

1 范围

本标准规定了核设施中气载放射性物质的取样原则以及对取样方法与设备的一般要求。
本标准适用于实施气载放射性物质监测的各类工作场所、管道和烟囱以及大气环境的空气取样。

2 定义

本标准采用下列定义。

2.1 气载放射性物质 (airborne radioactive material)

由空气或其它气体介质所载带的放射性物质，通常是放射性气溶胶和放射性气体与蒸气的总称。气载放射性物质取样通常简称为空气取样。

2.2 气溶胶 (aerosol)

固体或液体粒子悬浮于空气或其它气体介质中形成的分散系。气溶胶粒子的大小一般为 $10^{-3} \sim 10^2 \mu\text{m}$ 量级。含放射性固体或液体粒子的气溶胶称为放射性气溶胶。

2.3 放射性气体 (radioactive gas)

在室温下为气态的放射性物质。

2.4 放射性蒸气 (radioactive vapour)

室温下为液态或固态的放射性物质所呈现的气态形式。但要注意与非可凝气体加以区分。

2.5 代表性样品 (representative sample)

样品是所关心的被取样对象的一部分，代表性样品则是与被取样对象的性质和特点相同的样品。能获得代表性样品的取样称为代表性取样。

2.6 吸附剂 (absorbent)

通过短程分子力作用把与其接触的物质阻留下来的收集介质。这种收集介质通常为固体物质，被阻留的物质一般吸附在收集介质的吸附表面上。

2.7 个人空气取样器 (personal air sampler)

工作人员个人佩带的呼吸带空气样品取样器。

2.8 空气动力学直径 (aerodynamic diameter)

某个气溶胶粒子在空气中沉降时的沉降末速度，与一个密度为 1 g/cm^3 的球形粒子在相同的空气动力学条件下沉降时的沉降末速度相等时，此球形粒子的直径称为该气溶胶粒子的空气动力学直径。如果在所有的气溶胶粒子中大于或小于某空气动力学直径的粒子的活度占总活度的一半，则此直径称为活度中值空气动力学直径 (AMAD)。同理有质量中值空气动力学直径 (MMAD)、粒子数中值空气动力学直径 (CMAD) 等。

2.9 几何标准偏差 (geometric standard deviation)

几何标准偏差 σ_g 是表征服从对数正态分布的气溶胶粒度分布的参数之一。表达式为：

$$\sigma_g = D_{84.13} / D_{50} = D_{50} / D_{15.87} \quad (1)$$

式中： $D_{84.13}$ 、 D_{50} 和 $D_{15.87}$ ——分别为气溶胶的某一物理量的累积百分比为84.13%、50%和15.87%时所对应的粒子直径。

2.10 粒度分布 (particle size distribution)

气溶胶粒子的某一物理量(例如粒子数、表面积、质量或放射性活度等)随粒子大小的变化关系。表征某物理量粒度分布的特征参数为该物理量相应的中值空气动力学直径(见2.8)及其几何标准偏差(见2.9)或标准偏差。

2.11 同流态取样 (isodynamic sampling)

置于流动气流中的取样头或收集器所抽吸的入口气流速度与取样点的被取样气流速度相等的取样。同流态取样也称等速取样。

2.12 非同流态取样 (anisodynamic sampling)

置于流动气流中的取样头或收集器所抽吸的入口气流速度与取样点的被取样气流速度不相等的取样。非同流态取样也称非等速取样。

2.13 直接生物分析 (direct measuring for biological body)

利用探测人体内放射性核素的仪器直接测量人体内的放射性活度。

2.14 间接生物分析 (indirect measuring for biological body)

对人体的排泄物样品或取自人体其它部位的样品进行放射性测量,再根据放射性核素在人体组织和器官内迁移的生物学模式估算人体内的放射性含量。

3 取样的原则

所取样品必须对被取样对象具有代表性,其后的测量与分析才有意义。样品的代表性应体现在空间、时间及理化特性上。为体现空间位置的代表性,必须合理选定取样点;为体现时间分布的代表性,必须合理选定取样时间和频次;为体现理化特性的代表性,必须合理选定取样流量以及相应的取样方法和设备。

取样者的经验与操作也是实现代表性取样的重要因素。

3.1 取样点的选定

根据监测目的、放射性物质的可能来源、区域大小、人员活动情况、通风状况以及其它一些因素来确定取样位置及取样点的数目。

3.1.1 工作场所

3.1.1.1 呼吸带取样

从工作人员的呼吸带内取得的样品是代表性较好的样品,因此在整个操作过程中应使取样器尽量靠近人的口腔和鼻孔。采用工作人员直接佩带的个人空气取样器可以较好地达到此目的。但这种取样器流量低,在污染浓度不高的情况下,可能会给样品的活度测量带来困难;更为常用的是固定在某一位置的流量较大的“呼吸带”静止取样器,使用这种取样器时,在不影响操作的情况下,应使取样头尽量靠近呼吸带。例如可装在操作人员前面稍高出头部的高度上,或装在通风柜、手套箱或其它包容放射性物质的装置的前表面处。

3.1.1.2 定点取样

在许多工作场所也可采用合理定点的固定式取样器,这种取样器通常用市电供电,取样流量较大,其后的样品测量不会有困难,但这种取样器的结果与真实呼吸带取样器(例如个人空气取样器)的结果会产生偏离。因此,若进行定点取样则必须找出它与呼吸带取样结果之间的关系。

如果合理定点的固定式取样器的长期平均结果具有不可忽视的污染水平,则应采用个人空气取样器。

在设计操作放射性物质的设施时,就应根据取样点的选定原则,考虑取样点的位置和数目。设施启用初期,应做较密的布点实验,以获取工作场所最具有代表性特征的取样点方面的资料。

3.1.1.3 气溶胶取样头入口方式

工作场所取样一般是静止空气中的取样，为了克服粒子的惯性运动的影响，取样头的入口气流一般应取水平方位，应选好取样流量和取样头入口的最小直径，选取原则见附录 A（提示的附录）。

3.1.2 管道和烟囱

3.1.2.1 取样点设计

为取得排放管道和烟囱中排放气流的有代表性样品，管道和烟囱内的取样点应选在排放气流已混合均匀的地方。对于烟囱排放，最好是把取样点选在混合最为均匀的顶部，但过高的取样点和过长的取样管道会带来其它麻烦。折衷的办法是把取样点选在气流方向突变点或管径明显变化点的下游方向，距离至少要相当于管径的五倍以上（矩形管道则为长边的五倍以上）。

对内径大于 20 cm 的管道，必须考虑横截面上气载放射性物质分布和排放气流速度分布的不均匀性。如果横截面上放射性物质分布不均匀，则要考虑在管道横截面内设置多个取样点。对圆形管道和烟囱，最少的取样点数见附录 B（提示的附录）中的表 B1；对正方形或矩形管道，其最少的取样点数见附录 B（提示的附录）中的表 B2。

3.1.2.2 气流速度均匀性的判别

判别横截面内气流速度分布是否均匀，必须判明流动气流是层流还是紊流。当流动气流的雷诺数 $Re \leq 2100$ 时，流动气流为层流；当 $Re > 2100$ 时，随雷诺数 Re 的增大而逐渐变为紊流。雷诺数 Re （无量纲）用下述公式计算：

$$Re = DU\rho/\eta \quad (2)$$

式中： D ——管道内径，cm；

U ——管道内气流的平均速度，cm/s；

ρ ——空气（气体）密度，g/cm³；

η ——空气（气体）的粘度 [对于空气， $\eta = 1.83 \times 10^{-4}$ g/(cm·s)]。

在层流状态，管道截面内气流速度的分布是不均匀的，呈抛物线分布：在管轴处速度最大，为平均速度的 2 倍，平均速度则在从管轴到管壁的径向距离的 0.7 倍处。在这种情况下，在进行取样设计时必须考虑取样位置并限定取样入口速度，以免引起管道内气流流动模式的改变。附录 B（提示的附录）中的表 B3 给出了取样头设置在管道内气流的平均速度处时，为保证管道内层流模式不发生变化而必须限定的最大取样流量。

在紊流状态下，随雷诺数的增大，平均速度与最大速度之比逐渐接近于 1，说明管内流速分布逐渐趋于均匀。附录 B（提示的附录）中的图 B1 表示了这种情况。

3.1.2.3 取样头结构

管道和烟囱取样，要合理设计取样头的结构，一些推荐的取样头结构见附录 B（提示的附录）中的图 B2~B5。

3.1.2.4 传导管损失

气溶胶取样头应直接置于被取样气流中，在排出气流与取样头之间必须采用传导管时（如附录 B（提示的附录）中的图 B2 和图 B5），应使传导管尽量短，避免取水平方位并要估算在传导管中的管壁损失，估算方法见附录 C（提示的附录）。

3.1.2.5 同流态取样

管道与烟囱取样要尽量实现同流态取样，若为非同流态取样，则必须找出与同流态取样的关系。非同流态取样引起的误差见附录 D（提示的附录）。

在管道与烟囱取样中，要同时满足 3.1.2.1~3.1.2.5 中的各项要求和条件会有一定困难，因为这些条件相互制约甚至发生矛盾，因此在核设施设计及其后实际运行中，要正确制定最佳的取样方案并合理估算取样误差。

3.1.3 大气环境

对于核设施周围的大气环境，应根据污染源的性质、分布情况和气象条件等确定取样点的位置与数

目。一般在核设施的上风向和下风向都应设取样点，根据污染范围，在下风向应多布点。在障碍物的下风向取样时，取样点离障碍物的距离应为障碍物高度的10倍。取样头入口气流的速度一般应与被取样气流的速度（即风流速度）大体一致。取样高度距地面约为1.5 m。

3.2 取样时间和频次

3.2.1 工作场所

原则上在工作人员的整个操作过程中都应进行取样。个人空气取样器或“呼吸带”静止取样器在一个工作班内连续运行，因而除空间代表性较好以外，时间上的代表性也较好。采用固定式取样器，应使取样频次和取样时间合理分配。在可能对工作人员造成显著危害的工作场所或岗位，必须进行连续取样或连续监测。

3.2.2 管道和烟囱

一般用固定式取样器进行连续取样，每天取一个到数个样品，但在工艺稳定、排放连续的情况下，可一周取一个或数个样品；对环境具有显著潜在危害的连续排放，应进行连续取样或连续监测，并应具有超预置水平及事故释放的报警装置；对于排放速率和浓度显著变化的排放，应采取连续按比例取样；对于浓度与排放率在一定时间间隔保持不变的间歇排放，可采用相应的间歇取样。无论哪种情况，在排放的高峰都应有样品。

3.2.3 大气环境

环境取样由于其浓度低，需要取样流量大，取样时间长，在作本底调查时尤为如此。环境取样无需高频次和短周期，一般能反映旬、月甚至季度的变化即可，但在某些特殊情况下，可根据需要适当增加取样频次。对长半衰期的核素监测，除非是排放率波动较大或环境条件变化显著，取样频次可适当减少，例如一个月一次。

3.3 取样流量

取样流量或体积视取样目的、取样对象的浓度以及测量分析方法的灵敏度而定，对单次取样和连续取样所要求的最小取样流量或体积应有如下关系：

$$F = Q/CT\eta \quad (3)$$

$$V = FT = Q/C\eta \quad (4)$$

式中： F ——取样流量，L/min；

Q ——测量或分析方法的最小可探测放射性活度，Bq；

C ——对待测放射性核素要求测得的放射性浓度，Bq/L；

T ——取样时间，min；

V ——取样体积，L；

η ——包括计数效率在内的总的校正系数。

通过调节抽气装置的流量 F 和取样时间 T 可达到一定的取样体积，从而满足测量分析方法的灵敏度和待测浓度的要求，但需注意，选择取样流量应考虑到获取代表性样品取样流速的要求以及流速与取样介质的收集效率等的关系；选择取样时间要考虑到能否尽快得到取样结果，以保证有足够的取样频次。

取样流量可由每分钟几毫升到每分钟几千升。工作场所与排放管道取样，常用的取样流量为2~200 L/min；环境取样流量为20~2 000 L/min。在可能的条件下，取样体积都应当足够大，特别是对于环境取样，至少要能有效地测到待测放射性核素活度的环境放射性本底水平。

对于短半衰期的核素取样，要求在短时间内取到足够大的体积，因而取样流量必须大。对长半衰期的核素取样，在正常情况下，空气中放射性物质的浓度很低，也需要大体积，以保证辐射测量有必要的准确度。

对于大流量取样器，要合理安排进气口与出气口的位置，防止取样器收集到自身的抽吸设备所排出的气体。

3.4 取样对象的理化特性

取样的代表性还需反映出所取样品的物理性质和化学性质与被取样对象的物理和化学性质相同。这就要求传导管和取样器在取样过程中不使被取样品发生化学变化，不致因为取样过程中的物理机制（例如重力沉降、撞击和凝聚等）而使被取样品的物理形态（例如粒度分布）发生变化。因此，有必要对被取样的气载放射性物质的物理和化学性质进行经常的考查，以保证所取样品在理化特性上的代表性。

在某些情况下只有知道了气载物质的理化特性之后，才能正确地评价其放射学意义。例如放射性碘在环境中转移和在人体内代谢的规律与碘的化学状态和稳定性碘的含量有密切关系，因此，有必要对不同化学状态的碘分别取样。氟在空气中的两种主要形态即水蒸气形态和气体形态其危害差异很大，为准确评价其辐射危害，应使用能区分并能分别测定二者的选择性监测仪及全氟取样器。对于惰性气体以及在氡等放射性气体监测中，都要考虑取样过程中可能出现的理化特性的变化，并对可能引起的变化给予正确利用或校正。

在取样过程中的温度和湿度影响也要给予考虑。

3.5 粒度分布特性

对放射性气溶胶的取样应能反映其粒度分布特征，因为气溶胶的粒度分布是评价吸入危害的重要参数。气溶胶粒子大小用空气动力学直径描述，放射性气溶胶的粒度分布特征用活度中值空气动力学直径（AMAD）及相应的（几何）标准偏差（ σ_g ）描述。根据具体情况，也可用其它表征粒度分布性质的参数描述。

对不同取样点和不同取样时间，原则上都应测气溶胶的粒度分布特征。在粒度分布特征比较稳定的地方，在常规取样中可以只采浓度样品，不定期地作粒度分析，以便利用浓度样品分析所给出的结果来估算气溶胶在呼吸系统的沉积情况。

3.6 样品的保护

取样后必须保护好样品（取样前的空白样品也要注意保护），防止放射性物质的自然沉积或收集介质上已收集的放射性物质脱落，样品不能互相重迭，不能暴露于空气中。特别要防止样品的交叉污染，防止收集容器内已收集的放射性物质外逸，注意避光、避热等。

4 取样方法与设备

选择气载放射性物质的取样方法与设备应考虑的关键因素是：取样目的、取样对象、应用场所及样品的测量分析方法。

4.1 放射性气溶胶

放射性气溶胶取样器有两种类型：其一是对粒子大小无选择的总浓度取样器；其二是对粒子大小有选择的粒度分级取样器。这两类取样器都应配有相应的抽气设备、流量测量和调节装置等。

4.1.1 总浓度取样器

操作中产生的气载放射性微粒不发生显著变化，并通过专门研究已知微粒物质的粒度分布特性和其它理化特性之后，在常规取样中可采用对粒子大小无选择的总浓度取样器。

4.1.1.1 过滤器

用过滤器把所关心的气溶胶粒子收集在过滤介质上的方法，由于所用设备简单、操作方便，是放射性气溶胶取样最常用的方法。

4.1.1.1.1 过滤介质

对过滤介质的要求是，收集效率高，对气流的阻力低以及对 α 放射性粒子的自吸收小。实际上，根据取样对象和取样条件在这些相互矛盾的要求中要有所折衷。可供选择的常用过滤介质有：玻璃纤维滤纸、薄膜滤纸、合成纤维滤材、纤维素型滤纸和混合纤维素滤纸等。

对不同批号的过滤介质，在使用前用户应进行检查。几种常用滤材的几项主要性能测试结果见附录E（提示的附录）。

4.1.1.1.2 过滤盒

必须把过滤介质固定在一个设计合理的过滤盒内。过滤盒的设计要求是：

- a. 滤纸边缘必须用可压缩密封圈密闭，滤纸背面用网托支撑，防止侧漏和滤纸损坏；
- b. 有关部件必须光洁，便于擦洗，防止粘附损失和交叉污染；
- c. 结构材料对被取样气流有耐腐蚀性，无静电效应，不发生化学变化；
- d. 气流入口及内部结构设计合理，不能引起不可预知的粒子大小分离和粒子损失；
- e. 环境大气中使用的过滤装置可在过滤介质前的气流入口处加一筛网，防止昆虫、树叶及其它碎片进入。

4.1.1.2 沉积器

4.1.1.2.1 静电沉积器

静电沉积器是使被取样的待测的微粒物质预先带上电荷，然后把它们收集在带相反电荷的电极（收集板）上。这种静电沉积器如果工作电压和几何条件选取正确，可把所关心的粒子全部收集到，且随着粒子的累积不会引起阻力的增加，可直接对收集板进行放射性测量，无需或只需作很小的 α 自吸收修正。由于工作电压高，使用不便，这种取样器只限于在一些特殊场合下使用。

4.1.1.2.2 重力沉降器

利用粒子的自然沉降以收集气溶胶粒子的敞口型重力沉降器例如“沉降盘”及结构稍复杂的“沉淀器”，常用以测定气载放射性粒子在物体表面沉积的程度。布设足够数量的这种沉降盘，可获得有关表面污染分布的数据，但不能给出放射性气溶胶污染的总浓度。

4.1.2 粒度分级取样器

当气载放射性微粒的粒度分布特性不明确，或每隔一定时间预计粒度分布或理化特性有改变时，应当研究气载放射性微粒物质的粒度分布特征。各类粒度分级取样器基本上都是利用粒子运动时的惯性原理来达到分离不同大小粒子的目的。用于表征气溶胶粒子大小的是空气动力学直径。测定粒子大小分布的取样器一般是多级的，即把被监测气溶胶粒子按大小分成多个部分，以给出被测气溶胶的粒度分布特性；也可以是两级的，只把被测气溶胶粒子按大小分成两部分。对于这类取样器，制造者应给出取样器各收集级的收集特性的实验刻度结果。

4.1.2.1 撞击取样器

撞击取样器的工作原理是，在抽气取样过程中具有一定线速度的气溶胶粒子，在作为粒子收集介质的撞击板前气流发生转弯时，较大的粒子由于其惯性较大，则继续前冲而撞击在收集板上被收集，较小的粒子由于其惯性较小，则随气流运动而不被收集。利用这一原理，把被取样的气溶胶粒子按大小分成若干部分而分别撞击在不同的收集板上，这就组成了串级撞击取样器。撞击取样器的优点是分级可以较多，对粒度分布的研究较细。缺点是撞击在收集板上的粒子容易过载而形成滑脱，造成粒谱失真，操作比较繁琐。

环形撞击取样器是专门设计用于收集粒径较大的、含长寿命核素的放射性粒子的特殊单级撞击器，它对同时存在于空气中的粒径很小的氡子体粒子收集很少，有利于在取样中把大部分天然氡子体本底去除掉。

4.1.2.2 向心分离取样器

其工作原理与撞击取样器基本相同，所不同者只是收集粒子的方式。向心分离器也是通过惯性力把气溶胶粒子按大小进行分离，但粒子是收集在锥形管嘴底部的收集滤纸上，避免了已沉积粒子的滑脱现象，样品制备和测量都较简单，因而更适合于常规取样监测。缺点是分级不能太多（通常为4~5级），不适合作过细的粒谱研究。

4.1.2.3 旋风取样器

这种取样器利用运动中的气溶胶粒子的旋转惯性力，将其大于一定粒径的粒子筛选掉，只把较小的粒子收集在过滤纸上。这种取样器通常只把被取样气溶胶粒子分成两部分，除非切割直径不同的多台旋风取样器同时组装使用，一般情况下给不出被测气溶胶粒度分布特性。

4.1.2.4 肺沉积取样器

上述的各种粒度分级取样器都可设计成肺沉积曲线取样器，其中利用环形注流孔的取样器，使得两种粒度级别的气溶胶粒子被收集在同一张滤纸的不同位置上，其粒子大小沉积特征可以模拟肺沉积曲线，由这种样品可直接测量出可能沉积在人体肺区的可吸入粒子的放射性活度。这类取样器做成个人空气取样器能较好地表征人体的吸入量。

4.1.3 抽气设备

对抽气设备的要求是：

- a. 能给出所要求的取样流量；
- b. 具有较好的负载特性，随收集介质上粒子的积累而阻力逐渐增加时，不引起流量的明显下降；
- c. 流量要稳定，特别是用于粒度分级取样器的抽气设备，要有稳定的瞬时流量，气流脉动小；
- d. 工作特性好，要适合长时间取样，噪音低，耗电小，尺寸适宜，维修方便也是一些基本要求。

各类叶片泵和隔膜泵都可大体满足上述要求，其他各类抽气设备也可酌情选用。当抽气泵所给出的流量有较大脉动时，应在气路中加缓冲装置以减小或消除脉动。

4.1.4 流量测量装置

各类取样器几乎都要求记录取样的瞬时流量和总的取样体积。对于总浓度取样器，记录总的取样体积是重要的；对粒度分级取样器既要记录总的取样体积，更重要的尚需指示出稳定的瞬时流量，因为粒度分级取样器各级的收集特性与瞬时流量直接相关。对流量测定装置的基本要求是：

- a. 有合适的流量测定范围；
- b. 能给出瞬时流量，或能确定总的取样体积；
- c. 要定期检验和刻度，以保证足够的准确度。

测定流量的装置有转子流量计、标准孔板、煤气表等。对于总浓度取样器，可采用只给出总取样体积的累积式流量计，如煤气表。

流量计必须装在取样器的下游一边，由于取样器的阻力影响，一般是在低于标准大气压的情况下测定流量，对于在标准大气条件下标定的测量测定装置（例如转子流量计），要注意对所指示的流量值给予必要的压力修正（包括温度修正）。

4.1.5 流量调节装置

流量调节装置，通常采用控制阀和其它措施。对于总浓度取样若能正确测定累积的取样总体积，则不一定设置流量调节装置，但对于粒度分级取样器，则始终应把瞬时流量调节在取样器规定的流量值。流量调节装置同样应装在取样器的下游，当使用可能引起气流阻力的节流阀之类的调节装置时，同样要注意调节装置可能引起的压力损失对流量测量的影响并给予正确的修正。

4.2 气体和蒸气

放射性气体和蒸气往往是重要的气载污染物质，通常采用两种取样方法：

- a. 特定成分取样。
- b. 不区分特定成分取样。

4.2.1 特定成分取样

特定成分取样是指用收集器把某种特定的成分从气流中分离出来并加以收集的取样。进行这种取样时，要详细了解取样对象以及与之同时存在的其他气体和干扰物质的化学性质和物理性质。当需要分离和收集某一特定成分时，一般是进行连续取样，且取样流量要适当以保证满足所选取的辐射测量方法的灵敏度要求，同时又要兼顾收集器的收集特性。这类基本的收集方法有吸附、吸收、冷凝和催化等方法。

4.2.1.1 吸附

采用颗粒床的固体吸附剂作收集器时，需考虑下列几点：

- a. 吸附剂对放射性气体或蒸气要有选择性和有效性，适合于相应的放射性测量；
- b. 吸附剂的效率不受非放射性物质的干扰和破坏，避免吸附剂的失效、饱和以及穿透等效应；

c. 吸附剂性能要受温度和湿度的影响, 或对温度和湿度的影响给予了解。

4.2.1.1.1 活性炭

活性炭是放射性碘的有效吸附剂, 浸渍活性炭也是碘的有机化合物的收集剂, 低温活性炭也可用来吸附惰性气体。测氙也常用活性炭吸附技术。气流通过吸附床的时间要足够长, 以保证有效的吸附。活性炭应维持在适当的温度以提高被吸附物质的稳定性。必须注意不能让气流中的粒子和非放射性的有机化合物阻塞了活性炭的活化中心或使之达到饱和。

渗有活性炭的滤纸有时也可作这种收集器, 但在使用这种或其它类似的介质时, 通常在其后都要跟一个活性炭床, 以保证收集和留存所有的元素碘和有机碘蒸气。

4.2.1.1.2 金属网、栅、床

银和纯铜网是去除特殊气载放射性蒸气的收集器。筛孔约为 $150\ \mu\text{m}$ 的多层 (3~6 层) 银栅或铜栅是去除元素态气载碘的有效收集器, 效率约为 100%, 但不能作为碘的有机化合物的收集器。使用这类收集器时, 一般在其前面要放一张微孔滤纸以去除气载粒子, 而在其后要放一张浸渍活性炭滤纸或活性炭床以收集其他形态的碘。

根据各种过滤介质对不同状态碘的吸附差异的特点, 可利用几种过滤介质做成组合取样器来区分不同物理和化学状态的碘, 以便分别测量气溶胶状态、元素态和化合态的碘。

4.2.1.1.3 硅胶

硅胶也是一种收集剂, 特别是一些水蒸气形态的氙 (如氙的氧化物) 可以用硅胶收集。气流速度必须选择适当, 使被取样气流中的氙有足够时间扩散并吸附到硅胶中去。被收集物质可直接由收集床测量, 也可用加热解析或用一种合适的溶剂把污染物洗脱下来进行测量。硅胶取样方法因其灵敏度较高, 可用于环境氙的监测。

4.2.1.1.4 分子筛

分子筛是一种多微孔体, 能从周围介质有选择地吸收分子小于微孔的物质, 因而也可作为氙化水蒸气等放射性气体的收集剂。

4.2.1.2 吸收

用装有吸收溶液的容器作收集器, 使被取样的空气从中通过, 利用一些特殊的化学反应或者利用溶液的特殊溶解性, 可把某种放射性气体和蒸气分离出来而加以收集。在气流进入溶液之前应先通过过滤器以把粒子除去。

吸收取样器通常都在容器中充填陶瓷物质、玻璃小球等以增大接触面积, 保证密切接触, 提高吸收效率。对吸收器的流量、采用的溶液及整体结构的效率, 都应由实验确定。

4.2.1.3 冷凝

冷凝方法可用来收集挥发性的放射性物质。由置于干冰池中的 U 形管构成的冷凝收集器, 可用于有机挥发性化合物的收集。由液氮冷阱系统构成的冷凝收集器, 适用于收集惰性气体如氙和氙等。上述两种方法, 都应先用特殊收集器除去被取样气流中的水蒸气。样品送到实验室分析时, 需用杜瓦瓶使它保持在沸点以下。

冷凝法也是一种常用的水蒸气形态氙的取样方法。

4.2.1.4 催化

利用能改变化学反应速度的各种催化剂作收集剂, 是实现放射性气体某些特定成分取样的有效方法, 要注意选取和利用。

4.2.2 不区分特定成分的取样

有时不区分空气中特定成分的放射性气体或蒸气, 只确定空气中放射性气体或蒸气的总的污染水平, 可实行放射性气体物质的总成分取样。例如, 用抽空容器收集总的空气样品, 这种取样容器可以是电离室, 其电离电流大小就代表空气中放射性气体物质的总污染水平。要注意, 取样系统和电离室内的气体必须远高于露点, 同时还要注意电离室内的污染将随取样次数的增加而逐渐累积, 因而必须设法去污, 并

随时用干净空气来检验电离室是否有累积下来的污染。由于只是单纯测量放射性气体或蒸气的总放射性水平，在取样容器前加过滤器不仅可以去除气载放射性粒子，而且有助于保持取样容器内的清洁。

由于这种取样方法没有对气体放射性进行浓集，使得测量灵敏度较低，有可能限制甚至排除这类取样方法。所以，对各种情况应作出具体估价，以确定这种总成分取样方法的适用性。

5 取样效果的验证

气载放射性物质的取样分析结果是否能真正反映被监测现场的实际情况，是否能正确提供评价和控制吸入危害方面的资料，应与其他方法的分析测量结果相互印证。其中主要是与直接生物分析和间接生物分析结果相比较。如果空气取样监测进行得正确，空气取样结果与生物分析结果应有较好的可比性。因此空气取样监测与生物分析两者应经常进行对照，发现异常，找出原因，不断改进空气取样监测方法。

但是，生物分析也有其局限性，过分依赖生物分析数据也是不适宜的。特别在低放射性水平时，只要按本标准提出的原则要求和规定方法进行取样，取样器选取适当，取样的布点、时间、频次和取样流量或体积等设计合理，取样后的样品测量与分析进行得正确，数据的处理与解释合理，应该能给出对被监测对象的有意义的评价，从而为控制气载放射性物质潜在危害提供有用的数据资料。

通过烟囱和管道进行的气载排出流取样结果，与排出流下风向或邻近区域的大气环境取样结果也应该具有可比性。虽然大气环境的监测结果要受到气象条件等因素的影响，因而具有更大的不确定性，但是只当两者之间存在一定的可比性或相关性时，才能证明排出气流的取样结果是有效的，或者反过来证明大气环境的取样结果是有效的。

静止气体中的取样

表 A1 静止气体中取样的取样流量与水平取样头入口的最小内径

粒子直径 μm	不同取样流量的取样头入口最小内径 cm			
	1 cm^3/s	10 cm^3/s	100 cm^3/s	1 000 cm^3/s
1	0.07	0.14	0.30	0.56
2	0.10	0.22	0.46	1.02
5	0.19	0.40	0.86	1.86
10	0.30	0.62	1.36	4.6
20	0.46	1.00	2.2	8.4

注: 1. 表中推荐的入口内径是最小尺寸, 但也要注意入口尺寸不能无限放大, 以至使气流入口速度接近于粒子的沉降速度, 特别是对于大粒子小流量取样的情况尤其应当注意。

2. 粒子直径指的是空气动力学直径, 以下各表凡涉及粒子直径者均同此。

管道与烟囱取样

表 B1 圆形排放管道内的取样点数

管道内径 mm	最少取样点数
50~200	1
201~305	2
306~457	3
458~711	4
712~1 219	5
>1 220	6

表 B2 正方形或矩形排放管道内的取样点数

管道截面 m ²	建议的取样点数
<0.047	1
0.047~0.186	2~4
0.186~2.32	4~12
>2.32	20

表 B3 圆形管道层流条件下的最大取样流量

管道内径 cm	雷诺数为 2 100 的平均速度 cm/s	取样流量 cm ³ /s
7.6	41.5	1 880
12.6	25.0	3 117
15.2	20.8	3 773
20.3	15.5	5 015
25.4	12.4	6 282
30.5	10.3	7 525
40.6	7.8	10 100
50.8	6.2	12 620
61.0	5.2	15 140
76.0	4.1	18 820
91.2	3.4	22 470
101.6	3.1	24 800

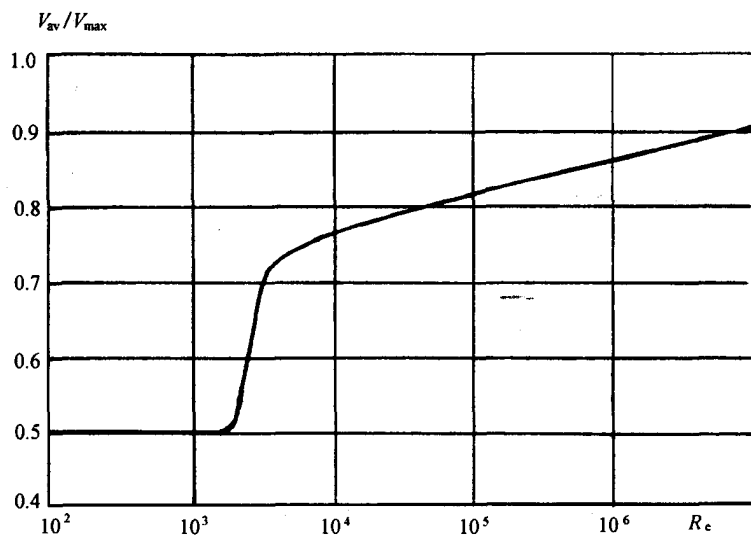


图 B1 速度比与管道雷诺数的关系

R_e ——管道内气流的雷诺数； V_{av} ——管流平均速度；
 V_{max} ——管流最大速度

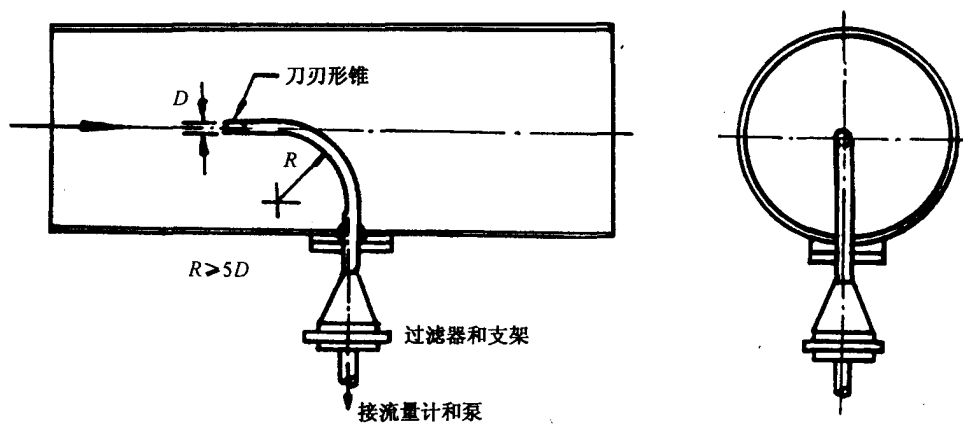


图 B2 单点取样的圆孔状取样头入口及取样头

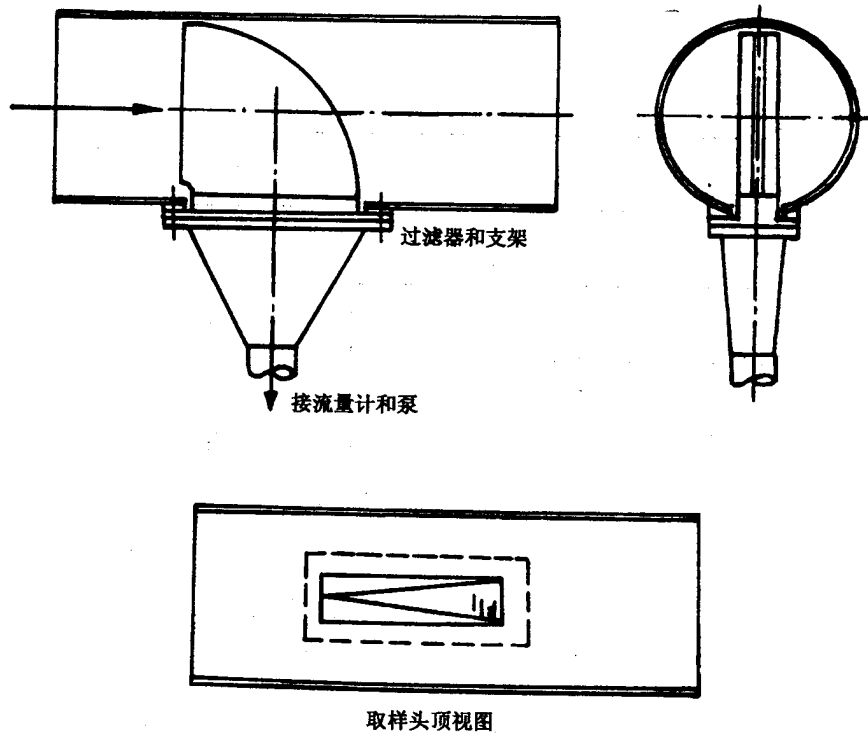


图 B3 单点取样的矩形缝状取样头入口及取样头

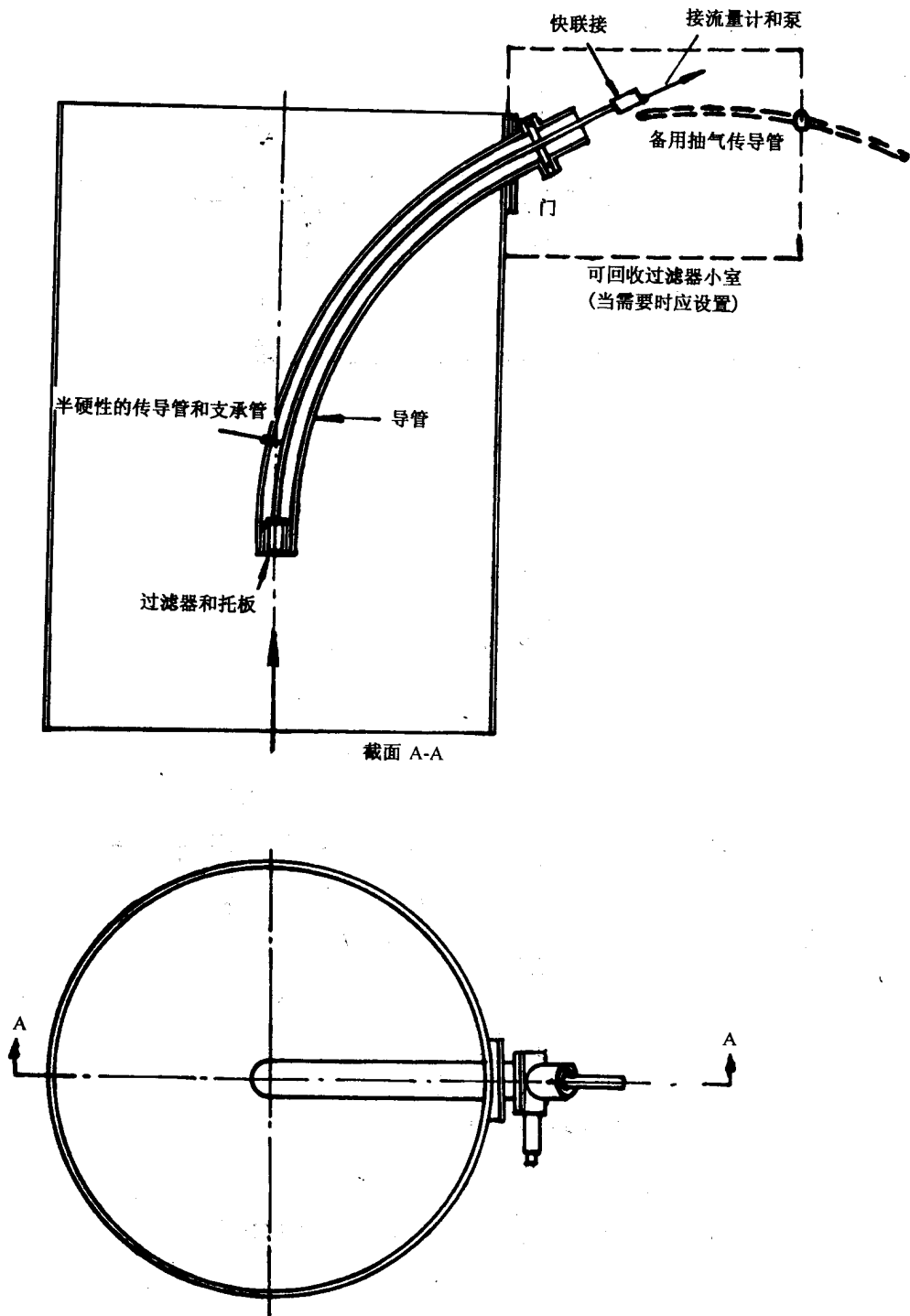


图 B4 无传导损失单点取样的取样头

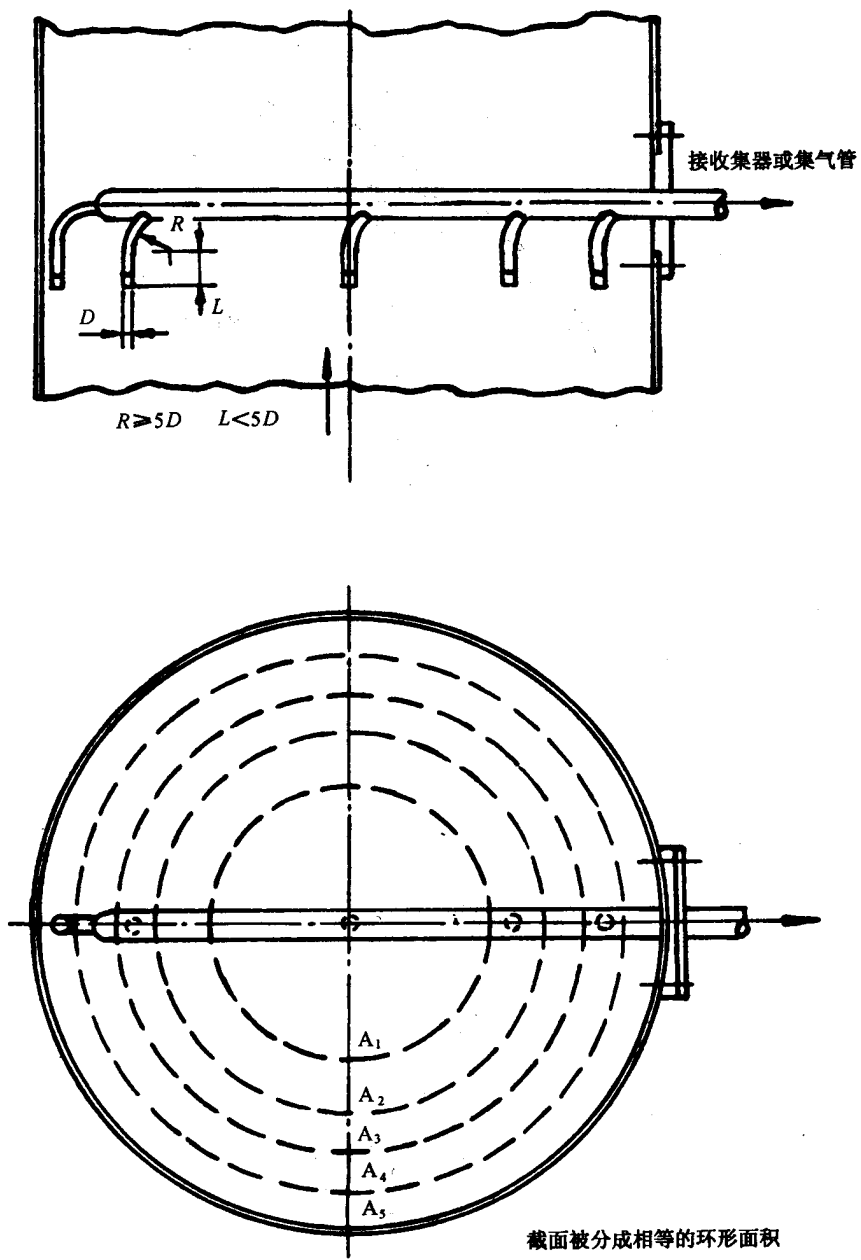


图 B5 用于大管道或烟囱的多点取样的取样头入口

粒子在取样导管中的沉积

虽然粒子在传输管道内的沉积机制并不完全清楚, 但根据已有的实验数据已能较好地估计出粒子在取样导管中的沉积。

在层流情况下, 粒子沉积的基本机制是重力沉降和布朗扩散; 在紊流的情况下, 则是紊流沉积。

C1 重力沉积

在水平管道内运动气流中的粒子由于重力的影响而逐渐沉降到管壁上。对于层流情况可用公式合理估算重力作用引起的粒子沉积份额。表 C1 列出了平均流速为 50 cm/s 时, 三种粒径的粒子在不同内径的水平管道内分别沉积 100% 和 50% 时的管道长度。

100% 沉积的长度计算公式:

$$L_{100} = 8rV_{av}/3U_t \quad (C1)$$

式中: L_{100} —— 100% 沉积的长度, cm;

r —— 管道半径, cm;

U_t —— 粒子沉降末速度, cm/s;

V_{av} —— 管道内平均流速, cm/s。

50% 沉积的长度 L_{50} 计算公式:

$$L_{50} = 0.354L_{100} \quad (C2)$$

可见 100% 或 50% 沉积的长度都正比于管道半径和平均速度, 而反比于沉降末速度。

根据斯托克斯定律可计算气溶胶粒子的沉降末速度:

$$U_t = gd_p^2 (\rho_p - \rho_g) C_m / 18\eta \quad (C3)$$

式中: U_t —— 沉降末速度, cm/s;

g —— 重力常数, 980 cm/s²;

d_p —— 粒子直径, cm;

ρ_p —— 粒子密度, g/cm³;

ρ_g —— 空气密度, g/cm³;

η —— 空气粘度 [1.83×10^{-4} / (cm · s)];

C_m —— 坎宁安 (Cunningham) 滑脱修正系数。

对于 $d_p = 0.1 \mu\text{m}$, $C_m = 3.015$;

$d_p = 1.0 \mu\text{m}$, $C_m = 1.176$;

$d_p = 10 \mu\text{m}$, $C_m = 1.018$ 。

通过对表 C1 数据的内插和外推可确定重力沉降的相对数值。

C2 布朗扩散沉积

非常小的粒子 (例如小于 $0.1 \mu\text{m}$ 的粒子) 因布朗运动可能扩散到管壁上。对于圆形管道在层流情况下扩散沉积的粒子份额由下式给出:

$$F_p = 1 - [0.819\exp(-3.657\mu) + 0.097\exp(-22.3\mu) + 0.032\exp(-57\mu)] \quad (C4)$$

式中: F_p —— 粒子沉积的份额;

$\mu = \pi D_B L / Q$ (无量纲);

D_B —— 扩散系数, 可作如下估算

$$D_B = \frac{2.4 \times 10^{-11}}{d_p} \left(1 + \frac{1.8 \times 10^{-5}}{d_p} \right) \quad (\text{对空气}), \text{ cm}^2/\text{s};$$

L ——管道长度, cm;

Q ——流量, cm^3/s 。

当 $\mu \ll 0.01$ 时, 式 (C4) 将引入较大误差, 需用下式进行计算:

$$F_p = 2.56\mu^{2/3} - 1.2\mu - 0.177\mu^{4/3}$$

若要求不高时也可用下式进行计算:

$$F_p = 2.56\mu^{2/3}$$

当 $0.01 \leq \mu \leq 0.1$ 时, 由式 (C4) 和 (C5) 计算出的 F_p 值差别小于 1%。

当 C2 列出了用 (C4) 式算出的不同粒径的粒子在导管内沉积不同百分比的管长。

扩散沉积与管径无关, 例如对于给定的流量, 管道直径增加一倍, 管流的速度将减少到 1/4, 粒子需用四倍于原来的时间在同样长的管道内扩散。

粒子大小是非常重要的因素, 当气流速度很低时, 非常小的粒子很快损失到管壁上。为了防止布朗扩散引起明显的损失, 必须保持足够高的气流速度。

C3 紊流沉积

紊流中的粒子在导管壁上沉积的份额取决于粒子的大小和密度、管道长度和直径以及取样的平均流量。估算沉积损失的公式是:

$$C/C_0 = \exp(-\pi KLD/Q) \quad (\text{C7})$$

式中: C_0 ——起始点的粒子浓度;

C ——起始点下游方向所考虑点处的粒子浓度;

L ——起始点到所考虑点的距离, cm;

D ——取样管的内径, cm;

Q ——取样管内的平均流量, cm^3/s ;

K ——粒子的沉降速度, cm/s。

若令 L_{50} 为 50% 沉积的长度, 则有

$$L_{50} = 0.693Q/\pi DK \quad (\text{C8})$$

沉降速度 K 与许多因素有关, 还没有推导出 K 与有关变量关系的一般表达式。实验表明, K 与取样速度和粒子大小是高次方关系。由于气流速度和粒子性质的微小变化都会显著影响沉积损失, 所以沉积损失的估算受到一些不确定因素的影响。表 C3 列出了一定条件下紊流造成的管壁损失的估算值。对于给定的粒度谱, 在应用时必须先确定每种粒径的损失, 然后加权求和算出总的损失百分比。

当取样速度和粒径增大时, 紊流沉积并不是无限制增加。当速度超过某一数值时粒子将被再携带, 出现再携带的初始速度与粒子大小、粒子密度、管道直径和粒子与管壁粘附特性有关。

表 C3 所列数据是对应于干燥和清洁的管道, 在表中所涉及的流量、粒径和管径范围内其再携带的可能性最小。对表列黑体字所示的数值, 可能会有较小的再携带, 因而实际沉积要小于表列数值。一些反应堆工作方面的实验数据也证明粒子粘附到管壁的可能性毕竟是相当小的, 理论明显高估了气流中的粒子损失。当大于表列的流量、管径和粒径时, 肯定将出现明显的再携带, 因此超过表列数值的外推是不合适的。由于对再携带的了解很有限, 所以进行定量的估计非常困难。

C4 在取样传导管弯头内的沉积

不管是层流还是紊流情况, 导管弯头内的流态都是复杂的, 会引起比在同样长度的直管中更多的粒子沉积。目前尚无合适的理论处理这类问题, 只有非常少的实验数据可以用来确定沉积损失与管径、弯半径、流量和粒径的定量关系。表 C4 所列数据可以较典型的说明导管弯头内沉积的重要性。粒子的沉

积随着粒径和流量的增加而显著增加，而导管曲率半径越大沉积损失越小。因此应尽量避免取样管道中的弯头，当需要时，其曲率半径应当尽可能大，取样流量应适当降低。

表 C1 重力沉降引起 100%和 50%沉积的水平取样管长度 (平均速度=50cm/s)

粒子直径 d_p μm	管道内径 $2r$ cm	流速 cm^3/s	$\rho=2$		$\rho=5$		$\rho=10$	
			L_{100} cm	L_{50} cm	L_{100} cm	L_{50} cm	L_{100} cm	L_{50} cm
2	1	39	2 563	907	1 026	363	511	181
	2	157	5 126	1 815	2 052	726	1 027	366
	4	628	10 252	3 629	4 102	1 452	2 051	726
	6	1 413	15 376	5 444	6 154	2 178	3 076	1 089
5	1	39	427	151	171	61	86	30
	2	157	854	302	342	121	171	61
	4	628	1 708	605	683	242	342	121
	6	1 413	2 562	907	1 025	363	512	182
10	1	39	108	38	43	15	22	8
	2	157	217	77	87	21	43	16
	4	628	434	154	174	62	87	31
	6	1 413	651	230	260	92	130	46

表 C2 扩散沉积引起不同沉积百分比的管长

流量 cm^3/s	(不同粒子直径) 沉积相应百分比的管长 cm								
	20%			50%			75%		
	0.001 μm	0.01 μm	0.1 μm	0.001 μm	0.01 μm	0.1 μm	0.001 μm	0.01 μm	0.1 μm
0.25	0.043	3.4	268	0.23	18	1 400	0.53	42	3 330
0.50	0.085	6.8	536	0.45	36	2 800	1.06	83	6 600
1	0.17	13.6	1 070	0.90	72	5 630	2.12	166	13 200
2	0.34	27	2 140	1.81	143	11 300	4.24	332	
5	0.85	68	5 280	4.5	358	28 150	10.6	830	
10	1.7	136	10 560	9.0	715	56 300	21.2	1 660	
20	3.4	272	24 120	18.1	1 430		42.4	3 320	
40	6.8	544		36.2	2 860		85	6 640	
100	17	1 360		90	7 150		212		
200	34	2 720		181	14 300		424		
400	68	5 440		362	2 8600		848		

表 C3 在垂直取样管道内紊流沉积引起的粒子损失

粒径 μm	管径 cm	气流雷诺数	流量 cm ³ /s	沉积的粒子份额											
				ρ=1			ρ=4			ρ=6			ρ=8		
				管长 cm			管长 cm			管长 cm			管长 cm		
				200	500	2 000	200	500	2 000	200	500	2 000	200	500	2 000
1	0.5	4 000	241	<0.01			<0.01			0.01	0.01	0.05	0.01	0.02	0.09
	1.0	6 000	723							0.00	0.00	0.02	0.00	0.01	0.04
	2.0	8 000	1 928							0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.01
	4.0	10 000	4 820							0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2	0.5	4 000	241	<0.01			0.04	0.09	0.31	0.08	0.19	0.87	0.14	0.31	0.77
	1.0	6 000	723				0.01	0.04	0.14	0.04	0.08	0.29	0.06	0.14	0.45
	2.0	8 000	1 928				0.00	0.01	0.04	0.01	0.02	0.08	0.02	0.04	0.15
	4.0	10 000	4 820				0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	0.02	0.00	0.00	0.03
6	0.5	4 000	241	0.11	0.26		0.93	0.99	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	
	1.0	6 000	723	0.01	0.01		0.68	0.93	1.00	0.89	1.00	1.00	0.97	1.00	
	2.0	8 000	1 928	0.01	0.00		0.25	0.51	0.94	0.45	0.77	0.99	0.62	0.91	
	4.0	10 000	4 820	0.01	0.00		0.06	0.14	0.46	0.12	0.27	0.77	0.19	0.41	
10	0.5	4 000	241	1.00	1.00		1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	
	1.0	6 000	723	0.50	0.82		1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	
	2.0	8 000	1 928	0.02	0.04		0.81	0.98	1.00	0.95	1.00	1.00	0.99	1.00	
	4.0	10 000	4 820	0.00	0.00		0.30	0.59	0.98	0.48	0.80	0.98	0.61	0.99	

表 C4 在内径为 1.01cm 的铝管弯头内的粒子损失

粒子直径 μm	粒子密度 g/cm ³	气流速度 cm/s	在 90°弯头内的沉积份额	
			曲率半径=3.8 cm	曲率半径=11 cm
2	1.1	200	0.0	未测量
		400	0.0	
		600	0.0	
		800	0.0	
		1 000	0.0	
4	1.1	200	0.0	
		400	0.0	
		600	0.09	
		800	0.20	
		1 000	0.32	
7.4	1.1	200	0.15	0.08
		400	0.31	0.14
		600	0.46	0.26
		800	0.58	0.44
		1 000	0.66	0.68

非同流态取样引起的误差

从运动的气流中取样时,若取样气流的速度不等于在取样点被取样气流的速度,那么取到的将不是有代表性的样品。当取样头的取样流速小于被取样气流的速度时,大粒子将穿越流线进入取样头,于是样品的浓度大于气流的实际浓度,由于收集到的大粒子超过了它们的实际数目,使得样品的粒度分布也将产生偏离。反之当取样速度大于运动气流的速度时,其结果则相反。具备下述三个条件进入取样头内的气流其流线畸变最小:

- 取样头设计符合空气动力学原理,使得取样头本身不引起原气流的扰动;
- 取样头入口气流方向与被取样气流的方向一致;
- 取样气流的速度值与被取样气流的速度值相等。

非同流态取样引起的误差随着粒子大小、密度和运动气流速度增加而变大。表 D1 列出了非同流态取样的一组实验数据,由此可估算非同流态取样引起的误差。实验中所用的粒子是煤粉、酞酸二丁酯和霉菌孢子,其密度分别为 1.3、1.0 和略小于 1。

图 D1 表示的一组浓度比与速度比的关系曲线,也可用于非同流态取样的误差估算。

表 D1 和图 D1 中 C/C_0 为测量浓度与真实浓度之比, U/U_0 为取样头入口气流速度与被取样气流速度之比。图 D1 中的 $K = C_m \rho_p U_0 d_p^2 / 18 \eta D$, D 为管道内径, U_0 为被取样气流速度,其余符号同附录 C 的 (C3) 式。

图 D2 所示的取样头结构可用于判定是否为同流态取样的观测。

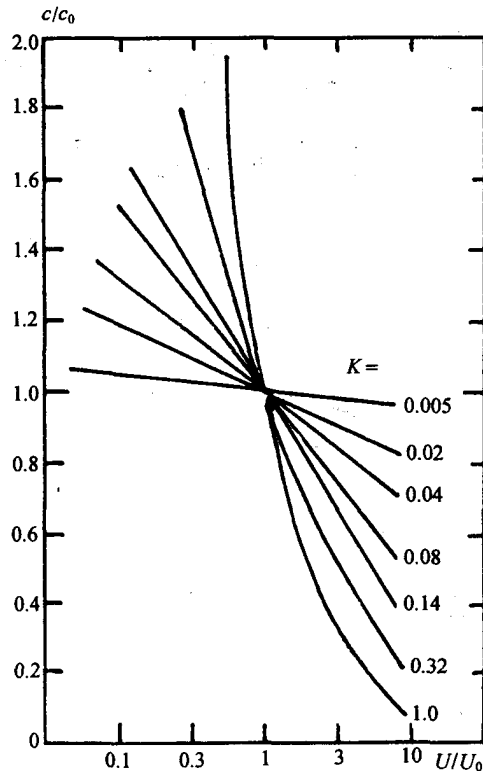


图 D1 浓度比与速度比的关系

表 D1 取样速度为气流速度的不同倍数时所得出的粒子浓度比

$\frac{U}{U_0}$	$\frac{C}{C_0}$					
	$d_p=4$ μm	$d_p=12$ μm	$d_p=17$ μm	$d_p=31$ μm	$d_p=37$ μm	非常大 粒子
0.5	1.06	1.14	1.20	1.33	1.46	2.00
0.6	1.03	1.09	1.13	1.23	1.41	1.67
0.7	1.02	1.05	1.08	1.14	1.32	1.44
0.8	1.01	1.02	1.04	1.06	1.16	1.25
0.9	1.00	1.01	1.01	1.03	1.07	1.11
1.0	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
1.1	0.99	0.98	0.98	0.95	0.93	0.90
1.2	0.98	0.96	0.95	0.92	0.87	0.83
1.3	0.97	0.94	0.94	0.85	0.84	0.77
1.4	0.97	0.92	0.93	0.83	0.81	0.72
1.5	0.96	0.89	0.93	—	0.76	0.67
1.6	0.95	0.83	—	—	0.74	0.63
1.7	0.94	0.78	—	—	0.71	0.59
1.8	0.92	0.72	—	—	0.66	0.53
1.9	0.9	0.65	—	—	0.66	0.53
2.0	0.86	—	—	—	0.64	0.50

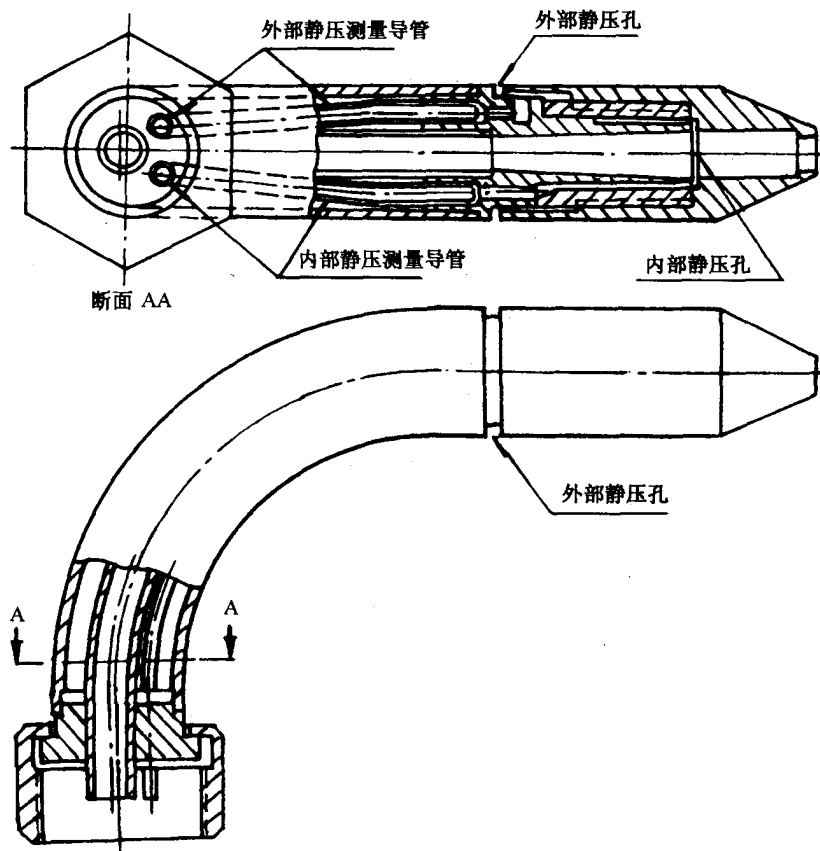


图 D2 一种观测同流态取样的取样头结构

几种滤材的测试结果

表 E1 几种空气取样滤材的过滤效率、阻力和含灰量

滤材类型	滤材名称	过滤效率 % (钠焰法测试)				流阻 kPa				含灰量 % (500 °C 持续 1h)
		速度 cm/s				速度 cm/s				
		10.7	26.7	53	106	35	53	71	106	
超细玻纤滤纸	“6.9”玻纤滤纸	100	100	100	100	1.73	2.27	3.73	5.33	100.1
	抗水玻纤滤纸	100	100	100	100	2.27	3.87	5.73	9.07	93.7
	S—0.5 玻纤滤纸	100	100	100	100	1.87	3.33	4.93	7.47	82.9
微孔薄膜滤纸	1.2 μm 微孔滤膜 (1)	100	100	100	—	5.60	9.86	14.5	23.6	0
	1.2 μm 微孔滤膜 (2)	100	100	100	—	4.13	7.73	10.7	17.2	0
	1.2 μm 微孔滤膜 (3)	99.9	99.8	99.9	99.9	3.33	6.13	8.27	13.7	0.6
	3.0 μm 微孔滤膜	100	100	100	—	4.40	8.67	12.0	19.1	0
合成纤维滤纸	仿 Φ _{nn} -25-1 滤布	100	99.8	99.5	99.2	0.53	0.80	1.47	2.67	8.6
	3# 合成纤维滤纸	94.9	9.23	89.5	93.2	0.13	0.27	0.40	0.67	23.6
纤维素型滤纸	2# 微滤纸	87.6	88.6	91.9	98.4	0.67	0.93	1.33	1.73	3.3
混合纤维素滤纸	3# 微滤纸	97.6	97.2	98.3	99.5	0.67	0.93	1.20	1.73	7.9

附加说明:

本标准由核工业总公司提出。

本标准起草单位: 中国辐射防护研究院。

本标准由国家环保局负责解释。