

超微粒子の研究は、予備的な有害性あるいはリスク評価を行うための、そして、更なるテストの仮説を設定するための、有用なデータを提供するかもしれない。細胞培養での研究は、生命体全体での更なる研究及び毒性試験を導くことができる工業ナノ材料の細胞毒性に関する情報を与える。新たな工業ナノ粒子の潜在的な安全性または毒性を最もよく予測するかもしれないこれらの特性を含めて、浮遊粒子に関連する毒性と疾病の発症に影響を与える特定の粒子特性とその他の要素について更なる研究が必要である。

Potential Safety Hazards

Very little is known about the safety risks that engineered nanomaterials might pose, beyond some data indicating that they possess certain properties associated with safety hazards in traditional materials. From currently available information, the potential safety concerns most likely would involve catalytic effects or fire and explosion hazards if nanomaterials are found to behave similarly to traditional materials in key respects.

潜在的な安全性に対する有害性

従来の材料における安全性に対する有害性と関連するある種の特性を工業ナノ粒子が持つことを示唆するいくつかのデータを越えて、**工業ナノ材料が引き起こす可能性のある安全性に対するリスクについてはほとんど知られていない**。現時点で入手できる情報から、ナノ材料が従来の材料と主要な観点で類似した挙動をすると見なされる場合、潜在的な安全上の懸念に、触媒効果あるいは火事や爆発の危険性が含まれることは最も可能性がある。

A. Fire and Explosion

Although insufficient information exists to predict the fire and explosion risk associated with nanoscale powders, **nanoscale combustible material could present a higher risk than coarser material of similar quantity** [HSE 2004]. Decreasing the particle size of combustible materials can reduce minimum ignition energy and increase combustion potential and combustion rate, leading to the possibility of relatively inert materials becoming highly combustible. Dispersions of combustible nanomaterial in air may present a greater safety risk than dispersions of non-nanomaterials with similar compositions. Some nanomaterials are designed to generate heat through the progression of reactions at the nanoscale. Such materials may present a fire hazard that is unique to engineered nanomaterials. **In the case of some metals, explosion risk can increase significantly as particle size decreases.**

The greater activity of nanoscale materials forms a basis for research into nanoenergetics. For instance, nanoscale Al/MoO₃ thermites ignite more than 300 times faster than corresponding micrometer-scale material [Granier and Pantoya 2004].

A. 火事と爆発

ナノスケールパウダーに関連する火事及び爆発のリスクを予測するための情報は不十分で

あるが、ナノスケールの可燃物は、その独特の特性を与えられた、同様の量の、より粗い物質よりも、リスクがより高い可能性がある [HSE 2004]。可燃物の粒子サイズの減少は、最小点火エネルギーを減少させ、燃焼可能性及び燃焼率を増加させることができ、比較的不活性な物質が燃えやすくなる可能性につながる。可燃性ナノ材料が空気中に分散すると、同様成分の非ナノ材料が分散するよりも、安全性に対するリスクがより大きくなる可能性がある。ナノ材料の中には、ナノスケールでの反応の進行を通して発熱するように設計されているものがある。こうした物質は、工業ナノ材料に独特の火事の危険性を呈する可能性がある。金属の場合は、粒子サイズが減少するにつれて、爆発リスクが著しく増大するものがある。

ナノスケールの物資のより高い活性は、ナノエネルギー論研究のための土台を形成する。たとえば、ナノスケールのAl/MoO₃ テルミットは、相当するマイクロメートル・スケールの物質の300倍よりも速く発火する [GranierとPantoya 2004]。

B. Catalytic Reaction

Nanometer-diameter particles and nanostructured porous materials have been used for many years as effective catalysts for increasing the rate of reactions or decreasing the necessary temperature for reactions to occur in liquids and gases. **Depending on their composition and structure, some nanomaterials may initiate catalytic reactions and increase their fire and explosion potential that would not otherwise be anticipated from their chemical composition alone** [Pritchard 2004].

B. 触媒反応

径がナノメートルの粒子及びナノ構造をした多孔質物質は、反応速度を増大させるための、あるいは、液体や気体で生じる反応の必要温度を下げるための、有効な触媒として長年使用されてきた。その組成や構造次第で、ナノ材料の中には、その化学組成からだけでは予想されないような触媒反応を起こし、火事や爆発の可能性を増加させるものがある [Pritchard 2004]。

Guideline for Working with Engineered Nanomaterials

Engineered nanomaterials are diverse in their physical, chemical, and biological nature. The processes used in research, material development, production, and use or introduction of nanomaterials have the potential to vary greatly. **Until further information on the possible health risks and extent of occupational exposure to nanomaterials becomes available, interim precautionary measures should be developed and implemented.** These measures should focus on the development of safe working practices tailored to the specific processes and materials where workers might be exposed. Hazard information that is available about common materials that are being manufactured in the nanometer range (for example, TiO₂) should be considered as a starting point in developing appropriate work practices and controls.

The following guidelines are designed to aid in the assessment of hazard for engineered nanomaterials and for reducing exposures in the workplace. Using a hazard-based approach to evaluate exposures and for developing precautionary measures is consistent with good occupational safety and health practices, such as those recommended by the UK Royal Society and Royal Academy of Engineers [The Royal Society and The Royal Academy of Engineering 2004].

工業ナノ材料を扱った作業に関するガイドライン

工業ナノ材料は、その物理的・化学的・生物学的性質において多様性がある。研究、材料開発、生産で使われるプロセス、及びナノ材料の使用または導入は、非常に変化する可能性がある。起こりうる健康リスク及びナノ材料への職業性暴露の範囲に関する更なる情報が手に入るようになるまで、暫定的予防対策を開発し実施するべきである。これらの対策は、作業者が暴露する可能性のある特定のプロセスや材料に合わせた、安全な作業管理の開発に重点的に取り組むべきである。ナノメートルの範囲で製造されている一般的な物質（たとえばTiO₂）に関して入手可能な有害性情報は、適切な作業管理及び対策の開発の出発点とみなすべきである。

次に示すガイドラインは、工業ナノ材料に対する有害性評価に役立つように、また、作業環境における暴露軽減のために設計されている。暴露評価や予防措置の開発に有害性に基づくアプローチを使用することは、英国王立協会及び王立工学アカデミーが推奨する良好な職場の安全衛生対策と一致している [英国王立協会及び王立工学アカデミー 2004]。

A. Potential for Occupational Exposure

Few workplace measurement data exist on airborne exposure to nanoparticles that are purposely produced and not incidental to an industrial process. In general, it is likely that processes generating nanomaterials in the gas phase, or using or producing nanomaterials as powders or slurries/suspensions/solutions (i.e. in liquid media) pose the greatest risk for releasing nanoparticles. In addition, **maintenance on production systems (including cleaning and disposal of materials from dust collection systems) is likely to result in exposure to nanoparticles if it involves disturbing deposited nanomaterial.** Exposures associated with waste streams containing nanomaterials may also occur.

The magnitude of exposure to nanoparticles when working with nanopowders depends on the likelihood of particles

being released from the powders during handling. Studies on exposure to SWCNTs have indicated that although the raw material may release visible particles into the air when handled, the particle size of the agglomerate can be a few millimeters in diameter and the release rate of inhalable and respirable particles relatively low (on a mass or number basis) compared with other nanopowders; however, providing energy to the bulk dust (vortexing) generated significant levels of respirable dust [Maynard et al. 2004]. Since data are generally lacking with regard to the generation of inhalable/respirable particles during the production and use of engineered nanomaterials, further research is required to determine exposures under various conditions.

Devices comprised of nanostructures, such as integrated circuits, pose a minimal risk of exposure to nanoparticles during handling. However, some of the processes used in their production may lead to exposure to nanoparticles (for example, exposure to commercial polishing compounds that contain nanoscale particles, or exposure to nanoscale particles that are inadvertently dispersed or created during the manufacturing and handling processes). Likewise, large-scale components formed from nanocomposites will most likely not present significant exposure potential. However, if such materials are used or handled in such a manner that can generate nanostructured particles (e.g., cutting, grinding), or undergo degradation processes that lead to the release of nanostructured material, then exposure may occur by the inhalation, ingestion, and/or dermal penetration of these particles.

A. 職業性暴露の可能性

意図的に作られ、工業プロセスに対し非偶発的であるナノ粒子への浮遊暴露に関する作業現場での測定データはわずかしかない。一般に、ナノ材料を気相で生成するプロセス、または、パウダーあるいはスラリー／懸濁液／溶液（つまり、液体媒体中）としてナノ材料を使用または生産することは、ナノ粒子放出リスクを最大にする可能性がある。さらに、（清掃及び集じんシステムからの物質の廃棄を含む）生産システムの保守管理は、堆積したナノ粒子のかく乱を伴う場合、ナノ粒子への暴露をもたらす結果となりそうである。ナノ材料を含む廃棄物の流れに関連する暴露もまた起こる可能性がある。

ナノパウダーを扱った作業の際のナノ粒子への暴露規模は、取扱い中にパウダーから放出される粒子の可能性に左右される。NIOSH の研究者達は、さまざまなナノ材料がどのように比較的分散しているかを定量的に決定する研究を活発におこなっている。SWCNT への暴露に関する研究から、取扱いの際に原料から可視粒子が空気中に放出される可能性があるが、粒子の凝集体の粒子サイズの径は数ミリになり、（質量あるいは個数の基準で）吸入可能な（inhalable）粒子と呼吸可能な（respirable）粒子の放出速度は、他のナノパウダーと比べて、比較的遅いが、バルク粉塵に（渦形成させて）エネルギーを与えることにより、有意なレベルの呼吸可能な粉塵を生じるとということが指摘された [Maynard ほか 2004]。工業ナノ材料の生産及び使用中に吸入／呼吸可能な粒子の発生に関してデータが一般的に欠如しているため、さまざまな条件下で暴露を決定するための更なる研究が必要である。NIOSH の研究者達は、これらの知識のギャップのいくつかに対処するために、実験室での評価及び現場に基づいた評価の両方を実施している。

たとえば、集積回路などのナノ構造からなる装置は、取扱い中にナノ粒子の暴露としては

ごくわずかの最小限のリスクしかない。しかし、生産に使われるプロセスの中には、ナノ粒子への暴露につながる可能性のあるものがある（たとえば、ナノスケールの粒子を含んだ商業用研磨化合物への暴露、あるいは、製造・取扱いプロセス中に不注意で分散あるいは生成されたナノスケール粒子への暴露）。同様に、ナノコンポジットから形成された大きな部品は、ほとんど暴露の可能性を与えないであろう。しかし、こうした物質が、ナノ構造粒子を生成しうるそのような方法（例：切断、研磨）で使用あるいは取り扱われたり、あるいは、ナノ構造物質の放出につながる分解プロセスを受けた場合、これらの粒子を吸入、経口摂取、及び／または皮膚から浸透することにより暴露が生じる可能性がある。

B. Factors Affecting Exposure to Nanoparticles

Factors affecting exposure to engineered nanoparticles include the amount of material being used and whether the material can be easily dispersed (in the case of a powder) or form airborne sprays or droplets (in the case of suspensions). The degree of containment and duration of use will also influence exposure. In the case of airborne material, particle or droplet size will determine whether the material can enter the respiratory tract and where it is most likely to deposit. Inhaled particles smaller than 10 µm in diameter have some probability of penetrating to and being deposited in the gas exchange (alveolar) region of the lungs, but there is at least a 50% probability that particles smaller than 4 µm in diameter will reach the gas-exchange region [Lippmann 1977; ICRP 1994; ISO 1995]. Particles that are capable of being deposited in the gas exchange region of the lungs are considered respirable particles. **The mass deposition fraction of nanoparticles is greater in the human respiratory tract than that for larger respirable particles.** Up to 50% of inhaled nanoparticles may deposit in the gas-exchange region [ICRP 1994]. For inhaled nanoparticles smaller than approximately 30 nm, an increasing mass fraction of particles is also predicted to deposit in the upper airways of the human respiratory tract [ICRP 1994].

At present there is insufficient information to predict all of the situations and workplace scenarios that are likely to lead to exposure to nanomaterials. However, there are some workplace factors that can increase the potential for exposure. These include:

- Working with nanomaterials in liquid media without adequate protection (e.g., gloves) will increase the risk of skin exposure.
- Working with nanomaterials in liquid media during pouring or mixing operations, or where a high degree of agitation is involved, will lead to an increased likelihood of inhalable and respirable droplets being formed.
- Generating nanoparticles in the gas phase in nonenclosed systems will increase the chances of aerosol release to the workplace.
- Handling nanostructured powders will lead to the possibility of aerosolization.
- Maintenance on equipment and processes used to produce or fabricate nanomaterials will pose a potential exposure risk to workers performing these tasks.
- Cleaning of dust collection systems used to capture nanoparticles will pose a potential for both skin and inhalation exposure

B. ナノ粒子への暴露に影響を及ぼす要因

工業ナノ粒子への暴露に影響を及ぼす要因には、使用されている材料の量及び、その材料が容易に分散されるかどうか（パウダーの場合）、あるいは、浮遊スプレーや小滴を形成するかかどうか（懸濁液の場合）が含まれる。閉じ込めの程度及び使用継続時間も暴露に影響を及ぼす。

響を与えるであろう。浮遊材料の場合、粒子あるいは小滴のサイズは、その材料が気道に入り込み、そこで堆積する可能性が高いかどうかを決定するであろう。径が 10 μm 未満の吸入された粒子は、肺のガス交換領域（肺胞）まで浸透し、堆積する可能性がいくらかあるが、径が 4 μm 未満の粒子の場合は、ガス交換領域に到達する確率は少なくとも 50%ある [Lippmann 1977、ICRP 1994、ISO 1995]。肺のガス交換領域に堆積することができる粒子は、呼吸可能な粒子とみなす。ヒトの気道でのナノ粒子の堆積質量分率は、より大きな呼吸可能な粒子の堆積質量分率よりも大きい。吸入されたナノ粒子の 50%までが、ガス交換領域に堆積する可能性がある [ICRP 1994]。およそ 30nm 未満の吸入されたナノ粒子に対して、ヒトの気道の上部に堆積する質量分率の増大が予測される [ICRP 1994]。

現在、ナノ材料への暴露につながりそうな全ての状況や作業環境のシナリオを予測するには情報が不十分である。しかし、暴露に対する可能性を増大させる作業環境の要因がいくつかある。これらの要因には、次のものが含まれる。

- 適切な保護具（例：手袋）を使用せずに、液体媒体中のナノ材料を扱った作業は、皮膚暴露のリスクを増大させるであろう。
- 流し込み操作または混合操作中や、あるいは、高攪拌を伴う場合での、液体媒体中のナノ材料を扱った作業は、吸入可能な (inhalable) 小滴及び呼吸可能な (respirable) 小滴が形成される可能性の増大につながるであろう。
- 非閉鎖型システムにおける気相でのナノ粒子の生成は、作業環境へのエアロゾル放出の機会を増大させるであろう。
- ナノ構造パウダーの取扱いは、エアロゾル化の可能性につながるであろう。
- ナノ材料の生産あるいは加工に使用した機器及びプロセスの保守管理は、これらの作業を行う作業者に対して潜在的暴露リスクをもたらすであろう。
- ナノ粒子捕捉に使用した集じんシステムの清掃は、皮膚暴露及び吸入暴露両方の可能性をもたらすであろう。

Exposure Assessment and Characterization

There are currently no national or international consensus standards on measurement techniques for nanoparticles in the workplace. However, information and guidance for monitoring nanoparticle exposures in workplace atmospheres has recently been developed by the International Organization for Standardization and is in press [ISO 2006]. If the qualitative assessment of a process has identified potential exposure points and leads to the decision to measure nanoparticles, several factors must be kept in mind. Current research indicates that mass and bulk chemistry may be less important than particle size, surface area, and surface chemistry (or activity) for nanostructured materials [Oberdörster et al. 1992, 1994a,b; Duffin et al. 2002]. Research is ongoing into the relative importance of these different exposure metrics, and how to best characterize exposures to nanoparticles in the workplace. In addition, the unique shape and properties of some nanomaterials may pose additional challenges. For example, the techniques used to measure fiber concentrations in the workplace (e.g., phase contrast microscopy) would not be able to detect individual carbon nanotubes (diameter <100 nm), nor bundles of carbon nanotubes with diameters less than 250 nm [Donaldson et al. 2006].

暴露評価と特性測定

現在、作業環境におけるナノ粒子の測定技術に関して、国内であれ、国際的であれコンセンサスのとれた標準がない。しかし、作業環境でのナノ粒子暴露をモニターするための情報とガイダンスは、国際標準化機構によって最近開発されて、印刷中である [ISO 2006]。プロセスの定性的な評価によって潜在的暴露点を特定して、ナノ粒子を測るという決定がなされる場合には、いくつかの要因が考慮されなければならない。現在の研究は、ナノ構造材料においては、粒径、表面積と表面化学（または活性度）が質量とバルクの化学より重要かもしれないことを示している。[Oberdorster ほか、1992 (1994a,b) ; Duffin ほか、2002]。研究は、これらの異なる暴露の尺度の相対的重要度と作業場でのナノ粒子への暴露をいかに適切に測定するかの方に進行中である。そのうえ、いくつかのナノ材料の独特の形と特性は、更なる難問を起こす可能性がある。たとえば、仕事場で繊維濃度を測るのに用いられる技術（例えば位相差顕微鏡検査）は、個別のカーボンナノチューブ（直径が100nm より小）も 250nm 未満の直径のカーボンナノチューブの束（バンドル）も見つけることができない[Donaldson ほか、2006]。

A. Monitoring workplace exposures

While research continues to address questions of nanoparticle toxicity, a number of exposure assessment approaches can be initiated to help determine worker exposures. These assessments can be performed using traditional industrial hygiene sampling methods that include the use of samplers placed at static locations (area sampling), samples collected in the breathing zone of the worker (personal sampling), or real-time measurements of exposure that can be personal or static. In general, personal sampling is preferred to ensure an accurate representation of the worker's exposure, whereas area samples (e.g., size-fractionated aerosol samples) and real-time (direct-reading) exposure measurements may be more useful for evaluating the need for improvement of engineering controls and work practices.

Many of the sampling techniques that are available for measuring airborne nanoaerosols vary in complexity but can provide useful information for evaluating occupational exposures with respect to particle size, mass, surface area,

number concentration, composition, and surface chemistry. Unfortunately, relatively few of these techniques are readily applicable to routine exposure monitoring. These measurement techniques are described below along with their applicability for monitoring nanometer aerosols.

For each measurement technique used, it is vital that the key parameters associated with the technique and sampling methodology be recorded when measuring exposure to nanoaerosols. This should include the response range of the instrumentation, whether personal or static measurements are made, and the location of all potential aerosol sources. Comprehensive documentation will facilitate comparison of exposure measurements using different instruments and exposure metrics and will aid the re-interpretation of historic data as further information is developed on appropriate exposure metrics. **Regardless of the metric and method selected for exposure monitoring, it is critical that measurements be conducted before production or processing of a nanomaterial to obtain background exposure data.** Measurements made during production or processing can then be evaluated to determine if there has been an increase in exposure from background measurements. NIOSH is presently conducting research to evaluate various measurement techniques and will release those results on this site when they become available.

A. 作業環境における暴露監視

研究がナノ粒子毒性の問題について調べ続けている一方、数多くの暴露評価アプローチが作業員暴露を決定するのを助けるために始められている。これらの評価は、一定箇所に設置したサンプラーの使用（領域サンプリング）、作業員の呼吸するゾーンで集められるサンプル（個人サンプリング）すなわち個人的または静的暴露のリアルタイム測定値を含む従来の産業衛生サンプリング方法を用いることにより可能である。一般に、個人サンプリングは作業員の暴露の代表性を確実にするのに好まれ、領域サンプル（例えばサイズを分別されたエアロゾルサンプル）やリアルタイムの暴露測定は工学的対策と作業管理の改善の必要性を評価することに役立つ。

浮遊しているナノエアロゾルに利用できるサンプリング技術の多くは、複雑さで異なるが、職業的な暴露を評価するために、粒径、質量、表面積、個数濃度、組成と表面化学に関して役に立つ情報を提供することができる。残念なことに、これらの技術の比較的少数しか、定常的な暴露監視にすぐに適用できない。これらの測定技術を、ナノメートルエアロゾルのモニタリングへの適用性とともにより以下に記す。

ナノエアロゾルに対する暴露を測定するに当たり、各々の測定技術に関し、測定技術とサンプリング方法論に関連する重要なパラメータを記録することは不可欠である。これには、測定が個人に対してであれ静的であれ、機器の測定レンジと全ての潜在的エアロゾル源の位置を含まなければならない。広範囲のドキュメンテーションは、異なる装置と暴露尺度を用いた暴露の測定の比較を容易にし、また適当な暴露尺度に関する更なる情報が開発されてきたときに、過去のデータの再解釈に役立つ。**暴露監視の尺度と方法に関係なく、ナノ材料の生産または処理の前にバックグラウンドデータ採取のため測定を行っておくことが重要である。** そうすれば、生産または処理の間に行われる測定値が、バックグラウンド

データから増加したかどうか評価できる。NIOSH は現在、いろいろな測定技術を評価するために研究を実行しており、それらが利用できるようになれば、このサイトでその結果を公表する。

Size-fractionated aerosol sampling

Studies indicate that particle size plays an important role in determining the potential adverse effects of nanoparticles in the respiratory system, by influencing the physical, chemical, and biological nature of the material; by affecting the surface area dose of deposited particles, and by enabling deposited particles to more readily translocate to other parts of the body. Animal studies indicate that the toxicity of nanometer aerosols is more closely associated with the particle surface area and particle number than with the particle mass concentration when comparing aerosols with different particle size distributions. However, mass concentration measurements may be applicable for evaluating occupational exposure to nanometer aerosols where a good correlation between the surface area of the aerosol and mass concentration can be determined or if toxicity data based on mass dose are available for a specific nanometer aerosol associated with a known process (e.g., diesel exhaust particulate).

Aerosol samples can be collected using inhalable, thoracic, or respirable samplers, depending on the region of the respiratory system most susceptible to the inhaled particles. **Current information suggests that a large fraction of inhaled nanoparticles will deposit in the gas-exchange region of the lungs [ICRP 1994], suggesting the use of respirable samplers.** Respirable fraction samplers will also collect a nominal amount of nanometer-diameter particles that can deposit in the upper airways and ultimately be cleared or transported to other parts of the body.

Respirable fraction samplers allow mass-based exposure measurements to be made using gravimetric and/or chemical analysis [NIOSH 1994a]. However, they do not provide information on aerosol number, size, or surface area concentration, unless the relationship between different exposure metrics for the aerosol (e.g., density, particle shape) has been previously characterized. Currently, no commercially available personal samplers are designed to measure the particle number, surface area, or mass concentration of nanometer aerosols. However, several methods are available that can be used to estimate surface area, number, or mass concentration for particles smaller than 100 nm.

In the absence of specific exposure limits or guidelines for engineered nanoparticles, exposure data gathered from the use of respirable samplers [NIOSH 1994b] can be used to determine the need for engineering controls or work practices and for routine exposure monitoring of processes and job tasks. When chemical components of the sample need to be identified, chemical analysis of the filter samples can permit smaller quantities of material to be quantified, with the limits of quantification depending on the technique selected [NIOSH 1994a]. The use of conventional impactor samplers to assess nanoparticle exposure is limited to a lower efficiency of 200 to 300 nm. Low-pressure cascade impactors that can measure particles to \approx 50 nm may be used for static sampling, since their size and complexity preclude their use as personal samplers [Marple et al. 2001, Hinds 1999]. A personal cascade impactor is available with a lower aerosol cut point of 250 nm [Misra et al. 2002], allowing an approximation of nanometer particle mass concentration in the worker's breathing zone. For each method, the detection limits are of the order of a few micrograms of material on a filter or collection substrate [Vaughan et al. 1989]. Cascade impactor exposure data gathered from worksites where nanomaterials are being processed or handled can be used to make assessments as to the efficacy of exposure control measures.

エアロゾルの分級サンプリング

様々な研究は、粒径が材料の物理的、化学的、生物学的性質に影響することによって、呼吸器系でのナノ粒子の潜在的有害作用を決定することで重要な役割を演ずることを示して

いる；すなわち粒径によって堆積粒子の表面積量が影響されること、および、堆積粒子が体の他の部分に、容易に転位することができることによる。動物実験は、ナノメートルエアロゾルの毒性は、異なる粒径分布で比較すると、粒子の質量濃度よりも粒子の表面積と粒子数に、より密接に関係が有ることを示す。しかし、ナノメートルエアロゾルの表面積と質量濃度間の良い相関関係がわかっているとき、あるいは、質量用量に基づく毒性データが利用できる既知のプロセス（例えばディーゼル排気微粒子）と関連する特定のナノメートルエアロゾルに対しては質量濃度測定値は、職業的な暴露を評価することに適用できるかもしれない。

エアロゾルサンプルは、吸入された粒子に最も影響されやすい呼吸器系の部位に従い、**inhalable**であるか（鼻や口で沈着する）、**thoracic**（肺気道までで沈着する）であるか、または、**respirable**（ガス交換部位（肺胞）まで沈着する）であるサンプラーを使用して集めることができる。現在の情報では吸入されたナノ粒子の大部分は肺のガス交換領域に沈着することを示唆し、**respirable**サンプラーの使用が提案されている [ICRP 1994]。**respirable**サンプラーは、上気道で沈着され、最終的にクリアーされるか、体の他の部分へ輸送されるナノサイズ粒子も集める。

respirable サンプラーは、重量計測および／または化学分析を使った質量基準の暴露量計測を可能とする [NIOSH 1994a]。しかし、エアロゾルのための異なる暴露測定尺度の関係（例えば密度、粒子形状）が事前に得られていない限り、それはエアロゾルの数、サイズまたは表面積濃度に関する情報を提供しない。現在は、市販の個人サンプラーは、ナノメートルエアロゾルの粒子数、表面積または質量濃度を測るようには設計されていない。しかし、いくつかの方法は 100nm 未満の粒子の表面積、数または質量濃度を推定するのに用いることができる。

人工ナノ粒子のための特定の暴露限界またはガイドラインがない状況では、**respirable** を使用して集められた暴露データは、工学的対策 (engineering control) または作業管理 (work practices) のため、あるいはプロセスと作業の定常的な暴露監視の必要性を決定するのに用いることができる [NIOSH 1994b]。サンプルの化学成分を特定する必要があるとき、フィルタサンプルの化学分析は選択した技術に応じた定量化に必要な量の範囲内で、少量の材料で定量化できる [NIOSH 1994a]。ナノ粒子暴露を評価する従来のインパクターサンプラーの使用は、200～300nm までのサイズに限られている。50nm の粒子まで測定できる低圧のカスケードインパクター装置は、そのサイズと複雑さから人間用のサンプラーとしては使えないが、静的サンプリングのためには使えるであろう [Marple ほか、2001 (Hinds 1999)]。人間用のカスケードインパクター装置は、250nm のエアロゾルを下限として利用でき、労働者の呼吸ゾーンでのナノメートル粒子の濃度の近似値をえることができる

[Misra ほか、2002]。各々の方法で、検出限界は、フィルタまたは収集基板上で2、3マイクログラムオーダーである[Vaughan ほか、1989]。ナノ材料が処理されているか、取り扱われている作業現場で収集されるカスケードインパクト装置暴露データは、暴露管理法の有効性に関する評価に用いることができる。

Real-time aerosol sampling

The real-time (direct-reading) measurement of nanometer aerosol concentrations is limited by the sensitivity of the instrument to detect small particles. Many real-time aerosol mass monitors used in the workplace rely on light scattering from groups of particles (photometers). This methodology is generally insensitive to particles smaller than 300 nm [Hinds 1999]. Optical instruments that size individual particles and convert the measured distribution to a mass concentration are similarly limited to particles larger than 100 to 300 nm.

The Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS) is widely used as a research tool for characterizing nanometer aerosols, although its applicability for use in the workplace may be limited because of its size, cost, and the inclusion of a radioactive source. The Electrical Low Pressure Impactor (ELPI) is an alternative instrument that combines a cascade impactor with real-time aerosol charge measurements to measure size distributions [Keskinen et al. 1992].

リアルタイムエアロゾルサンプリング

ナノメートルエアロゾル濃度のリアルタイム（直接読み取り）測定は、器具の微小粒子検出感度によって制限される。作業現場で利用される多くのリアルタイムエアロゾル質量モニター（光度計）は、粒子群からの光散乱を用いる。この方法は、通常、300nm未満の粒子は検出されない[Hinds 1999]。個々の粒子の大きさを測定し、測定した分布を質量濃度に変換する光学器械は、同様に100～300nm以上の粒子に限られている。

Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS) は、ナノエアロゾルを特徴づける研究ツールとして広く使われているが、作業現場での使用は、その大きさ、価格と放射性源を含むため、制限される。Electrical Low Pressure Impactor (ELPI) は、カスケードインパクト装置とリアルタイムエアロゾル電荷測定を組み合わせた粒径分布を測るためのもう一つの装置である。[Keskinen、1992]。

Surface area measurements

Relatively few techniques exist to monitor exposures with respect to aerosol surface area. Isothermal adsorption is a standard off-line technique used to measure the specific surface area of powders that can be adapted to measure the specific surface area of collected aerosol samples. For example, the surface area of particulate material (e.g., using either a bulk or an aerosol sample) can be measured in the laboratory using a gas adsorption method (e.g., Brunauer, Emmett, and Teller, BET) [Brunauer et al. 1938]. However, the BET method requires relatively large quantities of material, and measurements are influenced by particle porosity and adsorption gas characteristics.

The first instrument designed to measure aerosol surface-area was the epiphaniometer [Baltensperger et al. 1988]. This device measures the Fuchs or active surface-area of the aerosols by measuring the attachment rate of radioactive ions. For aerosols less than approximately 100 nm in size, measurement of the Fuchs surface area is

probably a good indicator of external surface-area (or geometric surface area). However, for aerosols greater than approximately 1 μm the relationship with geometric particle surface-area is lost [Fuchs 1964]. Measurements of active surface-area are generally insensitive to particle porosity. The epiphaniometer is not well suited to widespread use in the workplace because of the inclusion of a radioactive source and the lack of effective temporal resolution.

This same measurement principle can be applied with the use of a portable aerosol diffusion charger. Studies have shown that these devices provide a good estimate of aerosol surface area when airborne particles are smaller than 100 nm in diameter. For larger particles, diffusion chargers underestimate aerosol surface area. However, further research is needed to evaluate the degree of underestimation. Extensive field evaluations of commercial instruments are yet to be reported. However, laboratory evaluations with monodisperse silver particles have shown that 2 commercially available diffusion chargers can provide good measurement data on aerosol surface area for particles smaller than 100 nm in diameter but underestimate the aerosol surface area for particles larger than 100 nm in diameter [Ku and Maynard 2005, 2006].

表面積測定

エアロゾル表面積に関連した、暴露監視の技術はほとんど存在しない。等温吸着は、収集したエアロゾルサンプルの比表面積を計るのに用いることができる粉体の比表面積を計る標準的なオフラインの技術である。たとえば、微粒子の材料（例えば、バルクかエアロゾルサンプル）の表面積は、ガス吸着方法を使用して研究室で計ることができる（例えば、Brunauer、Emmett と Teller (BET)) [Brunauer ほか、1938]。しかし、BET 法は比較的多くの量の材料を必要とし、粒子のポロシティと吸着ガスの特性によって影響される。

最初のエアロゾル表面積を計る装置は、エピファニオメーター (epiphaniometer) であった [Baltensperger ほか、1988]。この装置は、放射性イオンの付着率を測定することによって、エアロゾルのフックスまたは活性表面積を計る。およそ 100nm 未満のエアロゾルの、フックス表面積の測定は、外部の表面積（または幾何学的な表面積）の良い指標であるであろう。しかし、およそ 1 μm を超えるエアロゾルでは、幾何学的な粒子表面積との関係は、失われる [Fuchs 1964]。一般的に活性表面積の測定値は、粒子のポロシティと関係は密接ではない。エピファニオメーターは、効果的な時間軸分解度の欠如と放射性元素の使用のため、作業現場での広範囲にわたる使用には適していない。

この同じ測定原理は、携帯用のエアロゾル拡散チャージャに適用される。浮遊粒子が直径 100nm 未満であるとき、この装置がエアロゾル表面積の良い推定値を与えることが研究によって示された。より大きな粒子では、拡散チャージャは、エアロゾル表面積を過小評価するが、過小評価の程度を評価するためには更なる研究を必要とする。広範囲なフィールド評価用の商用装置は、まだ報告されていない。しかし、単分散の銀粒子を用いた実験室評価では、2 台の市販の拡散チャージャにより直径 100nm 未満の粒子のエアロゾル表面積に関し良い測定データを得られたが、直径 100nm より大きな粒子ではエアロゾル表面積を過小評価してしまうことが示された [Ku と Maynard 2005、2006]。

Particle number concentration measurement

Particle number concentration has been associated with adverse responses to air pollution in some human studies [Timonen et al. 2004; Ruckerl et al. 2005], while in toxicological studies, particle surface area has generally been shown to be a better predictor than either particle number, mass, or volume concentration alone [Oberdörster and Yu 1990; Tran et al. 1999; Duffin et al. 2002]. A two-variable dose metric of particle size and volume was shown to be the best predictor of lung cancer in rats from various types of particles [Borm et al. 2004; Pott and Roller 2005]. This illustrates some of the complexity of interpreting the existing data on particle dose metric and response. While adverse health effects appear to be more closely related with particle surface area the number of particles depositing in the respiratory tract or other organ systems may also play an important role.

Aerosol particle number concentration can be measured relatively easily using Condensation Particle Counters (CPCs). These are available as hand-held static instruments, and they are generally sensitive to particles greater than 10 to 20 nm in diameter. CPCs designed for the workplace do not have discrete size-selective inputs, and so they are typically sensitive to particles up to micrometers in diameter. Commercial size-selective inlets are not available to restrict CPCs to the nanoparticle size range; however, the technology exists to construct size-selective inlets based on particle mobility, or possibly inertial pre-separation. An alternative approach to estimating nanoparticle concentrations using a CPC is to use the instrument in parallel with an optical particle counter. The difference in particle count between the instruments will provide an indication of particle number concentration between the lower CPC detectable particle diameter and the lower optical particle diameter (typically 300 to 500 nm).

A critical issue when characterizing exposure using particle number concentration is selectivity. **Nanoparticles are ubiquitous in many workplaces**, from sources such as combustion, vehicle emissions, and infiltration of outside air. Particle counters are generally insensitive to particle source or composition **making it difficult to differentiate between incidental and process-related nanoparticles using number concentration alone**. In a study of aerosol exposures while bagging carbon black, Kuhlbusch et al. [2004] found that peaks in number concentration measurements were associated with emissions from fork lift trucks and gas burners in the vicinity, rather than the process under investigation. Although this issue is not unique to particle number concentration measurements, orders of magnitude difference can exist in aerosol number concentrations depending on concomitant sources of particle emissions.

Although using nanoparticle number concentration as an exposure measurement may not be consistent with exposure metrics being used in animal toxicity studies, **such measurements may be a useful indicator for identifying nanoparticle emissions and determining the efficacy of control measures**. Portable CPCs are capable of measuring localized aerosol concentrations, allowing the assessment of particle releases occurring at various processes and job tasks [Brouwer et al. 2004].

粒子数濃度測定

いくつかのヒトについての研究[Timonen ほか、2004 ; Ruckerl ほか、2005]においては、粒子数濃度を大気汚染の有害性と関連させてきているが、一方、毒性研究において、表面積が一般的に、粒子数や質量/体積濃度単独より良い予測性を示してきた[Oberdörster と Yu 1990; Tran ほか、1999;Duffin ほか、2002]。2つの変数である粒子の大きさと体積という用量尺度がさまざまな粒子によるネズミの肺がんの最高の予測因子であることが示されている [Borm ほか、2004; Pott と Roller 2005]。これは、粒子用量尺度と反応に関して既存のデータを解釈する複雑さを示している。粒子表面積が健康によくない効果があるということにより密接に関係があるように見える一方で、気道または他の器官に沈着している

粒子の数もまた、重要な役割を演ずるかもしれない。

エアロゾルの粒子数濃度は、凝縮粒子計数器 (Condensation Particle Counters (CPCs)) を使って、比較的簡単に測ることができる。これらは手で持てるサイズの静的器具として使われ、通常、直径 10~20nm 以上の粒子を検知する。作業場用に設計される CPCs には別々のサイズ選択入力がなく、上限としてマイクロメートルオーダーまでの粒子を検知できる。商業的なサイズ選択インポートポートは、CPC をナノ粒子サイズ範囲に限定するためには利用できないが、粒子の易動度または慣性プレ分離に基づくサイズ選択インポートポートを造る技術は存在する。CPC を使ってのナノ粒子濃度を推定する別の方法は、光学粒子カウンターを並行して使うものである。両装置間の粒子数の違いは、CPC 下限検知径と光学下限検知径の間の粒子径の粒子数濃度 (一般的に 300~500nm) を示す。

粒子数濃度による暴露の特性付けにおける非常に重要な項目は選択性である。例えば燃焼、車の排気ガス、外部空気の侵入のような発生源から、**ナノ粒子は多くの作業場に遍在している**。粒子カウンターは、通常、粒子の発生源や組成を特定せず、**粒子濃度だけでは、プロセスからのナノ粒子と他の要因の粒子を区別することは難しい**。カーボンブラックの袋詰めにおけるエアロゾル暴露の研究において、Kuhlbusch ほか [2004] は粒子濃度のピークが調査中のプロセスよりむしろ周辺のフォークリフトトラックやガスバーナーからの排出物と関係していることを見出した。この問題が粒子数濃度に特有でないけれども、規模のオーダーの差が、粒子の同時放出源に依存するエアロゾル数濃度に存在し得るのである。

暴露測定としてナノ粒子数濃度を使うことは、毒性の動物実験に使われる暴露測定尺度と一致していないかもしれないけれども、**そのような測定はナノ粒子排出を特定して、制御方法の有効性を決定するために有用な指標である**。ポータブル CPCs は局所的なエアロゾル濃度を測ることができ、いろいろなプロセスと作業で粒子発生が起こっていることを評価できる [Brouwer ほか、2004]。

Surface Area Estimation

Information about the relationship between different measurement metrics can be used for estimating aerosol surface area. If the size distribution of an aerosol remains consistent, the relationship between number, surface area, and mass metrics will be constant. In particular, mass concentration measurements can be used for deriving surface area concentrations, assuming the constant of proportionality is known. This constant is the specific surface area (surface to mass ratio).

Size distribution measurements obtained through sample analysis by transmission electron microscopy may also be used to estimate aerosol surface area. If the measurements are weighted by particle number, information about particle geometry will be needed to estimate the surface area of particles with a given diameter. If the measurements are weighted by mass, additional information about particle density will be required.

If the airborne aerosol has a lognormal size distribution, the surface-area concentration can be derived using three independent measurements. An approach has been proposed using three simultaneous measurements of aerosol that included mass concentration, number concentration, and charge [Woo et al. 2001]. With knowledge of the response function of each instrument, minimization techniques can be used to estimate the parameters of the lognormal distribution leading to the three measurements used in estimating the aerosol surface area.

An alternative approach has been proposed whereby independent measurements of aerosol number and mass concentration are made, and the surface area is estimated by assuming the geometric standard deviation of the (assumed) lognormal distribution [Maynard 2003]. This method has the advantage of simplicity by relying on portable instruments that can be used in the workplace. Theoretical calculations have shown that estimates may be up to a factor of ten different from the actual aerosol surface-area, particularly when the aerosol has a bimodal distribution. Field measurements indicate that estimates are within a factor of three of the active surface-area, particularly at higher concentrations. In workplace environments, aerosol surface-area concentrations can be expected to span up to 5 orders of magnitude; thus, surface-area estimates may be suited for initial or preliminary appraisals of occupational exposure concentrations.

Although such estimation methods are unlikely to become a long-term alternative to more accurate methods, they may provide a viable interim approach to estimating the surface area of nanometer aerosols in the absence of precise measurement data. Additional research is needed on comparing methods used for estimating aerosol surface area with a more accurate aerosol surface area measurement method. NIOSH is conducting research in this area and will communicate results as they become available. In the interim, NIOSH welcomes additional information and input on this topic.

表面積推定

異なる方法間での測定値の関係の情報は、エアロゾル表面積を推定するために使うことができる。エアロゾルのサイズ分布が不変ならば、数、表面積と質量測定値の関係は一定である。特に、比例定数が既知であるとしたら、質量濃度測定を表面積濃度を求めるために使うことができる。この定数は、比表面積（表面積と質量の比）である。

透過型電子顕微鏡によるサンプル分析から得られるサイズ分布は、エアロゾル表面積を推定するのにも用いることができる。測定が粒子数によって影響されるなら、粒子の表面積を推定するために所定の直径の粒子形状に関する情報が必要である。測定が質量によって影響されるなら、粒子密度に関するさらなる情報が必要となる。

空中エアロゾルの粒子が対数分布するならば、表面積濃度は 3 つの独立した測定値から引き出すことができる。一つのアプローチとして、質量濃度、粒子数濃度と電荷の 3 つを同時に測定することが提案された[Woo ほか 2001]。各々の計器の応答関数についての知識をもとに、エアロゾル表面積を推定する際に使われる 3 つの測定値を導出する対数分布のパラメータを推定するのに最小化技術が用いられた。

別のアプローチは、エアロゾル数と質量濃度のそれぞれを独立に測定し、表面積は対数分布の幾何学的な標準偏差を仮定することにより求めるという提案である[Maynard 2003]。

この方法は、作業場で使うことができる携帯用の機器を使うことができる単純さという長所がある。特にエアロゾルが二峰性分布をするとき、理論計算は推定値が実際のエアロゾル表面積と 10 倍の差となるかもしれないことを示した。現場測定によれば、特により高い濃度で、推定値が実際の表面積の 3 倍以内であることを示した。作業環境では、エアロゾル表面積濃度は、最高 5 桁まで上昇することがあるので、表面積推定値は、職業的な暴露濃度の最初かまたは予備的評価に適しているであろう。

このような評価方法が長期的により正確な方法の代替になりそうにないが、ナノメートルエアロゾルの正確な測定データがない場合、これらは表面積を推定する実現可能な暫定的方法となりえる。より正確なエアロゾル表面積測定方法とエアロゾル表面積を推定するために使用される方法を比較する、さらなる研究が必要である。NIOSH はこの領域の研究を執行しており、それらが利用できるようになれば、結果を公開する。その間に、NIOSH はこの話題に関するさらなる情報と入力を歓迎する。

B. Proposed Sampling Strategy

Currently, there is not one sampling method that can be used to characterize exposure to nanosized aerosols.

Therefore, any attempt to characterize workplace exposure to nanoparticles must involve a multifaceted approach incorporating many of the sampling techniques mentioned above. Brouwer et al. [2004] recommend that all relevant characteristics of nanoparticle exposure be measured, and a sampling strategy similar to theirs would provide a reasonable approach to characterizing workplace exposure.

The first step would involve identifying the source of nanoparticle emissions. A CPC provides acceptable capability for this purpose. **It is critical to determine ambient or background particle counts before measuring particle counts during the manufacture or processing of the nanoparticles** involved. If a specific nanoparticle is of interest (e.g. TiO₂), then area sampling with a filter suitable for analysis by electron microscopy should also be employed. Transmission electron microscopy (TEM) can identify specific particles and can estimate the size distribution of the particles.

Once the source of emissions is identified, aerosol surface area measurements should be conducted with a portable diffusion charger and aerosol size distributions should be determined with an SMPS or ELPI using static (area) monitoring. A small portable surface area instrument could be adapted to be worn by a worker, although depending on the nature of the work, this may be cumbersome. Further, losses of aerosol with the addition of a sampling tube would need to be calculated. The location of these instruments should be considered carefully. Ideally they should be placed close to the work areas of the workers, but other factors such as size of the instrumentation, power source, etc. will need to be considered.

Lastly, personal sampling using filters or grids suitable for analysis by electron microscopy or chemical identification should be employed, particularly if measuring exposures to specific nanoparticles is of interest. Electron microscopy can be used to identify the particles, and can provide an estimate of the size distribution of the particle of interest. The use of a personal cascade impactor or a respirable cyclone sampler with a filter, though limited, will help to remove larger particles that may be of limited interest and allow a more definitive determination of particle size. Analysis of these filters for air contaminants of interest can help identify the source of the respirable particles. Standard analytical chemical methodologies should be employed [NIOSH 1994a].

By using a combination of these techniques, an assessment of worker exposure to nanoparticles can be conducted. This approach will allow a determination of the presence and identification of nanoparticles and the

characterization of the important aerosol metrics. However, since this approach relies primarily on static or area sampling some uncertainty will exist in estimating worker exposures.

B. サンプルング戦略の提案

現在では、ナノサイズのエアロゾルへの暴露を特性づけるのに用いることができる単一のサンプルング法はない。したがって、ナノ粒子の作業場暴露を特徴づけるどんな試みでも、上で言及されるサンプルング技術の多くを取り入れている多面的なアプローチを必要とする。Brouwer ほか[2004]はナノ粒子暴露の全ての関連した特性を測るよう勧めており、彼らの提案に類似したサンプルング戦略は、作業場暴露を特性づける合理的なアプローチを提供する。

最初のステップは、ナノ粒子排出の源を確認することである。CPCは、このために許容できる測定を提供する。ナノ粒子の製造または処理の間の粒子数測定を行う前に、周辺あるいはバックグラウンド粒子数を確定しておくことが重要である。特定のナノ粒子が対象であれば（例えばTiO₂）、電子顕微鏡検査による分析にふさわしいフィルタによる領域サンプルングを採用すべきである。透過型電子顕微鏡検査（TEM）は、特定の粒子を同定し、粒子のサイズ分布を推定することができる。

一旦発生源が特定されたならば、エアロゾル表面積測定が携帯用の拡散チャージャで実行されるべきであり、そして、エアロゾルサイズ分布は静的（領域）モニタリングによってSMPS または ELPI で決定されるべきである。小さな携帯用の表面積器具は労働者が着用できるが、しかし、作業の性質によっては、これは難しいかもしれない。さらに、サンプルングチューブの追加によるエアロゾルの損失を、計算する必要がある。これらの機器の位置は、慎重に考慮されなければならない。理想的には、彼らは労働者の近くの作業領域に置かねばならないが、装置のサイズや電力源、その他要因を考慮する必要がある。

最後に、特に特定のナノ粒子に対する暴露測定を対象とするなら、電子顕微鏡分析または化学分析にふさわしいフィルタまたは格子を使っての個人サンプルングを適用しなければならない。電子顕微鏡分析は粒子を特定するのに用いることができ、対象粒子のサイズ分布の推定を提供することができる。使用に制限があるが、個人用のカスケードインパクターまたはフィルタによる吸引式サイクロンサンプラーの使用はあまり関係の無い大きな粒子を取り除き、粒径のより決定的な測定に役立つ。空気汚染物質のためのこれらのフィルタの分析は、吸引される粒子源を特定するのに役立つ。標準的な化学分析手法が用いられなければならない [NIOSH 1994a]。

これらの技術の組合せを用いて、ナノ粒子への労働者暴露の評価は、実行可能である。こ

のアプローチは、ナノ粒子の存在および特定と重要なエアロゾル測定の特徴を決定付けるのに役立つ。しかし、このアプローチが主に静的または領域サンプリングに頼るため、労働者暴露を推定する上で若干の不確実性は存在する。

Exposure Control Procedures

Given the limited information about the health risks associated with occupational exposure to engineered nanoparticles, work practices and engineering controls should be tailored to the processes and job tasks in which exposure might occur. **For most processes and job tasks, the control of airborne exposure to nanoparticles can most likely be accomplished using a wide variety of engineering control techniques similar to those used in reducing exposures to general aerosols** [Ratherman 1996; Burton 1997]. To ensure that the appropriate steps are taken to minimize the risk of exposure, a risk management program should be implemented. Elements of such a program should include the establishment of guidelines for installing and evaluating engineering controls (e.g., exhaust ventilation), the education and training of workers in the proper handling of nanomaterials (e.g., good work practices), and the development of procedures for selecting and using personal protective equipment (e.g., clothing, gloves, respirators).

暴露管理手順

工業ナノ粒子への職業的な暴露に関連する健康リスクについて限られた情報しかないので、作業管理と工学的対策は、暴露が起こるかもしれないプロセスと仕事に合ったものでなければならない。大部分のプロセスと作業に対して、ナノ粒子の空中暴露の管理は、一般的なエアロゾルに対する暴露を低下するのに用いる様々な工学的対策技術と類似の手法を用いることにより達成できると思われる [Ratherman 1996 ; Burton 1997]。暴露の危険性を最小にするために適切な措置がとられることを確実にするために、危機管理プログラムが実行されなければならない。そのようなプログラムの内容は、工学的対策（例えば排気）を評価し、定着させるガイドラインの確立、労働者に対しナノ材料の正しい取扱いのための教育とトレーニングを行うこと、個人の保護器材（例えば衣類、手袋、マスク）の選定と使用手順の改良を含まなければならない。

A. Engineering controls

In general, control techniques such as source enclosure (i.e., isolating the generation source from the worker) and local exhaust ventilation systems should be effective for capturing airborne nanoparticles, based on what is known of nanoparticle motion and behavior in air. The use of ventilation systems should be designed, tested, and maintained using approaches recommended by the American Conference of Governmental Industrial Hygienists [ACGIH 2001]. In light of current scientific knowledge about the generation, transport, and capture of aerosols, these control techniques should be effective for controlling airborne exposures to nanometer-scale particles [Seinfeld and Pandis 1998; Hinds 1999].

A. 工学的対策

一般に、空中でのナノ粒子の運動と挙動の知見に基づくと、発生源の囲い込み（すなわち、発生源を労働者から隔離する）と局所排気システムのような管理技術は空中のナノ粒子を捕集するのに効果的である。そして、排気システムの使用は、American Conference of Governmental Industrial Hygienists [ACGIH 2001] が推奨するアプローチを使って設計、