

Ressortforschungsberichte zur kerntechnischen Sicherheit und zum Strahlenschutz

**Experimentelle Bestimmung von Resuspensionsdaten
partikelgebundener radioaktiver Stoffe von relevanten
kontaminierten Oberflächen bei radiologischen Notfällen zur
Beurteilung einer Exposition von Einsatzpersonal und
betroffenen Personen durch Resuspension
– Vorhaben 3609S70005**

Auftragnehmer: Fraunhofer ITEM, Hannover

W. Koch

H. Lödding

F. Lange

Das Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) und im Auftrag des Bundesamtes für Strahlenschutz (BfS) durchgeführt.

Dieser Band enthält einen Ergebnisbericht eines vom Bundesamt für Strahlenschutz im Rahmen der Ressortforschung des BMU (UFOPLAN) in Auftrag gegebenen Untersuchungsvorhabens. Verantwortlich für den Inhalt sind allein die Autoren. Das BfS übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie die Beachtung privater Rechte Dritter. Der Auftraggeber behält sich alle Rechte vor. Insbesondere darf dieser Bericht nur mit seiner Zustimmung ganz oder teilweise vervielfältigt werden.

Der Bericht gibt die Auffassung und Meinung des Auftragnehmers wieder und muss nicht mit der des BfS übereinstimmen.

BfS-RESFOR-43/12

Bitte beziehen Sie sich beim Zitieren dieses Dokumentes immer auf folgende URN:
urn:nbn:de:0221-201201167025

Salzgitter, Januar 2012

Schutzanforderungen für Einsatzpersonal in radiologischen Notfällen

-Ergebnisbericht-

Das Vorhaben wurde im Auftrag des Bundesamts für Strahlenschutz unter dem Förderkennzeichen 3609S70005 durchgeführt

Dauer des Vorhabens:

01.09.2009 - 31.03.2011

Auftragnehmer:

Fraunhofer ITEM
Abt.: Aerosoltechnologie
Nikolai-Fuchs-Str. 1
30625 Hannover
Tel: 0511 5350 -117
Fax: 0511 5350-155
Email:
Wolfgang.Koch@item.fraunhofer.de
www.item.fraunhofer.de

Bearbeiter:

Wolfgang Koch, Hubert Lödning,
Florentin Lange (Meerbusch)

Hannover, Januar 2012

Executive Summary

Accidental and intentional release of radioactive materials, for example in the wake of a nuclear accident or a dirty bomb attack, causes contamination of surfaces in the outdoor environment, in buildings and the clothing of humans. **Resuspension** of radioactive material from contaminated surfaces is the dominant source of radioactive **inhalation** exposure of first responders and emergency personnel at the accident site as well as in emergency care centres during the time period following the event. The assessment of the aerosol borne activity concentration is based on reasonable assumptions or measurements of the surface contamination and a quantitative understanding of the resuspension process. In this project the resuspension rate of **respirable** particles ($< 10 \mu\text{m}$) and its dependence on time and influencing parameters was measured. Special emphasis was directed to the early phase after the release event.

Using a versatile, small scale flow channel set-up, wind resuspension and resuspension caused by transient or continuous mechanical forces impacting on the surfaces was investigated. The flux of particles resuspended from small test surfaces was detected by an optical particle size spectrometer. Influencing parameters such properties of contaminated surfaces, wind speed, type of particle etc. could be easily varied. Well defined contaminations of the test surfaces were prepared in a settling chamber by dry and wet deposition using aerosolized dry powders of spherical (silver) and agglomerated (cerium oxide) particles, and sprays of aqueous solutions of cesium chloride, respectively. In the latter case the surface was dried after deposition of the liquid droplets leading to a surface contamination of CsCl crystals adhering stronger to the surface than particulates.

The resuspension rate for surfaces contaminated by wet deposition is 2-3 orders of magnitude lower compared to the situation for dry deposition, irrespective of the resuspension mechanism. The air flow induced resuspension rate, R_R , decreases with the time elapsed after the onset of the resuspension following a power law: $R_R = A \cdot t^{-\mu}$, where $\mu \approx 1$ for laminar flow in the duct and $\mu \approx 1.3$ for turbulent flow. For a contaminated smooth ceramic surface a turbulent flow of 6 m/s velocity induces an average resuspension rate within the first half hour of 2 %/h for dry deposition and 0.006 %/h for wet deposition. The figures

reduce to 0.2 %/h, respectively, 0.001 %/h after an additional time period of one hour. The time pattern of the resuspension rate implies that more dust is released in the first hour immediately after the event, than in 12 hours following that period. The above considerations cover atmospheric wind resuspension. There is a strong non-linear dependency of the resuspension rate on wind speed, u : $R_r = B \cdot u^{2.5}$, resulting in a significant reduction of resuspension rates at lower wind speeds but also emphasizing the importance of wind gusts for example induced by moving vehicles. The influence of powder type: spherical versus agglomerated particles, and surface structure: smooth and rough tiles, metal surface, artificial grass surface, fabric, is small. Variations of the measured resuspension rates are less than a factor of approximately 2. Preliminary tests show that surface treatment by spraying water glycerine solutions is an effective fixation method and resuspension rates are reduced by a factor of 100.

The above resuspension rates for 6 m/s were used to estimate the airborne activity concentration, the intake of radioactive particulates via inhalation and the corresponding effective dose for first responders in the immediate vicinity of the contaminated area after the initial plume of a dirty bomb event has passed through. Assuming a rather high value of released, respirable activity of 10^{12} Bq of Cs 137 (γ -emitter) and Pu 238 (α -emitter) an inhaled intake of 40 Bq for an on-site residence time of 2 hours, beginning 5 minutes after the event, is obtained. As expected even under the conditions of enhanced resuspension rates at early times following the deposition event for a gamma-emitter such as Cs 137 the inhalation dose is on a very low level compared to external radiation exposure. The corresponding dose rate (committed effective dose) of 2200 μ Sv/h for the assumed plutonium release emphasizes the need of wearing level C protection such as a half-mask (e.g. FFP 3 respirator) in this case and gives support to the deployment of fixation measures in the early phase after such a radiological event.

Indoor scenarios, such as those in emergency care centres, a facility for a contamination survey and initial treatment of people potentially affected by a nuclear power plant accident, were experimentally simulated in a ventilated clean room. It is assumed that the inhalation hazard stems primarily from particle resuspension from contaminated clothes of the individuals treated in the facility.

The resuspension rates were determined by letting volunteers, whose clothes were contaminated in a defined way, carry out normal actions such as walking, and simultaneously measuring the airborne concentration of the released respirable particles. Early phase resuspension rates are in the range of 3 %/h, decreasing to about one tenth of this value within the next hour. These data can serve as input data for indoor air models to determine activity concentrations and inhaled dose rates of the emergency personnel. A sample calculation for a scenario of a severe nuclear power plant accident and conservative assumptions on the number of individuals visiting the decontamination station and their level of surface contamination as well as its nuclide composition revealed a maximum dose rate via inhalation of 320 $\mu\text{Sv/h}$ (committed effective dose), suggesting that the personnel uses a half-face mask (PP2) for respiratory protection in the case of such severe conditions.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und übergeordnete Zielsetzung	7
2	Stand von Wissenschaft und Technik zur Resuspension.....	8
2.1	Definitionen	8
2.2	Strömungsinduzierte Partikelresuspension von Oberflächen.....	10
2.3	Resuspension durch mechanischen Energieeintrag	13
2.4	Eigene Untersuchungen.....	16
2.5	Bewertung des Wissensstands und Schlussfolgerungen	17
3	Einzelziele des Vorhabens und Arbeitsplan.....	19
4	Ergebnisse des experimentellen Teils des Projekts.....	20
4.1	Grundsätzliche experimentelle Vorgehensweise	20
4.2	Entwicklung des Kontaminationsverfahrens	21
4.2.1	Teststäube	21
4.2.2	Belegung der Oberflächenproben.....	24
4.2.3	Quantifizierung der Belegungsdichte	29
4.3	Kanalapparatur zur Messung der Resuspension	31
4.4	Ergebnisse der Modellexperimente.....	38
4.4.1	Windresuspension.....	38
4.4.2	Partikelfreisetzung durch kurzzeitigen mechanischen Energieeintrag.....	47
4.5	Untersuchungen im Reinraum.....	54
4.5.1	Experimentelle Vorgehensweise.....	54
4.5.2	Ergebnisse der Freisetzungsmessungen.....	58
5	Schlussfolgerungen aus den experimentellen Untersuchungen und der Literaturauswertung	66
5.1	Abhängigkeit der Resuspensionsrate von der Windgeschwindigkeit und der Zeit nach der Ablagerung auf Oberflächen	67
5.1.1	Zeitabhängigkeit der Resuspension durch Windeinwirkung	68
5.1.2	Abhängigkeit der Resuspension von der Windgeschwindigkeit.....	70
5.1.3	Resuspensionsraten unmittelbar nach einem Kontaminationsereignis.....	72
5.2	Durch mechanische Einwirkung und Wind Resuspension.....	74

5.3	Durch Resuspensionsprozesse resuspendierter Anteil einer Staubbelegung ...	78
5.4	Einfluss der Zeitabhängigkeit der Resuspensionsrate für Expositionsberechnungen.....	81
5.5	Resuspension und Konzentration bei kontaminierten Flächen im Freien	85
6	Exposition infolge Resuspension bei radiologischen Notfallsituationen.....	90
6.1	Terroristisches Ereignis mit Umsetzung einer Sprengladung mit radioaktiver Beiladung in urbanem Gebiet	91
6.1.1	Kontamination mit Beta-/Gammastrahler Cs 137	95
6.1.2	Kontamination mit Alpha-Strahler Pu 238.....	98
6.2	Unfall in einem Kernkraftwerk mit schwerwiegender Freisetzung radioaktiver Stoffe – Betrieb einer Notfallstation	100
6.2.1	Übertragung auf eine Notfallstation	106
7	Literatur	108
8	Anhang.....	112
8.1	Technische Zeichnungen.....	112

1 Einleitung und übergeordnete Zielsetzung

Für radiologische Notfälle mit Freisetzung radioaktiver Stoffe fehlen belastbare experimentelle Daten als Beurteilungsgrundlage für die Inhalationsbelastung von betroffenen Personen und von Einsatzpersonal durch Einatmen radioaktiver Stoffe nach Resuspension. Dieses Problem besteht insbesondere bei Notfallstationen im Hinblick auf die Beurteilung, ob die mit dem Tragen von Atemschutzmasken verbundene Arbeiterschwernis und die durch eine solche Maßnahme verursachte psychologische Verunsicherung von dort betreuten Personen aus dem betroffenen Gebiet angemessen sind. Derzeit besteht generell ein erhebliches Kenntnisdefizit hinsichtlich des Übergangs partikelförmiger radioaktiver Stoffe von kontaminierten Oberflächen in den luftgetragenen Zustand (Resuspensionsrate), insbesondere von Kleidung und anderen relevanten Oberflächen in der unmittelbaren Folgezeit nach einem Unfall oder terroristischen Ereignis mit erheblicher Freisetzung radioaktiver Stoffe.

Bestehende Defizite hinsichtlich der Beurteilungsgrundlagen für die Inhalationsbelastung von Einsatzpersonal und betroffener Bevölkerung durch Resuspension abgelagerter radioaktiver Stoffe in der Frühphase von radiologischen Notfällen erfordern eine experimentell gestützte Abklärung. Durch Koordinierung seitens BMU und BfS und durch Empfehlungen der SSK besteht in vielen Bereichen des radiologischen Notfallschutzes eine weitgehende, bundesländerübergreifende Einheitlichkeit bei der Umsetzung von Notfallmaßnahmen. In Beratungen des Notfallausschusses der SSK ist speziell eine einheitliche Vorgehensweise beim Betrieb von Notfallstationen, insbesondere im Hinblick auf die persönliche Schutzausrüstung des Einsatzpersonals als besonderer Problempunkt identifiziert worden und von Länderseite um Unterstützung zur Erzielung von Einheitlichkeit geben worden.

Ziel des Vorhabens war die Ermittlung experimentell abgesicherter Resuspensionsraten und deren Zeitabhängigkeit bei der Beaufschlagung repräsentativ kontaminierter Oberflächen (insbesondere Kleidung) mit realitätsnahen Bedingungen von Luftanströmung und mechanischer Beaufschlagung. Die Daten sollten neben einem verbesserten Verständnis der Mechanismen der Partikelresuspension von Oberflächen belastbare Abschätzungen der Strahlenexposition von Personen durch Inhalation radioaktiver Stoffe infolge Resuspension nach trockener oder nasser Deposition ermöglichen.

2 Stand von Wissenschaft und Technik zur Resuspension

2.1 Definitionen

Zur Quantifizierung von Resuspensionsvorgängen werden üblicherweise zwei Größen verwendet: der Resuspensionsfaktor, R_F , und die Resuspensionsrate, R_R . Diese sind wie folgt definiert:

$$\begin{aligned} R_F [\text{m}^{-1}] &= \frac{\text{Luftkonzentration, } C [\mu\text{g}/\text{m}^3]}{\text{Oberflächenkonzentration, } A [\mu\text{g}/\text{m}^2]} \\ R_R [\text{s}^{-1}] &= \frac{\text{Resuspensionsflussdichte, } R [\mu\text{g}/\text{m}^2\text{s}]}{\text{Oberflächenkonzentration, } A [\mu\text{g}/\text{m}^2]} \end{aligned} \quad [2.1]$$

Der Resuspensionsfaktor wird verbreitet zur Berechnung der Inhalationsdosis verwandt. Er wird experimentell aus der Messung der Luftkonzentration (unmittelbar oberhalb der kontaminierten Oberfläche) und der Oberflächenkonzentration bestimmt. Der so gewonnene Zahlenwert berücksichtigt die Vorgänge der Partikelfreisetzung von der Oberfläche, die Dispersion der Partikel im unmittelbar darüber liegenden Luftvolumen und die Redeposition der Teilchen auf die Oberfläche. Von Sehmel wurde schon 1980 eine Vielzahl von Resuspensionszenarien tabellarisch zusammenge-

fasst. Die Werte von R_F überdecken insgesamt einen Bereich von sieben Dekaden und beziehen sich immer explizit auf das Szenario, für das sie gemessen wurden.

Die Resuspensionsrate gibt den Emissionsmassenstrom an, mit der spezifisch der Ablösevorgang der Teilchen von der Oberfläche quantifiziert wird. Dieser ist bestimmt vom Wechselspiel zwischen den Haftkräften und den äußeren (aerodynamischen, mechanischen, elektrostatischen...) Kräften, die auf das Partikel einwirken. Für die Einbindung in Transportmodelle (z.B. atmosphärische Ausbreitung) und für eine systematische Parametrisierung im Hinblick auf Partikel- und Oberflächeneigenschaften ist die Resuspensionsrate die geeignete Größe.

Für eine Innenraumsituation kann näherungsweise folgender Zusammenhang zwischen dem Resuspensionsfaktor und der Resuspensionsrate hergestellt werden.

$$R_F = \frac{RR \times S}{V \times \Lambda} \quad [2.2]$$

Hierfür ist die Kenntnis der Ausdehnung der kontaminierten Oberfläche, S , des Raumvolumens, V , und der Luftaustauschrate Λ erforderlich.

Ursache der Partikelresuspension sind zum einen hydrodynamische Kräfte, zum anderen transiente oder periodisch wiederkehrende Krafteinwirkungen auf abgelagerte Partikel. Neben Art und Höhe der Krafteinwirkung spielen die Haftkräfte und damit die Oberflächenbeschaffenheit eine Rolle. In einem Übersichtsartikel hat Sehmel Daten zur Partikelresuspension zusammengestellt (Sehmel, 1980). Werte der Resuspensionsrate überdecken einen Bereich von mehreren Größenordnungen bedingt durch die Varianz der Einflussgrößen und der experimentellen Randbedingungen. Erwähnenswert sind überdies Angaben zur Partikelresuspension durch Bewe-

gungen von Fahrzeugen und Fußgängern. In den letzten Jahrzehnten haben sich durch eine Vielzahl neuerer Untersuchungen, insbesondere was die Windresuspension betrifft, Datenlage und Theorie entscheidend verbessert.

2.2 Strömungsinduzierte Partikelresuspension von Oberflächen

Eine häufig zitierte Arbeit zur Windresuspension von Partikeln unterschiedlicher Größe wurde von Nicholson 1993 publiziert. In einem waagrecht angeordneten Windkanal wurde das Kurzzeitresuspensionsverhalten abgelagerter Partikel (runde SiO_2 -Partikel) als Funktion der Partikelgröße und der Windgeschwindigkeit über einen Zeitraum von bis zu einer Stunde untersucht. In dieser Studie wurden Gras und Beton als Oberfläche verwendet. Es zeigt sich eine geringe Abhängigkeit der Resuspensionsrate von der Depositionsoberfläche und der Partikelgröße. Deutlicher ist der Einfluss der Windgeschwindigkeit. Die statistische Auswertung der Messdaten für Partikelgrößen um 10 und 17 μm ergibt einen Potenzzusammenhang zwischen Resuspensionsrate und Windgeschwindigkeit im Kanal $R_R \propto u^\kappa$ mit einem Exponenten $\kappa \approx 3$.

Innerhalb der ersten Stunde nimmt die Resuspensionsrate um drei Größenordnungen ab. Im Mittel lässt sich das Zeitverhalten durch $R_R \propto t^{-1.1}$ beschreiben.

Andere experimentelle Studien zur Windresuspension wurden von Garland und Pomeroy 1994 sowie Giess et al. 1997 veröffentlicht. Giess betrachtet neben stationären Windgeschwindigkeiten (3 m/s) auch Überlagerungen der stationären Geschwindigkeit mit periodisch wiederkehrenden kurzzeitigen Windböen von bis zu 6 m/s. Wie Tab. 2.1 zeigt, führen die Instationaritäten zu einer vergleichsweise geringen aber signifikanten Erhöhung der Resuspensionsrate.

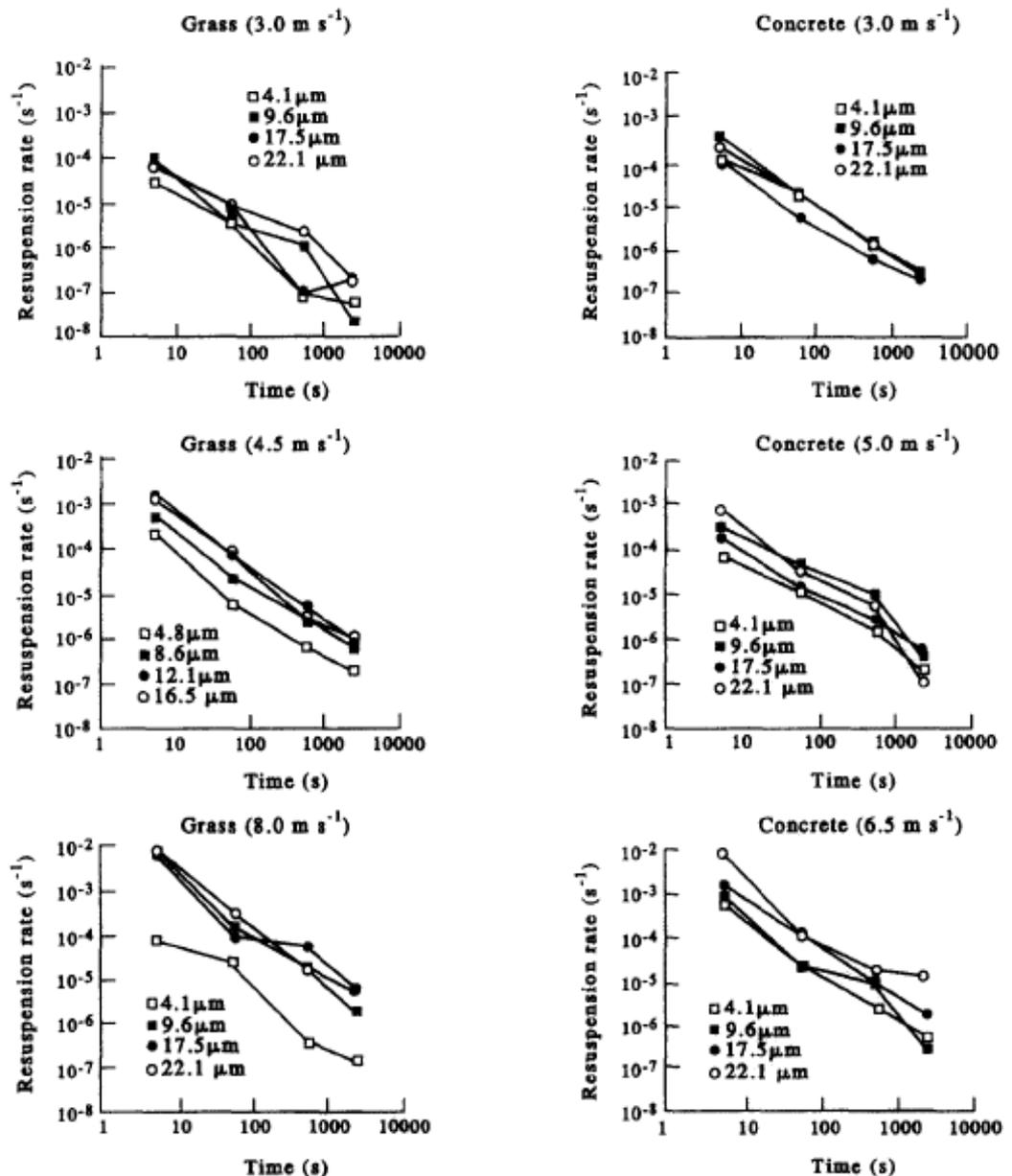


Abb. 2.1 Windresuspensionsraten als Funktion der Zeit in Abhängigkeit von Partikelgröße, Anströmgeschwindigkeit und Oberflächenbeschaffenheit (Nicholson, 1993).

Die experimentell gefundenen Windresuspensionsraten werden von Loosmore (2003) zusammengefasst und zur Anpassung empirischer Modelle zur Beschreibung der Kurzzeitwindresuspension herangezogen. Unter anderem werden folgende Modelle für die Beschreibung des Zusammenhangs zwischen der Resuspensionsrate und der Zeit, t , sowie den

Strömungsparametern u_* , (Schubspannungsgeschwindigkeit) und z_0 (Rauigkeitslänge) vorgeschlagen (d_p : Partikelgröße, ρ_p : Partikeldichte)

:

$$R_R = 0.42 \frac{u_*^{2.13} d_p^{0.17}}{t^{0.92} z_0^{0.32} \rho_p^{0.76}} \left[\text{s}^{-1} \right] \quad R_R = 0.01 \frac{u_*^{1.43}}{t^{1.03}} \left[\text{s}^{-1} \right] \quad [2.3a,b]$$

Die verfügbaren Daten und die Geraden, die den $1/t$ -Verlauf andeuten sind in Abb. 2.2 dargestellt.

Tab. 2.1 Resuspensionsraten in $1/s$ von monodispersen, sphärischen SiO_2 -Partikeln, die auf Grasoberflächen abgelagert wurden (Giess, 1997)

Time (s)	Steady state	Gusting
<i>(a) 1 μm diameter particles</i>		
90	$1.51 (\pm 0.24) \times 10^{-4}$	$2.27 (\pm 0.32) \times 10^{-4}$
990	$8.09 (\pm 1.37) \times 10^{-6}$	$1.96 (\pm 0.31) \times 10^{-5}$
2790	$4.38 (\pm 0.78) \times 10^{-6}$	$6.56 (\pm 1.18) \times 10^{-6}$
6390	$1.74 (\pm 0.31) \times 10^{-6}$	$3.21 (\pm 0.55) \times 10^{-5}$
13,590	$4.33 (\pm 0.82) \times 10^{-7}$	$1.20 (\pm 0.19) \times 10^{-6}$
<i>(b) 10 μm diameter particles</i>		
90	$4.28 (\pm 0.68) \times 10^{-4}$	$8.00 (\pm 1.12) \times 10^{-4}$
990	$2.96 (\pm 0.41) \times 10^{-5}$	$5.29 (\pm 0.74) \times 10^{-5}$
2790	$1.12 (\pm 0.36) \times 10^{-5}$	$1.70 (\pm 0.24) \times 10^{-5}$
6390	$4.28 (\pm 0.15) \times 10^{-6}$	$6.66 (\pm 0.93) \times 10^{-6}$
13,590	$2.95 (\pm 0.53) \times 10^{-6}$	$3.83 (\pm 0.77) \times 10^{-6}$

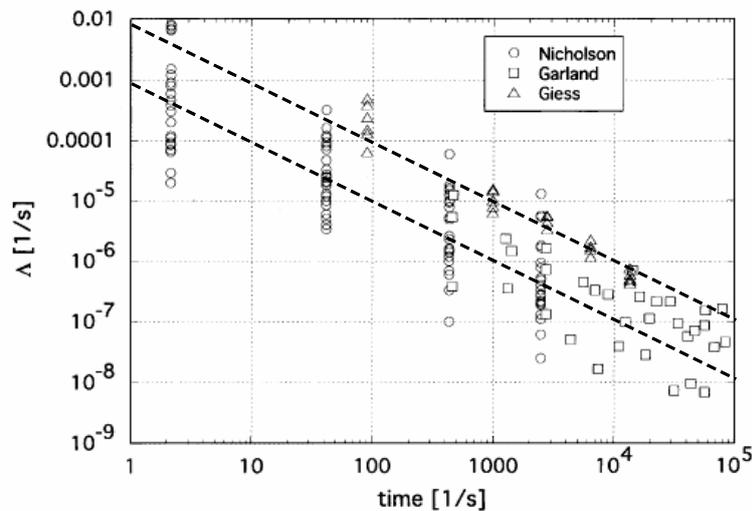


Abb. 2.2: Zusammengefasste Darstellung von Resuspensionsdaten und Trendlinien für einen $1/t$ -Abfall der Resuspensionsrate (hier Δ) mit der Einwirkzeit nach Deposition (Loosmore, 2003).

Die Streuung der Daten in Abb. 2.2 ist auf die Variation der experimentellen Randbedingungen in den entsprechenden Untersuchungen zurückzuführen. Diese Unsicherheit muss für die Bewertung realer Resuspensionsszenarien zu Grunde gelegt werden, da die Werte der Einflussparameter in der Regel nicht bekannt sind.

2.3 Resuspension durch mechanischen Energieeintrag

Im Gegensatz zu den Betrachtungen zur reinen Windresuspension gibt es weniger Untersuchungen zur Partikelresuspension durch Schlag- oder Vibrationsbelastung von kontaminierten Oberflächen.

Pastuszka (2009) berichtet über die Messung von Asbestfasern bei mechanischer Beaufschlagung von Wandelementen durch kleine Fallgewichte, wobei ein Energieeintrag zwischen 0.4 und 1 J realisiert wurde. Als Messergebnis wird ein Faseremissionsfaktor in Fasern/(m²J) angegeben. Der relativ niedrige Energieeintrag wurde gewählt, um die Verhältnisse bei typischen Schwingungen von Wand- und Fassadenelementen zu simulieren. Ein ähnliches Vorgehen beschreiben auch Kildesoe et al. (1998). Mit 2-kg-

Fallgewichten bilden sie die Trittbelastung von Teppichbelägen nach. Über eine lokale Absaugvorrichtung erfassen sie den resuspendierten Staub. Die Partikelanalyse erfolgt aber nicht durch Auswertung des gesamten, abgesaugten Staubs sondern auf der Basis einer auf Klebestreifen im Inneren des Absaugrohrs deponierten Teilfraktion. Mit dieser Methode konnten Teppichtextilien hinsichtlich ihres Resuspensionspotentials klassifiziert werden. In beiden zitierten Arbeiten finden sich keine Werte für die Resuspensionsrate.

Gomes et al. (2007) haben die Kurzzeitresuspensionsrate für Vibrations- und Strömungsbelastungen sowie die Kombination beider Einflussgrößen untersucht und zwar für unterschiedliche Stäube auf unterschiedlichen Oberflächen. Die Experimente sollten die Vibrationen und die trittinduzierten Luftanströmungen der Staublage beim Gehen einer Person wiedergeben (Abb. 2.3). Resuspendierte Partikel wurden mit einem optischen Partikelzähler gemessen. Die Abb. 2.4 zeigt Resuspensionsraten für unterschiedliche Beaufschlagungsmodi und Kombinationen aus deponiertem Staub und Oberfläche. Der dominierende Effekt ist offensichtlich die beim Gehen hervorgerufene Luftbewegung zwischen Schuhsohle und Oberfläche. Dieser Befund lässt sich auch aus einer strömungstechnischen Arbeit von Kubota et al. (2009) ableiten. Hier wird das Strömungsfeld unterhalb der Schuhsohle beim Gehen vermessen und Hochgeschwindigkeitsaufnahmen zur Partikelresuspension gezeigt. Die maximalen Strömungsgeschwindigkeiten liegen bei ca. 2 m/s.

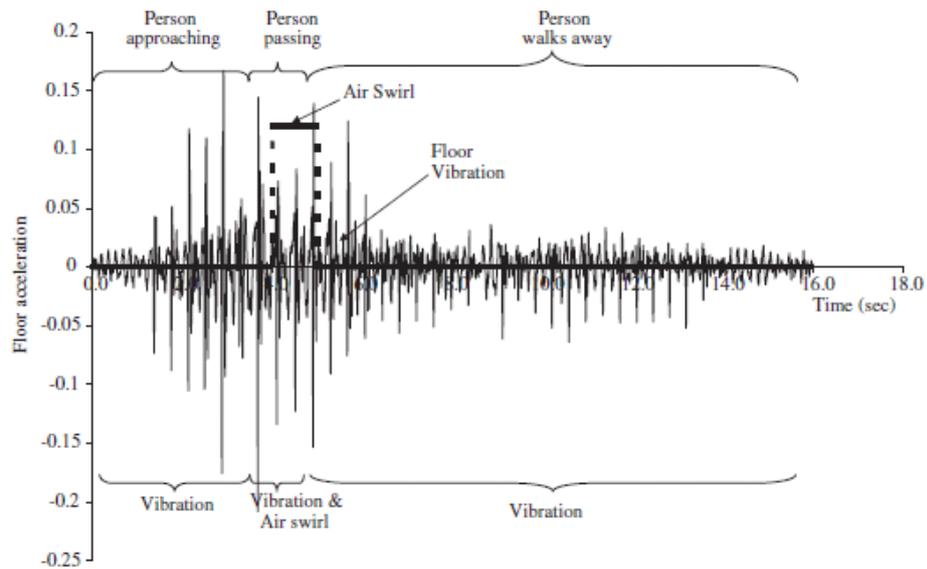


Abb. 2.3: Vibrationen des Fußbodens beim Vorbeigehen einer Person (in Einheiten von g) sowie kurzzeitiges Anblasen der Oberfläche (Air Swirl) mit einer Geschwindigkeit von 1.5 m/s (Gomes, 2007).

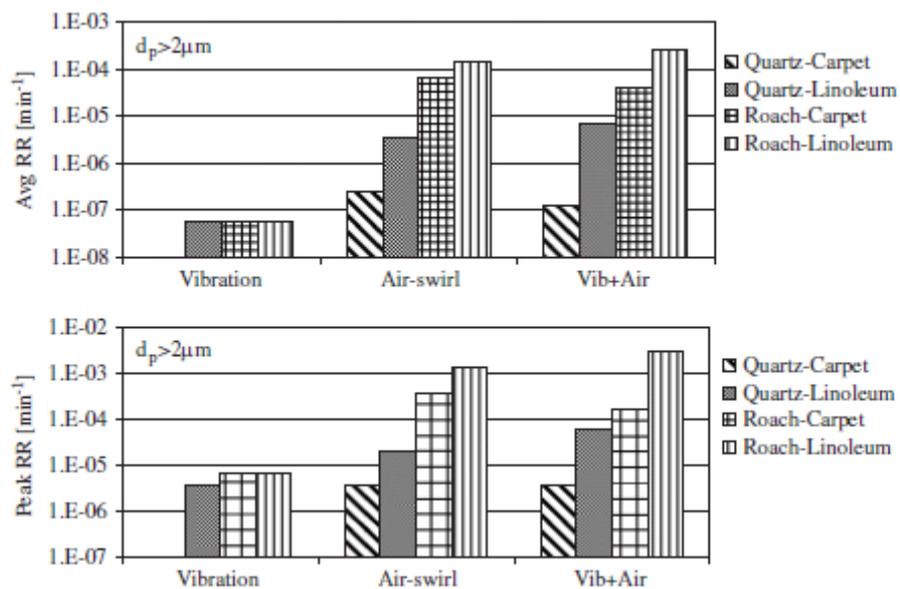


Abb. 2.4: Anfangs- und Durchschnittswerte der Resuspensionsrate aller gemessener Partikel größer als $2\mu\text{m}$ bei der Simulation von Trittbelastungen kontaminierter Oberflächen. (Gomes, 2007)

In der Literatur wurden verschiedenste Arbeiten mit ähnlichen Zielsetzungen gefunden. Yoon und Brimblecombe (2003) beschreiben Verfahren zur Messung der Freisetzung von Fasern und isometrischen Partikeln aus Kleidungsstücken. Strömungsbedingte Freisetzung wurde durch Aufhängen von Proben in einer "Luftdusche" gemessen. Darüberhinaus werden Apparaturen zur mechanischen Beaufschlagung wie "hitting" und "shaking" verwendet, ohne jedoch quantitative Angaben über die Höhe des Energieeintrags bei diesen Belastungsvorgängen zu machen. Abgelöste Staubpartikeln wurden durch mikroskopische Auswertung von Depositionsfolien, die innerhalb der geschlossenen Belastungsapparaturen angebracht waren, vermessen. Die "hitting"-Methode ergab die höchste Menge an freigesetzten Partikeln.

2.4 Eigene Untersuchungen

In einer in 2004 am ITEM durchgeführten Studie (Nolte, 2004) wurde eine einfache und praktikable, kleinskalige Methode zur Freisetzung locker gebundener Partikel entwickelt. Kleine, glatte Oberflächen wurden definiert mit mineralischen Partikeln unterschiedlicher Größe belegt. Diese wurden definiert mit Luft überströmt und der gesamte resuspendierte Partikelanzahlstrom wurde zeit- und partikelgrößen aufgelöst erfasst. Daraus wurden die Resuspensionsrate und deren Abhängigkeit von der Partikelgröße, der Schubspannungsgeschwindigkeit der Luftströmung oberhalb der Partikel Lage (Submonolage) gemessen. Das Verfahren hat eine Nachweisgrenze von

$$R_R = 10^{-5} [1/h].$$

In ersten Ansätzen wurde die Apparatur auf die Applikation von Beschleunigungskräften erweitert, in dem die belegten Oberflächen mittels einer Sonotrode in Schwingungen versetzt wurden. Die Kräfte wurden durch zeitlich hochaufgelöste Messungen der Beschleunigung bestimmt.

Ziel der Messung war die Abschätzung der resuspensionsbedingten Freisetzung nicht festhaftender Radioaktivität beim Transport oberflächenkontaminierter Transportbehälter. Die Parameter der Studie waren hinsichtlich der Beschaffenheit der Oberfläche (im Wesentlichen glatt) und der Strömungsgrenzschicht sowie der auftretenden Beschleunigungen den Verhältnissen beim Schienentransport von Abfallbehältern angepasst. So wurden die Untersuchungen beispielsweise in einem Bereich der Überströmgeschwindigkeit von mehr als 20 m/s durchgeführt. Bei den Messungen konnte der zeitliche Verlauf der Resuspensionsrate erfasst und insbesondere zwischen dem sog. Kurzzeit- und Langzeitresuspensionsverhalten unterschieden werden.

2.5 Bewertung des Wissensstands und Schlussfolgerungen

Aus dem Stand des Wissens lassen sich grundsätzliche und qualitative Erkenntnisse über das Resuspensionsverhalten von störfallbedingten Ablagerungen radioaktiven Fallouts ableiten.

Die reine Windresuspension ist dabei relativ gut beschrieben zumal die einwirkenden Kräfte über die Grenzschichtströmung gut definiert sind und experimentell nachgehalten werden können. Somit besteht die Möglichkeit der Übertragbarkeit der Ergebnisse aus Modellexperimenten auf reale Bedingungen z.B. in Rohrströmungen oder für die atmosphärische Außenluft.

In allen Arbeiten zu Windresuspension wird übereinstimmend über eine schnelle Abnahme der Windresuspension mit der Zeit berichtet, deren funktionaler Zusammenhang näherungsweise durch ein $1/t$ -Gesetz beschrieben wird. Der Einfluss der Windgeschwindigkeit und die Bedeutung der Partikelgröße sind für die Windresuspension ebenfalls beschrieben. Die gemachten Aussagen beziehen sich aber immer auf sphärische Partikeln,

die als Modellteilchen in den Untersuchungen verwendet wurden. Hier sind weitergehenden Daten zu erheben, insbesondere unter Berücksichtigung der möglichen Variabilität der Eigenschaften des Fallouts bezüglich Morphologie und chemischer Zusammensetzung. Auch ist für die in diesem Vorhaben betrachtete Anwendung der Einfluss der Haftkräfte d.h. der Wechselwirkung zwischen Oberfläche und Partikeln experimentell nicht abdeckend behandelt. Eine Verbesserung ist insbesondere für die Bewertung witterungsbedingter Alterungsprozesse bzw. Maßnahmen zur Fixierung der Kontamination wünschenswert.

Für die Partikelresuspension durch transienten, mechanischen Energieeintrag (Schlagbeaufschlagung), durch kontinuierliche Vibrationsbelastung bzw. durch Kombination unterschiedlicher Einwirkungen ist die Datenlage ebenfalls unvollständig. Hier ist eine Verbesserung anzustreben, um die Partikelresuspension ausgehend von der kontaminierten Kleidung betroffener Personen vor und während ihres Aufenthalts in einer Dekontaminationsstation und damit die radiologische Belastung des Personals besser abschätzen zu können.

Zu Bearbeitung der identifizierten Aufgaben liegt eine Kombination aus mechanistischen Untersuchungen, in Anlehnung an die am ITEM bereits durchgeführten Experimente in einem Modellwindkanal und realskalige Experimenten, wie sie etwa von Yoon und Brimblecombe (2003) beschrieben wurden, nahe. Damit können zum einen in ökonomischer Weise umfangreiche Parametervariationen durchgeführt und Resuspensionsraten bestimmt werden, zum anderen in Modellräumen unmittelbar auch Resuspensionsfaktoren ermittelt werden insbesondere für Szenarien und Bedingungen, die in Kanalexperimenten nicht nachgestellt werden können.

3 Einzelziele des Vorhabens und Arbeitsplan

Das Vorhaben beinhaltet folgende wissenschaftlichen Einzelziele:

- Es sollen (empfindlich nachzuweisende) Testaerosole entwickelt werden, die den zu erwartenden radioaktive Falloutpartikeln bei unfallbedingten Freisetzungen und bei terroristischen Ereignissen in ihren physiko-chemischen Eigenschaften nahe kommen.
- Die im ITEM bereits existierenden Methoden für die definierte und realitätsnahe Belegung von Oberflächen mit Testpartikeln und zur zeit- und partikelgrößenaufgelösten Messung der Freisetzungsraten sollen weiterentwickelt werden. Dies umfasst sowohl ein kleinskaliges Screeningverfahren zur Untersuchung unterschiedlicher Oberflächen als auch das Reinraumverfahren, bei dem typische Belastungssituationen ggf. unter Einbeziehung von Probanden nachgestellt werden können.
- Es soll eine Datensatz erstellt werden, auf dessen Grundlage Schlussfolgerungen für Schutzmaßnahmen bei radiologischen Notfallsituationen abgeleitet werden. Dies umfasst sowohl die Inhalation aerosolgebundener Radioaktivität bei der Betreuung von kontaminierten Personen in Notfallstationen als auch die Inhalation resuspendierter Radioaktivität im Freien, beides jeweils unmittelbar nach einem radiologischen Ereignis.

Aus diesen Zielen wurde ein konkreter Arbeitsplan abgeleitet, über dessen Umsetzung und Ergebnisse im Folgenden berichtet wird. Dieser Berichtsabschnitt umfasst in seinem ersten Teil das Experimentalprogramm in seinem zweiten die Bewertung der experimentellen Daten und die daraus abzuleitenden Konsequenzen hinsichtlich der radiologischen Belastung des Personals in einer Notfallstation sowie die Übertragbarkeit auf atmosphäri-

sche Resuspension über einen Zeitraum unmittelbar nach der Kontamination von Oberflächen im Außenraum.

4 Ergebnisse des experimentellen Teils des Projekts

4.1 Grundsätzliche experimentelle Vorgehensweise

Die grundsätzliche experimentelle Vorgehensweise zur Quantifizierung der Resuspensionsrate sowohl in den kleinskaligen als auch den realskaligen Experimenten besteht in der Messung der Konzentration und der Größenverteilung der resuspendierten Partikel in der zugrunde liegenden Strömung (Abb. 4.1).

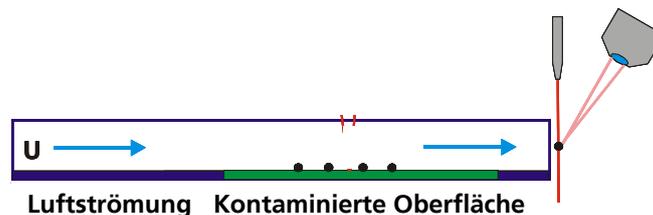


Abb. 4.1: Prinzip der Resuspensionsmessung

Dies erfolgt mit einem optischen Partikelzähler (LASAIR 550, Fa. PMT, Karlsruhe). Aus der gemessenen Konzentration und dem Volumenstrom des Strömungssystems wird der von der Oberfläche, A_{ref} , freigesetzte Anzahlstrom, $\dot{N}_R(d_p^i)$, als Funktion der Partikelgröße, d_p^i ermittelt (d_p^i ist die mittlere Partikelgröße im Größenkanal, i , des Messgeräts). Für die Oberflächenkontamination sind zwei Szenarien denkbar: 1) die trockenen Ablagerung von festen Partikeln, die zu einer Staubbelegung führt, 2) die Ablagerung von flüssigen Partikeln (nasse Deposition) und darin gelöste Salze (beispielsweise CsCl), woraus sich nach Trocknung lokal im Bereich der Tropfenablagerungen eine Art Salzkruste auf der Oberfläche ent-

wickelt. Die Staubbelegungsdichte lässt sich durch zwei experimentell zu bestimmende Größen charakterisieren und zwar für die trockene Deposition die Anzahlbelegungsdichte $\beta_N(d_p^i)$, gemessen in $1/\text{cm}^2$ bzw. für die nasse Deposition die Massenbelegungsdichte β_M angegeben in g/cm^2 .

Über die Messung des freigesetzten Anzahlstroms $\dot{N}_R(d_p^i)$ lässt sich daraus für beide Szenarien die Resuspensionsrate in der Partikelgrößenklasse, i berechnen:

$$R_R(d_p^i) = \frac{\dot{N}_R(d_p^i)}{A_{ref} \beta_N(d_p^i)} \quad [4.1]$$

$$R_R(d_p^i) = \frac{\rho_K \frac{\pi}{6} (d_p^i)^3 \dot{N}_R(d_p^i)}{A_{ref} \beta_M}$$

Hierbei bedeutet die Größe ρ_K die Materialdichte des abgelagerten Materials.

4.2 Entwicklung des Kontaminationsverfahrens

4.2.1 Teststäube

Zunächst wurde eine kleine Literaturstudie durchgeführt, in der verfügbare Informationen hinsichtlich möglicher Kontaminationen bei radiologischen Notfällen zusammengetragen wurden. Hierfür wurde die Datenbank unter „Science Direct“ (<http://www.sciencedirect.com/>) herangezogen und gezielte Abfragen in „google“ durchgeführt.

Typische Kontaminationen im Zusammenhang mit dem Szenario „schmutzige Bombe“ sind bei Harper et al. (2007) und in Bezug auf die Strahlendosis in Anderson et al. (2009) beschrieben. Es kommt eine Viel-

zahl von Quellen in Frage, die sich in ihrem Aggregatzustand, ihrer Festigkeit und ihres Zerkleinerungsvermögens stark unterscheiden. Unsere Auswahl an Testsubstanzen basiert auf den Informationen der Tab. 4.1 aus der Publikation von Anderson (2009) und der Auswahl von Harper (2007) für seine Freisetzungsversuche.

Die Quellen können danach grob in Keramiken, Metalle, Pulver/Salze und Flüssigkeiten unterteilt werden. Ihr Zerkleinerungsverhalten beim Umsetzen mit Explosivstoffen führt zu ganz unterschiedlichen Größenverteilungen, die jedoch in allen Fällen einen lungengängigen Anteil haben. Da bei den geplanten Resuspensionsexperimenten eine partikelgrößen aufgelöste Analyse vorgenommen wird, war die Größenverteilung kein Kriterium für die Auswahl der Teststäube sondern die oben beschriebenen Kategorien insbesondere im Hinblick auf die Partikelmorphologie. Bei metallischen Quellen können aufgrund der Temperatureinwirkung kugelförmige Partikel entstehen, während das Bruchverhalten keramischer Quellen eher durch die Bildung irregulär geformter Teilchen charakterisiert ist (Abb. 4.2).

Folgende Stoffsysteme wurden für die Durchführung der Untersuchungen ausgewählt:

1. Silberpulver, runde Partikel (Bezugsquelle: TLS-Technik Spezialpulver, Bitterfeld)
2. Ceroxidpulver, agglomerierte Strukturen mit ca. 1 μm Primärpartikeln (Bezugsquelle: Sindlhauser Keramik)
3. Suspensionen aus Zirkonoxypartikeln (Bezugsquelle: Sindlhauser Keramik)
4. Wässrige Cäsiumchloridlösungen.

Sie sind hinsichtlich der Repräsentanz für das Bedrohungsszenario abdeckend. Im Rahmen der Verfahrensentwicklung wurden zusätzlich unterschiedliche Größenfraktionen von Aluminiumoxidpulver (MIRA-Staub) verwendet. Damit

konnte ein Vergleich zu den früheren im ITEM durchgeführten Resuspensionsmessungen hergestellt werden.

Tab. 4.1: Physikalisch-chemische Charakteristiken existierender Quellen (Anderson, 2009)

Radionuclide	Typical physicochemical form of large existing sources
⁶⁰ Co	Metal – soluble in acid
⁹⁰ Sr	Ceramic (SrTiO ₃) – insoluble, brittle, soft
¹³⁷ Cs	Salt (CsCl) – readily soluble
¹⁹² Ir	Metal – soft, insoluble in water
²²⁶ Ra	Salt (RaSO ₄), very low solubility
²³⁸ Pu	Ceramic (PuO ₂) – insoluble
²⁴¹ Am	Pressed ceramic powder (AmO ₂) – insoluble
²⁵² Cf	Ceramic (Cf ₂ O ₃) – insoluble

Existing sources and their strengths
Sterilisation irradiator (max. 400 000 TBq). Teletherapy source (max. 1000 TBq).
Radioisotope thermoelectric generator (1000–10 000 TBq).
Sterilisation irradiator (max. 400 000 TBq). Teletherapy source (max. 1000 TBq).
Industrial radiography source (max. 50 TBq)
Old therapy source (max. 5 TBq)
Radioisotope thermoelectric generator (max. 5.000 TBq).
Well logging source (max. 1 TBq).
Well logging source (max. 0.1 TBq).

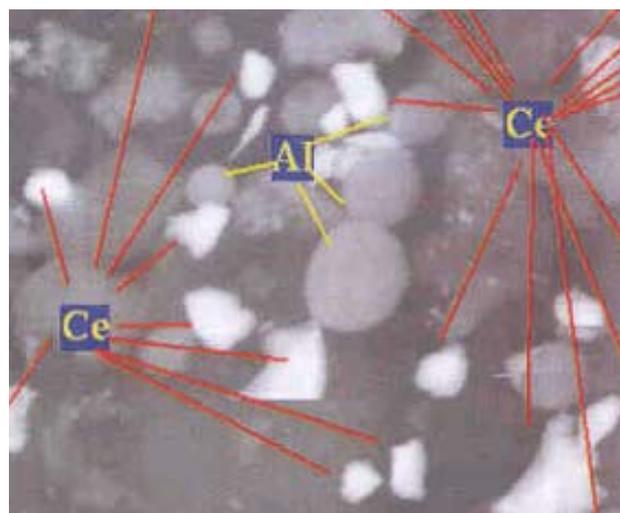


Abb. 4.2: Beispiele von Partikelformen, die bei der Umsetzung einer schmutzigen Bombe entstehen können: kugelförmige Partikel (Al) und irregulär geformte Teilchen (Ce).

Tab. 4.2: Testsubstanzen und deren Aggregatzustand bei den Untersuchungen von Harper zur Fragmentierung unter Sprengstoffeinwirkung (Harper, 2007).

Material	Physical form	Number of devices
Ag	Metal	17
Bi	Metal	3
Ta	Metal	1
Al	Metal	5
Stainless steel	Metal	2
Cu	Metal	2
Co	Metal	1
Mo	Metal	1
Pb	Metal	1
U	Metal	1
Ir	Metal	3
SrTiO ₃	Ceramic (3 densities)	8
CeO ₂	Ceramic (2 densities)	7
Tb/Pd	Cermet ^a	1
Co	Liquid	2
CsCl	Liquid ^b	6
BaSO ₄	Slurry	1
MnO ₂	Ceramic powder	4
UO ₂	Ceramic powder	1
CeO ₂	Ceramic powder	7
CeO ₂	Pressed powder	3
CsCl	Powdered salt	7
BaSO ₄	Powdered salt	2

4.2.2 Belegung der Oberflächenproben

Die Belegung der Testoberflächen erfolgte durch Aerosolisierung von Pulvern bzw. Zerstäubung von Flüssigkeiten in einem Kontrollvolumen und Absedimentation der Teilchen auf die sich im Bodenbereich befindenden Proben der Testoberflächen. Als Kontrollvolumina dienten zum einen eine 2m³ große Holzbox, zum anderen das in Abb. 4.3 dargestellte Sedimentationsrohr.

Für die Kontamination der Testoberflächen mit Surrogatmaterialien wurde ein Probenträger gebaut, der insgesamt 6 kreisförmige Probenhalter aufnehmen kann (Abb. 4.4). Die Testoberflächen sind runde Scheiben mit einem Durchmesser von 9 cm. Der zentrale Probenhalter ist eine Aluminiumscheibe, auf die jeweils 2 Mikroskopgläser gelegt werden. Über die

Analyse dieser Gläser wurde die Oberflächenkontamination quantifiziert. (s.u.).

Die Zerstäubung der Pulver erfolgte mittels einer Venturidüse. Dazu wurde eine definierte Menge des Pulvers auf einer Oberfläche ausgebreitet, über den Unterdruckstutzen der Venturidüse von der Oberfläche abgesaugt und im Druckteil zerstäubt. Die Flüssigkeiten wurden mit einer Zweistoffverneblungsdüse dispergiert. Die Flüssigkeitszuführung erfolgte mit einer Infusionspritze.

Die so dispergierten und auf einer glatten Oberfläche sedimentierten Stoffsysteme sind in Abb. 4.5 bis Abb. 4.8 dargestellt. Im Niederschlag sind ausreichend Partikel kleiner als 10 μm vorhanden. Die Belegung mit CsCl spiegelt eine nasse Deposition wider. In diesem Fall wurden CsCl-Tropfen abgeschieden. Die Kristallmuster bilden sich beim Trocknen der Flüssigkeitstropfen auf der Oberfläche.



Abb. 4.3: Sedimentationsrohr und Druckluftdüse zur Verneblung von festen Pulvern.

Die Gleichförmigkeit der Belegung der einzelnen Testoberflächen zeigt Abb. 4.9. Hier ist die gravimetrisch ermittelte Massenbelegung von fünf bzw. sechs Testoberflächen ermittelt. Dargestellt sind Mittelwert und Standardabweichung. Weder die Art der Oberfläche noch deren Position im Probenträger haben Einfluss auf die Belegung. Daher kann von der Belegung des zentralen Trägers bzw. der dort positionierten Objektträger auf die Belegung der peripher angeordneten Testoberflächen geschlossen werden.



Abb. 4.4: Probenträger für 6 Aufnahmen der Testoberflächen. Rechts unten: Aluminiumscheibe für das zentrale Segment des Probenträgers.

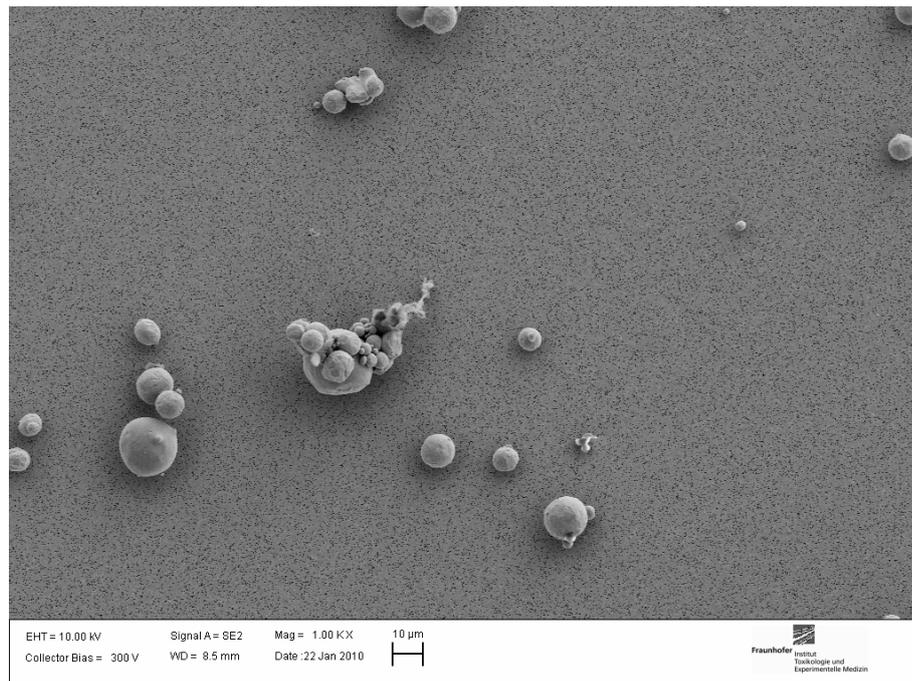


Abb. 4.5: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahme der deponierten Silberpartikel

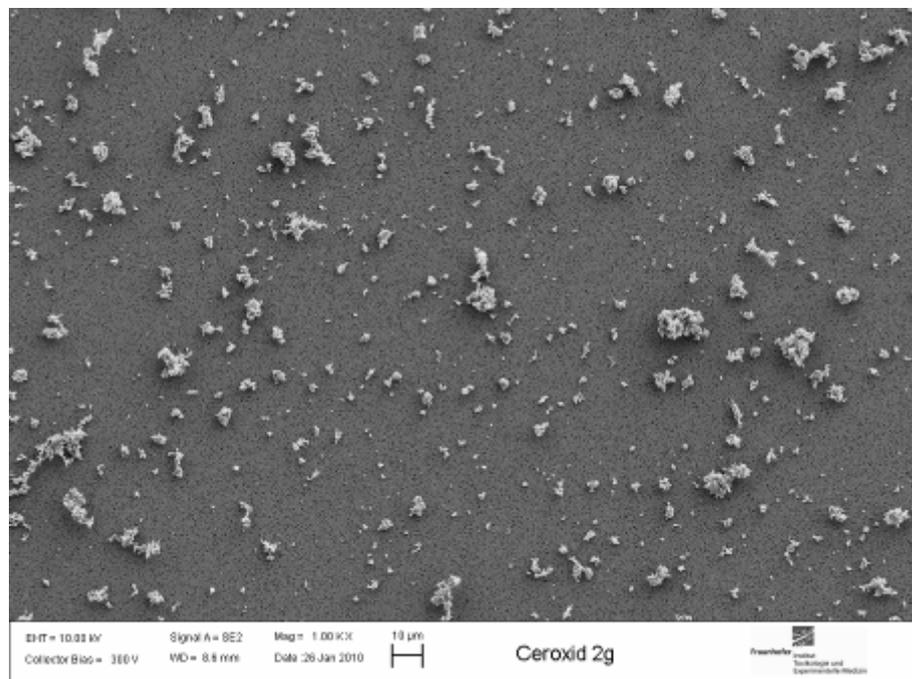


Abb. 4.6: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahme der deponierten Ceroxidpartikel

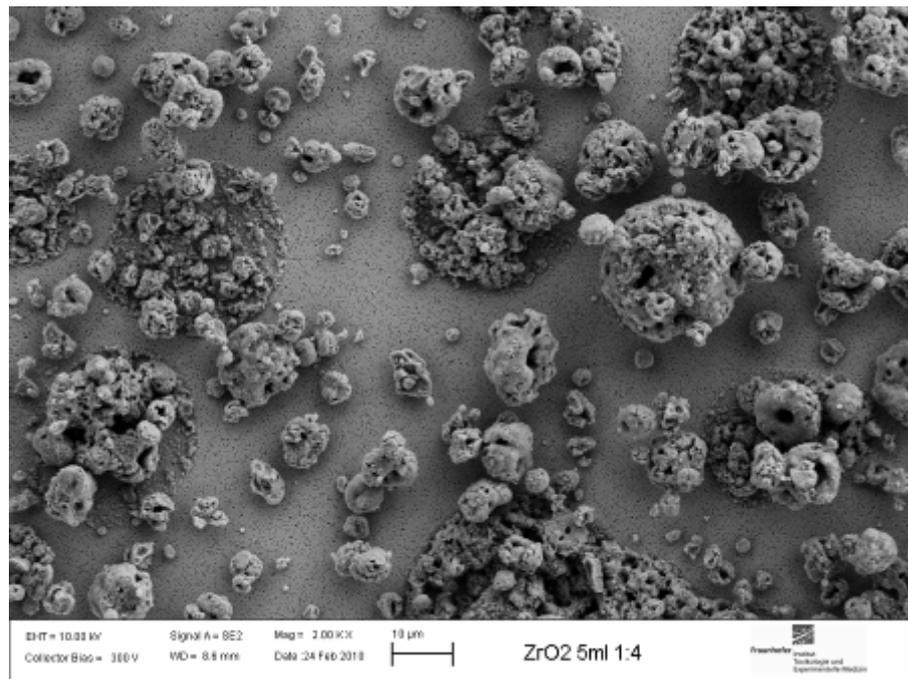


Abb. 4.7: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahme der deponierten Zirkonoxidpartikel

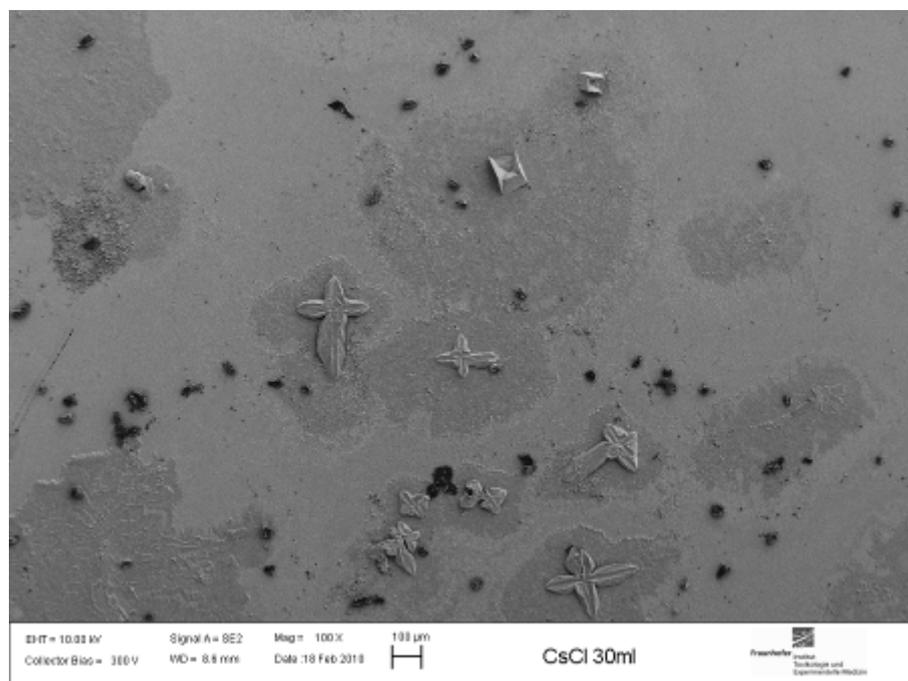


Abb. 4.8: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahme der eingetrockneten nass deponierten CsCl-Lösung.

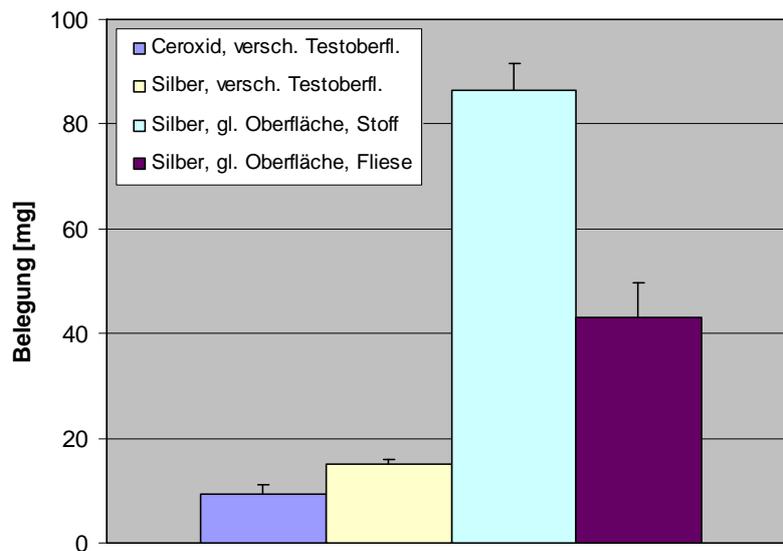


Abb. 4.9: Aus der geringen Standardabweichung ist die Gleichförmigkeit der Massenbelegung der 5 parallel beaufschlagten Testoberflächen in der Sedimentationsvorrichtung zu erkennen.

4.2.3 Quantifizierung der Belegungsdichte

Die Oberflächenbelegung $\beta_N(d_p^i)$ wird anhand der Objektträger bestimmt. Die Größe der deponierten Partikel wird mit dem gleichen Verfahren gemessen, wie auch bei der Messung des resuspendierten Anzahlstroms. Damit ist eine Vergleichbarkeit der Größenbestimmung sichergestellt.

Über eine Absaugdüse wird eine definierte Teilfläche der Objektträger mit einem Venturiejektor abgesaugt und die Partikel im Laserpartikelzähler vermessen (Abb. 4.10). Die Venturidüse ist so eingestellt, dass die Summe aus Saugstrom und Druckluftstrom etwas größer als der Ansaugstrom des Partikelzählgeräts von 28.3 l/min ist. Damit werden alle abgesaugten Partikel erfasst. Unter Berücksichtigung der Größe der gereinigten Fläche wird daraus die Belegungsdichte ermittelt. Diese ist nach obigen Ausführungen repräsentativ für alle beim Belegungsprozess verwendeten Testproben. Da das Messgerät während des Absaugprozesses in kurzer Zeit mit einer hohen Anzahlkonzentration beaufschlagt wird kann es ggfs. zu Koinzidenz-

fehlern kommen. Dies wurde überprüft, in dem die Belegung während der Verfahrensentwicklung mit zwei unterschiedlichen Messgeräten bestimmt wurde, was zu gleichen Ergebnissen führte.

Die Abb. 4.11 zeigt eine mit Aluminiumoxidstaub belegte Probe vor und nach dem Absaugprozess. Die Abreinigung erfolgt nahezu quantitativ. In Abb. 4.12 sind beispielhaft die so gemessenen Belegungsdichten unterschiedlicher Teststäube dargestellt. Bei allen Belegungen handelt es sich noch um Submonolagen.

Die Massenbelegungsdichte im Falle der nassen Deposition wird gravimetrisch bestimmt.



Abb. 4.10: Absaugung der Partikel von der Glasoberfläche (drei Streifen) und Zuführung zum Partikelzählgerät: Die Absaugung erfolgt mit einer Venturidüse. Über den blauen Schlauch wird Druckluft zugeführt, die nach dem Venturiprinzip in der Absaugspitze einen Unterdruck erzeugt, der die Partikel von der Glasoberfläche ablöst.

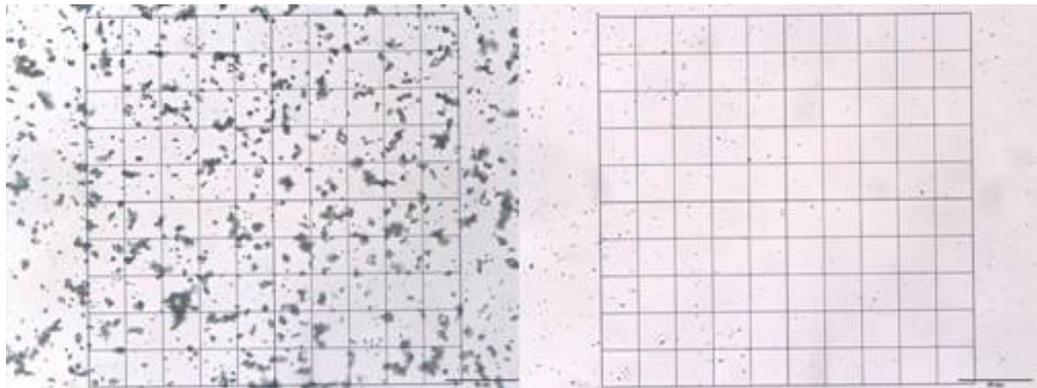


Abb. 4.11 Glasoberfläche, belegt mit Partikeln der Größe 3-10 μm und mit der Saugdüse gereinigt. Gitterweite 25 μm . Optische Mikroskopie.

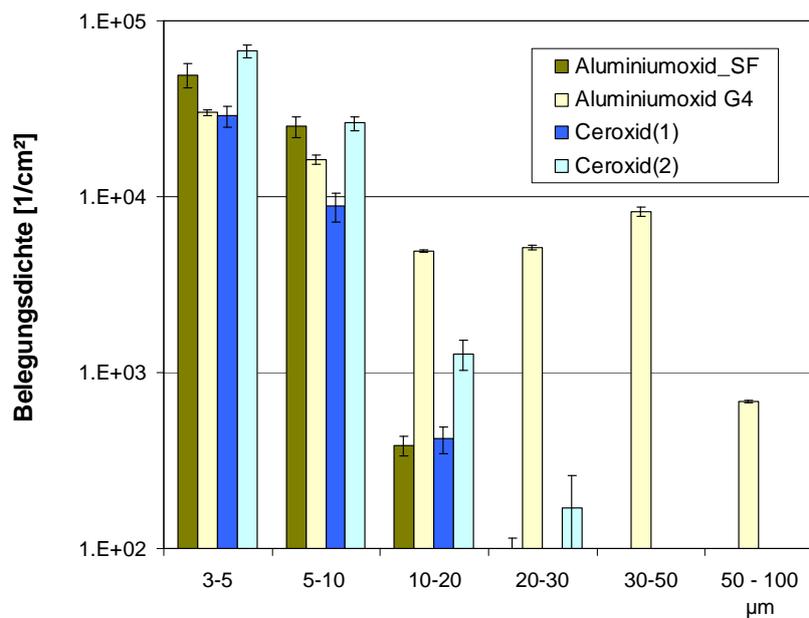


Abb. 4.12: Partikelgrößenaufgelöste Belegungsdichte unterschiedlicher Teststäube. Die Anzahlverteilung wird vom Partikelgrößenbereich unterhalb von 10 μm dominiert.

4.3 Kanalapparatur zur Messung der Resuspension

Im Rahmen des Vorhabens wurde eine Kanalapparatur entwickelt die folgende Randbedingungen erfüllen sollte:

- Aufnahme von festen und flexiblen Oberflächenproben ausreichender Größe und unterschiedlicher Rauigkeit.
- Überströmung der Oberflächen mit Strömungsgeschwindigkeiten von bis zu 10 m/s.
- Realisierung eines definierten, reproduzierbaren mechanischen Energieeintrags.
- Definierte Erfassung der resuspendierten Partikel mit zeit- und größen aufgelöstem Messverfahren.
- Sammlung der resuspendierten Partikel auf einem Filter unterschieden nach lungengängig und nicht-lungengängig.
- Nachweisgrenze für die Resuspensionsrate im Bereich von 10^{-5} [1/h]

In Anlehnung an die früheren im ITEM durchgeführten Untersuchungen (Nolte et al., 2004) wurde ein senkrecht angeordneter, von oben nach unten durchströmter Resuspensionskanal erstellt (Abb. 4.13, Abb. 4.14). Der Kanal hat einen rechteckigen Querschnitt (9x90 mm) und eine Gesamtlänge von 1000 mm. Die kreisrunden Testoberflächen haben einen Durchmesser von 90 mm und werden in Halterungen, wie beispielhaft in Abb. 4.15 dargestellt, in die Kanalapparatur eingebracht.

Für die Verwendung der Stoffoberfläche wurde zusätzlich eine Montage- und Spannvorrichtung konstruiert, die dem Gewebe beim Einbau in die Halterung eine reproduzierbare Spannung gibt (Abb. 4.16).

Der Kanal wird im Saugbetrieb gefahren. Raumluft wird über einen Absolutfilter angesaugt und durch den Kanal geleitet. Der Volumenstrom wird

über eine kritische Düse verbunden mit der hauseigenen Vakuumanlage eingestellt. Je nach Düsendurchmesser werden mittlere Kanalgeschwindigkeiten von 2, 4, 6 und 10 m/s erreicht.

Das Partikelgrößenmessgerät zieht über eine Sonde eine Luftprobe mit einer Absauggeschwindigkeit von 6 m/s ab. Das entspricht einem Volumenstrom von 28.3 l/min.

Der transiente, mechanische Energieeintrag erfolgt mit einem Fallhammer. Über Fallhöhe und Hammergewicht lassen sich Auftreffgeschwindigkeit und Auftreffenergie unabhängig voneinander einstellen. Zur Vermeidung extrem hoher Beschleunigungen beim Beaufschlagen der harten Oberflächen wurde der Stempel des Fallhammers, der auf die Oberfläche trifft mit einem Gummipuffer versehen. Die Amplitude der Beaufschlagung kann über einen festen Anschlag des Stößels genau eingestellt werden. Insgesamt ist damit eine sehr reproduzierbare Beaufschlagung zu erzielen.

Technische Zeichnungen des Gesamtaufbaus und einiger Detailkomponenten finden sich im Anhang.

Der für die Resuspension maßgebliche Grenzschichtparameter ist die sog. Schubspannungsgeschwindigkeit. Für eine Kanalströmung besteht folgender Zusammenhang zur mittleren Kanalgeschwindigkeit, U und der Reynoldszahl (White, 1986):

$$\begin{aligned} u^* &= U \sqrt{\frac{f}{2}} \\ f &= 0.32 \text{Re}^{-1/4} && [4.2] \\ f &= \frac{64}{\text{Re}} \end{aligned}$$

Der Reibungsfaktor f ist für turbulente (oben) und laminare Strömung (unten) angegeben. Die Strömungskennzahlen des Kanals finden sich in Tab. 4.3.

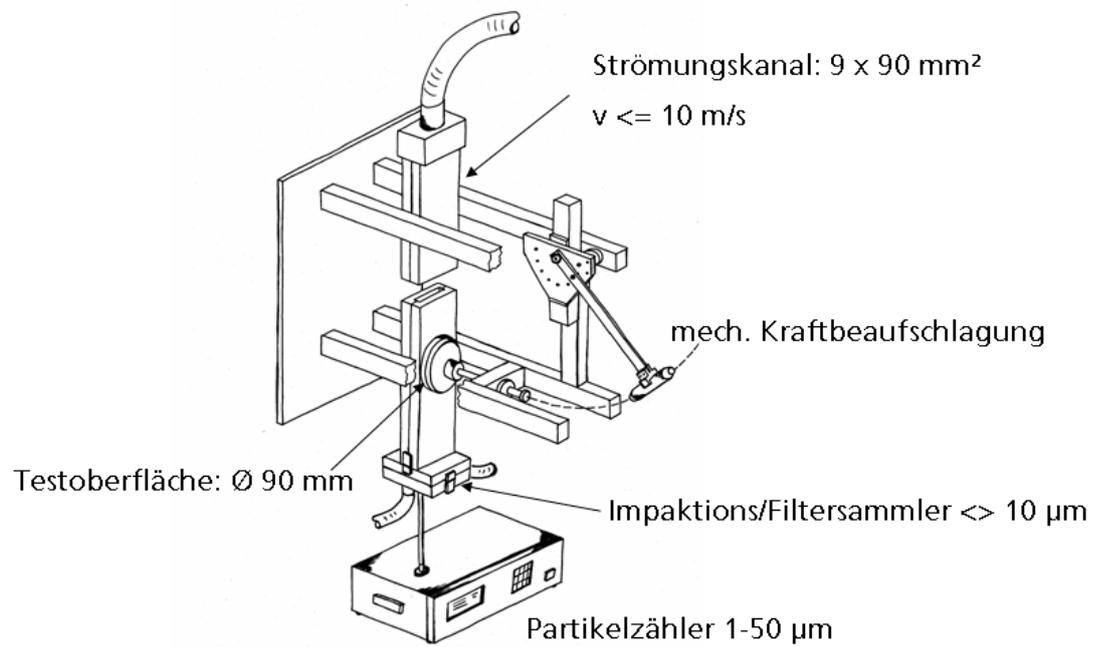


Abb. 4.13: Schematische Darstellung des Resuspensionsapparatur für die Durchführung von Untersuchungen an Modelloberflächen.

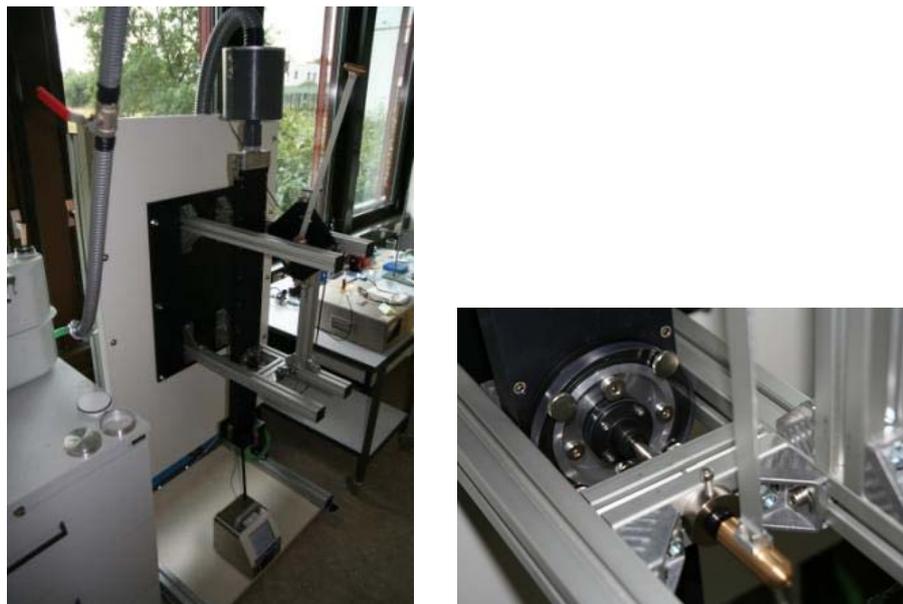


Abb. 4.14: Photographie des Strömungskanals und der Probenhalterung mit Fallhammer und Stößel

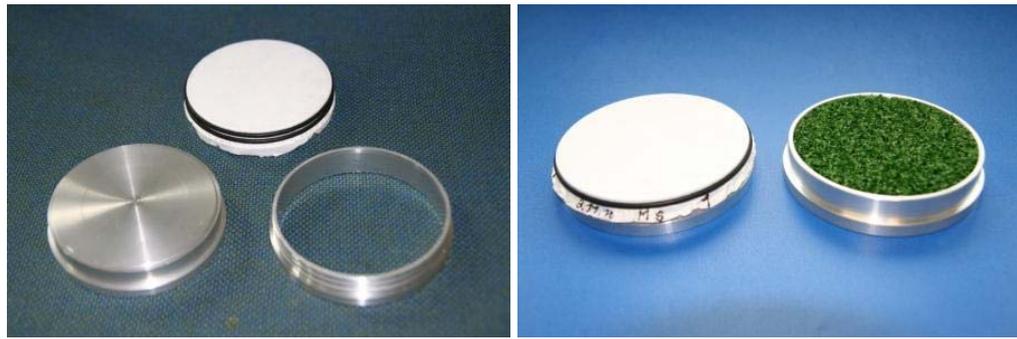


Abb. 4.15: Halterungen zur Aufnahme der Oberflächenproben. Aluminiumoberfläche, Ring zur Aufnahme von Stoffproben und Proben aus Kunstrasen (rechtes Photo).



Abb. 4.16: Spanvorrichtung für die Stoffprobe. Durch die Wahl des Gewichts im Zentrum kann die Spannung im Stoff eingestellt werden.

Tab. 4.3: Strömungskennzahlen des Resuspensionskanals

U	Re	f	u^*
m/s	-	-	m/s
2	1000	0.064	0.36
4	2000	0.032	0.51
6	3000	0.043	0.88
10	5000	0.038	1.38

Für Strömungen in der atmosphärischen Grenzschicht gilt:

$$u^* = \frac{\kappa U}{\ln\left(\frac{z}{z_0}\right)} \quad [4.3]$$

wobei U die Windgeschwindigkeit in Höhe z , $\kappa = 1.4$ (von Karman-Konstante) und z_0 die Rauigkeitslänge der überströmten Fläche sind. Für eine in 10 m Höhe gemessene Windgeschwindigkeit von 8 m/s (Stärke 4 bft) und einer Rauigkeitslänge von 1 mm erhält man aus 4.3 für die Schubspannungsgeschwindigkeit den Wert 1.2 m/s.

Als Partikelgrößensensor wurde im Verlauf der Studie das Gerät LASAIR 550 der Fa. PMT, Karlsruhe verwendet. Dieses Gerät sammelt mit einem Volumenstrom von 28.3 l/min und detektiert alle darin enthaltenen Partikel und zwar in folgenden Partikelgrößenintervallen: 3-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-50 und 50-100 μm . Der hohe Volumenstrom ist erforderlich, um bei einer submonolagigen Partikelbelegung der nutzbaren Testoberfläche die angestrebte Nachweisgrenze von 10^{-5} [1/h] bei einer Integrationszeit von 1 h zu erreichen.

Die Absaugung durch das Gerät erfolgt über eine Sonde (Durchmesser 0.9 cm) mit einer Absauggeschwindigkeit von $U_s = 6$ m/s. Bei einer Kanalgeschwindigkeit von 6 m/s ist die Absaugung isokinetisch. Der resuspendierte Anzahlstrom, $\dot{N}_R(d_p^i)$ der vom Gerät erfassten, in Abb. 4.17 schraffiert dargestellten Fläche, entspricht dem vom Gerät erfassten Anzahlstrom $\dot{N}_S(d_p^i)$. Im Fall anisokinetischer Verhältnisse muss eine Korrektur vorgenommen werden:

$$\dot{N}_R(d_p^i) = \dot{N}_S(d_p^i) \frac{U}{U_s} \frac{1}{\chi} \quad [4.4]$$

Der erste Faktor ergibt sich aus volumetrischen Betrachtungen. Der zweite Faktor $1/\chi$ berücksichtigt Trägheitseffekte der Partikel bei der nicht-isokinetischen Absaugung. Diese Korrektur hängt ab von der Partikel-Stokes-Zahl $Stk = \tau_p U / D_s$ und dem Verhältnis aus Anström- und Absauggeschwindigkeit ($D_s=6\text{mm}$, Durchmesser der Ansaugdüse). Für die Partikelrelaxationszeit τ_p wurde ein Wert von $2 \cdot 10^{-4} \text{ s}$ gewählt, was einem aerodynamischen Durchmesser von $8 \mu\text{m}$ entspricht. Für diese Werte ergeben sich nach Hinds (1999) folgende Korrekturen (Tab. 4.4).

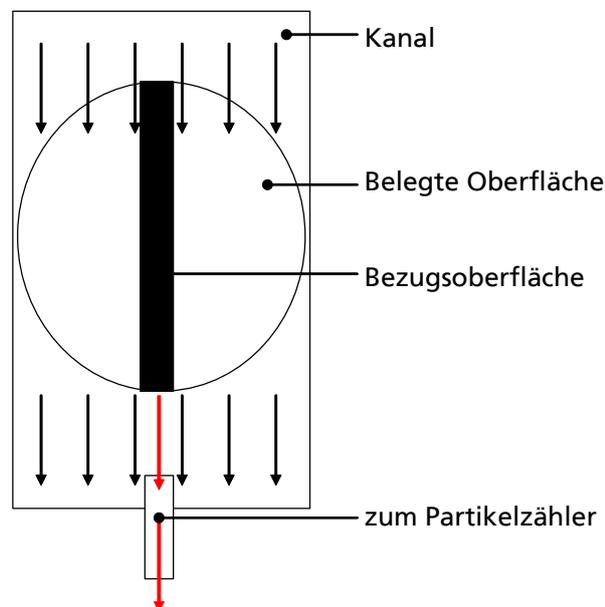


Abb. 4.17: Schema zur Messung der Resuspensionsrate über die Messung des vom Partikelzähler erfassten Anzahlstroms.

Tab. 4.4: Korrekturwerte für die anisokinetische Partikelprobenahme aus dem Kanal.

U	U/U_s	Stk	χ
m/s		-	-
2	0.3	$7.0 \cdot 10^{-2}$	0.9
4	0.7	$1.4 \cdot 10^{-1}$	0.9
6	1.0	$2.1 \cdot 10^{-1}$	1.0
10	1.7	$3.5 \cdot 10^{-1}$	1.3

4.4 Ergebnisse der Modellexperimente

4.4.1 Windresuspension

Neben der Etablierung der Versuchsanlagen und der Messverfahren nahm die Parameterstudie unter Verwendung des Strömungskanals den größten Teil der experimentellen Arbeiten ein. Es wurde stets das oben beschriebene auf Partikelzählung beruhende Verfahren angewendet, so dass in allen Messungen der zeitliche Verlauf der Resuspension mit einmütiger Zeitauflösung verfolgt werden konnte. Folgende Parameter wurden variiert:

- Testoberfläche
- Teststaub
- Art der Ablagerung
- Überströmgeschwindigkeit
- Alterung/Fixierung der Kontamination

Als Testoberflächen wurden metallische, keramische, filz- und grasartige Oberflächen sowie ein Gewebe verwendet (siehe Abb. 4.15 und Abb. 4.18). Die Testoberflächen wurden vor der Belegung entweder feucht oder mit Druckluft gereinigt. Für jede Versuchsserie wurden neue Oberflächen präpariert.

Zur Bestimmung der Partikelbelegungsdichte wurden jeweils 3 Streifen von zwei Objektträgern abgesaugt. Die realisierten Gesamtbelegungen lagen im Bereich von 10^6 1/cm². In den Modellversuchen wurden folgende Stäube per trockene Deposition aufgebracht:

- Aluminiumoxid (in einigen Vorversuchen)
- Ceriumoxid
- Silber

sowie CsCl Lösungen für die nasse Beaufschlagung der Testoberflächen verwendet.

Die Windgeschwindigkeit wurde zwischen 2 und 10 m/s variiert. Bei Variation der anderen Versuchsparameter wurde in der Regel mit einer Windgeschwindigkeit von 6 m/s gearbeitet, weil hier keine Probenahmekorrektur nötig war.

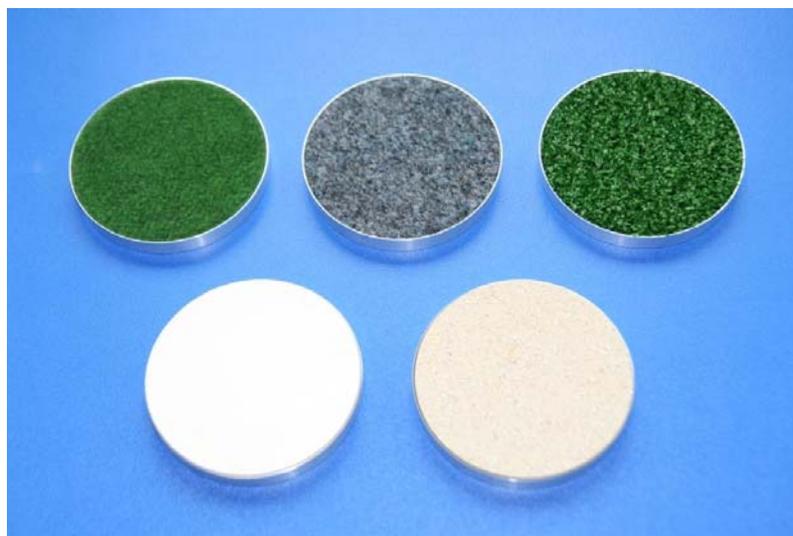


Abb. 4.18: Für die Modellversuche verwendeten Oberflächen. Oben: feiner Kunstrasen, grauer Kunstrasen, grober Kunstrasen; unten: glatte Fliese, grobe Fliese.

Gegenstand der Untersuchungen waren vor allem die Vorgänge der Staubresuspension für kurze Einwirkungszeiten der Strömung. Wie der Literatur zu entnehmen ist, findet der Großteil der möglichen Staubfreisetzung in den ersten Minuten statt. Wie Abb. 4.19 am Beispiel von Silberpartikel auf einer glatten Oberfläche zeigt, bestätigt sich dieser Befund auch in unseren Experimenten für alle untersuchten Geschwindigkeiten. Der zeitliche Verlauf folgt einer Potenzfunktion:

$$R_R(t) = A \cdot t^{-\nu} \quad [4.5]$$

Die Werte des Exponenten, ν , liegen oberhalb von eins für die Geschwindigkeiten 4, 6 und 10 m/s d.h. im Turbulenz- bzw. Übergangsbereich. Bei laminarer Überströmung (2 m/s) ist der Exponent kleiner. Die Werte unterscheiden sich geringfügig, je nachdem ob man den gemessenen Anzahlstrom innerhalb der ersten Minute nach Anschalten der Strömung mit berücksichtigt oder nicht (Tab. 4.5).

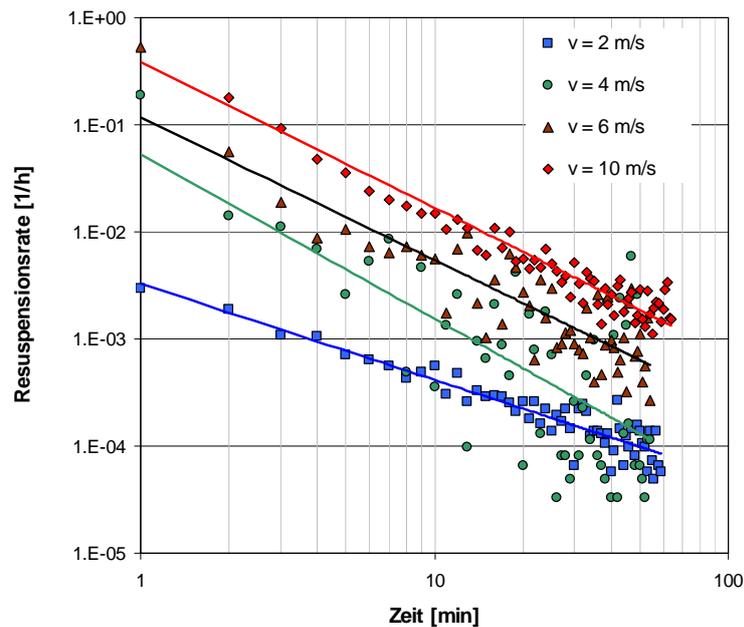


Abb. 4.19: Der Zeitverlauf der Resuspensionsrate für strömungsinduzierte Resuspension folgt einem Potenzgesetz. Silberpartikel abgelagert auf der glatten Fliese.

Tab. 4.5: Exponent der Zeitfunktion für die Kurzzeitresuspension als Funktion der Überströmgeschwindigkeit (Silberpartikel auf glatter Fliese)

U	Re	$-\nu$	$-\nu$
m/s	-	>0	$> 1\text{min}$
2	1000	0.90	0.90
4	2000	1.54	1.43
6	3000	1.33	1.19
10	5000	1.37	1.25

Staubart und Oberfläche beeinflussen den zeitlichen Verlauf der Resuspension nur geringfügig (Tab. 4.6). Lediglich beim Tyvek-Stoff ist ein vergleichsweise niedriger Wert des Exponenten gemessen worden.

Tab. 4.6: Exponent der Zeitfunktion für die Kurzzeitresuspension als Funktion der Oberfläche bei 6 m/s.

Oberfläche	$-v$
	> 1 min
Stoff (Tyveg)	0.89
Feiner Kunstrasen	1.22
Grober Kunstrasen	1.34
Grauer Kunstrasen	1.24
Grobe Fliese	1.25
Glatte Fliese	1.41

Die Abhängigkeit der Resuspensionsrate von der Windgeschwindigkeit ist stärker ausgeprägt. Die in Abb. 4.20 eingezeichnete Kurve ist eine Potenzfunktion mit einem Exponenten 2.5. Die Datenpunkte sind die Mittelwerte der Resuspensionsrate während des Zeitraums der ersten halben Stunde nach Aufprägung der Strömung. Eine Erhöhung der Windgeschwindigkeit um den Faktor 5 bewirkt eine Zunahme der Resuspensionsrate um zwei Größenordnungen. Im Vergleich dazu spielen die Konfiguration Staub/Oberfläche und die Partikelgröße nur eine vergleichsweise untergeordnete Rolle. In der Arbeit von Loosmore (2003) werden für Rechenmodelle Exponenten für die Geschwindigkeitsabhängigkeiten von 2.13 bzw. 1.43 angegeben (s.o.). Die Partikelgröße ist auch hier von untergeordneter Bedeutung.

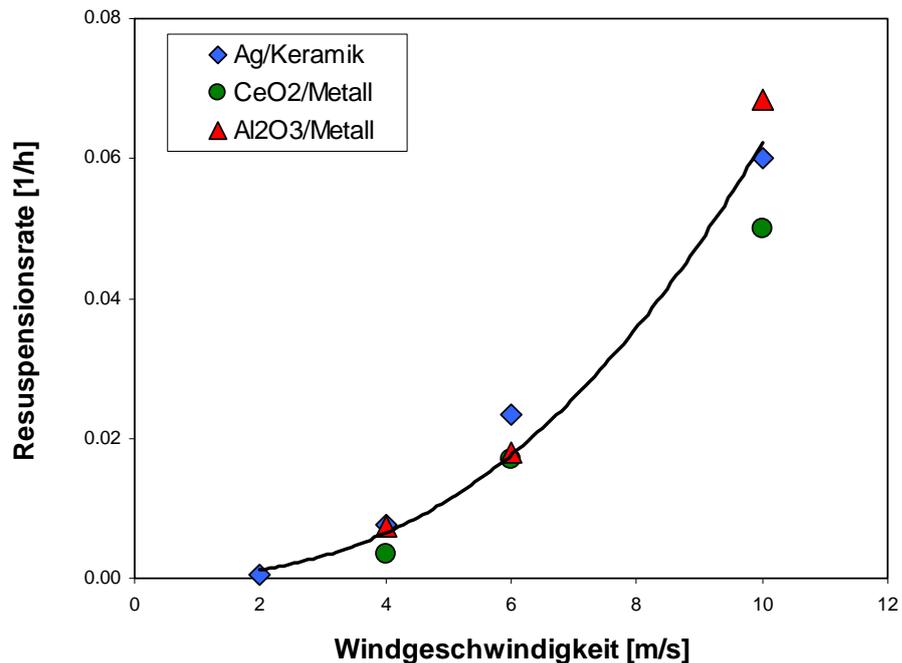


Abb. 4.20: Kurzzeitwindresuspension; Einfluss von Windgeschwindigkeit und Staubart. Die Werte umfassen den Zeitraum der ersten 30 Minuten nach Einschalten der Strömung. Werteangabe für die Kombination Ag/Keramik.

Die Windresuspensionsergebnisse sind zusammenfassend in Abb. 4.21 bis Abb. 4.5 sowie Tab. 4.7 dargestellt. Im Wesentlichen unterscheiden sich die Diagramme hinsichtlich der Belegung. Die Resuspensionsrate ist für unterschiedliche Oberflächen jeweils für den Zeitraum der ersten 30 Minuten nach Anschalten der Strömung und für einen späteren Zeitraum von 90-120 min angegeben. Die Fehlerbalken in Abb. 4.21 ergeben sich aus Versuchwiederholungen. Die im Verlauf der Studie gemachten Erfahrungen mit der Resuspensionsapparatur bestätigen die hierdurch vermittelte Messgenauigkeit.

Die Überströmgeschwindigkeit betrug in allen Fällen 6 m/s. Die Messungen zum späten Zeitraum (90-120 min) sind allerdings beeinflusst durch wiederkehrende Schlagbelastung der Oberfläche in Form von 7 transienten Energieeinträgen von 0.3 bzw. 1 J (s. u.). Durch diesen Energieeintrag werden spontan Partikel emittiert, die in der Auswertung nicht berücksichtigt wurden. Gleichzeitig findet aber auch eine

Aktivierung (Lockerung) der verbliebenen Teilchen statt, was die Ergebnisse der Windresuspension im Sinne einer Überbewertung beeinflusst. Näheres wird im nächsten Kapitel erläutert.

In einigen Versuchen wurden Oberflächenbehandlungen durchgeführt. Zum einen wurde der Tyvek-Stoff nach der Staubkontamination mit Wasser besprüht (Simulation von Regen) und dann nach Trocknung vermessen. Die glatte Fliese wurde in einem weiteren Versuch zwecks Fixierung der Kontamination mit einem Glycerin-Wasser-Gemisch besprüht. In einem dritten Experiment wurde die kontaminierte Probe über 10 Tage in einem Exsikkator bei 100 % Luftfeuchte gelagert.

Die Ergebnisse dieser Parameterstudie können wie folgt zusammengefasst werden:

- Der insgesamt über die ersten zwei Stunden resuspendierte Anteil der trocken abgelagerten Staubkontaminationen beträgt bei der Überströmgeschwindigkeit von 6 m/s maximal 2-3% der vorhandenen Kontamination, wobei der dominante Anteil in der ersten halben Stunde abgegeben wird. Dies gilt unabhängig von der Staubart. Für kleinere Windgeschwindigkeiten reduzieren sich die Werte gemäß der Abhängigkeit der Abb. 4.20.
- Für die glatten Oberflächen ist für den frühen Zeitraum die Resuspensionsrate um etwa einen Faktor 2-3 größer als für die rauen, strukturierten Oberflächen. Für die Resuspension im späteren Zeitfenster scheint sich das Verhältnis umzudrehen, insbesondere zu erkennen am Beispiel des Ceroxids.
- Die in Flüssigkeitstropfen gelöste, nass deponierte CsCl-Kontamination wird erwartungsgemäß in erheblich geringerem Maße freigesetzt als die trocken abgelagerten Stäube. Der Unter-

schied in den Resuspensionsraten beträgt mehr als zwei Größenordnungen.

- Eine Befeuchtung der Stoffoberfläche bzw. eine Beschichtung der glatten Oberfläche mit einem Glycerin-Wasser-Gemisch bewirkt eine Reduktion der Resuspensionsrate um z. T. mehr als einen Faktor 100.
- Ein Effekt durch Lagerung der belegten Probe unter Bedingungen hoher Luftfeuchte konnte nicht festgestellt werden.

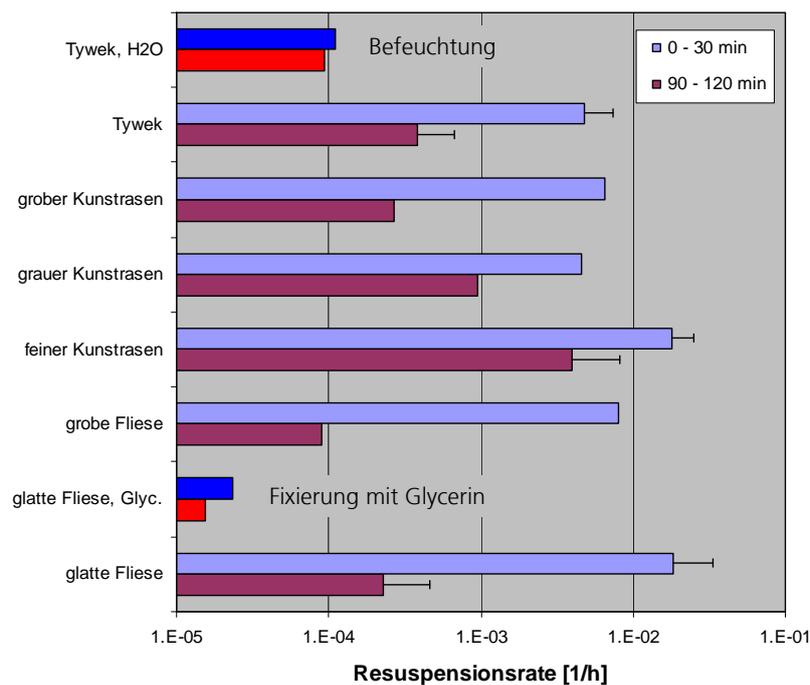


Abb. 4.21: Resuspension von lungengängigen trocken deponierten Ceroxidpartikeln für unterschiedlich strukturierte Oberflächen bei einer Überströmgeschwindigkeit von 6 m/s. (Fehlerbalken aus Wiederholungen)

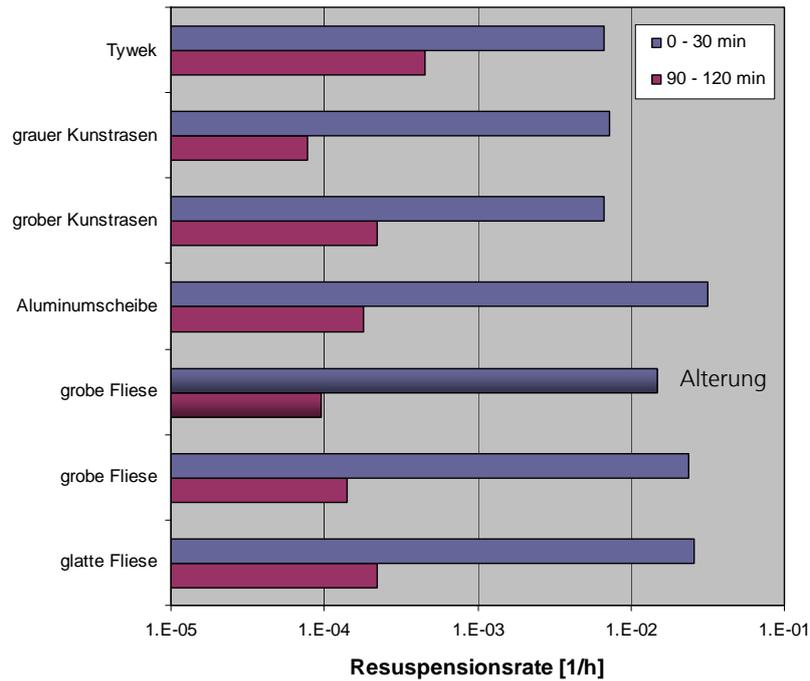


Abb. 4.22: Resuspension von lungengängigen, trocken deponierten Silberpartikeln für unterschiedlich strukturierte Oberflächen bei einer Überströmgeschwindigkeit von 6 m/s.

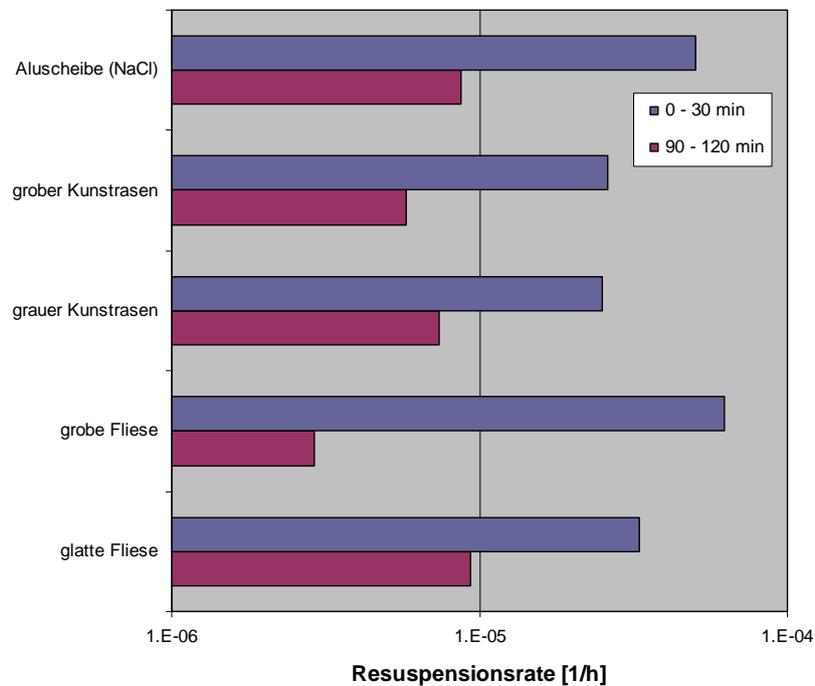


Abb. 4.23: Resuspension von lungengängigen CsCl-Partikeln ausgehend von nass abgelagerten CsCl-Tröpfchen für unterschiedlich strukturierte Oberflächen bei einer Überströmgeschwindigkeit von 6 m/s.

Tab. 4.7: Windresuspensionsraten in 1/h für die untersuchten Kombinationen der Kontaminationen und Oberflächen.

Kontamination	Oberfläche	0 - 30 min	90 - 120 min
CeO ₂	glatte Fliese	1.82E-02	2.27E-04
	glatte Fliese, Glyc.	2.34E-05	1.56E-05
	grobe Fliese	8.00E-03	9.00E-05
	feiner Kunstrasen	1.80E-02	3.97E-03
	grauer Kunstrasen	4.60E-03	9.40E-04
	grober Kunstrasen	6.50E-03	2.70E-04
	Tyvek	4.73E-03	3.80E-04
	Tyvek, H ₂ O	1.10E-04	9.40E-05
Ag	glatte Fliese	2.60E-02	2.20E-04
	grobe Fliese	2.40E-02	1.40E-04
	grobe Fliese	1.47E-02	9.60E-05
	Aluminiumscheibe	3.20E-02	1.80E-04
	grober Kunstrasen	6.70E-03	2.20E-04
	grauer Kunstrasen	7.30E-03	7.70E-05
	Tyvek	6.70E-03	4.50E-04
CsCl	glatte Fliese	3.29E-05	9.40E-06
	grobe Fliese	6.25E-05	2.90E-06
	grauer Kunstrasen	2.50E-05	7.40E-06
	grober Kunstrasen	2.60E-05	5.80E-06
NaCl	Aluscheibe	5.03E-05	8.74E-06

4.4.2 Partikelfreisetzung durch kurzzeitigen mechanischen Energieeintrag

Der kurzzeitige mechanische Energieeintrag wurde durch einen Fallhammer erzeugt. Durch Veränderungen von Gewicht und Fallhöhe wurden Fallenergien im Bereich zwischen 0.08 und 1 Joule und die Fallgeschwindigkeit zwischen 1.5 und 3.1 m/s realisiert. Der Energiebereich wurde in Anlehnung an die Ausführungen von Kildesoe (2009) und Pastuzka (2009) ausgewählt. Es soll damit das Gehen auf einem Teppichboden bzw. die Bewegungen von Häuserfassaden nachgebildet werden. In den Experimenten erfolgt die Energiebeaufschlagung immer zu Beginn des einminütigen Messintervalls des Partikelzählers. Die transienten Belastungen waren immer mit einer gleichzeitigen Überströmung der Probe, in der Regel bei einer Geschwindigkeit von 6 m/s, in einigen Fällen aber auch bei anderen Strömungsgeschwindigkeiten verbunden. Die Abb. 4.24 zeigt den Verlauf der Resuspensionsraten für wiederkehrende Energieeinträge in der Stärke von 0.3 J und gleichzeitig vorhandenen unterschiedlichen Windgeschwindigkeiten. In den ersten 60 Minuten liegt nur reine Windresuspension vor, mit den im vorigen Kapitel beschriebenen quantitativen Unterschieden. Die Hammerschläge führen jeweils zu einem kurzzeitigen Freisetzungstoß mit emittierten Anzahlen weit oberhalb der durch Windresuspension bedingten. Mit den Schlagbelastungen werden weitere Partikel aktiviert, die anschließend durch die hydrodynamischen Kräfte freigesetzt werden. Die Haftkräfte der aktivierten Partikel sind offensichtlich soweit verringert, dass selbst geringe strömungsbedingte Kräfte ausreichen, um sie von der Oberfläche abzulösen. Die in den Intervallen zwischen den Hammerschlägen windresuspendierten Partikelzahlen betragen allerdings nur wenige Prozent der durch die Schlageinwirkung freigesetzten. Diese nehmen in der Schlagfolge in den meisten Fällen um einen konstanten Faktor ab (s.u.).

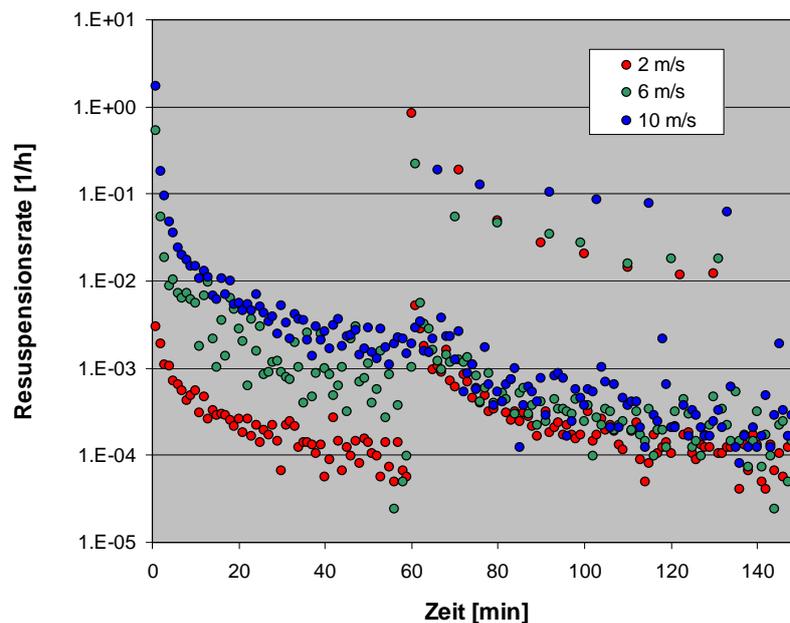


Abb. 4.24: Resuspension bei einem transienten Energieeintrag von 0.3 J überlagert mit einer Strömung unterschiedlicher Geschwindigkeit (Silberpartikel auf glatter Fliese).

Für die Bewertung der Resuspension wurde die akkumulierte Anzahl der Partikel, die innerhalb der ersten Minute nach dem Schlag freigesetzt werden, zur Belegung der Referenzfläche der Materialprobe ins Verhältnis gesetzt und die Partikelresuspension als resuspendierter Anteil angegeben. Analog zur Windresuspension wurden Messungen für eine Reihe von Kombinationen aus Belegungsart und Oberfläche durchgeführt. Der Energieeintrag war in der Regel 0.3 J, in einigen Fällen auch 1 J. Die Auftreffgeschwindigkeit des Hammers betrug 2 m/s.

Im Gegensatz zur Windresuspension zeigt die Schlagresuspension eine ausgeprägte Partikelgrößenabhängigkeit. Dies ist beispielhaft aus Abb. 4.25 zu entnehmen, wo der resuspendierte Anteil für 7 wiederholte Beaufschlagungen einzeln und in der Summe im Partikelgrößenbereich zwischen 3 und 30 μm aufgetragen ist. Die Freisetzung nimmt mit der Schlaganzahl ab und mit der Partikelgröße zu. Für lungengängige Partikel werden kumulativ wenige Prozent der deponierten Partikel freigesetzt, während die Freisetzung für die größeren Partikel nahezu quantitativ ist.

Hierzu muss einschränkend bemerkt werden, dass bei den Untersuchungen aufgrund der senkrechten Anordnung des Kanals die gravitationsbedingte Redeposition, die gerade bei den nicht lungengängigen Partikeln die Freisetzung beeinflussen sollte, unberücksichtigt bleibt.

Zur Unterscheidung des Einflusses der anderen Parameter wie Staubart, Oberfläche etc. wurden in den Abbildungen nur die Werte der Partikelgrößenfraktion 3-5 μm aufgetragen. Die kumulierte Freisetzung liegt im Bereich von maximal 2-3 % der trocken deponierten Kontamination für die „festen“ Oberflächen, etwas darunter für die Stoffprobe und um zwei Größenordnungen niedriger, wenn die Belegung über die Flüssigphase erfolgte (nasse Deposition). Die Fraktion 5-10 μm verhält sich qualitativ gleich.

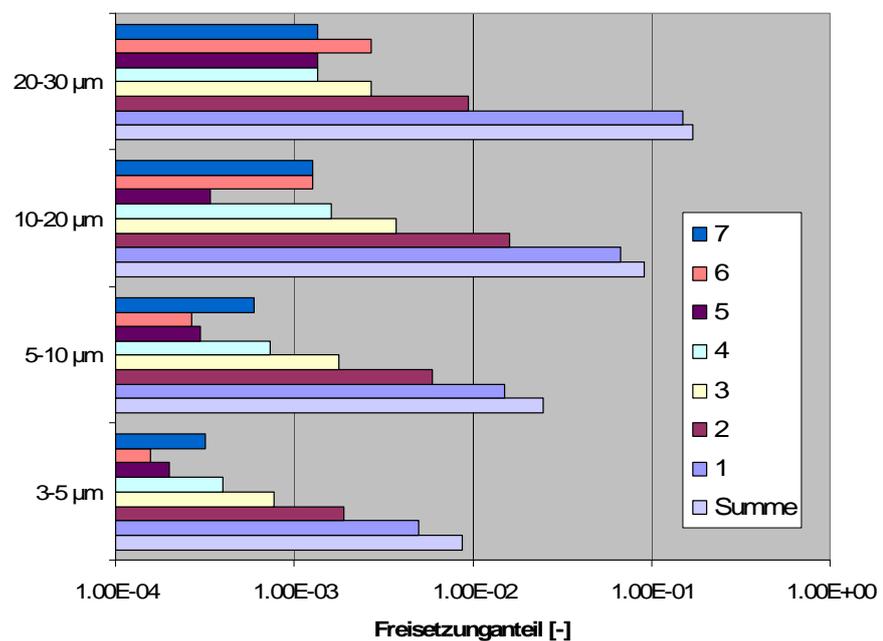


Abb. 4.25: Partikelgrößenabhängigkeit der resuspendierten Partikelfraktion bei wiederholtem transienten Energieeintrag (trocken deponierte CeO_2 -Partikel, glatte Fliese).

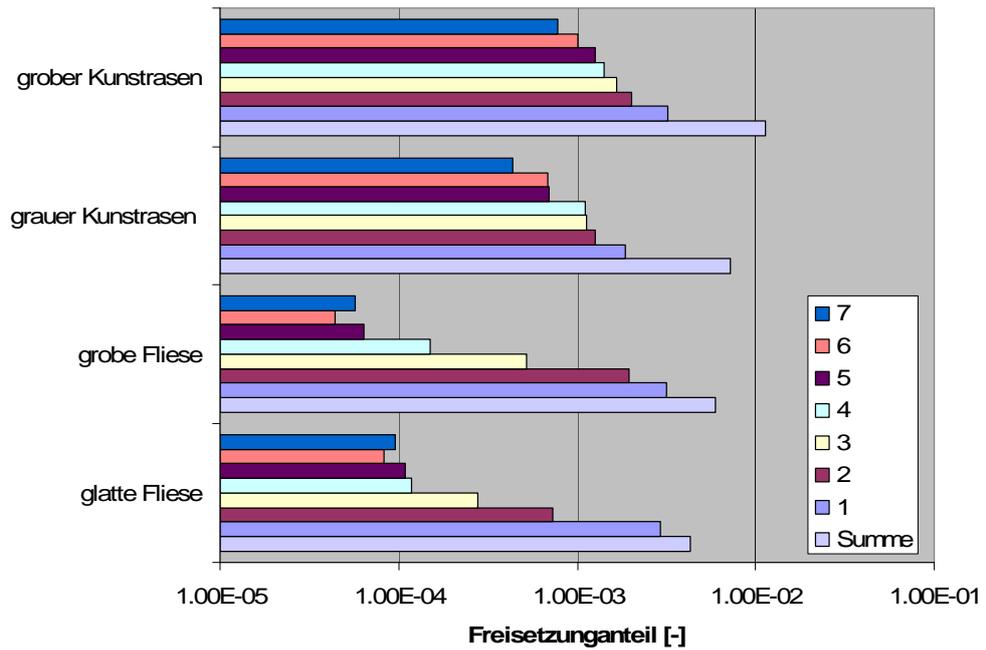


Abb. 4.26: Resuspendierter Anteil für Partikel im Größenbereich 3-5 µm bei wiederholtem transienten Energieeintrag (trocken deponierte Silberpartikel).

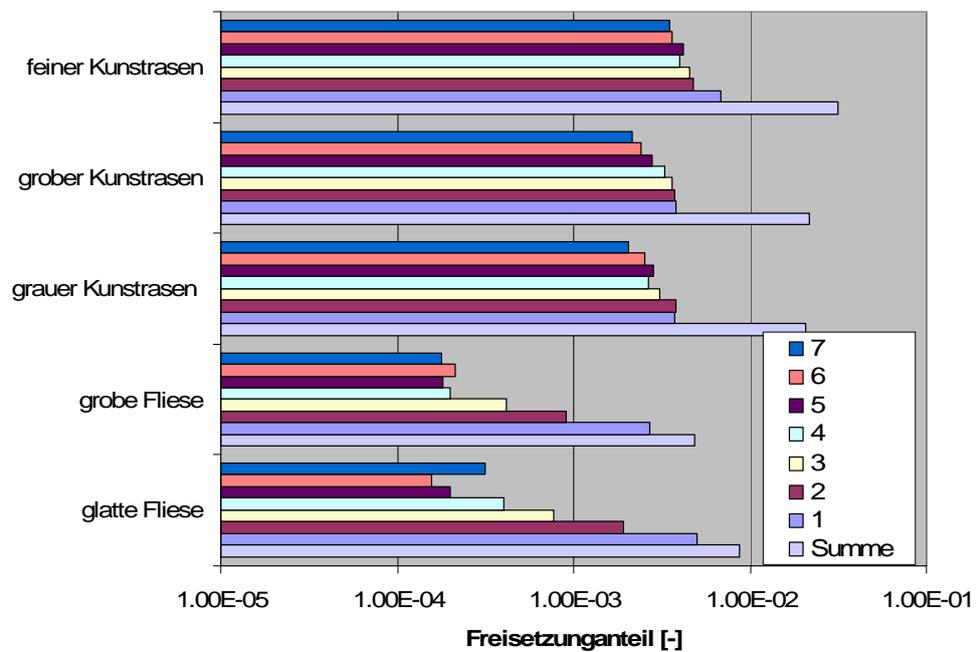


Abb. 4.27: Resuspendierter Anteil für Partikel im Größenbereich 3-5 µm bei wiederholtem transienten Energieeintrag (trocken deponierte CeO₂-Partikel).

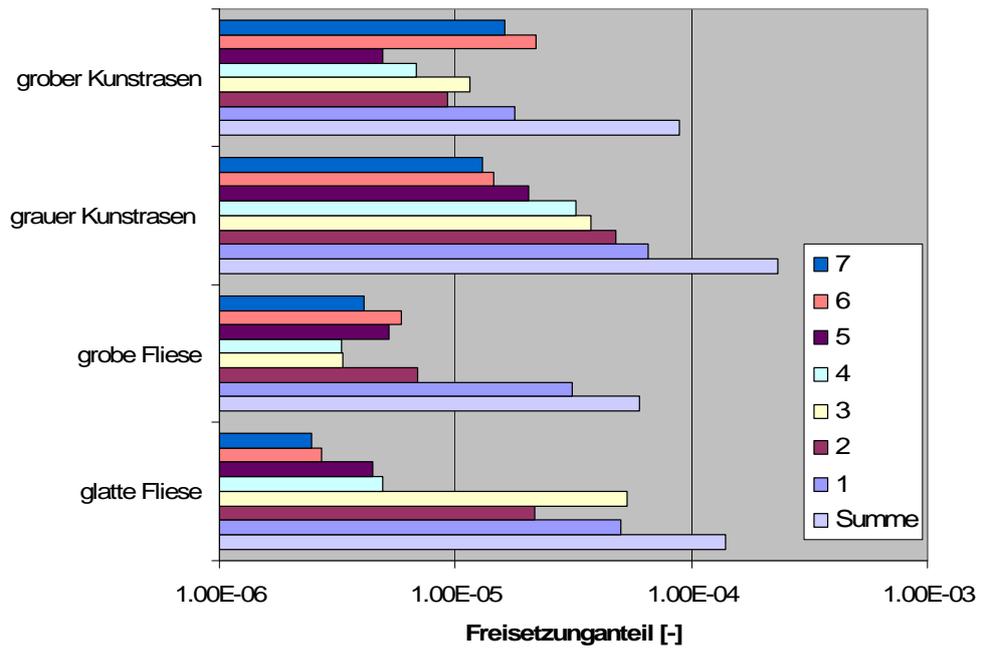


Abb. 4.28: Resuspendierter Anteil für Partikel im Größenbereich 3-5 µm bei wiederholtem transienten Energieeintrag (nass deponierte CsCl-Tropfen).

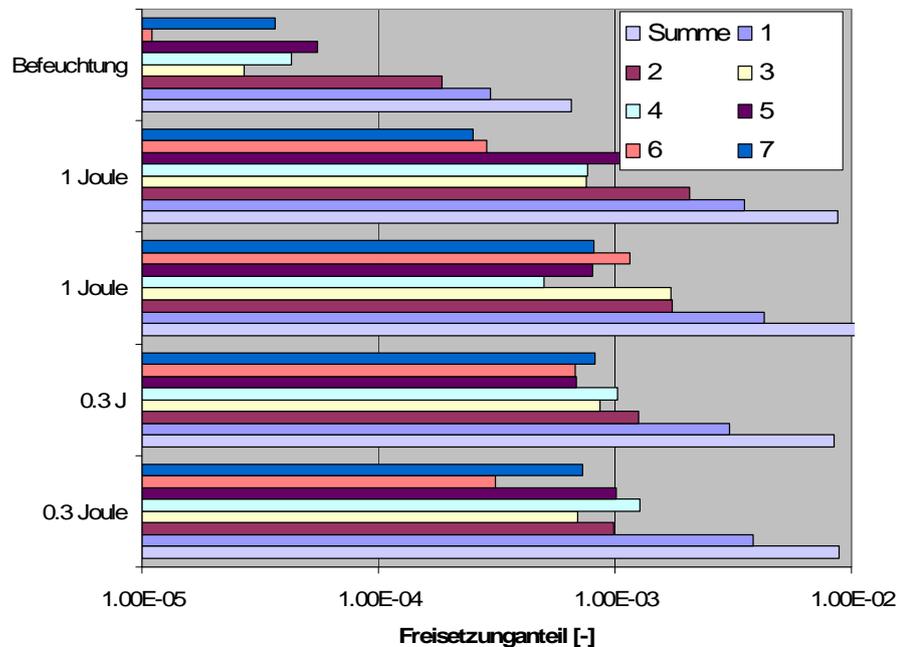


Abb. 4.29: Resuspendierter Anteil für Partikel im Größenbereich 3-5 µm bei wiederholtem transienten Energieeintrag (CeO₂-Partikel auf Tyvek-Oberfläche).

Der insgesamt freigesetzte lungengängige Anteil der trocken abgelagerten Kontamination liegt bei maximal einigen Prozent, der Freisetzunganteil für das nass abgelagerte Cäsiumchlorid ist kleiner als ein Promille. In Tab. 4.8 wird davon ausgegangen, dass mit den durchgeführten 7-8 Schlägen das Gros der resuspendierbaren Partikel freigesetzt wird. Die Befeuchtung des Stoffs (Tyvek) führt zu einer erheblichen Freisetzungreduktion um den Faktor 10 im Vergleich zum trocken deponierten Staub. Der kumulierte, resuspendierte Anteil beträgt in dem Fall $8.2 \cdot 10^{-4}$. Die beiden unterschiedlichen Fallenergien bei den Experimenten, die Abb. 4.29 dargestellt sind, wurden über das Fallgewicht eingestellt. Die Auftreffgeschwindigkeit betrug in beiden Fällen 3.1 m/s. Der Unterschied zwischen 0.3 und 1 J ist gering.

In weiteren Tests mit Tyvek und Silberstaub wurde die Fallenergie über die Fallhöhe des Hammers eingestellt. Diese wurde über einen Faktor 4 variiert. Die Überströmgeschwindigkeit betrug 2 m/s. Hier zeigt sich eine Zunahme des resuspendierten Anteils mit der Fallenergie. Für die beim jeweils ersten Schlag resuspendierte Fraktion ist der Zusammenhang linear (Tab. 4.9). Für die kumulierte Freisetzung ergibt sich ebenfalls ein linearer Zusammenhang aber mit einem hohen Achsenabschnitt. Die Anpassung eines Potenzgesetz würde aufgrund des Wertes des Exponenten eine Proportionalität zur Auftreffgeschwindigkeit nahelegen (Abb. 4.30).

Tab. 4.8: Kumulierter freigesetzter lungengängiger Anteil (3-10 μm) bei der Schlagresuspension (Fallenergie 0.3 J).

	glatte Fliese	grobe Fliese	grauer Kunstrasen	grober Kunstrasen	feiner Kunstrasen	Tyvek
Ag	5.21E-03	7.31E-03	9.91E-03	1.52E-03		7.10E-03
CeO ₂	1.33E-02	6.90E-03	3.49E-03	3.47E-02	4.90E-02	1.50E-02
CsCl	3.91E-04	1.41E-04	5.39E-04	2.20E-04		

Tab. 4.9: Freigesetzter Anteil lungengängiger Partikel (3-10 µm) kumuliert und bei der ersten Beaufschlagung bei Variation von Fallenergie und Auftreffgeschwindigkeit durch Einstellen unterschiedlicher Fallhöhen

E [J]		0.28	0.14	0.07
V [m/s]		3.10	2.19	1.55
CeO ₂ / Tyvek	kumuliert	7.12E-3	4.61E-3	3.7E-3
	1. Schlag	3.76E-3	1.85E-3	8.98E-4

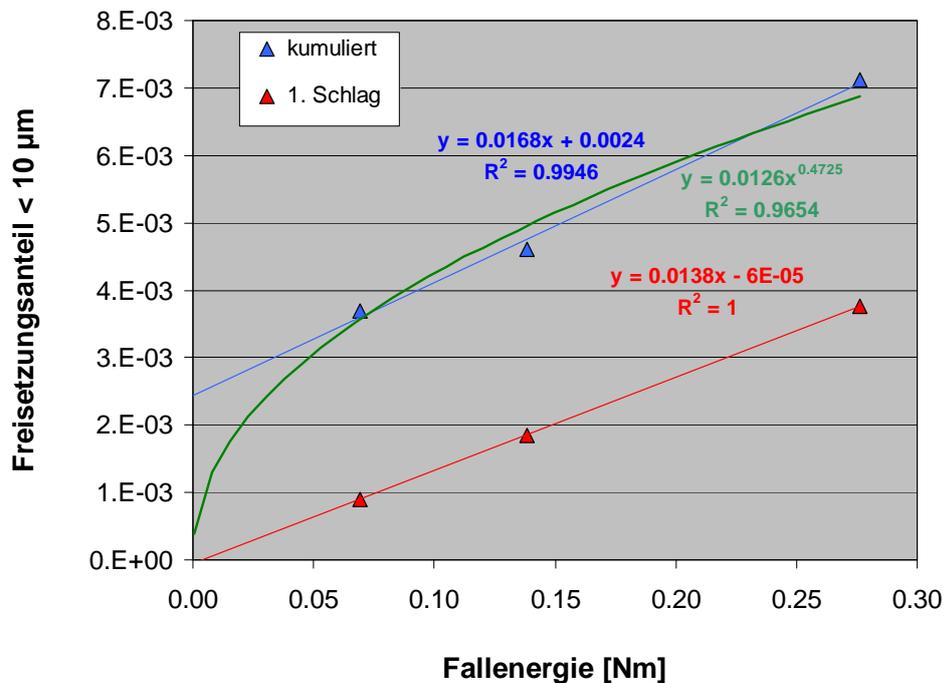


Abb. 4.30: Lungengängige Freisetzunganteile bei unterschiedlichen Fallenergien. Silberpartikel auf Tyvek-Oberfläche.

Ein weiterer für die Anwendungen wichtiger Aspekt ist die Abnahme der Partikelresuspension bei Wiederholung der transienten Energiebeaufschlagung. In allen untersuchten Fällen ist eine Abnahme im Verlauf der Beaufschlagung zu verzeichnen. In erster Näherung kann sie in der Form

$$R_F = R_{F,0} q^n \quad [4.6]$$

beschrieben werden (n = Zählindex der Beaufschlagung). Die Reduktion bei Verwendung von glatten Oberflächen (Fliesen) ist mit $q=0.45$ größer als bei strukturierten, weichen Oberflächen, für die $q=0.75$ gilt. Das bedeutet, dass für die glatten Oberflächen kumuliert das Doppelte und für die andere Gruppe das Vierfache der ersten Freisetzung resuspendiert wird, was sich im Prinzip auch in den Daten der Abb. 4.26, Abb. 4.27 widerspiegelt.

Zusammenfassend kann auch für die Schlagresuspension von einer kumulierten Freisetzung von einigen Prozent der Belegung ausgegangen werden. Die Effekte der Wind- und Schlagresuspension sind additiv. Die überwiegende Freisetzung findet in der Initialphase der Kraftbeaufschlagung statt. Nach mehrmaligem Klopfen ist die Resuspensionsrate auf Werte um 10^{-3} [1/h] und geringer abgeklungen.

4.5 Untersuchungen im Reinraum

4.5.1 Experimentelle Vorgehensweise

Im Projektvorschlag war ursprünglich eine zeitlich integrierende auf chemischer Analyse basierende Vorgehensweise für die Messung der Resuspension im Reinraum vorgesehen. Die in den Kanalexperimenten gemessenen Werte und das Zeitverhalten der Resuspensionsrate legen es nahe, das gleiche Messverfahren, nämlich die größen aufgelöste Partikelzählung mit einem optischen Partikelzähler zu verwenden. Dies erlaubt überdies einen unmittelbaren Vergleich zwischen Kanal- und Reinraumexperimenten.

Im ITEM steht ein mit partikelfreier Luft ventilierter Raum mit 6.5 m^2 Fläche und einem Raumvolumen, V , von 15.5 m^3 zur Verfügung. In diesem Raum befindet sich ein Proband, dessen Kleidung in definierter Weise kon-

taminiert wurde, ansonsten aber ein sehr geringes Emissionsniveau aufweist. Dieser Proband führt im Raum vorgeschriebene Bewegungen aus. Die zeitabhängige Partikelresuspension von der Kleidung führt zu einer zeitabhängigen Konzentration $C_r(t)$ lungengängiger Partikel in der Kammer, die sich aus folgender Bilanzgleichung ergibt:

$$\frac{dC_r}{dt} = -\Gamma C_r + \frac{\beta A_{ref}}{V} R_r(t) \quad [4.7]$$

Hierbei sind Γ , die Verweilzeitkonstante der lungengängigen Partikel bedingt durch Luftaustausch und Ablagerungsprozesse der Partikel in der Kammer, β die Belegungsdichte (z.B. Partikel pro cm^2) und A_{ref} die belegte Fläche. Die Messung des Konzentrationsverlaufs erlaubt umgekehrt die Berechnung der zeitabhängigen Resuspensionsrate. Zur Vermeidung großer numerischer Ungenauigkeiten bei der Differentiation in obiger Gleichung wird das gemessene Konzentrationsprofil durch eine stetige Funktion approximiert und diese dann für die Auswertung in Gl 4.7 verwendet. Stellt sich ein konstantes Konzentrationsniveau, C_∞ ein, so ist die Resuspensionsrate ebenfalls konstant und ergibt sich aus: $R_R = V\Gamma C_\infty / \beta A_{ref}$.

Die Abb. 4.31 zeigt das Partikelgrößenspektrometer im Reinraum und einen Probanden, der einen Reinraumanzug trägt. Dieser ist nötig, um die unspezifische Grundemission des Probanden für lungengängige Partikel zu minimieren.

Die Kontamination erfolgte auf zwei unterschiedliche Weisen. Zum einen wurden insgesamt 6 der auch in den Kanalexperimenten verwendeten Tyvekstoffproben definiert mit Staub belegt und gemäß Abb. 4.32 auf Brust, Rücken, Oberarm, Unterarm, Oberschenkel, Unterschenkel am Probandenanzug befestigt. In diesem Fall beträgt die belegte Fläche $6 \times 64 \text{ cm}^2$. Im anderen Fall wurde ein definierter Ausschnitt des Proban-

denanzugs im Beinbereich direkt exponiert, in dem das Sedimentationsrohr auf den ausgebreiteten Anzug gesetzt und insgesamt eine Fläche von 864 cm^2 mit Staub beaufschlagt wurde. Für alle Tests wurde die aktuelle Kontamination über die Analyse von parallel beaufschlagten Objektträgern bestimmt.

Die Verweilzeitkonstante, Γ , für die lungengängigen Partikel in der Kammer ist überwiegend vom Luftaustausch im Reinraum bestimmt, der im Verlauf der Untersuchungen nicht verändert wurde. Die Messung von Γ erfolgte durch Analyse der Konzentrationsabnahme eines eingebrachten Aerosols (z.B. Außenluft) unter Vermeidung weiterer Aerosolquellen im Raum. Es ergab sich ein mittlerer Wert von $\Gamma=0.14 \text{ 1/min}$ (siehe Abb. 4.33).



Abb. 4.31: Reinraumkammer mit Partikelzähler und Proband im Reinraumanzug. Das Photo wurde von außen durch ein Fenster im Reinraum aufgenommen.

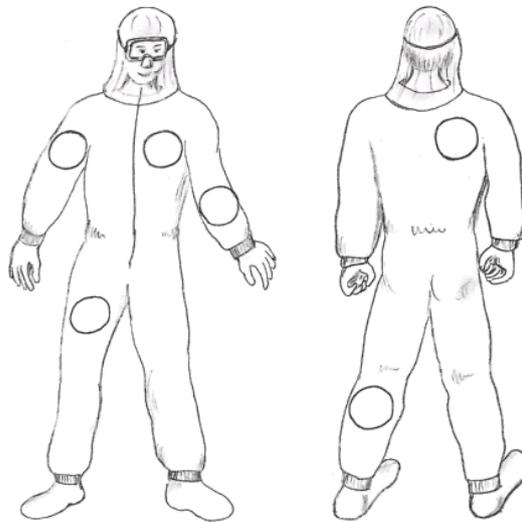


Abb. 4.32: Verteilung der Partikelkontamination auf dem Probandenanzug.

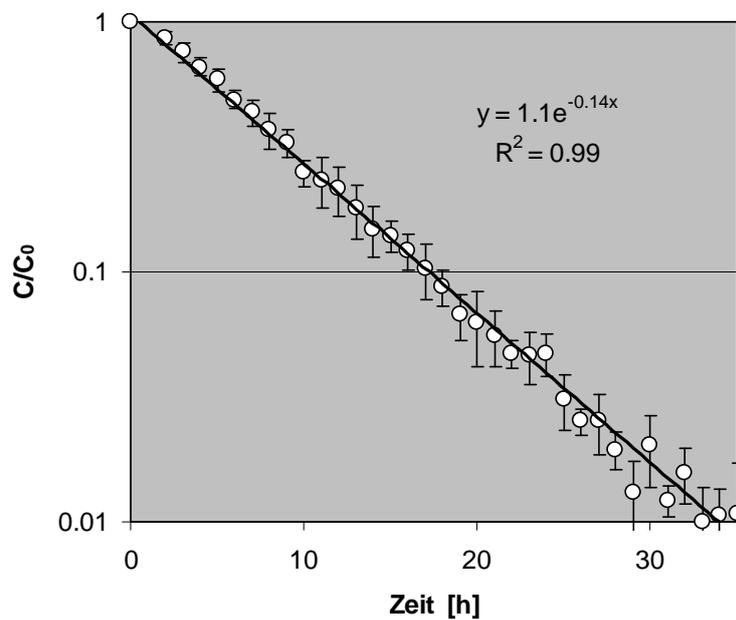


Abb. 4.33: Die Verweilzeitkonstante, Γ wird aus dem gemessenen, exponentiellen Konzentrationsabfall einer vorhandenen Partikelbelastung nach Abschalten der Partikelquelle berechnet. Sie ergibt sich im Mittel zu 0.14 [1/min].

4.5.2 Ergebnisse der Freisetzungsmessungen

In Voruntersuchungen wurde die Grundemission unterschiedlicher Anzüge für diverse Aktivitäten, wie z.B. Herumgehen, Hinsetzen, leichtes Klopfen auf den Ärmel etc. gemessen. Bei zu erwartenden Kurzzeitresuspensionsraten von ca. $1 \cdot 10^{-2}$ 1/h und einer Kontamination von 6 Tyvekproben mit einer üblichen Belegungsdichte von 10^7 lungengängigen Partikeln pro Probe sollte diese Hintergrundkonzentration nicht wesentlich über 1 [1/l] liegen. Um dies zu erreichen, musste sich der Proband wie in Abb. 4.31 dargestellt vollständig in einen Reinraumanzug (Typ KIMTECH, Fa. Kimberley) begeben. Man erhält dann einen ausreichenden Abstand zwischen dem Signal und dem Hintergrund (siehe Abb. 4.34). Die Abbildung zeigt eine Sequenz von drei Manövern: Umhergehen in der Kammer, Hinsetzen und Verweilen. Die Umhergehphase ist durch einen Anstieg der Konzentration in der Kammer bis nahezu zu einem Plateau gekennzeichnet. Nach dem Hinsetzen erfolgt der Konzentrationsabfall gemäß der Abklingfunktion der Abb. 4.33.

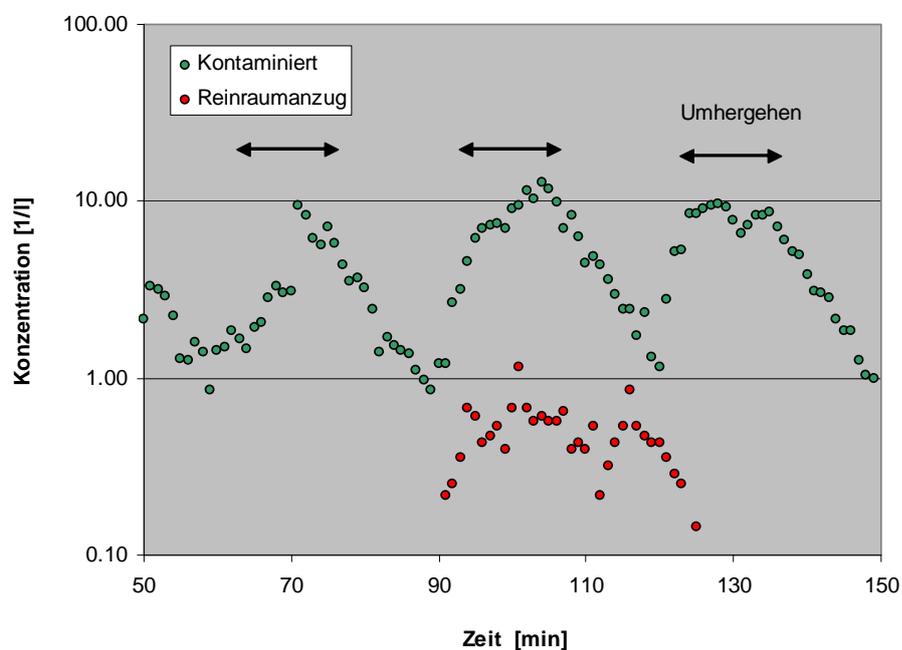


Abb. 4.34: Hintergrund- (rot) und Resuspensionskonzentration (grün) lungengängiger Partikel in der Reinluftkammer. Die Daten wurden nacheinander in zwei unterschiedlichen Versuchen gemessen, sind hier aber der Vergleichbarkeit halber in einem Diagramm dargestellt.

Unter Verwendung des Reinraumanzugs wurden folgende Aktivitäten in der Reinluftkammer durchgeführt:

- ca. 10-15 Minuten Umhergehen
- Klopfen auf den Oberkörper im Bereich der Kontamination
- Windanströmung durch Ventilator (ca. 2 m/s), Hinsetzen und Gehen auf der Stelle
- Kontinuierliche Beaufschlagung durch Schlagbelastung im Beinbereich des Anzugs.

Die ersten drei Beaufschlagungsmuster fanden mit einem Probanden statt, das letzte wurde bewerkstelligt, in dem zwei Anzüge im Raum aufgehängt und mit Karussellarmen kontinuierlich angestoßen wurden (Abb. 4.35).

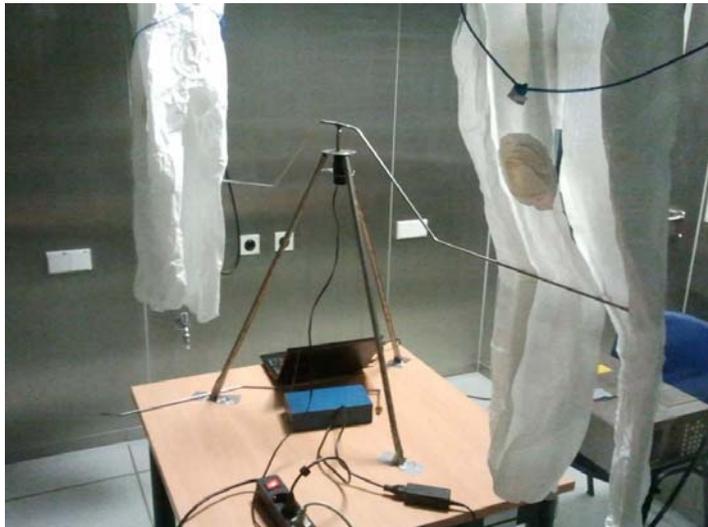


Abb. 4.35: Kontinuierliche Beaufschlagung von zwei Reinraumanzügen mittels Dreharm.

Für die Aktivität Umhergehen in der Reinluftkammer mit und ohne Kontamination wurden mehrere Versuche durchgeführt, deren Ergebnisse in Abb. 4.36 dargestellt sind. Die Kontamination mit lungengängigen Silberpartikeln betrug in beiden Versuchen jeweils insgesamt $\beta A_{ref} = 6 \cdot 10^7$

Partikeln ($A_{ref} = 6.64 \text{ cm}^2$) gleichmäßig auf die 6 kontaminierte Stoffproben (Abb. 4.32) verteilt.

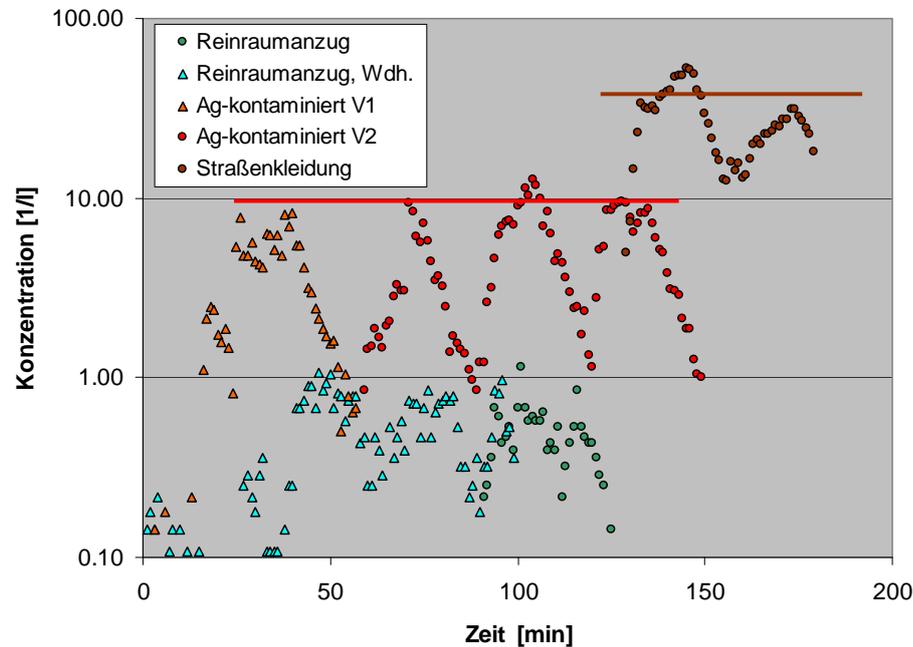


Abb. 4.36: Konzentration der lungengängigen Partikeln für jeweils 15-minütiges Umhergehen in der Reinluftkammer unter unterschiedlichen Randbedingungen.

Der Konzentrationsverlauf bei den Versuchen mit den kontaminierten Anzügen lässt auf eine über den jeweiligen Zeitraum konstante Resuspensionsrate schließen. Die Anpassung an eine Exponentialfunktion

$$C(t) = C_{\infty} (1 - \exp(-\Gamma t)) \quad [4.8]$$

liefert ein Konzentrationswert von $C_{\infty} = 10 \text{ [1/l]}$ Wert und mit $R_R = V\Gamma C_{\infty} / \beta A_{ref}$ einen Wert von $R_R = 2.0 \cdot 10^{-2} \text{ [1/h]}$ für die Resuspensionsrate. Ein zeitlicher Abfall ist für die maximal drei Wiederholungen (Versuch V2) anhand der Daten nicht fest zumachen.

Zum Vergleich wurde auch die lungengängige Partikelkonzentration für einen Probanden in Straßenkleidung gemessen. Diese ist deutlich höher

als für den kontaminierten Reinraumanzug, rührt aber von der gesamten Körperoberfläche (1.7 m^2) her. Aus einer angenommenen Gleichgewichtskonzentration von $C_\infty = 4 \text{ [1/l]}$ errechnet sich ein Partikelstrom von $F = C_\infty V \Gamma = 5.2 \cdot 10^6 \text{ [1/h]}$, bzw. eine Stromdichte von $j = F / A = 3.21 \cdot 10^6 \text{ [1/m}^2\text{h]}$. Geht man von einer mittleren Teilchengröße von $6 \text{ }\mu\text{m}$ aus, so lässt sich die Fläche der pro Körperoberfläche resuspendierten Partikeln berechnen, woraus sich für die Oberflächenresuspensionsrate der Wert von $R_R = 8.70 \cdot 10^{-5} \text{ [1/h]}$ ergibt. . Liegt beispielsweise eine gleichmäßige Oberflächenkontamination mit radioaktiven Partikeln kleiner als $6 \text{ }\mu\text{m}$ vor, so kann dieser Wert mit der Resuspensionsrate für die Kontamination gleichgesetzt werden. Das bedeutet die Freisetzung von lungengängiger Radioaktivität in Verbindung mit den vorhandenen Partikeln auf der Kleidung (sekundäre Resuspension) ist deutlich geringer als die primäre Resuspension der abgelagerten Partikeln.

Die Kontamination mit Ceroxid-Partikeln (Gesamtbelegung der kontaminierte Stoffproben $\beta A_{ref} = 3 \cdot 10^7$) führt im Vergleich zu den Silberpartikeln zu vergleichbaren Ergebnissen. Für die Resuspension durch Gehbewegungen erhält man eine Resuspensionsrate von $R_R = 2.60 \cdot 10^{-2} \text{ [1/h]}$.

Die erste Serie der Klopfbelastung führt zu einem Freisetzunganteil von nahezu $>100\%$. Entsprechend ist der Freisetzunganteil bei der zweiten Serie um eine Größenordnung niedriger. Der insgesamt sehr hohe Wert kann auf eine Zerkleinerung größerer Agglomerate durch die Schlageinwirkung zurückzuführen sein. Entsprechende Messungen mit Silberpartikeln ergeben einen Wert von 10% für den Freisetzunganteil beim wiederholten Klopfen auf die kontaminierten Tyvekmaterialproben. Da die Freisetzung durch Klopfen ein singuläres Ereignis darstellt, ist der nachfolgende Konzentrationsabfall durch den Luftaustausch bestimmt.

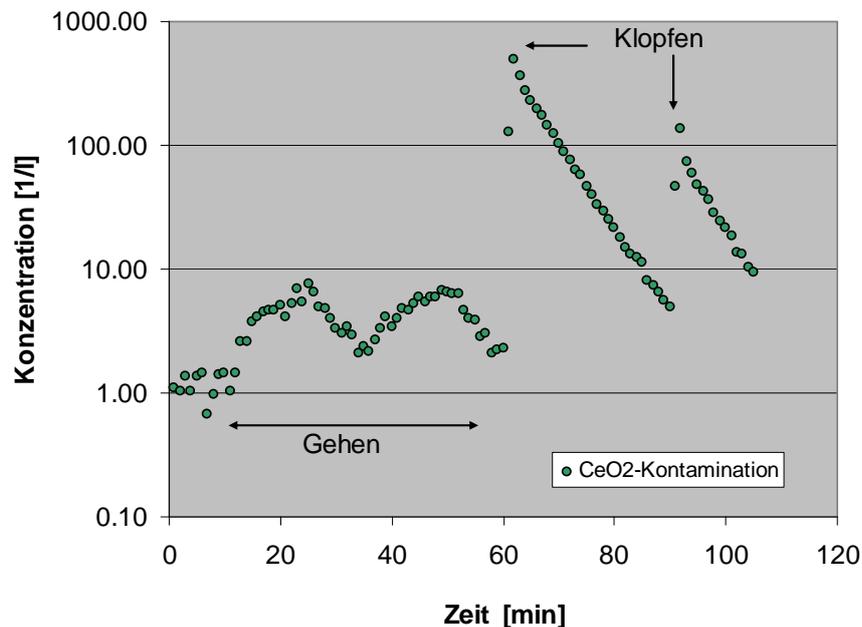


Abb. 4.37: Konzentration der lungengängigen Partikeln für jeweils 15-minütiges Umhergehen in der Reinluftkammer und jeweils fünfmaliges Klopfen auf die kontaminierte Stoffprobe am Unterarm.

Im nachfolgenden Test (Abb. 4.38) wurde der Proband zunächst von vorn mit einem Ventilator angeströmt. Diese Aktion wurde nach einer 20-minütigen Pause wiederholt. Die Anfangsresuspensionsraten liegen bei $R_R = 3.88 \cdot 10^{-2}$ [1/h] für die erste Aktion und um eine Größenordnung niedriger bei der zweiten Anströmaktion. Beim Hinsetzen (Beginn der Pausenperioden) werden ebenfalls Partikel freigesetzt. Die Anfangsresuspensionsrate beträgt hierfür ca. $R_R = 7.7 \cdot 10^{-3}$ [1/h]. Beim Gehen auf der Stelle werden in der zweiten Phase Partikel mit einer Rate von $R_R = 5.2 \cdot 10^{-3}$ [1/h] freigesetzt. Die erste Phase scheint mit einer Resuspensionsspitze beim Aufstehen zu beginnen. Ab $t=85$ [min] scheint sich aber auch ein Plateau zu entwickeln mit einer Konzentration von 3 [1/l], was einer Resuspensionsrate von $7.8 \cdot 10^{-3}$ [1/h] entspricht.

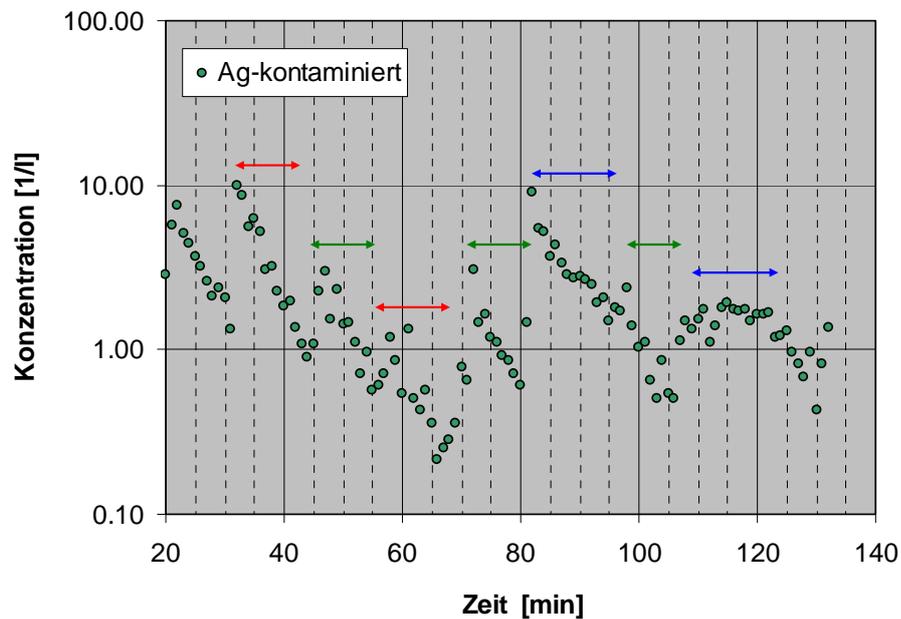


Abb. 4.38: Konzentrationsverlauf der lungengängigen Partikel beim Anströmen des (stehenden) Probanden mit einem Luftstrom (rote Pfeile) bzw. Gehbewegungen auf der Stelle (blaue Pfeile). Die grünen Pfeile markieren Pausen (auf einem Stuhl sitzend).

Um über einen längeren Zeitraum konstante Bedingungen der Kraffteinwirkung auf die Kleidung zu bewerkstelligen, wurden zwei an der Decke befestigte Anzüge mittels Dreharm kontinuierlich angestoßen. Es wurden zwei Drehzahlen 8 und 18 Umdrehungen pro Minute eingestellt. Vor den eigentlichen Versuchen wurde der Hintergrundwert festgestellt. Dieser führt zu einer Konzentration von ca. 0.8 [1/l] -1.5 [1/l].

Die Belegungen wurden für die Erzielung eines deutlichen Signalabstands entsprechend angepasst. Insbesondere wurden jeweils 3 kontaminierte Stoffproben pro Anzug im dem Dreharm abwandten Beinbereich angebracht. Auch die großflächige Kontamination im Oberschenkelbereich wurde nicht direkt vom Dreharm beaufschlagt. Die Abb. 4.39 zeigt den Konzentrationsverlauf für eine sauberen Anzug (rot) und einen mit Silberpartikel kontaminierten Anzug (6 kontaminierte Stoffproben). Die erste Phase bis ca. 50 Minuten beschreibt das Abklingen der in der Kammer

nach der Bestückung vorhandenen Konzentration. Für den kontaminierten Anzug ergibt sich ein deutlicher Abstand zum Hintergrund nachdem der Rotor in Gang gesetzt wurde. Der resuspensionsbedingte Anteil der Konzentration fällt innerhalb eines Zeitraums von einer Stunde um eine Größenordnung ab. Der Konzentrationsabfall folgt in diesem Fall einer Exponentialfunktion. Der für die Resuspensionsbestimmung relevante Zeitabschnitt des Konzentrationsverlaufs ($58 < t < 100$ min) wurde für die Auswertung mit Gleichung [4.7] durch eine kontinuierliche Kurve (in diesem Fall eine Exponentialkurve) angenähert.

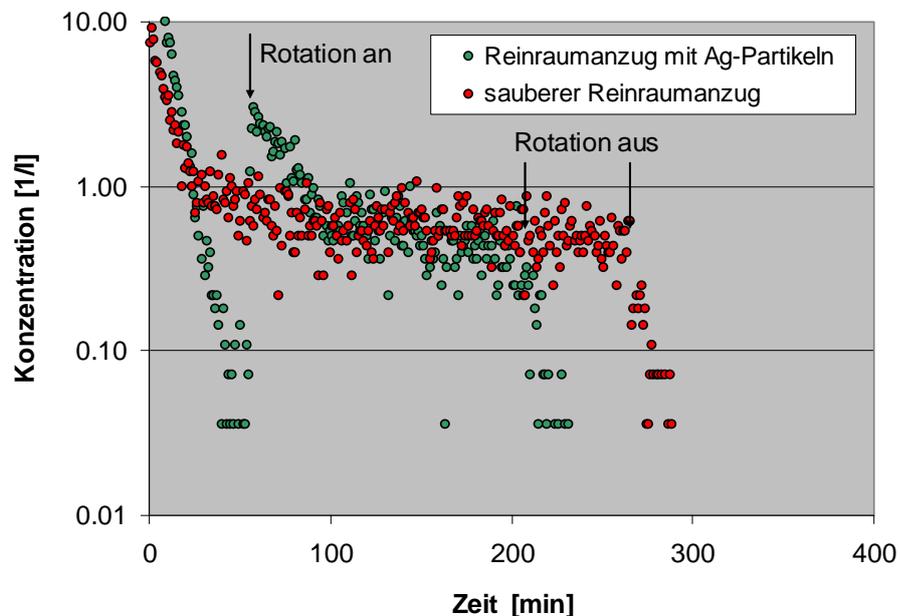


Abb. 4.39: Konzentrationsverlauf bei der kontinuierlichen Beaufschlagung zweier Reinraumzüge mit einem Dreharm (18 UPM).

In ähnlicher Weise wurde bei den weiteren Versuchen verfahren, die in Abb. 4.40 zusammengefasst sind. Hier sind die berechneten Verläufe der Resuspensionsraten im Vergleich zum Zeitverlauf der Windresuspension bei 10 m/s aufgetragen. Grundsätzlich zeigt sich für all drei Versuche innerhalb der ersten Stunde ein Abfall der Resuspensionsrate um ca. eine Größenordnung. Das absolute Niveau hängt von den Details der Beauf-

schlagung ab, d.h. wo der Dreharm den Anzug in Bezug auf die Lokalisierung der Kontamination genau trifft. Direkt miteinander vergleichbar sind daher nur die Versuche mit großflächiger Kontamination. Eine Intensivierung der Belastung führt demnach zu einem deutlichen Anstieg der Resuspensionsrate. Insgesamt bleibt die innerhalb der 60-minütigen Beaufschlagungsdauer integral freigesetzte Partikelmenge unterhalb von wenigen Prozent der Kontamination.

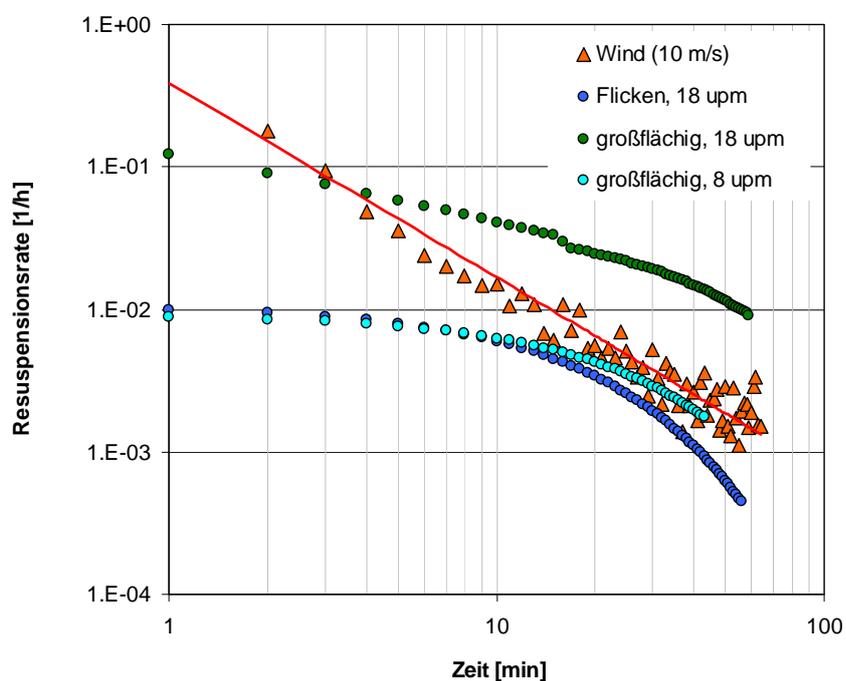


Abb. 4.40: Zeitlicher Verlauf der Resuspensionsrate bei der Beaufschlagung von frei hängenden Rehraumanzügen mit einem Dreharm im Vergleich zur Windresuspension.

Die Untersuchungen im Reinraum lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Für „normale“ Bewegungsvorgänge, die Personen ausführen, liegen die Anfangsresuspensionsraten für Zeiten < 10 Min im Bereich von einigen Prozent pro Stunde.

Ein direktes „Abklopfen“ der Kleidung führt zu Freisetzunganteilen >10% der auf der Kleidung abgelagerten lungengängigen Partikeln.

Die Resuspensionsrate nimmt in der ersten Stunde um eine Größenordnung ab, liegt dann also im Bereich von 10^{-3} [1/h]. Für die Gehbewegungen konnte dieser Abfall jedoch nicht nachgewiesen werden. Ob eine weitere Quelle für die langanhaltende Resuspension verantwortlich ist, wie z.B. das Wiederaufwirbeln abgelagerter Partikel vom Fußboden, muss in weiteren Untersuchungen geklärt werden.

5 Schlussfolgerungen aus den experimentellen Untersuchungen und der Literaturlauswertung

Die Messungen mit der Kanalapparatur haben für den interessierenden lungengängigen Partikelgrößenbereich $< 10 \mu\text{m}$ die Messgröße der Resuspensionsrate R_R von trocken oder nass kontaminierten Oberflächen bestimmt. Diese zeigt nach Einsetzen einer parallel zur Oberfläche geführten Luftströmung eine deutliche Abhängigkeit von der Zeit. Mit der Resuspensionsrate ist der Anteil der auf der Oberfläche deponierten Staubpartikel erfasst, der pro Zeiteinheit, z.B. pro Sekunde, pro Minute oder pro Stunde von der Oberfläche abgelöst wird und in den luftgetragenen Zustand übergeht.

Für die Ermittlung der Exposition von Personen durch Inhalation ist die infolge der Resuspension von Staubpartikeln sich einstellende Luftkonzentration an deren Aufenthaltsort maßgeblich. Dazu müssen unter Beachtung der vorliegenden Bedingungen wie Größe der kontaminierten Fläche, der jeweiligen örtlichen Gegebenheiten (z.B. Innenraum, im Freien) und Ausbreitungsbedingungen die sich in der betrachteten Umgebung einstellenden Schadstoffkonzentrationen in der Luft ermittelt werden. Gemessene Resuspensionsraten müssen folglich durch eine Modellierung ergänzt werden, mit der der Bezug zu luftgetragenen Konzentrationen an interessierenden Orten hergestellt wird.

Ein Spezialfall bezüglich solcher Randbedingungen liegt vor, falls die Kontamination mehr oder weniger homogen auf größeren Flächen im Freien vorliegt und die sich durch Resuspensionsprozesse über längere Zeitdauern einstellende mittlere Konzentration in der bodennahen Luft für Expositionsrechnungen zu bestimmen ist. Unter diesen Bedingungen besteht eine Beziehung zwischen der in der bodennahen Luft vorliegenden mittleren Schadstoffkonzentration (z.B. in Bq/m^3) und der Flächenkontamination (z.B. in Bq/m^2), die durch den in Gleichung [2.1] eingeführten Resuspensionsfaktor R_F [$1/\text{m}$] erfasst wird. Unter Beachtung der Randbedingungen lässt sich auch für andere Situationen der Bezug zwischen der Resuspensionsrate R_R [$1/\text{h}$] und einem Resuspensionsfaktor R_F [$1/\text{m}$], der Luftkonzentration zur Flächenkontamination in Beziehung setzt, herstellen.

Hier werden einige Schlussfolgerungen aus den Messungen und ausgewerteter Literatur zusammengestellt, auf die in den vorausgehenden Kapiteln schon eingegangen worden ist und die für Notfallsituationen relevant sind.

5.1 Abhängigkeit der Resuspensionsrate von der Windgeschwindigkeit und der Zeit nach der Ablagerung auf Oberflächen

Resuspensionsraten von verschiedenen trocken deponierten Modellpulvern auf Flächen mit unterschiedlichen Oberflächeneigenschaften sind mit der Kanalapparatur gemessen worden. Die Modellpulver sind dabei so ausgewählt worden, dass sie bezüglich Morphologie und chemischer Form für ein breiteres Spektrum erwartbarer partikelförmiger radioaktiver Stoffe, z.B. bei Umsetzung einer „schmutzigen Bombe“ mit radioaktiver Beiladung oder bei einem kerntechnischen Unfall als repräsentativ angesehen werden können. Im Vordergrund steht dabei die Resuspension für den lungengängigen Partikelgrößenbereich $< 10 \mu\text{m}$ aerodynamischer Durchmesser, der durch den gemessenen Größenbereich $3 - 10 \mu\text{m}$ hinreichend erfasst wird. Die mit Teststaub kontaminierten Oberflächen sollten annä-

hernd glatte und raue befestigte Oberflächen in städtischen Gebieten repräsentieren aber auch stärker strukturierte weichere Oberflächen in Form unterschiedlicher Kunstrasentypen und auch Kleidungsstoff.

Die Messungen haben gezeigt, dass Staubart und Oberfläche die Höhe und den zeitlichen Verlauf der Resuspension nach trockener Deposition in dem untersuchten Windgeschwindigkeitsbereich von 2 m/s bis 10 m/s nicht wesentlich beeinflussen. Auch der Anstieg der Resuspensionsrate mit der Partikelgröße ist für den Bereich bis 20 μm nicht ausgeprägt. Somit können die gemessenen Resuspensionsraten herangezogen werden für Abschätzungen zur Konzentration luftgetragener Staubpartikel für die Frühphase eines radiologischen Ereignisses, bei dem befestigte städtische Bereiche kontaminiert worden sind.

Es besteht hingegen bei Resuspension partikelförmiger Kontamination nach trockener Ablagerung eine deutliche Abhängigkeit von der einwirkenden Windgeschwindigkeit und von der Zeit, auf die hier im Hinblick auf Expositionsbedingungen näher eingegangen wird. Ebenfalls untersucht wurde der signifikante Einfluss einer Schlagbelastung auf die dadurch unmittelbar ausgelöste Resuspension und auf die Windresuspension in der Folgezeit.

5.1.1 Zeitabhängigkeit der Resuspension durch Windeinwirkung

Die Abhängigkeit der Resuspensionsrate von der Zeit nach Einsetzen der Luftströmung wird beispielsweise aus Abb. 4.19 ersichtlich. Die mit der Kanalapparatur gemessenen Daten lassen sich gut durch eine Potenzfunktion der Zeit mit $R_R(t) = A t^{-\nu}$ beschreiben. Die an die Daten für die untersuchten Strömungsgeschwindigkeiten 2, 4, 6, 10 m/s gefitteten Werte des Exponenten ν bewegen wie aus Tab. 4.5 und Tab. 4.6 ersichtlich im Be-

reich von etwa 0.9 bis 1.4, also nahe bei $\nu=1$. Sie stehen damit im Einklang mit dem zeitlichen Verlauf der in Abb. 2.2 aus (Loosmore, 2003) entnommenen Resuspensionsraten von Windkanalmessungen mit den darin eingefügten Trendlinien einer t^{-1} – Abhängigkeit. Diese Daten beziehen sich ebenfalls auf die Kurzzeit-Resuspensionsraten im Bereich bis zu einem Tag nach Deposition und lassen sich gut mit einer Zeitabhängigkeit proportional zu $t^{-\nu}$ mit $\nu \approx 1$ beschreiben, wie auch aus den Trendlinien ersichtlich.

Die gut reproduzierbaren Messungen mit der Kanalapparatur können auch bezüglich der Höhe der gemessenen Resuspensionsraten mit Literaturwerten verglichen werden. Dazu wird exemplarisch die in Abb. 4.19 enthaltene Messung der Resuspensionsrate in der ersten Stunde bei Einwirken einer Luftströmung von 6 m/s für auf einer glatten Fliese trocken deponierte Ag-Partikel herangezogen. Die Anpassung der Messdaten mit einer Potenzfunktion der Zeit (aus Tab. 4.5 ist ersichtlich, dass beim ersten Einsetzen einer Luftüberströmung in der ersten Minute oder den ersten Minuten der zeitliche Abfall der Resuspensionsrate steiler ist) ergibt näherungsweise

$$R_R = 0.1 t^{-1.2} , \quad [5.1]$$

wobei R_R wie in Abb. 4.19 in [1/h] und t in [min] angegeben sind.

Transferiert man diese Beziehung in die Einheit s, so ergibt sich

$$R_R = 3.8 \cdot 10^{-3} t^{-1.2} \quad [5.2]$$

Ein Vergleich mit den in Abb. 2.2 wiedergegebenen Kurzzeitmessungen von Resuspensionsraten aus Experimenten in größeren Windkanälen (Loosmore, 2003), die Daten aus (Nicholson, 1993, Garland, 1994, Giess, 1997) zusammenfassen, mit dieser auf gleiche Einheiten umgeformten

Beziehung 5.2 zeigt damit verträgliche Absolutwerte der Resuspensionsraten. Die in Abb. 2.2 zusammengefassten Messergebnisse der Resuspensionsrate (dort mit Λ bezeichnet) für Windgeschwindigkeiten im Bereich einiger m/s liegen weitgehend innerhalb der zwei Trendlinien $\Lambda = 10^{-3} v^{-1}$ und $\Lambda = 10^{-2} v^{-1}$, und damit nahe an den Messergebnissen mit der Kanalapparatur (Gleichung [5.2]).

Die für Zeiten von einigen Stunden nach einer Kontamination bei einwirkender Luftüberströmung mit der Kanalapparatur gemessenen Resuspensionsraten lungengängiger Partikel und veröffentlichte Ergebnisse zeigen einen zeitlichen Abfall, der annähernd mit einer $1/t$ – Abhängigkeit beschrieben werden kann. Messungen über längere Zeitdauern haben gezeigt, dass ein solcher zeitliche Abfall weiter besteht. Dies ergibt sich aus Langzeitmessungen von Resuspensionsfaktoren nach einer großflächigen Kontaminationssituation, z.B. nach dem Tschernobyl Unfall, die über Jahre näherungsweise einer $1/t$ – Abhängigkeit entsprechen [Walsh, 2002].

5.1.2 Abhängigkeit der Resuspension von der Windgeschwindigkeit

In Abb. 4.20 wird die Abhängigkeit der Kurzzeitresuspension von der Windgeschwindigkeit für verschiedene Kombinationen von Staubart und Oberfläche dargestellt. Danach zeigen die Messungen für die Frühphase mit der Kanalapparatur für den Windgeschwindigkeitsbereich zwischen 2 m/s und 10 m/s eine Abhängigkeit der Resuspensionsrate, die einer Potenzfunktion mit einem Exponenten von 2.5 entspricht. Die Resuspensionsrate steigt damit noch etwas stärker als mit dem Quadrat der Windgeschwindigkeit an.

Dieser Einfluss der Windgeschwindigkeit auf die Resuspensionsrate ist bei Abschätzungen zu sich im unmittelbaren Bereich von kontaminierten Flächen und in angrenzenden Bereichen einstellenden Luftkonzentrationen

für Expositionsrechnungen zu berücksichtigen. Zur Verdeutlichung werden in der folgenden Tabelle ausgehend von der Resuspensionsrate R_R ($u=2$ m/s) die approximativen Faktoren angegeben mit der demnach die R_R für die Geschwindigkeiten $u= 4, 6, 10$ m/s höher sind

:

Windgeschwindigkeit u	$R_R(u)/R_R(u=2\text{m/s})$
2 m/s	1
4 m/s	6
6 m/s	15
10 m/s	56

Tab. 5.1 Illustrierung der Abhängigkeit der Resuspensionsrate von der Windgeschwindigkeit

Bei Kontaminationssituationen im Freien, z.B. im Bereich befestigter städtischer Oberflächen, wird die Windgeschwindigkeit folglich einen deutlichen Einfluss auf die Resuspensionsrate und damit auf sich einstellende Schadstoffkonzentrationen in der bodennahen Luft haben. Durch Resuspension freigesetzte Staubpartikel unterliegen der atmosphärischen Ausbreitung, die dadurch zu einer räumlichen Verteilung der Konzentration in der Umgebungsluft führt. Bis zu einem gewissen Grad wirkt dabei die atmosphärische Ausbreitung kompensierend, da sich in Ausbreitungsrichtung einstellende Luftkonzentrationen eine $1/u$ - Abhängigkeit haben, also sich umgekehrt proportional zur Windgeschwindigkeit u verhalten. Auf diesen Zusammenhang wird noch eingegangen werden.

Falls es andererseits zu einer Kontamination von Flächen mit Staubpartikeln in Innenräumen gekommen ist, so wird die Resuspensionsrate lungengängiger Partikel sehr niedrig sein. Unterstellt man die weitere Gültigkeit einer Abhängigkeit von der Luftgeschwindigkeit mit einem Exponenten 2.5, so wäre bei einer für Innenräume eher hohen Luftbewegung mit 0.3 m/s die Resuspensionsrate $< 10^{-2}$ des Wertes bei 2 m/s.

5.1.3 Resuspensionsraten unmittelbar nach einem Kontaminationsereignis

In Gebieten mit städtischer Bebauung sind Windgeschwindigkeiten überwiegend im Bereich weniger m/s. Daher können die bei einer Windgeschwindigkeit von 6 m/s gemessenen Resuspensionsraten als in vielen Fällen eher abdeckende Werte für Expositionsabschätzungen herangezogen werden. In Tab. 4.7 sind gemessene R_R für die Frühphase unmittelbar nach Kontamination für eine Windgeschwindigkeit von 6 m/s zusammengefasst. Die Daten geben die über die ersten 30 min und über die Zeit von 90 – 120 min. gemittelten Resuspensionsraten für trocken deponierte Silber- und CeO_2 -Pulver wieder und für nass deponiertes CsCl oder NaCl. Man kann an den Daten auch erkennen, dass die Variationen bei den Resuspensionsraten keine ins Auge fallenden systematischen Unterschiede bei den untersuchten Oberflächen und Staubarten aufweisen. In der folgenden Tab. 5.2 sind aus Tab. 4.7 abgeleitete Werte der mittleren Resuspensionsraten für die beiden Zeiträume aufgeführt. Die Werte entsprechen gerundet den Mittelwerten für die Kombinationen aus Staubart und Oberfläche zuzüglich einer Standardabweichung des Mittelwertes, um vorsichtige Werte zu generieren. Bezüglich der nassen Deposition wurde analog verfahren.

Tab. 5.2 Mittlere Resuspensionsraten für Expositionsanalysen in den Zeitintervallen nach trockener und nasser Deposition für Windgeschwindigkeit 6 m/s

Art der Deposition	Mittlere R_R [1/h]	Mittlere R_R [1/h]
	0-30 min	90-120 min.
trocken	2E-2	2E-3
nass	6E-5	9E-6

Die Werte in Tab. 5.2 geben Mittelwerte der Resuspensionsrate für zwei Zeitintervalle an. Die mittlere $R_R = 2 \cdot 10^{-2}$ [1/h] in den ersten 30 min bedeutet, dass in dieser Zeit bereits 1% der trocken deponierten Staubbelegung im Partikelgrößenbereich 3 – 10 μm durch Resuspension luftgetragen worden ist. Dem gegenüber sind bei nasser Deposition nur 30 ppm der Staubbelegung in den ersten 30 Minuten resuspendiert worden. Die aus den Messdaten der resuspendierten Anteile der Staubbelegung (3-10 μm) bei einer Zeitauflösung von 1 Minute bestimmten mittleren Resuspensionsraten für die Zeitintervalle hängen mit der Zeitfunktion der Resuspensionsrate zusammen. Diese ist bereits in Gleichung [5.1] für eine Windgeschwindigkeit von 6 m/s angegeben worden als R_R [1/h] = $0.1 \cdot t^{-1.2}$ mit [t]= min. Für die Zwecke von Abschätzungen kann der Exponent 1.2 durch 1.0 approximiert werden, was auf einen etwas langsameren Abfall der Resuspensionsrate mit der Zeit hinausläuft:

$$R_R = 0.1 t^{-1} \quad [5.3]$$

Da diese Funktion einfach integrierbar ist, können damit einige Zusammenhänge leichter verdeutlicht werden und Expositionsabschätzungen einfach durchgeführt werden. Die in Tab. 5.2 aufgeführten Mittelwerte der Resuspensionsrate $\overline{R_R}$ für die Zeitintervalle 0-30 min und 90-120 min entsprechend damit näherungsweise der Beziehung

$$\overline{R_R} [1/h] = \frac{0,1}{(T2 - T1)} \int_{T1}^{T2} \frac{1}{t} dt = 0.1 \ln \left(\frac{T2}{T1} \right) \quad [5.4]$$

Für die ersten 30 Minuten ergibt sich damit ein $\overline{R_R} = 1.1 \cdot 10^{-2}$ [1/h] und für den Zeitraum $T1=90$ min. bis $T2= 120$ min. ein $\overline{R_R} = 1 \cdot 10^{-3}$ [1/h], womit die Mittelwerte der Tab. 5.1 für die Resuspensionsraten nach trockener Ablagerung in den beiden Zeitintervallen bis auf einen Faktor 2 reproduziert werden. Der zeitliche Rückgang der mittleren Resuspensionsrate

stimmt überein. Für Expositionsrechnungen wird daher der Vorgehensweise bei der Ableitung der Werte in Tab. 5.2 entsprechend im Folgenden dieser Faktor 2 berücksichtigt, indem für eine Windgeschwindigkeit von $u=6$ m/s die Resuspensionsrate mit

$$R_R[1/h] = 0.2 t^{-1} \text{ mit } [t] = \text{min.} \quad [5.5]$$

bzw. durchgehend mit der Einheit [min.]:

$$R_R[1/\text{min}] = 0.2/60 t^{-1} \text{ mit } [t] = \text{min} \quad [5.6]$$

genommen wird.

Damit lässt sich auch direkt berechnen, welcher Anteil der deponierten Staubbelegung in einem Zeitintervall ($T1 - T2$) integral durch Windresuspension abgelöst wird. Integral ist beispielsweise von $T1=1$ min bis $T2=120$ min, also in den ersten 2 h, der resuspendierte Anteil R_A danach $R_A = (0.2/60) \ln(120) = 1.6 \cdot 10^{-2}$. und in den ersten 10 h wäre $R_A = 2.1 \cdot 10^{-2}$. Der für größere Zeitintervalle nur noch geringe Anstieg der integralen Resuspension entspricht dem langsamen Anstieg der In-Funktion. Auf Werte der integralen Resuspension im Bereich weniger Prozent ist schon bei der Zusammenfassung wichtiger Ergebnisse der Parameterstudie eingegangen worden.

5.2 Durch mechanische Einwirkung und Wind Resuspension

Mit der Kanalapparatur wurde auch der Einfluss einer schlagartigen mechanischen Belastung der mit Teststaub kontaminierten kreisförmigen Probeflächen (Durchmesser 9 cm) untersucht. Diese Versuche erfolgten überwiegend mit einer Aufprallenergie von 0.3 Joule. Eine Variation der Aufprallenergie im Bereich von etwa 0.05 J bis 0.3 J zeigte eine lineare Abhängigkeit (Abb. 4.30) der dadurch kurzfristig freigesetzten Partikel im Größenbereich $3 - 10 \mu\text{m}$ vom Energieeintrag. Die

Resuspensionsmessungen wurden so gefahren, dass zunächst für eine Stunde eine Luftströmung mit definierter Geschwindigkeit bestand, dann bei fortdauernder Luftströmung im Abstand von ca. 10 Minuten 7 bis 8 Schlagbeaufschlagungen erfolgten und dann für die restliche Versuchsdauer weiterhin die Luftströmung aufrecht erhalten wurde. In den Abb. 4.24 bis Abb. 4.25 sind die wesentlichen Ergebnisse dargestellt und im Zusammenhang diskutiert worden.

Die Messungen zeigen, dass der transiente mechanische Energieeintrag zu einem kurzfristigen, stark erhöhten Resuspensionspeak führt und dass dieser Effekt bei Folgeschlägen abnimmt. Als wichtige Information ergibt sich aus diesen Schlagbeaufschlagungen, dass dadurch zwar insgesamt eine erhöhte Resuspension in Verbindung mit der Windeinwirkung eintritt, dass aber bei Folgeschlägen der Resuspensionspeak jeweils so reduziert ist, dass der insgesamt durch mechanische Beaufschlagung resuspendierte Anteil einer Kontamination für Partikel im Größenbereich 3-10 μm auf Werte um 1 bis 2 % begrenzt ist.

Der zeitliche Nachlauf einer erhöhten Resuspension nach Schlageinwirkung bei niedrigeren Windgeschwindigkeiten (z.B. 2 m/s) stützt die Vorstellung, dass für einen Teil der auf der Oberfläche haftenden Partikel durch die von der Schlageinwirkung induzierten Vibrationen eine Lockerung der wirksamen Haftkräfte erfolgt, sodass sich dadurch die Schwelle zur Ablösung durch Windresuspension erniedrigt. Das zeigt auch ein Vergleich mit den Resuspensionsmessungen bei höheren Windgeschwindigkeiten, wo der Einfluss der mechanisch induzierten Resuspension im Vergleich zur Windresuspension geringer ausfällt, da die auf Partikel wirkenden ablösenden Kräfte der Luftströmung relativ höher sind. Besonders aufschlussreich sind dazu die in Abb. 4.24 dargestellten Messergebnisse der durch Windresuspension in Kombination mit wiederholten Schlagbelastungen bewirkten Resuspensionsraten als Funktion der Zeit. Bei der niedrigen Windgeschwindigkeit 2 m/s ist die einer kurzen Schlagbelastung

zeitlich nachlaufende erhöhte Windresuspension gut erkennbar. Interessant ist auch ein Vergleich mit der in Gleichung [5.5] aus den Messungen für 6 m/s insgesamt für Analysen abgeleiteten Beziehung zur Höhe und Zeitabhängigkeit der Resuspensionsrate von befestigten Flächen. Danach ergibt sich zum Ende der Messzeit um 150 Minuten eine Resuspensionsrate $R_R = 1,3 \cdot 10^{-3}$ 1/h. Ein Vergleich mit den Messergebnissen der Abb. 4.24 ergibt für 6 m/s eher Werte um $R_R = 2-3 \cdot 10^{-4}$ 1/h. Hier wirkt sich natürlich auch aus, dass der zeitliche Rückgang der Resuspensionsrate als Folge der Schlagbelastungen vorübergehend erhöht ist.

Abb. 4.30 zeigt am Beispiel des Faserfunktionstextils Tyvek, den linearen Anstieg des Resuspensionspeaks mit der Energie bei der ersten Schlagbelastung und die bei den drei untersuchten Energieeinträgen nach wiederholten Schlägen aufsummierten Freisetzunganteile. Den Messungen entsprechend würden weitere Schlagbelastungen kaum noch zu einer weiteren Erhöhung des mechanisch bedingten Beitrages zur Resuspension führen.

Es ist nicht ganz leicht, den transienten mechanischen Energieeintrag auf die scheibenförmigen Probekörper unterschiedlicher Festigkeit und Oberflächenbeschaffenheit zu interpretieren. Die vom Fallhammer beaufschlagte Oberfläche der Probekörper beträgt etwa 64 cm². Die Massen der Probekörper, unterscheiden sich deutlich, je nach dem ob es sich um Kunstrasentypen handelt oder um keramische Fliesen und bewegen sich im Bereich einiger Gramm bis einiger 10 Gramm. Nicht klar ist auch, welcher Teil der einwirkenden Schlagenergie in Vibration der Oberfläche umgesetzt wird und damit die Haftkräfte der Partikel auf der Oberfläche beeinflusst. Somit ist eine Übertragung auf befestigte Oberflächen und dort auftretende mechanische Einwirkungen nicht leicht zu erzielen. Auf befestigten öffentlichen Flächen resultieren mechanische Einwirkungen und dadurch verursachte Vibrationen von Oberflächen beispielsweise durch Personen, die sich dort fortbewegen, durch vorbeifahrende Fahrzeuge

oder andere Aktionen, bei denen mechanische Energie Vibrationen bewirkt.

Die schlagartige Energieeinwirkung mit Beträgen im Bereich 0.3 und 1 J auf die von der Masse und der Oberfläche her vergleichsweise kleinen Probekörper dürfte aber eher relativ hohen auf die Masse oder die betroffene Oberfläche bezogenen spezifischen Energieeinträgen entsprechen. Zur Orientierung: Beim Gehen einer Person von 70 kg lässt sich die Energie beim Auftreten grob dadurch abschätzen, dass diese der Fallenergie aus ca. 1 cm Höhe entspricht. Das wären etwa 7 J pro Auftritt. Auch hier spielt die Oberfläche oder eher die Masse des Untergrundes eine Rolle, auf die sich die einwirkende Energie bei der Erzeugung von Vibrationen verteilt. Beide Bezugsgrößen dürften aber beim Gehen auf befestigten Oberflächen um einiges höher sein als bei den in der Kanalapparatur beaufschlagten Probekörpern, der spezifische Energieeintrag folglich im Vergleich zu den Schlagbelastungen im Experiment geringer.

Für viel wesentlicher ist als Ergebnis der Resuspensionsversuche mit transientscher mechanischer Energieeinwirkung anzusehen, dass der Resuspensionsanteil durch wiederholte Beaufschlagung für Partikel im lungengängigen Größenbereich insgesamt auf Werte um 1-2% der Kontamination beschränkt bleibt. Für eine Übertragung auf Ereignisse, bei denen öffentliche Flächen kontaminiert worden sind, spielt der Grad der mechanischen Belastung im Verhältnis zur durchgängig bestehenden Windbeaufschlagung eine Rolle. Während der Wind auf der gesamten Fläche wirksam ist und zu Resuspension führt, entsteht mechanisch verursachte Resuspension nur an den Stellen der Gesamtfläche und zu den Zeiten, wo stärkere Vibrationen durch mechanische Einwirkung auftreten

5.3 Durch Resuspensionsprozesse resuspendierter Anteil einer Staubelegung

Mit der Kanalapparatur wurde jeweils beim ersten Einsetzen der Luftströmung mit definierter Geschwindigkeit u [m/s] ein relativ hoher Anteil der Staubelegung gemessen, der pro Minute luftgetragen wird und der mit der Zeit schnell abfällt. Dies zeigt z.B. die Abb. 4.24. In Tab. 5.3 sind für diese Messungen (Silberpartikel auf glatter Fliese) die Anteile der auf der Oberfläche deponierten Silberpartikel ($3 \mu\text{m} - 10 \mu\text{m}$) aufgeführt, die in den ersten 5 Minuten und insgesamt über die Messdauer von $2 \frac{1}{2}$ h durch Resuspension von der Oberfläche abgelöst worden sind. Dabei sind für die ersten 5 Minuten nach Einsetzen der Luftanströmung für die untersuchten Anströmgeschwindigkeiten von 2, 4, 6 und 10 m/s die jeweils pro Minute resuspendierten Anteile und der über diese 5 Minuten summierte freigesetzte Anteil aufgeführt. Zusätzlich ist zum Vergleich noch der über die gesamte Messdauer von $2 \frac{1}{2}$ Stunden integral resuspendierte Anteil angegeben. Bei diesen Messungen erfolgten nach Ablauf einer Stunde zusätzlich zur Luftströmung im Abstand von 10 Minuten noch 7 oder 8 Schlagbeaufschlagungen der Fliese.

Es ist erkennbar, dass bei höheren Geschwindigkeiten der Luftströmung in der ersten Minute bereits Anteile der Staubelegung ($3-10 \mu\text{m}$) von ca. 1% bei $u=6$ m/s und ca. 3% bei $u=10$ m/s abgelöst werden. Wird der resuspendierte Anteil über die ersten 5 Minuten summiert, so kommt bei höheren Luftgeschwindigkeiten (4, 6, 10 m/s) im Vergleich zur ersten Minute nur noch wenig dazu. Das ist auf die schnelle zeitliche Abnahme der Resuspensionsrate zurückzuführen. Der zeitliche Verlauf dieser rückläufigen Resuspensionsrate pro Minute ist zur Verdeutlichung in Abb. 5.1 dargestellt, zusammen mit einer Potenzfunktion der Zeit als Fit an die Daten. Für die höheren Geschwindigkeiten der Luftströmung ($u= 4, 6, 10$ m/s) ergeben sich $t^{-\nu}$ - Abhängigkeiten von der Zeit mit $\nu \approx 2.5$. Damit ist der anfängliche zeitliche Abfall der Resuspensionsrate deutlich höher als im Mittel über die erste Stunde wie ein Vergleich mit den in Tab. 4.5 aufgeführten Werten, die sich aus dem Fit an die Resuspensionsdaten für

die Zeitraum ab 2. Minute bis Ende der ersten Stunde ergeben. Für den Exponenten ν ergeben sich dabei Werte zwischen 1.19 und 1.43. Bei 2 m/s zeigt sich beim Einsetzen der Luftströmung weder eine erhöhte Re-suspensionsrate noch deren anfangs verstärkter zeitlicher Abfall.

Tab. 5.3 Resuspendierte Anteile R_A der Partikelbelegung (3-10 μm): Pro Minute; summiert in den ersten 5 Minuten; insgesamt über die Messdauer von 2 ½ h, einschließlich 7 bis 8 Schlagbelastungen nach der ersten Stunde

	Zeit	u			
	min	2 m/s	4 m/s	6 m/s	10 m/s
R_A erste 5 min	1	5.0 E-5	3.1 E-3	8.8 E-3	2.9 E-2
	2	3.1 E-5	2.3 E-4	9.2 E-4	3.0 E-3
	3	1.8 E-5	1.8 E-4	3.1 E-4	1.6 E-3
	4	1.7 E-5	1.2 E-4	1.5 E-4	8.0 E-4
	5	1.2 E-5	4.4 E-5	1.7 E-4	5.9 E-4
R_A , summiert über 5 min.		1.3 E-4	3.7 E-3	1.0 E-2	3.5 E-2
R_A , summiert über 2,5 h einschließlich 7 bis 8 Schlagbelastungen		2.0 E-2	1.6 E-2	2.0 E-2	5.5 E-2

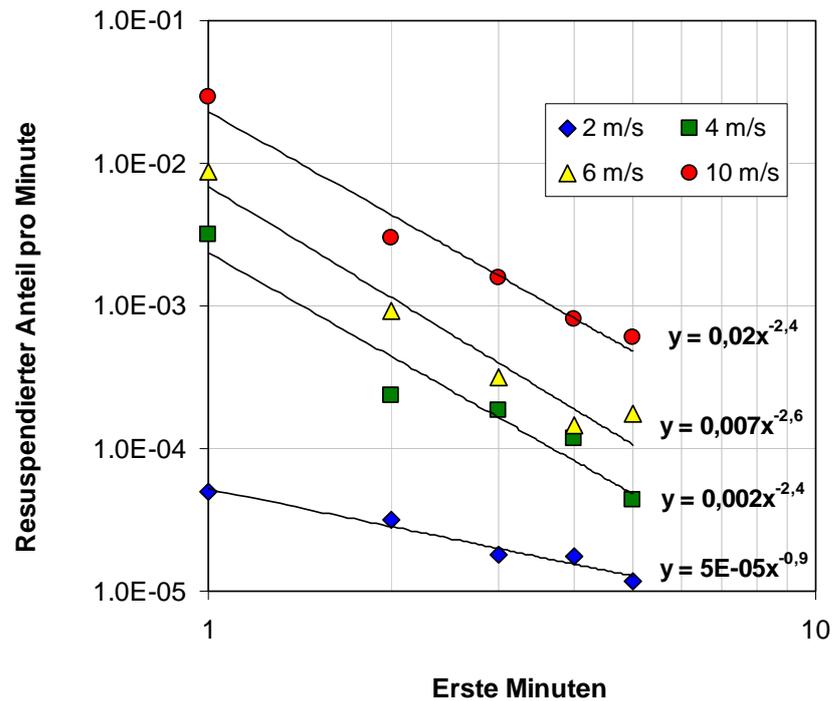


Abb. 5.1 Zeitlicher Abfall des pro Minute resuspendierten Anteils der Staubbelegung in den ersten 5 Minuten nach Einsatz der Luftströmung

Von Interesse sind die Werte der insgesamt über die Versuchsdauer summierten Anteile der Kontamination, die durch Resuspensionsprozesse von der Oberfläche abgelöst werden, wobei zu der Luftströmung noch 7 bis 8 Schlagbelastungen hinzu kamen, sowie ein Vergleich mit dem resuspendierten Anteil in den ersten 5 Minuten. Die gemessenen integral über die Messdauer von 2 1/2 h resuspendierten Anteile der Staubbelegung (3-10 μm) liegen bei Werten im Bereich weniger Prozent. Es fällt auf, wie gering dabei die Unterschiede sind beim Vergleich der Windgeschwindigkeiten von 2, 4, 6 und 10 m/s. Bei der niedrigen Strömungsgeschwindigkeit mit 2 m/s ist die Höhe der integral resuspendierten Anteile der Staubbelegung wie aus Abb. 4.24 erkennbar auf die Wirkung der wiederholten Schlagbelastung zurück zu führen. Dies lässt sich damit erklären, dass für einen bestimmten Anteil der auf der Oberfläche deponierten Partikel durch die Schlagbelastung eine Verminderung der wirksamen Haftkräfte bewirkt wird, sodass sie anschließend auch bei geringer Windgeschwindigkeit re-

suspendiert werden können. Bei höheren Anströmgeschwindigkeiten wird dieser Effekt zunehmend weniger wirksam, da die durch die Luftströmung wirksamen Ablösekräfte relativ höher sind.

Bemerkenswert sind die unter diesen Versuchsbedingungen beobachteten geringen Unterschiede bei dem integral resuspendierten Anteil der Staubbelegung innerhalb der Versuchsdauer von etwa 2 1/2 Stunden. Wegen der zeitlichen Abnahme der Resuspensionsrate würden diese integralen Werte der resuspendierten Anteile auch im weiteren zeitlichen Verlauf nur wenig ansteigen.

5.4 Einfluss der Zeitabhängigkeit der Resuspensionsrate für Expositionsberechnungen

Die erhöhte Resuspensionsrate bei den Windgeschwindigkeiten von 4, 6, und 10 m/s in den ersten Minuten ist in Kap. 5.3 bereits behandelt worden im Zusammenhang mit der zeitlichen Entwicklung des integral resuspendierten Anteils einer Kontamination. Nach dieser anfänglich erhöhten Resuspension folgt der zeitliche Verlauf der Resuspensionsrate näherungsweise einer Potenzfunktion $R_R = A t^{-\nu}$ mit $\nu \approx 1$. Bei den Messungen mit der Kanalapparatur hat sich eine solche Zeitabhängigkeit in der Frühphase bis zu untersuchten Zeiten von 10 h gezeigt.

Versuche zu Resuspensionsraten mit großen Windkanälen für unbewachsenen und mit Gras bewachsenen Boden bis zu einigen Monaten und Messungen von Resuspensionsfaktoren R_F (Verhältnis von Luftkonzentration zur deponierten Flächenkonzentration) nach großräumigen Kontaminationsereignissen sind bezüglich des langfristigen Resuspensionsverhaltens analysiert worden. Einen guten Überblick dazu hat (C. Walsh, 2002) zusammengestellt und daraus eine Empfehlung zur Höhe und Zeitabhängigkeit eines mittleren Resuspensionsfaktors für ländliche Bodenflächen und klimatische Bedingungen in Großbritannien, also nicht-

arides Klima abgeleitet. Danach wird für die Zeit nach einem Kontaminationsereignis für die Zwecke von Expositionsrechnungen folgende Beziehung für einen Resuspensionsfaktor R_F vorgeschlagen:

$R_F = R_F(0) t^{-1} [1/m]$ mit $R_F(0) = 1,2 \cdot 10^{-6} 1/m$ und $[t] = \text{Tage}$. Der Anfangswert $R_F(0) = 1,2 \cdot 10^{-6} 1/m$ soll für den ersten Tag gelten.

Im Zusammenhang mit der hier diskutierten Zeitabhängigkeit der gemessenen Resuspensionsraten mit der Kanalapparatur ist von Interesse, dass auch Langzeitmessungen von Resuspensionsfaktoren über viele Jahre in der Folgezeit nach großflächigen Kontaminationsereignissen mit einer zeitlichen Abnahme proportional zu t^{-1} verträglich sind. Zwischen der Resuspensionsrate, die angibt, welcher Anteil einer Kontamination pro Zeiteinheit resuspendiert wird und der sich in der umgebenden Luft einstellenden Konzentration, die unter Beachtung der Randbedingungen durch einen Resuspensionsfaktor beschrieben werden kann, besteht Proportionalität. Dabei bestimmt die atmosphärische Ausbreitung die Beziehung zwischen Flächenkontamination und Luftkonzentration $[Bq/m^3]$ resuspendierter Aktivität an einem betrachteten Aufpunkt.

Im Folgenden wird im Hinblick auf Expositionsabschätzungen der Einfluss einer zu t^{-1} proportionalen Resuspensionsrate und damit auch einer entsprechenden Zeitabhängigkeit der durch atmosphärische Ausbreitung resultierenden Schadstoffkonzentration an einem betrachteten Ort behandelt:

Ausgehend von einer kontaminierten Fläche $F [m^2]$ mit einer gleichmäßigen Flächenkontamination $FK [Bq/m^2]$ führt die Resuspensionsrate $RR [1/s]$ zu einer pro Zeiteinheit freigesetzten Aktivitätsmenge $\dot{Q} [Bq/s]$

$$\dot{Q} [Bq/s] = F [m^2] \cdot FK [Bq/m^2] \cdot R_R(t) [1/s] \quad [5.7]$$

Damit korreliert an einem betrachteten Ort eine Luftkonzentration AK [Bq/m³], die durch eine Größe χ vermittelt wird, die einem zeitintegrierten Ausbreitungsfaktor mit der Dimension [s/m³] entspricht:

$$AK \text{ [Bq/m}^3\text{]} = \dot{Q} \cdot \chi = F \text{ [m}^2\text{]} \cdot FK \text{ [Bq/m}^2\text{]} \cdot R_R(t) \text{ [1/s]} \cdot \chi \text{ [s/m}^3\text{]} \quad [5.8]$$

Mit einer Atemrate AR [m³/s] einer Person, die sich während eines Zeitintervalls Δt [s] an der betrachteten Stelle aufhält, resultiert durch Inhalation eine Aktivitätsaufnahme INT [Bq]:

$$INT \text{ [Bq]} = \dot{Q} \cdot \chi \cdot AR \cdot \Delta t = F \cdot FK \cdot R_R(t) \cdot \chi \cdot AR \cdot \Delta t \quad [5.9]$$

In dieser Beziehung stellt das Produkt $R_R(t) \cdot \Delta t$ den über das Zeitintervall Δt integrierten Anteil der auf der Fläche deponierten Aktivität dar, der durch Resuspension freigesetzt worden ist. Mit diesen hier eingeführten Bezugsgrößen ist die Aktivitätsaufnahme INT einer Person im Zeitintervall (T1-T2) über Inhalation folglich bestimmt durch

$$INT = F \cdot FK \cdot \chi \cdot AR \cdot \int_{T1}^{T2} R_R(t) dt \quad [5.10]$$

In dieser Darstellung wird deutlich, dass eine Aktivitätsaufnahme durch Inhalation im Zeitintervall (T2-T1) proportional zur integralen Aktivitätsfreisetzung durch Resuspension während dieser Zeitperiode ist. Die integrale Aktivitätsfreisetzung ist durch die deponierte Aktivität auf der betrachteten Fläche und durch den resuspendierten Anteil RA während des Zeitintervalls gegeben:

$$RA = \int_{T1}^{T2} R_R(t) dt = A \int_{T1}^{T2} \frac{1}{t} dt = A \ln(T2/T1) \quad [5.11]$$

Für Personen, die sich im Bereich einer kontaminierten Fläche aufhalten oder in Ausbreitungsrichtung davon, wird ihre Exposition durch Inhalation demnach durch die in einem Zeitintervall integral resuspendierte Kontamination bestimmt, wobei diese kurz nach erfolgter Kontamination eine ausgeprägte Zeitabhängigkeit aufweist. Das soll in der folgenden Tabelle für einige beispielhaft ausgewählte Zeitintervalle verdeutlicht werden. Dazu wird die in Kap. 5.1.3 für Bedingungen einer befestigten urbanen Fläche bei einer Windgeschwindigkeit von 6 m/s aus den Kanalexperimenten abgeleitete Beziehung herangezogen.

Tab. 5.4 Im Zeitintervall (T2-T1) resuspendierter Anteil R_A einer Kontamination (trocken deponierter Staub < 10 μm) für $R_R(t) = 3.3 \cdot 10^{-3} t^{-1}$ [t]= min. und die mittlere R_R [1/h] im Intervall

T1 [min.]	T2 [min]	Resusp. Anteil R_A	Mittlere R_R [1/h]
5	10	2.3 E-3	2.7 E-2
5	60 (1 h)	8,2 E-3	8.9 E-3
5	120 (2 h)	1.0 E-2	5.5 E-3
60 (1 h)	120 (2 h)	2.3 E-3	2.3 E-3
60 (1 h)	600 (10 h)	7.6 E-3	8.4 E-4
5	1440 (24 h)	1.9 E-2	7.8 E-4
60 (1 h)	1440 (24 h)	1.0 E-2	4.6 E-4
720 (12 h)	1440 (24 h)	2.3 E-3	1.9 E-4

An den berechneten resuspendierten Anteilen einer Kontamination für ausgewählte Zeitintervalle ist die Zeitabhängigkeit einer Exposition gut zu erkennen. So ist R_A im Zeitintervall von 5 bis 10 Minuten nach Start der Windresuspension genau so groß wie im Intervall von 60 Minuten bis 120 Minuten oder von 12 h bis 24 h. Die bei Aufenthalt im Einwirkungsbereich einer Kontamination resultierende Exposition ist in der Frühphase bis eine Stunde nach einem Kontaminationsereignis dadurch bestimmt, dass ungefähr 1% der Kontamination luftgetragen wird, während im an-

schließlichem sehr viel längeren Intervall von 1 h bis 24 h etwa der gleiche Anteil der Deposition resuspendiert wird. Das ist darauf zurückzuführen, dass der natürliche Logarithmus des Verhältnisses $T2/T1$ in die Berechnung von RA eingeht. Damit wird, konstante Windbedingungen vorausgesetzt, beispielsweise in dem Zeitraum von 12 h bis 24 h ebensoviel durch Windresuspension luftgetragen und damit für die Exposition einer Person im Einwirkungsbereich der Kontamination maßgeblich wie im Zeitintervall von 5 bis 10 Minuten.

Dieses Ergebnis korreliert natürlich mit der zeitlichen Entwicklung der Resuspensionsrate und entsprechend mit der mittleren Resuspensionsrate im jeweiligen Zeitintervall, wie in Tab. 5.4 aufgeführt. Auch Abb. 4.24 ist zu entnehmen, dass Resuspensionsraten nach etwa 2 h und erfolgten Schlagbelastungen sich im Bereich von 10^{-4} bis einige 10^{-4} 1/h bewegen.

Für die untersuchten nass deponierten in Wasser löslichen Stoffe (Salze) sind die gemessenen Resuspensionsraten von vorneherein um mehr als 2 Zehnerpotenzen geringer. Auch in diesem Fall zeigen die Messungen mit der Kanalapparatur eine Abnahme der Resuspensionsrate mit der Zeit wie aus Tab. 4.7 und Tab. 5.2 ersichtlich. Danach könnte für nass deponierte (lösliche) Stoffe - allerdings bei vergleichsweise sehr niedriger Resuspension - die Zeitabhängigkeit etwas geringer sein. Bei so niedrigen Resuspensionsraten im Bereich der Messgrenze sind aber auch größere Unsicherheiten zu erwarten.

5.5 Resuspension und Konzentration bei kontaminierten Flächen im Freien

Ist es zu einem Kontaminationsereignis gekommen, bei dem befestigte Flächen, z.B. in einem innerstädtischen Bereich kontaminiert worden sind, können für die Frühphase mit der Kanalapparatur gemessene Resuspensionsraten herangezogen werden. Für eine Abschätzung einer Inhalationsbelastung von Personen infolge Resuspension, die sich in einem kontami-

nierten Bereich aufhalten oder in Richtung (Lee) einer atmosphärischen Ausbreitung durch den vorherrschenden Wind, ist eine Modellierung der sich einstellenden Schadstoffkonzentrationen in der bodennahen Luft erforderlich. Ausgehend von einer Fläche der Größe F [m²] mit einer Kontamination FK [Bq/m²] ist also bei gegebener Resuspensionsrate R_R die sich einstellende Luftkonzentration durch atmosphärische Ausbreitung zu bestimmen.

Hierzu können Untersuchungen herangezogen werden, bei denen ausgehend von einer Flächenquelle mit konstanter Freisetzungsrates mit fortgeschrittener Ausbreitungsmodellierung Konzentrationsverläufe in Lee-Richtung berechnet worden sind (Thielen, 2003). Zielsetzung dieses Vorhabens war die Modellierung von sich durch atmosphärische Ausbreitung einstellenden Konzentrationen in der bodennahen Luft, die durch eine Fläche mit gleichmäßiger Radon-Exhalationsrate verursacht werden. Die Problematik ist also analog zur Situation einer kontaminierten Fläche mit gegebener Resuspensionsrate.

Bei diesen Untersuchungen wurde unter anderem eine rechteckige Flächenquelle mit 50 m Breite und 100 m Ausdehnung zugrunde gelegt. Abb. 5.2 zeigt die Flächenquelle und ihre Platzierung im Rechengebiet der Ausbreitungsrechnungen. Der Wind weht in Längsrichtung der Flächenquelle.

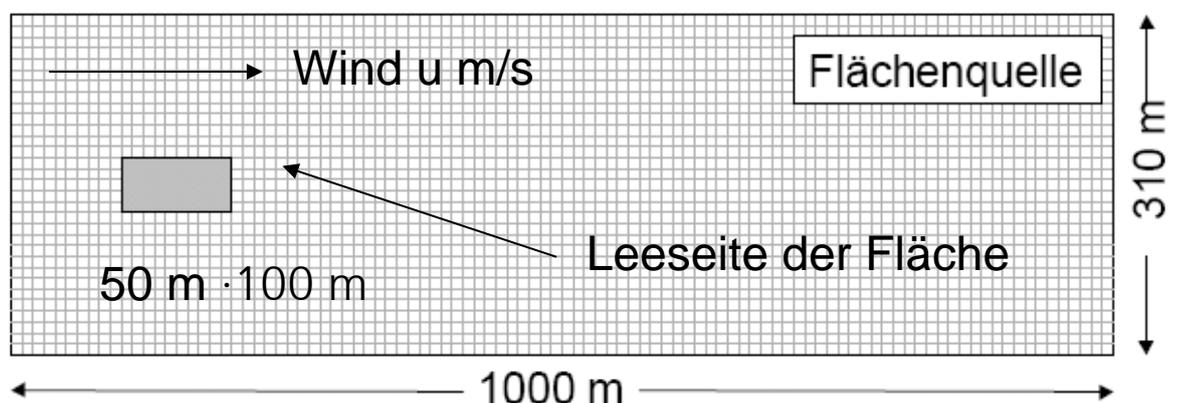


Abb. 5.2 Flächenquelle und Rechengebiet der Ausbreitung aus (Thielen, 2003)

Die folgende Abb. 5.3 zeigt den Verlauf der sich unter der Fahnenachse (Symmetrieachse der Flächenquelle) einstellenden bodennahen Konzentration, die als auf eine Windgeschwindigkeit von 1 m/s und die Freisetzungsrates \dot{Q} (z.B. [g/s] oder [Bq/s]) normierte Konzentration [$1/m^2$] dargestellt ist. Diese entspricht dem zeitintegrierten Ausbreitungsfaktor χ [s/m^3] für die jeweilige Windgeschwindigkeit u_{10} [m/s] in 10 m Bezugshöhe, multipliziert mit dieser Windgeschwindigkeit. Die berechneten Konzentrationsverläufe für unterschiedliche Windgeschwindigkeiten bestätigen die $1/u$ – Abhängigkeit des Ausbreitungsfaktors χ . Die Ausbreitungsrechnungen sind für neutrale Schichtungsbedingungen und eine Rauigkeitslänge von 0.1 m durchgeführt worden.

Man erkennt, dass die Luftkonzentration durch die Windresuspension in Längsrichtung der Flächenquelle ansteigt und im Bereich der Leekante ein Maximum erreicht. Hätte die kontaminierte Fläche eine größere Ausdehnung in Längsrichtung, könnte die Konzentrationszunahme durch resuspendierte Partikel im Maximum etwa einen Faktor 2 erreichen, da die Konzentrationsabnahme durch turbulente Diffusion einer weiteren Erhöhung entgegenwirkt. Die durch die Flächenquelle entstehende räumliche Verteilung der normierten Konzentration in der bodennahen Luft, die numerisch dem zeitintegrierten Ausbreitungsfaktor χ [s/m^3] bei einer Windgeschwindigkeit $u_{10} = 1$ m/s entspricht, ist in Abb. 5.4 dargestellt.

Man erkennt, dass erwartungsgemäß die hohen Konzentrationen unter der Symmetrieachse (Fahnenachse) der Flächenquelle auftreten und bis einige 100 m in Ausbreitungsrichtung auch lateral etwa im Bereich der Breite der Flächenquelle liegen. Damit erweisen sich die Dimensionen der untersuchten Flächenquelle als gut gewählt, um den wesentlichen Einflussbereich einer Flächenquelle auf Gebiete in Ausbreitungsrichtung zu erfassen. Für eher abdeckende Berechnungen einer im Lee einer kontami-

nierten Fläche durch Windresuspension verursachte Schadstoffkonzentrationen sind die Ausbreitungsrechnungen aus (Thielen, 2003) für eine neutrale atmosphärische Schichtung adäquat, weil dabei in der Regel höhere Windgeschwindigkeiten auftreten als bei labiler oder stabiler Schichtung. Höhere Windgeschwindigkeiten korrelieren mit überproportional höheren Resuspensionsraten.

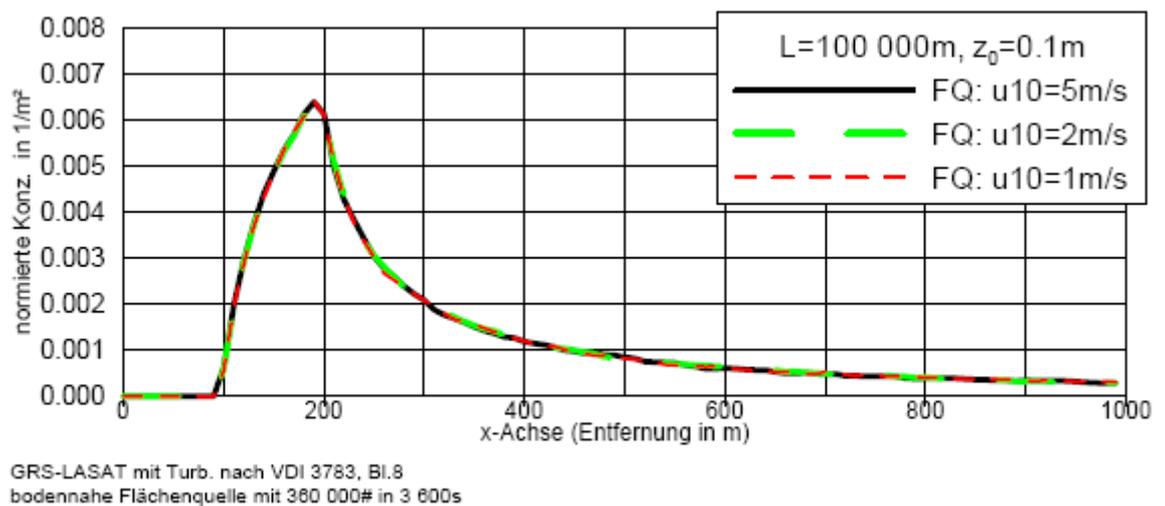


Abb. 5.3 Normierter Konzentrationsverlauf unter der Fahnenachse bei einer 50 m breiten und 100 m langen Flächenquelle (Leeseite bei ca. 200 m) aus (Thielen, 2003)

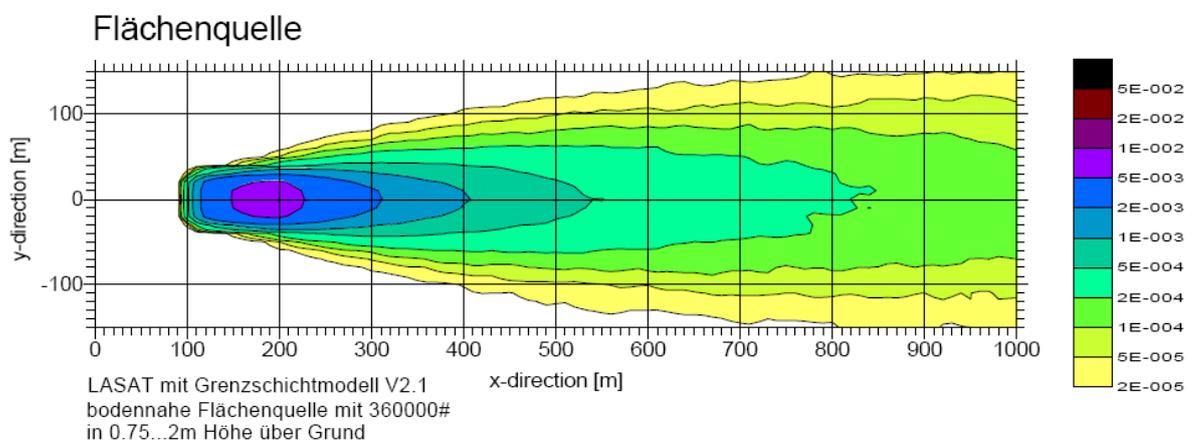


Abb. 5.4 Räumliche Verteilung der normierten Konzentration im Lee einer Flächenquelle aus (Thielen, 2003)

Eine Flächenkontamination FK [Bq/m²] auf der betrachteten Fläche $F = 50$ m x 100 m = $5 \cdot 10^3$ m² führt bei einer Resuspensionsrate R_R [1/s] und einer Windgeschwindigkeit in 10 m Bezugshöhe von u_{10} [m/s] zu einer bodennahen Aktivitätskonzentration AK [Bq/m³] auf der Leeseite der Fläche von

$$AK \text{ [Bq/m}^3\text{]} = \dot{Q} \text{ [Bq/s]} \cdot \chi \text{ [s/m}^3\text{]} \quad [5.13]$$

$$AK=FK \text{ [Bq/m}^2\text{]} \cdot F \text{ [m}^2\text{]} \times R_R \text{ [1/s]} \cdot 7 \cdot 10^{-3} \text{ [1/m}^2\text{]} / (u_{10}) \quad [5.14]$$

Die Freisetzungsrate \dot{Q} ist durch das Produkt der Flächenkontamination FK , der Flächengröße, F und der Resuspensionsrate R_R bestimmt. Der Wert von $7 \cdot 10^{-3}$ [1/m²] für die „normierte“ Konzentration auf der Leeseite einer Flächenquelle bei der häufigen neutralen atmosphärischen Schichtung ist (Thielen, 2003) entnommen. Mit diesen Größen lässt sich ein Resuspensionsfaktor R_F [1/m] definieren, indem man die bodennahe Luftkonzentration AK auf der Leeseite der Flächenquelle in Beziehung setzt zur Flächenkontamination FK :

$$R_F \text{ [1/m]} = AK \text{ [Bq/m}^3\text{]} / FK \text{ [Bq/m}^2\text{]}. \quad [5.15.]$$

Damit ergibt sich für eine vergleichbare Flächenquelle bei einer Resuspensionsrate R_R [1/s] ein vorsichtig abgeleiteter Resuspensionsfaktor

$$R_F \text{ [1/m]} = F \text{ [m}^2\text{]} \cdot R_R \text{ [1/s]} \cdot 7 \cdot 10^{-3} \text{ [1/m}^2\text{]} / (u_{10}) \quad [5.16]$$

Die in (Thielen, 2003) gewählte Flächengröße von 50 m · 100 m = 5000 m² stellt für den signifikant beaufschlagten Einflussbereich im Lee einer Flächenquelle eine gute Bezugsgröße dar. Damit kann diese bei der Ableitung eines Resuspensionsfaktors, welcher Luftkonzentration und Flächenkontamination in Relation setzt, angesetzt werden. Damit führt Gleichung

[5.16] beispielsweise bei einer Windgeschwindigkeit von $u_{10} = 6$ m/s zu einem Resuspensionsfaktor:

$$R_F [1/m] = 5 \cdot 10^3 [m^2] \cdot R_R [1/s] \cdot 7 \cdot 10^{-3} [1/m^2] / (6 \text{ m/s}) \quad [5.17]$$

Der Resuspensionsfaktor, $R_F [1/m]$ entspricht damit numerisch:

$$R_F [1/m] \approx 6 \cdot R_R [1/s] \quad [5.18]$$

6 Exposition infolge Resuspension bei radiologischen Notfallsituationen

Im Folgenden werden einige erwartbare radiologische Notfallsituationen betrachtet, bei denen es zu einer äußeren Kontamination von Oberflächen in der näheren Umgebung des Ortes gekommen ist, wo eine luftgetragene Freisetzung an Partikel gebundener radioaktiver Stoffe erfolgt ist. Die bei einem Freisetzungseignis während der atmosphärischen Ausbreitung eingetretene Ablagerung auf Oberflächen aus der vorbeiziehenden Schadstoffwolke führt zu einer Kontamination von exponierten Oberflächen durch trockene oder nasse (Niederschlag) Deposition. Soweit sich eine Person während des Wolkendurchzugs im beaufschlagten Gebiet aufgehalten hat, kann es auch zu einer äußeren Kontamination mit radioaktiven Stoffen auf der Kleidungsoberfläche und auf ungeschützten Körperoberflächen wie Haut und Haaren gekommen sein. Bei den weiteren betrachteten Oberflächen stehen insbesondere durch ein Freisetzungseignis kontaminierte befestigte Oberflächen in bebauten, städtischen Bereichen im Vordergrund, wo sich vermehrt Personen der allgemeinen Bevölkerung aufhalten, bewegen und Tätigkeiten nachgehen. Besonderes Augenmerk wird auf zur Umsetzung von Maßnahmen des Notfallschutzes eingesetztes Personal gelegt, welches mit diversen Schutz- und Gegenmaßnahmen zur Bewältigung der entstandenen radiologischen Situation befasst ist. Mit diesen Tätigkeiten ist verstärkt ein Aufenthalt in Bereichen verbunden, wo in der Regel durch Direktstrahlung von kontaminierten Oberflächen eine erhöhte externe Bestrahlung vorliegt und es durch Resuspensionsprozesse zu einer erhöhten Konzentration an Partikel gebundener radioaktiver

Stoffe in der Atemluft kommt. Bei der Beurteilung der Inhalationsbelastung und eventuell erforderlicher Atemschutzmaßnahmen werden insbesondere die in diesem Vorhaben durchgeführten Untersuchungen zu Resuspensionsvorgängen und deren zeitlichen Entwicklung herangezogen, die zu luftgetragener Aktivitätskonzentration in der Atemluft nach vorausgegangener Deposition führen.

6.1 Terroristisches Ereignis mit Umsetzung einer Sprengladung mit radioaktiver Beiladung in urbanem Gebiet

Es wird ein Ereignis betrachtet, bei dem Sprengstoff mit einer radioaktiven Beiladung durch Terroristen oder mit krimineller Absicht umgesetzt wird, sodass es schlagartig zu einer luftgetragenen Freisetzung radioaktiver Stoffe kommt. Als Ort der Explosion einer solchen Anordnung – auch als unkonventionelle Spreng- und Brandvorrichtung (USBV) oder schmutzige Bombe bezeichnet – wird exemplarisch ein öffentlicher Platz in einer größeren Stadt angenommen. Durch die Explosion im Freien können Personen, die sich in unmittelbarer Nähe aufhalten, durch die Wirkung der Explosion einschließlich dabei entstehender Splitter zu Schaden kommen. Bis zu einer Entfernung von ca. 50 bis 100 m können durch die Streuwirkung der Bombe und durch größere Bruchstücke nach ballistischen Flugbahnen größere Fragmente auf dem Boden verstreut sein. Für weitere Entfernungen vom Explosionsort kann es durch die luftgetragene Freisetzung von ausbreitungsfähigem radioaktivem Staub zu einer atmosphärischen Ausbreitung in Richtung des vorherrschenden Windes kommen und damit zu luftgetragenen Schadstoffkonzentrationen in der bodennahen Luft. Damit verbunden sind Ablagerungsprozesse aus der Schadstofffahne auf Oberflächen durch trockene und im Fall von Niederschlag auch nasse Ablagerung. Im innerstädtischen Bereich würde es sich bei durch Deposition kontaminierten Oberflächen insbesondere um befestigte Oberflächen wie die Beläge von Plätzen und Straßen aber auch um Oberflächen von Gebäuden handeln.

Durch die Explosion der schmutzigen Bombe im Freien werden freigesetzte Partikel zusammen mit heißen Explosionsgasen zunächst in einem Luftvolumen verteilt, das anfangs näherungsweise durch einen aufrecht stehenden Zylinder beschrieben werden kann. Dabei sind die durch die Explosion bedingte hohe Luftturbulenz und der thermische Auftrieb der heißen Explosionsgase wirksam. Dieses Anfangsvolumen, in dem die freigesetzten radioaktiven Partikel verteilt sind, stellt die Anfangsbedingungen für die weitere atmosphärische Schadstoffausbreitung dar. Die Ausmaße dieser anfänglichen Volumenquelle hängen von der umgesetzten Sprengstoffmenge ab.

Ohne hier auf Details eingehen zu können, wirkt sich diese anfängliche Verteilung der Schadstoffe in der Volumenquelle so aus, dass für lungengängige Partikel in Ausbreitungsrichtung für Abstände jenseits des unmittelbaren Einwirkungsbereiches der Explosion eine bodennahe Schadstoffkonzentration resultiert, die ausgehend von einem oberen Wert sich im Verlauf der weiteren Ausbreitung verdünnt. Ausgedrückt durch den zeitintegrierten Ausbreitungsfaktor χ [s/m³] kann angenommen werden, dass ab ca. 100 m in Ausbreitungsrichtung obere Werte des Ausbreitungsfaktors $\chi \leq 10^{-3}$ s/m³ betragen und davon ausgehend mit der Entfernung weiter abnehmen.

Um bezüglich einer Exposition von Personen durch windabwärts auf Oberflächen deponierte Schadstoffe infolge Direktstrahlung und durch Inhalation nach Resuspension quantitative Orientierungswerte angeben zu können, sind Angaben zur luftgetragenen freigesetzten Aktivität eines Radionuklids erforderlich. Hier besteht naturgemäß eine größere Bandbreite plausibel zu unterstellender Aktivitätsmengen von infrage kommenden Radionukliden bei in krimineller oder terroristischer Absicht herzustellenden schmutzigen Bomben. Dazu sind viele Untersuchungen angestellt worden, die Verfügbarkeit, Beschaffbarkeit, Handhabbarkeit, etc. berücksichtigen und auch die Materialeigenschaften, in denen die fraglichen Ra-

dionuklide vorliegen können (z.B. metallisch, keramisch, pulverförmig). Danach gilt es als sehr unwahrscheinlich, dass eingesetzte Aktivitätsmengen eines Radionuklids einen Wert von 10^{12} Bq überschreiten. Es gilt weiterhin als unwahrscheinlich, dass bei der Umsetzung der Sprengvorrichtung mit radioaktiver Beiladung eine vollständige Transformation in luftgetragene und dazu noch lungengängige Partikelgrößen gelingt.

Dieser Fall wird hier jedoch exemplarisch unterstellt. Es genügt hier, sich auf zwei mögliche Radionuklide zu beschränken:

- Cs 137 als Beta/Gamma-Strahler, bei dem zur Strahlenexposition von Personen nach Deposition sowohl die externe Exposition durch Direktstrahlung als auch die Inhalation nach Resuspension beitragen
- Pu 238 als Vertreter von Alpha-Strahlern, die keine oder nur eine geringe Gamma-Komponente aufweisen, und wegen der vergleichsweise hohen Dosiskoeffizienten [Sv/Bq] bei Inhalation von partikelförmiger Aktivität im lungengängigen Bereich den wesentlichen Expositionsbeitrag nach Deposition über den Resuspensionspfad liefern.

Für die Behandlung von Kontaminationsszenarien nach Umsetzung einer USBV mit radioaktiver Beiladung wird zusammengefasst von folgenden Randbedingungen ausgegangen:

Tab. 6.1 Werte zur Berechnung der deponierten Aktivitätskonzentration ab ca. 100 m in Ausbreitungsrichtung

Radionuklid	Cs 137	Pu 238
Freigesetzte Aktivität Q (Bq)	10^{12}	10^{12}
Lungengängiger Anteil < 10 μm	100 %	100 %
Maximaler Ausbreitungsfaktor χ [s/m ³] ab circa 100 m in Ausbreitungsrichtung	10^{-3}	10^{-3}
Ablagerungsgeschwindigkeit v_g [m/s] für Partikel < 10 μm	$2 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-3}$

Durch die Sprengwirkung kommt es zu einer kurzfristigen Freisetzung radioaktiver Stoffe und einer daran anschließenden atmosphärischen Ausbreitung einer Schadstoffwolke. Sofern sich Personen während des Vorbeizugs der radioaktiven Wolke in dem von dieser beaufschlagten Bereich mit erhöhten Schadstoffkonzentrationen aufhalten, können sie durch Einatmen Aktivität aufnehmen. Dieser während der kurzen Zeitspanne des Fahrendurchzugs wirksame Expositionspfad wird hier nicht betrachtet, sondern nur Expositionspfade, die sich nach trockener oder nasser Deposition aus der Schadstofffahne ergeben. Die abgelagerte Aktivitätskonzentration FK [Bq/m²] bei trockener Deposition berechnet sich (siehe Tab. 6.1) als

$$FK = Q \cdot \chi \cdot v = 10^{12} \cdot 10^{-3} \cdot 2 \cdot 10^{-3} = 2 \cdot 10^6 \text{ Bq/m}^2 \quad [6.1]$$

Mit einer solchen abgelagerten Aktivitätskonzentration wäre in diesem Fall auf einer Fläche zu rechnen, die ca.50 bis 100 m breit ist und sich einige 100 m in Ausbreitungsrichtung erstreckt und mit der Entfernung vom Freisetzungsort abnimmt. Je nach Randbedingungen der Freisetzung wie Sprengstoffmenge und im lungengängigen Partikelgrößenbereich freigesetzte Aktivität und den vorherrschenden atmosphärischen Ausbreitungsbedingungen wie Stabilitätsklasse und Windgeschwindigkeit und ggf. Niederschlag würden im konkreten Einzelfall natürlich Abweichungen von der obigen Abschätzung vorliegen. Diese lassen sich nach Eintritt eines solchen Ereignisses mit Hilfe von Ausbreitungsprogrammen wie dem vom BfS betriebenen Programm LASAIR (Walter, 2006) und Messungen vor Ort genauer erfassen. Soweit im städtischen Bereich eine gewisse Kanalisierung der sich ausbreitenden Schadstofffahne durch die seitliche Bebauung von Straßen erfolgt, können dadurch die laterale Dispersion behindert werden und sich dadurch erhöhte abgelagerte Schadstoffkonzentrationen in Ausbreitungsrichtung weiter ausdehnen.

Als Orientierung und Illustrierung kann abgesehen vom unmittelbaren Nahbereich der umgesetzten USBV ab etwa 100 m in Ausbreitungsrichtung der oben abgeschätzte Wert der deponierten Aktivitätskonzentration für einige 100 m in Ausbreitungsrichtung herangezogen werden.

6.1.1 Kontamination mit Beta-/Gammastrahler Cs 137

Es wird von einer in der Ausdehnung begrenzten urbanen Fläche mit einer Cs 137 – Kontamination von $2 \cdot 10^6$ Bq/m² ausgegangen. Die externe Exposition durch Bodenstrahlung kann mit dem Dosisleistungskoeffizienten für Gamma-Bodenstrahlung für Cs 137 von

$$DL (\text{Cs137}) = 5,3 \cdot 10^{-16} \text{ ((Sv/s)/(Bq/m}^2\text{))} \quad [6.2]$$

für die effektive Dosis einer erwachsenen Person unmittelbar abgeschätzt werden. Danach beträgt die Ortsdosisleistung (ODL)

$$\text{ODL } (2 \cdot 10^6 \text{ Bq/m}^2) \text{ [Sv/h]} \approx 4 \text{ } \mu\text{Sv/h} \quad [6.3]$$

Damit wäre die Schwelle von 25 $\mu\text{Sv/h}$ effektive Dosisleistung durch Direktstrahlung, die für Einsatzkräfte gemäß Feuerwehr-Dienstvorschrift FwDV 500 (FwDV, 2004) als Grenze eines Gefahrenbereichs gilt, nicht überschritten. Es ist aber damit zu rechnen, dass zumindest im unmittelbaren Nahbereich der detonierten USBV bis etwa 100 m und wegen der zunächst nicht gut erfassten Kontaminationssituation in Ausbreitungsrichtung ein darüber hinausgehender Gefahrenbereich eingerichtet wird.

Da der Durchzug der Schadstoffwolke und damit einhergehende trockene oder nasse Deposition des freigesetzten Radionuklids fast unmittelbar und innerhalb kurzer Zeit erfolgt, wird sofort auch Resuspension durch Wind einsetzen und zu luftgetragener Aktivität im lungengängigen Partikelgrößenbereich führen.

Eine vorsichtige Abschätzung der Resuspensionsrate und daraus resultierender Aktivitätskonzentrationen im betrachteten kontaminierten Bereich wird auf der Basis der Resuspensionsexperimente mit der Kanalapparatur für als repräsentativ erachtete Oberflächen gemacht. Dafür wird auf bereits in Kapitel 5 behandelte Beziehungen zurückgegriffen. Als Resuspensionsrate bei relativ hoher Windgeschwindigkeit von 6 m/s wird Gleichung [5.12] verwendet:

$$R_R [1/\text{min}] = 3,3 \cdot 10^{-3} t^{-1} \quad \text{mit } [t] = \text{min.}$$

Diese zeitabhängige Beziehung bleibt unverändert, wenn man durchgehend die Zeit statt in min. in Sekunden einsetzt. Die durch Inhalation von einer erwachsenen Person mit einer Inhalationsrate von $3,3 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ auf der Leeseite einer repräsentativen Fläche F von 50 m mal 100 m (5000 m^2) aufgenommene Aktivität INT ist durch die Beziehung der Gleichung [5.10] gegeben:

$$INT [\text{Bq}] = F \cdot FK \cdot \chi \cdot AR \cdot \int_{T_1}^{T_2} R_R(t) dt \quad [6.4]$$

Dabei ist die hier angenommene Flächenkontamination $FK = 2 \cdot 10^6 \text{ Bq}/\text{m}^2$ und der zeitintegrierte Ausbreitungsfaktor χ gemäß Gleichung [5.14] als Ergebnis der Ausbreitungsmodellierung $\chi = 7 \cdot 10^{-3} [1/\text{m}^2]/(u_{10} \text{ m/s}) = 1,2 \cdot 10^{-3} \text{ s}/\text{m}^3$ für $u_{10} = 6 \text{ m/s}$. Der während eines Zeitintervalls (T_2-T_1) durch Windresuspension resuspendierte Anteil ist durch die Integration der zeitabhängigen Resuspensionsrate $R_R(t)$ gegeben. Für ausgewählte Zeitintervalle sind die resuspendierten Anteile der Kontamination in Tab. 5.4 aufgeführt. Danach wird im Zeitintervall von 5 Minuten bis 120 Minuten 1% der Kontamination resuspendiert, von 1h bis 10 h sind es 0,76 % und von 12 bis 24 h insgesamt 0,23 %. Mit Gleichung [6.4] ergeben sich mit den genannten Werten folgende Aktivitätsaufnahmen durch Inhalation resuspendierter Aktivität und bei einem Dosiskoeffizienten DF

für die effektive Dosis eines Erwachsenen von $3.9 \cdot 10^{-8}$ Sv/Bq (ungünstigste chemische Form) die in Tab. 6.2 angegebenen Dosisraten [Sv/h].

Aus Tab. 6.2 wird der Einfluss der Resuspensionsrate und deren zeitlicher Abnahme auf die pro Stunde bei Aufenthalt im Bereich der Kontamination über Inhalation aufgenommene Aktivität und damit auf die entsprechende Dosisrate ersichtlich. Hier wurde die Exposition als Dosisrate (effektive Dosis als Folgedosis) in $\mu\text{Sv/h}$ ausgedrückt, um einen Vergleich mit der Dosisrate durch Direktstrahlung von der kontaminierten Fläche zu erleichtern. Gemäß Gleichung [6.3] beträgt die Dosisleistung bei einer Cs 137 Kontamination von $2 \cdot 10^6$ Bq/m² etwa $4 \mu\text{Sv/h}$. Somit zeigt sich, dass auch in der Frühphase nach Eintritt eines Kontaminationsereignisses mit Cs 137 und erst recht nach Ablauf von mehreren Stunden oder eines halben Tages der Inhalationspfad durch Resuspension gegenüber der Dosis durch Direktstrahlung nur begrenzte Bedeutung hat.

Tab. 6.2 Resuspendierter Anteil der Flächenkontamination in ausgewählten Zeitintervallen, die darin über Inhalation (Erwachsener) aufgenommene Aktivität von Cs 137 und die im Mittel im Intervall pro h resultierende effektive Dosis (Folgedosis)

Zeitintervall	Resuspendierter Anteil, R_A	Inhalierete Aktivität [Bq]	Effektive Dosisrate [$\mu\text{Sv/h}$]
5 min. – 2 h	$1.0 \cdot 10^{-2}$	40	0.8
1 h – 10 h	$7.6 \cdot 10^{-3}$	30	0.13
12 h – 24 h	$2.3 \cdot 10^{-3}$	9	0.03

Von kontaminierten Flächen kann zusätzlich zur durch Wind verursachten Resuspension auch eine durch mechanische Einwirkung induzierte Resuspension auftreten. In der Regel tritt eine durch mechanische Beaufschlagung verursachte Vibration gleichzeitig nur an bestimmten Stellen einer kontaminierten Fläche auf. Dadurch ist der Beitrag zur gesamten Resuspension vermindert. Wiederholte mechanische Schlagbelastungen von kontaminierten Probeflächen in der Kanalapparatur haben aber gezeigt,

dass im Bereich der Beaufschlagung anfangs jeweils ein deutlicher Resuspensionspeak auftritt, der nach mehreren Wiederholungen zurückgeht. Insgesamt durch wiederholte mechanische Einwirkung auf eine Bezugsfläche verursachte Resuspensionsspitzen blieben in der Summe im Bereich von 1% bis wenige % der Gesamtkontamination. Das lässt den Schluss zu, dass ein mechanischer Resuspensionsbeitrag zu den in Tab. 6.1 beispielhaft aufgeführten durch Wind (6 m/s) verursachten resuspendierten Anteilen einer Flächenkontamination die Ergebnisse wohl nicht wesentlich ändern würde. Offen bleibt derzeit, welche zusätzlichen Beiträge zur Gesamtresuspension durch lokal erhöhte Luftströmungseinflüsse ausgelöst werden können wie sie beim Laufen von Personen im Bereich der auftretenden Schuhsohlen (Gomes et al. 2007)) oder durch vorübergehend stark erhöhte Luftströmung bei fahrenden Fahrzeugen (Sehmel 1973)) auftreten können.

Sollte es infolge Niederschlag zu einer im Vergleich zur trockenen Deposition erhöhten Kontamination kommen, würde sich die Direktstrahlung auf kontaminierten Flächen entsprechend erhöhen. Der Beitrag einer Windresuspension wäre aber stark unterdrückt, da die Experimente gezeigt haben, dass zumindest für wasserlösliche partikelförmige Stoffe nach nasser Deposition die Resuspension um mehr als zwei Größenordnungen geringer ist.

6.1.2 Kontamination mit Alpha-Strahler Pu 238

Im Fall einer Umsetzung einer Schmutzigen Bombe mit dem Alpha-Strahler Pu 238 als Beiladung wird, unter der Annahme, dass eine Aktivität von 10^{12} Bq zu 100% im lungengängigen Größenbereich freigesetzt wird, ebenfalls eine Kontamination von $2 \cdot 10^6$ Bq/m² mit partikelförmiger Aktivität im lungengängigen Größenbereich unterstellt. In diesem Fall ist der Beitrag durch Direktstrahlung sehr gering und entsprechend eine schnelle messtechnische Identifizierung der Kontamination mit einem

alpha-strahlenden Radionuklid erschwert. Die Bedeutung des Resuspensionspfades ist gegenüber Beta-/Gamma Strahlern stark erhöht, da der Dosiskoeffizient für Inhalation sehr viel höher ist. Für eine erwachsene Person ist der ungünstigste Dosiskoeffizient für die effektive Dosis durch Inhalation von Pu 238: DF [Sv/Bq] = $1.1 \cdot 10^{-4}$ Sv/Bq. Es sei hier aber angemerkt, dass unter den Bedingungen einer Freisetzung mittels einer Sprengladung eher anzunehmen ist, dass das lungengängige Plutonium in oxidischer Form vorliegt und der entsprechende Dosisfaktor für Inhalation dann mit $1.6 \cdot 10^{-5}$ Sv/Bq um fast einen Faktor 10 niedriger ist. Mit der identischen Verfahrensweise, die zur Tab. 6.1 für Cs 137 geführt hat, resultiert unmittelbar die folgende entsprechende Tab. 6.3 für Pu 238 als stellvertretendes Radionuklid für Alpha-Strahler.

Falls also in einem räumlich begrenztem urbanen Gebiet nahe des Freisetzungsortes eine so hohe Pu 238 – Kontamination auftritt, wären für dort tätiges Einsatzpersonal in der Frühphase einfache Atemschutzmaßnahmen zu empfehlen. Dabei würde eine übliche FFP-3 Halbmaske, die keine nennenswerte Arbeiterschwernis darstellt, bei einer Reduzierung inhalierter Partikel um etwa einen Faktor 100 ausreichend. Im Falle einer Kontaminationssituation mit einem Beta-Gammastrahler ist die Identifizierung eines Gefahrenbereiches über das $25 \mu\text{Sv/h}$ Kriterium der Dosisleistung (effektive Dosis) messtechnisch relativ einfach. Deutlich schwieriger wäre die Situation bei einer Kontamination mit einem Alpha-Strahler ohne nennenswerten Gamma-Anteil. Die in Tab. 6.2 aufgeführten Dosisleistungswerte der effektiven Dosis über Inhalation resuspendierter Aktivität für ausgewählte Zeitintervalle zeigen, dass aufgrund dieses Expositionspfades in der Frühphase Gefahrenbereiche eingerichtet werden müssten.

Tab. 6.3: Resuspendierter Anteil der Flächenkontamination in ausgewählten Zeitintervallen, die darin über Inhalation (Erwachsener) aufgenommene Aktivität von Pu 238 und die im Mittel im Intervall pro h resultierende effektive Dosis

Zeitintervall	Resuspendierter Anteil, R_A	Inhalierte Aktivität [Bq]	Effektive Dosisrate [$\mu\text{Sv/h}$]
5 min – 2 h	$1.0 \cdot 10^{-2}$	40	2200
1 h – 10 h	$7.6 \cdot 10^{-3}$	30	370
12 h – 24 h	$2.3 \cdot 10^{-3}$	9	83

Gleichzeitig stellt sich die Frage, durch welche Art von Gegenmaßnahmen für Bevölkerung und Einsatzpersonal eine Expositionsgefährdung durch resuspendierte Aktivität vermindert werden kann. Hierzu läßt sich aus einem ersten Versuch mit der Kanalapparatur bereits ein wichtiger Schluss ziehen: Bei einem der in Tab. 4.7 aufgeführten untersuchten Kombinationen von Kontamination und Oberflächen ist für das Fasertextil Tyvek untersucht worden, welche Reduktion der Resuspensionsrate durch nachträgliches Besprühen der kontaminierten Oberfläche mit Wasser erzielt wird. Danach kann man durch eine solche Maßnahme schon eine deutliche Reduktion der Resuspensionsrate bewirken. Ein weiterer erster Versuch mit einer kontaminierten glatten Fliese und nachfolgender Benetzung mit einem Wasser/Glycerin-Geschmisch weist auf einen noch stärkeren Reduktionseffekt bezüglich Windresuspension hin. Schon wegen der in diesem Vorhaben gemessenen Zeitabhängigkeit der Resuspensionsrate läßt sich schließen, dass solche hier andiskutierten Gegenmaßnahmen bevorzugt in der Frühphase eines Kontaminationsereignisses in Betracht zu ziehen sind.

6.2 Unfall in einem Kernkraftwerk mit schwerwiegender Freisetzung radioaktiver Stoffe – Betrieb einer Notfallstation

Bei einem Unfall in einem Kernkraftwerk mit erheblicher Freisetzung radioaktiver Stoffe können größere Gebiete in der Umgebung der Anlage

kontaminiert werden. Im Rahmen von Katastrophenschutzplanungen, für die das jeweilige Land zuständig ist, sind Schutzmaßnahmen vorausgeplant. Zur Erzielung einer bundeseinheitlichen Vorgehensweise sind dazu von den Ländern und vom Bund die „Rahmenempfehlungen für den Katastrophenschutz in der Umgebung kerntechnischer Anlagen“ erarbeitet und veröffentlicht worden. Die letzte Aktualisierung erfolgte 2008 (Rahmenempfehlungen 2008). Zusammen mit den „Radiologischen Grundlagen für Entscheidungen über Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung bei unfallbedingten Freisetzungen von Radionukliden“ sind sie auch von der Strahlenschutzkommission (SSK) publiziert. (SSK, 2009). Für den Fall, dass Personen während des Durchzugs der radioaktiven Wolke, z.B. beim Aufenthalt im Freien exponiert und/oder äußerlich kontaminiert worden sind, ist die Einrichtung und der Betrieb einer Notfallstation vorgeplant. In Band 4 der Veröffentlichungen der SSK (SSK 2007) „Medizinische Maßnahmen bei Kernkraftwerksunfällen“ sind die Planung, die Zielsetzung und der Betrieb einer Notfallstation ausführlich behandelt. Wesentliche Aufgaben einer Notfallstation sind

- Befragung und Registrierung der Betroffenen einschließlich der Dosisabschätzung
- Kontaminationsmessung und Dekontamination falls erforderlich
- Ärztliche Beurteilung und Entscheidung über weitere Maßnahmen

Das Aufsuchen einer Notfallstation ist als Angebot an die Bevölkerung zu verstehen, sich bei Verdacht einer Exposition oder Kontamination von Kleidung und anderen Körperflächen zur Beurteilung weiterer Maßnahmen überprüfen zu lassen. Aufgrund der räumlichen Gegebenheiten einschließlich vorhandener Parkmöglichkeiten, nach Geschlechtern getrennter Duschen und Toilettenanlagen sind insbesondere Schulen, Hallenbäder oder Sporthallen als Notfallstation geeignet. Der Veröffentlichung Band 4 der SSK (SSK, 2007) ist zur Veranschaulichung das in Abb. 6.1 dargestellte Organisationsschema entnommen.

Der Bereich der Notfallstation, wo Personen noch äußerlich kontaminiert sein können und folglich von ihrer Kleidung und anderen Körperoberflächen radioaktive Stoffe abgelöst werden können, wird als „Schwarzbereich“ bezeichnet. Der sich nach Registrierung, Kontaminationsvorprüfung, dem Kontaminationsnachweis und dann ggf. erfolgter Dekontamination anschließende Bereich ist der „Weißbereich“. Für Besucher, bei denen eine äußerliche Kontamination oberhalb einer Entscheidungsschwelle festgestellt worden ist, beinhaltet die Dekontamination das Ablegen und Abgeben ihrer Kleidung, eine Säuberung durch Duschen und nach entsprechender Überprüfung des Dekontaminationserfolges eine neue Einkleidung mit in der Notfallstation bereitgestellter Ersatzkleidung.

Die Überprüfung auf Kontamination kann entweder über eine Messung mit einem Gammadosisleistungsmessgerät bei einem Abstand von etwa 1 m oder durch ein nah an der zu überprüfenden Oberfläche gehaltenes Kontaminationsmessgerät erfolgen. Bei einem Kernkraftwerksunfall werden überwiegend Spaltprodukte freigesetzt, die Beta-/Gammastrahler sind und folglich über Direktstrahlung gemessen werden können. In Band 4 der SSK (SSK 2007) wird ein Entscheidungsschema bei Kontamination der Haut (und damit auch Kleidung) mit Richtwerten für abgestufte Maßnahmen vorgeschlagen. Die niedrigste Schwelle ist dabei eine Kontamination von 40 Bq/cm^2 eines typischen Nuklidgemisches eines Kernkraftwerksunfalles, bei dem die Gammadosisleistung in einem Meter Abstand $0.1 \mu\text{Sv/h}$ unterschreitet. Unterhalb dieser Schwelle ist eine Dekontamination nicht erforderlich, bei Überschreitung bis zu einem Faktor 10 ist diese zu erwägen und darüber in jedem Fall erforderlich. Bei der obersten Schwelle von $> 40 \text{ kBq/cm}^2$ entsprechend $4 \cdot 10^8 \text{ Bq/m}^2$ wäre eine vorrangige Dekontamination durchzuführen. In diesem Fall würde die einfach zu messende Gammadosisleistung in 1 m Abstand für ein zu erwartendes Nuklidgemisch $> 40 \mu\text{Sv/h}$ betragen.

reich. Zur Abschätzung der dadurch verursachten Inhalationsbelastung und zur Beurteilung erforderlicher Atemschutzmaßnahmen sind folglich Kenntnisse erforderlich, welcher Anteil der Kontamination pro Zeiteinheit und unter den Bedingungen einer Innenraumsituation durch Resuspensionsprozesse in den luftgetragenen Zustand übergeht. Die bereits in Kap. 4 beschriebenen Versuche zur Resuspension von mit Staub kontaminierten Kleidungsflächen einer Person in einem Reinraum sind so konzipiert und gefahren worden, dass sie der Situation im Schwarzbereich einer Notfallstation hinreichend ähnlich sind und auf diese übertragen werden können. Die sich bei realitätsnahen Bewegungen und auch Verweilphasen eines Probanden in dem Reinraum einstellende zeitabhängige Staubkonzentration resuspendierter Partikel ist bei bekanntem Kontaminationsniveau auf definierten Flächen und bei bekannten Einflussgrößen wie Raumvolumen und Luftwechselzahl gemessen worden.

Die mit der empfindlichen Aerosolmesstechnik im Reinraum ermittelte Luftkonzentration, hier ausgedrückt als Aktivitätskonzentration AK [Bq/m^3] ist durch folgende Einflussgrößen (bei Vernachlässigung von Abscheideprozessen) bestimmt:

- Volumen des Raumes V [m^3]
- Größe der kontaminierten Fläche F [m^2]
- Flächenkontamination FK [Bq/m^2]
- Resuspensionsrate $R_R(t)$, z.B. in der Einheit [$1/h$] oder [$1/s$]
- Luftwechselzahl LWZ , z.B. in der Einheit [$1/h$] oder [$1/s$]

$$AK [Bq/m^3] = \frac{F \cdot FK \cdot R_R(t)}{V \cdot LWZ} \quad [6.5]$$

Diese Beziehung entspricht der Gleichung [2.2], in der für eine Innenraumsituation ein Resuspensionsfaktor definiert worden ist. Bei Kenntnis der Resuspensionsrate $R_R(t)$ von kontaminierter Kleidung aufgrund der Messungen mit der Reinraumkammer lässt sich die

Aktivitätskonzentration in der Raumluft einer Notfallstation bei Kenntnis der übrigen in Gleichung [6.5] eingehenden Größen unmittelbar ermitteln und damit die Inhalationsbelastung von Personal, das sich dort für längere Zeiten aufhält, bestimmen.

Die Ergebnisse der im Reinraum gemessenen Resuspensionsraten unter den Versuchsbedingungen mit einem Probanden, der verschiedene Aktivitäten ausführt, oder mit kontaminierten Anzügen, die durch Karussellarme regelmäßig mechanisch beaufschlagt werden, sind in Kapitel 4.5 ausführlich dargestellt und analysiert worden. Danach stellt sich bei einer sich „normal“ bewegendem Person unmittelbar nach definierter Staubkontamination anfänglich eine Resuspensionsrate $R_R \approx 3 \cdot 10^{-2} \text{ 1/h}$ ein. Weiterhin wurde festgestellt, dass im Verlauf von etwa einer Stunde mit vergleichbaren Aktivitäten die Resuspensionsrate auf etwa 1/10 des Ausgangswertes zurückging. Dieser Rückgang ließ sich näherungsweise mit einer e-Funktion anpassen. Weitergehende Aussagen über den zeitlichen Verlauf der Resuspensionsrate von kontaminierter Kleidung lassen sich aus den Messungen nicht ableiten. Weiterhin haben die Reinraummessungen ergeben, dass der insgesamt durch Resuspension von Kleidung freigesetzte Anteil RA auf Werte von einigen Prozent begrenzt bleibt, soweit nicht eine gezielte Klopfbelastung erfolgt. Insgesamt haben die Reinraummessungen ergeben, dass die mit körperlicher Aktivität verbundene mechanische Beanspruchung der Kleidung ein wirksamer Resuspensionsmechanismus ist.

In Bezug auf die Übertragung auf Personen, die bei einem Unfall in einem Kernkraftwerk während des Durchzugs der radioaktiven Wolke äußerlich kontaminiert worden sind, ist zu erwarten, dass für sie bis zum Erreichen einer Notfallstation und infolge der damit verbundenen körperlichen Bewegung, die erste Phase mit hoher Resuspensionsrate bereits vorüber ist. Auch bei den Versuchen mit der Kanalapparatur und Windbelastung hat sich anfangs in den ersten Minuten eine verstärkte Resuspensionsrate ergeben. Daher dürfte die Annahme einer mittleren Resuspensionsrate von

$5 \cdot 10^{-3} \text{ 1/h}$ während des Aufenthalts in der Notfallstation einen vorsichtigen Wert darstellen. Eine solche Resuspensionsrate während einer Dauer von 2 h Aufenthalt im Schwarzbereich einer Notfallstation bis zum Ablegen und Abgeben der kontaminierten Kleidung würde bedeuten, dass in dieser Zeit 1% der Kontamination von der Kleidungsoberfläche einer Person in die Raumluft übergeht

6.2.1 Übertragung auf eine Notfallstation

Die Ergebnisse zur Resuspension von kontaminierter Kleidung mit der Reinraumkammer werden hier exemplarisch auf Bedingungen einer Notfallstation unter Anwendung der Gleichung [6.5] übertragen. Danach ist die sich in der Raumluft des Schwarzbereiches einstellende Aktivitätskonzentration $AK \text{ [Bq/m}^3\text{]}$ mit den dort eingeführten Bezugsgrößen gegeben durch

$$AK \text{ [Bq/m}^3\text{]} = \frac{F \cdot FK \cdot R_R(t)}{V \cdot LWZ} \quad [6.6]$$

Zur beispielhaften Quantifizierung dieser Größen wird hier von folgenden Annahmen ausgegangen:

- Der Durchsatz an Personen, die die Notfallstation aufsuchen, sei 1000 Personen pro 24 h. Das ist zweifellos ein hoher Wert.
- Die Aufenthaltsdauer einer Person mit festgestellter Kontamination im Schwarzbereich bis zum Ablegen und Abgeben der kontaminierten Kleidung betrage 2h
- Jede 10. Person habe eine sehr hohe Kontamination von 40 kBq/cm^2 eines für einen schweren KKW-Unfall typischen Spaltproduktgemisches. $\rightarrow FK = 4 \cdot 10^8 \text{ Bq/m}^2$
- Damit halten sich im Mittel 8 Personen mit einer sehr hohen Kontamination gleichzeitig im Schwarzbereich auf

- Die kontaminierte Oberfläche einer Person beträgt $2 \text{ m}^2 \rightarrow F = 8 \cdot 2 \text{ m}^2 = 16 \text{ m}^2$
- Das Luftvolumen des Schwarzbereiches mit 400 m^2 angenommener Grundfläche und 2.5 m Höhe beträgt $V=1000 \text{ m}^3$
- Als Luftwechselzahl im Schwarzbereich wird ein eher niedriger Wert von $\text{LWZ} = 1/\text{h}$ angesetzt
- Als Resuspensionsrate von kontaminierter Kleidung über die Aufenthaltsdauer von 2 h im Schwarzbereich wird $R_R = 5 \cdot 10^{-3} \text{ 1/h}$ angenommen

Damit sind alle in Gleichung [6.6] eingehenden Größen definiert. Als sich unter diesen Bedingungen einstellende Aktivitätskonzentration AK erhält man $AK = 3.2 \cdot 10^4 \text{ Bq/m}^3$.

Zu ihrer Bewertung kann die pro Stunde resultierende effektive Dosis durch Inhalation bei Aufenthalt im Schwarzbereich abgeschätzt werden: Die Atemrate einer erwachsenen Person beträgt etwa $1 \text{ m}^3/\text{h}$. Als Inhalationsdosiskoeffizient der effektiven Dosis für ein zu erwartendes Spaltproduktgemisch kann näherungsweise ein Wert von $DF = 10^{-8} \text{ Sv/Bq}$ für einen Erwachsenen genommen werden. Damit würde sich eine als Dosisrate ausgedrückte interne Exposition (eff. Dosis als Folgedosis) von

$$\text{Dosisrate} = 3.2 \cdot 10^4 \text{ Bq/m}^3 \cdot 1 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 1.0 \cdot 10^{-8} \text{ Sv/Bq} = 320 \text{ } \mu\text{Sv/h}$$

ergeben. Unter diesen Umständen wäre für im Schwarzbereich eingesetztes Personal das Tragen einer einfachen Halbmaske, z.B. FFP3 Typ, die mit keinen wesentlichen Einschränkungen bei der Wahrnehmung der Aufgaben verbunden ist, zu empfehlen. Dabei ist darauf hinzuweisen, dass auf eine solche Situation in einer Notfallstation relativ leicht reagiert werden kann, falls sich bei der einfach durchführbaren Kontaminationsvorprüfung herausstellt, dass ein größerer Anteil der

Personen, die die Notfallstation aufsuchen, sehr hohe Kontaminationen aufweist.

Die Messungen in der Reinraumkammer zeigen, dass während mechanischer Beanspruchung kontaminierter Kleidung mit einer erhöhten Resuspension zu rechnen ist. Das ist in einer Notfallstation in Raumbereichen zu erwarten, wo kontaminierte Personen vor einer Reinigung durch Duschen ihre Kleidung ablegen und diese dann mit Unterstützung durch Einsatzkräfte in Plastiksäcken oder anderen Behältnissen verstaut wird. Für das hierbei eingesetzte Personal ist das vorsorgliche Tragen eines Atemschutzes, z.B. einer wenig belastenden FFP3 Halbmaske, zu empfehlen.

7 Literatur

Andersson, KG, Mikkelsen, T, Astrup, P, Thykier-Nielsen, S, Jacobsen, LH, Hoe, SC, Nielsen, SP (2009). Requirements for estimation of doses from contaminants dispersed by a dirty bomb explosion in an urban area. *J. Environmental Radioactivity*, 100: 1005-1011

FwDV, (2004), Feuerwehr-Dienstvorschrift FwDV 500, Einheiten im ABC-Einsatz, Stand August 2004

Garland, J.A., Pomeroy, I.R., (1994). Resuspension of fall-out material following the Chernobyl accident. *Journal of Aerosol Science* 25, 793–806.

Giess, P., Goddard, J.H., Shaw, G. (1997). Factors affecting particle resuspension from grass swards. *Journal of Aerosol Science* 28, 1331–1349.

Gomes, C., Freihaut, J., Bahnfleth, W. (2007), Resuspension of allergen-containing particles under mechanical and aerodynamic disturbances from human walking, *Atmospheric Environment*, 41, 5257-5270

Harper, FT, Musolino, SV, Wente, WB (2007). Realistic radiological dispersal device hazard boundaries and ramifications for early consequence management decisions. *Health Phys.*, 93: 1-16

Hinds, W.C, (1999), *Aerosol Technology*, John Wiley, New York

Kildesoe, J., Vinzents, P., Schneider, T. (1998), Measuring the potential resuspension of dust from carpets., *J. Aerosol Sci.*, 5287

Kubota, Y., Hall, J. W., Higuchi, H., (2009), An experimental investigation of the flowfield and dust resuspension due to idealized human walking, *Journal of Fluids Engineering*, 131

Loosmore, A.G, (2003), Evaluation and development of models for resuspension of aerosols at short times after deposition, *Atmospheric Environment* 37, 639–647

Nicholson, K.W. (1993), Wind tunnel experiments on the resuspension of particulate materials. *Atmospheric Environment*, 27A, 181

Nolte, O. et al. (2004), A simple method to determine the re-suspension rate of non-fixed surface contamination, *PATRAM*, 2004

Pastuszka, J.S. (2009), Emission of airborne fibers from mechanically impacted asbestos-cement sheets and concentration of fibrous aerosols in the home environment in Upper Silesia, *J. Hazard. Materials*, 162, 1171

Rahmenempfehlungen (2008), Rahmenempfehlungen für den Katastrophenschutz in der Umgebung kerntechnischer Anlagen, GMBI Nr. 62/63 vom 19. Dezember 2008

Sehmel, G.A. (1980), Particle resuspension: A review, *Environment International* 4, 107-127

Sehmel, G.A. (1973), Particle resuspension from an asphalt road caused by car and truck traffic, *Atmospheric Environment* 7, 291-309

SSK (2009) Radiologische Grundlagen für Entscheidungen über Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung bei unfallbedingten Freisetzungen von Radionukliden, *Berichte der Strahlenschutzkommission (SSK) des BMU*, Heft 61

SSK (2007), Medizinische Maßnahmen bei Kernkraftwerksunfällen, *Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission*, Band 4

Thielen, H. (2003), Untersuchungen zur Festlegung von Parametern für die Modellierung der Radonfreisetzung aus bodennahen Flächenquellen, *Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz*, BMU-2003-621

Walter, H. (2006), Das Programmsystem LASAIR und seine aktuelle Optimierung für die nuklearspezifische Gefahrenabwehr, BfS, in 13. Fachgespräch zur Überwachung der Umweltradioaktivität mit dem Schwerpunktthema „Überwachung im Ereignisfall“ vom 4.- 6-April 2006, *Tagungsband*, BMU

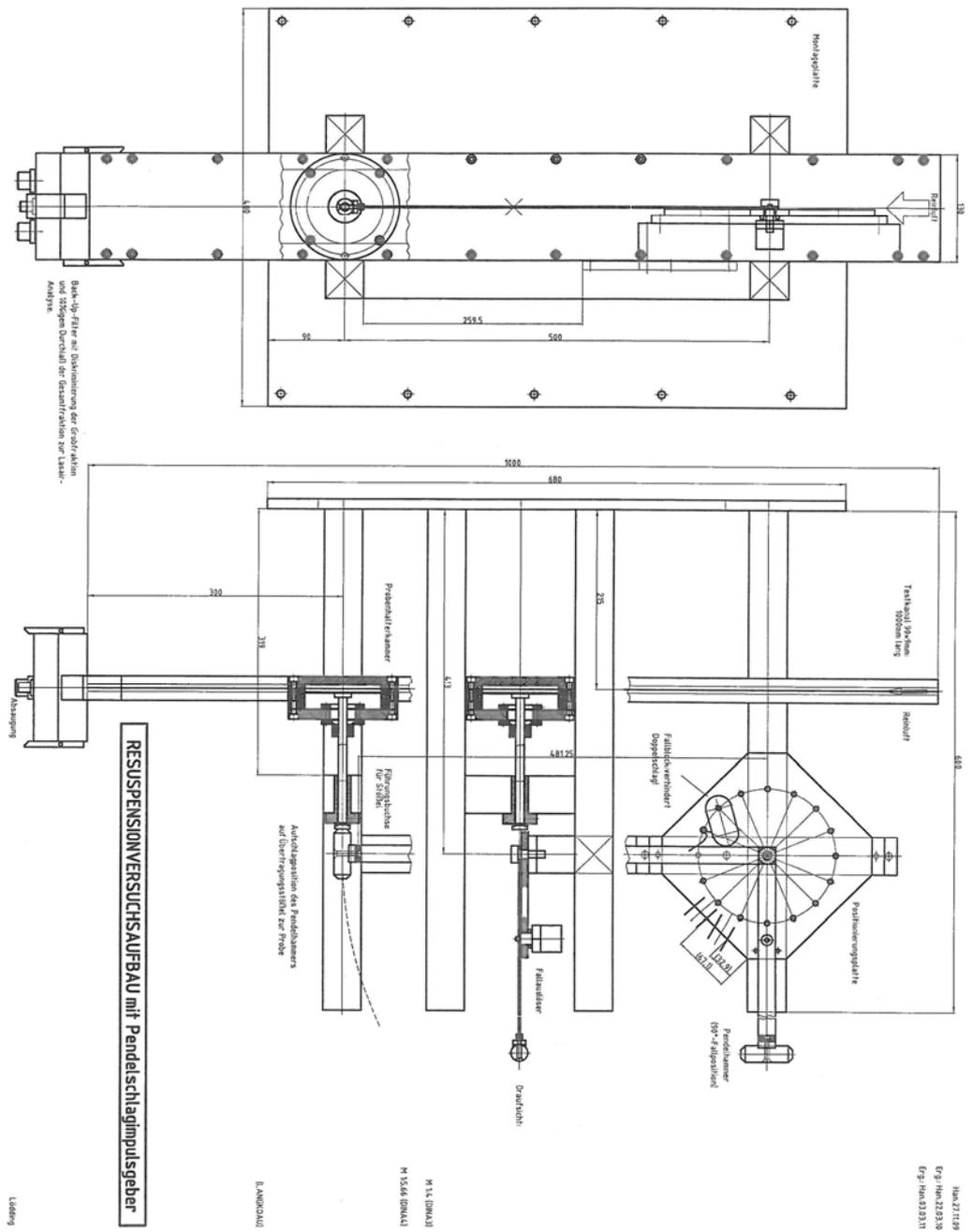
White, F.M. (1986). *Fluid Mechanics*, 2nd Edition. McGraw-Hill, New York.

Yoon, Y.H, Brimblecombe, P. (2003), Clothing as a source of fibres within museums, *J. Cultural Heritage*, 1, 445.

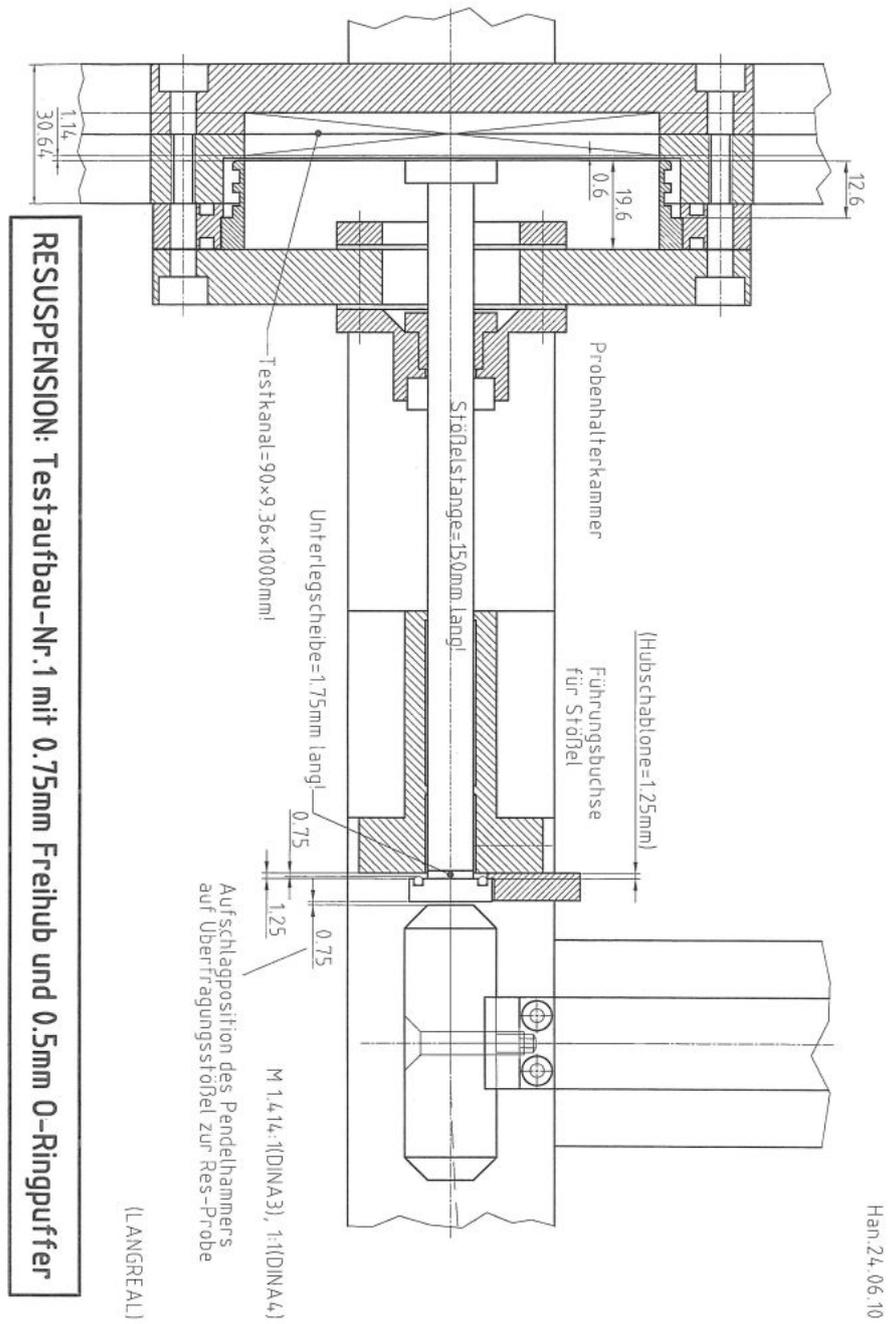
8 Anhang

8.1 Technische Zeichnungen

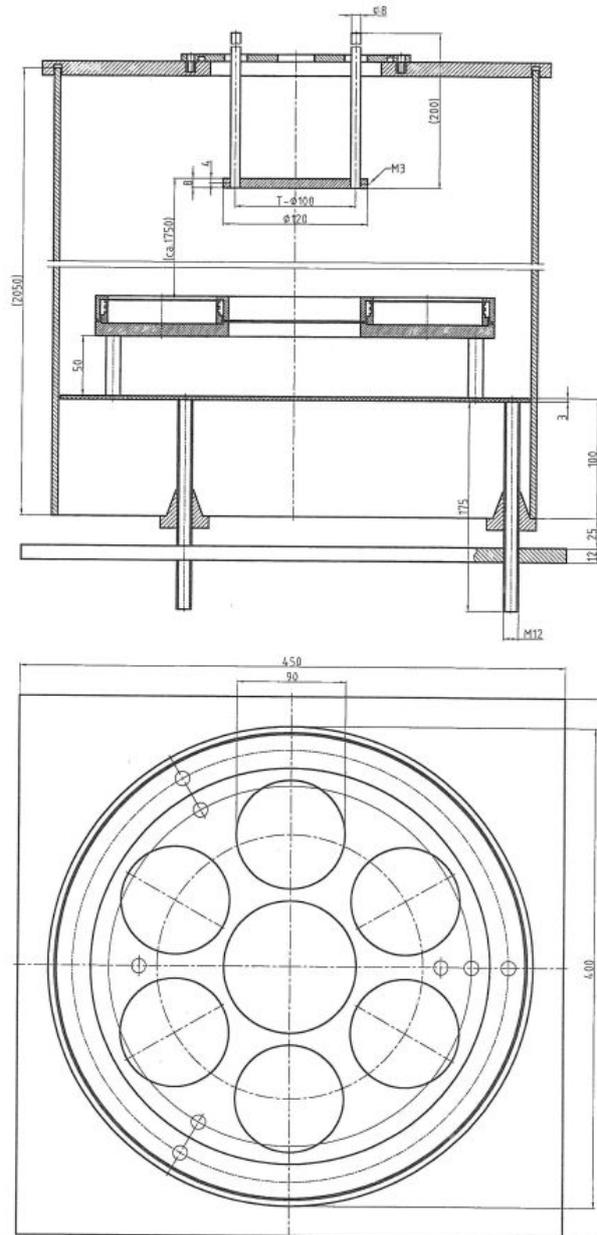
Gesamtaufbau des Resuspensionskanals



Detail der Kraftbeaufschlagung



Details der Kontaminationsapparatur



Han 21.01.10

M 1.2.828 (DINA3)

M 1.4 (DINA4)

(LANGSAMM)

BESTAUBUNGS-AUFBAU für 6 Resuspensionsproben gleichzeitig

Lödting

| Verantwortung für Mensch und Umwelt |

Kontakt:

Bundesamt für Strahlenschutz

Postfach 10 01 49

38201 Salzgitter

Telefon: + 49 30 18333 - 0

Telefax: + 49 30 18333 - 1885

Internet: www.bfs.de

E-Mail: ePost@bfs.de

Gedruckt auf Recyclingpapier aus 100 % Altpapier.



Bundesamt für Strahlenschutz