nur alle Partikel in dem Filter. Das Gerät ist geräusch- und wartungsarm.

6.2.4.3 Beschränkungen des Verfahrens

Die Intensität des gestreuten Lichtimpulses richtet sich nach der Größe, den optischen Eigenschaften und der Form der Partikel, sodass letztendlich ein durch die Kalibrierung mit monodispersiven kugelförmigen Latexpartikeln definierter optisch äquivalenter Durchmesser bestimmt wird.

Da die Partikelmasse aus der Partikelzahl und der Partikelgröße abgeleitet wird, hängen die Ergebnisse von den getroffenen Annahmen bezüglich der physikalischen Eigenschaften der Partikel und den von der Analyse-Software verwendeten Algorithmen ab.

6.2.5 Time-of-flight-Spektrometer

6.2.5.1 Messprinzip

Die wesentliche physikalische Variable bei einem Time-of-flight-Spektrometer (aerodynamische Partikel-Spektrometer (APS)) ist die Laufzeit einzelner sich im Luftstrom bewegendes Partikel. Größere Partikel werden aufgrund ihrer Trägheit langsamer beschleunigt als kleinere Partikel. Die Laufzeit kann durch einen geeigneten optischen Sensor bestimmt werden. Der aerodynamische Durchmesser wird anhand der Laufzeit berechnet. Der durch dieses Verfahren abgedeckte Partikelgrößenbereich umfasst aerodynamische Durchmesser von 0,5 µm bis 20 µm.

6.2.5.2 Leistungsfähigkeit des Verfahrens

Dieses Verfahren ermöglicht die Bestimmung des vorgenannten Partikelgrößenspektrums mit einer hohen Zeitauflösung (typischerweise ca. eine Minute).

6.2.5.2.1 Nachteile des Verfahrens

Dieses Verfahren erfordert erhebliche Investitionen in Geräte. Der effektive Bereich ist auf Partikeldurchmesser von mehr als 0,5 µm beschränkt.

6.2.6 Kondensationspartikelzähler

6.2.6.1 Messprinzip

In einem Kondensationspartikelzähler (CPC) werden Partikel, die zu klein für eine direkte optische Zählung sind, unter kontrollierten Bedingungen durch Verdunstung einer Funktionsflüssigkeit (Isopropanol, Butanol oder Wasser), die sich übersättigt und auf den Partikeln kondensiert, vergrößert. Die Partikel wachsen effektiv auf eine größere, optisch erkennbare Größe von einigen µm an und enthalten nicht mehr die Größeninformationen der ursprünglichen Partikel. CPC messen die Gesamt-Partikelzahlkonzentration von ultrafeinen Partikeln mit Durchmessern von ca. 10 nm bis zu mehreren µm [Hinds, Baron].

Kondensationspartikelzähler für ultrafeine Partikel (CPC für UFP) verwenden dasselbe Verfahren zur Partikelzählung wie herkömmliche CPC. Diese Geräte sind für eine untere Partikelgrößenerkennungsgrenze von bis zu 2,5 nm optimiert. Diffusionsverluste werden durch einen höheren Eingangsstrom und die Hinzufügung von Schleierluft zur Begrenzung des Aerosol-Strömungswegs auf die Nähe der Mittellinie des Kondensators minimiert. Dieses Konzept setzt darüber hinaus Partikel der Region der höchsten Übersättigung und Einheitlichkeit des Funktionsflüssigkeitsdampfes aus.

6.2.6.2 Leistungsfähigkeit des Verfahrens

Kondensationspartikelzähler bieten eine hohe Zeitauflösung und ermöglichen die präzise Bestimmung relativ geringer Anzahlkonzentrationen. Einzelne Partikel können bis zu der durch die Bauart und den Hersteller vorgegebenen Konzentrationsgrenze gezählt werden. Oberhalb dieser Grenze wird das Licht von allen beleuchteten Partikeln während der Messung im Sensorbereich zurückgestreut. Dieses fotometrische Verfahren ist weniger genau, erhöht jedoch die messbare Konzentration auf ca. 10^6 Partikel/cm³. Kombiniert mit einem elektrostatischen Klassierer (DMA/DMEC, siehe beispielsweise ISO 15900) wird ein CPC für UFP verwendet, um die untere Größengrenze für Messungen der kontinuierlichen Größenverteilung auf weniger als 3 nm zu erweitern.

6.2.6.3 Beschränkungen des Verfahrens

Butanol kann bei Anwendung in Innenräumen eine Geruchsbelästigung darstellen und VOC-Messungen beeinträchtigen. Dies gilt nicht für Isopropanol oder Wasser. Die Funktionsflüssigkeit kann das Ergebnis beeinflussen (d. h. Wasser im Fall hydrophober Partikel). Eine SI-nachverfolgbare CPC-Kalibrierung nach ISO 27891 sollte durch akkreditierte Laboratorien vorgenommen werden. Bei einem eigenständigen CPC umfasst die Messung der Gesamtanzahlkonzentration Partikel bis zu einer Größe von ca. 3 µm. Die größenbereinigte Messung erfordert eine Kombination mit einem DEMC (siehe 6.7). Bei einem DEMC werden grobe Partikel am Eingang aufgehalten, um eine Verstopfung zu vermeiden. Hierdurch wird der obere Größenbereich begrenzt.

Bei Verwendung eines CPC für UFP muss insbesondere darauf geachtet werden, den Probenahmeort und das Probenahmesystem zu optimieren. Partikel kleiner als 10 nm können sich innerhalb kurzer Zeit anhäufen, wenn diese in hoher Konzentration vorhanden sind. Bei langen und/oder nicht leitenden Probenahmeleitungen sind in diesem Fall hohe Verluste zu erwarten.

6.2.7 Vergrößerungsstufe

6.2.7.1 Messprinzip

Um den erkennbaren Größenbereich eines CPC hinunter auf bis zu 1 nm zu erweitern, wird eine Vergrößerungsstufe (SES) vorgeschaltet. Der Mindestdurchmesser eines Partikels, ab dem übersättigter Dampf kondensiert, hängt von der Funktionsflüssigkeit und ihrem Übersättigungsquotienten ab. Je kleiner der Partikel, desto höher ist der für das Wachstum benötigte Übersättigungsquotient der Funktionsflüssigkeit. Ein SES erhöht den Übersättigungsquotienten durch Steuerung der Temperatur des Sättigers und Kondensators und Optimierung des Strömungsschemas. Darüber hinaus können durch die Verwendung von Diethylenglykol (DEG) bei einem geringem Dampfdruck und hoher Oberflächenspannung der Funktionsflüssigkeit anstelle von Butanol oder Wasser Partikel ab einer Größe von 1 nm effektiv zu größeren Tröpfchen vergrößert werden. Diese größeren Tröpfchen werden anschließend durch den angeschlossenen herkömmlichen CPC weiter vergrößert und gezählt.

6.2.7.2 Leistungsfähigkeit des Verfahrens

Die Vergrößerungsstufe erweitert den Größenbereich von Aerosol-Messgeräten auf bis hinab zu bewegungsäquivalenten Durchmessern von ~1 nm und ermöglicht so die Analyse beispielsweise der Gas-Partikel-Umwandlung, der technischen Nanopartikelsynthese, der Partikelnukleierung und des Partikelwachstums sowie der Aerosol-Reaktionskinetik in der Umgebung.

6.2.7.3 Beschränkungen des Verfahrens

Die Wachstumseffizienz in einer Vergrößerungsstufe ist in gewissem Maße materialabhängig. Wenn eine Vergrößerungsstufe hinter einem Größenklassierer eingesetzt wird, der für sehr kleine Partikel von < 2,5 nm ausgelegt ist, müssen die sehr geringe Ladungswahrscheinlichkeit dieser Partikel sowie der relativ hohe Diffusionsverlust bei der Berechnung der Anzahlkonzentration berücksichtigt werden.

6.2.8 Aerosol-Elektrometer

6.2.8.1 Messprinzip

Die bei diesem Verfahren gemessene physikalische Variable ist die elektrische Ladung der Aerosol-Partikel nach einem definierten Ladeprozess. Aerosol-Elektrometer werden im Rahmen dieser Richtlinie als Erkennungssysteme in Kombination mit Größentrennungs- oder Sammelsystemen verwendet. Die Geräte können nach einem DMA angeschlossen (siehe Abschnitt 6.6) oder als Partikeldetektoren in ein solches Partikeltrennungssystem (z. B. ein FRAS+I oder schneller Beweglichkeitspartikelklassierer FMPS) integriert werden.

6.2.8.2 Leistungsfähigkeit des Verfahrens

Da die Strommessung eine primäre physikalische Größe ist, kann ein präzises und zertifiziertes Messprinzip erreicht werden. Das Diffusionsladeverfahren wird nicht durch die Partikeleigenschaften (Dichte, Material) beeinflusst. Das elektrische Erkennungsverfahren hat aufgrund seiner höheren Empfindlichkeit eine geringere untere Erkennungsgrenze als die gravimetrische Messung.

6.2.8.3 Beschränkungen des Verfahrens

Da die Partikelladung in hohem Maße von der Partikelgröße abhängt, können die Gesamtpartikelzahl oder Massenkonzentration nur aus der bekannten Partikelgrößenverteilung oder durch Korrelation des Ergebnisses mit der parallelen Hauptmessung abgeleitet werden. Das Elektrometer kann mit einem Partikelgrößen-Trennungsverfahren wie etwa einem elektrischen Niederdruck-Impaktor, einem Bewegungsdifferential-Klassierer (DMA) oder einem elektrostatischen Klassierer (DEMC) [ISO 15900] verbunden werden.

6.2.9 Partikelgrößenspektrometer

6.2.9.1 Messprinzip

Das Partikelgrößenspektrometer (Mobilitäts-Partikelgrößenspektrometer, DMPS, auch Mobilitäts-Partikelgrößen-Analysator DMAS [ISO 15900]), oftmals auch als scanning Partikelgrößenspektrometer *SMPS* bezeichnet) besteht aus einer Größentrennungseinheit (Mobilitäts-Größenanalysator, DMA/elektrostatischer Klassierer (DEMC [ISO 15900]) und einer Erkennungseinheit. Die Erkennungseinheit besteht üblicherweise aus einem Kondensationspartikelzähler (siehe Abschnitt 6.5) oder, sofern anwendbar, einem Aerosol-Elektrometer (siehe Abschnitt 6.6). Der durch dieses System abgedeckte Partikelgrößenbereich wird durch beide Komponenten bestimmt und beträgt üblicherweise ca. 3 nm bis 1 µm.

Partikelgrößenspektrometer analysieren die numerische Größenverteilung des Aerosols auf der Grundlage der elektrischen Mobilität geladener Aerosol-Partikel. Die elektrische Mobilität beschreibt die Geschwindigkeit, die von geladenen Partikeln in einem elektrischen Feld erreicht wird, und hängt von der Partikelgröße und der Anzahl der von einem Partikel getragenen Elementarladungen ab. Die verschiedenen Partikelgrößenklassen können durch Veränderung der elektrischen Feldstärke voneinander getrennt werden. Die differenzierende physikalische Eigenschaft ist hierbei die Mobilität der elektrisch geladenen Partikel in dem Luftstrom. Basierend auf dieser Mobilität können die Partikel in Abhängigkeit von der Spannung in dem elektrischen Feld zwischen (z. B.) konzentrischen zylindrischen Elektroden getrennt und anschließend gezählt werden. Eine Korrektur wird bei mehreren Ladungen vorgenommen. Das System verwendet eine partikelfreie Lufthülle zur Trennung der in der Luftprobe vorhandenen Partikel von der inneren Elektrode und erkennt so nur Partikel mit der gleichen Mobilität (als Maß für die Partikelgröße).

6.2.9.2 Leistungsfähigkeit des Verfahrens

Dieses Verfahren ermöglicht die Bestimmung des vorgenannten Fein- und Ultrafeinpartikelgrößenspektrums mit einer hohen Zeitauflösung (typischerweise ca. 20 Minuten). Geringe

Konzentrationen können gemessen werden. Es besteht keine Abhängigkeit von den optischen Eigenschaften der Partikel. Die Messung von ultrafeinen Partikeln mit einer Größe von 3 bis 5 nm ist möglich. Der maximale Größenbereich liegt bei ca. 1 µm, doch größere Partikel stellen lediglich einen geringen Prozentsatz der Gesamtzahl dar und sind daher vernachlässigbar.

6.2.9.3 Beschränkungen des Verfahrens

Aufgrund der Nutzung von zwei Komponenten für die Größenauswahl und -erkennung erfordert dieses Verfahren erhebliche Investitionen in Geräte und kann zu hohen Instandhaltungskosten führen (siehe auch Abschnitt 6.4.3). Der abgedeckte Größenbereich wird durch die Größentrennungseinheit und die Erkennungseinheit bestimmt und ist auf maximal 1 µm beschränkt. Oftmals wird eine radioaktive Quelle zur Einstellung des Systems auf eine definierte Ladungsverteilung verwendet und diese Kosten sollten berücksichtigt werden. Nicht-radioaktive Neutralisatoren sind ebenfalls erhältlich, aber im Verlauf der Zeit weniger stabil und können sich auf das Ergebnis auswirken.

Anders als bei der optischen Partikelzählung wird die Anzahlkonzentration der Größenklassen nicht kontinuierlich, sondern diskontinuierlich in Intervallen von typischerweise 3 bis 5 Minuten aufgrund des Zeitaufwands der Messung jeder einzelnen Größenklasse aufgezeichnet. Dies sollte bei der Bewertung der Ergebnisse der Partikelzählung mit anschließender Partikelgrößenklassifizierung berücksichtigt werden; insbesondere wenn die Partikelgrößenzusammensetzung des untersuchten Aerosols im Vergleich zu dem Zeitaufwand der Messung des relevanten Partikelgrößenbereichs sich schnell verändert.

Sofern das gemessene Signal sich schnell verändert, können schnelle Beweglichkeitspartikelklassierer (FMPS) hilfreich sein. Diese Klassierer ermöglichen die Messung der Größenverteilung von Feinstpartikeln mit einer hohen Zeitauflösung (1 Sekunde).

6.2.10 Oszillations-Mikrowaage

6.2.10.1 Beispielprinzip

Der erste Schritt der Bedienung einer Oszillations-Mikrowaage besteht in der Partikeltrennung durch den Impaktorkopf und/oder einen Zykloneingang. Je nach Art des Monitors wird das Einlassrohr auf eine bestimmte Temperatur erwärmt. Die Luft wird anschließend durch eine an der Spitze des hohlen Glasröhrchens montierte Filterkartusche gezogen. Ein elektrischer Stromkreis lässt das Röhrchen schwingen. Während sich der Boden des Röhrchens nicht bewegen kann, kann die Spitze mit ihrer Eigenfrequenz frei schwingen (vergleichbar mit einer Stimmgabel). Jedes zusätzliche Gewicht durch in dem Filter gesammelte Partikel verändert die Schwingungsfrequenz des Röhrchens. Der elektronische Schaltkreis erkennt diese Veränderung und berechnet die Partikelmassenrate anhand der Größenordnung der Schwingungsveränderung.

6.2.10.2 Leistungsfähigkeit des Verfahrens

Der Hauptvorteil von Oszillations-Mikrowaagen für die Probenahme besteht darin, dass diese Geräte die Masse der erfassten Probe direkt messen und daher keinen Korrekturfaktor zur Umrechnung aus einem anderen Messwert (Anzahl, Volumen, Oberfläche usw.) in die Masse benötigen. Das System läuft darüber hinaus kontinuierlich und liefert somit Daten zu PM-Konzentrationen innerhalb kürzester Zeit. Dieses Gerät kann je nach verwendetem Vorabscheider für PM_{2,5}, PM₁₀ oder vollkommen gelöste Partikel verwendet werden.

6.2.10.3 Beschränkungen des Verfahrens

Erfasste flüchtige Partikel können von dem Sensorfilter aufgrund der Erwärmung des Eingangs verdunsten und zu falschen, zu niedrigen Schätzungen führen. Neuere Ausführungen der Oszillations-Mikrowaagen sind daher mit einem System ausgestattet, das versucht, die Auswirkungen dieses Phänomens zu begrenzen und eine bessere Korrelation zu der Referenz-Massenprobenahme zu ermöglichen. Das Instrument kann empfindlich auf Schwingungen reagieren und ist für Langzeitmessungen ausgelegt.

6.2.11 Fast response Aerosolspektrometer + Impaktor (FRAS+I)

6.2.11.1 Messprinzip

Das Funktionsprinzip des FRAS+I lässt sich in drei Hauptteile unterteilen: die Partikelladung mit einem einpoligen Coronaentladungs-Ladegerät, die Größenklassifizierung durch einen Kaskadenimpaktor und die elektrische Erkennung durch empfindliche Elektrometer. Die Partikel werden zunächst in dem Coronaentladungs-Ladegerät mit einer bekannten Ladung aufgeladen. Nach der Ladung treten die Partikel in einen Niederdruck-Kaskadenimpaktor mit elektrisch isolierten Erfassungstufen ein. Die Partikel werden in den verschiedenen Impaktorstufen je nach ihrem aerodynamischen Durchmesser erfasst und die von den Partikeln in jeder Impaktorphase getragene Ladung wird durch empfindliche Elektrometer in Echtzeit gemessen. Das gemessene Stromsignal ist direkt proportional zu der Partikelanzahlkonzentration und Partikelgröße. Das System gibt daher die Partikelanzahlkonzentration und -größenverteilung in Echtzeit an.

6.2.11.2 Leistungsfähigkeit des Verfahrens

Das FRAS+I ist das einzige Instrument, das Partikel in Echtzeit mit großen Größenbereichen (von 7 nm bis 10 µm) messen kann. Der große Größenbereich und die hohe Zeitauflösung (10-Hz-Probenahmefrequenz) ermöglichen eine sehr genaue zeitbereinigte Messung. Die Anwendung eines Elektrometers zur Partikelerkennung ermöglicht eine empfindlichere untere Erkennungsgrenze als die herkömmliche gravimetrische Messung. Die Erkennungsgrenze ist von der Partikelgröße abhängig: 0,1 bis 240 Partikel/cm³ (0,000 2 bis 11 µg/m³). Die Größenauflösung reicht von 15 bis 500 Größenkanälen für den Messbereich (5/Dekade bis ca. 160/Dekade), je nach Instrumentenmodell.

Da die Probe auf einem Substrat erfasst wird, ist darüber hinaus bis zu einem gewissen Grad eine Untersuchung der spezifizierten Partikelgrößenfraktionen möglich. Wenn zudem ausreichend effektive Erkennungs- und Identifizierungsverfahren verwendet werden (SEM, IR, Mikrosondenverfahren, mikroskopische und chemische Analyseverfahren), können die Zusammensetzung oder andere kennzeichnende Eigenschaften, möglicherweise einschließlich der einzelner Feinstaubpartikel, auf dem mit Staub bedeckten Substrat erkannt werden. Der Niederdruck-Impaktor ist außerdem als separates Probenahmesystem erhältlich, falls Benutzer nur an der Erfassung der Partikel interessiert sind.

Da Partikel erfasst werden und gravimetrisch gemessen werden können, kann das FRAS+I-Signal direkt anhand des Masseergebnisses unter Verwendung ähnlicher Verfahren wie bei der Filtermessung oder der Kalibrierung optischer Verfahren kalibriert werden. (siehe 6.2.1 Impaktor).

6.2.11.3 Beschränkungen des Verfahrens

Das FRAS+I benötigt eine Vakuumpumpe. Bei der Verwendung der Pumpe muss der Benutzer verhindern, dass Ölnebel aus dem Pumpenausgang entweicht. Es wird empfohlen, eine Scrollpumpe mit gefiltertem Ausgang zu verwenden.

Die Strömungsrate des Instruments ist im Vergleich zu anderen Verfahren recht hoch, was zu einem Problem in kleinen Räumen werden kann. Pumpengeräusche können vermieden werden, indem die Pumpe in Außenbereichen aufgestellt wird, soweit dies möglich ist.

6.2.12 Optische Mikroskopie

6.2.12.1 Messprinzip

Das oftmals als „Lichtmikroskop“ bezeichnete optische Mikroskop verwendet sichtbares Licht und ein System aus Linsen, um Abbildungen kleiner Proben zu vergrößern. Mikroskope mit einer CCD-Kamera sind erhältlich und ermöglichen eine direkte Untersuchung der Probe auf einem Computerbildschirm und die digitale Bearbeitung des Bilds.

6.2.12.2 Leistungsfähigkeit des Verfahrens

Direkte Bilderfassung ohne Vorbehandlung der Probe. Das einzige Mikroskopie-Verfahren für Echtfarbbilderfassung. Schnell und anpassbar an alle Arten von Probensystemen, von Gas über Flüssigkeiten bis hin zu Feststoff-Probenahmen in jeder Form und Geometrie. Einfach in digitale Kamerasysteme zur Datenspeicherung und -analyse integrierbar.

6.2.12.3 Beschränkungen des Verfahrens

Die Auflösung ist bei diesem Verfahren relativ gering und aufgrund der Lichtbeugungsgrenze üblicherweise bis auf den Submikron-Bereich oder einige hundert Nanometer beschränkt.

6.2.13 Rasterelektronenmikroskop

6.2.13.1 Messprinzip

In einem Rasterelektronenmikroskop wird ein Elektronenstrahl in einem kleinen Prüfkopf fokussiert und über die Oberfläche einer Probe gerastert. Die Elektronen interagieren mit der Oberfläche der Probe, sodass Elektronen oder Photonen von dem untersuchten Material emittiert werden. Diese emittierten „Elementarteilchen“ können mit einem geeigneten Detektor erfasst werden, um wertvolle Informationen über das Material einschließlich der Form der Probe zu liefern.

6.2.13.2 Leistungsfähigkeit des Verfahrens

Das Verfahren basiert auf der Oberflächen-Interaktion und erfordert daher keine elektronentransparente Probe. Nahezu alle Arten von Proben können verwendet werden. Für nicht leitfähige Proben wird eine Färbebeschichtung benötigt. Eine 3D-Bildwiedergabe des Partikels ist möglich.

6.2.13.3 Beschränkungen des Verfahrens

Die Auflösung ist üblicherweise auf wenige Zehntel Nanometer beschränkt. Die Probenvorbereitung ist zeitaufwendig und erfordert üblicherweise eine Färbebeschichtung mit Metall für die Leitung der Elektronen.

6.2.14 Transmissionselektronenmikroskopie (TEM)

6.2.14.1 Messprinzip

Die Transmissionselektronenmikroskopie ist ein Mikroskopieverfahren, bei dem ein Strahl hochfokussierter Elektronen durch eine extrem dünne Probe (< 200 nm) geleitet wird. Diese hochenergetischen einfallenden Elektronen interagieren mit den Atomen in der Probe und produzieren eine typische Strahlung, die Informationen zur Charakterisierung des Materials liefert. Informationen werden aus abgelenkten und nicht abgelenkten übertragenen Elektronen, zurückgestreuten und sekundären Elektronen sowie emittierten Photonen erhalten.

6.2.14.2 Leistungsfähigkeit des Verfahrens

Hohe Auflösungen bis hinunter zu 0,2 nm können erreicht werden. Dies ist das einzige verfügbare Verfahren, um Partikel mit einer Größe von weniger als 1 nm zu messen. Die direkte Bilderfassung des Kristallgitters ist möglich. Das Verfahren legt zudem Mängel in der Probe offen. Es wird keine metallische Färbebeschichtung benötigt, sodass sich das Verfahren für die Bilderfassung der Struktur organischer Materialien eignet.

6.2.14.3 Beschränkungen des Verfahrens

Die Vorbereitung einer elektronentransparenten Probe ist schwierig.

Das Verfahren ist zeitaufwendig und alle auf dem Substrat erfassten Partikel müssen separat analysiert werden. In der Praxis ist die Untersuchung des gesamten Bereichs oftmals auf wenige Partikel beschränkt und daher nicht für die erfasste Probe repräsentativ (außer für monodispersiven Staub).

6.2.15 Aerosol-Partikelmassenspektrometer (AMS)

6.2.15.1 Messprinzip

Das Aerosol-Partikelmassenspektrometer klassifiziert Partikel auf der Grundlage ihres Ladungs-Masse-Verhältnisses. Das Instrument besteht im Wesentlichen aus zwei zylindrischen Elektroden, die mit der gleichen Winkelgeschwindigkeit um eine gemeinsame Achse rotieren. Eine Spannung wird an den inneren und äußeren Zylinder angelegt. Die geladenen Partikel gelangen durch einen Ring, der mit derselben Geschwindigkeit wie die Zylinder rotiert, in das Instrument. Die Partikel werden direkt entgegengesetzten Zentrifugal- und elektrostatischen Kräften ausgesetzt. Die Rotationsgeschwindigkeit und Spannung sind einstellbar, um diese Kräfte für Partikel mit einem bestimmten Ladungs-Masse-Verhältnis auszugleichen. Diese Partikel durchqueren das AMS und können anschließend gezählt werden. Das Abscheidungsverfahren ist nicht von der Größe, dem Formfaktor, der Ausrichtung der Partikel oder den Eigenschaften des Trägergases abhängig.

6.2.15.2 Leistungsfähigkeit des Verfahrens

Dieses Verfahren kann in Kombination mit einem auf einen gegebenen Mobilitätsdurchmesser eingestelltes DMAS zur Bestimmung von Partikeldichten verwendet werden.

6.2.15.3 Beschränkungen des Verfahrens

Für die Berechnung des Durchmessers der übertragenen Partikel muss die Dichte sowie der größenabhängige Ladezustand geschätzt werden. Ein AMS funktioniert mit der Partikelfraktion mit positiver oder negativer Nettoladung in einem Aerosol. Aus diesem Grund muss mit einem Partikellader eine bekannte Ladungsverteilung erzeugt werden. Die Ladung ist bei kleinen und sehr kleinen Partikeln nicht sehr effektiv und die meisten dieser Partikel durchqueren das Instrument nicht. Größenabhängige Verluste und Diffusionsverluste sowie mehrfache Ladungskorrekturen müssen daher auf der Grundlage verfügbarer Theorien berechnet werden.

6.2.16 Beta Attenuation Monitor (BAM)

6.2.16.1 Messprinzip

Ein Beta-Attenuation monitor (BAM) verwendet die Betastrahlendämpfung zur Berechnung der erfassten Partikelmassekonzentrationen in Einheiten von $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Die Prüfluft durchquert einen größenselektiven Eingang (Zyklon oder Impaktor) mit einer kontrollierten Strömungsrate. Die relevante PM-Fraktion wird auf einem Probenträger (Substrat oder Filterband) erfasst. Eine Beta-Quelle (zum Beispiel ein ^{14}C -Element mit $\pm 250 \text{ MBq}$) emittiert eine konstant energiearme Elektronen, auch bekannt als Beta-Partikel. Die Betastrahlen werden gedämpft, sobald sie mit den auf dem Filterband erfassten Partikeln kollidieren. Eine geringe Menge Betastrahlung geht durch den Probenträger hindurch. Die Erhöhung der PM-Last führt zu einer Reduzierung der von dem Detektor gemessenen Strahlungsstärke. Die Reduzierung ist proportional zum Anstieg der PM-Masse. Alle BAM-Monitore verwenden eine Art von Heizung am Eingang. Dies sollte verhindern, dass Wasserdampf auf dem Filterband kondensiert.

6.2.16.2 Leistungsfähigkeit des Verfahrens

Aufgrund der sehr geringen Erkennungsgrenze der Betastrahlung ist das Signal oftmals auch bei sehr geringer Staubkonzentration äußerst stabil.

6.2.16.3 Beschränkungen des Verfahrens

Da ausreichend Partikel gesammelt werden sollten, um die untere Erkennungsgrenze zu erreichen, misst und protokolliert der BAM die Partikelmassenkonzentration allenfalls stündlich. Die zur Beseitigung des Dampfs verwendete Heizsonde ist bekanntermaßen die Ursache für einen gewissen Partikelverlust. Die Art der physischen Installation der Heizung der einzelnen Marken und die Regelung durch die Konfiguration des Monitors sind mit diesen Partikelverlusten verbunden. Darüber hinaus bestehen geringfügige Unterschiede zwischen diesen Geräten wie beispielsweise dahingehend, ob die Betastrahlung während der Probenahme gemessen wird oder nicht sowie der Frequenz und der Art (stündlich) der automatischen Nullbestimmung (oder Stabilität) und der Dauer (üblicherweise eine oder 25 Stunden) der Nutzung eines Punkts auf einem Filterband (geladen).

Diese Art von Instrument erfordert oftmals eine spezielle Genehmigung aufgrund der Anwesenheit einer nuklearen Betastrahlungsquelle und besondere Vorsichtsmaßnahmen müssen bei der Lagerung, dem Transport und dem Betrieb sowie zum Schutz vor Vandalismus und Diebstahl getroffen werden.

6.2.17 Fast response Aerosolspektrometer (FRAS)

6.2.17.1 Messprinzip

Fast response Aerosolspektrometer (FRAS) messen die Partikelgrößen- und Partikelanzahlverteilung durch Größenmessung der Partikel auf der Grundlage ihrer elektrischen Mobilität und zählen diese mit einer Reihe von Elektrometern (siehe 6.2.9). Partikel durchqueren einen zweistufigen Coronaladungskonditionierer, der eine definierte elektrische Ladungsverteilung auf die Partikel aufbringt, bevor diese in den Größenmessbereich gelangen. Der Probestrom wird durch in Reihe geschaltete Elektrometer geleitet (eine Reihe konzentrischer Ringelektroden um eine mittlere Elektrode), an denen jeweils eine unterschiedliche Spannung anliegt, um Partikel mit unterschiedlicher elektrischer Mobilität zu erkennen. Die Partikel prallen auf die Oberflächen der Elektrometer und induzieren kleine elektrische Ströme in jeder Stufe. Diese Signale werden in eine zahlenbasierte Größenverteilung umgewandelt. Aufgrund der fast gleichzeitigen Messungen an den Elektroden und des schnellen Durchflusses durch den Größenmessbereich sind nur geringe Laufzeitkorrekturen erforderlich und selbst fluktuierende Größenspektren im Bereich unter 1 µm können in Echtzeit gemessen werden. Die hohe Probenströmungsrate von beispielsweise 10 l/min minimiert Diffusionsverluste.

6.2.17.2 Leistungsfähigkeit des Verfahrens

Das Verfahren ermöglicht eine Echtzeitmessung der Partikelanzahlkonzentration im Bereich unter 1 µm mit ausreichender Größenauflösung (z. B. 32 logarithmisch aufgeteilte Kategorien). Es werden weder radioaktive Substanzen noch Ladungskonditionierer benötigt. Die Instrumente sind üblicherweise einfach zu transportieren, einzurichten und zu bedienen.

6.2.17.3 Beschränkungen des Verfahrens

Aufgrund des inhärenten Rauschpegels der Elektrometer sind geringe Konzentrationen nicht leicht zu messen. Das Verfahren erlaubt keine direkte Messung der Partikelmasse und ist daher nicht für die Messung von Partikelgrößen über 1 µm geeignet. Die Probenströmungsrate ist höher als bei anderen DMAS.

7 Allgemeine Probenahme-Empfehlungen

Die Empfehlungen für die Innenraumluftmessung nach EN ISO 16000-1 sind anwendbar und sollten bei Verwendung dieser Internationalen Norm erfüllt werden.

Diese Leitlinie legt allgemeine Empfehlungen für die Messung von luftgetragenen Partikeln fest. Weitere Dokumente der Normenreihe ISO 16000 werden sich auf jede einzelne Fraktion der luftgetragenen Partikel beziehen und Benutzern ausführlichere Empfehlungen bieten.

7.1 Instrumente und Probenahmesystem

Es ist insbesondere darauf zu achten, dass die Messungen im Rahmen der Spezifikationen der Instrumente im Hinblick auf Typ und Linearität bleiben. Die Instrumente sollten vor der Anwendung gemäß den Empfehlungen des Herstellers oder bestehenden Internationalen Normen ordnungsgemäß kalibriert und geprüft werden.

Das Zeitverhalten des Messsystems ist eine Kombination des Zeitverhaltens des Instruments und des Probenahmesystems. Die Auswirkung der Konfiguration des Probenahmesystems (Probenahmeleitung, Mischkammern, Verdünnungssystem usw.) auf das Zeitverhalten des gesamten Messsystems muss bei der Planung und Beurteilung des Zeitverhaltens des Messsystems berücksichtigt werden. Die Auswirkung der Probenahmeleitung sollte entweder vor der Messung berechnet oder während der tatsächlichen Messung mithilfe einer im Schrittbetrieb (ein-aus) bedienten Partikelquelle bestimmt werden.

Es ist grundsätzlich ratsam, ein Probenahmesystem mit möglichst kurzen Probenahmeleitungen und möglichst geringen Volumen zu verwenden, um unerwünschte zusätzliche Zeitverzögerungen durch die Mischung oder Verzögerungen bei der Probenahme zu vermeiden. Dies hilft auch, Partikelverluste zu minimieren.

Die Zeitkonstante in der Probenahmeleitung sollte in der Größenordnung des Zeitverhaltens der Messinstrumente liegen, dieses aber nicht überschreiten.

7.2 Messpunkt

Die Messung findet üblicherweise in der Mitte des Raums in einer Höhe von ca. 1,5 m statt (siehe EN ISO 16000-1). Abstände zu Wänden oder großen Möbelstücken können einen wesentlichen Einfluss haben.

Dem Bericht sollte ein Plan der Räume des Gebäudes sowie des genauen Probenahmestandorts beigelegt werden.

Das pro Stunde extrahierte Probenahmenvolumen darf nicht mehr als 10 % des stündlichen Luftaustauschvolumens des Raums betragen. Wenn dieses Austauschvolumen unbekannt ist, darf das pro Stunde extrahierte Probenahmenvolumen nicht mehr als 10 % des Raumvolumens betragen.

Bei der Verwendung von Instrumenten mit hoher Zeitauflösung besteht darüber hinaus die Möglichkeit, einen zeitbereinigten Messplan zu erstellen, der aus einer Reihe sequentieller Messpunkte besteht, oder das Messinstrument zu bewegen, um schnell einen sehr viel größeren Bereich abzubilden. Es ist hierbei jedoch sehr wichtig, Probenahme-Artefakte durch das bewegliche System auszugleichen und lokale Veränderungen im Vergleich zu Veränderungen des gesamten Quellsystems zu berücksichtigen (alle Quellen müssen als zeitbasierte Funktion äußerst stabil sein, was oftmals weitere zeitbereinigte Messreferenzen erfordert).

7.3 Messzeit und Messdauer

Der Zeitpunkt der Messung hängt wesentlich von der potenziellen Quelle und ihrer Ertragsmenge ab. Sofern der Beginn und das Ende der Partikelfreisetzung genau bestimmt werden können (z. B. beim Staubsaugen) und ein kontinuierliches Messverfahren verwendet wird, sollte die Messung kurz zuvor begonnen werden (z. B. 1 Stunde), um den Ruhezustand aufzuzeichnen und anschließend die gesamte Partikelfreisetzungsphase zu messen. Anschließend ist die Messung für einen bestimmten Nachbeobachtungszeitraum (ebenfalls z. B. 1 Stunde) fortzusetzen. Es hat sich gezeigt, dass es nach dem Ende der aktiven Partikelfreisetzung durch eine Quelle einige Zeit dauern kann, bis die Partikelkonzentration in der Luft auf ihr ursprüngliches Niveau zurückkehrt. Während des Staubsaugens werden beispielsweise auch sedimentierte Partikel aufgewirbelt. Hier kann es bis zu zwei Stunden nach dem Ende des Staubsaugens dauern, bis sich der Staub wieder auf dem Boden abgesetzt hat. Im Fall von Elektrogeräten (Drucker usw.) kann die Partikelfreisetzung anhalten, bis das Gerät vollständig abgekühlt ist.

Wenn keine Informationen zu der zeitbereinigten Emission einer bestimmten Quelle zur Verfügung stehen, sollte der Zeitrahmen des Phänomens durch vorläufige Messung mit einem Verfahren mit ausreichender Zeitauflösung geschätzt werden.

Da die Bestimmung eines „ausreichenden“ Zeitrahmens verschiedenen unabhängigen Faktoren wie der Quelle, dem Messverfahren, den Umgebungsbedingungen und physischen Beschränkungen unterliegt, ist ein einzelner definierter Vorschlag für eine Zeitauflösung nicht möglich. Die Anforderungen an zeitbereinigte Messungen werden weiter durch die widrige Tatsache verkompliziert, dass kritische Parameter der Quellenemissionen nur selten vor der Messung bekannt sind. In der Praxis müssen oftmals Testlaufmessungen über einen möglichst langen Zeitraum vorgenommen werden, um die grundlegenden Parameter zu ermitteln. Der erforderliche Zeitrahmen wird zudem durch die transiente oder periodische Natur der gemessenen Größe beeinflusst.

Wenn keine Informationen zur Quelle oder allgemeinen Schwankung der gemessenen Parameter zur Verfügung stehen, ist es ratsam, ein Verfahren mit einer möglichst hohen Zeitauflösung zu verwenden. Aus praktischen Gründen der Mischung und des Luftstroms liegt die höchste erreichbare Zeitauflösung im Bereich von wenigen Sekunden.

Sofern die zeitbereinigte Messung nicht in Echtzeit erfolgen kann, ist es ratsam, einen eigenen Probenahmeplan auf der Grundlage des Quellemissionszeitpunkts zu erstellen. Die Probenahmefrequenz muss mindestens dem Doppelten der geschätzten Emissionssignalfrequenz entsprechen.

7.4 Geschätzte Konzentrationsskala (Mindestwert, Höchstwert, Genauigkeit)

Die Schätzung der Konzentrationsskala ist erforderlich, um die geeigneten Instrumente und die notwendige Probenkonditionierung (z. B. Verdünnung oder Konzentration der Probe) zu ermitteln. Da das zeitbereinigte Phänomen relativ kurz sein kann, muss es sorgfältig erwogen werden, um die Kapazitäten des Instruments nicht zu überschreiten. Auch dies kann bei einer unbekannten Quelle schwer einzuschätzen sein.

In einer unbekannten Situation ist es ratsam, ein Verfahren mit möglichst breiter Konzentrationsskala anzuwenden. Zu diesem Zweck ist es möglich, die Probe vorab zu konditionieren (durch Verdünnung oder Konzentration), um einen breiteren dynamischen Messbereich zu erhalten. Hierbei sind jedoch die Probleme des Probenverlusts, des Transports und der Repräsentativität zu berücksichtigen (siehe 7.7). Die Probenkonditionierung darf nur angewendet werden, wenn die dadurch verursachte Interferenz vollständig bekannt ist.

Die Anwendung von Verfahren mit hoher Zeitauflösung ist ebenfalls in der explanatorischen Phase empfohlen. Die erhaltenen Ergebnisse können genutzt werden, um eine Probenahme über einen längeren Zeitraum vorzubereiten. Dies gilt insbesondere für die Schätzung der Erfassungsdauer für gravimetrische Verfahren.

7.5 Hintergrundkonzentration

Die Hintergrundmessung kann als im Raum vorhandene Konzentration in Abwesenheit einer bestimmten untersuchten Quelle definiert werden.

Je nach Zweck der Untersuchung können daher verschiedene Hintergrundsituationen definiert werden und entsprechen nicht notwendigerweise einer Abwesenheit von Partikeln im Raum. Hintergrundergebnisse sollten immer mit einer genauen Beschreibung der Aktivitäten im Raum präsentiert werden.

Die Hintergrundmessung ist eine wichtige Information und sollte angegeben werden. Der Unterschied zwischen der Messung und dem Hintergrund sollte groß genug sein, um die tatsächliche Wirkung der untersuchten Quelle oder Gruppe von Quellen korrekt wiederzugeben. Benutzer sollten nachweisen, dass der Unterschied innerhalb der Leistungsfähigkeit des Messverfahrens liegt

ANMERKUNG Im Fall einer Grenzwertanalyse sind keine Hintergrundmessungen erforderlich.