

UMWELT UND GESUNDHEIT

01/2022

WaBoLu-Innenraumtage 2021

Sonderband

von

Beitrag 1: Andreas Schütze

Beitrag 2: Peter Tappler

Beitrag 3: Lothar Grün

Beitrag 4: John Schumann

Herausgeber:

Umweltbundesamt

UMWELT UND GESUNDHEIT 01/2022

WaBoLu-Innenraumtage 2021

Sonderband

von

Beitrag 1: Andreas Schütze

Beitrag 2: Peter Tappler

Beitrag 3: Lothar Grün

Beitrag 4: John Schumann

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt

Wörlitzer Platz 1

06844 Dessau-Roßlau

Tel: +49 340-2103-0

Fax: +49 340-2103-2285

buergerservice@uba.de

Internet: www.umweltbundesamt.de

 [/umweltbundesamt.de](https://www.facebook.com/umweltbundesamt.de)

 [/umweltbundesamt](https://twitter.com/umweltbundesamt)

Abschlussdatum:

Dezember 2021

Redaktion:

Fachgebiet II 1.3 Innenraumhygiene, gesundheitsbezogene Umweltbelastungen

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1868-4340

Dessau-Roßlau, März 2022

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung: Sonderband WaBoLu-Innenraumtage 2021

Im vorliegenden Sonderband sind vier gehaltene Vorträge in Form einer schriftlichen Publikation veröffentlicht. So wird der erzielte Wissensgewinn einem breiteren Publikum zugänglich machen.

Folgende Beiträge sind in diesem Sonderband zu finden:

- Messung von VOCs in Innenräumen mit low-cost Sensorik und Vergleich mit analytischen Messungen
Andreas Schütze (Lehrstuhl für Messtechnik, Universität des Saarlandes)
- Eignung von Simulationsprogrammen und CO₂ als Indikator für das Infektionsrisiko gegenüber SARS-CoV-2
Peter Tappler (Arbeitskreis Innenraumluft im Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie, BMK, Wien, Österreich)
- Innenraumluftverunreinigungen – Schadstoff- oder Lüftungsproblematik?
Lothar Grün (eco-LUFTQUALITÄT + RAUMKLIMA GmbH, Köln)
- Analyse von Partikeln aus Innenraumluft mittels korrelativer Mikroskopie
John Schumann (Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BAuA))

Abstract: Special volume WaBoLu-Innenraumtage 2021

In this special volume, four lectures given are published in the form of a written publication. In this way, the knowledge gained will be made accessible to a wider audience.

Measurement of VOCs indoors with low-cost sensors and comparison with analytical measurements

Andreas Schütze (Lehrstuhl für Messtechnik, Universität des Saarlandes)

- Suitability of simulation programs and CO₂ as an indicator of the risk of infection in relation to SARS-CoV-2
Peter Tappler (Arbeitskreis Innenraumluft im Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie, BMK, Wien, Österreich)
- Indoor air pollution – a concern of source or ventilation?
Lothar Grün (eco-LUFTQUALITÄT + RAUMKLIMA GmbH, Köln)
- Analysis of particles in indoor air by correlative microscopy
John Schumann (Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BAuA))

Inhaltsverzeichnis

Grußworte der Herausgeber der WaBoLu-Schriftenreihe zu den 28. WaBoLu-Innenraumtagen 2021.	8
Messung von VOCs in Innenräumen mit low-cost Sensorik und Vergleich mit analytischen	
Messungen	9
1. Einleitung	10
2. Experimentelles.....	11
2.1 Modellbildung.....	12
2.2 Datenauswertung	13
2.3 Feldtests.....	14
3. Ergebnisse	15
3.1 Modellbildung.....	15
3.2 Feldtestergebnisse für kalibrierte VOCs	17
3.3 Feldtests mit nicht kalibrierten VOCs	19
4. Fazit.....	21
Quellenverzeichnis	22
Eignung von Simulationsprogrammen und CO ₂ als Indikator für das Infektionsrisiko gegenüber	
SARS-CoV-2.....	24
1. Einleitung	25
2. Stellenwert von Aerosolen im Pandemiegeschehen	25
3. Ermittlung des Risikos einer Ansteckung durch infektiöse Aerosolpartikel	25
4. Abschätzung des absoluten Infektionsrisikos in Innenräumen	26
5. Abschätzung des relativen Infektionsrisikos in Innenräumen	27
6. Die Referenzsituation bei der Ermittlung des relativen Infektionsrisikos in Innenräumen..	28
7. CO ₂ als Indikator für das Infektionsrisiko.....	29
8. Methodische Einschränkungen von Risikoabschätzungen	33
9. Ausblick	33
Quellenverzeichnis	33
Innenraumluftverunreinigungen – Schadstoff- oder Lüftungsproblematik?	36
1. Einleitung	36
2. Praxisbeispiele.....	39
3. Lüftung in der Nichtbelegungszeit	41
4. Klassifizierung von Gebäuden auf Grundlage von Gebäudeemissionen	44
5. Einfluss geringer Luftwechselraten auf das Emissionsverhalten	45
Fazit	48

Quellenverzeichnis	49
Analyse von Partikeln aus Innenraumluft mittels korrelativer Mikroskopie	51
1. Einleitung	52
2. Das Projekt EMMI - Gesamtüberblick	53
3. Gerätetechnik	54
3.1. Partikelsammler	54
3.2. Rasterelektronenmikroskop mit EDX-Detektor	55
3.3. Raman-Mikroskop	56
3.4. Automatisierte Bildaufnahme	56
3.5. Automatisierte Spektrenerfassung	58
4. Methoden	59
4.1. Korrektur durch Zuordnung des Bildinhaltes	60
4.4. Datenmodell des Bilderstapels	62
4.2.1. Bilder	62
4.2.2. Spektrale Mappings	62
4.2.3. Metadaten und Koordinaten	63
4.2.4. Bildauswertung mit der Software FibreDetect	63
4.3. Korrelative Mikroskopie	64
4.4. Klassierung von Objekten	65
5. Ausblick	65
6. Fazit	66
Quellenverzeichnis	66

Grußworte der Herausgeber der WaBoLu-Schriftenreihe zu den 28. WaBoLu-Innenraumtagen 2021

Dr. Wolfram Birmili, Dipl.-Ing. Burkhard Klaus

Der Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene (WaBoLu e.V.) und das Umweltbundesamt richteten gemeinsam vom 10. – 12. Mai. 2021 die traditionellen WaBoLu-Innenraumtage zum 28. Mal aus. Pandemiebedingt wurden die Innenraumtage in diesem Jahr in den virtuellen Raum verlegt. So konnte trotz großer Entfernungen zwischen den Beteiligten ein interessantes und vielseitiges Programm mit intensivem Austausch absolviert werden.

Die vorliegende Schriftenreihe, die gemeinsam vom Verein WaBoLu und dem Umweltbundesamt als Band 172 der WaBoLu-Schriftenreihe (CD-ROM-Mediadisk) herausgegeben wird, enthält überwiegend die zu den einzelnen Vorträgen gezeigten Folien. Im Zweifel gilt allerdings das gesprochene Wort. Die Herausgeber sind sich bewusst, dass das volle Verständnis der Inhalte nur im Zusammenhang mit der Teilnahme an der entsprechenden Veranstaltung gegeben ist. Die Mediadisk dient deshalb im Wesentlichen der Nacharbeitung bzw. dem Erinnern des Gehörten und Gesehenen und ersetzt nicht die Teilnahme an der Veranstaltung.

Es wurden insgesamt 12 Vorträge in 3 Blöcken präsentiert:

- ▶ Lüftung und Luftreinhaltung in Pandemiezeiten
- ▶ Analytische Methoden
- ▶ Gerüche

Unser Dank gilt den zahlreichen Mitarbeitern und Mitarbeiterinnen des Umweltbundesamtes und des Vereins WaBoLu, ohne deren unermüdliche Arbeit Tagung und Mediadisk nicht möglich gewesen wären. Wir bedanken uns ganz besonders bei den Autoren und Autorinnen, die ihre Manuskripte und Folien zur Veröffentlichung bereitgestellt haben. Die Herausgeber nehmen Anregungen und Kritik an der Veranstaltungsreihe und der vorliegenden Mediadisk jederzeit gern entgegen.

Wir würden uns über Ihre Teilnahme an den WaBoLu-Innenraumtagen auch im nächsten Jahr (23.-25. Mai.2022 – Termin noch zu bestätigen) sehr freuen!

Messung von VOCs in Innenräumen mit low-cost Sensorik und Vergleich mit analytischen Messungen

Measurement of VOCs indoors with low-cost sensors and comparison with analytical measurements

Prof. Dr. Andreas Schütze, Johannes Felix Amann,
Tobias Baur, Caroline Schultealbert
Lehrstuhl für Messtechnik, Universität des Saarlandes,
Campus A5 1, Saarbrücken,

Kurzfassung

Der technologische Fortschritt und die Nachfrage nach kostengünstigen Sensoren für die Messung der Innenraumluftqualität bewegt immer mehr Hersteller dazu, digitale Halbleitersensoren (engl.: metal oxide semiconductor gas sensors, kurz: MOS-Sensoren) auf den Markt zu bringen. Ziel dabei ist es, die Gesamtbelastung an VOCs (engl.: Volatile Organic Compounds, kurz: VOCs) im Innenraum zu messen oder einen Luftqualitätsindex auszugeben. Wir präsentieren hier die Ergebnisse einer Studie mit einem kommerziell verfügbaren Multisensor (SGP30, Sensirion AG), um die Möglichkeiten und Grenzen von MOS-Sensoren im Bereich der Innenraumluftqualitätsmessung aufzuzeigen.

Grundlage dafür sind der temperaturzyklische Betrieb des Sensors (TCO, temperature cycled operation), eine umfassende, auf die Zielanwendung optimierte Kalibrierung mit randomisierten Gasgemischen sowie Methoden des maschinellen Lernens zur Modellbildung verschiedener Zielgrößen. Nach der Kalibrierung im Labor folgt ein Feldtest der Sensorsysteme in einem regulären Büroraum. Die Funktionsprüfung erfolgt über Freisetzungstests bei der Kalibrierung zuvor verwendeter Substanzen durch Verdampfung von Flüssigkeiten. Vergleichsmessungen mit analytischen Messsystemen – Thermodesorptions-Gaschromatographie-Massenspektrometer (TD-GC-MS) mit Probennahme auf Tenax (Adsorptionsröhrchen basierend auf dem Polymer Poly(2,6-diphenyl-p-phenylenoxid) (Rothweiler et al. 1991)), mobile Gaschromatographie-Photoionisationsdetektor (GC-PID, X-pid 9500, Dräger Safety AG & Co KGaA) – sorgen für eine zusätzliche Validierung der Methodik. Rekalibrierungen im Labor dienen zur Kontrolle der Stabilität und zur Untersuchung des Langzeitverhaltens. Die optimierten Modellausgaben des SGP30 ermöglichen in Vor-Ort-Messungen die Bewertung der Gesamt-VOC-Belastung und die Quantifizierung wichtiger VOC-Stoffgruppen im Innenraum mit hoher zeitlicher Auflösung. Die dabei erzielte Messqualität ist mit analytischen Systemen vergleichbar.

Abstract

The progress in technology is causing more and more manufacturers to introduce digital metal oxide semiconductor gas sensors (MOS sensors) into the market for monitoring indoor air quality (IAQ). The aim is to measure the total amount of volatile organic compounds (VOCs) indoors or to provide an IAQ index. We present the results of a study with a commercially available multisensor (SGP30, Sensirion AG) to show the possibilities and limits of MOS sensors in this area.

The basis for this is the operating mode of the sensor (temperature cycled operation), an extensive calibration optimized for the target application with randomized gas mixtures and machine learning methods for modeling various target variables. After calibration in the laboratory, the sensor systems are tested in the field by operating them in a regular office. The functional test is carried out via release tests of substances previously used during calibration by evaporation of liquids. Simultaneous comparison measurements with analytical measuring

systems – TD-GC-MS (thermal desorption gas chromatography with mass spectrometry) and sampling on Tenax, i.e. adsorption tubes based on the polymer Poly(2,6-diphenyl-p-phenylene oxide (Rothweiler et al. 1991), mobile GC-PID (gas chromatography with photoionization detector, X-pid 9500, Dräger Safety AG & Co KGaA) – ensure additional validation of the methodology. Recalibrations in the laboratory serve to control the stability and to investigate the long-term behavior. The optimized model outputs of the SGP30 enable on-site measurements with high temporal resolution for the total VOC concentration as well as quantification of relevant VOC substance groups in indoor environments. The achieved measurement quality is comparable with analytical systems.

1. Einleitung

Der Innenraumluftqualität kommt eine immer größer werdende Bedeutung zu, vor allem da Menschen laut einem WHO-Bericht 90 % ihrer Zeit in Innenräumen verbringen (WHO 2013). Die gesundheitliche Bedeutung wird durch die Tatsache verstärkt, dass die Innenraumluft häufig höher belastet ist im Vergleich zur Außenluft (Pegas et al. 2012, Paciencia et al. 2016). Weiterhin führt die moderne Bauweise, mit dem Ziel der Energieersparnis durch weniger Wärmeverluste, zu immer dichteren Gebäuden und Räumen, wodurch die Luftwechselrate reduziert wird und schlechte Luft in der Wohnung „stehenbleibt“.

Im Bereich der Lüftungssteuerung beschränkt sich die Bewertung der Innenraumluft aktuell, wenn überhaupt, auf die Messung der CO₂-Konzentration. Diese dient jedoch nur als Indikator für die Anwesenheit von Menschen und die dadurch verursachte reduzierte Luftqualität. Eine weitere Ursache für schlechte Luftqualität im Innenraum, welche zu Müdigkeit, Kopfschmerzen und Sick-Building-Syndrom (Burge 2004) führt, sind vor allem flüchtige organische Verbindungen (VOC). Diese VOCs stammen zum einen aus dem menschlichen Stoffwechsel (Atem, Schweiß, Flatus) (de Lacy Costello 2014), welche durch eine CO₂-Messung nur indirekt identifiziert werden können, zum anderen aus Emissionen von Baumaterialien oder Einrichtungsgegenständen sowie alltäglichen Vorgängen wie z. B. Putzen, Kochen, Heizen (Benedix 2015). Nicht unwesentlich dabei ist, dass einige VOC als kanzerogen eingestuft werden, z. B. Formaldehyd (Salthammer et al. 2010).

Im Innenraum können mehrere hundert VOCs in meist niedrigen Konzentrationen nachgewiesen werden (AGÖF 2008). Diese können unter anderem nach ihrem Siedepunkt in die vier Gruppen VVOC (engl.: Very Volatile Organic Compounds), VOC (engl.: Volatile Organic Compounds), SVOC (engl.: Semi Volatile Organic Compounds) und POM (engl.: particulate organic matter) oder in die verschiedenen Stoffgruppen (Alkane, Alkene, Aromate, Aldehyde, Alkohole, Ester, Glykole und Glykolether, Halogenkohlenwasserstoffe, organische Säuren, Ketone, Siloxane, Terpene) eingeteilt werden.

Das Umweltbundesamt (UBA) hat dazu 2007 Leitwerte für eine Bewertung der Innenraumluftqualität basierend auf der Gesamt-VOC-Konzentration (engl.: totale volatile organic compounds, kurz: TVOC) veröffentlicht (UBA 2007). Diesen Leitwerten schließen sich passende Handlungsempfehlungen wie Lüften bei schlechter werdender Luftqualität bis hin zum „Nicht-Betreten“ des Raumes und weitere Untersuchung der Schadstoffquellen bei sehr hoher TVOC-Belastung an. Der aktuelle Standard für diese Aufgabe ist die Probenahme vor Ort und die Auswertung im Labor mit analytischen Messsystemen (meist basierend auf der Gaschromatographie), die das Grundlevel eines Raumes zu einem bestimmten Zeitpunkt aufnehmen können. Echtzeitmessungen und dadurch die Aufzeichnung von dynamischen Prozessen, die die VOC-Belastung im Raum verändern, sind jedoch nicht möglich. An dieser Stelle können digitale Metalloxid-Halbleitergassensoren (engl.: metal oxide semiconductor gas sensors, kurz: MOS-Sensoren) die analytischen Methoden ergänzen, da diese eine

Echtzeitüberwachung vor Ort im Innenraum ermöglichen. Durch ihre geringe Größe, ihren niedrigen Energieverbrauch und kostengünstige Herstellung können diese in kleine, stationäre oder in mobile Sensorsysteme integriert werden, welche vor Ort eingesetzt werden können.

Auf dem Markt werden zahlreiche Sensoren für die Erfassung der Innenraumluftqualität angeboten. In dieser Veröffentlichung präsentieren wir die Ergebnisse einer Studie (Amann 2021, Baur et al. 2021), welche das Potential von MOS-Sensoren zur Bewertung der Innenraumluftqualität durch Erfassung der Gesamt-VOC-Belastung und Quantifizierung einzelner VOC-Stoffgruppen in einem realen Anwendungsszenario aufzeigt. Grundlage dafür ist die Kalibrierung der Sensoren im Labor durch gezielte Beaufschlagung komplexer Gasgemische mit anschließender Dateninterpretation mittels Methoden des maschinellen Lernens. Zur Funktionsprüfung werden Feldtests mit gezielten Freisetzen einzelner VOCs durchgeführt, um die in der Datenauswertung gebildeten Modelle außerhalb des Labors zu prüfen. Zusätzlich werden zur Validierung analytische Messungen durchgeführt.

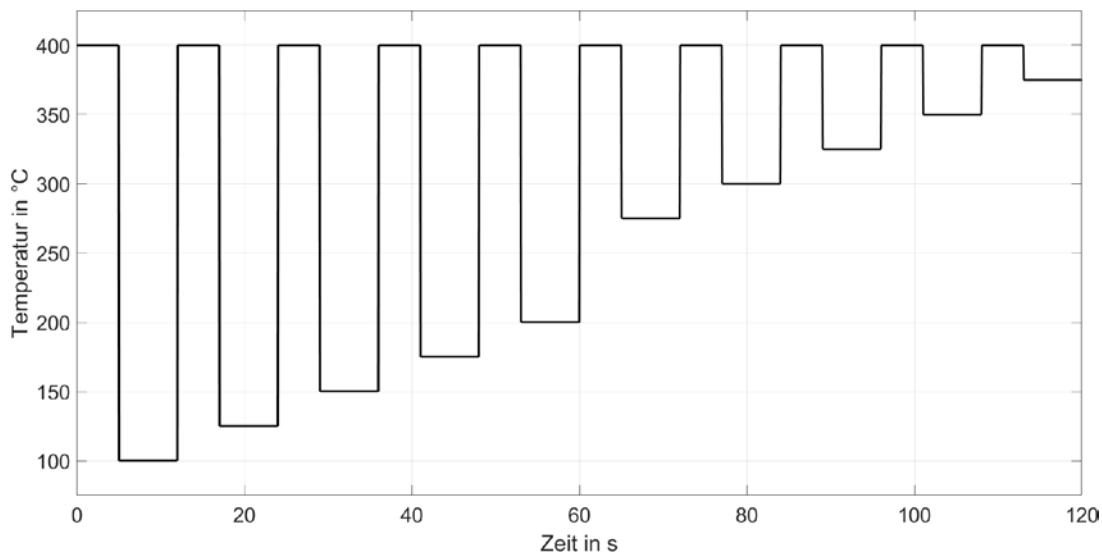
2. Experimentelles

Besonders geeignet für diese Aufgabe sind Multigassensoren wie der Sensirion SGP30, welcher vier unabhängige Sensorelemente (gassensitive Schichten) auf einem Chip vereint (Rüffer et al. 2018). Mit einer eigens entwickelten Auslese- und Steuerelektronik basierend auf einem Microcontroller Teensy 4.0 kann die Temperatur des Sensors gesteuert und der Sensor im sogenannten temperaturzyklischen Betrieb betrieben werden. Dieser ermöglicht eine deutliche Steigerung der Selektivität und Sensitivität sowie eine verbesserte Stabilität (Baur et al. 2015, Schütze und Sauerwald 2020).

Grundsätzlich basiert das Funktionsprinzip von MOS-Sensoren auf Oberflächenreaktionen von Gasen mit einem sensitiven Material, vor allem Metalloxiden wie Zinndioxid oder Wolframtrioxid (Madou und Morrison 1989). Die Reaktionen sind abhängig vom Gas, der sensitiven Schicht sowie der Temperatur und führen zu einer Widerstandsänderung. Diese Widerstandsänderung wird gemessen und ausgewertet. Der verwendete Temperaturzyklus mit einer Gesamtdauer von 120 s ist in Abbildung 1 gezeigt. Dieser besteht aus 10 Hochtemperaturstufen (400°C), gefolgt von jeweils 10 unterschiedlichen Niedrigtemperaturstufen. Durch die schnellen Temperaturwechsel der mikrostrukturierten Sensoren lassen sich Relaxationseffekte auf den Temperaturstufen beobachten, die für verschiedene Gase bzw. Gasgemische charakteristische Muster zeigen, siehe Abbildung 2.

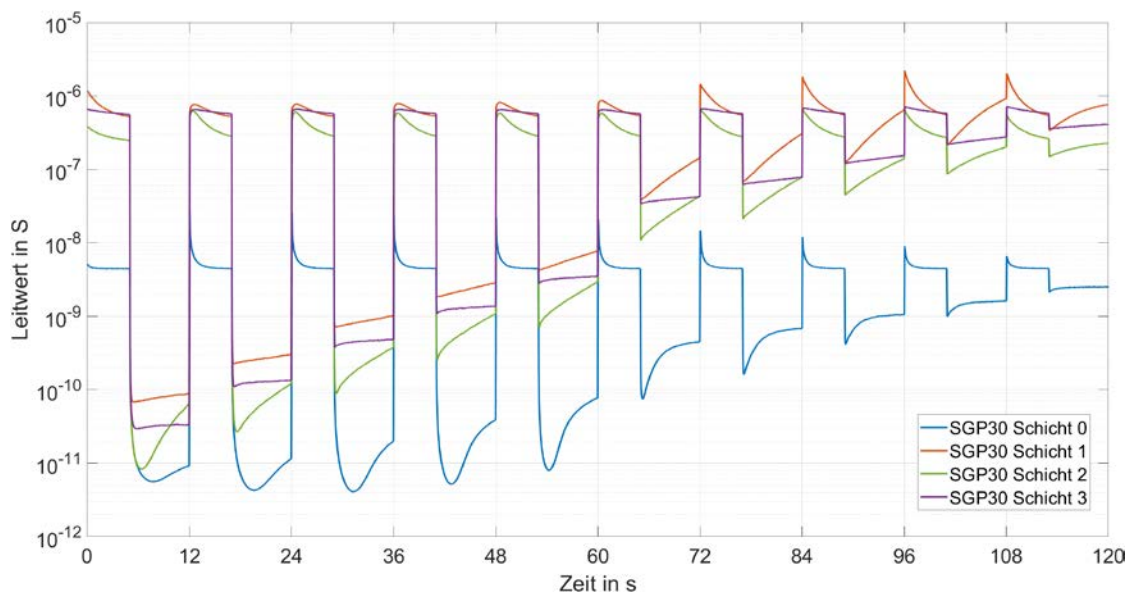
MOS-Sensoren haben ein breites Empfindlichkeitsspektrum, daher sind für konkrete Anwendungen nicht nur die zu messenden Zielgase, sondern auch mögliche Störgrößen bei der Kalibrierung zu berücksichtigen.

Abbildung 1: Temperaturzyklus mit den Hochtemperaturstufen (400°C) und den Niedrigtemperaturstufen (100, 125, 150, 175, 200, 275, 300, 325, 350, 375°C).



Quelle: eigene Darstellung, Lehrstuhl für Messtechnik, Universität des Saarlandes

Abbildung 2: Leitwertverlauf der vier Schichten eines SGP30 bei 983 ppb Gesamt-VOC. Das resultierende Muster ist charakteristisch für die jeweilige Gaszusammensetzung.



Quelle: eigene Darstellung, Lehrstuhl für Messtechnik, Universität des Saarlandes

2.1 Modellbildung

Im ersten Schritt werden die Sensoren im Labor für die Quantifizierung der Gesamt-VOC-Belastung im Innenraum sowie bestimmter Stoffgruppen mit randomisierten Gasmischen mittels Latin Hypercube Sampling zur Minimierung der Korrelationen zwischen den Variablen (McKay et al. 2000, Baur et al. 2020) beaufschlagt. Die Gasmischanlage (GMA) ermöglicht es, Gasmische mit sieben Komponenten gleichzeitig und unabhängig zu variieren (Helwig et al. 2014, Leidinger et al. 2018). Aufgrund dieser Einschränkung wurde die Auswahl der Zielgrößen auf vier VOCs aus unterschiedlichen Stoffgruppen und drei Störgrößen festgelegt. Als Störgrößen wurden neben der Luftfeuchte, die eine wichtige Störgröße für MOS-Sensoren darstellt, Wasserstoff und Kohlenmonoxid ausgewählt, da diese mindestens im jeweiligen

atmosphärischen Grundlevel im Innenraum auftreten. Als VOCs wurden aus vier verschiedenen Stoffgruppen (Keton, Aromat, Aldehyd, Alkohol) wichtige Repräsentanten (Aceton, Toluol, Formaldehyd, Ethanol) gewählt. Diese weisen das höchste Vorkommen in Innenräumen nach Studien mit analytischen Messsystemen auf (AGÖF 2008, AGÖF 2014). Da Moleküle einer Stoffgruppe durch ihre gleichen funktionellen Gruppen zu ähnlichen Reaktionen auf der Sensoroberfläche führen, sollte damit die Hypothese untersucht werden, ob eine Kalibrierung mit einem Vertreter pro Stoffgruppe ausreicht, um die Gesamtkonzentration aller VOC dieser Stoffgruppe zu erfassen. Zudem sollte so mit wenigen Prüfgasen auch eine Abschätzung der Gesamt-VOC-Konzentration möglich sein. Die Konzentrationsbereiche einzelner VOC reichen von wenigen ppb bis zu maximal 400 ppb und spiegeln damit die typische Verteilung in Innenräumen aus Feldstudien wider (AGÖF 2008, AGÖF 2014). Der erste Teil der Kalibrierung besteht aus 100 Gasgemischen aus dem resultierenden Standardkonzentrationsbereich (Tabelle 1). Als weitere Zielgröße dient die Summe der vier VOCs, kurz VOCsum, welche zur Abschätzung der Gesamt-VOC-Belastung dem TVOC-Wert aus der Analytik ähnelt.

Tabelle 1: Standardkonzentrationsbereich

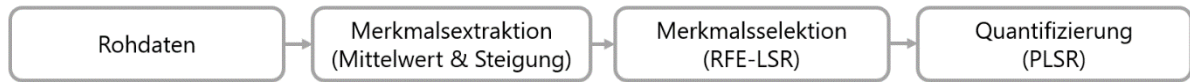
Zielgröße	Konzentrationsbereich
Aceton	14 – 300 ppb
Toluol	4 – 300 ppb
Formaldehyd	1 – 400 ppb
Ethanol	4 – 300 ppb
VOC _{sum}	300 – 1200 ppb
Wasserstoff	400 – 2000 ppb
Kohlenmonoxid	150 – 2000 ppb
Feuchte	25 – 75 %

Jeweils in weiteren 100 Gasangeboten wurden die Konzentrationsbereiche für die Gase Aceton (bis 1000 ppb), Toluol (bis 1000 ppb), Ethanol (bis 1000 ppb) und Wasserstoff (bis 4000 ppb) erweitert. Insgesamt resultieren daraus 500 Gasgemische mit einer Dauer von jeweils 20 Minuten, was einer Gesamtdauer von ca. sieben Tagen für die Initialkalibrierung entspricht. Zur Überprüfung der Stabilität der Modelle wurde diese Kalibrierung nach dem Betrieb im Feld über mehrere Wochen wiederholt (Rekalibrierung).

2.2 Datenauswertung

Zur Beurteilung der Innenraumluft werden Modelle für die verschiedenen Zielgrößen mittels maschinellen Lernens erstellt basierend auf der in Abbildung 3 gezeigten Datenauswertekette (Baur et al. 2021).

Abbildung 3: Statistische Modellbildung mit maschinellen Lernverfahren zur Quantifizierung der verschiedenen Zielgrößen.



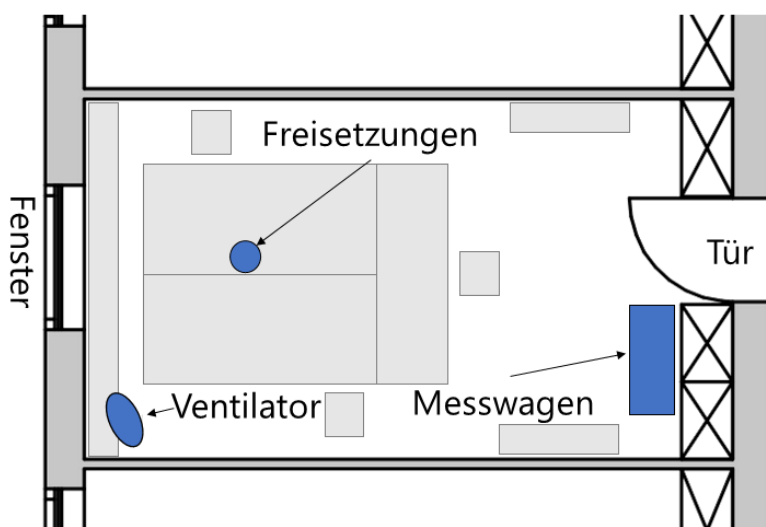
Quelle: eigene Darstellung, Lehrstuhl für Messtechnik, Universität des Saarlandes

Für die Mustererkennung werden formbeschreibende Merkmale durch eine Merkmalsextraktion in Form von Mittelwerten und Steigungen in einzelnen Abschnitten aus den Rohdaten des Temperaturzyklus gewonnen. Durch Einteilung des Zyklus in 120 äquidistante Abschnitte resultieren je Sensorschicht 240 und für einen SGP30 insgesamt 960 Merkmale. Dies führt zu einem hochdimensionalen Datensatz mit hochkorrelierten Merkmalen, weswegen über eine Merkmalsselektion die wichtigsten Merkmale zur Quantifizierung der jeweiligen Zielgröße nach der Methode RFE-LSR (engl.: Recursive Feature Elimination – Least Square Regression) ausgewählt werden. Zur Hyperparameteroptimierung (Anzahl der Merkmale und Anzahl der Hauptkomponenten für die darauffolgende Quantifizierung) ist dabei eine 10-fache Kreuzvalidierung integriert (Amann 2021, Baur et al. 2021). Im letzten Schritt folgt die Regression (Partial Least Squares Regression, kurz: PLSR), welche eine Quantifizierung der Zielgröße anhand der resultierenden Merkmale ermöglicht. Zur Validierung wird das so gebildete Modell auf einen Testdatensatz angewendet, der nicht Teil der Modellbildung ist und für den Test zurückgehalten wurde. Mit dieser Vorgehensweise ist es möglich, mit einem einzigen Sensor für mehrere Zielgrößen jeweils ein Modell zu bilden, mit welchem es auch außerhalb des Labors möglich sein sollte, die Konzentration der jeweiligen Größe zu bestimmen.

2.3 Feldtests

Da in realen Umgebungen wesentlich komplexere Zusammensetzungen vorliegen als während der Laborkalibrierung mit nur sieben Substanzen simuliert werden können, werden die Modelle in einem regulären Büro des Lehrstuhls für Messtechnik der Universität des Saarlandes validiert (Abbildung 4).

Abbildung 4: Feldtestraum mit Markierungen für den Ort der Freisetzung, der Positionierung des Ventilators und des Messwagens mit den Sensoren und analytischen Messsystemen.



Quelle: eigene Darstellung, Lehrstuhl für Messtechnik, Universität des Saarlandes

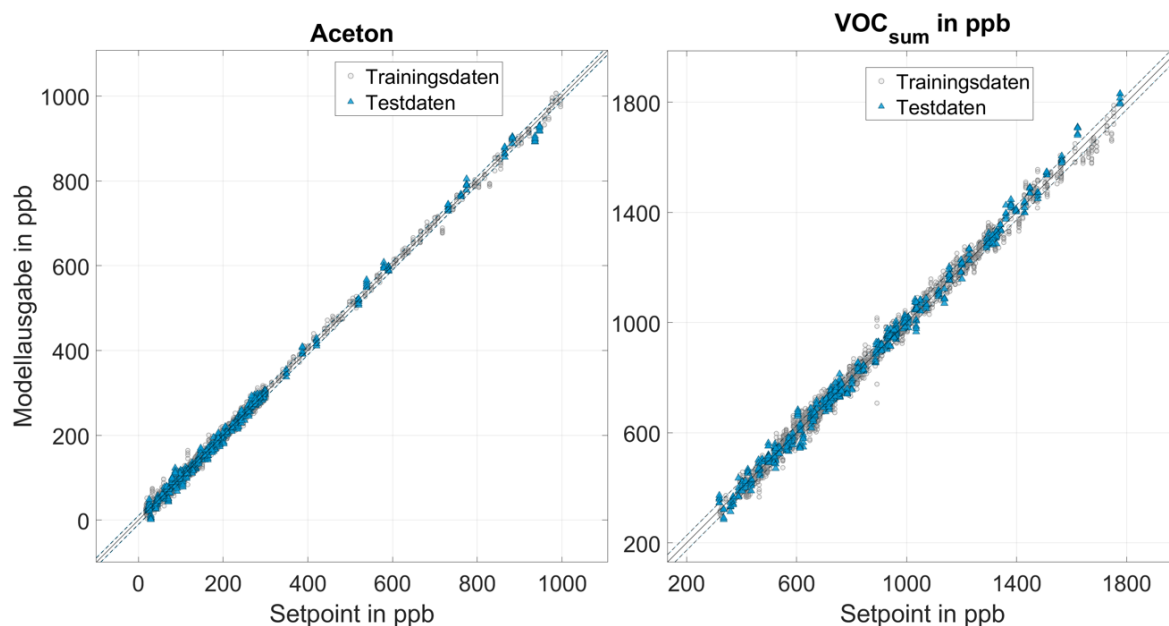
Das Volumen des Feldtestraumes, der mit Teppichboden, drei Arbeitsplätzen mit Schreibtisch und Bürostuhl sowie mehreren Schränken ausgestattet ist, beträgt ca. 62 m³. Zur Lüftung besitzt er ein Fenster zu einer Straße und eine Tür zum Etagenflur. Ohne Anwesenheit von Personen, bei geschlossenem Fenster und geschlossener Türe wird das Grundlevel des Raumes aufgenommen. Die Funktion der Modelle wird durch gezielte Freisetzung von Substanzen, welche während der Kalibrierung im Labor angeboten wurden, geprüft. Dabei werden definierte Mengen der Flüssigkeit im Raum verdunstet und die Modellsignale während einer Freisetzung aufgezeichnet. Der theoretisch im Raum resultierende Konzentrationsanstieg kann bei homogener Verteilung des Gases im Raum und ohne Luftaustausch über das ideale Gasgesetz berechnet werden und liegt in diesen Untersuchungen jeweils bei ca. 600 ppb. Zur weiteren Validierung der Modelle wurden so oft wie möglich parallel Messungen mit analytischen Messsystemen durchgeführt, einem GC-MS mit Probennahme auf Tenax sowie einem mobilen GC-PID-System.

3. Ergebnisse

3.1 Modellbildung

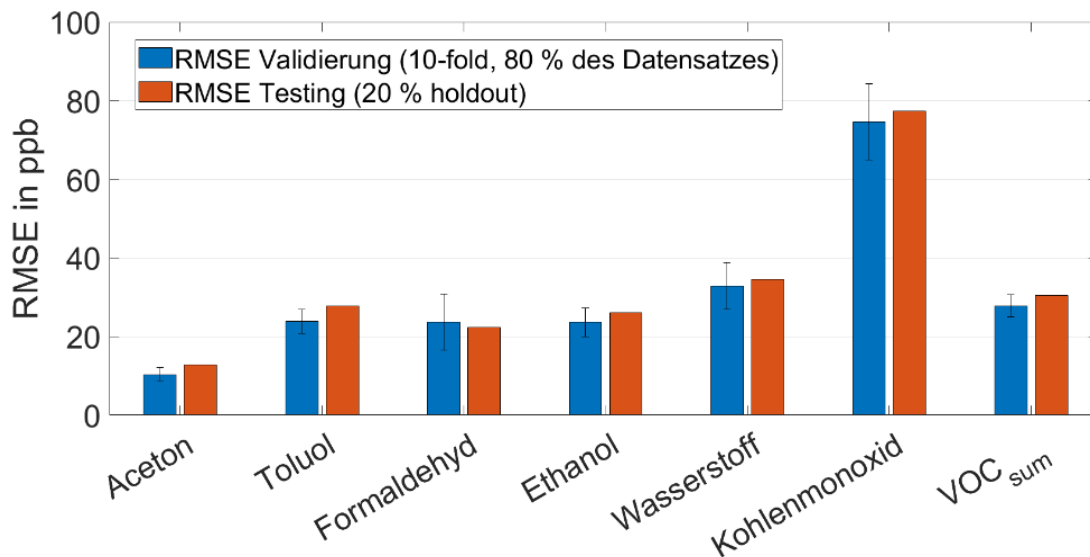
Aus der Kalibrierung entstehen funktionsfähige Modelle, welche Messunsicherheiten (abgeschätzt an Hand des RMSE, engl.: Root Mean Square Error) zwischen 10 und 40 ppb aufweisen, und sich somit sehr gut für die Messung im betrachteten Konzentrationsbereich eignen (Abbildung 5 und 6). Kohlenmonoxid weist mit ca. 80 ppb den höchsten RMSE-Wert auf, allerdings reagiert der SGP30 nicht sonderlich sensitiv auf CO und ist deshalb für die Quantifizierung im niedrigen ppb-Bereich nicht geeignet.

Abbildung 5: Vergleich der Modellausgabe mit der eingestellten Konzentration für Aceton und VOCsum für Trainingsdaten (blau, 80 % der Gasangebote der Initialkalibrierung) und Testdaten (grau, restliche Gasangebote).



Quelle: eigene Darstellung, Lehrstuhl für Messtechnik, Universität des Saarlandes

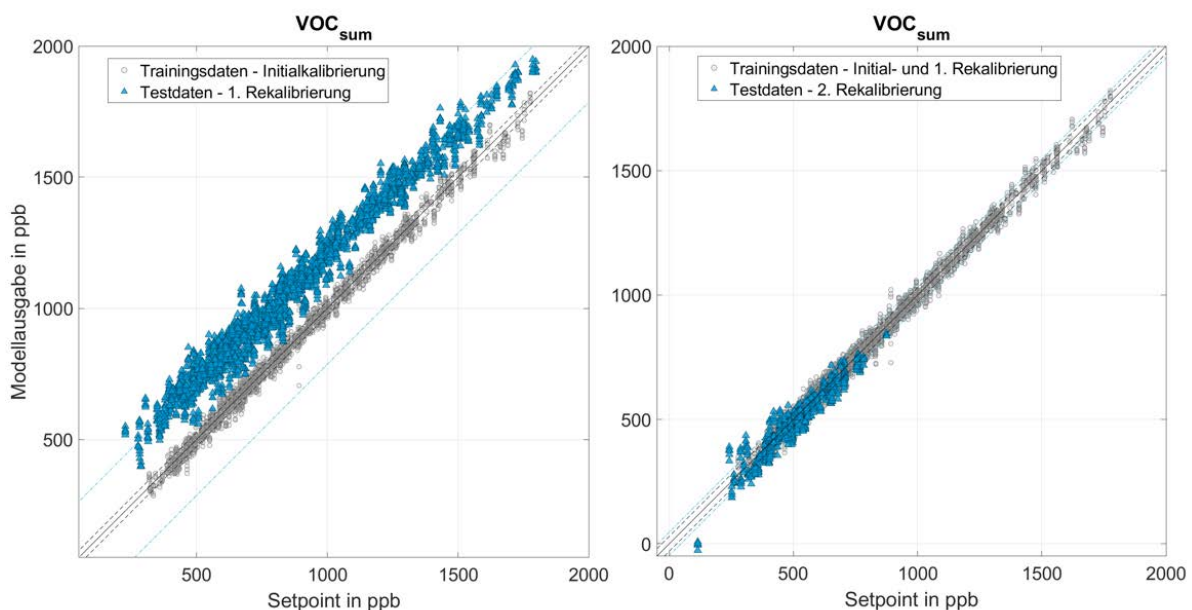
Abbildung 6: RMSE für Validierung und Test aus der Initialkalibrierung für die sieben während der Kalibrierung angebotenen Substanzen.



Quelle: eigene Darstellung, Lehrstuhl für Messtechnik, Universität des Saarlandes

Ein bekanntes Problem bei MOS-Sensoren stellen Veränderungen der Metalloxidschicht und Instabilitäten dar (Korotcenkov und Cho 2014). Dies führt beim Betrieb der Sensoren über eine gewisse Dauer zu einem Driftverhalten. Bei der Modellausgabe der 1. Rekalibrierung als Testdaten, welche nach vierwöchigem Betrieb der Sensoren im Feld durchgeführt wurde, ist ein Offset zu erkennen, welcher für jedes Zielgas verschieden ist und zwischen 100 und 500 ppb liegt. Dieser Offset wurde eliminiert, indem für die Modellbildung Gasangebote aus der 1. Rekalibrierung als zusätzliche Trainingspunkte aufgenommen wurden, d. h. die Modelle können die Sensordrift kompensieren (Abbildung 7).

Abbildung 7: Vergleich der Modellausgabe mit der eingestellten Konzentration für VOCsum für Trainingsdaten (blau) und Testdaten (grau). Links: Training nur mit Initialkalibrierung, rechts: Driftkompensation durch zusätzliche Trainingspunkte aus der 1. Rekalibrierung.



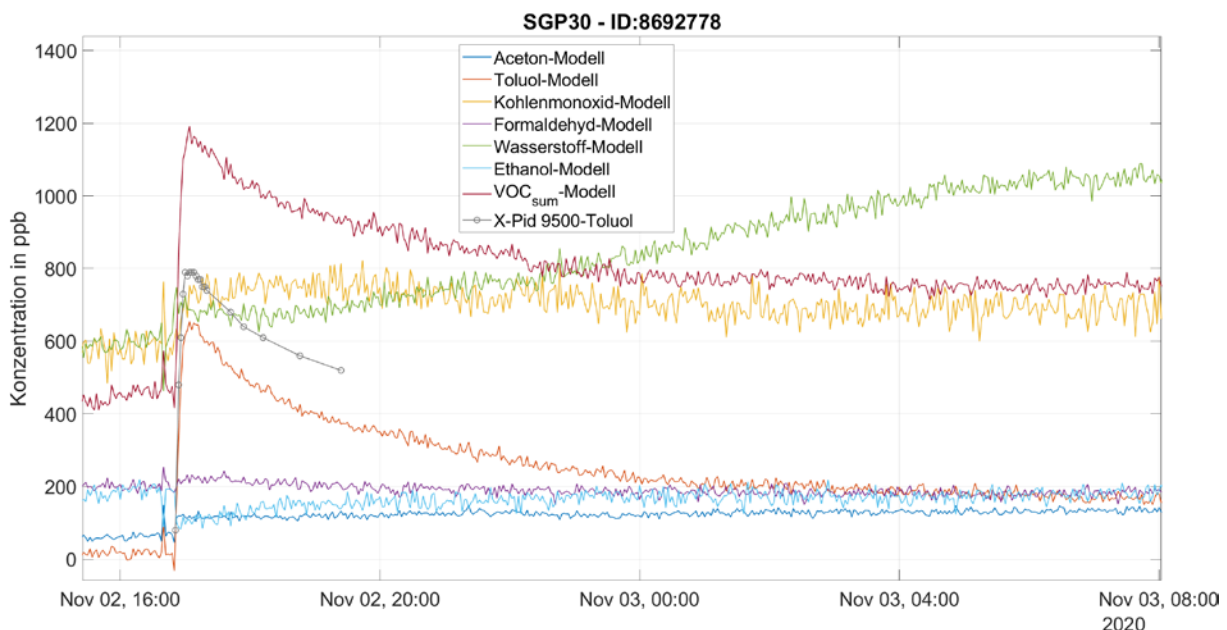
Quelle: eigene Darstellung, Lehrstuhl für Messtechnik, Universität des Saarlandes

Mit dieser Art der Driftkompensation wurden valide Ausgabewerte über die insgesamt acht Wochen dauernden Feldtests erreicht, also auch über die 1. Rekalibrierung hinaus.

3.2 Feldtestergebnisse für kalibrierte VOCs

In den nachfolgenden Abbildungen werden die Konzentrationsverläufe der Modellausgabe eines SGP30 für verschiedene Freisetzungen näher betrachtet. Es zeigt sich bei einer Toluol-Freisetzung von ca. 600 ppb, dass nur das Toluol-Modell und das VOCsum-Modell mit einem Anstieg auf die Freisetzung reagieren (Abbildung 8). Die Modelle für Aceton, Ethanol, Formaldehyd, Wasserstoff und Kohlenmonoxid zeigen, wenn überhaupt, nur eine kleine Reaktion im Bereich des Rauschens. Aus dem Anstieg des Toluol-Modells resultiert ein Hub von 655 ppb, das VOCsum-Modell weist einen ähnlichen gleichen Verlauf auf mit einem Signalhub von 710 ppb. Das X-pid 9500 zeigt das gleiche Zeitverhalten mit einer Maximalkonzentration von 800 ppb, wobei der Hersteller eine Bestimmungsgrenze für Toluol von 1000 ppb angibt.

Abbildung 8: Konzentrationsverläufe der modellbasierten Ausgabesignale des SGP30 bei einer Toluol-Freisetzung im Vergleich zum X-pid 9500.

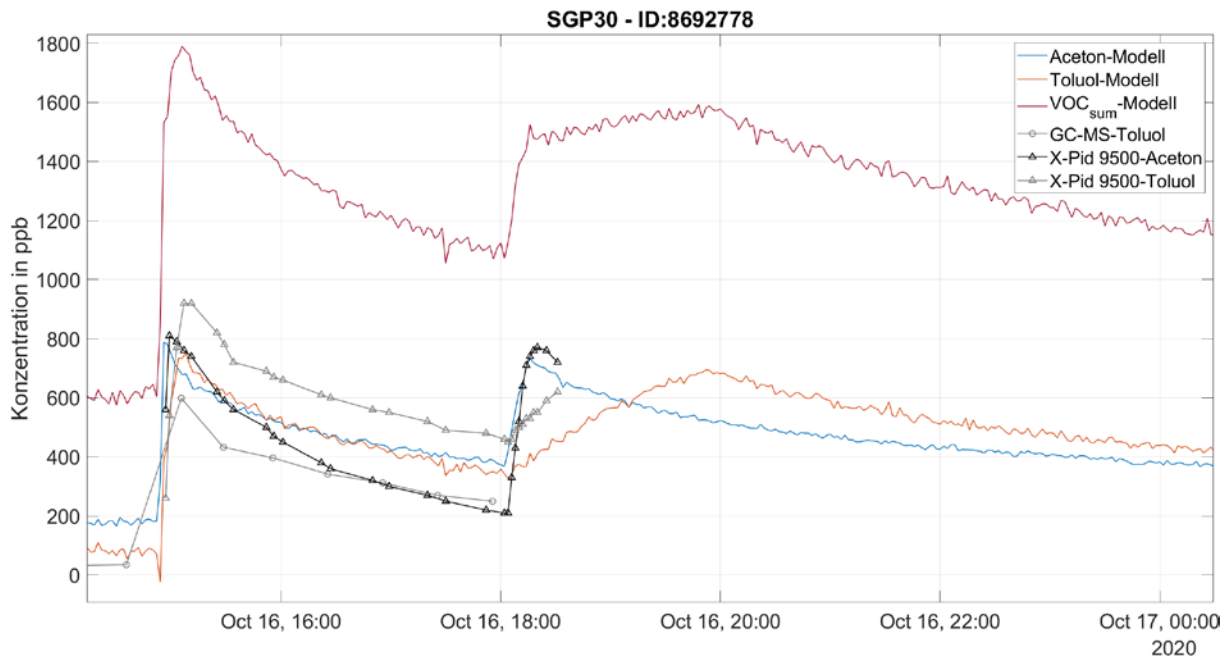


Quelle: eigene Darstellung, Lehrstuhl für Messtechnik, Universität des Saarlandes

Die Modelle zeigen auch bei Freisetzung zweier Substanzen valide Ergebnisse, wie die gleichzeitige Freisetzung von Aceton und Toluol in Abbildung 9 zeigt. Bei dieser Freisetzung resultieren Anstiege der Modelle für Aceton, Toluol und VOCsum. Die Abweichungen zu den theoretisch erwarteten 600 ppb liegen unter 20 %, allerdings weist dieser theoretische Wert eine Unsicherheit von mind. 10 % auf, bedingt durch ungleichmäßige Verteilung im Raum und Undichtigkeiten. Das X-pid 9500 zeigt für beide VOC jeweils etwas höhere Anstiege als das SGP30-Modell, was auch hier durch die niedrigen Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze begründet sein kann, das Zeitverhalten ist aber sehr ähnlich. Das GC-MS zeigt ebenfalls einen Verlauf ähnlich der SGP30-Modellausgabe, wobei die Werte quantitativ immer niedriger liegen. Eine absolute Aussage, welche Konzentration tatsächlich vorliegt, ist nicht möglich, da das GC-MS nicht vorab rückführbar kalibriert wurde und daher ebenfalls typisch Messunsicherheiten von bis zu 20 % aufweist. Bemerkenswert ist in jedem Fall, dass nur die Modellsignale der freigesetzten Substanzen reagieren, während die übrigen Modellausgaben

konstant auf ihrem Grundlevel bleiben. Aus dem VOCsum-Modell resultiert bei der ersten Freisetzung ein Anstieg von 1170 ppb, der somit sehr nahe an den theoretisch erwarteten 1200 ppb liegt.

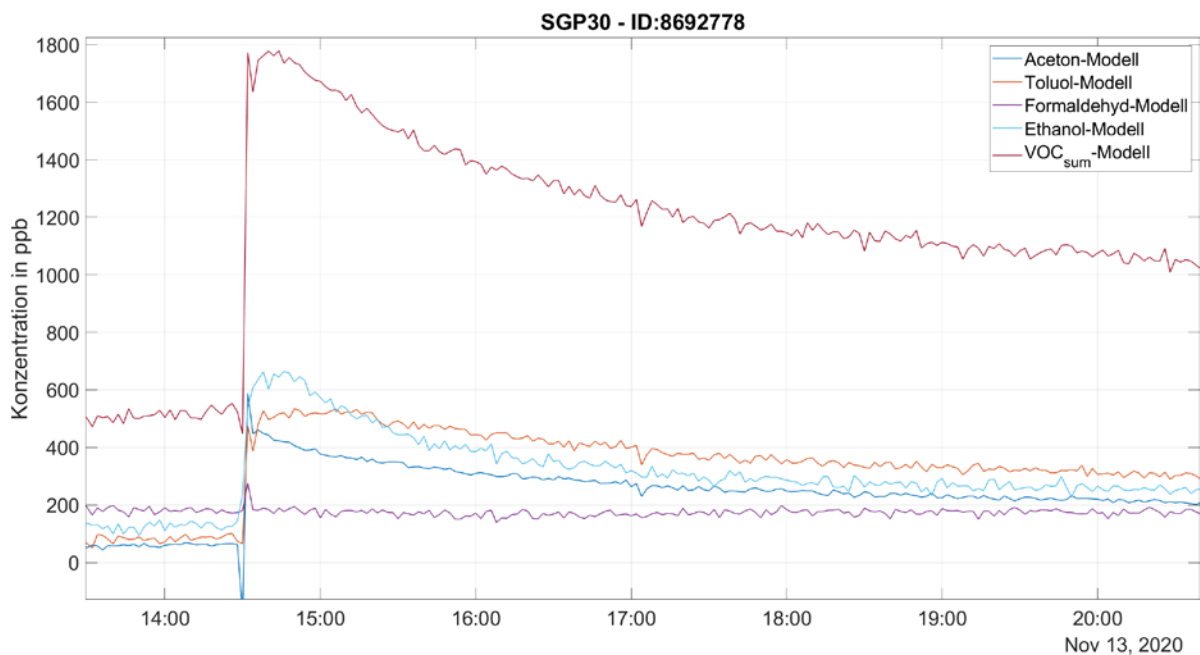
Abbildung 9: Konzentrationsverläufe der modellbasierten Ausgabesignale des SGP30 bei zwei jeweils gleichzeitigen Freisetzungen von Toluol und Aceton im Vergleich zum X-pid 9500 und GC-MS.



Quelle: eigene Darstellung, Lehrstuhl für Messtechnik, Universität des Saarlandes

Ebenso funktionieren die Modelle bei der gleichzeitigen Freisetzung von drei Substanzen (Aceton, Toluol und Ethanol) (Abbildung 10). Unmittelbar bei der Freisetzung zeigt auch das Formaldehyd-Modell einen kurzzeitigen, geringfügigen Anstieg, fällt jedoch sofort wieder auf das Grundlevel zurück und behält dieses während der Freisetzung bei.

Abbildung 10: Konzentrationsverläufe der modellbasierten Ausgabesignale des SGP30 bei einer gleichzeitigen Freisetzung von Toluol, Aceton und Ethanol.

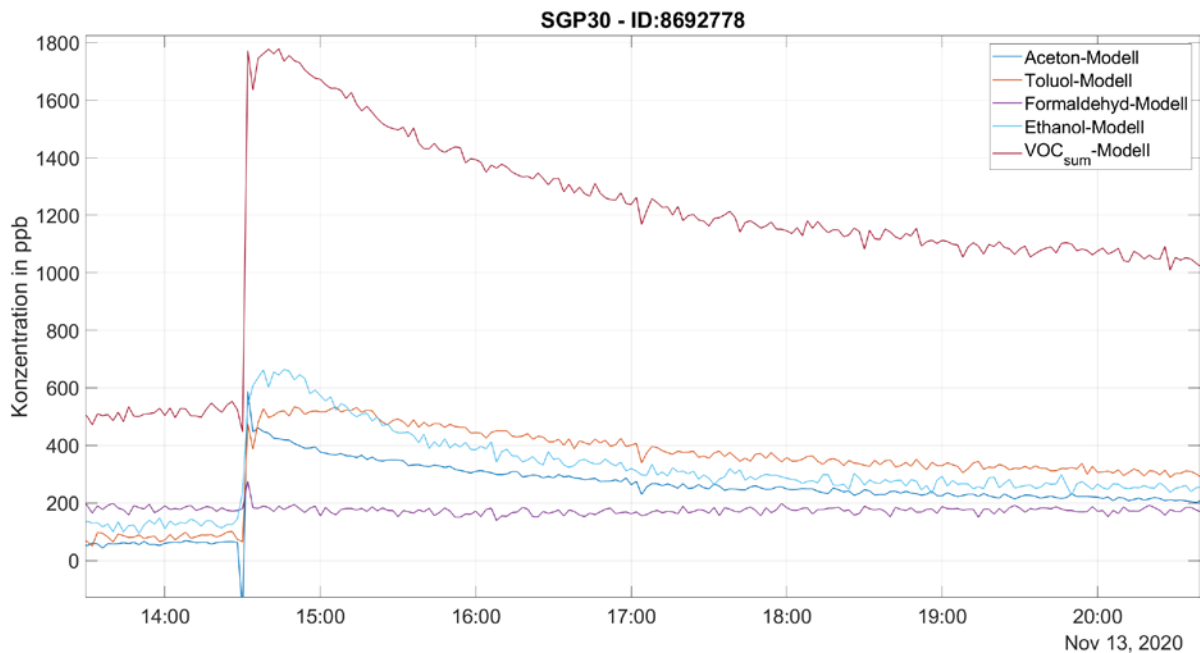


Quelle: eigene Darstellung, Lehrstuhl für Messtechnik, Universität des Saarlandes

3.3 Feldtests mit nicht kalibrierten VOCs

Um zu untersuchen, ob die Modellsignale als Stoffgruppensignale dienen können, wurden weitere VOC freigesetzt, welche nicht während der Kalibrierung angeboten wurden. Im Fall der Aromaten zeigt die Freisetzung von Xylol, auf die das Toluol-Modellsignal reagiert, dass dieser Ansatz funktionieren kann. Die Freisetzung von ca. 600 ppb Xylol resultiert in einem Anstieg des Toluol-Modells von 470 ppb und damit deutlich geringer als bei der Freisetzung der gleichen Toluol-Konzentration. Auch das VOCsum-Modell registriert diese Freisetzung und zeigt bei gleichzeitiger Freisetzung von jeweils 600 ppb Toluol und Xylol einen Gesamthub von 1080 ppb (Abbildung 11). In diesem speziellen Fall (Toluol und Xylol) ist also eine Kalibrierung allein mit Toluol ausreichend, um ein Stoffgruppensignal, wenn auch mit größerer Messunsicherheit, auszugeben. Ob dies auch für weitere Aromaten gilt, muss aber noch untersucht werden.

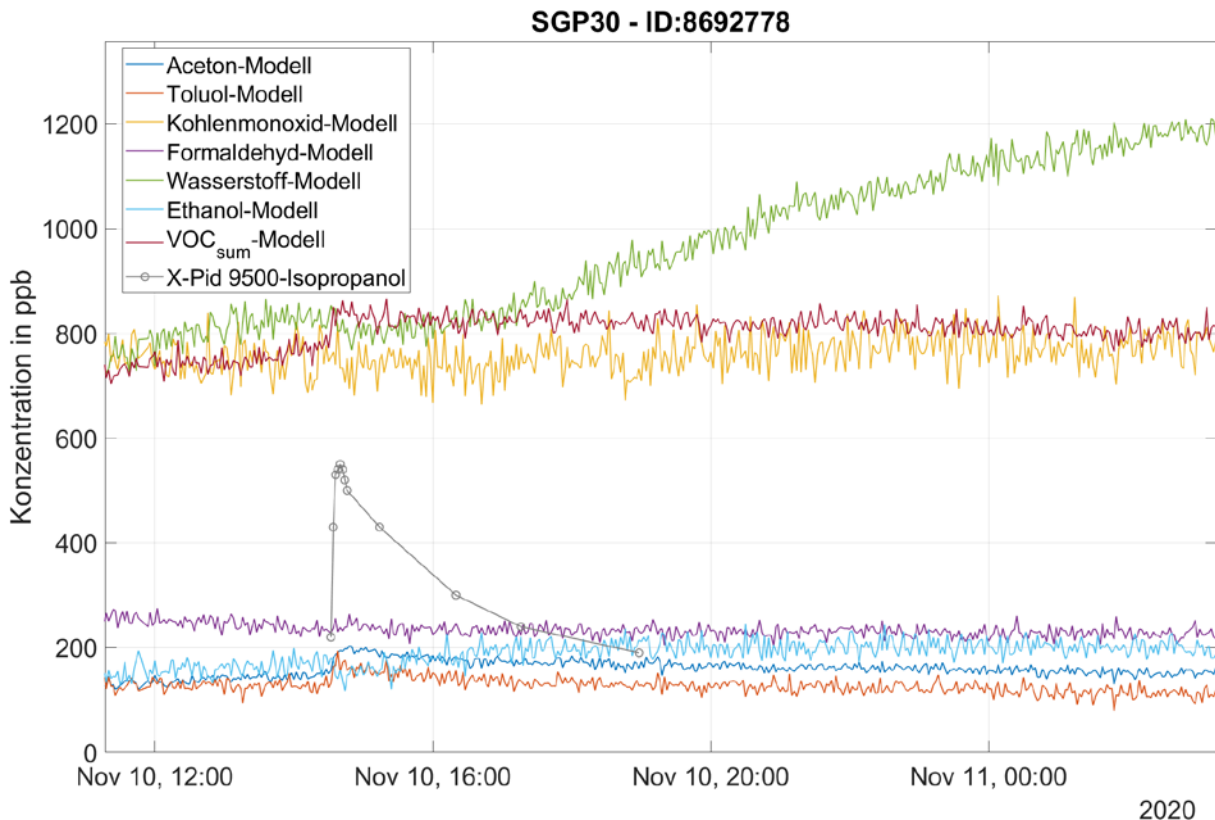
Abbildung 11: Konzentrationsverläufe der modellbasierten Ausgabesignale des SGP30 bei einer Xylol-Freisetzung und einer gleichzeitigen Freisetzung von Xylol und Toluol. Mit dem X-pid 9500 ist eine unabhängige Quantifizierung beider Komponenten möglich.



Quelle: eigene Darstellung, Lehrstuhl für Messtechnik, Universität des Saarlandes

Dass dieser Ansatz eines Stoffgruppensignals nicht für alle Stoffgruppen bzw. alle Vertreter funktioniert, zeigt die Freisetzung von Isopropanol (Abbildung 12). Keines der gebildeten Modelle reagiert eindeutig auf die Freisetzung, die mit dem X-pid 9500 verifiziert wurde, welches einen Anstieg von knapp 600 ppb anzeigt. In den Rohsignalen des SGP30 ist die Isopropanol-Freisetzung zu erkennen, allerdings scheinen sich die resultierenden Muster deutlich von Ethanol und den anderen VOC zu unterscheiden. Wie für den Fall der Aromaten muss dieses Verhalten auch für die Alkohole mit weiteren Vertretern untersucht werden. Zumindest lässt sich an dieser Stelle festhalten, dass Ethanol selektiv auch bei Anwesenheit von Isopropanol gemessen werden kann.

Abbildung 12: Konzentrationsverläufe der modellbasierten Ausgabesignale des SGP30 bei Isopropanol-Freisetzung im Vergleich zum X-pid 9500.



Quelle: eigene Darstellung, Lehrstuhl für Messtechnik, Universität des Saarlandes

Auch für die weiteren Stoffgruppen ist diese Idee mit weiteren Vertretern zu untersuchen. Erste Voruntersuchungen haben allerdings gezeigt, dass Benzol ähnliche Muster im Sensorsignal erzeugt, wie Toluol und hiermit Toluol als Stoffgruppenmodell bestätigt werden könnte, wohingegen Acetaldehyd zu anderen Reaktionen auf der Sensoroberfläche führt als Formaldehyd und in diesem Falle ein Gemisch aus beiden Substanzen kalibriert werden muss, um beide in einer Gesamt-VOC-Messung berücksichtigen zu können.

4. Fazit

Zusammenfassend belegt diese Studie das Potenzial von MOS-Sensoren zur zeitaufgelösten Erfassung der Innenraumluftqualität. So wird durch den temperaturzyklischen Betrieb, die umfangreiche Kalibrierung und die Datenauswertung mittels maschinellem Lernen eine Messung einer Gesamt-VOC-Belastung im Innenraum sowie eine in gewissen Grenzen selektive Quantifizierung einzelner VOC-Stoffgruppen im relevanten Konzentrationsbereich ermöglicht. Im Fall der Aromaten konnte bereits gezeigt werden, dass eine Kalibrierung mit einer Substanz ausreicht, um verschiedene Vertreter der Stoffgruppe zu quantifizieren. Für Alkohole gilt dies andererseits nicht, da sich die Signalmuster für die betrachteten Beispielsubstanzen Ethanol und Isopropanol klar unterscheiden, daher erfordert dieser Ansatz zur selektiven Quantifizierung von Stoffgruppen umfassende Untersuchungen mit deutlich komplexeren Gasgemischen, die wir in unserer Arbeitsgruppe jetzt angehen werden. Grundsätzlich konnte eine Quantifizierung vergleichbar zu analytischen Messmethoden erzielt werden, ob dies auch in beliebigen Umgebungen erzielt werden kann, muss ebenfalls noch untersucht werden. Allerdings ist es nicht das Ziel der Sensorik, die Analytik zu ersetzen, da deren Selektivität auch für unbekannte, d. h. nicht kalibrierte Substanzen nicht erreichbar ist. Das wesentliche Potenzial der MOS-

Sensoren liegt vielmehr in der kontinuierlichen Vor-Ort-Messung mit hoher zeitlicher Auflösung bei deutlich geringeren Kosten. Dies und weitere Merkmale – mobil, klein, energiesparend – eröffnen diesen Sensoren ein völlig neues Einsatzgebiet, das mit heutigen Messsystemen, egal ob chemische Analytik oder CO₂-Sensorik, nicht abgedeckt wird. Vor allem in Bezug auf die mögliche gesundheitsschädigende Wirkung von VOCs können diese Sensoren durch bedarfsgerechte Lüftungssteuerungen einen Beitrag zur Verbesserung der Innenraumluft leisten.

Danksagung: Ein Teil dieser Forschung wurde im Rahmen des vom Europäischen Fonds für regionale Entwicklung (EFRE) finanzierten Projekts „SE-ProEng“ durchgeführt. Wir danken der Dräger Safety AG & Co KGaA für die Bereitstellung des X-pid 9500 für diese Studie.

Wir danken der DFG für die Förderung des genutzten GC-MS-Systems im Rahmen des Programms Großgeräte der Länder.

Quellenverzeichnis

AGÖF (2008) H. Hofmann, G. Erdmann und A. Müller. Bereitstellung einer Datenbank zum Vorkommen von flüchtigen organischen Verbindungen in der Raumluft. WaBoLu-Hefte 05/2008.

AGÖF (2014) H. Hofmann und P. Plieninger. Zielkonflikt energieeffiziente Bauweise und gute Raumluftqualität – Datenerhebung für flüchtige organische Verbindungen in der Innenraumluft von Wohn- und Bürogebäuden (Lösungswege). Hrsg.: Arbeitsgemeinschaft ökologischer Forschungsinstitute (AGÖF) e.V., Juni 2014.

Amann J (2021). Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes von Halbleitersensoren im temperaturzyklischen Betrieb für die Messung der Innenraumluftqualität – Kalibrierung, Feldtest, Validierung. Masterarbeit, Lehrstuhl für Messtechnik, Universität des Saarlandes, Saarbrücken.

Baur T, Schütze A, Sauerwald T (2015). Optimierung des temperaturzyklischen Betriebs von Halbleitersensoren. *tm-Technisches Messen*, 82(4):187–195.

Baur T, Bastuck M, Schultealbert C, Sauerwald T, Schütze A (2020). Random gas mixtures for efficient gas sensor calibration. *Journal of Sensors and Sensor Systems*, 9(2): 411–424.

Baur T, Amann J, Schultealbert C, Schütze A (2021). Field Study of Metal Oxide Semiconductor Gas Sensors in Temperature Cycled Operation for Selective VOC Monitoring in Indoor Air. *Atmosphere*, 12(5).

Benedix R (2015). *Bauchemie, Einführung in die Chemie für Bauingenieure und Architekten: Chemie nichtmetallischer anorganischer Baustoffe*. Springer, Leipzig, 6 Auflage.

Burge P S (2004). Sick Building Syndrom. *Occupational and Environmental Medicine*, 61(2): 185-190.

de Lacy Costello B, Amann A, Al-Kateb H, Flynn C, Filipiak W, Khalid T, Osborne D, Ratcliffe N (2014). A review of the volatiles from the healthy human body. *Journal of Breath Research*, 8(1).

Helwig N, Schüler M, Bur C, Schütze A, Sauerwald T (2014). Gas mixing apparatus for automated gas sensor characterization. *Measurement Science and Technology*, 25 (5).

Korotcenkov G, Cho B K (2014). Instability of metal oxide-based conductometric gas sensors and approaches to stability improvement (short survey). *Sensors and Actuators B: Chemical*, 156(2):527–538.

Leidinger M, Schultealbert C, Neu J, Schütze A, Sauerwald T (2017). Characterization and calibration of gas sensor systems at ppb level—a versatile test gas generation system. *Measurement Science and Technology*, 29(1).

Madou M J, Morrison S R (1989). *Chemical sensing with solid state devices*. San Diego, Academic Press.

McKay M D, Beckman R J, Conover W J (2000). A comparison of three methods for selecting values of input variables in the analysis of output from a computer code. *Technometrics*, 42(1): 55-61.

Paciencia I, Madureira J, Rufo J, Moreira A, Fernandes E D O (2016). A systematic review of evidence and implications of spatial and seasonal variations of volatile organic compounds (VOC) in indoor human environments. *Journal of Toxicology Environmental Health Part B*, 19(2):47–64.

Pegas P N, Nunes T, Alves C A, Silva J R, Vieira S L A, Caseiro A, Pio C A (2012). Indoor and outdoor characterization of organic and inorganic compounds in city centre and suburban elementary schools of Aveiro, Portugal. *Atmospheric Environment*, 55:80–89.

Rothweiler H, Wäger P A, Schlatter C (1991). Comparison of Tenax TA and Carbotrap for sampling and analysis of volatile organic compounds in air. *Atmospheric Environment. Part B. Urban Atmosphere*, 25(2), 231-235.

Rüffer D, Hoehne F, Bühler J (2018). New digital metal-oxide (MOX) sensor platform. *Sensors*, 18(4).

Salthammer T, Mentese S, Marutzky R (2010). Formaldehyde in the indoor environment. *Chemical reviews*, 110(4): 2536-2572.

Schütze A, Sauerwald T. (2020). Dynamic operation of semiconductor sensors. In *Semiconductor Gas Sensors*. Woodhead Publishing, 2 Auflage.

UBA (2007). Beurteilung von Innenraumluftkontaminationen mittels Referenz- und Richtwerten Handreichung der Ad-hoc-Arbeitsgruppe der Innenraumlufthygiene-Kommission des Umweltbundesamtes und der Obersten Landesgesundheitsbehörden. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung -Gesundheitsschutz*, 50(7): 990-1005.

WHO (2013): Combined or multiple exposure to health stressors in indoor built environments. WHO report for Europe.

Eignung von Simulationsprogrammen und CO₂ als Indikator für das Infektionsrisiko gegenüber SARS-CoV-2

Suitability of simulation programs and CO₂ as an indicator of the risk of infection in relation to SARS-CoV-2

Peter Tappler

Arbeitskreis Innenraumluft im Bundesministerium für
Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und
Technologie, BMK, Wien, Österreich

Felix Twrdik

IBO Innenraumluft OG, Wien, Österreich

Kurzfassung

Der Indikator Kohlenstoffdioxid (CO₂) wurde seit Mitte des 19. Jahrhunderts als Maßzahl für die Nutzungsintensität eines Raumes durch Menschen herangezogen, da dessen Konzentration mit der Anwesenheit anthropogener Luftverunreinigungen gut korreliert und durch einfache Messgeräte relativ leicht zu ermitteln ist. In der gegenwärtigen Corona-Pandemie werden neben diversen Simulationsprogrammen CO₂-Messgeräte und sogenannte „Lüftungsampeln“ zum Teil auf unreflektierte und aggressive Weise zur Einschätzung des Infektionsrisikos in Innenräumen beworben – bei Überschreiten bestimmter Werte soll dies zu Lüftungsvorgängen Anlass geben. Der Verkauf der Geräte erfolgt ohne ausreichende Beschreibung der methodischen Einschränkungen des Indikators in diesem speziellen Anwendungsbereich.

Ein unreflektierter Einsatz von Simulationsprogrammen und CO₂ als Indikator für das Infektionsrisiko kann allerdings zu irreführenden und im Einzelfall grob falschen Einschätzungen führen. In Räumen, in denen mehrere Leute sprechen und/oder singen, in denen Mund-Nasenbedeckung getragen oder in denen mobile Luftreinigungsgeräte eingesetzt werden, liefern CO₂-Messgeräte nur dann Hinweise auf das Risiko, sich mit COVID-19 über Aerosole anzustecken, wenn das Verhältnis zwischen der Konzentration und dem Risikoparameter R unter Verwendung von situationsbedingten Faktoren berechnet wird. Erfolgt dies nicht, kann es zu groben Über- oder Unterschätzungen des jeweiligen situativen Risikos kommen.

Abstract

The indicator carbon dioxide (CO₂) has been used as a measure of the intensity of use of a room by people since the middle of the 19th century, as its concentration correlates well with the presence of anthropogenic indoor air pollution. CO₂ is relatively easy to measure using simple detectors. In the current corona pandemic, in addition to simulation programs, CO₂ detectors (or „CO₂ traffic lights“) are sometimes advertised in an unreflective and aggressive manner for assessing the risk of airborne transmission of SARS-CoV-2 – if certain values are exceeded, this should give rise to venti-lation processes. The detectors are sold without a sufficient description of the methodological limitations of the indicator in this particular area of application.

However, the unreflective use of simulation programs or CO₂ as an indicator of the risk of airborne transmission can lead to misleading and, in individual cases, grossly incorrect assessments. In rooms, in which several people speak and/or sing, in which face masks are worn or in which portable air cleaners are used, CO₂ detectors only provide information on the risk via aerosols if the relationship between the concentration and the risk parameter R is calculated using situational factors. Failure to do this can lead to gross overestimations or underestimations of the respective risk.

1. Einleitung

SARS-CoV-2 sowie die Krankheit COVID-19 stellen unsere Gesellschaft seit Anfang 2020 vor unerwartete und gänzlich neue Herausforderungen. Auf Grund der Neuartigkeit des Problems hat sich die Einschätzung nicht pharmazeutischer Interventionen im Laufe der Pandemie immer wieder geändert, was zu nicht unbeträchtlicher Verwirrung unter den angesprochenen Zielgruppen geführt hat. Im Zentrum der Betrachtung stehen dabei in zunehmendem Ausmaß Aktivitäten im Bereich von Bildungseinrichtungen, insbesondere Schulen. Das österreichische Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK) hat seit September 2020 diverse Positionspapiere zu Virus-bezogenen Themen veröffentlicht, die Luftreinigungsgeräte, Beurteilung des Infektionsrisikos und das Thema „Kühlung von Innenräumen in Pandemiezeiten“ betreffen.

2. Stellenwert von Aerosolen im Pandemiegesehen

Im Laufe des Jahres 2020 stellte es sich immer mehr heraus, dass bei der Übertragung des SARS-CoV-2-Virus luftgetragene Aerosole, die sich wie ein nicht sichtbarer Nebel im Raum verteilen können, eine bedeutende Rolle spielen (Morawska und Cao 2020). Der Übertragungsweg von SARS-CoV-2 über Aerosole in der Luft wurde inzwischen besser erforscht und detailliert beschrieben (Chu et al. 2020; Morawska und Milton 2020). Auch die Weltgesundheitsorganisation (WHO) wies darauf hin, dass SARS-CoV-2 neben der direkten Tröpfcheninfektion auch über luftgetragene Partikel übertragen werden kann (WHO 2020). Mittlerweile hat sich allgemein die Erkenntnis durchgesetzt, dass vor allem in unzureichend belüfteten Innenräumen das Risiko einer Ansteckung mit SARS-CoV-2 deutlich erhöht ist.

Neben der Beachtung der allgemeinen Hygiene- und Abstandsregeln und dem Tragen einer Mund-Nasen-Bedeckung (Chu et al. 2020) kann das Infektionsrisiko durch weitere nicht pharmazeutische Interventionen wie konsequente Lüftung, sachgerechten Einsatz von raumluftechnischen Anlagen sowie gegebenenfalls in Sonderfällen mobilen Raumlufthereinigungsgeräten deutlich reduziert werden.

3. Ermittlung des Risikos einer Ansteckung durch infektiöse Aerosolpartikel

Als einer der Hauptübertragungswege für SARS-CoV-2 wird in den Simulationen die respiratorische Aufnahme virushaltiger Flüssigkeitspartikel, die beim Atmen, Husten, Sprechen und Niesen entstehen, beschrieben (Buonanno et al. 2020). Die Zahl und der Durchmesser der von einem Menschen erzeugten, potenziell virushaltigen Partikel hängen stark von der Atemfrequenz und der Aktivität ab. Selbst bei ruhiger Atmung werden Partikel freigesetzt (Hartmann et al. 2020; Morawska et al. 2009). Das Infektionsrisiko wird durch gleichzeitige Aktivitäten vieler Personen im Gebäude bzw. durch den Aufenthalt vieler Personen auf engem Raum erhöht. Zu den Aktivitäten, die vermehrt Partikel freisetzen, gehören lautes Sprechen, Rufen, Singen oder körperliche Aktivität. Betroffen davon sind daher unter anderem Schulen, Sport- und Konzerthallen sowie diverse Veranstaltungsräume.

In der gebäudediagnostischen Praxis ist es erforderlich, konkrete Räume schnell und dennoch belastbar in Hinblick auf ein mögliches Infektionsrisiko einzuschätzen. Für praxisgerechte Aussagen ist es jedenfalls erforderlich, die konkreten Emissionssituationen wie „Atmen“, „Sprechen“ und „Lautes Sprechen/Singen“ zu quantifizieren und als Eingangsparameter in die Simulation aufzunehmen. Wie aus der gegenwärtig verfügbaren Fachliteratur (Buonanno et al. 2020; Morawska et al. 2009) hervorgeht, beeinflussen diese Faktoren in Kombination mit der körperlichen Aktivität der Raumnutzer (Sitzen, Stehen, sportliche Aktivität) stark die

Emissionssituation von anthropogenen Aerosolpartikeln. Die Verwendung einer Mund-Nasenbedeckung (Whiley et al. 2020; Zangmeister et al. 2020) oder der Einsatz von mobilen Luftreinigungsgeräten (Siebler et al. 2021) können eine bedeutende Rolle für das Infektionsrisiko spielen. Auch die Art der Zuluft einbringung und Luftströmungen im Raum (die sich mit unterschiedlicher Belegung signifikant ändern können) oder Einbauten wie Möbel sind bei der Verteilung virushaltiger Partikel im Raum wichtig.

In der Realität spielen zusätzlich zu den Lüftungs- und aktivitätsabhängigen Parametern zahlreiche weitere medizinische Einflussfaktoren wie beispielsweise die individuelle Aerosolabgabe zu einem bestimmten Zeitpunkt, die Anzahl bzw. Dichte der Viren auf den luftgetragenen Partikeln oder die individuelle Viren-Abgabe- und Aufnahmemenge durch die Atmung eine bedeutende Rolle. Es handelt sich um Faktoren, die in der Praxis nicht exakt quantifiziert werden können und die auch zeitlich bzw. je nach Virusvariante variabel sind.

Um zu einer differenzierten Möglichkeit der Beurteilung von Innenräumen in Hinblick auf die Wahrscheinlichkeit einer Infektion durch potenziell infektiöse Aerosolpartikel zu gelangen, kann das Risiko für eine mögliche Ansteckung auf unterschiedliche Art und Weise abgeschätzt werden. Folgende grundlegenden Zugangsweisen zur Abschätzung des Risikos von Nutzern von Innenräumen, mit SARS-CoV-2 infiziert zu werden, sind (ohne Anspruch auf Vollständigkeit) denkbar, wobei diese Möglichkeiten Vor- und Nachteile aufweisen:

- die rechnerische Abschätzung des absoluten Infektionsrisikos
- die rechnerische Abschätzung des relativen Infektionsrisikos im Vergleich zu einer Referenzsituation, wobei ein stationäres oder ein instationäres Modell gewählt werden kann
- die Verwendung einer von der Raumbelegung durch Menschen abhängigen Referenzsubstanz, deren Konzentration mit dem Infektionsrisiko korreliert, wobei die Messung dieser Substanz unter den zu beurteilenden Nutzungsbedingungen erfolgt

4. Abschätzung des absoluten Infektionsrisikos in Innenräumen

Ein konzentrationsabhängiges, statistisch begründetes „absolutes Risiko“ für die Aufnahme von anthropogen erzeugten, potenziell infektiösen Partikeln (Aerosolen), das an der jeweils konkret vorliegenden Infektionsrate der Bevölkerung ansetzt, kann mit Hilfe von gebäudebezogenen Faktoren wie den Raummaßen, der Belüftungssituation, der Belegung und von aktivitätsbezogenen Faktoren wie dem Atemvolumen, der Aktivität der Nutzer sowie virusbezogener Parameter – soweit diese bekannt sind – abgeschätzt werden (Lelieveld et al. 2020; Kriegel und Hartmann 2020).

Bei Betrachtung des „absoluten Risikos“ gilt es eine Maßzahl zu finden, die das sich auf Grund der Infektionszahlen laufend verändernde absolute Risiko, auf Grund einer im gegenständlichen Innenraum stattgefundenen Infektion zu erkranken, abbildet. Ein bekannter Ansatz ist das Wells-Riley-Modell (Riley et al. 1978). Das Infektionsrisiko wird hier auf Basis einer sogenannten „quanta concentration“ in der Raumluft ermittelt. Problematisch bei diesem Ansatz ist, dass wesentliche Effekte wie bspw. die Aerosolabgabe einer infizierten Person, die Beladung der Aerosole mit Viren (Virenlast), die Lebensdauer sowie die Depositions- und Abbaurate der Viren im Aerosol in weiten Bereichen streuen oder aber gänzlich unbekannt sind. Einige weitere Aspekte von SARS-CoV-2 sind nicht abschließend untersucht, wie beispielsweise in welchen Mengen das Virus auftritt oder wie viele Viren über welche Aerosol-Größenfraktionen transportiert werden. Deshalb müssen für derartige Simulationen Annahmen getroffen werden,

die sich möglicherweise im Nachhinein anhand der dann verfügbaren Daten als richtig oder falsch herausstellen können.

Eine weitere Schwierigkeit ist, dass bei Berechnung des „absoluten Risikos“ Infektionswahrscheinlichkeiten erhalten werden, die weitgehend ohne Bezug zu anderen, dem Laien bekannten tagtäglichen Risiken im Raum stehen und daher in der Hauptsache nur für Fachleute nutzbar sind. Das individuelle Risiko lässt sich damit immer noch nicht angeben, da die Virendosis, welche notwendig ist, um bei einer bestimmten Person eine Infektion auszulösen, auch stark von individuellen Eigenschaften wie insbesondere dem Immunstatus abhängt. Die Berechnung des absoluten Risikos bringt jedoch auch Vorteile: Es ermöglicht die Einordnung von Situationen in klassische toxikologische Kategorien und erlaubt – bei allen Unsicherheiten – einen groben Vergleich mit anderen Risiken wie Rauchen, Autofahren oder Radioaktivität.

5. Abschätzung des relativen Infektionsrisikos in Innenräumen

Um diverse Schwierigkeiten und Unsicherheiten der Berechnung des „absoluten Risikos“ zu umgehen, kann das relative Risiko im Verhältnis zu einer Referenzsituation betrachtet werden. In diesem Fall wirken sich einzelne virusbezogene und zum Teil noch weitgehend unbestimmte oder variable medizinische Parameter nicht auf das Ergebnis aus, wenn diese sowohl in der Simulation der konkreten Raumsituation als auch in der Berechnung der Referenzsituation exakt gleich angenommen werden. Basis für derartige Berechnungen sind auch hier wie bei allen Risikoberechnungen quantitative Abschätzungen des Atemvolumens und der Atemaktivität sowie der Emissionsrate von Aerosolen (Buonanno et al. 2020; Morawska et al. 2009). Für die unterschiedliche potentielle Aerosolabgabe bei verschiedenen Arten der Atem- und Sprachaktivität wird bei Buonanno et al. (2020) der Faktor 5,3 für „Sprechen“ und 33,3 für „Lautes Sprechen, Singen“ gegenüber „Atmen“ angesetzt.

Für einen vereinfachten Ansatz zur Bewertung des Infektionsrisikos in einem mit potenziell virustragenden Aerosolen belasteten Raum wird vereinfachend angenommen, dass das Infektionsrisiko mit der Anzahl der eingeatmeten Viren linear ansteigt (Müller et al. 2021b) und es sich um einen dosisbasierten Prozess handelt. Das Risiko, sich zu infizieren ist in diesem Modell somit proportional zur Anzahl der eingeatmeten Viren. Diese Betrachtung entspricht einer Linearisierung des Wells-Riley-Modells, wobei hier die Virenmenge nicht in Form von „quantum“, sondern als Anzahl an Viren berücksichtigt wird. Die Gültigkeit dieser Linearisierung konnte bisher nicht überprüft werden, ist aber in diesem Zusammenhang eine wichtige vereinfachende Annahme, um eine Quantifizierung der medizinischen Effekte, die für eine Aerosolübertragung maßgeblich sind, zu umgehen. Bezieht man das Risiko auf eine standardisierte Referenzsituation, ergibt sich ein zeitabhängiger relativer Risikofaktor R , dessen Wert sich je nach den gewählten Randparametern verändern kann.

Mit einem solchen Berechnungsmodell kann abgeschätzt werden, wie hoch ein auf einen Referenzzustand normiertes relatives Infektionsrisiko ist (Müller et al. 2021b; Kriegel und Hartmann 2021). Eine derartige Abschätzung kann für Entscheidungen auf politischer und lokaler Ebene hilfreich sein. Es kann Grundlagen liefern, um die Frage zu beantworten, in welchen Räumen besondere Vorkehrungen für den Infektionsschutz getroffen werden sollen. Es können bestimmte typische Innenraumsituationen mit Hilfe von stationären Berechnungen (bspw. RisiCo Online Tool, Müller et al. 2021c) direkt miteinander verglichen werden, um eine bestimmte Mindestzufuhr von unbelasteter Außenluft, abhängig von der jeweiligen Nutzung, vorzugeben. Berechnungen helfen im Einzelfall auch zu entscheiden, ob eine Erhöhung des außenluftäquivalenten Luftwechsels durch geeignete mobile Luftreinigungsgeräte sinnvoll ist.

Ein Punkt in Bezug auf die Höhe des Risikos ist die Frage, ob man einen Raum betritt, in dem sich schon seit längerer Zeit eine infizierte Person befindet oder ob diese Person zum gleichen Zeitpunkt den Raum betritt. Im letzteren Fall ist vor allem bei höherem Luftwechsel und kurzen Aufenthaltszeiten (bspw. bei einem kürzeren Kino- oder Theaterbesuch, bei Singübungen) ein deutlich geringeres Risiko im Vergleich zur stationären Ausgleichssituation gegeben, da die Konzentration potenziell virusbelasteter Aerosole im Raum einer vom Luftwechsel abhängigen Anstiegsfunktion folgt. Um die Zeitabhängigkeit des Risikos abzubilden und bspw. Fensterlüftungsintervalle in die Betrachtung mit einzubeziehen, kann ein instationärer Ansatz gewählt werden, siehe dazu das Berechnungsprogramm VIR-SIM (Tappler 2021).

Ein Nachteil der Berechnung eines „relativen Risikos“ ist, dass grundsätzlich keine Anbindung an bzw. kein Vergleich mit Alltagsrisiken stattfinden kann. Eine Möglichkeit wäre es, die Referenzsituation einer Risikobewertung in Hinblick auf das absolute Risiko zu unterziehen. Hierbei ist allerdings zu beachten, dass sich dieser Wert mit der Durchseuchung der jeweiligen Bevölkerung eines Landes, einer Region und/oder einer bestimmten Gruppe, die den jeweiligen Innenraum nutzt (bspw. junge oder ältere Menschen) sowie der dominierenden Virusvariante signifikant ändert.

6. Die Referenzsituation bei der Ermittlung des relativen Infektionsrisikos in Innenräumen

Zur Berechnung des relativen Risikos wird auf eine standardisierte Referenzsituation in einem Innenraum zurückgegriffen. Diese wird bspw. bei Müller et al. (2021a, 2021b) und Tappler (2021) mit folgenden Parametern beschrieben:

- 25 erwachsene Personen als Raumbesetzung
- 200 m³ Raumvolumen (66,7 m² Grundfläche, 3 m Raumhöhe)
- Außenluftvolumenstrom 35 m³/h je Person (Luftwechsel 4,375 h⁻¹)
- geringe körperliche Aktivität: nur sitzende Personen
- Sprachaktivität: eine der 25 Personen spricht, während alle anderen nur atmen
- Ausgleichssituation: Dies bedeutet, dass die Anzahl der von der infizierten Person erzeugten und die Anzahl der durch die Lüftung des Raumes abgeführten Aerosolpartikel gleich sind.
- Nutzer tragen keine Mund-Nasenbedeckung

Bei dem für die Referenzsituation gewählten Außenluftvolumenstrom von 35 m³/h je Person stellt sich im Raum eine CO₂-Gleichgewichtskonzentration von etwa 1000 ppm ein, wenn Arbeiten mit geringer körperlicher Belastung durchgeführt werden (z.B. sitzende Tätigkeit). Dieser Wert basiert auf dem empfohlenen personenbezogenen Luftstrom der Kategorie II nach der (zurückgezogenen) DIN EN 15251. Eine solche Expositionssituation wird in Bezug auf die Raumluftqualität, zur Beurteilung des Lüftungsverhaltens und in Hinblick auf den hygienisch erforderlichen Luftwechsel als „akzeptabel“ definiert. Beim Tragen einer Mund-Nasenbedeckung wurde eine Reduktion der Infektiosität von deutlich über 50% nachgewiesen (Mitze et al. 2020), konservativ kann eine Gesamtfiltereffizienz in Höhe von ca. 50% gegenüber der Referenzsituation gewählt werden (Schumann et al. 2021). Beim verpflichtenden Tragen von FFP2-Masken kann ein deutlich höherer Faktor angesetzt werden (Cheng et al. 2021).

Das relative Risiko R auf Grund des Aufenthalts im Referenzraum hat laut Definition den Zahlenwert 1. Zahlenwerte über 1 weisen auf ein erhöhtes statistisches Risiko hin, Zahlenwerte unter 1 auf ein geringeres Risiko als in der Referenzsituation, mit COVID-19 infiziert zu werden.

7. CO₂ als Indikator für das Infektionsrisiko

Der Mensch selbst stellt mit seinen verschiedenen Exhalationsprodukten und Ausdünstungen eine maßgebliche Quelle verschiedener Luftverunreinigungen im Innenraum dar. Neben Partikeln scheidet jeder Mensch mit der Atmung vor allem Kohlenstoffdioxid (CO₂) aus. CO₂ gilt deshalb als Leitparameter für von Menschen verursachte Luftverunreinigungen, da der Anstieg der CO₂-Konzentration in Innenräumen gut mit dem Anstieg der Geruchsintensität menschlicher Ausdünstungen sowie der Menge an flüchtigen organischen Verbindungen, die wiederum – zumindest zum Teil – als Träger des vom Körper ausgehenden Geruchs angesehen werden können, korreliert (Wargocki 2000). Die Relevanz für die Innenraumlufthygiene wurde schon Mitte des 19. Jahrhunderts erkannt (Pettenkofer 1858), ein grober Zusammenhang zwischen dem Anteil an Unzufriedenen und der CO₂-Konzentration lässt sich auch mittels einer Formel annähern (ECA 1992). Zahlreiche Untersuchungen zeigten, dass niedrige CO₂-Konzentrationen in Innenräumen zu deutlichen Leistungsgewinnen führen (z.B. Petersen et al. 2016).

Anthropogen erzeugtes CO₂ wird jedenfalls seit vielen Jahrzehnten sowohl im regulatorischen Bereich als hygienischer Leitwert in Innenräumen (UBA 2019) als auch in der Haustechnik als Regelgröße für Lüftungstechnische Anlagen herangezogen (BMNT 2017; Ad-Hoc AG 2008). Eine fixe Grenze, ab der die Raumluftqualität als unzureichend bezeichnet wird, kann jedoch nicht angegeben werden, in vielen Fällen wird der Leitwert von 1000 ppm herangezogen (sogenannte „Pettenkofer-Zahl“). Der Leitwert ist bspw. in Schulen als Mittelwert über die Dauer einer Veranstaltung anzuwenden (UBA 2019; BMNT 2017).

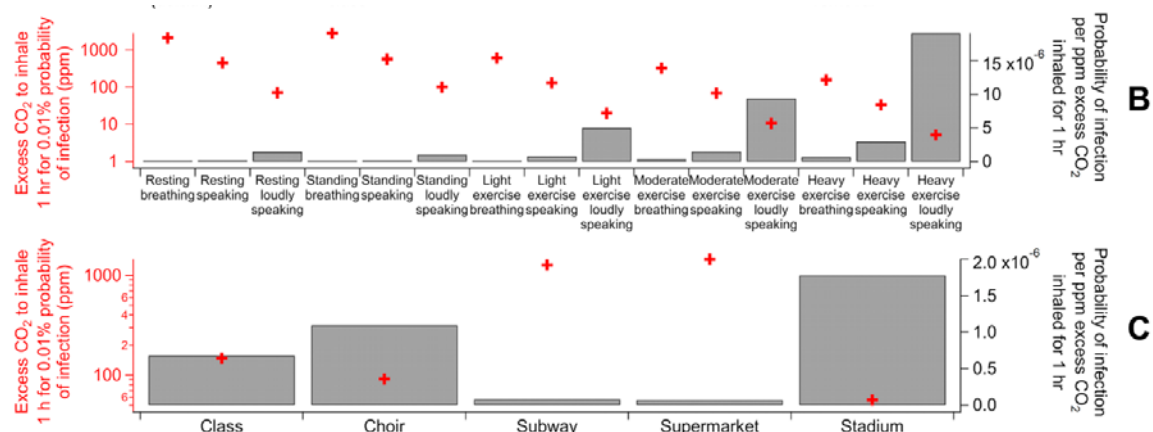
Die wesentliche Bedeutung des Indikators CO₂ liegt daher darin, dass CO₂ mit bestimmten Einschränkungen als Maßzahl für die Nutzungsintensität eines Raumes durch Menschen herangezogen werden kann und dessen Konzentration durch einfache CO₂-Messgeräte relativ leicht zu ermitteln ist. Gewisse Schwierigkeiten bei der Beurteilung mittels CO₂ ergeben sich im Gegensatz zu Messungen in bspw. Abluftleitungen auf Grund der inhomogenen Konzentrationen in den zu betrachtenden Räumen, der Aufstellungsort des Messgerätes muss daher gut ausgewählt werden. CO₂-Messgeräte, die einen Farbcode aufweisen und die unterschiedlichen Konzentrationsbereiche anschaulich durch Farben von grün zu gelb und zu rot darstellen, werden oft auch „CO₂-Ampeln“ oder „Lüftungsampeln“ genannt.

Es liegt nahe, die erprobte Referenzsubstanz als Möglichkeit der Abschätzung eines Infektionsrisikos unter den zu beurteilenden Nutzungsbedingungen zu erwägen. Die CO₂-Konzentration korreliert auf komplexe Weise mit dem Infektionsrisiko aerosolgebundener Erreger – allerdings nur unter sehr aufwändig zu berechnenden Anpassungen und Einschränkungen (Peng und Jimenez 2021).

CO₂-Messgeräte werden gerade in der derzeitigen Pandemie-Situation zum Teil auf unreflektierte und aggressive Weise ohne ausreichende Beschreibung der methodischen Einschränkungen als Indikator für das COVID-19-Infektionsrisiko beworben. Laut Angabe einiger Hersteller sollen derartige Messgeräte eine generelle Einschätzung von Innenräumen bei laufendem Betrieb, ausgehend von der gegebenen Lüftungssituation sowie der Anzahl und dem Verhalten der Nutzer liefern und sollen – so die Werbeaussagen – bspw. bei Überschreiten bestimmter Werte zu Lüftungsvorgängen Anlass geben. Ein unreflektierter Einsatz von CO₂ als Indikator für das Infektionsrisiko kann allerdings – wie eine genauere Betrachtung ergibt – zu irreführenden und im Einzelfall grob falschen Einschätzungen führen (Peng und Jimenez 2021). Es wird gezeigt, dass die CO₂-Konzentration im Vergleich zu einem absoluten Risiko um den

Faktor > 2 schwanken kann. Beispielhaft werden einzelne Szenarien erörtert – so ist bspw. das berechnete Risiko, sich anzustecken deutlich unterschiedlich, ob es sich bei der infizierten Person um den sprechenden Vortragenden oder um einen sitzenden und schweigenden Schüler handelt. Als anschauliches Beispiel wird auch ein Fitnessstudio genannt, in dem durch die körperliche Anstrengung und die ausgestoßenen Laute eine deutliche Erhöhung der Virusabgabe und damit des Ansteckungsrisikos stattfindet, obwohl die korrespondierende CO₂-Produktion nur moderat ansteigt. Als Grund wird vor allem die stark von unterschiedlichen Sprachaktivitäten abhängige Virusabgabe angegeben (ähnlich wie bei Müller et al. 2021a, 2021b sowie Tappler 2021).

Abbildung 1: Infektionswahrscheinlichkeit pro ppm zusätzliches CO₂, eine Stunde lang inhaliert bei unterschiedlichen Szenarien. Aus Peng und Jimenez (2021)



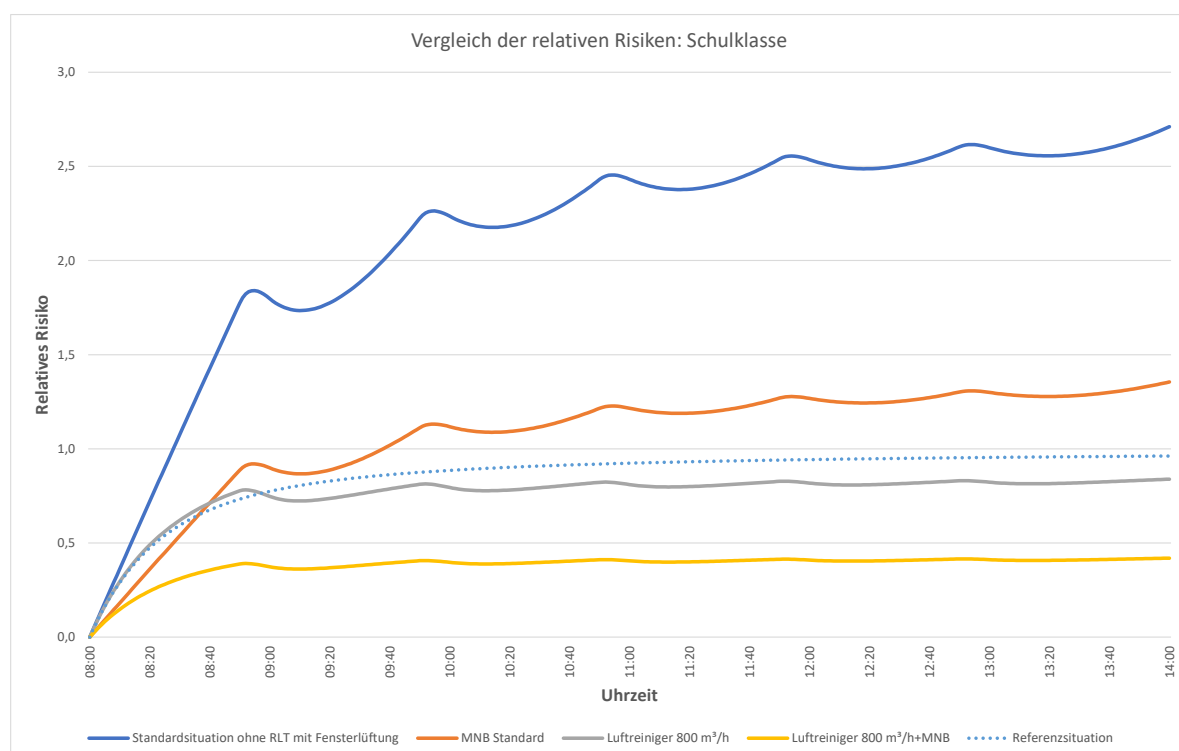
Quelle: eigene Darstellung, BMK

CO₂ kann dennoch – mit allen Einschränkungen – eine gute Maßzahl für die Atemaktivität der Nutzer der Räume sein. Im Fall von Situationen, die der beschriebenen Standardsituation in Hinblick auf die Sprachaktivität nahekommen (4% Sprecher, d. h. eine von 25 Personen), können daher CO₂-Messgeräte einen relativ guten Hinweis auf das Risiko einer aerosolgetragenen Infektion durch SARS-CoV-2 oder andere Viren geben. Hier ist es im Zuge einer Risikoeinschätzung möglich, den allgemein anerkannten Leitwert von 1000 ppm als praktikable Grenze für die Notwendigkeit von Lüftungsmaßnahmen zu definieren, da in diesem speziellen Fall eine definierte Abhängigkeit des Risikos von der CO₂-Konzentration besteht – eine sich einstellende Ausgleichskonzentration von 1000 ppm CO₂ entspricht dabei definitionsgemäß in etwa einem relativen Risiko von 1 (R=1).

In Situationen mit weniger Sprechern, wie bspw. in Kinos, Theatern mit Bühnenentlüftung oder dergleichen, würde das Heranziehen der CO₂-Konzentration zur Risikobewertung das Risiko einer Infektion durch SARS-CoV-2 leicht überschätzen. Bei Betrieb eines mobilen Luftreinigungsgerätes zur Entfernung von Aerosolen (zum Beispiel mittels HEPA-Filter oder UV-C-Desinfektion) ist die herrschende CO₂-Konzentration zwar ein guter und wichtiger Hinweis auf die allgemeine Lüftungssituation, die Werte wären jedoch zur pauschalen Beurteilung des Risikos einer Infektion durch SARS-CoV-2 gänzlich ungeeignet – siehe dazu die Beispiele von Schulklassen in Müller et al. (2021a, 2021b). Beim Einsatz eines mobilen Luftreinigungsgerätes ergibt sich ein von der Reinigungsleistung abhängiges Verhältnis zwischen dem relativen Risiko und der CO₂-Konzentration, dieses wäre bei der Korrelation zu berücksichtigen. Ohne Anwendung von situationsbedingten Abschlagsfaktoren würde das Risiko grob überschätzt, da Luftreinigungsgeräte mit Filter zwar auf effiziente Weise die Menge an virenbeladenen Aerosolen, nicht aber die Konzentration an CO₂ in der Innenraumluft verringern (siehe Bild 1 –

zu beachten ist dabei, dass bei allen Szenarien die CO₂-Konzentration gleich ist). Bei UV-C-Luftreinigern werden nur die Viren inaktiviert, die Konzentration aller anderen Luftinhaltsstoffe verändert sich nicht. Ähnliches gilt für eine Mund-Nasenbedeckung, speziell für die Verwendung von bspw. FFP2-Schutzmasken: Wird eine Mund-Nasenbedeckung getragen, kommt es bei pauschaler Verwendung von CO₂ als Beurteilungsgröße zu einer deutlichen Überschätzung des Risikos.

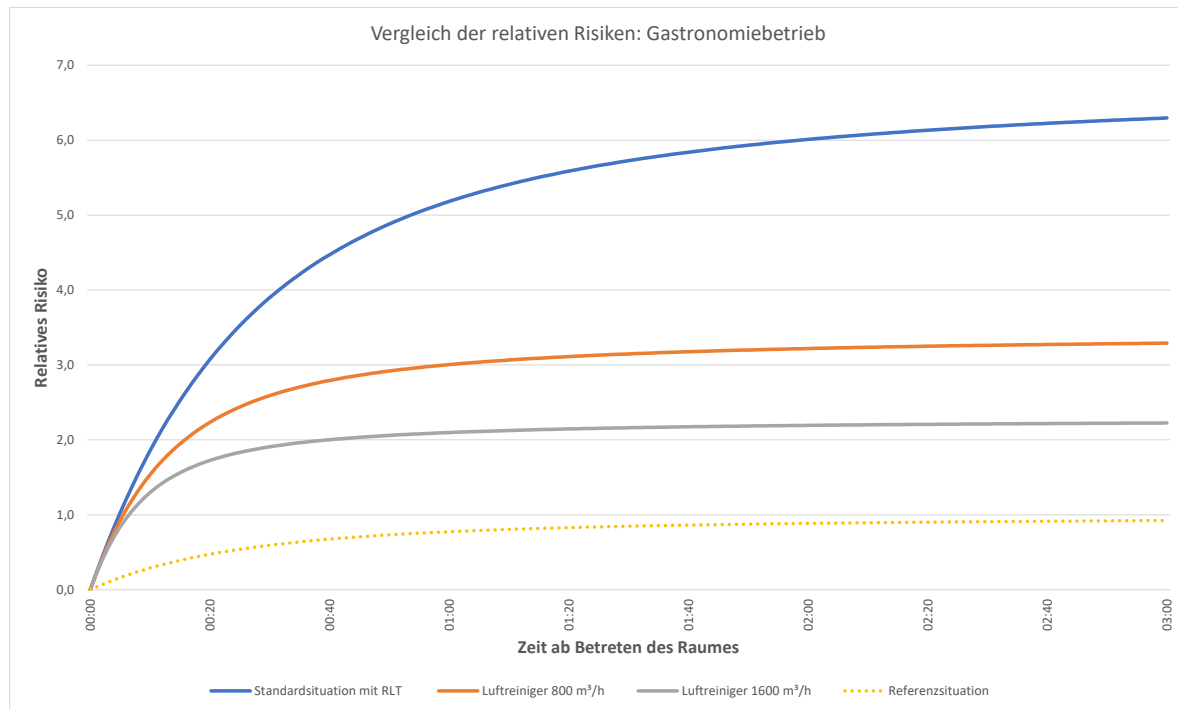
Abbildung 2: Vergleich der relativen Risiken verschiedener Szenarien bei gleicher CO₂-Konzentration am Beispiel einer Schulklasse mit 24 sitzenden Schülern, 18 Jahre, die nicht sprechen und einem sprechenden Lehrer (instationäre Betrachtung) ohne Lüftungsanlage – berechnet mit VIR-SIM. Grundluftwechsel=0,1 h⁻¹. Fensterlüftung nach 50 Minuten über 10 Minuten mit LW=20 h⁻¹, Optionen Standard Mund-Nasenbedeckung (MNB), mobiler Raumluftreiniger 800 m³/h Luftdurchsatz und Kombinationen davon. Im Vergleich dazu Referenzsituation.



Quelle: eigene Darstellung, BMK

In Situationen, in denen mehr als 4% der Anwesenden sprechen bzw. wo laut gesprochen oder gar gesungen wird (bspw. in Gastronomiebetrieben, in Bars oder bei Sportveranstaltungen), ist davon auszugehen, dass das Risiko, sich über Aerosole anzustecken, bei Verwendung von CO₂ als Indikator zum Teil grob unterschätzt wird (siehe Bild 2). Der Grund liegt darin, dass das Verhältnis der Aerosolabgabe zwischen „Atmen“ und „Sprechen“ gemäß Buonanno et al. (2020) beim Faktor von etwa 5,3 liegt und das zwischen „Atmen“ und „Laut Sprechen“ bzw. „Singen“ etwa beim Faktor 33. Diese zu erwartende Erhöhung der Aerosolabgabe geht zwar mit einer gewissen Erhöhung der CO₂-Abgabe der Sprechenden oder Singenden einher, jedoch bei weitem nicht in diesem hohen Verhältnis im Vergleich zum stillen „Atmen“. Hier wäre die Anwendung von situationsbedingten Zuschlagsfaktoren erforderlich.

Abbildung 3: : Vergleich der relativen Risiken verschiedener Szenarien bei gleicher CO₂-Konzentration am Beispiel eines Gastronomiebetriebes mit 23 sitzenden erwachsenen Gästen, von denen 4 sprechen und 4 laut sprechen sowie 2 sich bewegendem Bedienungspersonal (instationäre Betrachtung) mit Lüftungsanlage LW=4,0 h⁻¹, alle ohne Mund-Nasenbedeckung (MNB) – berechnet mit VIR-SIM. Optionen: mobiler Raumluftreiniger 800 m³/h und 1600 m³/h Luftdurchsatz. Im Vergleich dazu Referenzsituation.



Quelle: eigene Darstellung, BMK

Zusammenfassend eignen sich CO₂-Messgeräte oder Lüftungsampeln zur groben Abschätzung des Risikos, sich in Innenräumen mit COVID-19 anzustecken für typische Schul- oder Vortragssituationen, solange keine erhöhte körperliche Aktivität oder lautes Sprechen oder Singen mehrerer Personen eine Rolle spielen, aber auch (mit Einschränkungen) für eine Einschätzung von Räumen im klassischen Kulturbetrieb. In diesen Fällen kann angenommen werden, dass wenn die Messwerte an CO₂ nicht wesentlich über dem Wert von 1000 ppm CO₂ liegen, bei Anwesenheit einer infizierten Person verglichen mit einem gut gelüfteten Raum nur eine mäßige und keine stark erhöhte Exposition gegenüber aerosolgetragenen Viren stattfindet.

In Räumen, in denen mehrere Leute sprechen und/oder singen, in denen eine Mund-Nasenbedeckung getragen oder in denen ein mobiles Luftreinigungsgerät eingesetzt wird, liefern CO₂-Messgeräte nur Hinweise auf die aktuelle Lüftungssituation in Bezug auf die allgemeine Innenraumlufthygiene. Zur Bewertung des Risikos, sich mit COVID-19 über Aerosole anzustecken, erweist sich dagegen die CO₂-Konzentration in solchen oder ähnlich gelagerten Fällen nur dann als geeignet, wenn das Verhältnis zwischen der Konzentration und dem Risikoparameter R unter Verwendung von situationsbedingten Faktoren (so diese bekannt sind) berechnet wird.

In jedem Fall muss daher bei Verwendung von CO₂-Messgeräten eine individuelle Einzelbetrachtung des betreffenden Raumes erfolgen, um festzustellen, ob sich CO₂-Messgeräte für die Abschätzung des Infektionsrisikos eignen und ggf. welche CO₂-Konzentration dem Referenzrisiko entspricht. Hinweise dazu finden sich unter Peng und Jimenez (2021)

8. Methodische Einschränkungen von Risikoabschätzungen

Bei Risikoabschätzungen wird aus pragmatischen Gründen generell eine stark vereinfachte Situation zu Grunde gelegt. Da einzelne Parameter, die nicht vollständig bekannt sind, oder Faktoren, die sich mit der Zeit ändern können, abgeschätzt werden, führt dies bei den Ergebnissen zu einer nicht zu vermeidenden Unschärfe. Sämtliche mögliche lokale Effekte im direkten Nahbereich eines Virenemittenten bleiben bei Abschätzungen der Aerosol-Übertragung unberücksichtigt. Das bedeutet beispielsweise, dass klassische Tröpfcheninfektionen, die durch Husten oder Niesen im Nahbereich verursacht werden können, in der Regel nicht berücksichtigt werden. In Situationen, bei denen Nahbereichseffekte gegenüber Effekten der Aerosolanreicherung im Raum überwiegen, beispielsweise wenn der Sicherheitsabstand zwischen Personen nicht eingehalten wird wie beim „in der Schlange Stehen“ oder beim „engen nebeneinander Sitzen“ in Schulklassen, müssen andere Methoden zur Risikoabschätzung herangezogen werden.

Es wird im Rahmen der Vereinfachungen eines Simulationsmodells angenommen, dass das Konzentrationsfeld im Raum „homogen“ ist, d. h. die Aerosol-Konzentration zu einem bestimmten Zeitpunkt überall im Raum gleich groß ist. Die Risikoabschätzung basiert also auf zeitabhängigen Werten. Die Positionen der exponierten Personen im Raum und deren Einfluss auf Strömungsverhältnisse im Raum wird nicht berücksichtigt. Räume mit ausgeprägten Luftströmungen im Raum müssen daher mit anderen Methoden (bspw. CFD/Computational Fluid Dynamics-Verfahren) detaillierter betrachtet werden.

9. Ausblick

Risikoabschätzungen mittels Simulationsprogrammen oder auf Basis der CO₂-Konzentration sind zusammenfassend als ein wichtiges Hilfsmittel zur situativen Beurteilung des Infektionsrisikos über potenziell virenbelastete Aerosole in einem Innenraum zu betrachten, haben aber ihre methodischen Grenzen, die im Einzelfall berücksichtigt werden müssen.

Bei der Interpretation der Ergebnisse von CO₂-Messungen ist zu bedenken, dass zusätzlich zu den schon gegebenen Messunsicherheiten individuelle Faktoren (z.B. Intensität der bei einer realen infizierten Person gegebenen Virenabgabe, tatsächliche Verteilung der Aerosole ausgehend von einer oder mehreren infizierten Personen in einem realen Raum, vorherrschende Virusvariante usw.) eine nicht unbedeutende Rolle spielen.

In Produktbeschreibungen und Bedienungsanleitungen der am Markt erhältlichen CO₂-Logger oder „Lüftungsampeln“ sollten die Einschränkungen der Aussagekraft von Messungen in Bezug auf die Infektionswahrscheinlichkeit beschrieben und den Nutzern zur Kenntnis gebracht werden. Dies sind ohne Anspruch auf Vollständigkeit vor allem Messungen beim Einsatz von Luftreinigern, bei Räumen in denen eine Mund-Nasenbedeckung getragen und in denen laut gesprochen und gesungen wird.

Quellenverzeichnis

Ad-Hoc AG (2008): Gesundheitliche Bewertung von Kohlendioxid in der Innenraumluft. Mitteilungen der Ad-hoc-Arbeitsgruppe Innenraumrichtwerte der Innenraumlufthygiene-Kommission des Umweltbundesamtes und der Obersten Landesgesundheitsbehörden. Bundesgesundheitsblatt-Gesundheitsforschung-Gesundheitsschutz 2008 51:1358–1369.

BMNT (2017): Richtlinie zur Bewertung der Innenraumluft, Kohlenstoffdioxid als Lüftungsparameter. Überarbeitete Fassung, erarbeitet vom Arbeitskreis Innenraumluft im österreichischen Bundesministerium für

Nachhaltigkeit und Tourismus (derzeit Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie, BMK) unter Mitarbeit der österreichischen Akademie der Wissenschaften

Buonanno G, Stabile L, Morawska L (2020): Estimation of airborne viral emission: quantifying emission rate of SARS-CoV-2 for infection risk assessment. *Environment International* 141, 105794.
doi.org/10.1016/j.envint.2020.105794

Chu DK, Akl EA, Duda S, Solo K, Yaacoub S, Schünemann HJ on behalf of the COVID-19 Systematic Urgent Review Group Effort (SURGE) study authors (2020): Physical distancing, face masks and eye protection to prevent person-to-person transmission of SARS-CoV-2 and COVID-19: a systematic review and meta-analysis. *The Lancet* 395, 1973-1987

DIN EN 15251: Eingangsparameter für das Raumklima zur Auslegung und Bewertung der Energieeffizienz von Gebäuden - Raumluftqualität, Temperatur, Licht und Akustik. 2012 12. Zurückgezogen 2021

ECA (1992): Ventilation Requirements in Buildings. Report No 11. European Concerted Action – Indoor Air Quality & its Impact on Man. Commission of the European Communities, Joint Research Centre

Cheng et al. (2021): Face masks effectively limit the probability of SARS-CoV-2 transmission. *Science*, 372(6549), 1439-1443

Hartmann A, Lange J, Rotheudt H, Kriegel M (2020): Emissionsrate und Partikelgröße von Bioaerosolen beim Atmen, Sprechen und Husten, Preprint
http://dx.doi.org/10.14279/depositon-10332

Kriegel M, Hartmann A (2020): Risikobewertung von Innenräumen zu virenbeladenen Aerosolen, Preprint.
http://dx.doi.org/10.14279/depositon-10343.2

Kriegel M, Hartmann A (2021): Covid-19 Ansteckung über Aerosolpartikel - Vergleichende Bewertung von Innenräumen hinsichtlich des situationsbedingten R-Wertes. Hermann-Rietschel-Institut, FG Energie, Komfort und Gesundheit in Gebäuden, TU Berlin. DOI: http://dx.doi.org/10.14279/depositon-11387

Lelieveld J, Helleis F, Borrmann S, Cheng Y, Drewnick F, Haug G, Klimach T, Sciare J, Su H, Pöschl U (2020): Model Calculations of Aerosol Transmission and Infection Risk of COVID-19 in Indoor Environments. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2020, 17, 8114. mdpi.com/1660-4601/17/21/8114/htm

Morawska L, Johnson GR, Ristovski ZD, Hargreaves M, Mengersen K, Corbett S, Chao CYH, Li Y, Katoshevski D (2009): Size distribution and sites of origin of droplets expelled from the human respiratory tract during expiratory activities. *Journal of Aerosol Science* 40, 256-269

Mitze T, Kosfeld R, Rode J, Wälde K (2020): Face masks considerably reduce COVID-19 cases in Germany. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. https://doi.org/10.1073/pnas.2015954117

Morawska L, Cao J (2020): Airborne transmission of SARS-CoV-2: the world should face the reality. *Environ. Int.* 105730. doi.org/10.1016/j.envint.2020.105730

Morawska L, Milton D (2020): It is time to address airborne transmission of COVID-19. *Clinical Infectious Diseases*. doi.org/10.1093/cid/ciaa939

Müller D, Rewitz K, Derwein D, Burgholz TM, Schweiker M, Barday J, Tappler P (2021a): Abschätzung des Infektionsrisikos durch aerosolgebundene Viren in belüfteten Räumen (2. überarbeitete und korrigierte Auflage). Report (white paper). RWTH-EBC 2021-002, Aachen, 2021, DOI: 10.18154/RWTH-2021-02417

Müller D, Trukenmüller A, Scherer C, Tappler P, Moriske HJ, Salthammer T, Schweiker M (2021b): Modellbasierte Berechnung des aerosolgebundenen Infektionsrisikos in Klassenräumen, Großraumbüros, Hörsälen und Sporthallen bei unterschiedlichen Nutzungssituationen. *Gefahrstoffe* 81 (2021) Nr 03-04. 117-126

- Müller D, Rewitz K, Burgholz TM, Derwein D, Barday J, Schweiker M (2021c): RisiCo-Online-Tool. Lehrstuhl für Gebäude- und Raumklimatechnik, E.ON Energieforschungszentrum, RWTH Aachen, Heinz Trox Wissenschafts GmbH. <https://risico.eonerc.rwth-aachen.de/>
- Peng Z, Jimenez JL (2021): Exhaled CO₂ as a COVID-19 Infection Risk Proxy for Different Indoor Environments and Activities. *Environ. Sci. Technol. Lett.* 2021, 8, 5, 392–397. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.1c00183>
- Petersen S, Jensen KL, Pedersen ALS, Rasmussen HS (2016): The effect of increased class-room ventilation rate indicated by reduced CO₂ concentration on the performance of schoolwork by children. *Indoor Air* 26, 366-379
- Pettenkofer M von (1858): Über den Luftwechsel in Wohnungen. Cotta, München
- Riley EC, Murphy G, Riley RL (1978): Airborne spread of measles in a suburban elementary school. In: *American Journal of Epidemiology* 107, 421-432. academic.oup.com/aje/article-abstract/107/5/421/58522
- Schumann L, Lange J, Rotheudt H, Hartmann A, Kriegel M (2021): Experimentelle Untersuchung der Leckage und Abscheideleistung von typischen Mund-Nasen-Schutz und Mund-Nasen-Bedeckungen zum Schutz vor luftgetragenen Krankheitserregern, PrePrint 10.14279/depositonce-10857
- Siebler L, Rathje T, Calandri L, Eydner M, Vogt U, Henzler T, Stergiaropoulos K (2021): Pilotprojekt: Experimentelle Untersuchung zum Infektionsrisiko in Klassenräumen. IGTE Stuttgart
- Tappler P (2021): Simulationsprogramm VIR-SIM 2.1. Instationäres Simulationsprogramm zur Berechnung des Risikos einer Infektion durch SARS-CoV-2 in Innenräumen. <https://www.corona-rechner.at/>
- UBA (2017): Anforderungen an Lüftungskonzeptionen in Gebäuden – Bildungseinrichtungen, Teil I. Umweltbundesamt Dessau/Rosslau. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/anforderungen-an-lueftungskonzeptionen-in-gebaeuden>
- Wargocki P, Wyon DP, Sundell J, Clausen G, Fanger PO (2000): The effects of outdoor air supply rate in an office on perceived air quality, Sick Building Syndrome (SBS) symptoms and productivity. *Indoor Air* 10: 222-236
- Whiley H, Keerthirathne TP; Nisar MA, White MAF, Ross KE (2020): Viral Filtration Efficiency of Fabric Masks Compared with Surgical and N95 Masks. *Pathogens* 9, 762. doi: 10.3390/pathogens9090762
- WHO (2020): Transmission of SARS-CoV-2: implications for infection prevention precautions. [who.int/news-room/commentaries/detail/transmission-of-sars-cov-2-implications-for-infection-prevention-precautions](https://www.who.int/news-room/commentaries/detail/transmission-of-sars-cov-2-implications-for-infection-prevention-precautions)
- Zangmeister CD, Radney JG, Vicenzi EP, Weaver JL (2020): Filtration Efficiencies of Nanoscale Aerosol by Cloth Mask Materials Used to Slow the Spread of SARS-CoV-2. *ACS nano* 14, 9188–9200. doi: 10.1021/acsnano.0c05025

Innenraumluchtverunreinigungen – Schadstoff- oder Lüftungsproblematik?

Indoor air pollution – a concern of source or ventilation?

Dr. Lothar Grün
eco-LUFTQUALITÄT + RAUMKLIMA GmbH, Nattermannallee
1 in 50829 Köln; L.Gruen@eco-Luft.de

Kurzfassung

Bei einer festgestellten Überschreitung von Innenraumrichtwerten oder Sanierungszielwerten sollte die Ursache/Quelle abgeklärt werden. Neben einer Schadstoffbelastung sind nicht nur nutzungsbedingte Quellen als Ursache in Betracht zu ziehen. Die baulichen Veränderungen zur Verbesserung der Energieeffizienz und des Brandschutzes haben in den letzten Jahrzehnten zu einer deutlichen Reduktion des Luftaustausches durch Infiltration geführt. Natürlich belüftete Gebäude sind dichter geworden und wurden im Innern verstärkt segmentiert. Das hat zur Folge, dass auch die Luftzirkulation zwischen ehemals verbundenen Raumzonen im Gebäude während der Nichtbelegungszeit stark eingeschränkt ist. Dadurch können Räume sensorisch auffällig werden und/oder seit langem im Gebäude vorhandene - aber in der Vergangenheit nicht als Schadstoffquelle in Erscheinung getretene - Quellen problematisch werden. Der Autor beschäftigt sich in diesem Beitrag mit der Bedeutung eines nutzerunabhängigen Luftwechsels und den Einflüssen von Sorptions-/Desorptionsprozessen an Oberflächen und in Materialien während der Nichtbelegungszeiten auf die Luftqualität in Innenräumen.

Abstract

The most important parameters for indoor air quality are ventilation and elimination of sources that emitted air pollutants. In cases of indoor measuring data, exceeding German guideline values or reconstruction targets, the attention was turned to find out and eliminate the emission sources of the pollution. The efforts to improve the energy performance of buildings and fire protection led to much tighter buildings and reduced ventilation air flow rates in buildings with natural ventilation systems. The relevance of ventilation during unoccupied periods of indoor spaces has so far been widely unattended in Germany. Very low ventilation rates do not only have an influence on the concentration of air pollution but also increases the building and effects of secondary sources in indoor environment. This chapter summarizes the effects of very low ventilation rates during unoccupied periods on measurable and perceived indoor air quality during occupied periods.

1. Einleitung

Seit den 1970er Jahren haben sich in der Bundesrepublik Deutschland Prozedere etabliert, wie Schadstoffquellen zu ermitteln und ggfs. zu sanieren sind. Werden Schadstoffbelastungen in der Innenraumlucht festgestellt, die Maßnahmen zur Verbesserung der Luftqualität erforderlich machen, bestand die Aufgabe darin, die Quelle der Luftverunreinigungen zu ermitteln und auf der Grundlage der Ergebnisse ein Sanierungskonzept zu erarbeiten (in der Regel: Ausbau oder Abkapselung). Diese Verfahren wurden in der Vergangenheit erfolgreich angewendet und sind in vielen Fällen auch heute noch eine geeignete Vorgehensweise. Die Grundannahme, dass eine außergewöhnliche Luftverunreinigung durch eine außergewöhnliche Schadstoffquelle verursacht wird, ist nach den Erfahrungen des Unterzeichners heute nur noch bedingt zutreffend. Bei der Ermittlung der Ursachen von Überschreitungen von Innenraumluft-Richtwerten ist zusätzlich auch der Einfluss der Lüftung zu berücksichtigen.

Die Grundlagen und Anforderungen zur Planung und Durchführung von Innenraumluftmessungen sind in der DIN EN ISO 16000-1 beschrieben. Dort werden die wesentlichen Einflussfaktoren in einer Gleichung (1) beschrieben. In dieser Gleichung wird die Änderung von Stoffkonzentrationen in der Innenraumluft in Abhängigkeit von Quellstärke, Lüftungsrate, Raumvolumen und weiteren Faktoren beschrieben. Diese Gleichung, die ursprünglich aus der VDI-Richtlinie 4300 Bl. 1: *Messen von Innenraumluftverunreinigungen – Allgemeine Aspekte der Messstrategie* stammt, wurde aus dem Jahre 1995 übernommen und fasst die damals bekannten und wirksamen Einflüsse zusammen. Gebäudehüllen waren vergleichsweise undicht und deshalb wurde die Raumluftkonzentration nicht als konstante Größe, sondern als eine – in Abhängigkeit von schwankenden Luftwechselraten – sich ständig ändernde Größe beschrieben.

$$dC_i/dt = (Q/V) + nC_a - AC_i - nC_i \quad (1)$$

C_i : Innenraumluft-Konzentration (mg/m³)

Q : Quellstärke (mg/h)

V : Raumvolumen (m³)

n : Luftwechsel (h⁻¹)

C_a : Außenluft-Konzentration (mg/m³)

A : Abbau-Faktor

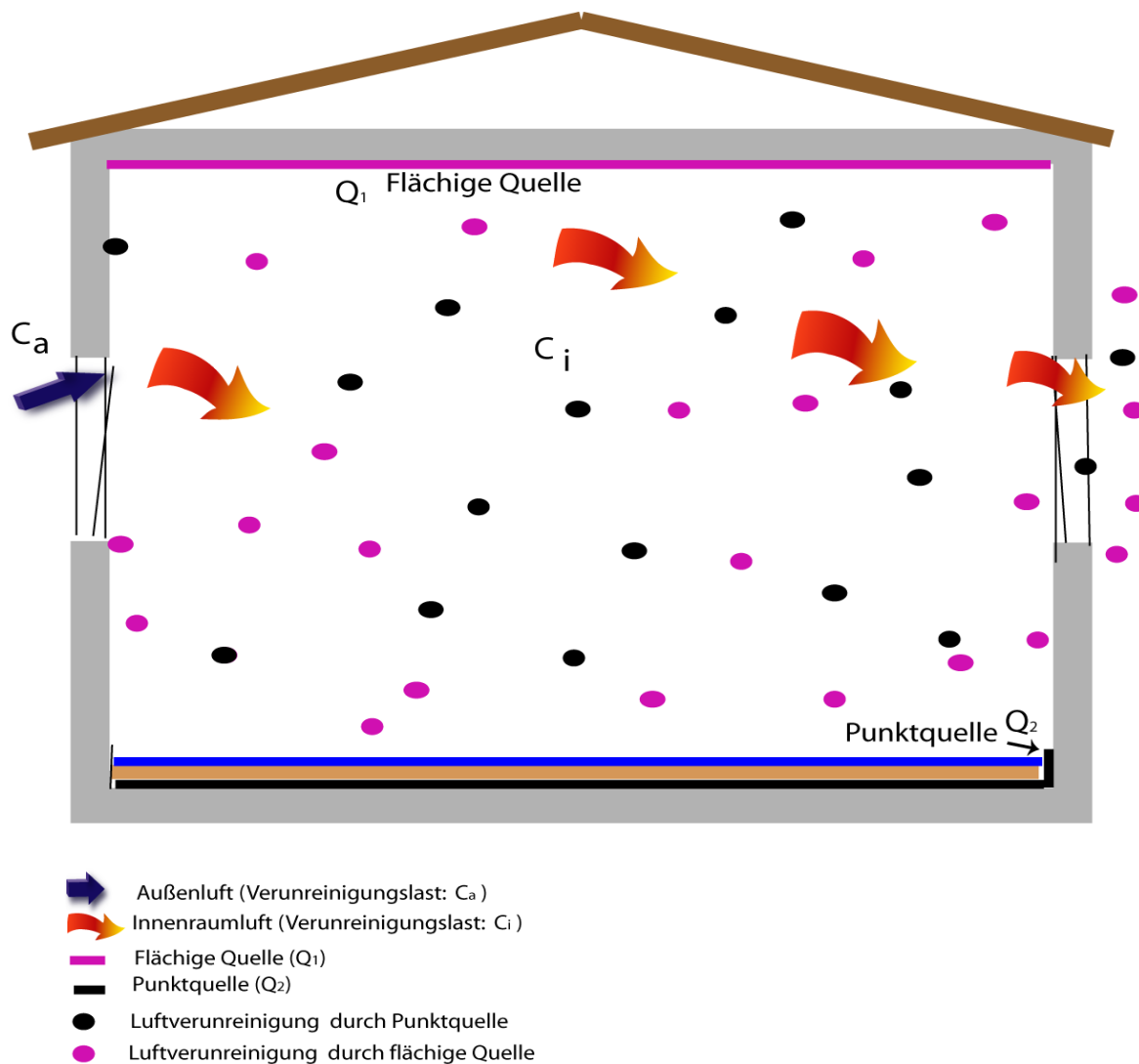
t : Zeit

Ausgehend von den baulichen Gegebenheiten (dichte Gebäudehülle) und den Erfahrungen mit der Messung von flüchtigen Luftverunreinigungen (VOC) wissen wir heute, dass bei Messungen in über Nacht ungelüfteten Räumen (Nichtbelegungszeit nach DIN EN 16798-1) hinsichtlich der Lüftungseinflüsse ein weitgehender Gleichgewichtszustand erreicht wird, der eine reproduzierbare Bestimmung der Konzentration von flüchtigen Innenraumluftverunreinigungen möglich macht, wenn Türen und Fenster über vergleichbare Zeiträume verschlossen gehalten werden. Vor diesem Hintergrund kann der Term dC_i/dt bei den heutigen dichten Gebäuden vernachlässigt werden und idealisiert gleich 0 gesetzt werden. Der Eintrag von Luftverunreinigungen durch die Außenluft ist – zumindest bezogen auf die flüchtigen organischen Luftverunreinigungen (VOC) – ebenfalls zu vernachlässigen (Ausnahme Benzol). Der in der Gleichung angeführte Abbaufaktor spielt bei reaktiven Stoffen, wie z.B. Formaldehyd eine Rolle, ist aber für den überwiegenden Teil der heute in Innenräumen nachzuweisenden VOC als gering einzuschätzen. Da von reaktiven Stoffen wie z.B. Formaldehyd oder Diisocyanaten unmittelbare und langfristige Gesundheitsauswirkungen ausgehen können, haben die Hersteller von Bauprodukten in der Vergangenheit große Anstrengungen unternommen, derartige Baustoffemissionen auf ein Minimum zu reduzieren.

Die Raumluftkonzentration von flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) ist deshalb im Wesentlichen eine Funktion der Quellstärke, des Raumvolumens und der Luftwechselzahl:

$$C_i = Q/V \cdot n \quad (2)$$

Abbildung 1: Schematische Darstellung zu den Einflüssen in einem gut gelüfteten Innenraum.



Quelle: eigene Darstellung, eco-Luftqualität + Raumklima GmbH

Die Konzentration der Luftverunreinigungen in der Innenraumluft wird demnach durch die Quellstärke (Q in mg/h), das Raumvolumen (V in m^3) und die Luftwechselzahl (n in h^{-1}) bestimmt.

Die Quellstärke ist keine konstante Größe, sondern wird durch unterschiedlichste Faktoren beeinflusst. Einige davon sind:

- Dampfdruck des emittierenden Stoffes
- Größe der wirksamen Emissionsfläche
- Anströmgeschwindigkeit der Luft an der Emissionsfläche
- Umgebungsklima (Raumlufttemperatur, rel. Feuchte)
- Jahreszeit/Witterung (Bauteiltemperaturen)

Die Raumgröße kann - sofern keine baulichen Veränderungen vorgenommen werden - als konstant betrachtet werden, so dass die Quellstärke (Q) und die Luftwechselzahl (n) letztendlich die entscheidenden Variablen sind, die sich auf die Höhe der Konzentration der in der Luft

vorkommenden Luftverunreinigungen auswirken. Ideale Bedingungen zur Messung der Quellstärken können in Laborexperimenten oder genormten Prüfkammertests hergestellt werden. In realen Innenräumen sind immer auch zusätzliche Einflüsse wirksam. Zwei in der oben angeführten Gleichung nicht berücksichtigte Einflüsse sollen in diesem Beitrag beschrieben werden.

2. Praxisbeispiele

An drei Beispielen soll im Folgenden gezeigt werden, dass die mit der Gleichung (2) beschriebenen Faktoren für reale Gebäude und Innenräume nicht ausreichend sind. Bei der Untersuchung realer Räume muss darüber hinaus berücksichtigt werden, dass bauliche Maßnahmen oder Nutzungsänderungen das Emissionsverhalten in der Bausubstanz vorhandener Quellen verändern können. Im Vorfeld dieser Veränderungen wird häufig nicht betrachtet, welche Auswirkungen diese auf die lufthygienische Situation im Gebäude haben könnten.

In dem ersten Fall wurde vom Messinstitut des Unterzeichners in einer Anfang der 2000er Jahre PCB-sanierter Schule eine Erfolgskontrollmessung durchgeführt und mehr als 15 Jahre nach erfolgter Sanierung erneut eine PCB-Kontrollmessung beauftragt. Nach dem bei den Messungen unmittelbar im Anschluss der Sanierung eine Konzentration deutlich unter 300 ng/m^3 ermittelt wurde und die Einhaltung des Sanierungszielwertes bestätigt wurde, ergab die Messung 15 Jahre nach Sanierung bei vergleichbarer Witterung (Anfang Frühling) und auch ansonsten vergleichbaren Randbedingungen einen Wert deutlich über dem Zielwert von 300 ng/m^3 . Da die Primärquellen im Rahmen der PCB-Sanierung beseitigt worden waren und sich das noch vorhandene Schadstoffdepot - in Form von Sekundärquellen - in der Zwischenzeit nicht erhöht haben konnte, wurden andere Faktoren als Ursache für den unerwarteten Anstieg der PCB-Konzentrationen abgeklärt. Die einzigen baulichen Maßnahmen, die nach Angaben des Auftraggebers zwischenzeitlich durchgeführt wurden, waren Maßnahmen zur Umsetzung eines neuen Brandschutzkonzeptes. Dabei wurden in allen Geschossen die Flure zu einer zentralen Pausenhalle durch zusätzliche Brandschutztüren abgetrennt und Leitungsdurchführungen zwischen randschutzabschnitten abgedichtet.

In einem zweiten Beispiel handelt es sich um zwei benachbarte, bau- und größengleiche Klassenräume. In beiden Räumen waren gleich große Fensterflächen und die Fenster auch zur gleichen Himmelsrichtung ausgerichtet. Einer der beiden Räume wurde von den Nutzern als sensorisch auffällig bewertet. Die „schlechte“ Raumluft wurde von den Nutzern als Ursache von Gesundheits- und Befindlichkeitsstörungen verantwortlich gemacht. Da die Raumluftmessungen in beiden Räumen ein vergleichbares Spektrum an Einzelsubstanzen ergaben, jedoch in dem sensorisch auffälligen Raum deutlich höhere Konzentrationen von langkettigen Aldehyden (Richtwertüberschreitung RWI: Gesättigte azyklische aliphatische C4 bis C11-Aldehyde, ca. $300 \mu\text{g/m}^3$) vorhanden waren, wurden in beiden Räumen FLEC¹-Emissionsmessungen an der mutmaßlichen Quelle (Linoleumbodenbelag) durchgeführt. Parallel dazu wurde in beiden Räumen jeweils eine weitere VOC-Raumluftmessung in Kombination mit einer Bestimmung der Luftwechselzahl bei über Nacht verschlossenen Fenstern und Türen durchgeführt. In beiden Klassenräumen wurden an den Bodenbelagsoberflächen vergleichbare flächenspezifische Emissionsraten ermittelt. Neben den VOC-Konzentrationen unterschieden sich in den beiden Räumen die gemessenen Luftwechselzahlen (beanstandeter Raum $0,12 \text{ h}^{-1}$; unauffälliger Nachbarraum: $0,31 \text{ h}^{-1}$).

¹ Field and Laboratory Emission Cell

Diese beiden Beispiele zeigen, dass beim Nachweis hygienisch oder gesundheitlich als auffällig zu bewertender Konzentrationen von Luftverunreinigungen eine einseitige Fokussierung auf außergewöhnliche Primärquellen nicht ausreichend ist. Ohne Berücksichtigung sonstiger Einflüsse kann das vorschnell zu Sanierungsempfehlungen (z.B. Ausbau eines Fußbodenbelages) führen, die dem zugrundeliegenden hygienischen Problem nicht gerecht werden.

Mit dem dritten Beispiel zeigt der Autor eine Situation auf, die die Möglichkeiten, aber auch die Grenzen dessen aufzeigen, was durch Verbesserung der Lüftung möglich ist. Der Hintergrund dieses Falles ist die Hydrophobierung der Fassade eines Ziegelmauerwerks an einem denkmalgeschützten Bestandsgebäude mit natürlicher Lüftung, das im Innern bereits bezugsfertig für eine Nutzung als Kindertagesstätte umgebaut und eingerichtet war. Im Rahmen von Routinemessungen im Vorfeld des Bezugs des Gebäudes wurden in ungelüfteten Räumen Konzentrationen in einer Größenordnung von 1-2 Zehnerpotenzen über dem Richtwert RW II für die Stoffgruppe *Aromatenarme Kohlenwasserstoff-Gemische* ($C_9 - C_{14}$) gemessen. Das Hydrophobierungsmittel, mit dem die massiven Ziegelwände behandelt wurden, ließ sich als Quelle schnell identifizieren. Aufgrund der massiven RW II-Überschreitung kam der geplante Bezug des Gebäudes nicht mehr in Betracht.

Nachdem über einen Zeitraum von fast einem Jahr intensive Lüftungsmaßnahmen zur Abreicherung der Quelle ohne Erfolg blieben, wurde der Unterzeichner beauftragt zu klären, ob und durch welche maschinell unterstützten Lüftungsmaßnahmen in absehbarer Zeit eine Gebrauchstauglichkeit zu erreichen sei. Als Musterraum für messtechnische Untersuchungen wurde der Besprechungs-Raum ausgewählt (Grundfläche: 17 m², Raumvolumen 54,4 m³, Oberflächen 85 m²). Die Ergebnisse der Untersuchungen sind in der Tabelle 1 und 2 zusammengefasst.

Tabelle 1: Raumlufkonzentrationen in Abhängigkeit von der Luftwechselzahl

Lüftungsbedingungen	Luftwechselzahl [1 h ⁻¹]	ΣC_9-C_{14} Alkane/Isoalkane [µg/m ³]	Quellstärke (Raum) [mg/h]
Über Nacht ungelüftet	0,12	13.000	75
Mechanische Belüftung (2 Tage Dauerbetrieb)	1	8900	539
Mechanische Belüftung (2 Tage Dauerbetrieb) bei 1 Luftwechsel anschließend 14 Tage Dauerbetrieb bei 3fachem Luftwechsel	3	3100	516

Die Untersuchungen ergaben, dass die Gesamtquellstärke in dem Raum nur bei Luftwechselzahlen über 1 h⁻¹ in Übereinstimmung mit den an den Oberflächen ermittelten Quellstärken zu bringen ist. Die Messungen bei 1fachem und 3fachem Luftwechsel zeigen, dass die Höhe der Raumlufkonzentration annähernd proportional zur Luftwechselzahl ist. Diese Proportionalität besteht für die Ergebnisse der Messung im über Nacht ungelüfteten Raum nicht. Daraus resultiert auch, dass auf der Grundlage der Messergebnisse in dem über Nacht ungelüfteten Raum die Gesamtquellstärke im Raum nicht abgeschätzt werden kann. Nur bei hohen Luftwechselraten (> 1 h⁻¹) korrelierten die aus den Raumlufmesswerten ermittelten Quellstärken mit den Werten, die an Oberflächen mittels FLEC-Emissionsprüfzelle gemessen wurden.

Tabelle 2: Quellstärken ermittelt an Oberflächen des Raumes

Oberflächen	Quellstärke*	Oberflächen	Quellstärke*
Primärquelle	12	18	216
Sekundärquellen	2-4	67	134-268

* Ermittelt mit Emissionsprüfzelle (FLEC) in Anlehnung an DIN ISO 16000-10

Diese und andere Praxisfälle haben den Autor bewogen, sich mit den Einflüssen, die die Luftqualität in Innenräumen wesentlich beeinflussen, nochmals eingehend auseinanderzusetzen. Dabei sind auch die Folgen der baulichen Maßnahmen im Rahmen von wärmetechnischen Modernisierungen und zur Verbesserung des Brandschutzes und deren Auswirkungen auf die Innenraumluft von Bedeutung.

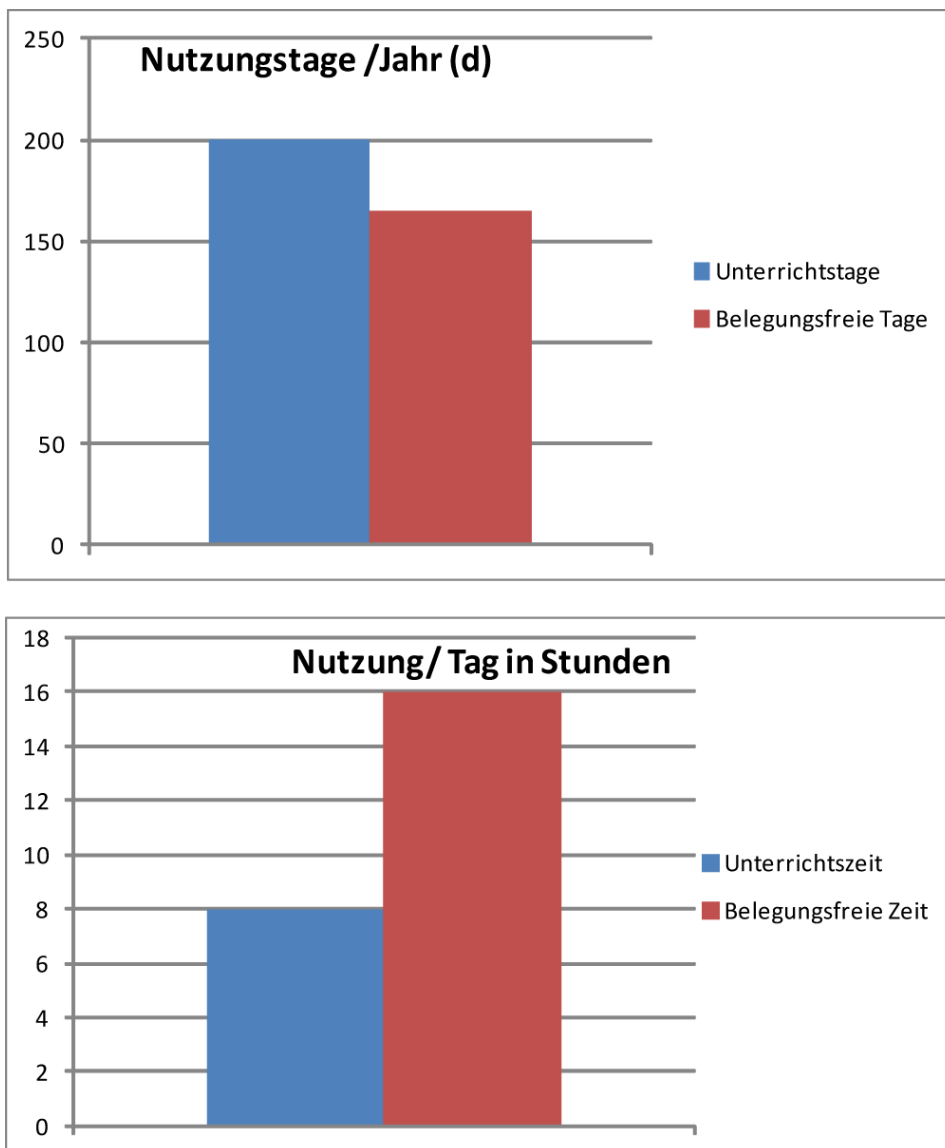
3. Lüftung in der Nichtbelegungszeit

Die Bedeutung der Lüftung für die Luftqualität in Innenräumen ist seit 2020 durch die Corona-Krise sehr eindrucksvoll zu Tage getreten. Es hat sich gezeigt, dass die Effektivität der Fensterlüftung in vielen Fällen nicht ausreicht, nutzungsbedingte Luftverunreinigungen (z.B. Virenlasten) effektiv nach außen fortzuleiten. Defizite in Zusammenhang mit der Lüftung in Räumen von Bildungseinrichtungen sind Fachleuten bereits seit längerem bekannt (Arbeitskreis Lüftung am Umweltbundesamt, 2018), führten in der Vergangenheit aber nie zu derart gravierenden Einschränkungen, wie während der Corona-Pandemie.

Wenn in diesem Zusammenhang über Lüftung gesprochen wird, beschränkt sich das auf die Zeit der unmittelbaren Nutzung der Räume, die „Belegungszeit“. Die Aufgabe der Lüftung ist es, ausreichend frische unverbrauchte Außenluft zuzuführen und die verbrauchte, mit Kohlendioxid, Ausdünstungen und während der Corona-Pandemie auch virenhaltigen Aerosolen nach Außen fortzuleiten.

In Bezug auf das Thema dieses Beitrags ist eine andere Aufgabe der Lüftung für die Aufrechterhaltung hygienischer Verhältnisse in Innenräumen von Bedeutung. Es handelt sich um die Lüftung von Räumen während der „Nichtbelegungszeiten“ (s. DIN EN 16798-1). Es ist die Zeit, in dem Räume nicht als Aufenthaltsräume (Personenbelegung) genutzt werden. In diesen Zeiten sind Fenster und Türen in der Regel verschlossen. Insbesondere in Schulen und Kindergärten können diese Nichtbelegungszeiten bis zu 50 % der Jahresstunden ausmachen (s. Abb. 2).

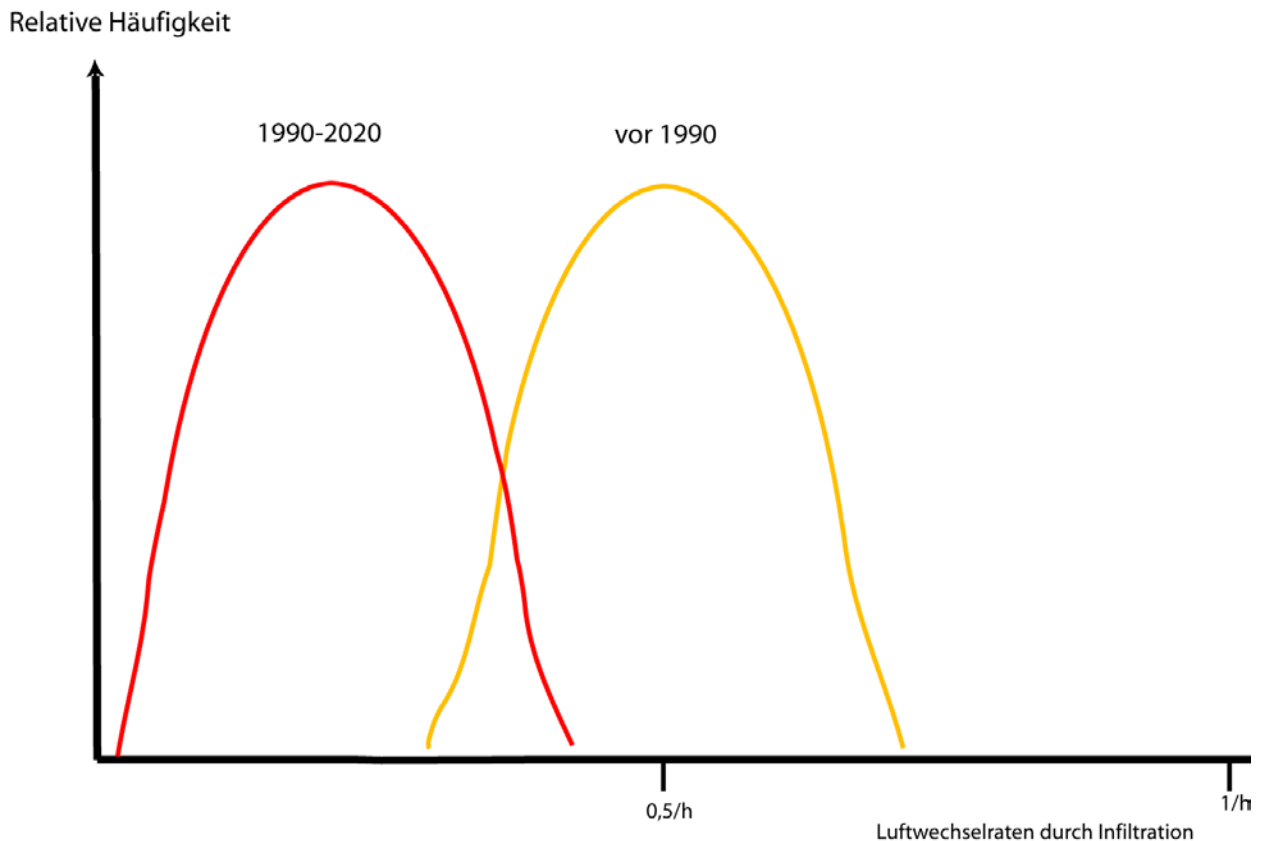
Abbildung 2: Anteil belegungsfreier Zeiten in Schulgebäuden.



Quelle: eigene Darstellung, eco-Luftqualität + Raumklima GmbH

Bauprodukte, Mobiliar und sonstige im Raum gelagerte Gebrauchsgegenstände emittieren auch weiter, wenn die Räume nicht genutzt werden. Auch wenn die Emissionsraten von Bauprodukten in den letzten Jahrzehnten deutlich reduziert werden konnten, müssen wir heute immer noch davon ausgehen, dass es bei hoher Beladung der Räume mit Einrichtungsgegenständen und Gebrauchsgegenständen zu verstärkten relevanten Freisetzungen von flüchtigen organischen Verbindungen kommen kann. Aus lufthygienischer Sicht wäre es wünschenswert, wenn diese Luftverunreinigungen kontinuierlich aus dem Raum fortgeleitet würden, ohne dass sich Sekundärquellen durch Diffusion in Hohlräume oder Anlagerung an Oberflächen aufbauen können (s. Kap. 5). Außerdem ist zu berücksichtigen, dass während der belegungsfreien Zeit auch Instandhaltungsarbeiten und Reinigungsarbeiten erforderlich sein können, die außerhalb der Belegungszeiten zu weiteren zeitweisen Freisetzungen von flüchtigen Stoffen führen. Da die Gebäudehüllen bis in die 1990er Jahre in der Regel nicht sehr dicht waren (in Wohnungen wurde teilweise noch mit Öfen geheizt), waren diese Emissionen aus hygienischer Sicht nicht problematisch.

Abbildung 3: Reduktion der Luftwechselraten in natürlich belüfteten Räumen in Folge von Maßnahmen zur Verbesserung der Energieeffizienz und Maßnahmen zum vorbeugenden Brandschutz.



Quelle: eigene Darstellung, eco-Luftqualität + Raumklima GmbH

Seit den 1990er Jahren wurden durch Energieeinsparverordnungen etc. die Gebäudehüllen immer luftdichter. Darüber hinaus wurden in den letzten Jahrzehnten auch die Anforderungen an den Brandschutz verschärft. Dieses hat zu einer stärkeren Segmentierung des Innenbereichs mit dicht schließenden Türen zwischen den Brandschutzabschnitten geführt. Diese Veränderungen haben sich in den letzten Jahrzehnten schrittweise vollzogen, ohne dass die hygienischen Auswirkungen dieser Veränderungen in Fachkreisen (Innenraumhygiene) hinreichend thematisiert oder geprüft wurden.

Die Umsetzung gesetzlicher oder normativer Vorgaben im Bereich Gebäude-„Energieeffizienz“ und „Vorbeugender Brandschutz“ haben jede für sich und auch beide zusammen genommen die „passive“ Lüftung durch Infiltration deutlich reduziert, so dass heute in Neubauten oder energetisch modernisierten Gebäuden mit natürlicher Lüftung die Luftwechselraten während der Nichtbelegungszeiten in einer Größenordnung zwischen 0,05 bis 0,3 h⁻¹ liegen. Leider gibt es nur sehr wenige systematische Untersuchungen zu diesen Veränderungen, so dass der Unterzeichner die schematische Grafik in Abb. 3 nur auf der Basis eigener Daten und von Daten, die im Rahmen des AGÖF-Forschungsvorhabens FKZ 311762 211 ermittelt wurden (Hofmann, 2019), erstellen konnte. Im informellen Anhang B der DIN EN 16798-1 werden erstmals erforderliche Außenluftvolumenstromraten für Gebäude mit mechanischen Lüftungen und Gebäude mit natürlicher Belüftung angeführt (s. Tabelle 3).

Tabelle 3: Empfohlene Außenluftvolumenströme während Nichtbelegungszeiten nach DIN EN 16798-1

Lüftungssystem	Flächenbezogene Außenluftvolumenströme	
	[l/s · m²]	[m³/m²h]
Natürliche Lüftung	0,1-0,15	0,36-0,54
Maschinelle Lüftung*	0,15	0,54

*Bei abgeschalteter Lüftung beträgt der Mindestaußenluftvolumenstrom vor Nutzungsbeginn: 0,5facher Luftwechsel für 2 Stunden

Bezogen auf die Größe des in der DIN EN 16516 beschriebenen Referenzraums entspricht das Außenluftwechselraten zwischen 0,14 h⁻¹ und 0,22 h⁻¹. Da die Norm Außenluftwechselraten vorsieht, sind bei Umsetzung der Empfehlungen höhere Luftwechselraten als die derzeit üblichen Werte zu erwarten. Dieses ist darin begründet, dass die messtechnische Bestimmung der Luftwechselzahl gemäß VDI 4300 Bl. 7 keine Unterscheidung zwischen Außenluftanteilen und Fremdluftanteilen aus angrenzenden Räumen erlaubt. Bei den Messwerten handelt es sich um einen Summenwert, der sich aus Außenluftanteilen und Lufteinträgen aus angrenzenden Räumen zusammensetzt. Vor diesem Hintergrund sollten die Empfehlungen in der DIN EN 16798-1 - sofern sie von den Planern zukünftig umgesetzt werden - zu einer spürbaren Verbesserung der Luftqualität in den Nichtbelegungszeiten führen. Offen bleibt die Frage, wie die Umsetzung dieser Empfehlung in Gebäuden mit natürlicher Lüftung im Bedarfsfalle zu überprüfen ist.

4. Klassifizierung von Gebäuden auf Grundlage von Gebäudeemissionen

Zwischen den 1970er und 1990er Jahren wurden in der Bundesrepublik gesundheitsschädliche Inhaltsstoffe in Bauprodukten und/oder daraus resultierender gesundheitsschädigender Luftverunreinigungen identifiziert. Als potentiell gesundheitsschädigend wurden Stoffe wie Asbest, Formaldehyd, Pentachlorphenol und andere Holzschutzmittelwirkstoffe, Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe, Polychlorierte Biphenyle oder Lösemittellemissionen aus Bauprodukten eingestuft. Das hat in kurzer Folge zu einer Reihe von gesetzlichen Regelungen in Form von bautechnischen Bestimmungen im Rahmen der Bauordnungen der Länder und 1998 zur Verabschiedung eines Bauproduktengesetz (BauPG) geführt. Darüber hinaus richteten sich danach die Bemühungen zur Sicherstellung hygienisch unbedenklicher Innenraumluft verstärkt darauf, das Emissionsverhalten von Bauprodukten zu prüfen und in Bezug auf gesundheitliche und hygienische Anforderungen zu bewerten. Die Verfahrensweise bei diesen Prüfungen wurde in der DIN EN 16516 (2018) festgelegt und europaweit als normative Vorgabe eingeführt. Dieses erfolgte mit dem Ziel, Bauprodukte anhand ihrer Emissionskennwerte einheitlich klassifizieren zu können.

Durch Verankerung einer (Muster)-Verwaltungsvorschrift Technische Baubestimmungen (MVVTB, 2020) in den Bauordnungen der Länder werden Architekten und Planer von Gebäuden zukünftig zur Berücksichtigung der in dem Kapitel „Hygiene, Gesundheit und Umweltschutz“ beschriebenen Anforderungen verpflichtet. Bereits in der Planungsphase werden die Weichen gestellt, ob ein Gebäude als „nicht schadstoffarm“, „schadstoffarm“ oder „sehr schadstoffarm“ einzustufen ist (s. Tabelle 4). „Ein Gebäude ist schadstoffarm, wenn der überwiegende Teil der verwendeten Baustoffe emissionsarm ist und Tätigkeiten

[z. B. Rauchen] nicht zur Verunreinigung des Gebäudes führen. Die Kategorie „sehr schadstoffarm“ erfordert, dass die für die Innenflächen verwendeten Baustoffe

größtenteils die nationalen oder internationalen Kriterien für sehr emissionsarme Baustoffe erfüllen“ (Quelle: DIN EN 16798-1).

Tabelle 4: Klassifizierung von Gebäuden als „schadstoffarm“ oder „sehr schadstoffarm“ auf der Basis des Emissionsverhaltens verwendeter Bauprodukte (DIN EN 16798-1, Bl. 4)

Kriterien	Emissionsarme Baustoffe für schadstoffarme Gebäude	Sehr emissionsarme Baustoffe für sehr schadstoffarme Gebäude
Summe der VOC (TVOC)	< 1000 µg/m ³	< 300 µg/m ³
nach DIN EN 16516	< 100 µg/m ³	< 30 µg/m ³
Formaldehyd	< 5 µg/m ³	< 5 µg/m ³
Alle mit C1 A und C1 B eingestuften krebserzeugenden VOC	< 1 µg/m ³	< 1 µg/m ³

Darüber hinaus ist zur Festlegung der Auslegewerte für flächenbezogene Lüftungsraten in der Planungsphase auch bereits die angestrebte Raumluftqualitätskategorie zu definieren (s. Tabelle 5), die sich an dem zu erwartenden Prozentsatz unzufriedener Personen orientiert.

Tabelle 5: Empfohlene Auslegewerte für flächenbezogene Lüftungsraten für Gebäudetypen mit unterschiedlichen Schadstoffemissionen nach DIN EN 16798-1

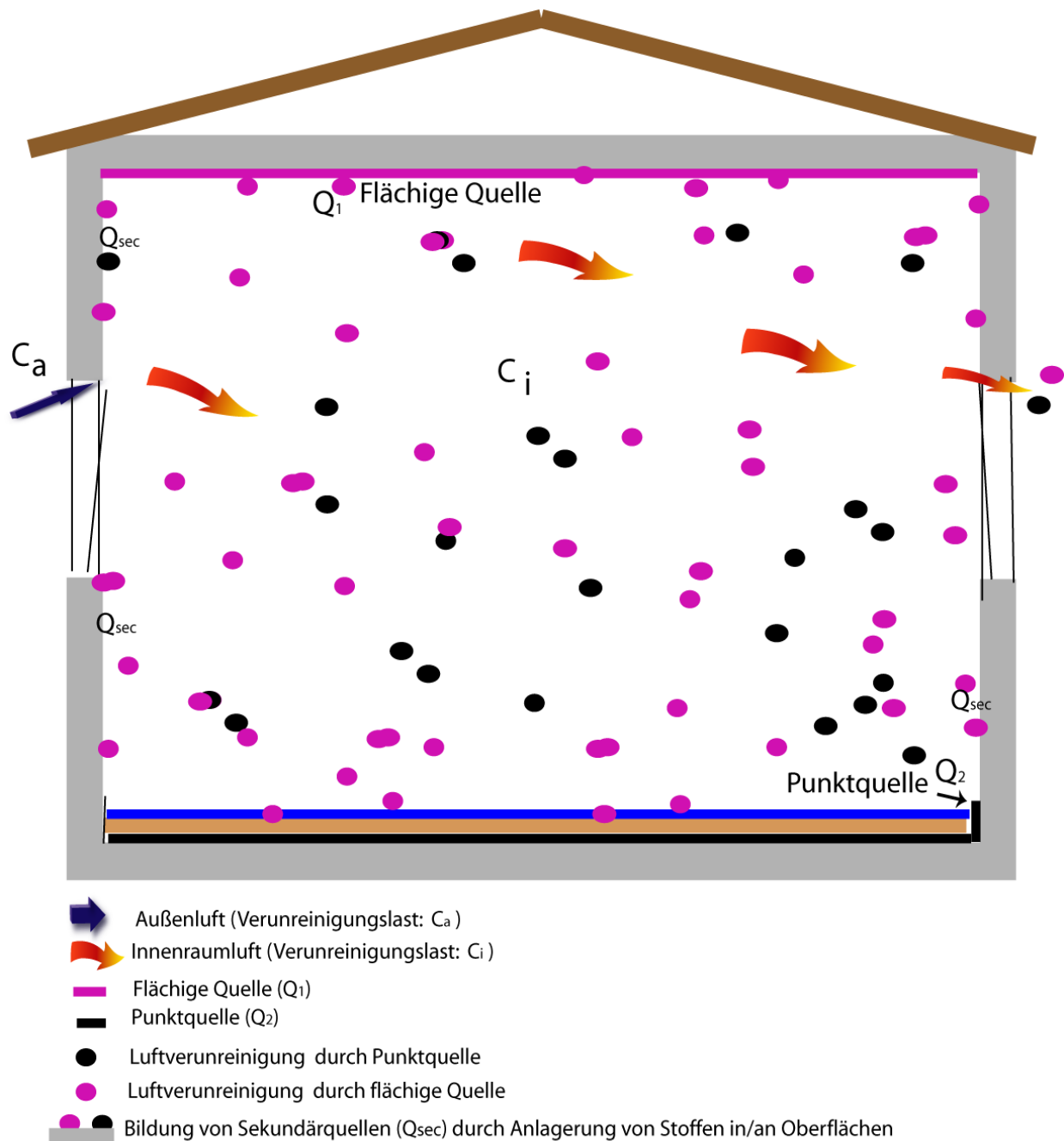
Kategorie	Lüftungsraten zur Verdünnung von Gebäudeemissionen		
	Sehr schadstoffarmes Gebäude [m ³ /h · m ²]	Schadstoffarmes Gebäude [m ³ /h · m ²]	Nicht schadstoffarmes Gebäude [m ³ /h · m ²]
I (15 % Unzufriedene)	1,8	3,6	7,2
II (20 % Unzufriedene)	1,26	2,52	5,04
III (30 % Unzufriedene)	0,72	1,44	2,88
IV (40 % Unzufriedene)	0,54	1,08	2,16

5. Einfluss geringer Luftwechselraten auf das Emissionsverhalten

Im Unterschied zu einem „idealen Raum“ (Prüfkammer), in dem einzelne Produkte bei einer vorgegebenen Beladung getestet werden, ist in realen Innenräumen stets eine Vielzahl von VOC-Quellen und unterschiedlichen Oberflächen vorhanden. In den letzten 10 Jahren sind eine Reihe grundlegender Forschungsarbeiten erschienen, die zu einem neuen und besseren Verständnis der Interaktion von flüchtigen SVOC- und VOC-Stoffen mit Oberflächen in realen Innenräumen geführt haben (Weschler, 2017; Eichler, 2019; Algrim et al. 2020). Die Untersuchungen zeigen, dass VOC und SVOC-Luftverunreinigungen nicht nur in poröse Oberflächen eindringen, sondern sich auch an nicht permeablen Oberflächen wie z.B. Glas und Metallen durch Adsorptions- und

Kondensationsprozesse als Film anlagern und so die chemischen Eigenschaften der Oberflächen verändern können. Die durch Sorption oder Filmbildung beladenen Oberflächen fungieren als Senken bis die Gleichgewichtsverteilung mit der Gasphase erreicht ist. Sinkt die Konzentration in der Gasphase (z.B. nach einer Lüftung), können Senken zu Sekundärquellen werden und VOC/SVOC durch Desorption in die Raumluft freisetzen. Durch diese Prozesse kann es zum Aufbau von Langzeitdepots kommen.

Abbildung 4: Schematische Darstellung zu Sorptions- und Desorptionsprozessen in Gebäuden bei geringem Luftwechsel.

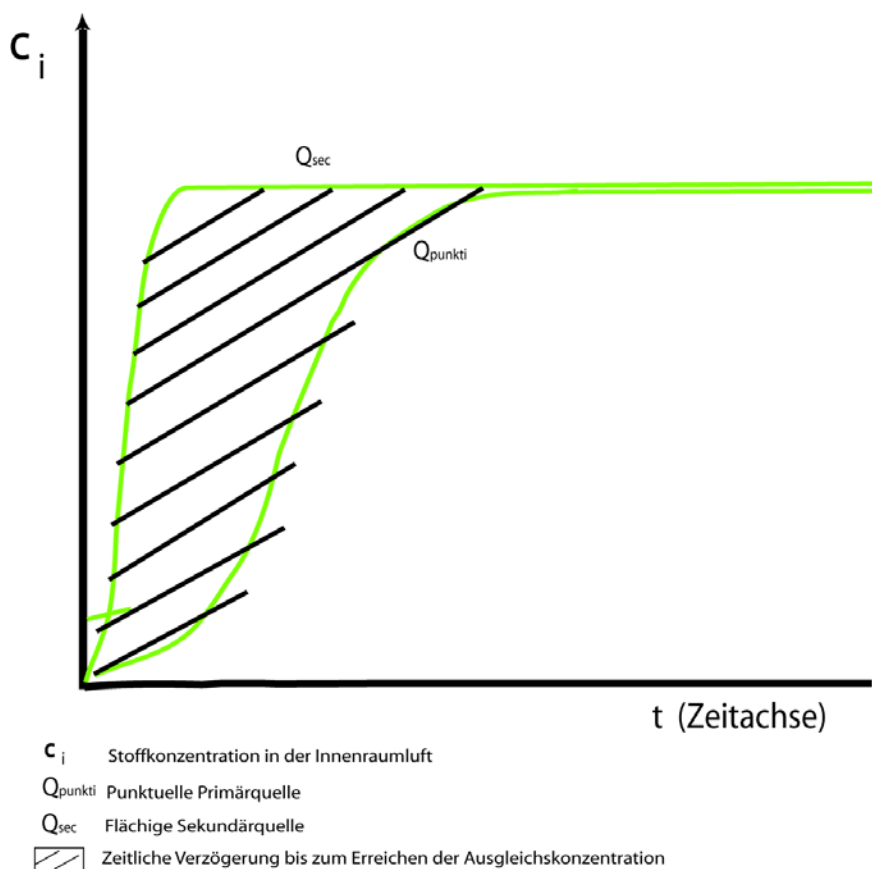


Quelle: eigene Darstellung, eco-Luftqualität + Raumklima GmbH

Die auf Basis von wissenschaftlichen Studien entwickelten Modelle zur Abschätzung der Auswirkungen der Verteilungsverhältnisse zwischen Gasphase und Oberfläche auf die

Luftqualität lassen den Schluss zu, dass eine Verringerung der Luftwechselzahl bei gleicher Quellstärke (Primärquelle) das Gleichgewicht zugunsten einer Sorption der Stoffe an Oberflächen oder durch Eindringen in Materialien verschiebt. Da bei den meisten VOC-Stoffen davon auszugehen ist, dass diese Sorptionsprozesse auch reversibel sind, kann die Senke nach Absinken der Raumlufkonzentrationen selbst als Quelle (Sekundärquelle) zu einem beschleunigten Anstieg der Raumlufkonzentration beitragen. Geringe Luftwechselzahlen sind typisch für Nichtbelegungszeiten in Gebäuden mit natürlicher Lüftung. Da der Aufbau von Sekundärquellen auch einen Übergang von einer punktuell wirksamen Quelle zu einer flächigen Quelle markiert, steigt damit das Risiko, dass auch während der Belegungszeiten erhöhte VOC-Konzentrationen vorliegen, da Flächenquellen nach Stoßlüftungen einen sehr viel schnelleren Anstieg der Raumlufkonzentrationen bewirken (s. Abb. 5).

Abbildung 5: Schematische Abbildung des Anstiegs der Raumlufkonzentrationen bei punktuellen Quellen oder flächigen Sekundärquellen bis zum Erreichen einer Gleichgewichtskonzentration.



Erläuterung zur Abb. 5: Es handelt sich um eine schematische Abbildung. Dem Kurvenverlauf liegt die Annahme gleicher Quellstärken und der Möglichkeit zum Erreichen einer Gleichgewichtskonzentration zu Grunde. Die Gleichgewichtskonzentration wird dann erreicht, wenn die emittierte Stoffmenge der Stoffmenge entspricht, die bei dem gegebenen Luftwechsel im gleichen Zeitraum fortgeleitet wird.

Quelle: eigene Darstellung, eco-Luftqualität + Raumklima GmbH

Darüber hinaus sieht der Autor in dem reduzierten Luftwechsel, eine der wesentlichen Ursachen für die kontinuierliche Zunahme der Beschwerden von Raumnutzern über sensorische Missempfindungen und Geruchsbelästigungen. Sensorische Missempfindungen von Raumnutzern können nur selten einzelnen, eindeutig zu identifizierenden Luftverunreinigungen zugeordnet werden. In Innenräumen sind üblicherweise komplexe Gemische von Luftverunreinigungen vorhanden, die sensorisch von den Nutzern oft nur unspezifisch als

„verbrauchte Luft“ oder „schlechte Luft“ charakterisiert werden können. Der Zusammenhang zwischen empfundener Raumlufthqualität und dem Luftwechsel ist durch wissenschaftliche Untersuchungen gut belegt (Fanger, 1988; Bischof, 2007). Andere Studien zeigen, dass die Sorption von Stoffen an Bauprodukten die sensorische Bewertung und die empfundene Luftqualität beeinflussen (Sakr, 2006).

Fazit

Forderungen nach einer ausreichenden Lüftung konzentrieren sich häufig auf die Belegungs- und Nutzungszeiten von Innenräumen. Während der Nutzungszeit geht es vor allem um eine ausreichende Zufuhr von hygienisch unbedenklicher Außenluft und eine Fortleitung nutzungsbedingter Luftverunreinigungen. Nicht zuletzt die Corona-Krise hat gezeigt, dass auf diesem Gebiet noch erheblicher Nachholbedarf besteht. Die in den Corona-Arbeitsschutzregeln formulierten verschärften Lüftungsanforderungen konnten in der Regel nicht nur in Schulen und Kindergärten, sondern auch an anderen Arbeitsplätzen nicht erfüllt werden.

In diesem Beitrag weist der Autor jedoch auf ein weiteres, wichtiges Lüftungsdefizit hin, das nicht unmittelbar mit der Nutzung von Räumen als Aufenthaltsräumen zu tun hat: einen Mindestluftwechsel während der Nichtbelegungszeit. Gebäude- oder einrichtungsbedingte Emissionen müssen auch in ungenutzten Räumen durch Lüftung fortgeleitet werden. Nur so kann vermieden werden, dass sich Sekundärquellen (Depots) aufbauen können, die in den Nutzungsphasen zu hygienisch auffälligen oder bedenklichen Raumlufthkonzentrationen führen. Der Autor hat in der Einleitung Bezug genommen auf die in der DIN EN ISO 16000-1 enthaltene Formel, welche die Raumlufthkonzentration als Funktion von Einflüssen beschreibt, die bis in die 1990er Jahre für die Raumlufthkonzentration von Bedeutung waren. Bezogen auf die Situation heute sind zusätzliche Einflüsse zu berücksichtigen. Dazu gehört nach Einschätzung des Autors der Einfluss von Senken und als Antagonist die durch die Senkeneffekte entstandenen Sekundärquellen. Diese zusätzlichen Einflussgrößen könnten im Sinne einer Arbeitshypothese zu folgender Ergänzung der sehr reduzierten Gleichung 2 aus der Einleitung führen:

$$C_i = (Q_{\sum Q1 \text{ bis } Qn} - S_a \sum S1 \text{ bis } Sn + Q_{\text{sek}} \sum QS1 \text{ bis } QSn) / V \cdot n \quad (3)$$

S: Senke (Oberflächen, die eine Abreicherung von VOC aus der Raumlufth bewirken)

Die Innenraumkonzentration wäre danach als eine Funktion der Emissionen aus den verschiedenen Primär- und Sekundärquellen zu betrachten, die in einem dynamischen Gleichgewicht mit den im Raum vorhanden Senken ständen.

Der Autor sieht derzeit und in näherer Zukunft weitere Faktoren, die die lufthygienische Situation in Innenräumen auf die Probe stellen. Wohnraumangel und hohe Mietpreise in städtischen Regionen lassen erwarten, dass dort die flächenbezogenen Belegungszahlen und die Beladung in Wohnungen eher zunehmen. Auch die mit der Corona-Pandemie geschaffenen Möglichkeiten in der eigenen Wohnung zu arbeiten, können eine intensivere Nutzung und Beladung des Wohnraums nach sich ziehen. Die Auswirkungen des Klimawandels (Zunahme von Hitzeperioden und extremer Witterungsbedingungen) auf die Innenraumluftqualität lassen sich derzeit nicht abschätzen. Bei diesen Zukunftsaufgaben und den derzeitigen Erfahrungen während der Corona-Pandemie ist der Stellenwert der Lüftung aus innenraumhygienischer Sicht neu zu bewerten. Der Arbeitskreis Lüftung am Umweltbundesamt hatte bereits 2018 – vor der Corona-Pandemie – auf Defizite in Sachen Lüftung in Bildungseinrichtungen hingewiesen (Arbeitskreis Lüftung am Umweltbundesamt, 2018). Die im April 2021 erschienene DIN EN 16798-1 enthält viele sinnvolle Empfehlungen, die nach Auffassung des Autors bereits zu einer

deutlichen Verbesserung führen könnten. Da es sich um Empfehlungen und nicht um normative Vorgaben handelt, bleibt abzuwarten, ob Architekten und Planer diesen Empfehlungen zukünftig folgen.

Quellenverzeichnis

Algrim LB, Pagonis D, de Gouw JA, Jimenez JL, Ziemann PJ (2020) Measurements and modeling of absorptive partitioning of volatile organic compounds to painted surfaces. *Indoor Air* 2020-30: 745-756.

Arbeitskreis Lüftung am Umweltbundesamt (2018): Anforderungen an Lüftungskonzeptionen in Gebäuden – Teil I: Bildungseinrichtungen. *Bundesgesundheitsblatt Gesundheitsforschung Gesundheitsschutz* 61, 239-248. DOI: 10.1007/s00103-017-2682-y

Bischof W, Wiesmüller GA (2007) Das Sick Building Syndrome SBS und die Ergebnisse der ProKlimA-Studie. *Umweltmed.Forsch.Prax.* 12, 23-42.

Eichler MA, Cao J, Isaacman-VanWertz, Little JC (2019) Modeling the formation and growth of organic films on indoor surfaces. *Indoor Air* 2019-29: 17-29.

Fanger PO (1988) Introduction of the olf and the decipol units to quantify air pollution perceived by humans indoors and outdoors. *Energy and Buildings* 12: 1-6.

Hofmann H. (2019): AGÖF-Forschungsvorhaben "Geruchsbeschwerden in Innenräumen - Auswertung von Daten zu VOC-Vorkommen und Quellensuche" (UFOPLAN 2017 - FKZ 3717 62 211 0) 12. AGÖF-Fachkongresses in Hallstadt bei Bamberg, Oktober 2019

Herausgeber: Arbeitsgemeinschaft Ökologischer Forschungsinstitute e.V.
ISBN 978-3-930576-11-1, 2019

DIN EN ISO 16000-1: Innenraumluftverunreinigungen - Teil 1: Allgemeine Aspekte der Probenahmestrategie (ISO 16000-1:2004); Deutsche Fassung EN ISO 16000-1:2006. Beuth Verlag, Berlin.

DIN EN 16798-1: Energetische Bewertung von Gebäuden - Lüftung von Gebäuden - Teil 1: Eingangsparameter für das Innenraumklima zur Auslegung und Bewertung der Energieeffizienz von Gebäuden bezüglich Raumluftqualität, Temperatur, Licht und Akustik - Modul M1-6; Deutsche Fassung EN 16798-1:2019. Beuth Verlag, Berlin.

DIN EN 15251: Eingangsparameter für das Raumklima zur Auslegung und Bewertung der Energieeffizienz von Gebäuden - Raumluftqualität, Temperatur, Licht und Akustik; Deutsche Fassung EN 15251:2007. Beuth Verlag, Berlin.

DIN EN 16516: Bauprodukte - Bewertung der Freisetzung von gefährlichen Stoffen - Bestimmung von Emissionen in die Innenraumluft. Deutsche Fassung
EN 16516: 2018-01. Beuth Verlag, Berlin.

MVVTB (2020) Veröffentlichung der Muster-Verwaltungsvorschrift – Technische Baubestimmungen. Ausgabe 2020/1. Amtliche Mitteilungen DIBt, Berlin.

Kommission Innenraumlufthygiene am Umweltbundesamt (2019): Mögliche Auswirkungen des Klimawandels auf die Luftqualität in Innenräumen. *Bundesgesundheitsblatt Gesundheitsforschung Gesundheitsschutz* 62, 232-234. DOI: 10.1007/s00103-018-2870-4

Sakr W, Weschler CJ, Fanger PO (2006) The Impact of sorption on perceived indoor air quality. *Indoor Air* 2006-16: 98-110.

VDI 4300 Bl. 1 (1995): Messen von Innenraumluftverunreinigungen – Allgemeine Aspekte der Messstrategie; Beuth-Verlag

VDI 4300 Bl. 7 (2001): Messen von Innenraumlftverunreinigungen – Bestimmung der Luftwechselzahl in Innenräumen. Beuth-Verlag

Weschler CJ, Nazaroff WW (2017) Growth of organic films on indoor surfaces. Indoor Air 2017-27: 1101-1112.

Analyse von Partikeln aus Innenraumlufte mittels korrelativer Mikroskopie

Analysis of particles in indoor air by correlative microscopy

John Schumann, Nico Dziurawitz, Carmen Thim,
 Asmus Meyer-Plath
 Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BAuA),
 Gruppe 4.5 „Partikelförmige Gefahrstoffe, Innovative
 Materialien“, Nöldnerstr. 40-42, 10317 Berlin,

Kurzfassung

Der Mensch ist in Innenräumen einer Vielzahl von luftgetragenen Partikeln (Feinstäuben) ausgesetzt. Aktuell ist zumeist unbekannt, welche Partikelarten in welchen Konzentrationen präsent sind. Sie variieren nicht nur im Tagesverlauf und abhängig von einer privaten oder gewerblichen Nutzung, sondern auch abhängig von der Auslegung der Räume und den Lüftungseinrichtungen. Unterhalb einer bestimmten Größe können luftgetragene Partikel bis in das tiefe Lungengewebe gelangen, wo sie schädliche Wirkungen hervorrufen können. Besondere Aufmerksamkeit ist dabei solchen Partikeln zu widmen, die aufgrund ihrer chemischen oder biologischen Zusammensetzung oder aufgrund ihrer Form und Beständigkeit toxisch wirken können. Es ist daher notwendig, das Wissen über Art und Konzentration luftgetragener Partikel zu verbessern. Im Folgenden wird die Entwicklung einer softwaregestützten automatisierten Erkennung und Klassifizierung von luftgetragenen Partikeln beschrieben. Mit ihr werden auf Filtermembranen gesammelte Partikel quantifiziert, indem eine ein bekanntes Luftvolumen repräsentierende Filterfläche zunächst im Rasterelektronenmikroskop (REM) sowohl mit Sekundärelektronen (SE) als auch energiedispersiver Röntgenspektroskopie (EDX) abgebildet werden. Auf diese Weise können Partikel anhand ihres SE-Kontrastes und ihrer Elementzusammensetzung lokalisiert und durch ihre Gestalt und Zusammensetzung vorklassiert werden. Die Steuerung des Mikroskops und die Erfassung der Spektren erfolgt dabei mit unserer Software (Moré 2017) vollautomatisch. Sollte die so gewonnene Information nicht zur Identifizierung eines Partikels ausreichen, wird der Filter zusätzlich in einem Raman-Mikroskop optisch und spektroskopisch analysiert. Die Software ermöglicht dabei, interessierende Filterpositionen im Lichtmikroskop mit einer Genauigkeit anzufahren, die der optischen Auflösung entspricht (Meyer-Plath 2020a). Alle Bilder und Spektren zu diesen Positionen werden mit unserer digitalen Bildverarbeitung hoch genau zusammengeführt (Schumann 2019), Objekte erkannt und durch Form, Elementarzusammensetzung und chemische Charakteristika klassifiziert.

Abstract

Indoors, humans are exposed to a large number of airborne particles. Currently, it is mostly unknown what particle types are present in which concentrations. They vary not only in the course of the day and depending on private or commercial use, but also depending on the design of the rooms and ventilation systems. Below a certain size, airborne particles can reach deep lung tissues, where they may cause harmful effects. Particular attention should be paid to particles that may be toxic due to their chemical or biological composition, or due to their shape and durability. It is therefore necessary to improve knowledge about the nature and concentration of airborne particles. In the following, the development of software-supported automated detection and classification of airborne particles is described. It quantifies particles collected on filter membranes by first imaging a filter area representing a known volume of air in a scanning electron microscope (SEM) using both secondary electron (SE) and energy

dispersive X-ray spectroscopy (EDS). This way, particles can be localised based on their SE contrast and elemental composition and pre-classified based on shape and composition. The microscope is controlled and the spectra are recorded fully automatically using our in-house software (Moré 2017). If the information obtained in this way is not sufficient to identify a particle, the filter is also analysed optically and spectroscopically in a Raman microscope. The software makes it possible to approach filter positions of interest in the light microscope with a precision corresponding to the optical resolution (Meyer-Plath 2020a). All images and spectra for these locations are merged with high precision using our digital image processing (Schumann 2019), objects are recognised and classified by shape, elemental composition and chemical characteristics.

1. Einleitung

Der Mensch verbringt den Großteil seiner Zeit in Innenräumen (ca. 80-90 %), wo er verschiedensten Arten von Feinstaubpartikeln ausgesetzt ist. Der wichtigste Expositionsweg dieser luftgetragenen Feinstaub- und Ultrafeinstaubpartikel ist die inhalative Aufnahme. Um ein potentiell mögliches Gesundheitsrisiko für den Menschen abschätzen zu können, ist die Charakterisierung von luftgetragenen alveolengängigen Partikeln von großer Bedeutung.

Bisher konzentrierte sich die Charakterisierung von Feinstaubpartikeln und ihren möglichen Gesundheitsrisiken im Wesentlichen auf die Außenluft und auf industrielle Arbeitsplätze inklusive der dort auftretenden Fein- und Ultrafeinstaubexpositionen. Relativ wenig ist bislang über die Zusammensetzung von Feinstaubpartikeln in Innenräumen bekannt, was aber für die Gesamtexposition nicht außeracht zu lassen ist. Untersuchungen zufolge können sich Typ und Konzentration von Feinstaubpartikeln in Innenräumen je nach baulichen Gegebenheiten, Nutzerverhalten und den vorhandenen Quellen deutlich unterscheiden.

Es fehlt derzeit an einfachen, rasch anwendbaren Methoden, um die in einer Wohnung auftretenden Feinstaubtypen mit vertretbarem Aufwand zu klassifizieren. Verantwortlich dafür ist die große Typenvielfalt der in luftgetragenen Fein- und Ultrafeinstäuben vorkommenden Partikel.

Zur üblichen Praxis von Feinstaubmessungen gehören beispielsweise Messungen der integralen Partikelmassenkonzentration, Partikeloberflächenkonzentration, Partikelzahlkonzentration oder auch deren Größenverteilungen. Eine Klassifizierung der Partikel kann damit alleine nicht erfolgen und somit fehlen diesen Messungen die Aussagen über mögliche Gesundheitseffekte, die auf Basis individuell klassifizierter Partikel abgeleitet werden können. Eine Ausnahme bildet das Rasterelektronenmikroskopische Verfahren zum Messen anorganischer faserförmiger Partikel (VDI 3492)

Mittels mikroskopischer Verfahren ist es möglich Einzelpartikelanalysen durchzuführen, dabei müssen Informationen zu morphologischen und auch zu stofflichen Eigenschaften generiert werden. Um statistisch gesicherte Aussagen treffen zu können, ist jedoch eine hohe Zahl an Einzelpartikelanalysen mit genauer morphologischer Auswertung der REM-Abbildungen und der mittels energiedispersiver Röntgenanalyse (EDX) bestimmten Elementzusammensetzung erforderlich. Dieses bedarf eines immensen Zeit- und Personenaufwands. Hinzu kommt die Generierung von Informationen zur Partikelidentifizierung aus dem Raman-Mikroskop.

Um eine statistisch gesicherte Identifizierung und Klassifizierung von luftgetragenen Partikel aus Innenraumluft mit vertretbarem Zeit- und Personenaufwand zu ermöglichen, sind softwarebasierte Methoden für eine automatische Bildgenerierung, Erkennung, Identifizierung und Klassifizierung von Partikeln und Fasern unter Einbeziehung stofflich-chemischer Informationen erforderlich.

Nur so lässt sich das Wissen über die Art und Konzentration luftgetragener Partikel in Innenräumen verbessern und somit eine Charakterisierung vornehmen und eine Abschätzung eventueller Gesundheitsgefahren besser erkennen.

2. Das Projekt EMMI - Gesamtüberblick

Im Rahmen des Projekts *EMMI* sollen die Zusammensetzung und Konzentration auch komplexer Partikelmischungen in der Innenraumluft zukünftig detaillierter als bisher möglich untersucht und ein Beitrag zum Gesundheitsschutz von Verbrauchern und Arbeitnehmern geleistet werden. Dafür wird ein System für die Beprobung und Analyse von luftgetragenen Partikeln in Innenräumen konzipiert und erprobt. Es umfasst ein Sammelsystem, mit dem die PM-2,5-Fraktion auf elektronenmikroskopierbaren Kernporenfiltern abgeschieden wird. Durch korrelative Mikroskopie, also eine ortskorrelierte Kombination mehrerer bildgebender und spektroskopische Stoffinformationen generierender Analyseverfahren, werden die Feststoffpartikel nach dem aktuellen Stand der Technik bestmöglich charakterisiert. Die für solche Analysen notwendige Bild- und Spektrenerfassung sowie das Wiederauffinden interessierender Bildbereiche, Berechnung von Transformationsparametern und ihre pixelgenaue Orientierung wird mittels der Mikroskopsteuersoftware *TiNa* automatisiert. Die Zusammenführung aller korrelierten Bild- und Spektroskopie-Daten erfolgt über die Software *FibreDetect*. Sie bietet Möglichkeiten zur Objekterkennung, der objektbezogenen Aggregation spektroskopischer Daten und der auf morphologischen und stofflichen Daten basierenden Objektklassifikation.

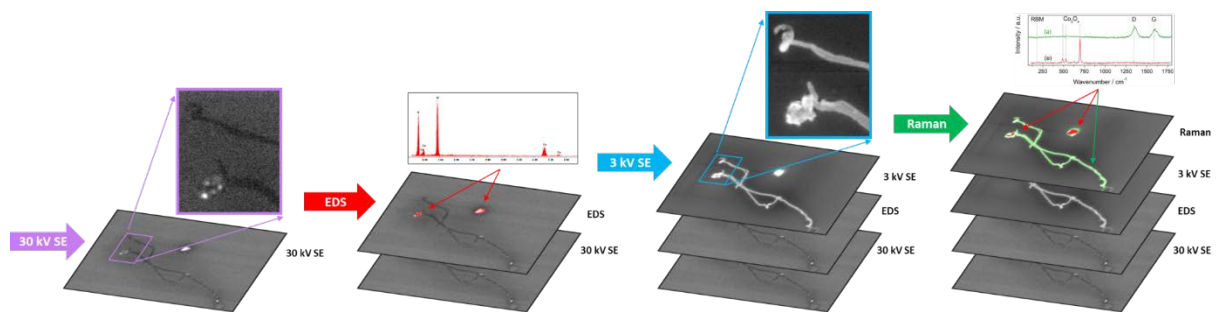
Für eine verlässliche Konzentrationsbestimmung und Grenzwertüberprüfungen von luftgetragenen Partikeln sind Mindestluftmengen zu analysieren, die im Fall von Sammelfiltern einer festen auszuwertenden Filterfläche entsprechen. Für das Ziel, zukünftig auch sehr kleine luftgetragene Partikel bis hinab in den Nanometerbereich hinein identifizieren und quantifizieren zu können, sind allerdings im Gegensatz zu z.B. Asbest etablierten Methoden mit deutlich höheren mikroskopischen Auflösungen erforderlich. Dies hat zur Folge, dass die für die Abbildung der auszuwertenden Filterfläche benötigte Bildanzahl mit abnehmender Punktauflösung quadratisch ansteigt. Während z.B. für die Asbestquantifizierung mikroskopische Auflösungen von etwa 100 nm erforderlich sind, werden für die toxikologisch kritischen rigiden mehrwandigen Kohlenstoffnanoröhren Punktauflösungen von etwa 10 nm benötigt. Der Analyseaufwand nimmt in diesem Fall um einen Faktor 100 zu. Er setzt sich aus der Zeit am Mikroskop für die Bilderzeugung und dem Zeitbedarf für die Analyse des Bildinhaltes, z.B. die Suche nach Fasern, zusammen. Solange noch keine vollautomatische Bildanalyse möglich ist, halten wir es für ratsam, an automatisierbaren Mikroskopen die Datenerfassung von der Datenanalyse zu trennen. Die Erfassung von Bildern und Spektren erfolgt dann kontinuierlich und ohne ständige Interaktion einer REM-Spezialistin am Gerät, die die Erfassung nach jedem Bildeinzug für einen visuellen Analyseschritt unterbricht, um zu entscheiden, ob für gefundene Partikel weitere Analysen mit z.B. EDX notwendig sind. Indem für jedes Bild SE- und EDX-Bilder standardmäßig eingezogen werden, kann auf Kosten größere anfallender Datenmengen und längerer Messdauern bevorzugt in den Nachtstunden eine höhere Ausnutzung des Mikroskops erreicht werden. Bei einem solchen Vorgehen hat die visuelle Datenanalyse dann im Nachgang, also „offline“ zu erfolgen, wobei die Arbeitslast jedoch auf mehrere trainierte Mitarbeitende verteilt werden kann. Eine solche Vorgehensweise wird beispielsweise bei der Überprüfung von Grenzwerten für die Anzahlkonzentration luftgetragener nanoskaliger Fasern empfohlen (Meyer-Plath 2020b).

Ziel aktueller Entwicklungen auf dem Gebiet der digitalen Bildverarbeitung ist, relevante Objekte in Mikroskopbildern automatisch zu erkennen und anhand ihrer Gestalt sowie elementarer und chemischer Informationen zu klassieren. Unsere Entwicklungsarbeiten kombinieren dazu klassische Bildverarbeitungstechniken mit Methoden des maschinellen Lernens unter Verwendung künstlicher neuronaler Netze.

Tabelle 1: Ablauf der Filteranalyse.

1. Partikel auf Filtermembran sammeln		
2a. REM-Steuerung SE-Bildeinzug Formerkennung	2b. EDX-Steuerung EDX-Mapping	3. Raman-Steuerung OM-Bildeinzug Raman-Spektren
4. Pixelgenaue Bildzuordnung		
5. Klassifikation		
6. Identifikation von Partikeln		

Abbildung 1: Schematische Darstellung örtlich korrelierter SE-Bilder mit Falschfarbendarstellungen spektraler EDX- und Raman-Mappings.



Quelle: eigene Darstellung, BAuA

3. Gerätetechnik

3.1. Partikelsammler

Vor Ort werden die Feinstäube mittels Partikelsammelsystemen auf einem Kernporenfilter erfasst. Zum Sammeln luftgetragener Partikeln wird mittels eines selbst konstruierten Adapterstücks ein PM-2,5 (MiniVS-C, Sven Leckel Ingenieurbüro GmbH, Berlin) mit einem üblicherweise für die Asbestanalyse verwendeten Probenahmekopf für Filtermembranen mit einem Durchmesser von 25 mm (CRB Analyse Service GmbH, Hardeggen) kombiniert. Als Filtermembranen werden vergoldete Kernspurfilter aus Polycarbonat mit 400 nm Porengröße verwendet (Analytische Produktions-, Steuerungs- und Controllgeräte GmbH, Eschborn). Dieses System ermöglicht es uns, die feineren Partikel zu erfassen und besser zu betrachten. Die Probenahme erfolgte bei einem Volumenstrom von 4 l/min über ca. 8 Stunden.

Abbildung 2: Verwendeter Partikelsammler. Links: UBA-Impaktor, Mitte: BAuA-Sammelkopf, Rechts: Vergoldeter Polycarbonat-Kernporenfilter.

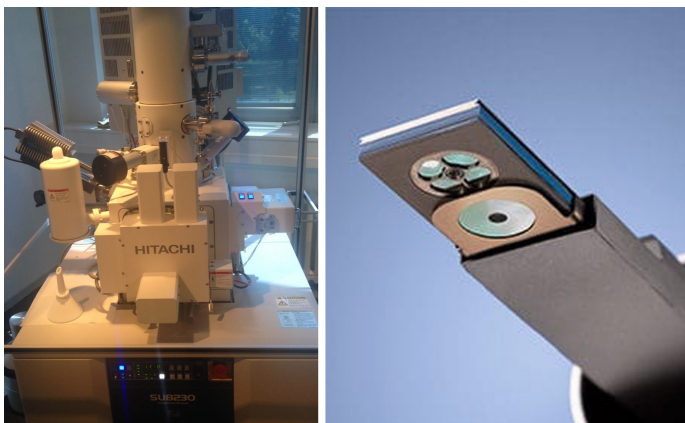


Quelle: eigene Darstellung, BAuA

3.2. Rasterelektronenmikroskop mit EDX-Detektor

Das Rasterelektronenmikroskop mit EDX-Detektor ermöglicht die Aufnahme morphologischer Strukturen der Partikel sowie eine Erfassung der im Partikelmaterial enthaltenen chemischen Elemente. Die Filtermembran mit den gesammelten Partikeln wird mit einem hochauflösenden Mikroskop vom Typ Hitachi REM SU8200 (Hitachi High-Tech Europe GmbH, Krefeld) bei hoher Vergrößerung abgebildet. Das Mikroskop wird mit unserer hauseigenen Software TiNa gesteuert. Es wird zunächst eine bestimmte Anzahl von zufällig gewählten Bildfeldern innerhalb eines vordefinierten Messbereichs automatisch angefahren, fokussiert und eingezogen. Die Anzahl der für eine verlässliche Quantifizierung oder Grenzwertüberprüfung notwendigen Bilder hängt dabei von der pro Filterfläche gesammelten Luftmenge, der verwendeten Punktauflösung und der Pixelzahl eines Bildes ab (Meyer-Plath 2020b, DIN EN 689). Standardmäßig verwenden wir 2560x1960, also rund 5 Megapixeln pro Bild und eine Punktauflösung von 25 nm. Mittels eines FlatQUAD Detektors (Bruker Nano GmbH, Berlin) wird für jedes Bildfeld auch die elementare Zusammensetzung des Filters und darauf liegender Partikel im Mapping-Mode bestimmt. Die große Fläche und geringe Distanz des EDX-Detektors zur Probe resultieren im Vergleich zu unserem herkömmlich seitlich platzierten XFlash 6|60 Detektor (Bruker Nano GmbH, Berlin) in einer bis zu 30-fach höheren Zählrate. Dieser Faktor macht ein solches standardmäßiges Mapping mit vertretbaren Bildeinzugszeiten im Bereich von 240 s möglich.

Abbildung 3: Links: Hitachi REM SU8200, Rechts: EDX FlatQUAD Detektor.



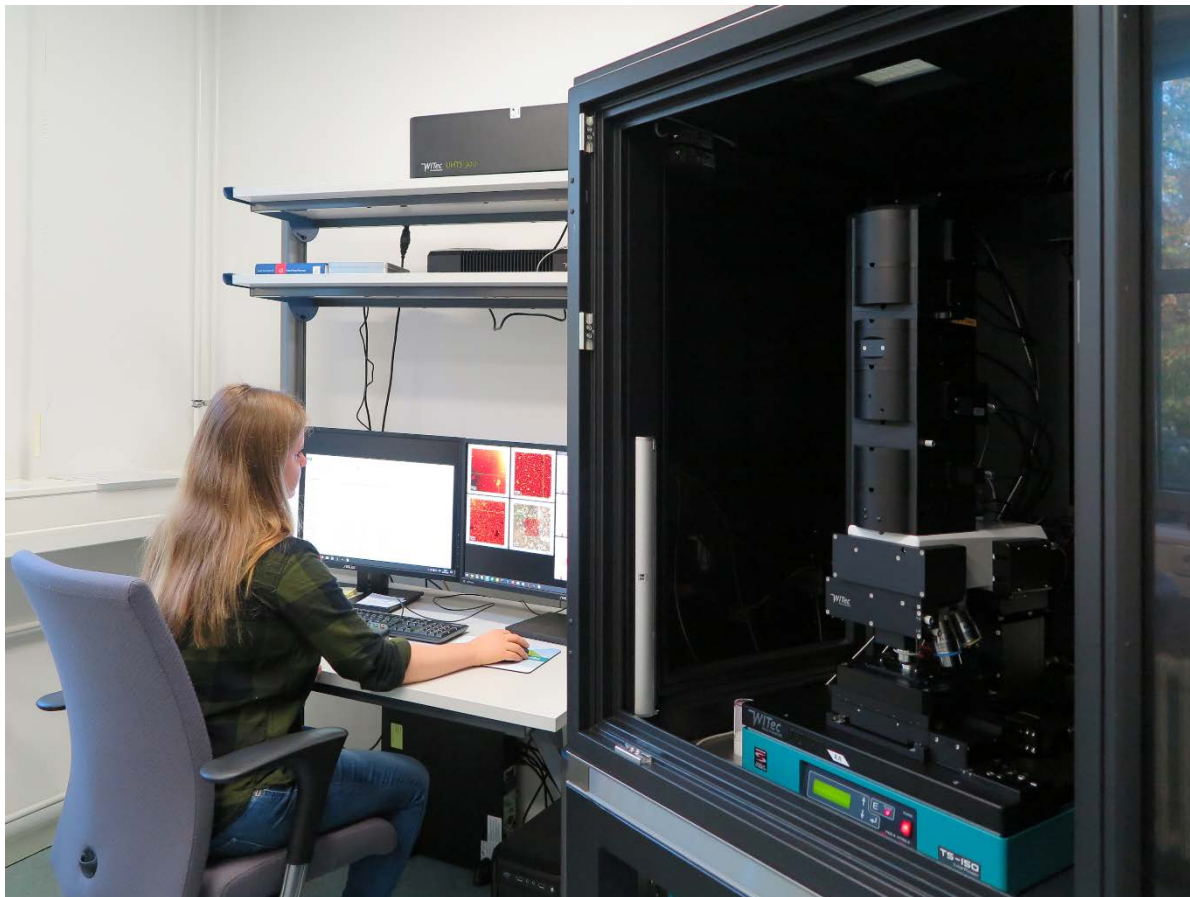
Quelle: Bruker Produktbroschüre

3.3. Raman-Mikroskop

Die von einem Partikel ausgehende Raman-Streuung enthält Informationen über im Partikel vorhandene chemische Bindungen. Mittels eines hochgradig automatisierten konfokalen Raman-Mikroskops vom Typ WITec apyron 300 RA (WITec GmbH, Ulm) können für die Partikelidentifizierung zusätzlich notwendige chemische und optische Informationen gewonnen werden. Im optischen Mikroskopiebild kann die Farbe und Transparenz größerer Objekte erkannt werden und Einzelpartikel oder Filterbereiche können mittels punktwiser oder mappender Raman-Spektroskopie analysiert werden. Dabei wird bei Anregung mit einem Laser von 532 nm Wellenlänge bei Verwendung eines Objektivs mit einer numerischen Apertur von 0,9 eine konfokale Auflösung von lateral 250 nm und vertikal 1000 nm erreicht.

Für die Raman-Analyse ist ein Transfer des Filters vom REM in das konfokale Mikroskop notwendig. Die Methode zum Wiederanfahren interessierender Filterbereiche wird im Folgenden beschrieben. Bei Verwendung von Kernporenfiltern kann eine Anfahrgenauigkeit im Bereich der lateralen optischen Auflösung erreicht werden (Meyer-Plath 2020a).

Abbildung 4: Automatisiertes konfokales Raman-Mikroskop WITec apyron 300 RA im geöffneten Licht- und Schallschutz-Gehäuse.



Quelle: eigene Darstellung, BAuA

3.4. Automatisierte Bildaufnahme

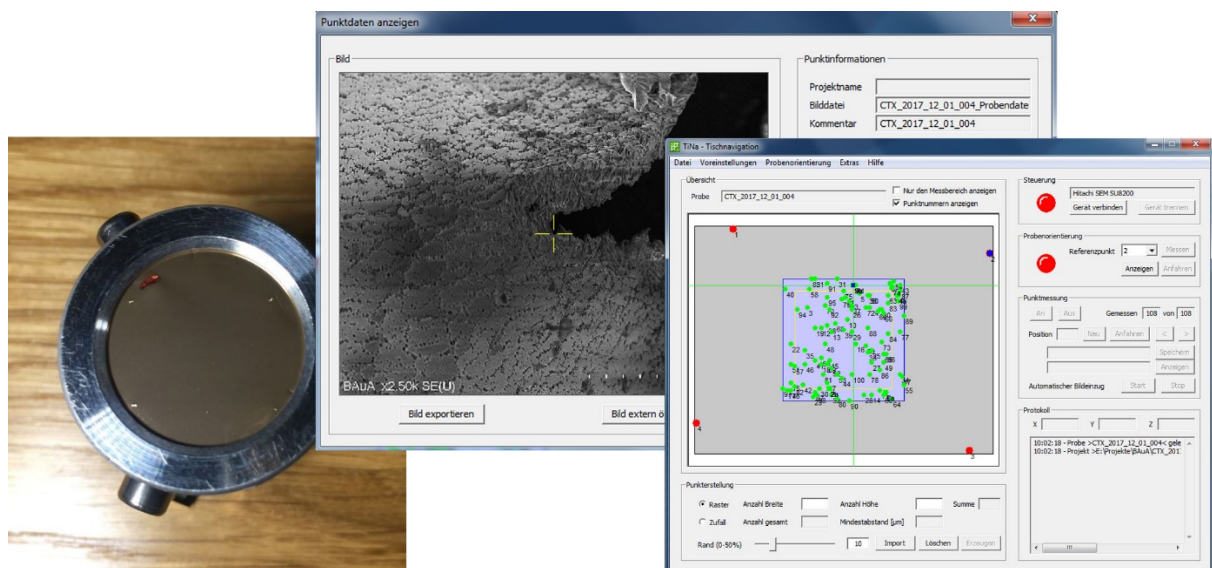
Eine automatisierte Bildaufnahme ist wesentlich, um hohe Durchsatzraten analysierter Partikel zu erzielen. Als Besonderheit nutzt EMMI auch die wiederholte Untersuchung von Partikelpuben bei unterschiedlichen Mikroskopeinstellungen. Besonders für ein späteres Wiederanfahren von bereits erfassten Bildfeldern, reicht eine Automatisierung der

Bilderfassung, wie sie viele Gerätehersteller über einen programmierbar positionierbaren Probenstisch anbieten, nicht aus. Unsere Proben werden vor der ersten Analyse mit vier sowohl bei geringer als auch sehr hoher Vergrößerung erkennbaren Referenzpunkten markiert, deren Position im Koordinatensystem des Probenstisches bestimmt werden. Zur Markierung werden mit einer Nadel vier Löcher in die Filtermembran gestochen und ein Punkt mit einem Permanentmarker als linker oberer Punkt ausgewiesen. Eine markante Stelle des durch den in der Membran entstandenen Riss wird bei hoher Vergrößerung als Referenzpunkt definiert, im REM vermessen und als SE-Bild zur Dokumentation gespeichert (Abb. 5). Über die Tischkoordinaten dieser Referenzpunkte wird so ein probenbezogenes Koordinatensystem definiert, das uns ermöglicht Relativpositionen anzugeben. Diese Festlegung eines probenbezogenen Koordinatensystems kann dann zu späterer Zeit oder an einem anderen Mikroskop wiederholt werden, sofern in diesem die Referenzpunkte mit hinreichender Genauigkeit erkennbar sind.

Zusätzlich wird ein Filterbereich ausgewählt, innerhalb dessen eine Liste zufälliger Analysepositionen generiert wird, deren Anzahl und Mindestabstand festgelegt werden kann. Die Anfahrgenauigkeit dieser Analysepositionen wird von der Genauigkeit der Probenstischpositionierung begrenzt.

Nach Festlegung der Bildaufnahmeparameter (Detektoren, Arbeitsabstand, Beschleunigungsspannung, Punktauflösung, Bildgröße, Integrationsdauer etc.) erfolgt sukzessive die automatische Bilderfassung aller Analysepositionen.

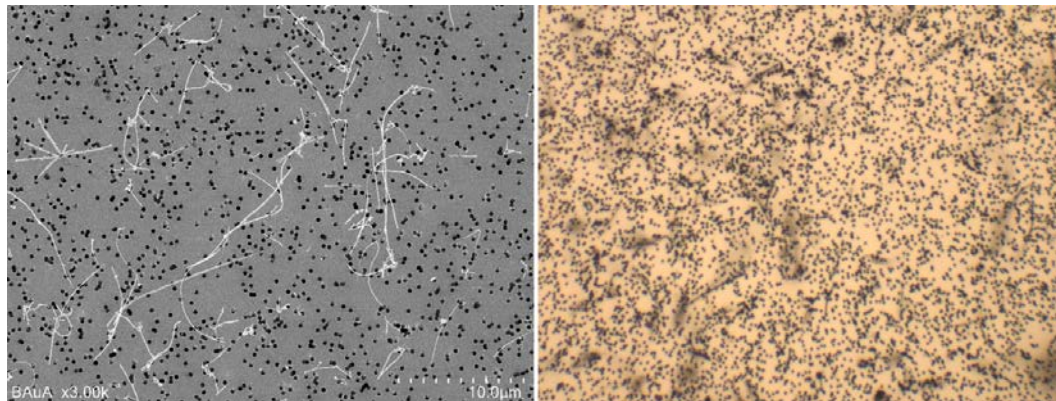
Abbildung 5: Einmessung eines Referenzpunktes mit der Software TiNa und Auswahl zufälliger Analysepositionen.



Quelle: eigene Darstellung, BAuA

Der automatische Bildeinzug wird nur mit einem verlässlichen Autofokus zufriedenstellende Ergebnisse liefern. Das Hitachi SU8230 verfügt, sofern er auf hinreichend kontrastreiche Bildinhalte angewendet wird, über einen sehr verlässlichen geräteseitigen Autofokus. Die verwendeten vergoldeten Kernporenfilter erfüllen diese Voraussetzung, da Goldschicht und Poren an jeder Filterposition auch unbelegt einen hohen Kontrast zeigen. Bei Aufnahmen eines schwach belegten Silizium-Wafers scheitert der Autofokus hingegen häufiger.

Abbildung 6: Links: REM SE-Bild mit 8,3 nm Punktauflösung, Rechts: Optisches Mikroskopiebild mit 50 nm Pixelgröße aber nur ca. 300 nm Punktauflösung. Die Größe der Filterporen beträgt 400 nm.

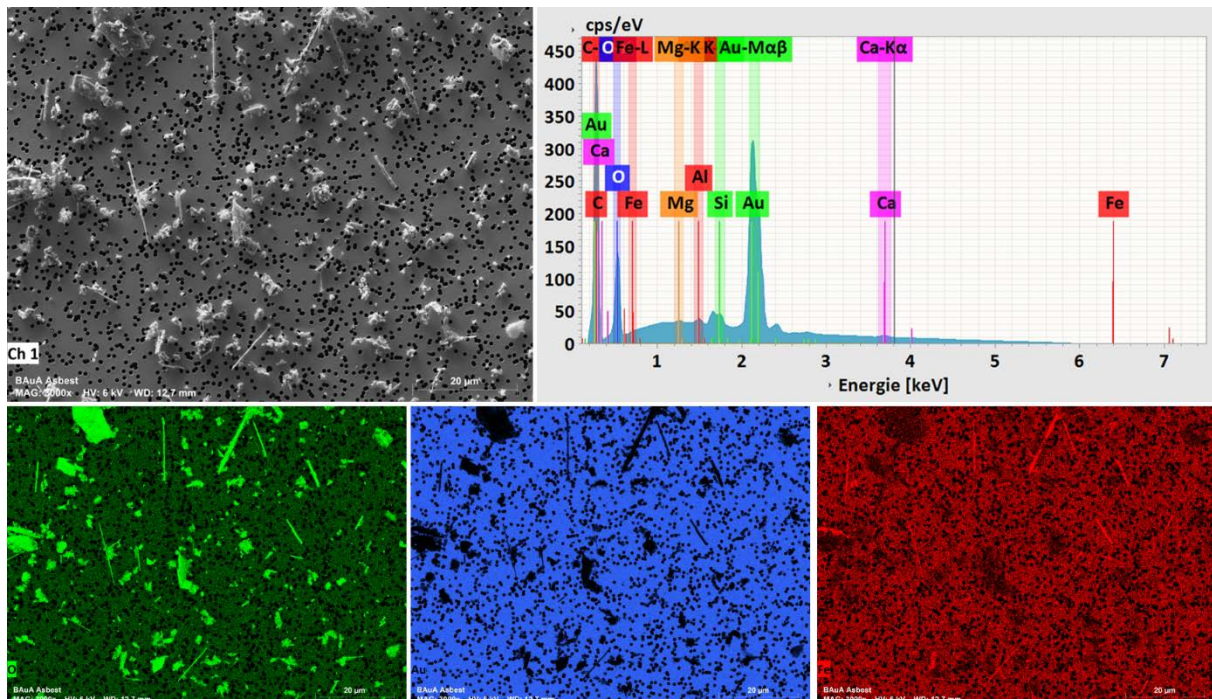


Quelle: eigene Darstellung, BAuA

3.5. Automatisierte Spektrenerfassung

Die Erfassung von spektralen EDX- und Raman-Mappings erfolgt ebenfalls vollautomatisch mit der Software TiNa, d.h. zu jedem Bildpunkt wird ein vollständiges Spektrum abgespeichert. Da jedes dieser Spektren 1000 oder mehr Energiekanäle umfasst, sind die anfallenden Datenmengen nicht mehr ohne verlustfreie Kompressionsmethoden zu bewältigen, Details dazu in Abschnitt 3.2.

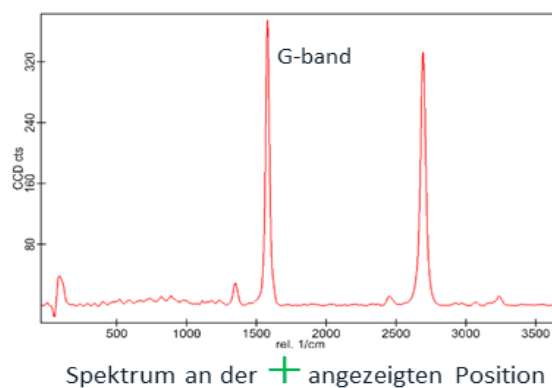
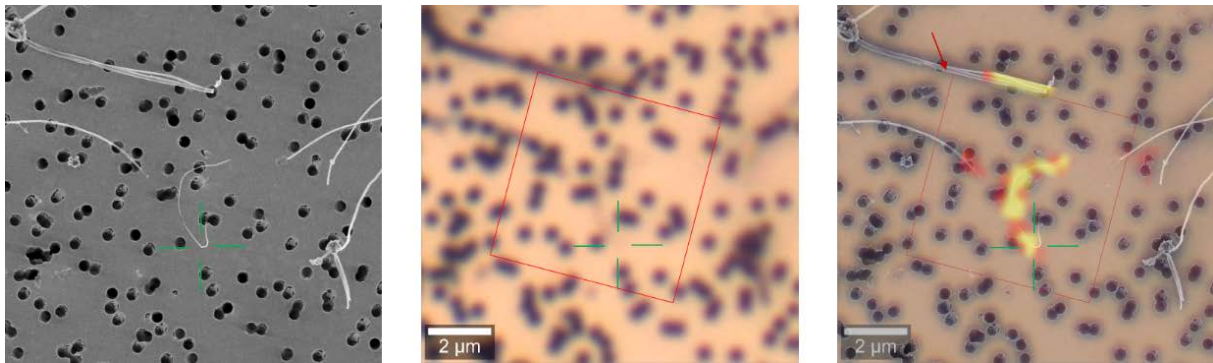
Abbildung 7: Oben: SE-Bild und EDX-Spektrum einer asbesthaltigen Probe, Unten: Falschfarbendarstellung des EDX-Mappings für die Elemente O, Au, Fe..



Quelle: eigene Darstellung, BAuA

Abbildung 8: Links: Kohlenstoffnanoröhren im REM-SE-Bild. Mitte: OM-Bild desselben Filterbereichs. Rechts: Überlagerung von REM-SE-, OM- und Raman-Mapping eines Falschfarbenbildes der Intensität des G-Bandes von Kohlenstoff (Gelb: höchste

Intensität). Unten: Raman-Spektrum an der mit einem grünen Kreuz ausgewiesenen Position, an der der Messlaser auf einer Kohlenstoffnanoröhre positioniert wurde, die im Lichtmikroskop nicht sichtbar war.



Quelle: eigene Darstellung, BAuA

4. Methoden

Ziel der korrelativen Mikroskopie ist es, einen exakt überlagerten Bilderstapel zu erhalten, um zu jedem Filterbereich alle erfassten Informationen pixelgenau interpretieren zu können. Dieses Ziel unterstützt die Software TiNa mit Bildentzerrungs- und Bildorientierungsmethoden für die aufgenommenen Bilder und spektralen Mappings. Sofern eine Probe zwischen zwei Bildeinzügen nicht bewegt wird und die elektronenoptische Abbildung beim Umschalten der Beschleunigungsspannung vom SE- (2-3 kV) zum EDX-Mode (6-15 kV) ausreichend abbildungsstreu erfolgt, ist eine punktgenaue Überlagerung allein mit Bildentzerrungsmethoden möglich.

Wird der Probenstisch jedoch zwischen zwei Messungen bewegt oder das Mikroskop gewechselt, resultieren durch den Bezug des Koordinatensystems der Probe zu dem des Mikroskoptisches die begrenzte Anfahrgenauigkeit des Probenstisches und Ungenauigkeiten beim Einmessen der Referenzpunkte in einer Wiederanfahrgenauigkeit einer Probenposition von im Mittel lediglich 5 µm (Moré 2017). Darum kann in der Regel nicht davon ausgegangen werden, dass nach einem erneuten Anfahren zwei Bilder genau übereinanderliegend eingezeichnet werden. Bei hohen Vergrößerungen, die mit entsprechend kleinen Bildfeldgrößen einhergehen, könnte sogar das Ziel-Bildfeld verfehlt werden. Für diesen Fall wurden in TiNa Algorithmen zur Orientierung einer Probe anhand des Bildinhaltes entwickelt.

4.1. Korrektur durch Zuordnung des Bildinhaltes

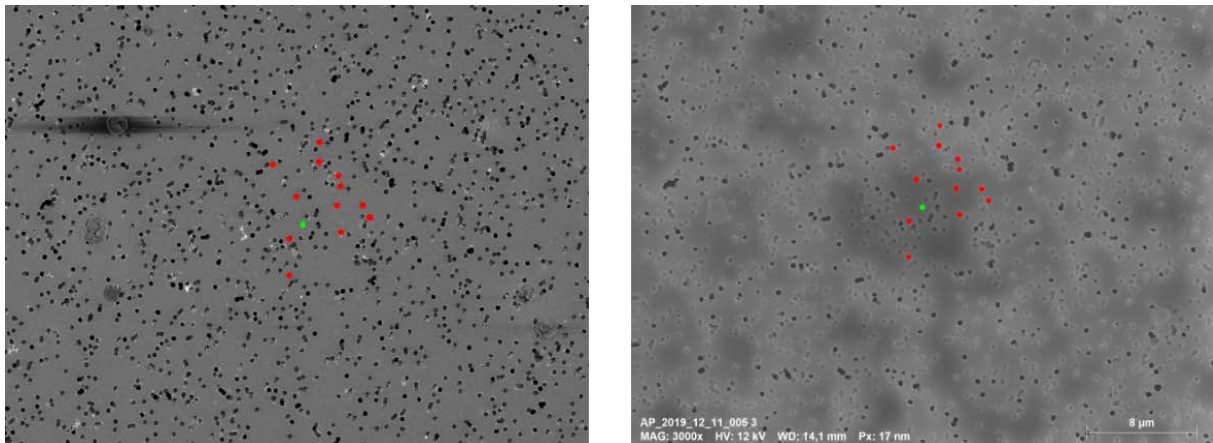
Eine durch die limitierte Wiederanfahrergenauigkeit des Probenstisches verursachte Relativverschiebung zweier nacheinander erfassten REM- oder OM-Bilder kann von der Software *TiNa* mittels verschiedener digitaler Bildverarbeitungstechniken korrigiert werden.

Zunächst wird ein Übersichtsbild mit halbiertem Vergrößerungsfaktor eingelesen und mit dem Ursprungsbild verglichen. Sind beide Bilder unter ähnlichen Aufnahmebedingungen entstanden, z.B. REM-SE-Bilder mit gleicher Beschleunigungsspannung, so werden sie ähnliche Schärfe- und Materialkontraste aufweisen. Dann werden mit einem Interest-Operator (Förstner 1986) charakteristische Bereiche im Referenzbild identifiziert, die dann mit einem Least-Squares-Matching-Verfahren (Ackermann 1984) im zweiten Bild gesucht werden. Sind hinreichend viele ähnliche Bereiche vorhanden, können die Parameter einer Affintransformation zwischen beiden Bildern und so die relative Probenstischverschiebung berechnet werden. Sofern die Verschiebung eine gesetzte Toleranzgrenze übersteigt, wird der Probenstisch mit dem Ziel einer Positionskorrektur verfahren, um dann ein weiteres Bild einzuziehen. Je nach der mit der verwendeten Probenstischmechanik erreichbaren Positionierungsqualität kann dieser Schritt mehrfach durchgeführt werden. Das resultierende positionsoptimierte Bild wird den Bildbereich des Ursprungsbildes bestmöglich abdecken, jedoch reicht dies in der Regel noch nicht aus, um eine pixelgenaue Überlagerung zu ermöglichen. Anhand erneut berechneter Bildzuordnungsparameter wird daher eine neue Affintransformation berechnet und zusammen mit dem Bild gespeichert, um sie bei nachfolgenden Analysen für die Zuordnung der Pixel der neuen Bildebene zum Ursprungsbild zu verwenden. Dieses Verfahren funktioniert auch bei verdrehten Bildern, doch ist das gespeicherte Bild immer das zuletzt eingelesene. Es wird nicht verändert, also gedreht umgerechnet, da hierdurch Bildschärfe verloren gehen würden. Ein direktes Übereinanderlegen ohne die Parameter der Affintransformation zu verwenden würde mit Standard-Bildverarbeitungsprogrammen wie z.B. Adobe Photoshop demnach nicht funktionieren. Die Analyse muss also mit angepasster Software erfolgen. Zur Darstellung kann übliche GIS (Geoinformationssystem) Software verwendet werden (z.B. ESRI ArcGIS), da die Orientierung ähnlich wie bei Luftbildern gespeichert wird. Da die Verdrehung der Bilder aus einer verdreht eingelegte Probe im REM resultiert, kann mit *TiNa* nach der Einmessung der Referenzpunkte die Probenverdrehung berechnet und durch Drehung des Probenstisches korrigiert werden, so dass die Bildfelder sich nach der Tischverschiebung bis auf kleine Restfehler maximal entsprechen.

Bei sehr unterschiedlichen Bildtypen, wie z.B. REM-SE-Bild und OM-Bild, scheitert diese Methode in der Regel daran, hinreichend ähnliche Bildbereiche zu identifizieren. Allerdings stellt uns die Struktur der Kernspurmembranfilter eine elegante Möglichkeit der Zuordnung bereit: Die Poren des Filters wurden mithilfe eines Ionenstrahls an zufällig verteilten Positionen erzeugt. Durch die zufällige Verteilung ist es praktisch ausgeschlossen, dass sich die Anordnung von zwei (hinreichend großen) Gruppen von Poren gleicht. Darum finden sich in jedem Bildbereich individuelle Porenmuster, die wir als Porenkonstellationen bezeichnen. Es hat sich gezeigt, dass diese Konstellationen auch bei Verwendung unterschiedlicher Bildgebungsverfahren wiedererkennbar bleiben, sofern das Verfahren Porenkontraste darstellt. Die Wiedererkennung solcher Konstellationen kann mittels Bildkorrelationsrechnungen geleistet werden (Meyer-Plath 2020b). Alternativ kommt in *TiNa* eine Kreiserkennung der Porenränder im Kantenbild (Canny 1986) zum Einsatz, bei der eine Konstellationen der Kreismittelpunkte erhalten wird. Analog zur Astronomie (Spratling 2009) bei wolkenverhangenem Himmel müssen wir eine Zuordnung zwischen zwei Bildern auch dann noch leisten können, wenn nicht alle Poren in beiden Bildern erkannt wurden, da sie z.B. außerhalb des überlappenden Bildbereiches liegen oder die Bildgebungen verschiedene

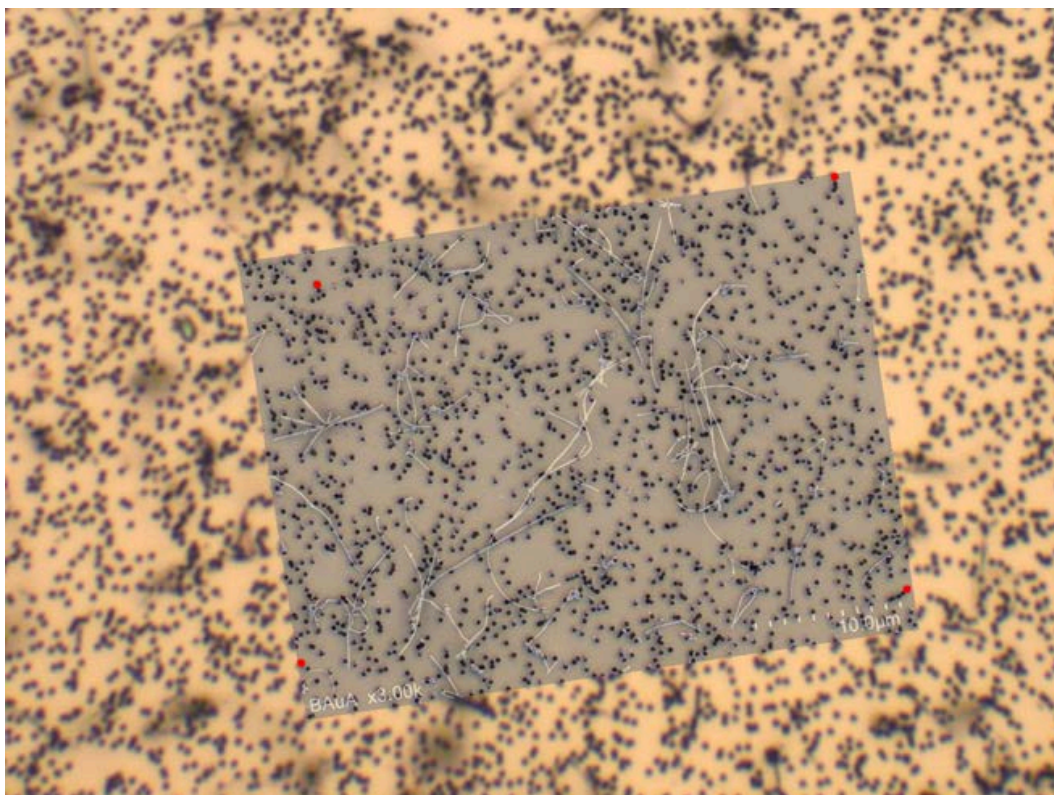
Kontrastbereiche umfassen (Abb. 9). Wir haben zu diesem Zweck einen kombinatorischen Algorithmus entwickelt, der mit der Verteilung der Relativabstände einer Pore zu anderen Poren arbeitet und eine genaue und robuste Zuordnung von Konstellationen ermöglicht. Sowohl in *TiNa*, als auch in der für die nachfolgende Bildanalyse entwickelte Software *FiberDetect* (Schumann 2019) sind diese Methoden implementiert.

Abbildung 9: Ergebnis der Identifizierung und Lokalisierung einer Porenkonstellation in REM-SE-Bildern mit unterschiedlichen Beschleunigungsspannung von 3 kV (links) und 12 kV (rechts).



Quelle: eigene Darstellung, BAuA

Abbildung 10: Überlagerung eines REM-SE-Bildes mit einem OM-Bild.)



Quelle: eigene Darstellung, BAuA

4.4. Datenmodell des Bilderstapels

Zur Erfassung, Orientierung und Verarbeitung ganz unterschiedlicher Bildtypen und Spektren ist ein Datenmodell nötig, das den Zugriff auf jedes Pixel und jeden spektralen Kanal in allen denkbaren Bildkombinationen ermöglicht, um in einem mehrere Gigabyte umfassenden Datensatz zeit- und speichereffizient Intensitätsberechnungen von Bildkontrasten und Partikelzusammensetzungen durchzuführen, wie sie für eine Objektklassierung benötigt werden. Bereits die EDX-Mappings benötigen pro 2560x1960-Pixel-Bild unkomprimiert mehr als 10 GB. Darum war es nötig, ein spezielles Datenmodell auf Basis von Standardkompressionsverfahren zu entwickeln. Der Bilderstapel besteht darin aus einer Datei, in der alle Bilder, Mappings, Metadaten und ihre Bildpunkt-Zuordnungstransformationen, sowie Bildpunktkoordinaten enthalten sind.

4.2.1. Bilder

Bilder werden als TIFF-Datei gespeichert. Sie können im Bildstapel wahlweise unkomprimiert oder mit dem LZW-Algorithmus (Lempel 1977) verlustfrei komprimiert abgelegt werden. Ein schneller Bildzugriff ohne Bildkompression hat sich als vorteilhaft herausgestellt, gegenüber den für unsere Bildinhalte typischerweise nur um ca. 10-20% kleineren komprimierten Bilddateien.

4.2.2. Spektrale Mappings

Für spektrale Mappings eines Filterbereichs, die mit ihrem Energiekanal einen dreidimensionalen Datensatz ergeben, ist eine Kompression unerlässlich, da andernfalls der enorme Speicherbedarf eine Verarbeitung auf Standardrechnern vereiteln würde. Unsere Herausforderung bestand darin, einen guten Kompromiss zwischen Dateigröße und Geschwindigkeit zu finden. Hierbei erwies sich eine zweistufige Kompression als optimal. Zu jedem Pixel gehören 1024 bis 4096 Energiekanäle, die im Fall der EDX-Daten aufgrund der geringen Integrationsdauer pro Bildpunkt zu einem großen Teil aus Nullen oder einstelligen Zahlen (counts) bestehen. Der verwendete verlustfreie Kompressionsalgorithmus wurde daher auf Geschwindigkeit und einen kleinen Zahlenraum optimiert. Auch hier kommt der LZW-Algorithmus (Lempel 1977) zum Einsatz. Dennoch ist die komprimierte Datenmenge noch recht groß. Andere Algorithmen (ZIP, 7z usw.) ermöglichen höhere Kompressionsraten, doch dauert das Komprimieren und Entpacken wesentlich länger. Nachdem alle Pixel einzeln mit LZW komprimiert wurden, wird darum das komplette Mapping nochmals mit dem BZip2-Verfahren (Seward 1996) komprimiert. Dieses Verfahren hat eine sehr hohe Kompressionsrate und kann relativ schnell entpacken. Die Kompression hingegen dauert deutlich länger, doch wird diese lediglich bei der erstmaligen Erstellung des Bildstapels durchgeführt. So erreichen wir für eine EDX-Datei eines 2560x1960 Pixel großen Bildes bei 240 s Bildeinzugsdauer eine Kompressionsrate von ca. 99%, z.B. von 4,5 GB auf 68 MB komprimiert. Zusätzlich dazu wird ein SE-Bild separat BZip2-komprimiert gespeichert. Der Zugriff auf das SE-Bild kann somit sehr schnell erfolgen, ohne die ganze Mapping-Datei entpacken zu müssen. Zur Datenanalyse muss zunächst das komplette Mapping mit BZip2 entpackt werden. Aus 68 MB werden dabei ca. 400 MB. Nun können das komplette Mapping oder nur ein kleiner Filterbereich analysiert werden. Es werden dazu nur die zu diesen Pixeln gehörenden Spektren entpackt und analysiert. Auf diese Weise kann in einem Mapping von 2560x1920 Pixeln ein Bereich von z.B. 100x100 Pixeln ausgewertet werden, ohne die gesamte spektrale Information entpacken zu müssen.

Abbildung 11: Datenmodell für einen schnellen Zugriff auf die EDX-Spektren aus dem Mapping des Filterbereichs.



Quelle: eigene Darstellung, BAuA

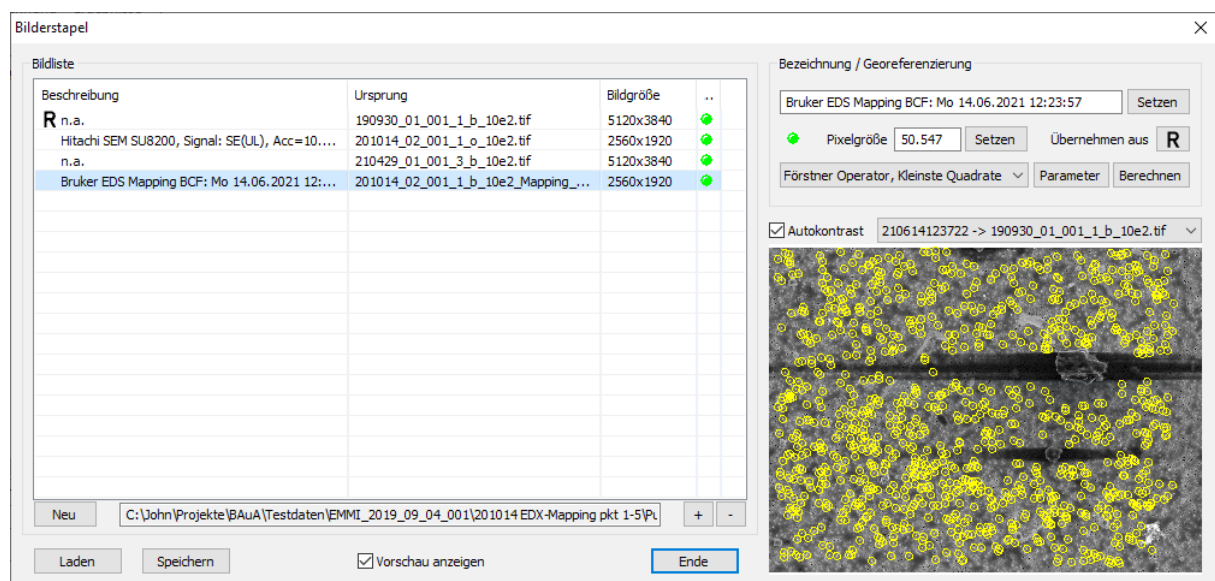
4.2.3. Metadaten und Koordinaten

Zu jedem Bild oder Mapping gehören zudem wichtige Metadaten. Diese sind neben der genauen Bezeichnung, des Ursprungsdateinamens, den Orientierungsstatus, den Dateioffset auch die Parameter der Affintransformation zwischen den Bildern und Mappings. Wie in Kapitel 3.1.2 beschrieben, werden alle Bilder des Bilderstapels pixelgenau übereinandergelegt und die dafür benötigten Transformationsparameter gespeichert. Ohne diese Information kann keine genaue Analyse der Daten erfolgen. Da die Bildzuordnung über homologe Bildkoordinaten berechnet wird, sind auch diese Koordinaten im Bilderstapel mit ihrer Genauigkeit des Least-Squares-Matching gespeichert. Die Metadaten liegen immer unkomprimiert vor und können direkt gelesen werden.

4.2.4. Bildauswertung mit der Software FibreDetect

Das zuvor beschriebene Datenmodell wurde in der an der BAuA entwickelten Software FibreDetect realisiert. Bilder und Mappings können eingelesen, Bildzuordnungen, sofern dies nicht vorher in TiNa erfolgte, berechnet und Analysen durchgeführt werden. Laden und Speichern der Bildstapeldateien gehen sehr schnell und der Zugriff auf einzelne pixelbezogene Informationen erfolgt ohne erkennbare Zeitverzögerung. Für drei Bilder und einem Mapping ist die Datei in diesem Beispiel lediglich 56 MB klein.

Abbildung 12: Handhabung von Bilderstapeln in der Software FibreDetect.

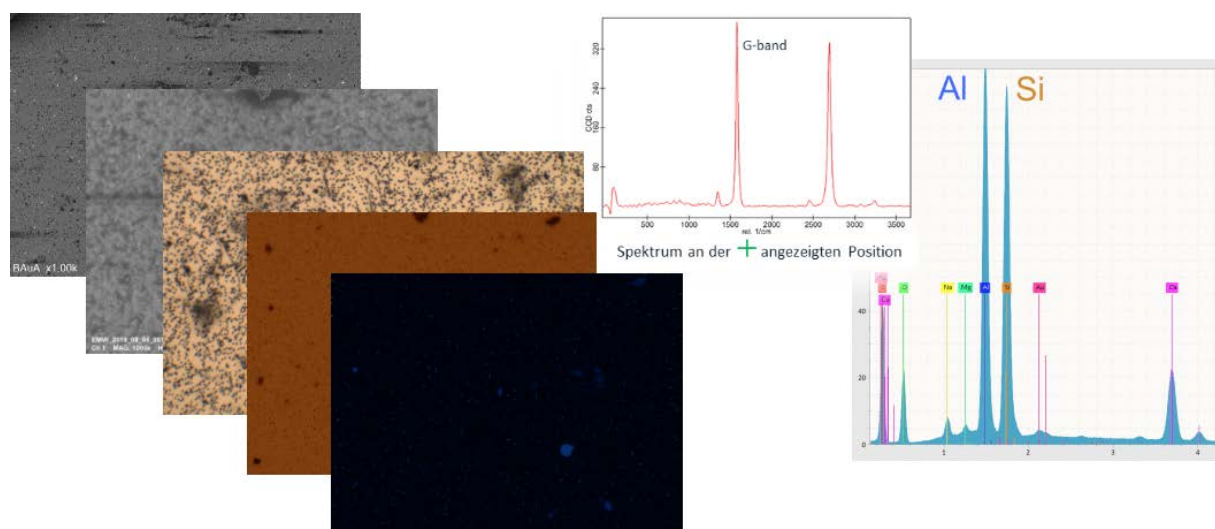


Quelle: eigene Darstellung, BAuA

4.3. Korrelative Mikroskopie

Die im Bilderstapel übereinanderliegenden, d.h. miteinander in Korrelation gesetzten Bilder und Mappings können nun analysiert werden. Mit dem hochauflösenden REM-SE-Bild wird eine Segmentierung durchgeführt, um einzeln Objekte und deren Form (Morphologie) vor dem Filterhintergrund zu erkennen. Dies erfolgt sowohl mit klassischen Methoden der digitalen Bildverarbeitung (Zack 1977, Schumann 2019) als auch unter Verwendung von künstlichen neuronalen Netzen mit U-Net-Topographie (Ronneberger 2015). Zu jedem Objekt kann nun im Bilderstapel entweder eine Ansicht eines Mikroskops bzw. andere Abbildungsparameter präsentiert werden, oder das Ergebnis einer EDX-Quantifizierung, aus der die elementare Zusammensetzung hervorgeht. Auf diese Weise erhält jedes Objekt eine Reihe von Eigenschaften zugeordnet, anhand derer es identifiziert werden kann.

Abbildung 13: Beispiel eines mit korrelativer Mikroskopie analysierten Filterbereichs.

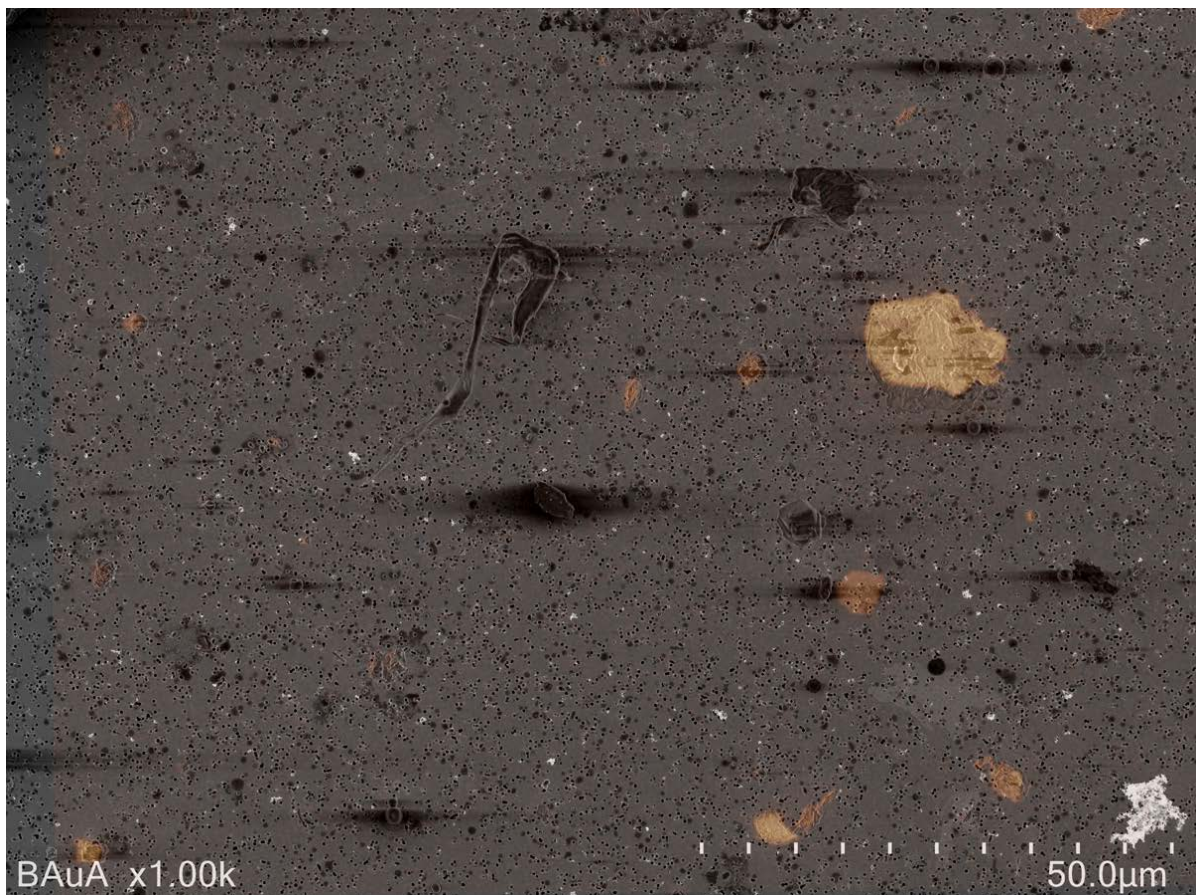


Quelle: eigene Darstellung, BAuA

4.4. Klassierung von Objekten

Durch die Kombination von Formerkennung und Zuordnung der elementaren und chemischen Zusammensetzung eines Objektes wird eine Klassierung möglich. Anhand der Form allein kann z.B. bereits eine Aussage zu möglicherweise gesundheitsschädlichen faserförmigen Partikeln getroffen werden. Arbeiten an der BAuA haben sich dieser Fragestellung detailliert gewidmet und eine Klassierungsmatrix erstellt (Broßell 2020). Auch die Asbestanalytik arbeitet mit der Erkennung von faserförmigen Partikeln, auch hier muss die elementare Zusammensetzung bestimmt werden. Dies erfolgt in vielen Fällen noch händisch am REM, indem für individuell als Fasern erkannter Objekte eine punktweise EDX-Spektrenerfassung initiiert wird und das Spektrum „online“ vom Experten am REM interpretiert wird.

Abbildung 14: REM-SE-Bild überlagert von mit einem Falschfarbenbild der Konzentration des Elements Silizium (orange).



Quelle: eigene Darstellung, BAuA

5. Ausblick

Bislang erfolgt die Klassierung von uns analysierter Partikel noch nicht automatisch. Unser Ziel ist jedoch eine vollautomatische oder zumindest computerunterstützte Zuordnung zu vorher festgelegten Materialklassen. Hierfür müssen auf Basis von Reihenuntersuchungen an bekannten Materialien Analyseergebnisse akkumuliert werden, um trennscharfe Klassierungsparameter zu identifizieren. Hierfür ist die Erstellung einer Partikeldatenbank notwendig, in der die Gestalt, Oberflächentextur sowie Informationen zur chemischen und elementaren Zusammensetzung zusammengetragen werden. In nachfolgenden Arbeiten wird

dann die Verlässlichkeit der Klassierung durch klassische algorithmische Methoden mit Methoden künstlicher neuraler Netze studiert werden.

6. Fazit

Im Rahmen des Projekts EMMI wurde ein System für die Beprobung und Analyse von luftgetragenen Partikeln in Innenräumen konzipiert und erprobt. Es umfasst ein Sammelsystem, mit dem die PM-2,5-Fraktion auf elektronenmikroskopierbaren Kernporenfiltern abgeschieden wird. Durch korrelative Mikroskopie, also eine ortskorrelierte Kombination mehrerer bildgebender und spektroskopische Stoffinformationen generierender Analyseverfahren, werden die Feststoffpartikel nach dem aktuellen Stand der Technik bestmöglich charakterisiert. Die für solche Analysen notwendige Bild- und Spektrenerfassung sowie das Wiederauffinden interessierender Bildbereiche, Berechnung von Transformationsparametern und ihre pixelgenaue Orientierung wurde mittels der Software TiNa automatisiert. Die Software ermöglicht derzeit Rasterelektronenmikroskope der Hitachi SU8000er- und SU8200er-Serie sowie REMs verschiedener Hersteller, die mit dem DISS5-System der Firma point electronic GmbH kontrolliert werden, zu steuern. Zum REM korrelierte automatisierte Spektroskopie ist mit QUANTAX-EDX-Systemen der Firma Bruker Nano GmbH sowie Raman-Mikroskopen vom Typ Apyron 300 der Firma WITec GmbH möglich. Die Integration weiterer Systeme wird angestrebt, erfordert jedoch geeignete und von den Geräteherstellern freigegebene Softwareschnittstellen.

Die Zusammenführung aller korrelierten Bild- und Spektroskopie-Daten erfolgt über die Software FibreDetect. Sie bietet Möglichkeiten zur Objekterkennung, der objektbezogenen Aggregation spektroskopischer Daten und der auf morphologischen und stofflichen Daten basierenden Objektklassifikation.

Mit unseren Software- und Methodenentwicklungen sollen die Zusammensetzung und Konzentration auch komplexer Partikelmischungen in der Innenraumluft zukünftig detaillierter als bisher möglich untersucht und ein Beitrag zum Gesundheitsschutz von Verbrauchern und Arbeitnehmern geleistet werden.

Quellenverzeichnis

Ackermann F (1984): High Precision Digital Image Correlation. Schriftenreihe Institut für Photogrammetrie, Universität Stuttgart, Heft 9, Stuttgart 1984.

Broßell D, Meyer-Plath A, Kämpf K, Plitzko S, Wohlleben W, Stahlmecke B, Wiemann M, Haase A (2020). A Human risk banding scheme for high aspect-ratio materials. In: Synthetic Nano- and Microfibers; Wagterveld RM, Hrg. WETSUS: Leeuwarden, Niederlande, 2020; Seiten 55-80.

Canny J (1986): A computational approach to edge detection, IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence, PAMI-8(6): 679-698, DOI: 10.1109/TPAMI.1986.4767851.

DIN EN 689 „Exposition am Arbeitsplatz- Messung der Exposition durch Einatmung chemischer Arbeitsstoffe- Strategie zur Überprüfung der Einhaltung von Arbeitsplatzgrenzwerten“

Förstner W (1986): A Feature Based Correspondence Algorithm for Image Matching. Proceedings of the Symposium "From Analytical to Digital", ISPRS Band 26(3/3): 150-166, Rovaniemi, Finnland 1986.

Lempel A, Ziv J (1977): A universal algorithm for sequential data compression, IEEE Transact.Information Theory 23(3): 337-343, DOI: 10.1109/TIT.1977.1055714.

Meyer-Plath A (2020a): Correlating SEM and Raman Imaging of Nucleopore Filter Sampled Nanofibers. Virtual Raman Imaging Poster Summit 2020, DOI: 10.13140/RG.2.2.11130.72641.

Meyer-Plath A (2020b): A Practicable Measurement Strategy for Compliance Checking Number Concentrations of Airborne Nano-and Microscale Fibers. *Atmosphere* 11(11): 1254, DOI: 10.3390/atmos11111254.

Moré J, Dziurawitz N, Thim C, Hemmleb M, Berger D (2017): Relocation of defined sample positions with an automated stage navigation tool for SEM. Poster auf der MC2017 Conference in Lausanne 2017, *Proceedings mc2017*: 481-483.

Ronneberger O, Fischer P, Brox T (2015): U-Net: Convolutional Networks for Biomedical Image Segmentation. In: *Medical Image Computing and Computer-Assisted Intervention - MICCAI 2015*: 234-241, ISBN 978-3-319-24574-4.

Schumann J, Bäger D, Dziurawitz N, Thim C, Meyer-Plath A (2019): Retrieving SEM sample positions under limited relocation accuracy using digital image processing, Poster auf der MC2019 Conference in Berlin 2019, *Proceedings mc2019*: 391-392.

Schumann J, Kämpf K, Meyer-Plath A, Plitzko (2019): Automated Detection, Tracking and Characterization of Toxicologically Relevant Nanoscale Fibres in Scanning Electron Microscope Images, Poster auf dem ISBI2019 IEEE International Symposium, April 2019, Venedig, Italien, *Proceedings TuP2O-05.9*.

Seward J (1996): <https://github.com/dsnet/compress/blob/master/doc/bzip2-format.pdf>.

Spratling BB, Mortari D (2009): A Survey on Star Identification Algorithms. *Algorithms* 2(1): 93-107, DOI: 10.3390/a2010093.

VDI 3492:2013-06: Messen von Innenraumluftverunreinigungen - Messen von Immissionen - Messen anorganischer faserförmiger Partikel - Rasterelektronenmikroskopisches Verfahren. Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN - Normenausschuss. Beuth Verlag

Zack G, Rogers W, Latt S (1977): Automatic measurement of sister chromatid exchange frequency. *J Histochem Cytochem* 25:741 –753.